



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
ESCOLA DE ENGENHARIA DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

VARIAÇÕES DAS CONDIÇÕES HIDROLÓGICAS E DA CLOROFILA *a*
ASSOCIADAS AO CULTIVO DO CAMARÃO MARINHO *Litopenaeus*
***vannamei* (BOONE, 1931), NA REGIÃO ESTUARINA DO RIO PARAÍBA DO**
NORTE (PARAÍBA - BRASIL).

LOURINALDO BARRETO CAVALCANTI

RECIFE
2003

LOURINALDO BARRETO CAVALCANTI

**VARIAÇÕES DAS CONDIÇÕES HIDROLÓGICAS E DA CLOROFILA *a*
ASSOCIADAS AO CULTIVO DO CAMARÃO MARINHO *Litopenaeus vannamei*
(BOONE, 1931), NA REGIÃO ESTUARINA DO RIO PARAÍBA DO
NORTE (PARAÍBA - BRASIL).**

Tese de Doutorado apresentada ao Curso de Doutorado em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco como parte do requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências, área Oceanografia Química.

Orientador: Prof. Dr. Sílvio José de Macedo
Co-orientadora: Prof^a Dra. Kátia Muniz Costa

Cavalcanti, Lourinaldo Barreto
Variações das condições hidrológicas e da clorofila *a* associadas ao cultivo do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931), na região estuarina do rio Paraíba do Norte (Paraíba – Brasil)/ Lourinaldo Barreto Cavalcanti. – Recife : O Autor, 2003.
148 folhas : il., fig., tab.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Oceanografia, 2003.

Inclui bibliografia e anexos.

1. Carcinicultura. 2. *Litopenaeus vanannei*. 3. Qualidade de água. 4. Nutrientes. 5. Clorofila *a* I.
Título.

639.512:543.3

CDU

UFPE

(2.ed.)

639.68

CDD (21.ed.)BC2003-046

LOURINALDO BARRETO CAVALCANTI

**VARIAÇÕES DAS CONDIÇÕES HIDROLÓGICAS E DE CLOROFILA *a*
ASSOCIADAS AO CULTIVO DE *Litopenaeus vannamei* (BOONE, 1931), NA
REGIÃO ESTUARINA DO RIO PARAÍBA DO NORTE (PARAÍBA – BRASIL).**

Dada da defesa: 26 de fevereiro de 2003

Prof. Dr. Sílvio José de Macedo (**Orientador**)
Departamento de Oceanografia da UFPE

Prof. Dr. Eudes de Sousa Correia
Departamento de Pesca da UFRPE

Dra. Fátima Maria Miranda Brayner
Fundação Instituto Tecnológico de Pernambuco - ITEP

Prof. Dra. Sigrid Neumann Leitão
Departamento de Oceanografia da UFPE

Prof. Dr. Fernando Antônio do Nascimento Feitosa
Departamento de Oceanografia da UFPE

Recife
2003

A sustentabilidade se baseia no manejo e na conservação dos recursos naturais básicos e a orientação de mudanças tecnológicas e institucionais que permitam satisfazer, de forma continuada, as necessidades humanas para a presente e futuras gerações.

**Fundo das Nações Unidas para Agricultura e
Alimentação
FAO.**

**Dedico a todos que me incentivaram e
contribuíram para realização deste trabalho.**

AGRADECIMENTOS

O autor deseja expressar os seus sinceros agradecimentos às instituições e pessoas relacionadas a seguir, que decididamente contribuíram para a realização deste trabalho.

À Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária – IPA, que de acordo com as suas normas estatutárias permitiu seu afastamento;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, pelo apoio financeiro que viabilizou a realização da fase experimental da pesquisa;

Ao Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco – DOCEAN – através de seus Chefes Fernando Feitosa do Nascimento e Tereza Cristina Medeiros de Araújo, pelo uso de suas instalações, para a realização das análises e elaboração do manuscrito;

À Associação Brasileira dos Criadores de Camarão – ABCC, pelo apoio quanto ao acesso a informações sobre as atividades de carcinicultura;

Ao Sr. Fernando Menezes, proprietário da Fazenda Aquamaris, que, com visão de empresário moderno, permitiu o acesso às instalações de seu empreendimento, viabilizando a pesquisa;

A Flávio Lucas de Medeiros, Gerente Técnico da Fazenda Aquamaris, que promoveu todas as facilidades possíveis para a realização do trabalho;

A Itamar de Paiva Rocha e Margareth Rolim, da MCR, pelo estímulo e fornecimento de informações sobre carcinicultura;

A Virgílio Gadelha Pinto da SUDEMA – PB, por sua valiosa colaboração, quanto a informações técnicas sobre o ambiente estuarino do Rio Paraíba;

Ao Professor Roberto Sassi da Universidade Federal da Paraíba, pela cessão de bibliografia especializada;

Aos Professores Tereza Cristina Medeiros de Araújo, Fernando Antonio do Nascimento Feitosa, Sílvio José de Macedo, Carmem Medeiros, Sigrid Neumann Leitão, José Zanon de Oliveira Passavante, Kátia Muniz e Deuzinete Tenório, pela transmissão de valiosos conhecimentos;

- colega Eudes de Souza Correia, pela amizade e pelo apoio em todos os momentos;

Aos Professores Sigrid Neumann Leitão, Paulo de Paula Mendes e Zélia Maria Pimentel Nunes, que colaboraram na análise estatística dos dados;

À colega Patrícia Fernandes de Castro, pela amizade e valiosas sugestões;

- Prof. Sílvio José de Macedo, que além de sua extrema dedicação como orientador, participou ativamente da fase experimental da pesquisa, em campo e em laboratório;

À Professora Kátia Muniz, que como co-orientadora, jamais faltou com sua amizade e disponibilidade para ajudar;

- colega Manoel de Jesus Flores Montes, pela colaboração nas análises químicas e pelas valiosas sugestões;

À colega Yara Correia Lins pela inestimável colaboração na realização das análises químicas;

À colega Simone Ferreira Teixeira e ao Eng. de Pesca Marcelo Luiz da Silva Costa, pela inestimável ajuda na confecção de gráficos e tabelas;

- Professor Fernando Antônio do Nascimento Feitosa, pela realização das análises de clorofila *a*;

Ao colega Márcio Francisco Alves de Santana, por sua amigável colaboração no trabalho de qualificação;

Aos colegas Josafat Marinho Falcão Neto e Marcelo Rollnic, os quais, por diversas vezes foram mediadores de “desavenças sérias” minhas, com o computador;

A todos os colegas de curso e do DOCEAN, pela amizade constante e disposição em

ajudar; Às Bibliotecárias Ceci Conte e Giane da Paz, pela revisão das referências bibliográficas;

Aos funcionários Jesi de Oliveira Pontes, Joaquim Alves de Souza Filho, Paulo Fernando Cavalcanti de Souza e Hermes Ferreira de Paula, pela imprescindível colaboração durante a fase experimental da pesquisa;

Aos funcionários Zacarias de Oliveira Passavante e Myrna Medeiros Lins, pelo inestimável apoio administrativo.

A todos aqueles que, direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

Pág.

AGRADECIMENTOS**LISTA DAS FIGURAS** 12**LISTA DAS TABELAS** 14**RESUMO** 15**ABSTRACT** 17**1. INTRODUÇÃO** 19**2. OBJETIVOS** 24**2.1 OBJETIVO GERAL** 24**2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS** 24**3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA** 25**4. DESCRIÇÃO DA ÁREA** 38**4.1. FAZENDA AQUAMARIS** 38**4.2. ÁREA ESTUARINA DO RIO PARAÍBA DO NORTE** 40**5. MATERIAL E MÉTODOS** 41**5.1. ATIVIDADE DE CULTIVO** 41**5.2. CLIMATOLOGIA** 43**5.3. HIDROLOGIA**..... 43**5.4. ANÁLISE MULTIVARIADA**..... 45**5.5. ANÁLISE ESTATÍSTICA** 47

6. RESULTADOS	48
6.1. CLIMATOLOGIA	48
6.1.1. Precipitação pluviométrica	48
6.1.2. Temperatura do ar	48
6.2. HIDROLOGIA	50
6.2.1. Transparência da água.....	50
6.2.2. Potencial hidrogeniônico (pH)	52
6.2.3. Temperatura.....	54
6.2.4. Salinidade	56
6.2.5. Oxigênio dissolvido.....	58
6.2.6. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	61
6.2.7. Amônia NH_3 - - N + NH_4 + - N.....	63
6.2.8. Nitrito NO_2 - - N.....	65
6.2.9. Nitrato NO_3 - - N	67
6.2.10. Fosfato PO_4 - - P.....	69
6.2.11. Silicato SiO_2 - - Si	71
6.2.12. Clorofila <i>a</i>	73
6.3. ANÁLISE MULTIVARIADA	75
6.3.1. Similaridade dos dados	75
6.3.2. Análise dos componentes principais.....	75
6.4. RESULTADOS DOS CULTIVOS	79
6.4.1. Crescimento dos camarões	79
6.4.2. Produtividade	79
6.4.3. Sobrevivência	79

7.	DISCUSSÃO	81
	7.1 Transparência da água	81
	7.2 Potencial hidrogeniônico (pH)	82
	7.3 Temperatura	84
	7.4 Salinidade	86
	7.5 Oxigênio dissolvido	88
	7.6 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	90
	7.7 Amônia NH₃ - - N + NH₄ + - N	92
	7.8 Nitrito NO₂ - - N	95
	7.9 Nitrato NO₃ - - N	96
	7.10 Fosfato PO₄ - - P	98
	7.11 Silicato SiO₂ - - Si	100
	7.12 Clorofila .a	101
	7.13 Rendimento dos Cultivos	103
8	CONCLUSÕES	107
9	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	109
	ANEXOS	133

LISTA DAS FIGURAS

	Pág.
1. Mapa da área, com a localização das estações de coleta.....	39
2. Exemplar de <i>Litopenaeus vannamei</i>	41
3. Variação mensal da precipitação pluviométrica na região estuarina do rio Paraíba do Norte (PB)	49
4. Variação mensal da temperatura do ar na região estuarina do rio Paraíba do Norte (PB).....	49
5. Variação sazonal e nictemeral da transparência nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15	51
6. Variação sazonal e nictemeral do pH nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15.....	53
7. Variação sazonal e nictemeral da temperatura nas estações 1, 2, 3, 4, e 5 e nos viveiros B2 e 15	55
8. Variação sazonal e nictemeral da salinidade nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15	57
9. Variação sazonal e nictemeral do oxigênio dissolvido nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15	59
10. Variação sazonal e nictemeral da saturação de oxigênio nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15	60
11. Variação sazonal e nictemeral da demanda bioquímica de oxigênio nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15	62
12. Variação sazonal e nictemeral da amônia-N nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15	64
13. Variação sazonal do nitrito-N nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15	66
14. Variação sazonal e nictemeral do nitrato-N nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15	68
15. Variação sazonal e nictemeral do fosfato-P nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15	70
16. Variação sazonal e nictemeral do silicato-Si nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15	72
17. Variação sazonal e nictemeral da clorofila <i>a</i> nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15	74
18. Dendrograma da associação <u>das</u> amostras referentes aos diversos ambientes de coleta, na área estuarina do rio Paraíba do Norte (PB)	77
19. Análise dos Componentes Principais referentes aos diversos ambientes de coleta, na área estuarina do rio Paraíba do Norte (PB).....	78

20. Evolução do crescimento dos camarões no viveiro B2, durante os três ciclos de cultivo80
21. Evolução do crescimento dos camarões no viveiro 15, durante os três ciclos de cultivo80

LISTA DAS TABELAS

	Pág.
1. Produção mundial de pescado (1989/1998) através da aquíicultura.....	134
2. Produção da aquíicultura por continentes em 1998.....	134
3. Principais produtores de camarão marinho cultivado na última década	135
4. Produção de camarão cultivado no Brasil.....	135
5. Dados hidrológicos nas estações de coleta (1, 2, 3, 4, 5, VB2 e V15) durante o ano de 2000	136
6. Dados hidrológicos médios obtidos nos viveiros B2 e 15 durante o ano de 2000	141
7. Dados hidrológicos médios obtidos durante uma análise nictemeral do viveiro B2	145
8. Dados hidrológicos médios obtidos durante uma análise nictemeral do viveiro 15	146
9. Análise dos Componentes Principais referentes aos diversos ambientes de coleta, na área estuarina do rio Paraíba do Norte (PB)	147
10. Modelos de crescimento dos camarões em dois tipos de viveiros durante três ciclos de cultivo	147
11. Dados de produção de camarões durante três ciclos de cultivo no viveiro B2..	148
12. Dados de produção de camarões durante três ciclos de cultivo no viveiro 15..	148

RESUMO

A carcinicultura marinha começou a ser praticada no Brasil no início da década de 70, mas somente com a introdução da espécie *Litopenaeus vannamei*, oriunda do Oceano Pacífico, é que seu desenvolvimento tornou-se realidade. O crescimento da atividade, no entanto, leva à necessidade de se abordar alguns aspectos ligados à sua sustentabilidade, em particular, ao ambiente aquático no qual ela é praticada. Com efeito, existe um intercâmbio permanente de água entre os ambientes de cultivo e o meio externo adjacente, gerando a necessidade de se conhecer as características físicas, químicas e biológicas dessa água, para que se possa identificar possíveis influências positivas ou negativas mútuas. Partindo desse enfoque, o presente trabalho foi realizado com o objetivo de analisar, quanto aos aspectos físico, químico e biológico, a água de viveiros de cultivo de camarão e rios adjacentes que funcionam como fonte de abastecimento e drenagem de efluentes. A pesquisa desenvolveu-se na Fazenda Aquamaris (Paraíba), circundada pelo Rio Paraíba do Norte, atuando como abastecedor de água para os viveiros, e pelos rios Mandacaru e Tambiá, que funcionam como receptores de efluentes. Para a efetivação do estudo, foram usados os viveiros denominados B2 e 15, com áreas de 2,4 e 9,2 hectares, respectivamente. Em cada um deles foram realizados três ciclos de cultivo, ao longo do ano 2000, obedecendo a seguinte seqüência: 26 de fevereiro a 23 de maio (92 dias); 21 de junho a 23 de setembro (97 dias) e 13 de outubro a 29 de dezembro (78 dias). O povoamento dos viveiros efetuou-se com pós-larvas PL₂₀, em densidades variando entre 15,8 e 31,0 PL's/m². A alimentação dos camarões deu-se à base de ração comercial peletizada com 35% de proteína e o acompanhamento do crescimento foi feito através de biometrias mensais, com amostras correspondentes a 1% da população de cada viveiro. Como média dos três ciclos de cultivo, obteve-se para o viveiro B2, um crescimento de 0,84 g/semana, produtividade de 1.890 Kg/ha e sobrevivência de 61,9 % e para o viveiro 15, 1,08 g/semana, 962 Kg/ha e 47,9 %, respectivamente. Para os estudos hidrológico e biológico dos viveiros foram tomadas amostras de água subsuperficiais, na entrada e saída de cada ambiente, em meses correspondentes às fases inicial e final de cada ciclo de cultivo, efetuando-se também uma análise nictemeral no mês de setembro de 2000. Nos rios, as amostras foram coletadas em um ponto do Rio Paraíba

(estação 1), dois pontos no Rio Mandacaru (estações. 2 e 3) e dois no Rio Tambiá (estações. 4 e 5). Foram realizadas medidas de transparência, pH e temperatura e análises de salinidade, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, amônia, nitrito, nitrato, fosfato, silicato e clorofila *a*. Pela análise multivariada dos dados, foi possível identificar ambientes com perfis bem distintos, considerando-se os parâmetros analisados. O Grupo 1 associou a estação 1 nas fases de baixa-mar e preamar e as estações 2, 3 e 5 nas preamares, onde ficou evidenciada uma maior influência do fluxo marinho. O Grupo 2 compreendeu as estações 2, 3 e 5 durante as baixa-mares e permitiu assinalar a ação de um fluxo intermediário de águas marinhas e limnéticas. O Grupo 3 reuniu dados dos viveiros B2 e 15, que apresentaram características hidrológicas diferentes do ecossistema externo. O Grupo 4 englobou as baixa-mares e preamares da estação 4, que apresentou teores críticos de oxigênio dissolvido e bastante elevados de amônia e DBO, em função da grande quantidade de esgotos domésticos oriundos da cidade de João Pessoa. Na análise dos Componentes Principais, os fatores 1 e 2 explicaram 78,52% da variação dos dados e mostraram uma participação positiva das preamares nas condições ambientais. Por outro lado, foi observado um efeito negativo das baixamares provocando elevados níveis de amônia, fosfato, silicato e DBO. Para os viveiros B2 e 15, a influência da água de abastecimento, as técnicas de manejo utilizadas e os próprios processos biológicos internos, permitiram evidenciar condições ambientais bem diferenciadas em relação ao meio externo e bastante adequadas ao cultivo dos camarões.

Palavras chaves: Carcinicultura; *Litopenaeus vannamei*; qualidade de água; nutrientes; clorofila *a*.

ABSTRACT

The marine shrimp culture began in Brazil in the seventies, but only with the introduction of the exotic species *Litopenaeus vannamei*, from the Pacific Ocean, its development was a reality. The activity expansion, brought some problems related to its sustainability, mainly to the aquatic environment where it is developed. There is a permanent interchange between the water of the culture ponds and the external environment, being important to know its biotic and abiotic quality to identify positive or negative influence on each other environment. In order to assess the water physical, chemical and biological characteristics of shrimp ponds and adjacent rivers used as water source and effluent drainage it was developed the present research at Aquamaris farm (Paraíba). The River Paraíba do Norte was used as water source to the ponds, and the rivers Mandacarú and Tambiá were used as discharged effluents. For this study it was used the ponds named B2 and 15, with 2.4 and 9.2 hectares, respectively. In each pond it was carried out three culture cycles along 2000, according to the following schedule: from February 26th to May 23rd (92 days); from June 21st to September 23rd (97 days) and from October 13th to December 29th (78 days). The ponds were supplied with post-larvae PL₂₀, with densities that ranged from 15.8 to 31 PL's/m². The shrimp were fed with a 35% protein pelletized ration and the growth was measured monthly by biometry, with samples corresponding to 1% of the population of each pond. The average of the three culture ponds were the following: pond B2 a growth rate of 0.84 g per week, a productivity of 1,890 Kg.ha⁻¹ and 61.9% of survival; pond 15 the growth rate was 1.08g per week, a productivity of 962 Kg.ha⁻¹ and 47.9% of survival. To the hydrological and biological studies subsurface water was collected at the entrance and exit of each environment, during the initial and final phase of each culture cycle. A nyctemeral (each 3 hours) analysis was also carried out in September/2000. Samples were collected in one station in the River Paraíba (station 1), two stations in the River Mandacaru (stations 2 and 3) and two stations in the River Tambiá stations 4 and 5). It was measured the transparency, pH, temperature, salinity, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, ammonia, nitrite, nitrate, phosphate, silicate and chlorophyll *a*. The samples cluster analysis showed three groups: Group 1- Clustered station 1 (low-tide, high tide), stations 2, 3 and 5 (high tides), all influenced by the marine flux. Group 2 - Clustered stations 2, 3 and 5 (low-tide) and presented a mixture of the marine and limnetic flux. Group 3 –

Clustered the data of ponds B2 e 15 which presented different hydrological conditions in relation to the external environment. Group 4- Clustered high and low tides of station 4, which presented bad O₂ condition, a high BOD and ammonia, due high load of domestic sewage from João Pessoa City. In Principal Component analysis the factors 1 and 2 explained 78.52% of the data variation and showed the high tide positive role in the environmental condition. Secondly, it could be seen the negative influence of low-tides bringing high level of ammonia, phosphate, silicate and BOD. In the ponds (B2 and 15) the influence of the supplied water plus the management techniques used and the internal biological processes showed very different environmental conditions in relation to the external environment, presenting good conditions to the cultured shrimps.

Key words: Shrimp culture; *Litopenaeus vannamei*; water quality; nutrients; chlorofyll *a*.

1. INTRODUÇÃO

A aquíicultura é uma ciência multidisciplinar que envolve estudos sobre a biologia das espécies, ecologia, fisiologia, patologia, nutrição, tecnologia de alimentos, solo, água, engenharia de sistemas de cultivo e aspectos econômicos.

Segundo Rocha (1995), esta vem sendo praticada desde remotos tempos, havendo registro de que um primeiro trabalho sobre cultivo de carpas foi publicado na China, 500 aC.

Mesmo considerando a sua história, a aquíicultura, tecnologicamente, só começou a se desenvolver realmente, a partir dos anos recentes, em razão do aumento populacional do globo e da conseqüente necessidade de incremento da produção de pescado (Pillay, 1997; Bailey *et al.*, 1991).

Tendo em vista que, em nível mundial, os estoques das principais espécies aquáticas já estão próximos ou no limite de sua capacidade de exploração, o suprimento futuro só poderá ser feito pela reposição de alguns ou pela exploração de outros ainda desconhecidos, mas o provável mesmo é que tal suprimento seja satisfeito em grande parte pela aquíicultura, cujo crescimento tem-se dado a uma taxa de aproximadamente 10% ao ano na última década (Tab. 1).

A aquíicultura é uma atividade rural praticada essencialmente nos países em desenvolvimento, contanto que a Ásia é responsável por quase 90% da produção mundial (Tab. 2). Milhões de pessoas no meio rural dela dependem econômica e nutricionalmente, e os processos de produção, processamento e comercialização são importantes fontes de emprego e renda para essas populações (Phillips & Macintosh, 1996). A China detém a liderança absoluta com um volume de 20,8 milhões de toneladas em 1998.

No contexto dessa atividade, a carcinicultura marinha vem apresentando um desenvolvimento crescente nos últimos anos, constituindo-se, para vários países, fator de desenvolvimento econômico e social (Cao & Lin, 1995; Hambrey & Lin, 1996; Miller, 1990;

Primavera, 1991). Novamente o continente asiático detém a liderança, sendo que, neste caso, o maior produtor é a Tailândia (Tab. 3).

Além de representar a única alternativa para o atendimento da crescente demanda mundial por camarão, a carcinicultura marinha vem se constituindo numa importante atividade sócio-econômica, cujos reflexos positivos têm favorecido, sobremaneira, as suas regiões de intervenção. As principais forças motrizes que têm impulsionado o seu desenvolvimento são: rentabilidade alta, demanda crescente por frutos do mar de alto valor econômico, limitações e flutuações das capturas e capacidade para gerar divisas e emprego em países em desenvolvimento.

No Brasil essa atividade tem uma história muito recente. Os primeiros passos, no sentido de desenvolvê-la comercialmente, foram dados em 1973 pelo Governo do Rio Grande do Norte, que tomou a iniciativa de instalar, às margens do Rio Potengi, na cidade de Natal, um centro para pesquisas e produção de pós-larvas de camarões marinhos, com o objetivo de fomentar o cultivo ao longo da costa, principalmente em áreas ocupadas por salinas desativadas (Rocha *et al.*, 1989).

Os primeiros trabalhos foram realizados com espécies nativas - *Farfantepenaeus brasiliensis*, *Farfantepenaeus subtilis* e *Litopenaeus schmitti* - tendo sido importados, posteriormente, do Japão, exemplares do camarão *Marsupenaeus japonicus*, o qual, no entanto, não se adaptou bem às condições climáticas do nordeste, inviabilizando os cultivos do ponto de vista comercial.

Por volta de 1975, a Companhia Industrial do Rio Grande do Norte – CIRNE, tradicional empresa produtora de sal na cidade de Macau, região Norte do Estado, resolveu diversificar suas atividades e iniciou a implantação de uma fazenda para cultivo de camarões marinhos que se tornaria o primeiro empreendimento nacional no gênero.

Segundo Maia (1993), a atividade começou a adquirir caráter técnico-empresarial no final da década de 80, com as improvisações praticadas até então, dando lugar ao profissionalismo e ao planejamento estratégico, fundamentados em tecnologias inovadoras que vêm sendo adotadas como a principal ferramenta dos novos e bem sucedidos empreendimentos comerciais.

A espécie *Litopenaeus vannamei*, originária do Oceano Pacífico e introduzida no Brasil na década de 90, é responsável pelo atual estágio de desenvolvimento da carcinicultura no país. Devido à sua rusticidade, ao rápido crescimento e principalmente a sua capacidade de adaptação às condições climáticas brasileiras e sua tolerância a variações dos fatores ambientais, a sua exploração comercial em fazendas se expandiu de forma rápida, atualmente participando da quase totalidade dos cultivos realizados nacionalmente (Rocha *et al.* 1997; Maia & Rocha, 1995).

Atualmente o Brasil já figura nas estatísticas mundiais, com sua produção crescendo na faixa de 100% ao ano (Tab. 4). Vale salientar que a produtividade média de 4,705t/ha/ano, atualmente obtida nos cultivos, já é considerada a mais alta do mundo (Rocha & Rodrigues, 2000).

Segundo Rocha (1995), a experiência acumulada nos países, aonde a carcinicultura marinha vem apresentando crescimento acelerado, tem revelado três aspectos: 1) o aspecto econômico, no sentido de que a exploração da atividade de cultivo do camarão marinho pode ser conduzida com bastante nível de eficiência de emprego de capital, tanto por pequenos, como por médios e grandes produtores; 2) o aspecto social, através do emprego maciço de mão-de-obra não especializada, representada pelos próprios pescadores artesanais que passam por dificuldades em razão da diminuição dos estoques naturais, via predação e poluição e 3) o aspecto ecológico, diretamente relacionado com a preservação do meio ambiente, uma vez que essa atividade prima e exige excepcionais condições hidrobiológicas, sendo, portanto, uma grande aliada no efetivo controle das condições ambientais, especialmente quando se leva em consideração que o verdadeiro conceito do desenvolvimento sustentável passa, prioritariamente por uma administração responsável dos recursos hídricos que deve levar em consideração a função produtiva desses ambientes, a geração de emprego e renda e a conservação ambiental.

No caso do Brasil, a carcinicultura além de, evidentemente, contribuir para o aumento da oferta de alimento de origem aquática e para a geração de divisas, através da exportação de um produto altamente valorizado nos mercados nacional e internacional, é extremamente importante no contexto social, por contribuir para a fixação do homem na sua região de origem (Lima & Aragão, 1987). Especialmente, com relação ao Nordeste, em extensas zonas pouco desenvolvidas do seu litoral, essa função social se amplia

consideravelmente, para tornar-se uma das raras alternativas de diminuição do desemprego na região, onde as condições de vida da maioria da população se encontram muito distantes dos parâmetros aceitáveis pela Organização das Nações Unidas - ONU.

De acordo com Rocha & Maia (1998), a região tem disponibilidade de, aproximadamente, 300 mil hectares de áreas com condições climáticas extremamente favoráveis ao cultivo de camarões, além de dispor, ao longo de sua faixa costeira, de amplas e bem distribuídas facilidades de infra-estrutura física, no que se refere à energia, estradas, comunicações, aeroportos e portos de embarque.

É, portanto, normal que se preveja um futuro promissor para a carcinicultura brasileira, tomando-se em consideração esses fatores, aliados ao fato de que grandes produtores mundiais, como a Tailândia, Índia e Equador, enfrentam, atualmente, limitações de produção, em função da escassez de área, doenças, conflitos sociais etc, tornando o mercado mundial altamente favorável ao camarão cultivado no Brasil.

Deve-se ter em conta, no entanto, que a carcinicultura, praticada de forma intensiva e, por vezes, superintensiva em alguns países, como Tailândia, Malásia, China, Taiwan, Equador, Filipinas, foi responsável por consideráveis impactos negativos, tanto do ponto de vista ambiental quanto social (Ong, 1982; Liao, 1992; Stanley, 1993; Cruz, 1993; Briggs & Fungi-Smith, 1994; Wang *et al.*, 1995; Olsen, 1995).

Com efeito, a devastação de extensas áreas de mangue para construção de viveiros, a descarga de grandes volumes de efluentes e de substâncias químicas (antibióticos, algicidas etc.) para os estuários, a desestruturação social e econômica das comunidades costeiras, dentre outros, foram e ainda são, em alguns casos, responsáveis pela imagem negativa que os ambientalistas destacam com tanta ênfase perante a sociedade, mostrando-a como um perigo ao desenvolvimento social de um país ou região, obscurecendo os seus reais aspectos positivos.

Segundo Sandifer *et al.* (1996), deve-se evitar, a todo custo, o emprego de modelos de cultivo que comprovadamente já causaram problemas nesses países, pois a carcinicultura marinha, embora hoje seja tecnológica e economicamente viável, pode não se tornar

sustentável, se não for diminuído seu ritmo de degradação quando da implantação de projetos, além de outras medidas de caráter operacional.

Nesse contexto, um dos aspectos, que mais tem merecido a atenção dos pesquisadores e dos produtores, diz respeito ao controle da qualidade da água dos viveiros durante as operações de cultivo. De acordo com Boyd (2000), em que pese à extraordinária evolução da carcinicultura no mundo, esta tem sofrido limitações sérias, e uma delas se refere à degradação da qualidade da água dos ambientes de cultivo. Existem inúmeras variáveis dessa qualidade, sendo que apenas algumas delas normalmente desempenham um papel importante, destacando-se aquelas que devem ser controladas com o uso de técnicas de manejo.

Segundo Cavalcanti *et al.* (2000), dependendo do modelo de cultivo e do manejo adotado durante a fase de crescimento do camarão, a água pode ter as suas características físicas e químicas substancialmente alteradas, com reflexos negativos nos próprios animais e no ambiente adjacente; neste caso, em função da drenagem dos efluentes.

Pelo exposto, o estudo, do ponto de vista físico e químico, dos ambientes aquáticos utilizados para a prática da aquíicultura e no caso específico, da carcinicultura, é de fundamental importância, para avaliar possíveis efeitos negativos da atividade sobre uma determinada área ou região e fornecer subsídios que permitam estabelecer padrões de monitoramento, visando a sua sustentabilidade.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

- Caracterizar quanto aos aspectos físico, químico e biológico da água, uma área do estuário do Rio Paraíba do Norte, onde está instalada a Fazenda Aquamaris, dedicada ao cultivo de camarão marinho.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- analisar os principais parâmetros físicos e químicos da água, em viveiros de cultivo e rios adjacentes à Fazenda Aquamaris;
- avaliar a biomassa fitoplanctônica dos viveiros e rios adjacentes, através de medidas de Clorofila *a*;
- correlacionar os valores dos diversos parâmetros visando identificar influências mútuas entre os diversos ambientes;
- analisar o potencial de produção dos ambientes de cultivo, através dos dados de crescimento em peso dos camarões, produtividade e sobrevivência.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.

A aqüicultura constitui-se, nos dias atuais, uma das poucas alternativas de aumento da produção de pescado, para atender a uma demanda mundial que cresce proporcionalmente com o aumento da população.

O seu desenvolvimento, no entanto, tem suscitado questionamentos freqüentes, principalmente por parte dos ambientalistas que enfatizam os impactos que a atividade tem provocado, tanto do ponto de vista ambiental quanto do social.

O aumento da produção pela aqüicultura vem sendo alcançado, não só pela expansão das áreas cultivadas, mas pela intensificação dos cultivos, mediante tecnologias modernas que demandam o emprego de insumos como água, alimentos, fertilizantes e produtos químicos (Pillay, 1997, *apud* Silva 1996). Tal intensificação deve, no entanto, levar em consideração os ecossistemas aquáticos que, se mal manejados, são potencialmente poluidores, além de gerar conflitos devido a outros usos desses ambientes.

Várias formas de impacto causadas pela atividade têm sido assinaladas em locais ou regiões onde ela é tecnologicamente mal praticada. Como exemplos, cita-se: a construção de viveiros que pode alterar as características de um “habitat” aquático com repercussões sobre os regimes hidrológicos; a sobre-pesca de “sementes” de peixes, crustáceos e moluscos que traz repercussões negativas sobre os estoques naturais; nutrientes oriundos de fertilizantes, restos de alimentos e excrementos dos animais, que quando drenados para os corpos receptores, às vezes provocam eutrofização; o conseqüente enriquecimento do substrato provavelmente vai influir no “standing stock” local, na composição das espécies e na produtividade do fitoplâncton e macroalgas; a introdução de espécies exóticas para cultivo e possíveis cruzamentos destas com indivíduos nativos podem alterar a fauna, dentre outras (Hinshaw, 1973; Boyd, 1978; Ellis *et al.*, 1978; Rosenthal, 1988; Hopher, 1985; Austin, 1985; Earll *et al.*, 1984; Weston, 1991; Ninawe, 1999).

Os ambientalistas maximizam os efeitos negativos da aqüicultura, sem, no entanto, levar em consideração que, em muitos casos, a sua prática se desenvolve sem causar impactos ao ambiente, seja de forma isolada ou integrada a outras atividades, ao mesmo tempo em que

proporciona grandes benefícios do ponto de vista social e econômico (Phillips & Macintosh, 1996). A aquíicultura pode também contribuir para minimizar a pobreza e servir como fonte de renda e alimentos para populações costeiras marginalizadas que, em certos casos, estão normalmente envolvidas na degradação dos ambientes.

Na Ásia, por exemplo, a piscicultura de água doce que, representa o maior volume do que é produzido pela aquíicultura, é praticada, na sua maioria, em modelos extensivos e semiintensivos, com mínimo impacto para o ambiente, particularmente quando integrada com atividades agrícolas (Tacon et al, 1994). Csavas (1988), por outro lado, refere-se à situação bem particular de Hong Kong, onde a aquíicultura foi usada como uma das formas de evitar a ocupação desordenada de espaços urbanos.

Muitas vezes, a aquíicultura, dentro de uma região, é apontada como principal responsável por danos ambientais, quando, na realidade, seus efeitos negativos, se comparados com os de outras atividades, são consideravelmente menores. Ninawe (1999), cita estudos realizados na Dinamarca, Finlândia e Irlanda sobre os impactos da aquíicultura na região costeira, mostrando que eles eram menores que 1-2%, enquanto que os da agricultura se situavam entre 30 e 60%, os da indústria entre 20 e 30% e os relativos aos esgotos domésticos, entre 33 e 47%. Segundo o mesmo autor, os resíduos químicos, de um modo geral, os metais pesados e os pesticidas, oriundos de atividades agrícolas, são muito mais perigosos em termos de impacto poluidor do que os resíduos biodegradáveis da aquíicultura.

Ainda do ponto de vista ambiental, Barg *et al.* (1996) afirmam que a aquíicultura quando praticada de modo sustentável, pode contribuir para a prevenção e o controle da poluição, desde que ela prescinda de água de boa qualidade, para ser praticada. A cultura de moluscos e algas pode, em alguns casos, neutralizar o enriquecimento das águas eutrofizadas por nutrientes e matéria orgânica. De modo oposto, a produtividade de águas oligotróficas pode ser aumentada em função do aporte de nutrientes e de matéria orgânica, oriundos dos ambientes de cultivo.

O fato é que, segundo Boyd & Schmittou (1999) essa atividade pode ser desenvolvida de modo responsável e sustentável, pois os conhecimentos científicos existentes são suficientemente avançados para prevenir e mitigar impactos. A aquíicultura sustentável é um

sistema tecnológico produtivo, cuja viabilidade ecológica e econômica pode persistir indefinidamente.

Como um dos segmentos da aquíicultura que mais se desenvolve na atualidade, a carcinicultura marinha, do mesmo modo, tem sido enfocada como causadora de problemas os mais variados, especialmente pelo fato de, por circunstâncias óbvias, ser praticada em áreas litorâneas, onde normalmente existem as florestas de mangues, também concorrendo por espaço com outras atividades, como assentamento de populações, pesca, turismo, agricultura etc, gerando conflitos permanentes.

São muitos os trabalhos que fazem referência a impactos, os mais diversos, decorrentes da carcinicultura, porém segundo alguns autores, eles têm sido muito mais sérios na Ásia e na América Latina onde esta atividade tem apresentado rápido desenvolvimento. (Chua *et al.*, 1989; Pullin, 1989; Doumenge, 1990; Southgate & Whitaker, 1999)

Sem dúvida, um dos aspectos que tem suscitado mais controvérsias nesse sentido diz respeito à derrubada de florestas de mangues para implantação de fazendas de cultivo. Kapetsky (1985); Hirasawa (1988); Twilley (1989); McIntosh (1996) e Boyd (1998) abordam experiências de vários países, nos quais a devastação de extensas áreas de manguezais resultaram em alterações ambientais de grande magnitude, principalmente com relação à redução dos estoques naturais de organismos como peixes, crustáceos e moluscos, provocando radicais mudanças nos padrões de vida das populações locais.

Tobey *et al.* (1998) por outro lado, citam a salinização dos solos e a infiltração de água salgada em aquíferos de água doce, afundamento de solo por excessiva retirada de água doce, descarga de efluentes com restos de alimentos, mortalidade de pós-larvas selvagens durante a captura, introdução de novas espécies e de doenças nos ecossistemas como alguns dos efeitos negativos decorrentes de práticas de cultivo mal conduzidas.

. Referências têm sido feitas também ao uso de diferentes produtos químicos e biológicos, como antibióticos, desinfetantes, algicidas, pesticidas, indutores de crescimento de plâncton e aditivos de ração, nos laboratórios e nas fazendas de cultivo, que, quando drenados para o ambiente externo, podem afetar direta e indiretamente os organismos estuarinos e marinhos costeiros e produzir organismos patógenos resistentes (Brown, 1989; Beveridge *et*

al., 1991; Baticados & Paclibare, 1992; Primavera *et al.*, 1993; Dierberg & Kiattisimukul, 1996).

No mesmo contexto, Boyd & Haws (1999) afirmam que o uso de altas taxas de estocagem e grandes quantidades de alimento, comprometem a qualidade da água que estressa os camarões, tornando-os mais susceptíveis a doenças.

No entanto, Boyd (1998), contrapondo-se a tantas opiniões pessimistas, comenta que grande parte dos impactos ambientais, causados em regiões onde a carcinicultura tem-se desenvolvido de forma acelerada, é consequência de mau planejamento por parte de governos e produtores e nem sempre ela é prejudicial ao ambiente. Infelizmente alguns ambientalistas têm sido parciais, ao condenarem, de forma radical, a atividade como um todo.

Maia *et al.* (2000), por exemplo, assinalam que o avanço tecnológico da carcinicultura tem permitido o uso de algumas práticas de manejo que têm possibilitado minimizar ou mesmo evitar muitos dos impactos da atividade, podendo-se destacar as seguintes: uso de comedouros fixos, confeccionados com pneus usados; emprego massivo de berçários intensivos, proporcionando um maior aproveitamento em sobrevivência e sanidade dos animais; utilização de rações de alta qualidade e propícias ao crescimento de camarões, mesmo em altas densidades de estocagem; controle permanente dos parâmetros físicos da água de cultivo e manejo dos solos após as despescas para proporcionar a reciclagem da matéria orgânica.

De um outro modo, a atividade de carcinicultura tem sido responsabilizada por impactos sócio-culturais, tais como mudanças no comportamento das populações, cujos componentes se transformam em empregados das fazendas de cultivo; redução na oferta de pescado local e monopólio por grandes produtores (Primavera *et al.* 1989; Primavera, 1991; Hopkins *et al.*, 1995; Goldberg & Triplett, 1997; Caraballo & Valencia, 2000).

Nesse aspecto, no entanto, Singh (1999), ressalta aspectos positivos, no sentido de que a carcinicultura pode contribuir para diversificar as oportunidades nas zonas costeiras, criando empregos diretos e indiretos nas fazendas, nos laboratórios de larvicultura, nas unidades de beneficiamento, nas fábricas de ração, fábricas de gelo, companhias supridoras de equipamentos e produtos químicos, frigoríficos, empresas de exportação etc.

Referindo-se ao desenvolvimento dessa atividade no Nordeste, Rocha & Rodrigues (2000) enfatizam que um dos aspectos a ela inerente, que tem considerável importância para o desenvolvimento da região, é o fato de a atividade utilizar 90% de mão-de-obra não especializada sem maiores exigências de qualificação, o que lhe permite oferecer aos pescadores artesanais, trabalhadores rurais do setor sucro-alcooleiro e aos operários da indústria do sal, entre outros, oportunidades de emprego permanente no seu próprio habitat natural. Neste contexto, o cultivo do camarão marinho pode dar uma valiosa contribuição para atenuar o crescente êxodo rural, responsável pelo agravamento dos problemas sociais nos grandes centros urbanos. Assinala, também, que normalmente são usadas áreas improdutivas ou marginais para agricultura (terrenos salgados, apicuns etc.), sem, portanto, competir com outras atividades agropecuárias destinadas a produtos de alimentação.

No entanto, segundo Tomasso (1996), a rápida expansão da carcinicultura e de um modo geral, da aquíicultura, tem enfatizado a necessidade de se entender o papel do ambiente durante o processo de produção. A atividade, do mesmo modo que outras fontes de produção de alimento, requer terra, água e outros recursos naturais e, portanto, sua interação com o ambiente é inevitável e implica em complexos desafios no tocante ao seu desenvolvimento (Beveridge *et al.*, 1998). Essa interação se processa em dois sentidos, ou seja, do ambiente de cultivo para o meio externo e vice-versa.

Na prática, uma das etapas do seu desenvolvimento se dá em um sistema aparentemente independente - o viveiro - mas que, na realidade, interage com todo o ambiente que o cerca, composto pelas fontes de água que o abastece e pelos estuários e manguezais que recebem seus efluentes, dando e recebendo benefícios ou malefícios, dependendo de determinadas circunstâncias.

Segundo Valenti (1998), o viveiro é um tanque natural, escavado preferencialmente em terreno de baixa permeabilidade, com fundo e paredes regulares e com entrada e saída de água individuais. Os principais condicionadores desse biosistema são os fatores climáticos – temperatura, luminosidade, vento e pluviometria, os fatores edáficos representados principalmente pelo tipo e pela composição química do solo, as características químicas e biológicas da água de abastecimento e a espécie introduzida para cultivo. De acordo com Odum (1985), quando um viveiro é abastecido pela primeira vez, inicia-se um processo de sucessão ecológica que pode ser heterotrófica ou autotrófica, dependendo da quantidade de

matéria orgânica disponível inicialmente. A sucessão é autotrófica, quando a luz é a principal fonte de energia para induzir o desenvolvimento da comunidade biótica. De outro modo, ela é heterotrófica, quando o processo se inicia em um ambiente rico em matéria orgânica, e os detritos provenientes se constituem na principal fonte de energia.

De acordo com Boyd & Zimmermann (2000) os aspectos físicos, químicos e biológicos da água influenciam os organismos sob cultivo, a realizarem funções fisiológicas, incluindo crescimento, resistência a doenças, reprodução e tolerância a extremas temperaturas. Valenti (1998), afirma que os viveiros são biosistemas pequenos e abertos que promovem trocas com o ambiente, recebendo energia solar, energia eólica, detritos, organismos imigrantes, alimentação alóctone e organismos a serem cultivados, liberando ao mesmo tempo, organismos emigrantes, detritos e organismos cultivados, através das despescas.

Fazendo-se referência às influências que os ambientes de cultivo recebem do meio externo, há de se levar em consideração, antes de tudo, o planejamento feito para a implantação de um empreendimento que deve contemplar os critérios adotados, principalmente com relação à escolha da área adequada (Boyd, 1997; Massaut, 1999). Muitos dos problemas que a carcinicultura enfrenta, atualmente, se devem mais à falta de planejamento e manejo do que à prática da atividade em si. Tobey *et al.*, (1998), por exemplo, afirma que problemas relativos à qualidade da água e do solo podem estar associados ao desenvolvimento da indústria, da agricultura, do aumento da população e da infraestrutura. Os contaminantes, provenientes dessas atividades, podem conter pesticidas, coliformes, hidrocarbonetos, produtos químicos orgânicos e metais pesados. Segundo o autor, a interpretação desses impactos é muito difícil, porque os ecossistemas são complexos e há múltiplas fontes de impactos difusos, ocorrendo numa determinada área geográfica. As mudanças ambientais são induzidas pelos efeitos cumulativos dos processos de desenvolvimento, em um determinado local.

Por outro lado, quando se trata de avaliar os possíveis impactos que a atividade de carcinicultura em si possa provocar no meio externo, é necessário que se leve em consideração toda a sistemática de manejo adotada durante os ciclos de cultivo que pode gerar efluentes de má qualidade, indo repercutir diretamente sobre os manguezais e estuários adjacentes. Assim sendo, a interpretação dos dados coletados em uma determinada área induz

à necessidade de se analisarem as características e as funções que cada um desses segmentos exercem sobre o processo produtivo.

Os efluentes, por exemplo, são constituídos pelos resíduos drenados dos ambientes de cultivo, quando há um processo natural de entrada de água nova pela chuva, ou artificial, por intermédio de bombeamento. Costa-Pierce (1994) e Hopkins *et al.* (1995) afirmam que os efluentes, provenientes das fazendas de cultivo de camarão, constituem-se numa mistura de material fecal, restos de alimentos e nutrientes em quantidades maiores do que na água de abastecimento.

Do mesmo modo, Chua *et al.* (1989) e Liao (1990), analisando os resíduos provenientes de laboratórios de larvicultura e fazendas, relacionaram, como seus componentes principais, nutrientes dissolvidos e particulados, matéria orgânica, além de pequenas quantidades de produtos químicos, microorganismos e outros detritos, sendo que os primeiros eram derivados dos fertilizantes e dos alimentos. Carlsoon (1988), por outro lado, refere-se aos pigmentos e vitaminas, que embora em pequenas quantidades, merecem atenção pelo efeito que podem causar nos corpos receptores.

A composição dos efluentes é diretamente ligada às práticas de manejo, principalmente de alimentação e fertilização (Schwartz & Boyd, 1994). Os efluentes dos viveiros não são tão concentrados em poluentes, como os industriais e municipais, porém o são em termos de sólidos em suspensão, nutrientes e matéria orgânica. Quanto à qualidade, Ziemann *et al.* (1992) informam que ela pode ser afetada pelas condições meteorológicas (chuva, vento etc.), tipo de viveiro (natural, artificial etc.), manutenção do viveiro, renovação de água, técnica de arraçoamento, densidade de estocagem, espécie cultivada e estágio de desenvolvimento dos organismos.

Ainda com relação aos efluentes, estudo publicado pelo Nature Conservancy Council (1990), sobre cultivo intensivo de peixes, refere-se aos nutrientes e matéria orgânica como susceptíveis de provocar os seguintes impactos: a) redução do oxigênio dissolvido nas águas receptoras devido à descarga de água com baixo teor deste gás; b) decomposição de matéria orgânica dissolvida e particulada e outros materiais (DBO, DQO); c) hipernitrificação e eutrofização das águas receptoras, resultando em aumento da produtividade primária (com potencial risco de grandes florescimentos de fitoplâncton), alteração da estrutura das

comunidades e da produção secundária; d) aumento da sedimentação, em função da matéria orgânica, provocando mudanças na produtividade e na estrutura das comunidades bentônicas, além de possível siltação. Chua *et al.* (1989) complementam afirmando que os efluentes ricos em nutrientes e matéria orgânica, em alguns casos, se acumulam nos sedimentos, causando condições anóxicas, aumento dos níveis de sulfeto de hidrogênio (H₂S) e aumento da população bacteriana. Como consequência, há uma mudança no ciclo de nutrientes, desde que os resíduos solúveis na coluna d'água alteram a composição natural dos macro e micronutrientes.

Em determinadas circunstâncias, no entanto, certos processos físicos, químicos e biológicos alteram as características originais dos efluentes, atenuando os impactos que estes possam provocar nos ambientes externos às fazendas de cultivo de camarões.

Os ambientes receptores, segundo Boyd & Massaut (1998) têm a capacidade de diluir e assimilar os poluentes que recebem, e, se sua capacidade não é excedida, os efluentes não causam eutrofização. Os autores referem-se, por exemplo, a algumas técnicas que são utilizadas para reduzir a concentração de nutrientes, matéria orgânica e sólidos em suspensão nos efluentes dos viveiros de cultivo, e, entre elas, está a melhoria da qualidade dos alimentos, aumentando a digestibilidade e reduzindo ao mesmo tempo os conteúdos de fósforo e nitrogênio. Citam também o uso de aeração artificial para manter o oxigênio em níveis ótimos na coluna d'água e na superfície dos sedimentos, aumentando a capacidade assimilativa do ambiente e reduzindo a carga poluidora nas descargas.

Numa abordagem diferente, Queiroz & Kitamura (2001) comentam que os viveiros de produção, utilizados pela aqüicultura, em geral, são diferentes dos tanques-rede e dos sistemas de recirculação, porque não descarregam diariamente nitrogênio e fósforo em corpos d'água naturais, além de possuírem uma capacidade maior de reter os referidos nutrientes. Os viveiros também servem como bacias de sedimentação, cujos tempos de retenção de água podem variar de alguns dias até vários meses, ou mesmo, anos. É importante ressaltar, segundo Gross *et al* (1998), que não existe nenhuma relação entre a adição de nutrientes em um viveiro e a concentração de nutrientes no efluente desse mesmo ambiente, a não ser no caso de ter sido superada sua capacidade de assimilação.

Sobre o mesmo assunto, é importante assinalar a existência de vários estudos que vêm sendo feitos no sentido de atenuar efeitos dos efluentes, com o propósito sempre de promover a sustentabilidade da carcinicultura.

O cultivo de certas espécies de moluscos em canais de drenagem de efluentes de fazendas de camarão tem apresentado resultados positivos quanto à redução dos teores de nutrientes (Hopkins *et al.*, 1993; Jacob *et al.*, 1993; Wang, 1990). Através de estudo realizado recentemente, em uma fazenda da região nordeste do Brasil, Olivera (2001) constatou que o cultivo de ostras nativas *Crassostrea rhizophorae* e sururu de mangue *Mytella guyanensis*, realizado nos canais de drenagem, teve eficiência comprovada quanto à redução dos níveis de nitrogênio e de fósforo nos efluentes.

No que se refere ao tratamento dos efluentes, Horowitz & Horowitz (1998) comentam sobre o uso de microorganismos como forma de reduzir, ou mesmo, eliminar os agentes poluidores, enquanto que Martinez-Cordova *et al.* (1995) recomendam a construção de tanques de sedimentação, integrando os projetos de cultivo.

Um outro aspecto que tem merecido a atenção dos pesquisadores refere-se às taxas de renovação de água dos ambientes de cultivo. Hopkins *et al.* (1993) estudaram os efeitos de taxas de 25, 2,5 e 0% ao dia, em cultivo de *Penaeus setiferus* e concluíram que a redução ou mesmo a eliminação das renovações reduziram o potencial de impacto ambiental. Os resultados indicaram que este processo pode ser reduzido, resultando em menor custo para o fazendeiro e atenuando o potencial de impacto dos efluentes. No mesmo sentido, Boyd & Massaut (1998) comentam que a diminuição da frequência das renovações de água nos viveiros resulta em menores volumes de efluentes drenados. Com um tempo de residência mais longo, grande parte dos poluentes é assimilada, reduzindo a carga poluidora para o receptor. Para eficiência do sistema, a densidade de estocagem não deve ser maior que 30-40 camarões/m².

Em uma experiência bem recente, McIntosh *et al.* (1999) cultivaram o camarão marinho *Litopenaeus vannamei* em uma fazenda privada em Belize (América Central), com 0% (zero por cento) de renovação de água, obtendo 11.233kg/ha/ciclo, com 72% de sobrevivência. Os autores concluíram que o cultivo de camarões pode ser economicamente viável, adotando tecnologias que não resultem em deterioração do ambiente. O sucesso da

tecnologia é baseado nos seguintes aspectos: uso de camarões livres de vírus e adaptados a viver em regime intensivo de cultivo; prática adequada de manejo dos cultivos para obter um ambiente ecologicamente estável; uso de dietas que complementem a cadeia alimentar heterotrófica, sem adicionar nutrientes em excesso ao sistema e construção de viveiros que sejam fundos e alinhados.

Há a considerar também, no contexto da carcinicultura marinha, o papel que desempenham os manguezais e os estuários, pois para eles são carregados todos os efluentes oriundos dos sistemas de cultivo.

De acordo com Sirivastava (1985) e Tobey *et al.* (1998) os manguezais existem em muitas regiões litorâneas do mundo e exercem um papel preponderante de equilíbrio entre o continente e as áreas costeiras, porém são freqüentemente impactados por atividades as mais diversas que não somente têm alterado suas características físicas mas também, prejudicado sensivelmente suas funções ecológicas. São geralmente considerados sistemas frágeis, desenvolvidos sob condições peculiares de hidrodinâmica e sedimentação, que formam uma barreira protetora entre o mar e o continente e apresentam altos índices de produtividade.

A estrutura e a produtividade desses ecossistemas, segundo Lugo & Snedaker (1975); Ball (1980); Hutchings & Saenger (1987) e Coelho (1998), estão reguladas pela salinidade da água intersticial, quantidade de oxigênio disponível para as plantas e a concentração de nutrientes. Estes fatores são controlados, principalmente pela freqüência de inundação pelas marés, taxa de evaporação e aporte de água doce (pluvial e fluvial) e estão direcionados à biodiversidade do ecossistema e à alta produtividade primária e secundária.

Os manguezais no âmbito do ecossistema costeiro exercem tão variadas e importantes funções, como berçário, zona de crescimento e de alimentação para muitas espécies estuarinas e marinhas, de peixes, crustáceos e moluscos (Mohamed & Rao, 1971); exportadores de matéria orgânica para as áreas costeiras adjacentes, constituindo-se importante fonte de alimentos para invertebrados e peixes (Christensen, 1978); área de abrigo, reprodução, desenvolvimento e alimentação de espécies marinhas, estuarinas, límnicas e terrestres (Daniel & Robertson, 1990); fontes de detritos (matéria orgânica) para as águas costeiras adjacentes, constituindo-se a base de cadeias tróficas de espécies de importância econômica e/ou ecológica (Odum & Heald, 1975; Snedaker, 1985); protetores da linha de costa, evitando sua

erosão e assoreamento dos corpos d'água adjacentes (Lugo & Snedaker, 1975); fonte de alimento e produtos diversos, associados à subsistência de comunidades tradicionais que vivem em áreas vizinhas aos manguezais (Silva *et al.*, 1999).

Considerando, por outro lado, a relação dos manguezais com os ambientes de cultivo, atuam como escoadouro de nutrientes inorgânicos, usados na fertilização dos viveiros, particularmente fosfatos e compostos nitrogenados (Twilley, 1989). Os efluentes podem ser dispersados por todo o sistema que remove os nutrientes antes de eles atingirem o estuário. O uso do manguezal como sistema *tampão* (buffer) de nutrientes poderia provavelmente aumentar sua produtividade e servir como um meio de minimizar o impacto negativo da atividade de cultivo.

Para Kadlec & Knight (1996), o uso desses ambientes como processadores de efluentes têm-se mostrado efetivo quanto à redução de matéria orgânica, material em suspensão e nutrientes. Corredor & Morell (1994), por exemplo, constatou que os sedimentos de um desses ecossistemas foram capazes de remover, via desnitrificação, de 10 a 15 vezes, o nitrato adicionado ao efluente de uma instalação de tratamento de resíduos, afirmando que, desse modo, um processo semelhante poderia vir, no caso de um viveiro de cultivo, a melhorar consideravelmente a qualidade dos efluentes.

A grande dificuldade, no entanto, em definir o papel e ao mesmo tempo estimar uma área de mangues, para neutralizar o impacto causado pelos efluentes oriundos de modelos de cultivo de camarões em larga escala, segundo Wolanski & Ridd (1990), está relacionada ao tempo de residência da água, principalmente se o efluente for drenado diretamente para o ambiente. Esse tempo é controlado por fatores sinérgicos, e a água pode demorar retida no complexo sistema de raízes e galhos, principalmente se as áreas forem planas e as florestas densas. Por outro lado, em manguezais menos densos, o tempo de residência pode ser menor, e os efluentes podem fluir rapidamente para as zonas costeiras adjacentes.

Os estuários, do mesmo modo que os manguezais, têm relevante importância com relação ao funcionamento das fazendas de cultivo de camarão, desde que, ao mesmo tempo em que fornecem a água para abastecimento dos viveiros, recebem os seus efluentes que são gerados a partir dos processos de renovação dessa mesma água e durante as despescas.

O estuário é um meio extraordinário para promover a vida (Byron, 1994). A mistura pouco profunda das águas doce e salgada, aquecidas pela energia solar, forma um meio de cultura suave e biologicamente mais ativo. Esse meio é continuamente fertilizado pelo material orgânico, pelos nutrientes carreados pelas chuvas, pelas rochas e pela decomposição do solo, que se misturam com os nutrientes trazidos pela água do mar.

De acordo com Vazoller (1996), os estuários possuem a capacidade de reciclar nutrientes, minimizar os efeitos de enchentes, conservar e ampliar os fluxos das águas, abastecer os lençóis freáticos, além de constituir fonte de abastecimento de água para a vida vegetal, animal e humana.

Na sua relação com os sistemas de cultivo, como doadores e receptores, é fundamental considerar-se, por um lado as características físicas, químicas e biológicas da água que abastece os viveiros e por outro, a capacidade desses ambientes de assimilarem os efluentes drenados.

A água poluída de um estuário pode causar uma série de problemas a um sistema de cultivo, por ser responsável pelo transporte de grandes quantidades de matéria orgânica, de material em suspensão e de substâncias químicas as mais diversas, que alteram completamente as características do meio, ocasionando, por vezes, queda na produtividade e, em casos extremos, elevadas taxas de mortalidade dos organismos (Boyd & Musig, 1992). Os autores chamam atenção para casos possíveis de eutrofização afirmando que nessas ocasiões, o impacto imediato é sobre o teor do oxigênio matinal, pois a água nesse período tem menor capacidade de receber quantidades adicionais de matéria orgânica.

A drenagem de efluentes pode, por outro lado, afetar os estuários de diversas maneiras como mencionado antes, porém esses ambientes possuem uma capacidade extraordinária de assimilação e esta, segundo Ward (1994), tem relação com sua hidrografia, que é caracterizada pela morfologia, batimetria, hidrologia, marés, meteorologia e correntes. Teichert-Coddington (1995) ressalta que o potencial de produção de uma determinada fazenda é diretamente proporcional à eficiência do estuário em absorver os resíduos, sem se tornar eutrofizado, além de um certo limite.

Segundo Phillips *et al.* (1993), a carcinicultura pode contribuir significativamente para o crescimento da economia de muitos países, porém o seu desenvolvimento requererá um mais efetivo planejamento do ponto de vista ambiental, permitindo promover e aumentar as interações positivas no sentido de reduzir os impactos negativos através do uso de tecnologias apropriadas, do manejo adequado dos ambientes e de outras estratégias

Segundo Phillips *et al.* (1993), a carcinicultura pode contribuir significativamente para o crescimento da economia de muitos países, porém o seu desenvolvimento requererá um mais efetivo planejamento do ponto de vista ambiental, permitindo promover e aumentar as interações positivas no sentido de reduzir os impactos negativos através do uso de tecnologias apropriadas, do manejo adequado dos ambientes e de outras estratégias.

4. DESCRIÇÃO DA ÁREA

4.1 – FAZENDA AQUAMARIS

A fazenda Aquamaris (Fig. 1) localiza-se no perímetro urbano da cidade de João Pessoa, estando inserida na zona estuarina do Rio Paraíba do Norte. Dispõe de 28 viveiros construídos no terreno natural com diversos tamanhos e profundidades médias de 90cm, perfazendo uma área de 173 hectares.

A captação de água para abastecimento dos viveiros é feita diretamente do Rio Paraíba do Norte (estação 1), através de um conjunto de cinco bombas, com capacidade individual de 1.500 litros por segundo.

O abastecimento é realizado por intermédio de um canal principal, com 3,5km, e a distribuição para os viveiros se faz através de comportas, contendo galerias de concreto e manilhas de cimento de 60cm de diâmetro, com telas de 8mm externamente e de 1mm pelo lado interno.

A drenagem ocorre para os rios Tambiá (estações 2 e 3) e Mandacaru (estações 4 e 5), afluentes do Rio Paraíba do Norte. Neste processo, são usadas também comportas, sendo que, para os viveiros com área inferior a 5ha, as galerias de concreto têm 1m de largura e manilhas de 60cm de diâmetro e para os de áreas maiores, têm largura de 1,2m e manilhas de 80cm. Em todas as comportas, existem caxilhos especiais, para permitir trocas da água de fundo.

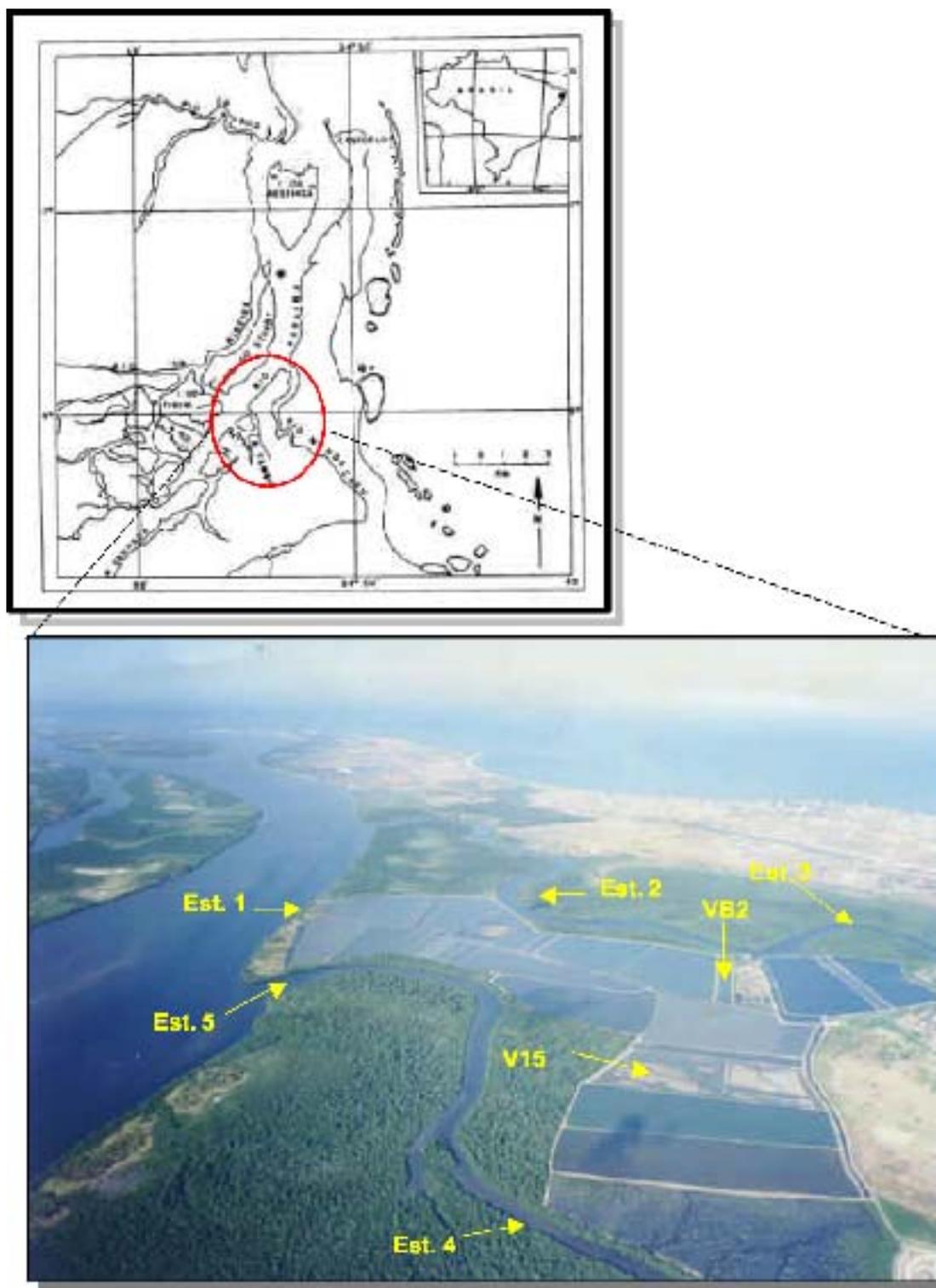


Figura 1 – Mapa da área, com a localização das estações de coleta.

ÁREA ESTUARINA DO RIO PARAÍBA DO NORTE

- Rio Paraíba do Norte nasce no Planalto da Borborema Oriental e é o mais extenso do Estado da Paraíba, com 380km. Sua bacia hidrográfica drena uma área de 14.397,35km², predominantemente caracterizada por terrenos do Complexo Cristalino (Andrade, 1959; Petraglia-Sassi, 1986; Assis, 1997).

Sua região de influência está dividida em três grandes bacias: a do Alto Paraíba; a do Médio Paraíba e a do Baixo Paraíba. Esta última se estende por 110km e drena 19 municípios, dos quais João Pessoa destaca-se como o mais populoso (Moura, 1992).

- seu estuário é o maior e mais importante do Estado, tendo 24km de extensão e 2km de largura, sendo predominantemente influenciado por marés semi-diurnas, com amplitude máxima de 2,50m (Sassi, 1991). Fisiograficamente caracteriza-se por se apresentar margeado por uma vegetação de mangue, fortemente descaracterizada em vários pontos de sua extensão, ocorrendo as áreas mais exuberantes, apenas em seu lado oriental (Hallegouet, 1984). Quanto ao aspecto hidrológico, pode ser classificado como sendo verticalmente homogêneo, uma vez que não ocorrem, na região, estratificações acentuadas de salinidade (Sassi & Watanabe, 1980).

- estuário está inserido numa região, cujo clima se enquadra, segundo Köppen, no tipo As' (Tropical Quente Úmido), com um período chuvoso de março a agosto e outro seco ou de estiagem, que se estende de setembro a fevereiro.

Quanto aos rios Mandacaru e Tambiá, que margeiam a Fazenda Aquamaris, são afluentes do Rio Paraíba pela margem direita. O primeiro é uma extensão do Rio Jaguaribe que banha a cidade de João Pessoa, recebendo grandes quantidades de esgoto *in natura*. Quanto ao Tambiá, que, na realidade, é considerado uma “camboa”, recebe 70% dos esgotos domésticos da mesma cidade, os quais passam por tratamento primário, através de lagoas anaeróbicas e tanques de decantação, antes de serem lançados no curso d'água.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 – ATIVIDADE DE CULTIVO

Para a realização da pesquisa, foram selecionados dois viveiros: B2 e Viv. 15, com áreas de 2,4 e 9,2 hectares, respectivamente.

No período compreendido entre fevereiro e dezembro de 2000 foram realizados, em cada viveiro, três ciclos de cultivo na seguinte seqüência: 26 de fevereiro a 23 de maio (92 dias); 21 de junho a 23 de setembro (97 dias) e 13 de outubro a 29 de dezembro (78 dias).

Durante o período da pesquisa, a espécie de camarão utilizada foi exclusivamente o *Litopenaeus vannamei*, (Figura 2) adotando-se o modelo de cultivo semi-intensivo.



Figura 2 – Exemplar de *Litopenaeus vannamei*

Antes de se efetuar o povoamento para a realização de cada ciclo de cultivo, os viveiros ficaram expostos ao sol, por um período de 10 a 15 dias, tendo-se feito tratamento do solo com calcáreo (3.000kg/ha), apenas quando foi necessário corrigir o pH. Eventualmente foi efetuado o revolvimento do solo através de gradeação, para propiciar condições de

reciclagem da matéria orgânica. Em nenhum momento se fez aplicação de fertilizantes. Concluída esta etapa, processou-se o reabastecimento dos viveiros.

O povoamento dos viveiros foi efetuado com pós-larvas obtidas de laboratórios privados. Até junho de 2000, as pós-larvas, recebidas no estágio PL_{10} , eram estocadas diretamente. A partir daí, passou-se a usar pré-berçários (berçários intensivos), onde as mesmas eram mantidas numa densidade de 20PL's/litro, por um período médio de 9 dias, sendo então transferidas para os ambientes de engorda, em densidades, variando de 15,8 a 31,0PL's/m².

A alimentação dos camarões foi feita sempre à base de ração industrializada. No viveiro B2, o arraçoamento, nos primeiros trinta e cinco dias, constou de ração granulada com 35% de proteína, sendo, posteriormente, fornecidos péletes com o mesmo teor, até o final do cultivo. Para o viveiro 15, considerou-se, para a fase inicial, a disponibilidade de alimento natural do ambiente, iniciando-se o arraçoamento sempre a partir de 20º dia, sendo que, até o 35º dia foi oferecida ração granulada e posteriormente peletizada, ambas com 35% de proteína.

O fornecimento do alimento foi feito sempre por voleio ou através de comedouros fixos (bandejas), confeccionados com virolas de pneus e telas de monofilamento, os quais foram fixados nos viveiros por finas estacas de madeira. Para cada hectare, foram implantados cerca de 30 comedouros.

Quanto à frequência de alimentação adotou-se o critério de ofertar para o viveiro B2 1,5kg de ração granulada por dia para cada 100.000PL's até o 10º dia de cultivo. Com relação ao viveiro 15, os primeiros arraçoamentos foram efetuados tomando-se, como referência, 6% da biomassa dos camarões. Em ambos os casos, o arraçoamento, até o final dos cultivos, efetuou-se com base no consumo, auferido através dos comedouros.

As trocas de água ocorreram diariamente, numa percentagem de 15% para o viveiro B2 e de 8% para o viveiro 15, isso porque o cultivo no primeiro deles foi efetuado com uma maior densidade de camarões por metro quadrado.

O crescimento dos camarões foi acompanhado através de biometrias semanais, tomando-se amostras correspondentes a 1% da população de cada ambiente. Para a sua avaliação, ao longo do tempo, utilizou-se a equação $w = at + b$, onde **w** representa o peso em gramas, **t** é o tempo de cultivo em semanas e **a** e **b** são constantes.

Para definição da época de colheita, considerou-se o peso médio dos camarões e as necessidades do mercado. Ao final de cada ciclo de cultivo, avaliou-se, com relação aos indivíduos, ganho de peso, taxa de crescimento semanal, produtividade, conversão alimentar e sobrevivência.

5.2 – CLIMATOLOGIA

Os dados sobre climatologia, citados no presente trabalho foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

5.3 - HIDROLOGIA

Para atingir os objetivos da pesquisa, foram realizadas, durante os três ciclos de cultivo, coletas de amostras de água nos viveiros B2 e 15 e nos rios Paraíba do Norte, Mandacaru e Tambiá.

Os viveiros foram selecionados aleatoriamente, e a água foi coletada nas fases inicial e final de cada ciclo de cultivo, tomando-se uma amostra na coluna d'água sub-superficial em pontos localizados na entrada e saída de cada ambiente. Entre as 10 horas do dia 14 e 07 horas do dia 15 de setembro de 2000, foi realizada uma análise nictemeral, coletando-se amostras em intervalos de 3 horas, do mesmo modo, nos pontos de captação e drenagem de cada viveiro.

Com relação aos rios, as amostras foram obtidas, nos meses de março, abril, junho, agosto, outubro e dezembro, em um ponto do Rio Paraíba do Norte (estação 1), onde é feita a

captação de água para abastecimento dos viveiros, em dois pontos no rio Mandacaru (estações 2 e 3) e, em dois outros, no Tambiá (estações 4 e 5), antes e depois da drenagem dos viveiros, sendo que, no mês de março, em uma das estações deste último rio (estação 5), não foi possível amostragem por dificuldade de acesso. As coletas foram realizadas em dois níveis da coluna d'água nos rios Paraíba e Mandacaru e na camada superficial do Tambiá, em razão da sua pouca profundidade. Utilizaram-se garrafas oceanográficas de Nansen e foram considerados dois ciclos de marés, baixa-mar e preamar.

Dada a complexidade do ambiente estuarino, onde se encontra instalada a Fazenda Aquamaris, a análise dos dados físicos e químicos da água, obtidos durante o período da pesquisa, foi feita, considerando-se os viveiros e os rios separadamente. Com relação às estações localizadas nos rios Paraíba do Norte, Mandacaru e Tambiá, consideraram-se os valores obtidos somente na camada superficial da água, pois a pouca profundidade nas estações 4 e 5 não permitiu amostragens subsuperficiais. Quanto aos viveiros, usou-se, tanto para as análises mensais quanto para a nictemeral, a média dos dados obtidos nos pontos de entrada e saída de água, pelo fato de as diferenças entre eles terem sido pouco significativas ($p > 0,05$) para os diversos parâmetros físicos e químicos.

No local de cada coleta, foram feitas medições da transparência e da temperatura da água. Para o restante das análises, as amostras foram acondicionadas em gelo e transportadas para o laboratório de química do Departamento de Oceanografia da UFPE.

As seguintes técnicas foram utilizadas para a determinação das diversas variáveis físicas, químicas e da clorofila *a*:

- transparência – disco de Secchi;

- temperatura – termômetros de mercúrio de 0 a 100°C ;

- pH – potenciômetro Metronal E-120;
- salinidade – método de Mohr-Knudsen, descrito por Strickland & Parsons (1972);
- oxigênio dissolvido – método de Winkler, modificado por Strickland & Parsons (1965);
- taxa de saturação do oxigênio – International Oceanographic Tables, UNESCO, 1973;
- demanda bioquímica de oxigênio (DBO) – método descrito no Standard Methods for the Examination of Waste-Water, APHA, 1999;
- nutrientes inorgânicos - amônia NH₄-N, nitrito NO₂-N, nitrato NO₃-N, e fosfato PO₄-P - método de Strickland & Parsons (1972) e Silicato SiO₂-S por Grasshoff *et al.* (1983);

§ Clorofila *a* – método espectrofotométrico descrito por Strickland & Parsons (1972).

5.4. ANÁLISE MULTIVARIADA

As matrizes de dados brutos foram analisadas pelos métodos multidimensionais com a finalidade de evidenciar a estrutura dos conjuntos de dados e os fatores responsáveis pela sua variabilidade. Esses métodos têm sido aplicados intensamente em estudos ecológicos.

Foi utilizado o método de agrupamento ("Cluster analysis"), após medição da similaridade pelo coeficiente de correlação momento-produto de Pearson:

$$r_{ij} = \frac{\sum_{k=1}^n (X_{ik} - \bar{X}_i)(X_{jk} - \bar{X}_j)}{\sqrt{\sum_{k=1}^n (X_{ik} - \bar{X}_i)^2 \sum_{k=1}^n (X_{jk} - \bar{X}_j)^2}}$$

A classificação utilizada foi a aglomerativa hierárquica do "Peso proporcional" (Weighted Pair Group Method - WPGM). Este método consiste em dividir um conjunto de objetos (amostras) ou descritores (variáveis ambientais) em subconjuntos, de forma que cada objeto ou descritor pertença a um único subconjunto. As relações entre os constituintes de um subconjunto e entre os diversos subconjuntos são quantificadas, evidenciando associações significativas (Legendre & Legendre, 1998).

Os resultados da classificação são visualizados sob a forma de um dendrograma. Essa representação, em um espaço bi-dimensional, de relações multidimensionais gera certas distorções, cuja intensidade pode ser estimada, comparando-se, por correlação, a matriz original com aquela tirada do dendrograma, chamada de matriz dos valores cofenéticos. O coeficiente de correlação resultante é chamado de correlação cofenética e pode ser usado para medir o bom ajuste do agrupamento, cujo valor > 0,8 está bem ajustado (Rohlf & Fisher, 1968).

A análise fatorial em componentes principais permite evidenciar e hierarquizar os fatores (eixos = componentes) responsáveis pela variância dos dados. Esse método de ordenação em espaço sintetiza as principais tendências de variação, e sua representação gráfica em espaço multidimensional é projetada em um número reduzido de planos.

A matriz formada com os parâmetros ambientais foi submetida a uma padronização (standardization) por fileiras, para reduzir os efeitos das diferentes escalas. Em seguida, foi calculada a similaridade por correlação, e daí, foram computados os autovalores da matriz de dispersão (mede a variância associada a cada eixo principal), estando associados a cada um desses autovalores, autovetores que correspondem aos eixos principais do espaço multidimensional. O primeiro eixo principal descreve a maior dimensão da elipsóide multidimensional, enquanto que os eixos principais seguintes passam por dimensões sucessivas, gradativamente menores (Legendre & Legendre, 1998).

Todos esses cálculos foram realizados utilizando-se o programa computacional NTSYS (Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System) da Metagraphics Software Corporation, California - USA.

CAVALCANTI, L. B. - Variações das condições hidrológicas e da clorofila a associadas ao cultivo de.. **5.4.**

ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para comparar os parâmetros do modelo de crescimento dos camarões cultivados nos viveiros B2 e 15, utilizou-se a estatística w , de acordo com Mendes (1999).

6. RESULTADOS

6.1. CLIMATOLOGIA

6.1.1. Precipitação pluviométrica

O índice pluviométrico anual, medido para a área pesquisada, foi de 2.446mm, com as maiores precipitações, ocorrendo no período de maio a julho, quando o índice pluviométrico atingiu 1.336mm, representando cerca de 54% do total. Os menores índices verificaram-se nos meses de outubro e novembro (16 e 46mm, respectivamente), compreendidos no período normalmente mais seco do ano (Fig. 3).

6.1.2. Temperatura do ar

A temperatura do ar apresentou valores mais elevados nos meses de fevereiro e março correspondendo ao período mais seco, enquanto que os menores valores foram observados nos meses de junho, julho e agosto, coincidindo com a época de maior incidência de chuvas (Fig. 4).

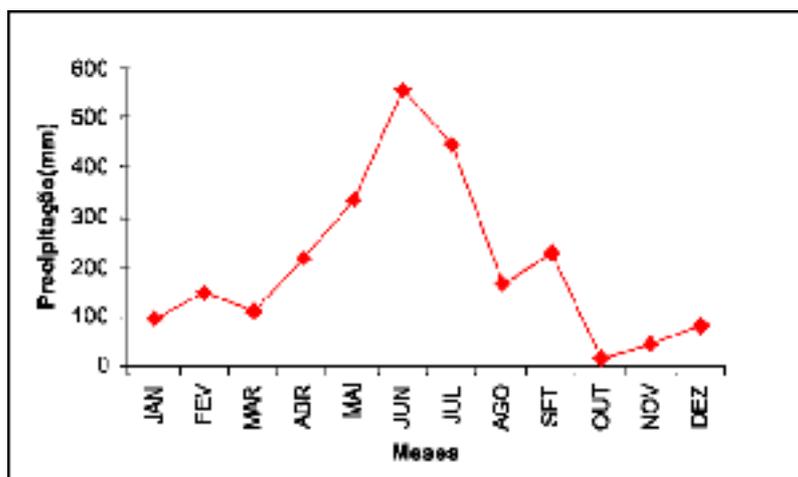


Figura 3. Variação mensal da precipitação pluviométrica da região estuarina do rio Paraíba do Norte (PB).

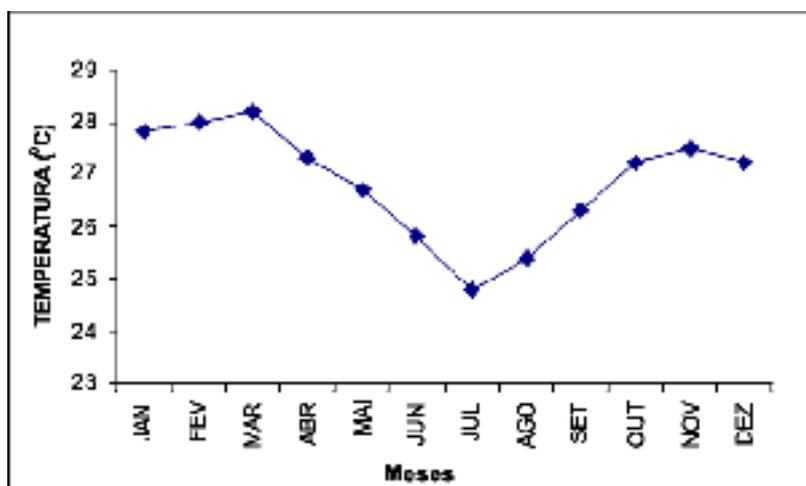


Figura 4. Variação mensal da temperatura do ar da região estuarina do rio Paraíba do Norte (PB).

6.2. HIDROLOGIA

6.2.1. Transparência da água

Considerando-se inicialmente a estação 1, localizada no Rio Paraíba do Norte, a transparência apresentou valores sempre superiores na preamar, durante o período da pesquisa, com exceção dos meses de junho e outubro. Um máximo de 1,0m. verificou-se durante a preamar, em dezembro, e um mínimo de 0,4m, na baixa-mar em abril (Fig. 5 e Tab. 5).

Quanto aos viveiros B2 e 15, os valores de transparência mostraram-se diferentes durante os três ciclos de cultivo. No viveiro B2 estes mostraram-se um pouco mais elevados na fase final do primeiro ciclo; não variaram durante o segundo e declinaram durante o terceiro. No viveiro 15, não se observou diferença no primeiro ciclo, houve aumento no segundo e diminuição no terceiro. Um valor máximo de 0,7m foi observado no viveiro B2, no terceiro ciclo, e um mínimo de 0,2m no viveiro, durante o segundo ciclo. Durante a análise nictemeral, os índices de transparência só foram medidos nos viveiros B2 e 15, entre 10 e 16 horas e variam entre 0,5 e 0,7m, em ambos os ambientes (Fig. 5 e Tab. 5, 6, 7 e 8).

No Rio Mandacaru, observou-se que os valores na estação 2 foram discretamente mais elevados com relação à estação 3, em alguns meses, tanto na baixa-mar quanto na preamar. De um modo geral, nas duas estações, estes foram sempre superiores na preamar, em todos os meses de observação, com exceção do mês de junho. O valor mais elevado (1,0m). foi medido na estação 3, na preamar, em março, e o mais baixo (0,3m) também na estação 3, porém na baixa-mar, nos meses de abril e agosto (Fig. 5 e Tab. 5).

Com relação às estações 4 e 5, localizadas no Rio Tambiá, a análise dos dados referentes à transparência da água ficou prejudicada, pois, em alguns meses, não foi possível medi-la, devido à pouca profundidade local.

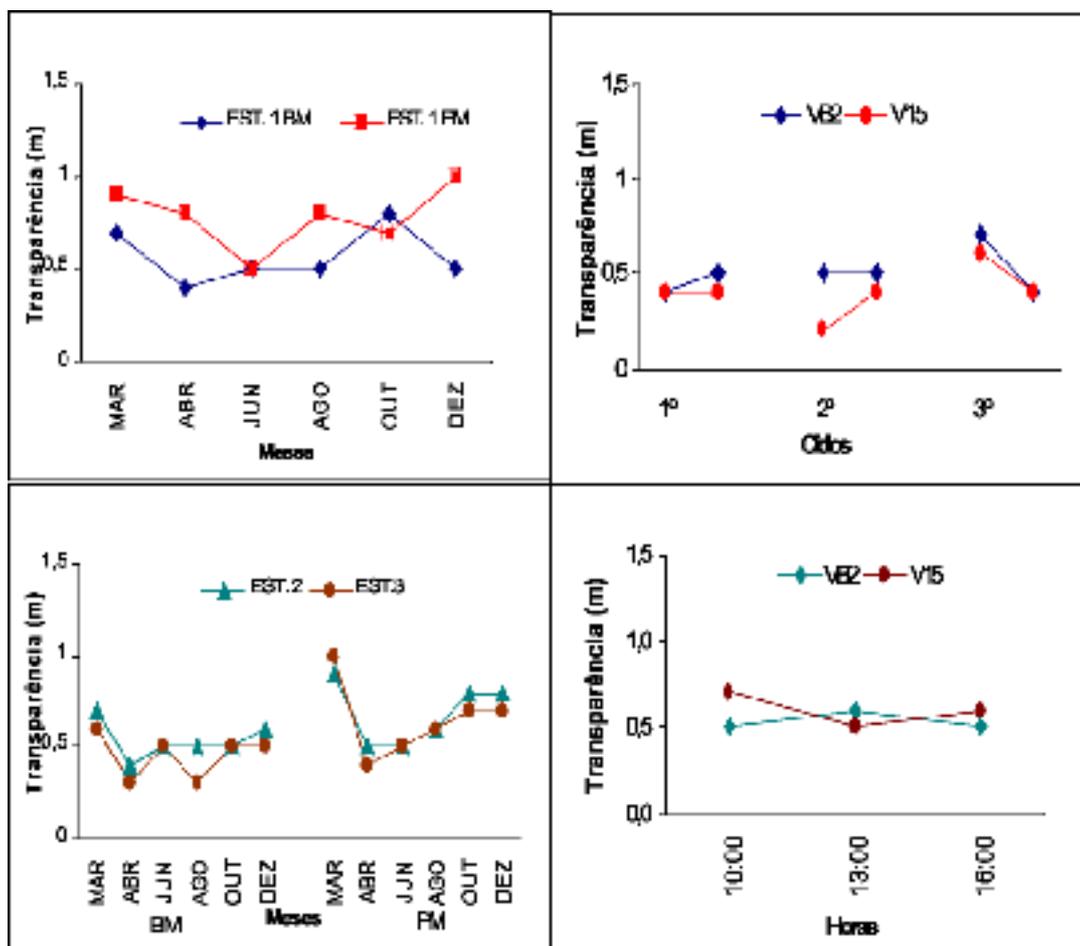


Figura 5 – Variação sazonal e nictemeral da transparência nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15 (BM= Baixa-mar; PM= Preamar)

6.2.2. Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH na estação 1 apresentou valores sempre superiores na preamar, observando-se também que, sazonalmente, houve uma certa redução nos meses de abril e junho, durante a baixa-mar. Um máximo de 8,69 foi obtido na preamar em junho e um mínimo de 7,75 na baixa-mar, no mesmo mês (Fig. 6 e Tab. 5).

Nos viveiros B2 e 15, os valores do pH apresentaram um padrão de variação bastante semelhante ao longo dos três períodos de cultivo. No primeiro e terceiro ciclos, houve uma redução entre a fase inicial e a final, em ambos os viveiros, enquanto que, no segundo ciclo, ocorreu apenas uma pequena elevação no viveiro 15. O pH mais alto (9,22) foi observado no viveiro 15, durante o primeiro ciclo e o mais baixo (8,17) também no viveiro 15, porém, no terceiro ciclo. Por ocasião da análise nictemeral o pH apresentou para os dois ambientes de cultivo pequenas variações no período diurno, tendo-se observado um valor máximo de 8,50 no viveiro B2, no horário de 1 hora e um mínimo de 8,09 no mesmo ambiente, as 10 horas (Fig. 6 e Tab. 5, 6, 7 e 8).

Com referência ao rio Mandacaru, os índices de pH observados na estação 3, durante a baixa-mar, foram sempre superiores aos da estação 2, com exceção dos meses de março e outubro, enquanto que, durante a preamar, observou-se uma tendência inversa. Durante o período da pesquisa, não foi possível observar um padrão de distribuição bem definido. O valor mais elevado (9,00) foi observado na estação 2 durante a baixa-mar, em março, e o menos elevado (7,91) também na estação 2, na baixa-mar, em agosto (Fig. 6 e Tab. 5).

Nas estações 4 e 5, o pH variou de forma irregular, tanto entre os diferentes níveis de maré como ao longo do período da pesquisa. Um máximo de 8,98 foi medido na estação 4, durante a preamar em março, e um mínimo de 7,89 na estação 5, na baixa-mar, em dezembro (Fig. 6 e Tab. 5).

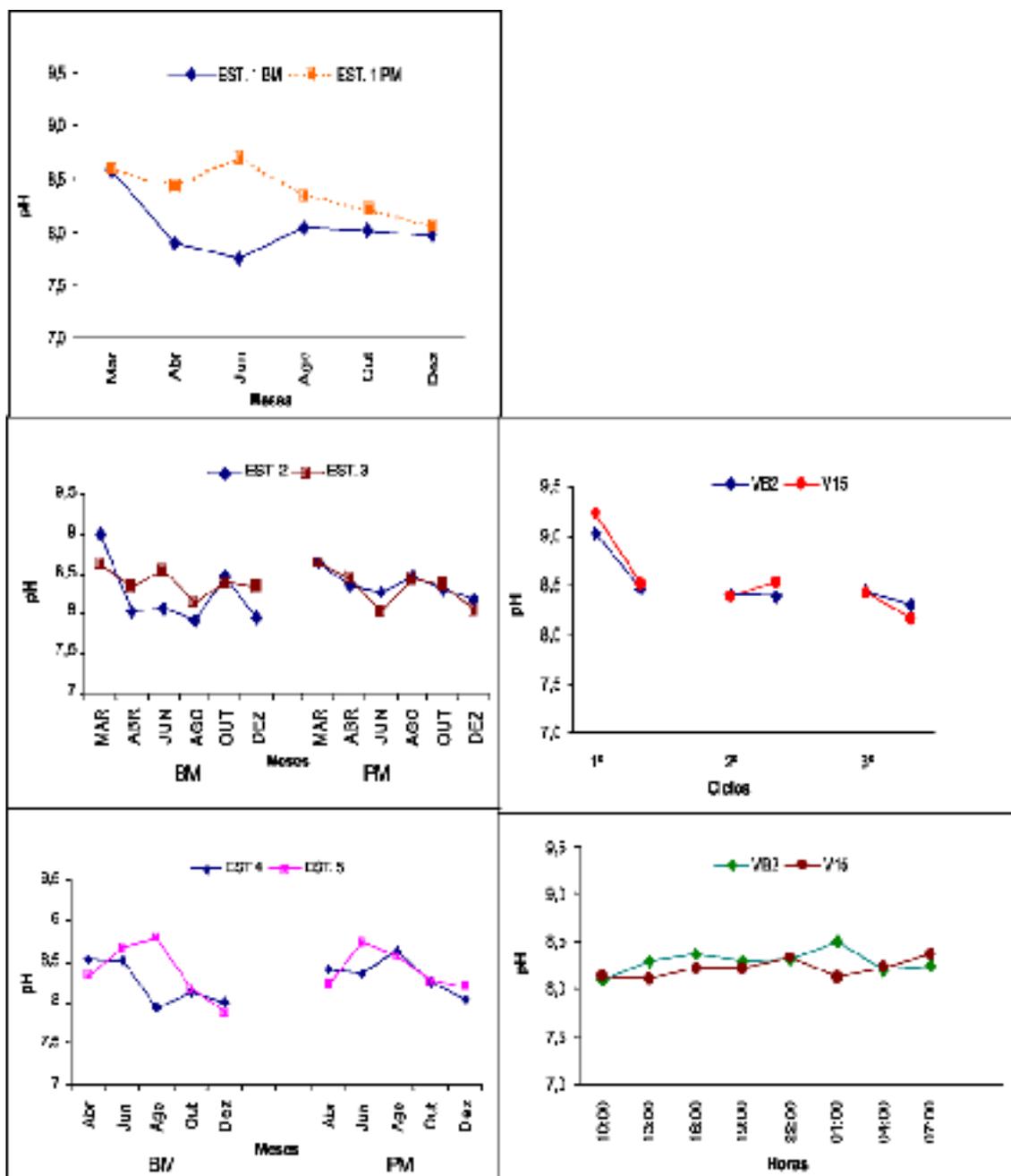


Figura 6 – Variação sazonal e nictemeral do pH nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15 (BM= Baixa-mar; PM = Preamar)

6.2.3. Temperatura

Na estação 1, ocorreram diferenças de temperatura muito pequenas entre a baixa-mar e a preamar, durante todo o período de observações. Considerando-se as distintas épocas do ano, observou-se que os índices térmicos foram mais baixos nos meses de junho e agosto. O maior valor medido foi 29,2°C durante a preamar em dezembro, e o menor 25,8°C na baixamar, em junho (Fig. 7 e Tab. 5).

Com relação aos viveiros, a temperatura no viveiro B2 apresentou declínio entre as fases inicial e final, nos dois primeiros ciclos de cultivo, enquanto que, no terceiro, ocorreu uma discreta elevação. No viveiro 15, esse parâmetro praticamente não variou no primeiro ciclo e mostrou-se ascendente nos dois últimos. Um valor máximo de 30,3°C foi medido no viveiro 15, no primeiro ciclo de cultivo, e um mínimo de 26,9°C no viveiro B2, no segundo ciclo. Na análise nictemeral a temperatura nos dois viveiros mostrou índices mais elevados no período diurno, ocorrendo uma diminuição gradativa até o amanhecer. Um valor máximo de 28,9°C foi obtido no viveiro B2 às 16 horas e um mínimo de 26,0°C em ambos os ambientes as 4 horas (Fig. 7 e 5, 6, 7 e 8).

No rio Mandacaru, foram observados valores de temperatura bem aproximados nas estações 2 e 3, para ambas as marés. Foi verificada uma nítida sazonalidade, com as mais baixas temperaturas ocorrendo nos meses de junho e agosto. O máximo valor (30,4°C) foi medido na estação 2, por ocasião da baixa-mar em março, e o mínimo (25,5°C), na mesma estação, na preamar de junho (Fig. 7 e Tab. 5).

Quanto ao rio Tambiá, ocorreram pequenas diferenças na temperatura entre as estações 4 e 5, tanto na baixa-mar quanto na preamar, durante o período da pesquisa. Sazonalmente foram medidos valores mais baixos nos meses de junho e agosto. O índice térmico mais alto foi de 30,5°C na estação 4, na baixa-mar, em dezembro, e o mais baixo, de 26,4°C na estação 5, na preamar, em agosto (Fig. 7 e Tab. 5).

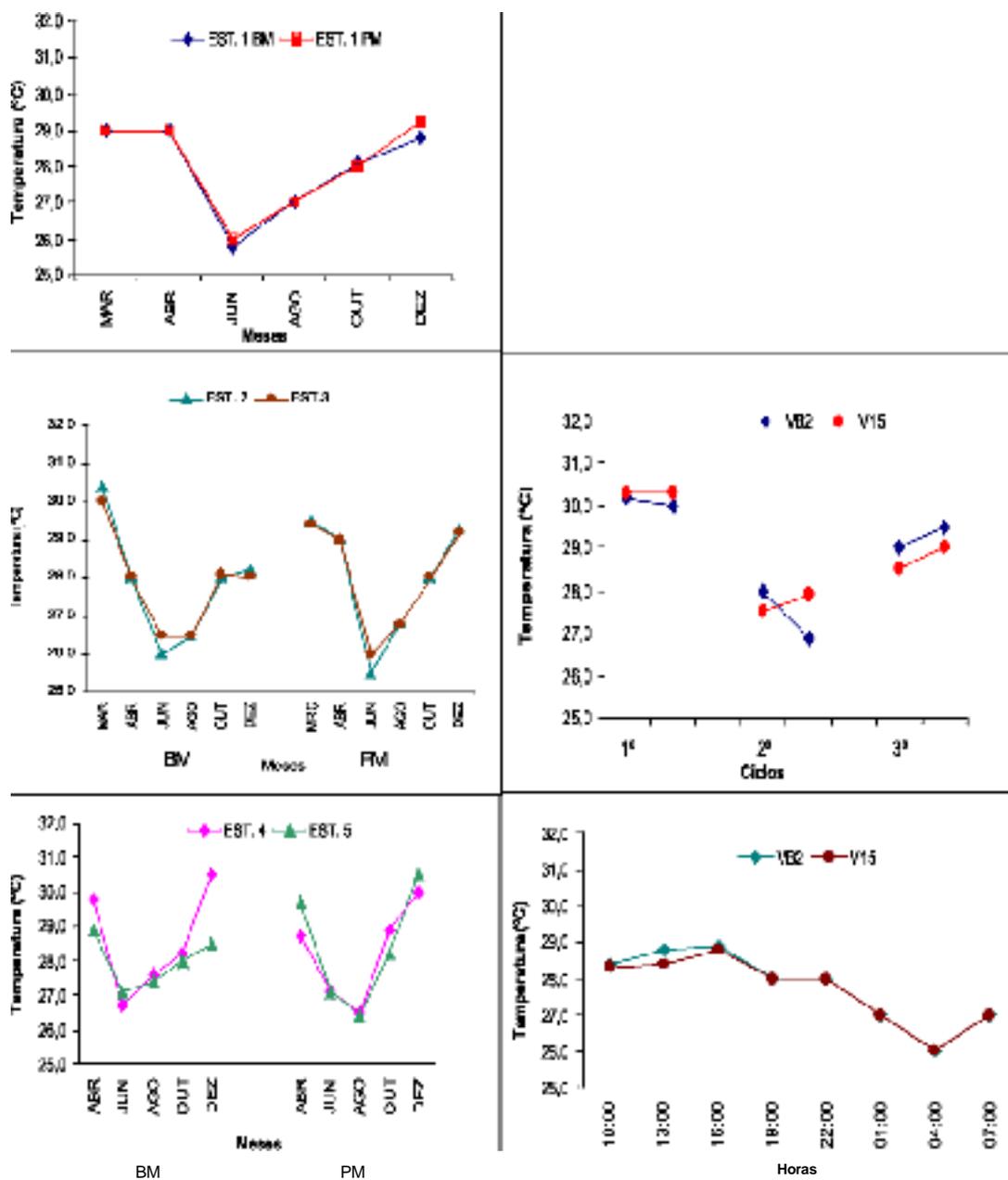


Figura 7 – Variação sazonal e nictemeral da temperatura nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15 (BM= Baixa-mar; PM= Preamar)

6.2.4. Salinidade

Os valores de salinidade, obtidos na estação 1, mostraram diferenças muito pequenas entre a baixa-mar e a preamar, durante todo o período pesquisado, sofrendo, no entanto significativa influência do regime pluviométrico com as menores concentrações, ocorrendo no mês de junho, em ambas as marés. A concentração mais elevada (29,68) verificou-se na preamar no mês de março, e a menos elevada (10,49) na baixa-mar, em junho (Fig. 8 e Tab. 5).

Quanto aos viveiros B2 e 15, apresentaram um padrão semelhante de variação de salinidade, ao longo dos três ciclos de cultivo. Os valores mostraram um ligeiro declínio entre as fases inicial e final do primeiro ciclo, enquanto que, no segundo e terceiro, foi observada uma tendência inversa. O viveiro 15 teve o valor mais alto de todo o período de observações (29,95) no primeiro ciclo, e o viveiro B2 o mais baixo (9,17) no segundo ciclo. Durante a análise nictemeral a salinidade nos dois viveiros sofreu apenas pequenas variações durante todo o período das coletas, com uma concentração máxima de 23,92 no viveiro B2, às 13 e 16 horas, e uma mínima de 19,65 no viveiro 15, às 4 horas (Fig. 8 e Tab. 5, 6, 7 e 8).

Nas estações 2 e 3, a salinidade apresentou-se bem mais elevada na primeira, durante a baixa-mar, em todos os meses nos quais este parâmetro foi mensurado. Em nível de preamar, as concentrações foram também mais altas na mesma estação, porém as diferenças entre os dois pontos foram menores. Quanto à sazonalidade, a salinidade variou bastante no decorrer do período de estudos, principalmente por ocasião das baixa-mares. Um valor máximo de 27,80 foi observado na estação 2, durante a preamar em março, e um mínimo de 0,22 na estação 3, baixa-mar, em junho (Fig. 8 e Tab. 5).

No Rio Tambiá, a salinidade foi mais elevada na estação 5 em relação à estação 4, tanto na baixa-mar quanto na preamar, durante todo o período da pesquisa. As menores concentrações foram verificadas em junho, em ambas as marés. O maior valor medido foi de 28,87 na preamar da estação 4, em março, e o menor, de 0,81, na baixa-mar da estação 4, em junho (Fig. 8 e Tab. 5).

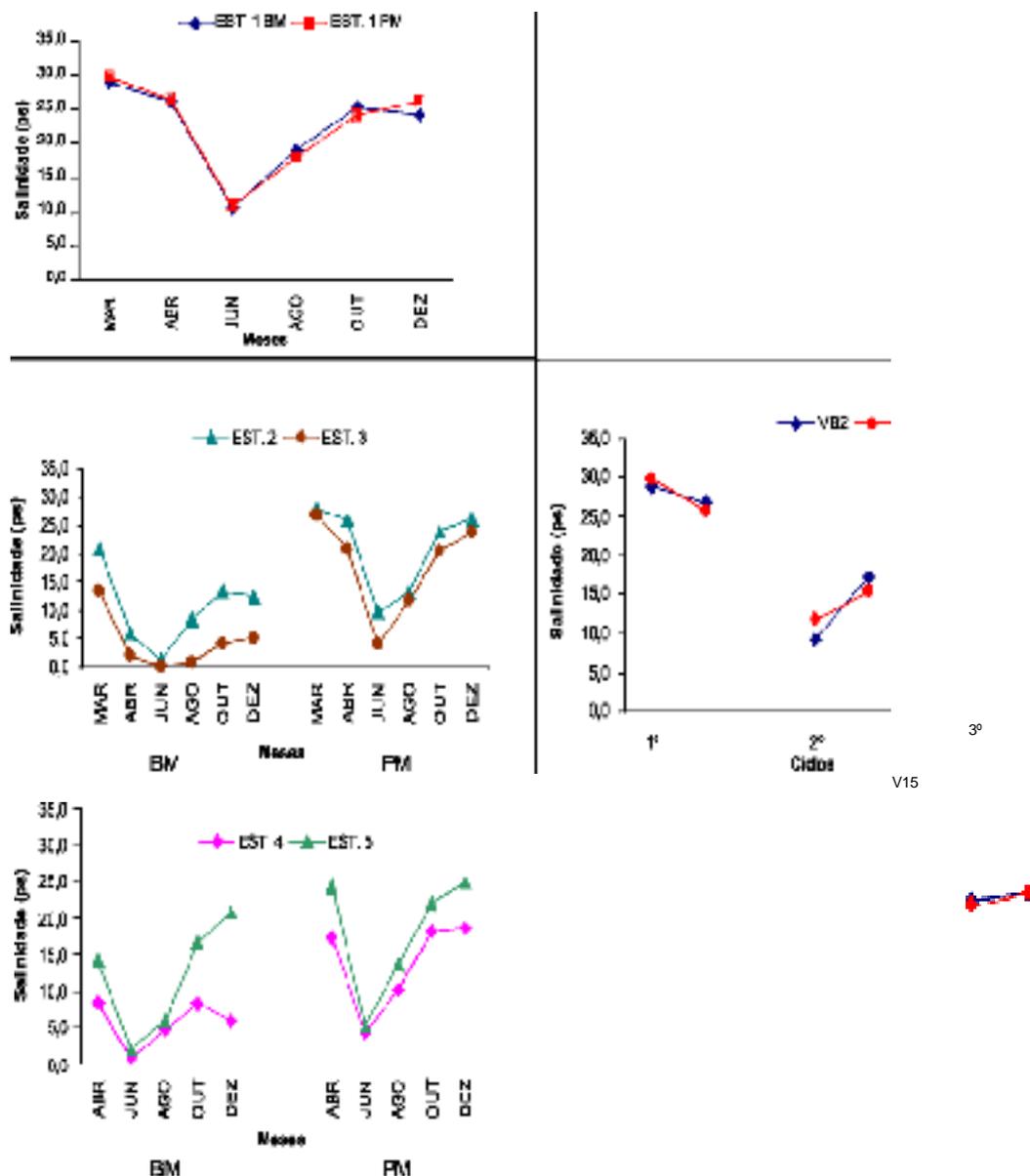
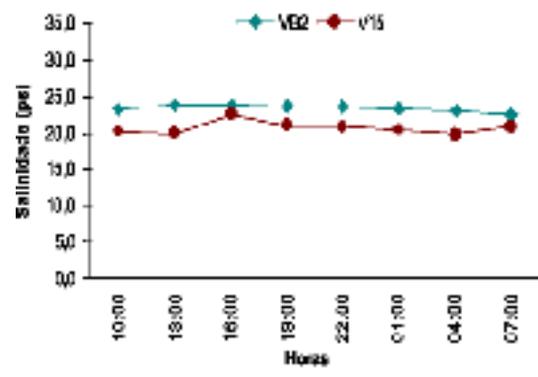


Figura 8 – Variação sazonal e nictemeral da salinidade nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15.



6.2.5. Oxigênio dissolvido

A estação 1 apresentou variação irregular das concentrações de oxigênio dissolvido na baixa-mar, durante o período da pesquisa, com valores de subsaturação nos meses de março e abril, enquanto que, na preamar, estas mantiveram-se em um padrão definido, com pequenas diferenças entre os meses. O valor mais alto ($4,22\text{ml.L}^{-1}$) verificou-se durante a preamar em agosto, correspondendo a 83,68% de saturação, e o mais baixo ($0,00\text{ml.L}^{-1}$), na baixa-mar, em abril (Fig. 9 e 10 e Tab. 5).

Com relação aos ambientes de cultivo, os valores do oxigênio dissolvido no viveiro B2, mostraram-se discretamente mais elevados na fase final do primeiro ciclo de cultivo, em relação ao seu início, enquanto que, nos outros dois ciclos, verificou-se uma discreta redução. Quanto ao viveiro 15, no primeiro e terceiro ciclos, as concentrações elevaram-se na fase final, porém no segundo, houve uma tendência inversa. Um valor máximo de $6,95\text{ml.L}^{-1}$, ou 147,10% de saturação foi obtido no viveiro B2, no terceiro ciclo e um mínimo de $4,62\text{ml.L}^{-1}$

- 103,58%, no viveiro 15, no primeiro ciclo. Na análise nictemeral, os teores de oxigênio dissolvido em ambos os viveiros mantiveram-se elevados até às 16 horas, decrescendo gradativamente até atingir os menores valores às 7 horas do dia seguinte. Um máximo de $7,54\text{ml.L}^{-1}$, correspondendo a 159,80% de saturação, foi observado no viveiro B2, às 16 horas
- um mínimo de $2,61\text{ml.L}^{-1}$ ou 53,14%, no mesmo ambiente, às 7 horas da manhã (Fig. 9 e 10
- Tab. 5, 6, 7 e 8).

No Rio Mandacaru, a estação 2 apresentou teores de oxigênio durante a baixa-mar, sempre superiores aos da estação 3, enquanto que, na preamar, as diferenças existiram, porém foram menos acentuadas. Com relação ao período de observações, nos meses de junho e agosto, principalmente na baixa-mar, foram observados os menores valores. O teor mais alto ($4,19\text{ml.L}^{-1}$), correspondendo a 82,41% de saturação, ocorreu na baixa-mar da estação 2, em outubro, e o mais baixo ($0,49\text{ml.L}^{-1}$ ou 8,75%), na baixa-mar da estação 3, em agosto (Fig. 9 e 10 e Tab. 5).

Com referência ao Rio Tambiá, o oxigênio dissolvido foi sempre nulo na estação 4, durante a baixa-mar, enquanto que na preamar, os valores apresentaram-se sempre inferiores aos da estação 5. Sazonalmente não se observou um padrão nítido de variação. Esse parâmetro apresentou o seu valor mais alto – $3,97\text{ml.L}^{-1}$ – na baixa-mar da estação 5, em

agosto, correspondendo a 73,67% de saturação, e o mais baixo – 0,00ml.L⁻¹ – em várias ocasiões, sempre na baixa-mar (Fig. 9 e 10 e Tab. 5).

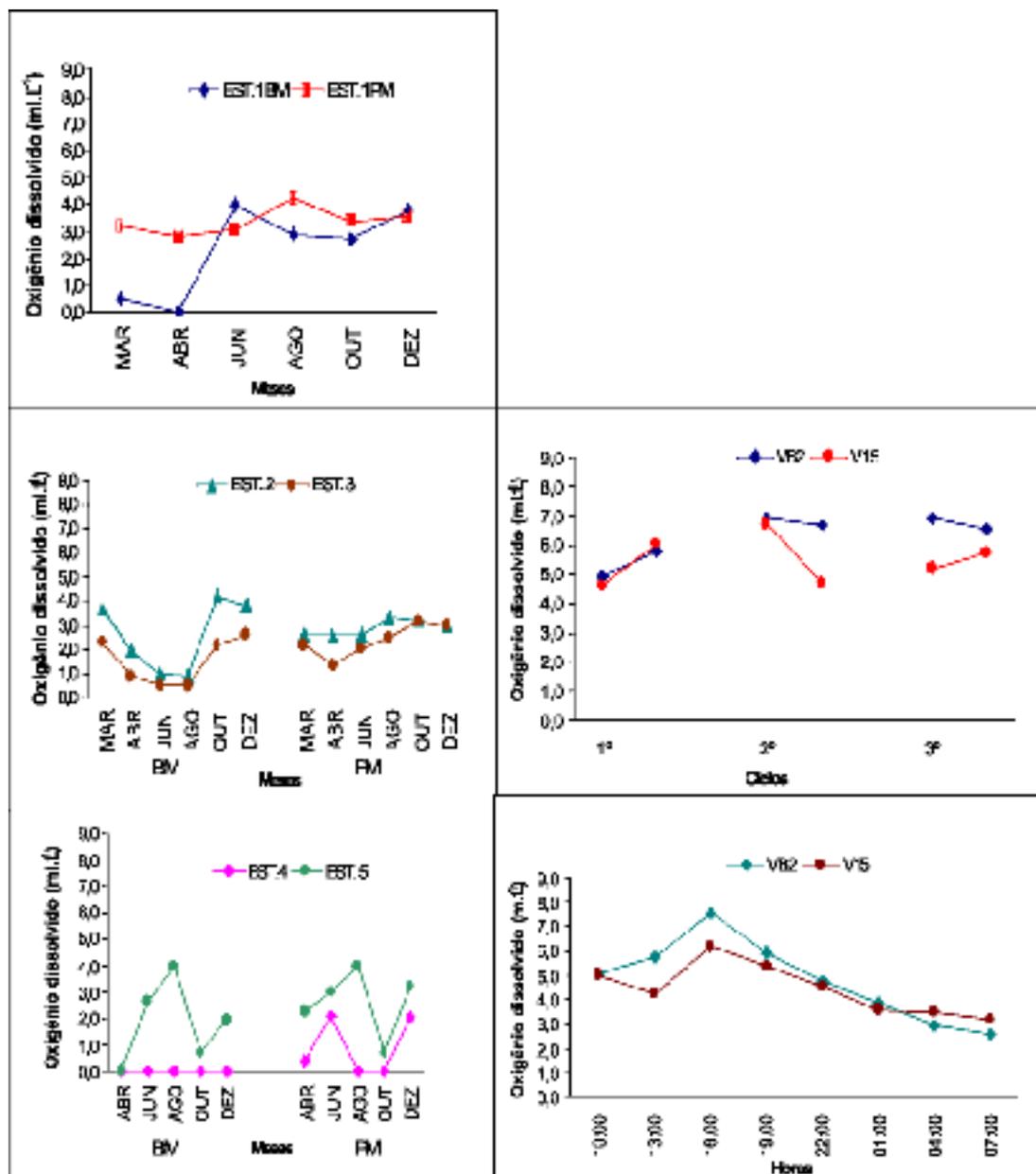


Figura 9 – Variação sazonal e nictemeral do oxigênio dissolvido nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15 (BM= Baixa-mar; PM= Preamar)

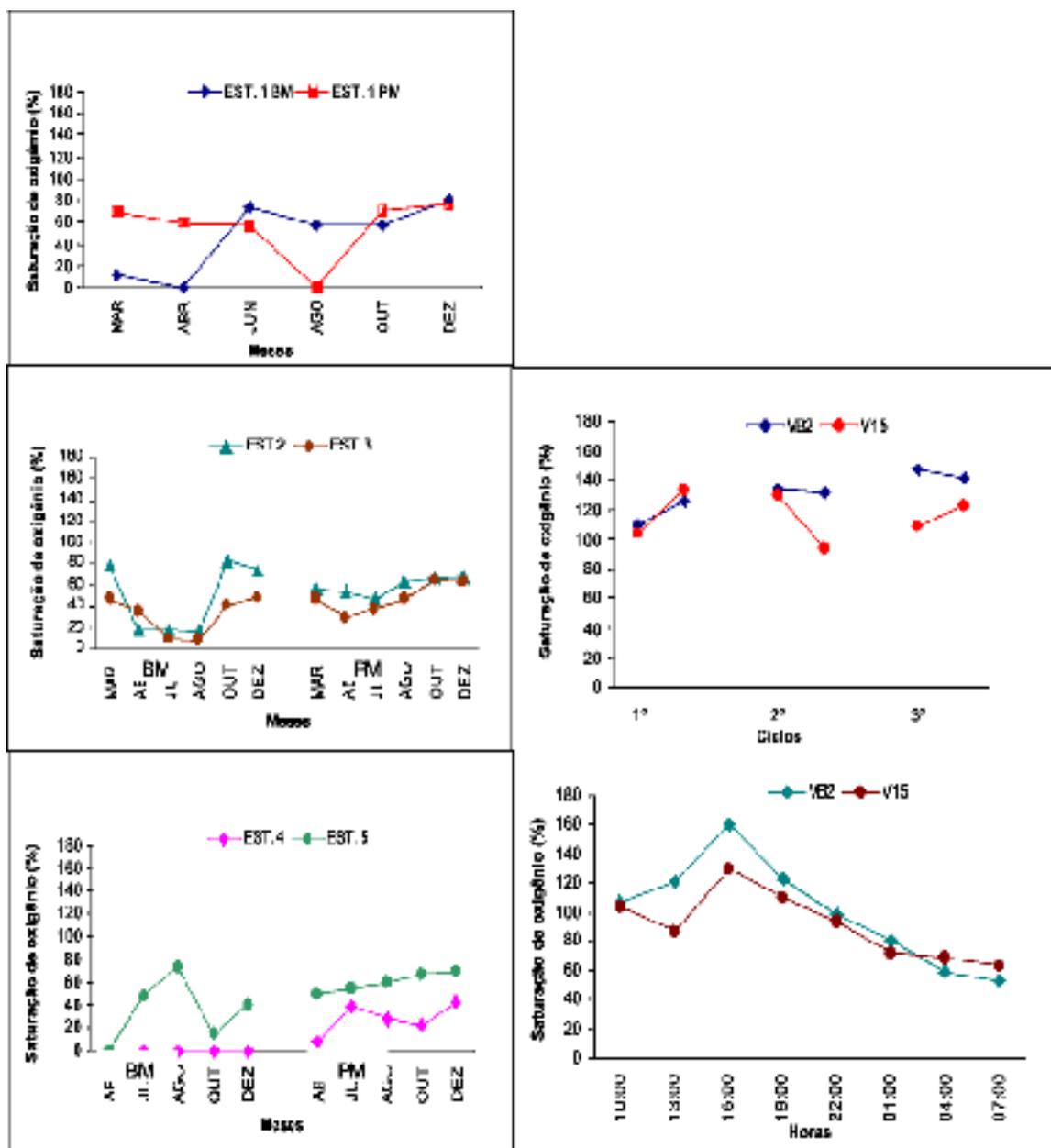


Figura 10 – Variação sazonal e nictemeral da saturação de oxigênio nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15 (BM= Baixa-mar; PM = Preamar)

6.2.6. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Na estação 1, foram observadas pequenas variações nas concentrações de DBO entre a preamar e a baixa-mar, durante todo o período de observações. Sazonalmente, essa variável não apresentou um padrão de variação bem definido. O valor alto ($7,06\text{mg.L}^{-1}$) ocorreu na baixa-mar em abril e um valor $< 1,00\text{mg.L}^{-1}$, na preamar, em dezembro (Fig. 11 e Tab. 5).

Nos viveiros, os valores de DBO sofreram pequenas variações ao longo dos três ciclos de cultivo, observando-se uma discreta elevação entre as fases inicial e final dos dois primeiros ciclos e uma ligeira redução no terceiro, em ambos os ambientes. Um valor máximo de $7,37\text{mg.L}^{-1}$ verificou-se no viveiro 15 durante o segundo ciclo, e um mínimo de $3,41\text{mg.L}^{-1}$, também no viveiro 15, porém no terceiro ciclo. Durante a análise nictemeral, as

concentrações de DBO no viveiro B2 mostraram-se discretamente mais elevadas no período diurno, enquanto que no viveiro 15, o padrão de variação não foi bem definido. O viveiro B2 apresentou o valor mais elevado ($7,79\text{mg.L}^{-1}$) às 16 horas, e o mesmo ambiente teve o mínimo ($1,29\text{mg.L}^{-1}$) às 7 horas (Fig. 11 e Tab. 5, 6, 7 e 8).

Nas estações 2 e 3, de modo geral, todos os valores de DBO da baixa-mar foram superiores aos da preamar. Observou-se também, que na baixa-mar, eles foram superiores na estação 3 em quase todos os meses de observação, enquanto que, na preamar, as diferenças foram de pequena magnitude. Do ponto de vista da sazonalidade, não foi observado um padrão de variação bem definido. O máximo valor ($9,65\text{mg.L}^{-1}$), verificou-se na baixa-mar da estação 3, em agosto, e um valor $< 1,00\text{mg.L}^{-1}$, na preamar também da estação 3, porém em abril (Fig. 11 e Tab. 5).

As estações 4 e 5 apresentaram sempre valores de DBO mais elevados na baixa-mar, sendo que, nesse estágio de maré, as diferenças entre os dois pontos foram muito mais significativas do que na preamar. A DBO apresentou valor máximo de $34,01\text{mg.L}^{-1}$ na baixamar da estação 4, em dezembro e mínimo de $0,00\text{mg.L}^{-1}$, na preamar da estação 5, em outubro (Fig. 11 e Tab. 5).

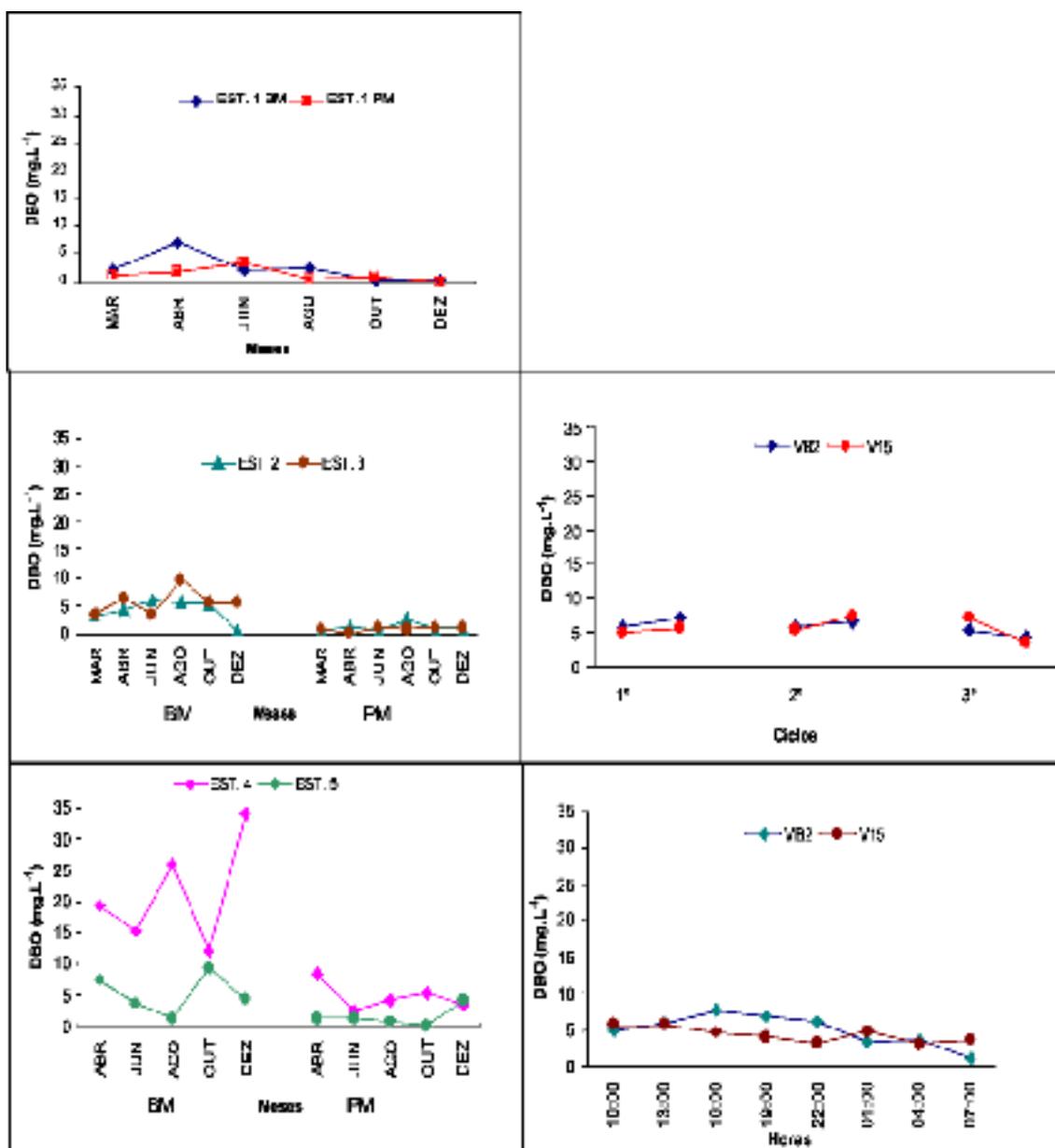


Figura 11 – Variação sazonal e nictermal da DBO nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15 (BM= Baixa-mar; PM= Preamar)

6.2.7. Amônia. $\text{NH}_3 + \text{NH}_4 + \text{N}$

Com referência à estação 1, as concentrações de amônia-N apresentaram sempre pequenas diferenças entre a baixa-mar e a preamar, não tendo sido possível, também, observar um padrão de variação definido ao longo do período da pesquisa. Um valor máximo de $5,73\text{mmol.L}^{-1}$ foi medido na baixa-mar, em dezembro, e um mínimo de $0,51\text{mmol.L}^{-1}$, na baixa-mar, em abril (Fig. 12 e Tab. 5).

Quanto aos ambientes de cultivo, o viveiro B2 apresentou discreta redução das concentrações de amônia-N entre a fase inicial e final dos dois primeiros ciclos de cultivo, havendo uma ligeira elevação no terceiro ciclo. No viveiro 15, houve redução considerável nos dois primeiros ciclos, enquanto que, no terceiro, os valores mantiveram-se mais ou menos estáveis. O valor mais elevado ($1,64\text{mmol.L}^{-1}$) verificou-se no viveiro 15, durante o primeiro ciclo, e o menor ($0,01\text{mmol.L}^{-1}$), no viveiro B2, no segundo ciclo. Por ocasião da análise nictemeral os viveiros B2 e 15 mostraram padrões de distribuição bem diferentes com relação às concentrações de amônia-N. No viveiro B2, os valores apresentaram pequenas variações, enquanto que no viveiro 15, verificou-se uma elevação considerável no período entre 16 e 22 horas. O teor mais elevado ($0,61\text{mmol.L}^{-1}$) foi observado no viveiro 15, às 16 horas, e valores indetectáveis no viveiro B2 às 13 e às 1 e 4 horas da madrugada, respectivamente (Fig. 12 e Tab. 5, 6, 7 e 8).

Em relação ao Rio Mandacaru, as concentrações de amônia-N nas estações 2 e 3 foram mais elevadas na baixa-mar comparativamente com a preamar, em todos os meses pesquisados. Em ambas as marés, a estação 3 apresentou sempre maiores valores. Sazonalmente esse parâmetro apresentou pequenas variações, sendo que, na baixa-mar do mês de agosto as concentrações foram bem superiores às demais. O máximo valor $46,67\text{mmol.L}^{-1}$ foi encontrado na baixa-mar da estação 3, em agosto, e o mínimo ($1,49\text{mmol.L}^{-1}$), na preamar da estação 2, em outubro (Fig. 12 e Tab. 5).

No Rio Tambiá, a amônia-N apresentou, em ambas as marés, valores mais elevados na estação 4, sendo que, na baixa-mar as diferenças em relação à estação 5, foram substancialmente maiores, com exceção apenas do mês de abril. De modo geral, as concentrações das baixas-mares foram sempre superiores as das preamars. Não foi observado

um padrão definido de variação durante os meses de estudo. A concentração mais alta 48,98mmol.L⁻¹, foi obtida na estação 4, maré alta em dezembro, e a menos elevada (2,02mmol.L⁻¹) na estação 5, maré alta, em outubro (Fig. 12 e Tab. 5).

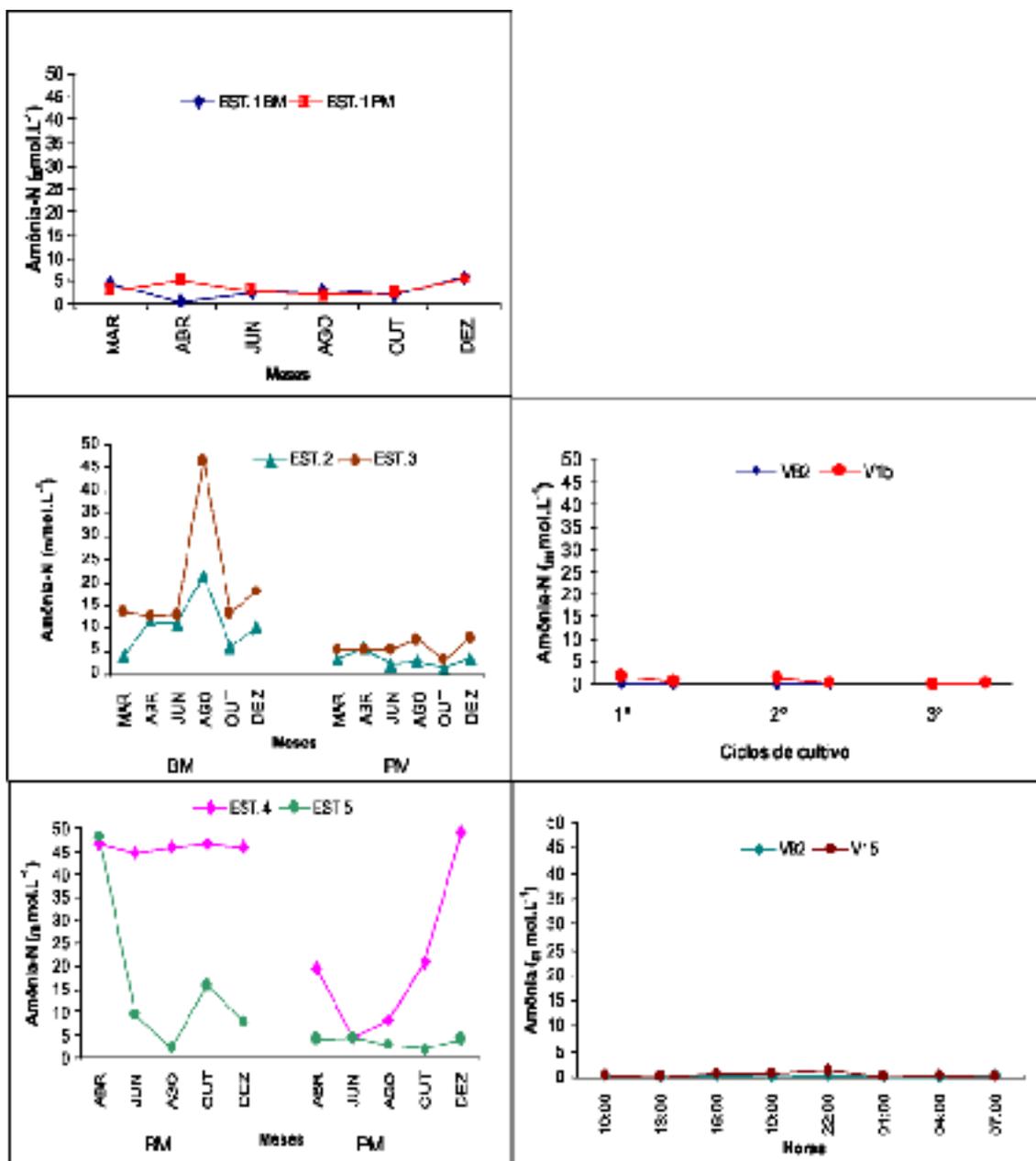


Figura 12 – Variação sazonal e nictemeral da amônia-N nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15 (BM= Baixa-mar; PM= Preamar)

6.2.8. Nitrito NO₂ – N

Considerando-se a estação 1, o nitrito-N apresentou um padrão de distribuição bastante irregular, considerando-se não somente os dois estágios da maré como também o período no qual foram feitas as observações. Um máximo valor (3,35 mmol.L⁻¹) foi observado na baixa-mar, em dezembro, e um mínimo de 0,47mmol.L⁻¹, na preamar, em outubro (Fig. 13 e Tab. 5).

Com relação aos ambientes de cultivo, observou-se que, no viveiro B2, ocorreu redução dos teores de nitrito-N entre a fase inicial e a final no primeiro ciclo de cultivo, e uma discreta elevação nos dois outros ciclos. No viveiro 15, as reduções foram bastante acentuadas, principalmente durante os dois primeiros ciclos. A concentração máxima (0,74mmol/L⁻¹), foi observada no viveiro 15, no primeiro ciclo, e valores indetectáveis nos dois ambientes durante o terceiro ciclo. Na análise nictemeral, os teores de nitrito-N mostraram pequena variação no viveiro B2, durante o período observado, enquanto que no viveiro 15, estes apresentaram diferenças acentuadas, sendo bastante elevados no intervalo entre 16 e 22 horas. Um teor máximo de 0,34mmol.L⁻¹ foi observado no viveiro 15, às 19 horas, e um mínimo de 0,04mmol.L⁻¹, no viveiro B2, às 16 horas (Fig. 13 e Tab. 5, 6, 7 e 8).

No rio Mandacaru, as concentrações desse nutriente nas estações 2 e 3 variaram de forma bastante irregular, independentemente da altura das marés. Praticamente em todos os meses de observação, os valores durante a preamar foram mais elevados em relação à baixamar, em ambas as estações. Não foi possível estabelecer um padrão sazonal de variação. O nitrito-N apresentou um valor máximo de 3,39mmol.L⁻¹ na preamar da estação 3, em junho, e um mínimo de 0,02mmol.L⁻¹, na baixa-mar da estação 2, em agosto (Fig. 13 e Tab. 5).

Nas estações 4 e 5 do rio Tambiá, o nitrito-N mostrou uma variação muito irregular ao longo do período da pesquisa, não sendo possível estabelecer correlação de valores entre os dois pontos de coleta com relação às marés, como também detectar variações sazonais. Esse parâmetro apresentou uma concentração máxima de 4,07mmol.L⁻¹ na baixa-mar da estação 5, em junho, e um valor indetectável na estação 4 durante a preamar em março (Fig. 13 e Tab. 5).

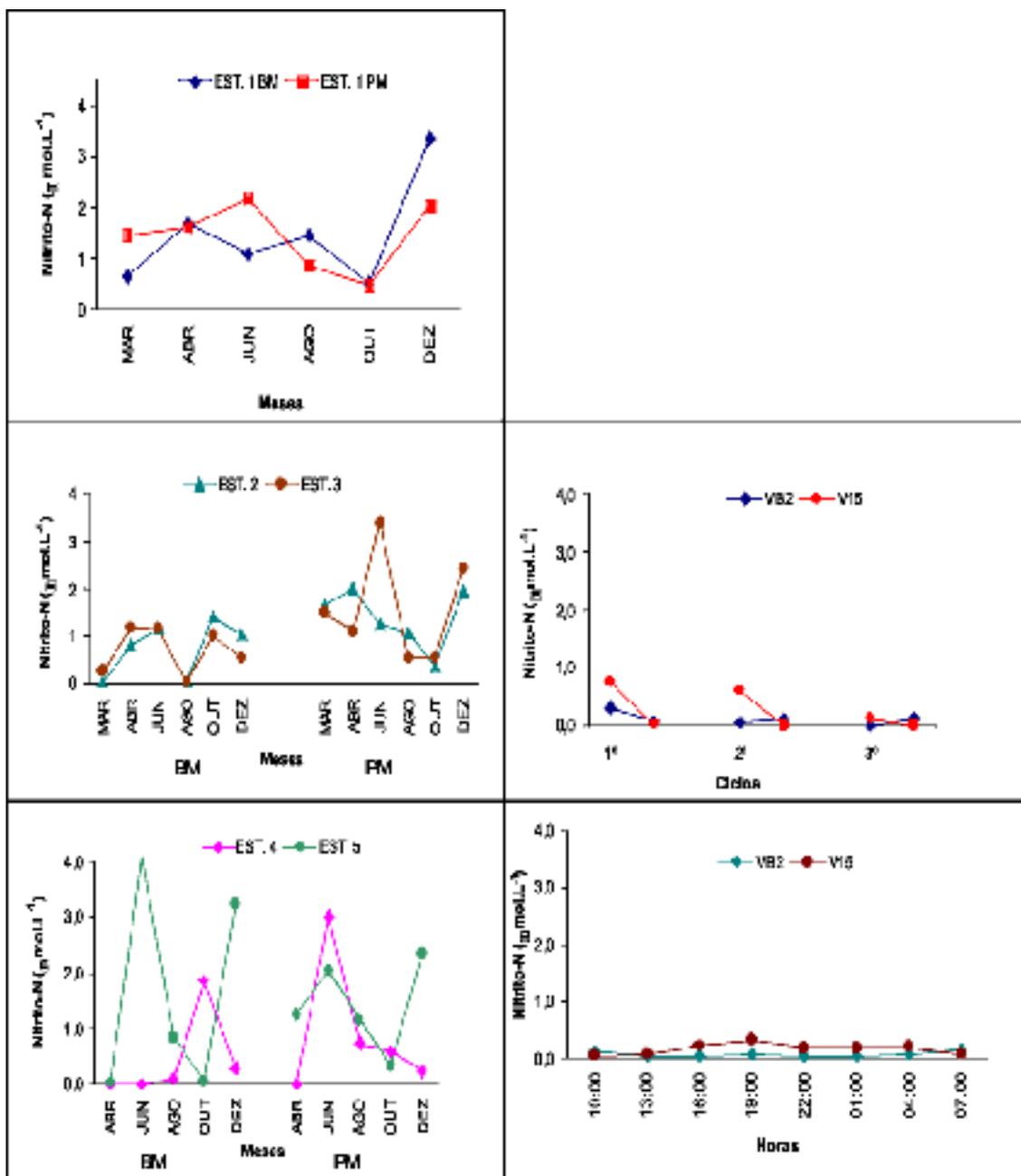


Figura 13 – Variação sazonal e nictemeral do nitrito-N nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15 (BM= Baixa-mar; PM= Preamar)

6.2.9. Nitrato NO₃ - - N

As concentrações de nitrato-N na estação 1 apresentaram pequenas diferenças entre a baixa-mar e a preamar. Ao longo do período de observações observou-se uma acentuada elevação dos valores no mês de junho, em ambas as marés. A concentração máxima foi de 25,84 mmol.L⁻¹, observada na preamar, em junho, e a mínima de 1,91mmol.L⁻¹, na baixa-mar, em outubro (Fig. 14 e Tab. 5).

Em relação aos viveiros, o nitrato-N apresentou padrões de variação diferentes. No viveiro B2, os valores apresentaram pequenas variações durante o primeiro e o terceiro ciclos e uma redução acentuada, por ocasião do segundo. Quanto ao viveiro 15, a mesma tendência verificou-se no primeiro e terceiro ciclos, enquanto que, no segundo, as concentrações mantiveram-se praticamente constantes. Um valor máximo de 2,39mmol.L⁻¹ foi observado no viveiro B2, durante o segundo ciclo e um mínimo de 0,48mmol.L⁻¹, no viveiro 15, no primeiro ciclo. Durante a análise nictemral, os dois viveiros apresentaram uma distribuição de nitrato - N bastante semelhante, com valores mais elevados entre 16 e 22 horas, principalmente no viveiro15. A maior concentração (1,20mmol.L⁻¹) foi obtida no viveiro 15, às 16 horas, e a menor (0,05mmol.L⁻¹) no viveiro B2, no horário de 1 hora (Fig. 14 e Tab. 5, 6, 7 e 8).

No rio Mandacaru, não foi possível observar um padrão definido de variação do nitrato-N entre as estações como também durante o período de estudos. Com relação aos ciclos de maré, as concentrações na preamar foram mais elevadas do que na baixa-mar, com referência especial ao mês de junho. O valor mais elevado foi de 31,35mmol.L⁻¹, na preamar da estação 3, em junho, e o menos elevado de 0,65mmol.L⁻¹, na baixa-mar da estação 2, em agosto (Fig. 14 e Tab. 5).

Nas estações do rio Tambiá, o nitrato-N apresentou, em algumas ocasiões, concentrações consideravelmente mais elevadas na estação 5, durante a baixa-mar, enquanto que, na preamar, as diferenças existiram, porém foram de menor magnitude. Considerando a variação sazonal, não se observou uma tendência de distribuição bem definida. A estação 5, na baixa-mar, apresentou o mais alto valor (44,58mmol.L⁻¹) em junho, e a estação 4, o mais baixo (0,45mmol.L⁻¹), na baixa-mar, em dezembro (Fig. 14 e Tab. 5).

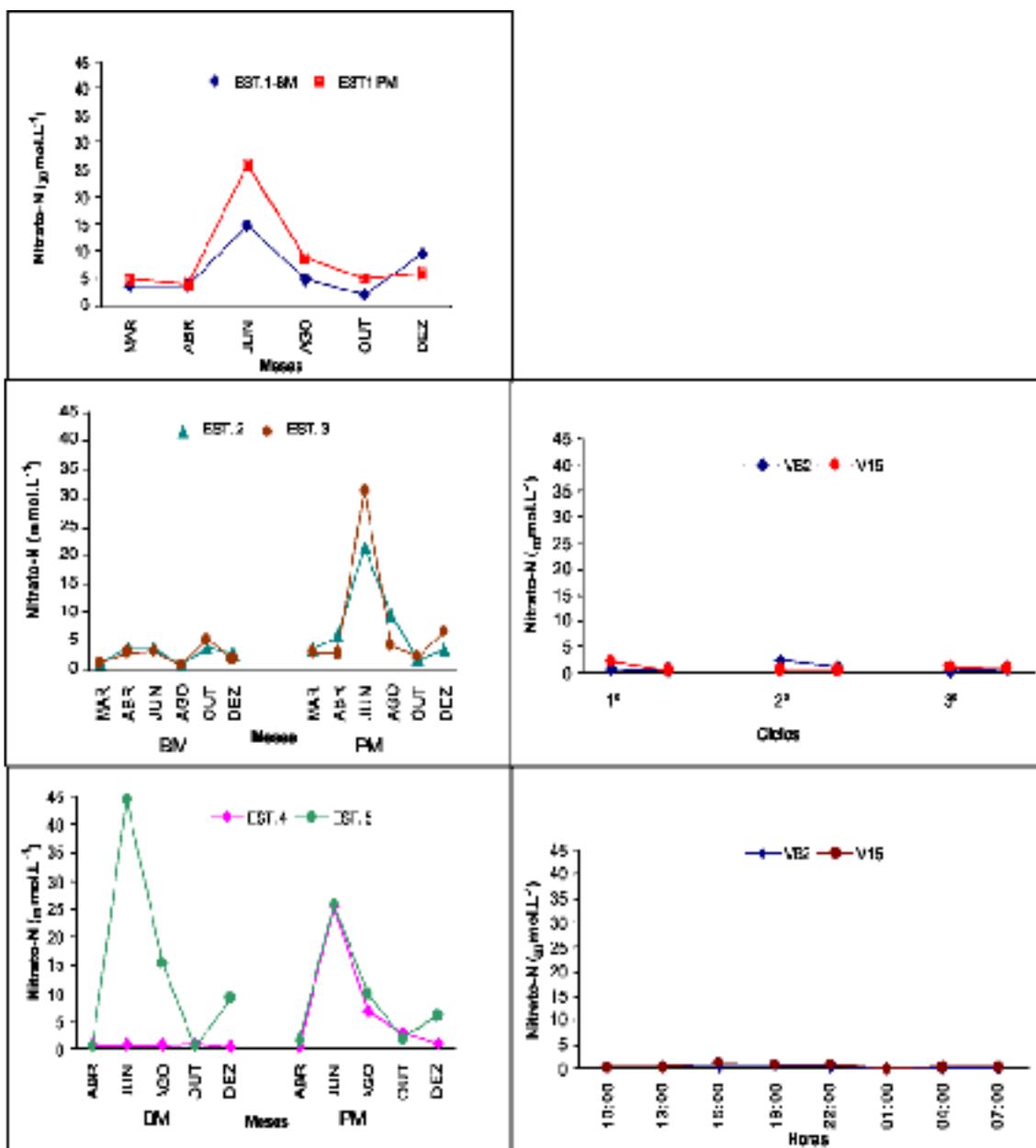


Figura 14 – Variação sazonal e nictemeral do nitrato-N nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15 (BM= Baixa-mar; PM= Preamar)

6.2.10. Fosfato PO₄ - P

Os valores de fosfato-P na estação 1 apresentaram-se, durante o período de estudos, discretamente mais elevados na baixa-mar, com relação à preamar. Considerando-se os meses de observação, apenas os valores da baixa-mar apresentaram uma discreta variação. A concentração mais alta (6,69mmol.L⁻¹) verificou-se na baixa-mar, em abril, e a menor (1,99mmol.L⁻¹) na preamar, em outubro (Fig. 15 e Tab. 5).

Quanto aos dois viveiros, observou-se que, no viveiro B2, houve uma discreta redução nos teores desse nutriente, entre as fases inicial e final do primeiro ciclo de cultivo, enquanto que, nos dois outros ciclos, a tendência foi inversa e de uma forma mais acentuada. No viveiro 15, os teores decresceram no primeiro ciclo, elevaram-se discretamente no segundo e de forma mais acentuada, no terceiro. Um máximo de 2,68mmol.L⁻¹ foi observado no viveiro B2, no primeiro ciclo, e um mínimo de 0,79mmol.L⁻¹ no mesmo ambiente, durante o segundo ciclo. Durante as análises nictemeral os valores de fosfato-P nos dois ambientes apresentaram pequenas variações durante o período de observações, tendo-se verificado apenas uma discreta redução no horário de 1 hora, em ambos os ambientes. O teor mais elevado (1,83mmol.L⁻¹) ocorreu no viveiro B2 às 7 horas da manhã e o menos elevado (1,15mmol.L⁻¹), no viveiro 15, a 1 hora da madrugada (Fig. 15 e Tab. 5, 6, 7 e 8).

Com referência ao rio Mandacaru, foi possível observar, nas estações 2 e 3, a mesma tendência de distribuição do fosfato-P em ambos os estágios de maré, ou seja, as concentrações na segunda estação foram sempre um pouco mais elevadas do que na primeira, verificando-se, também, que na baixa-mar, os teores foram discretamente superiores em relação à preamar. Sazonalmente não se verificou um padrão definido de variação. A máxima concentração (6,56mmol.L⁻¹) foi observada na estação 3, baixa-mar, em abril, enquanto que a mínima (1,41mmol.L⁻¹) ocorreu na estação 2, na baixa-mar, em outubro (Fig. 15 e Tab. 5).

Em relação ao rio Tambiá, os teores de fosfato-P mostraram-se consideravelmente mais altos na estação 4, em todos os meses pesquisados, principalmente na baixa-mar. Sazonalmente não foi possível observar uma tendência definida de variação. Um valor máximo de 49,45mmol.L⁻¹, verificou-se na baixa-mar da estação 4, em março e abril, e um mínimo de 2,12mmol.L⁻¹, na preamar da estação 5, em outubro (Fig. 15 e Tab. 5).

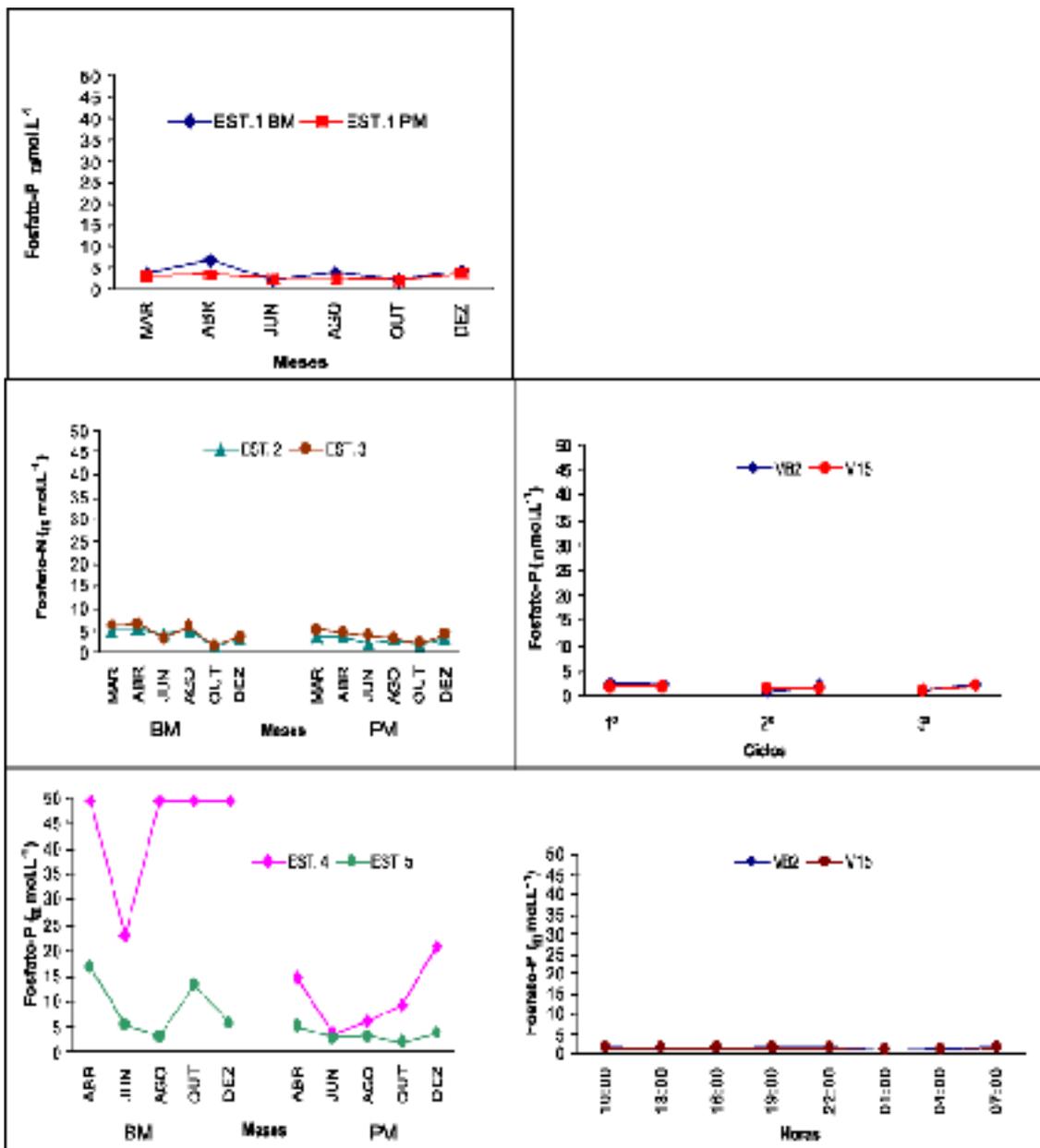


Figura 15 – Variação sazonal e nictemeral do fosfato-P nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15 (BM= Baixa-mar; PM= Preamar)

6.2.11. Silicato SiO₂ - - Si

O silicato-Si na estação 1 apresentou variações bem diferentes considerando-se as duas fases da maré. Na baixa-mar, os valores apresentaram pequenas variações ao longo dos meses pesquisados, enquanto que, na preamar, as oscilações foram bem mais acentuadas, com picos nos meses de junho e agosto. Na preamar do mês de agosto, verificou-se o mais alto valor (107,25mmol.L⁻¹), enquanto que, na baixa-mar, em março, ocorreu o mínimo (26,90mmol.L⁻¹) (Fig. 16 e Tab. 5).

Em relação aos dois ambientes de cultivo, foi possível observar que, no viveiro B2, os teores de silicato-Si decresceram do início ao fim do cultivo, no primeiro e terceiro ciclos, enquanto que, no segundo, houve uma tendência inversa. A variação no viveiro 15 assemelhou-se à do viveiro B2, com exceção do terceiro ciclo, no qual houve uma elevação dos valores entre a fase inicial e a final. O viveiro 15 mostrou o maior valor (101,16mmol.L⁻¹) no segundo ciclo, e o viveiro B2, o menor valor (18,58mmol.L⁻¹) durante o terceiro ciclo. Por ocasião da análise nictemeral, os teores de silicato-Si apresentaram pequenas variações no viveiro B2, durante o período observado, enquanto que, no viveiro 15, estas foram mais acentuadas, principalmente no período diurno. No viveiro 15, verificou-se a concentração mais alta (79,68mmol.L⁻¹) às 13 horas, e no viveiro B2, a mais baixa (19,27mmol.L⁻¹) às 4 horas (Fig. 16 e Tab. 5, 6, 7 e 8).

No rio Mandacaru, os valores do silicato-Si foram sempre mais elevados na estação 3 com relação à estação 2, em ambas as fases da maré. Com exceção dos meses de junho e agosto, os teores foram sempre mais altos na baixa-mar. Não foi possível se observar qualquer variação sazonal. O teor máximo (122,97mmol.L⁻¹) verificou-se na estação 2, baixa-mar, em abril, e o mínimo (37,24mmol.L⁻¹), na estação 2, preamar, em outubro (Fig. 16 e Tab. 5).

Com referência às estações 4 e 5, os valores oscilaram de forma irregular na baixamar, enquanto que na preamar, esses mostraram-se sempre um pouco mais altos na estação 4. Sazonalmente, os meses de junho e agosto apresentaram teores mais elevados, em ambas as fases da maré. Um máximo de 141,55mmol.L⁻¹ foi medido na baixa-mar da estação 5, em junho, e um mínimo de 44,30mmol.L⁻¹, na preamar da estação 5, em abril (Fig. 16 e Tab. 5).

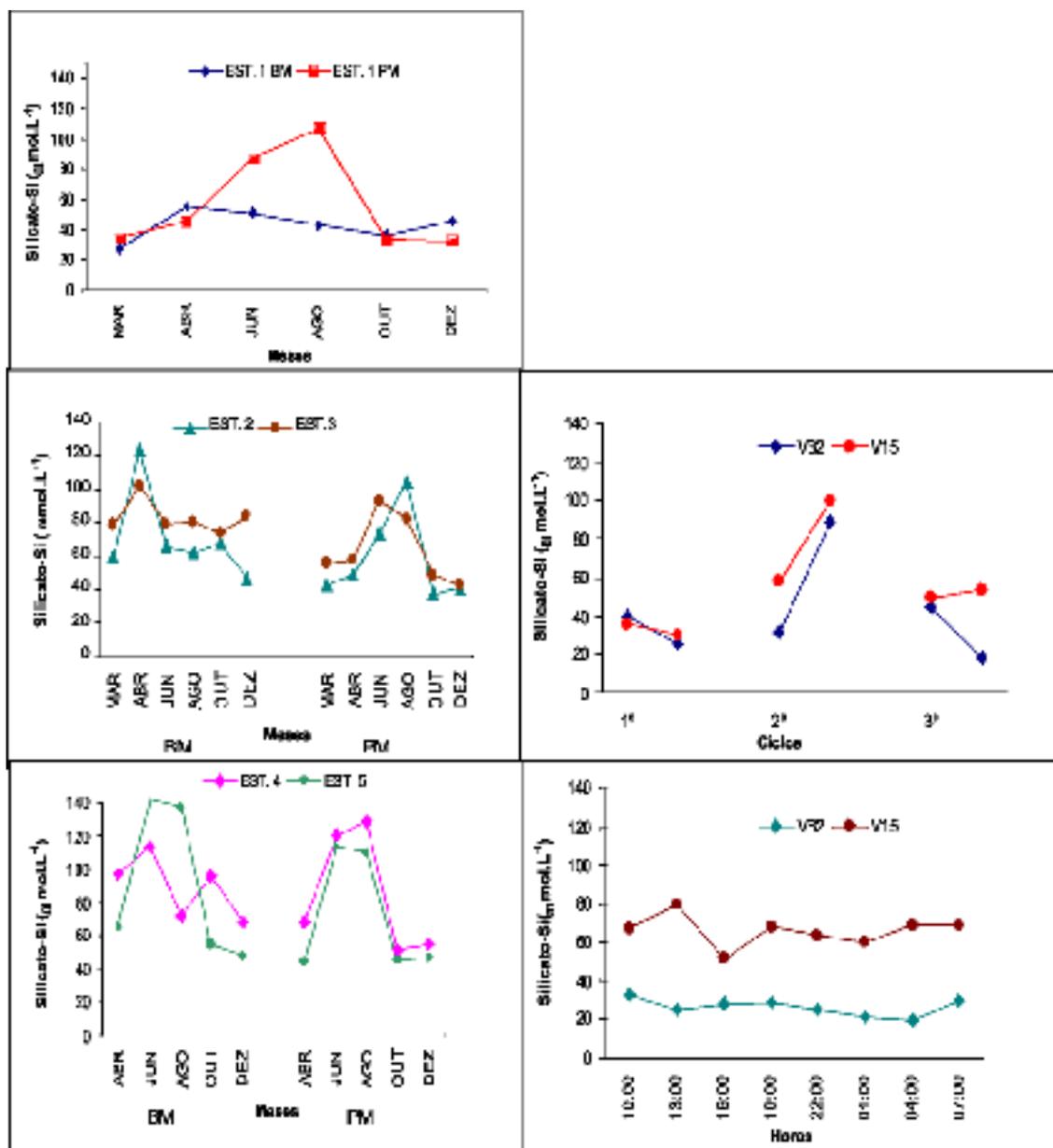


Figura 16 – Variação sazonal e nictemeral do silicato-Si nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15 (BM= Baixa-mar; PM= Preamar)

6.2.12. Clorofila *a*

As concentrações de Clorofila *a* na estação 1 apresentaram pequenas diferenças entre os dois estágios de maré, ao longo do período da pesquisa. Sazonalmente observaram-se valores discretamente mais elevados nos meses de março e outubro, durante a baixa-mar. A maior concentração ($23,60\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) foi medida na baixa-mar, em outubro, e a menor ($0,92\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$), também, na baixa-mar, porém em agosto (Fig. 17 e Tab. 5).

Quanto aos viveiros B2 e 15, apresentaram um padrão bem semelhante de distribuição da Clorofila *a*, com as concentrações sofrendo elevação considerável entre as fases inicial e final dos três ciclos de cultivo. Um valor máximo de $104,66\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ foi observado no viveiro 15, durante o terceiro ciclo, e um mínimo de $20,06\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$, no viveiro B2, por ocasião do segundo ciclo. Na análise nictemeral, concentrações de clorofila *a* no viveiro B2 variaram de forma irregular, enquanto que no viveiro 15, estas apresentaram-se bem elevadas entre 10 e 13 horas, tendendo a estabilizar-se no restante do período. O valor mais elevado ($71,92\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) foi observado no viveiro 15, às 13 horas, e o menos elevado ($18,60\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) no viveiro B2, no mesmo horário (Fig. 17 e Tab. 5, 6, 7 e 8).

Com referência ao rio Mandacaru, os valores dessa variável mostraram-se sempre superiores na estação 2, durante a baixa-mar, verificando-se uma tendência inversa durante a preamar. De um modo geral, com exceção do mês de agosto, a baixa-mar apresentou sempre maiores concentrações. Ao longo do período de observações, os meses de março, outubro e dezembro mostraram valores consideravelmente mais altos, principalmente na baixa-mar. O máximo teor ($98,50\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) foi medido na estação 2, baixa-mar, em dezembro, e o mínimo ($0,60\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) na estação 3, baixa-mar, em junho (Fig. 17 e Tab. 5).

Em relação ao rio Tambiá, a Clorofila *a* não apresentou variações significativas entre as marés, como também durante a fase de investigações, notando-se no entanto, que os valores obtidos na época considerada seca foram um pouco mais elevados em relação ao período de maiores precipitações pluviométricas. A maior concentração ($40,40\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) foi medida na estação 4, preamar, em dezembro, e a menor, $3,08\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$, na estação 5, em abril (Fig. 17 e Tab. 5).

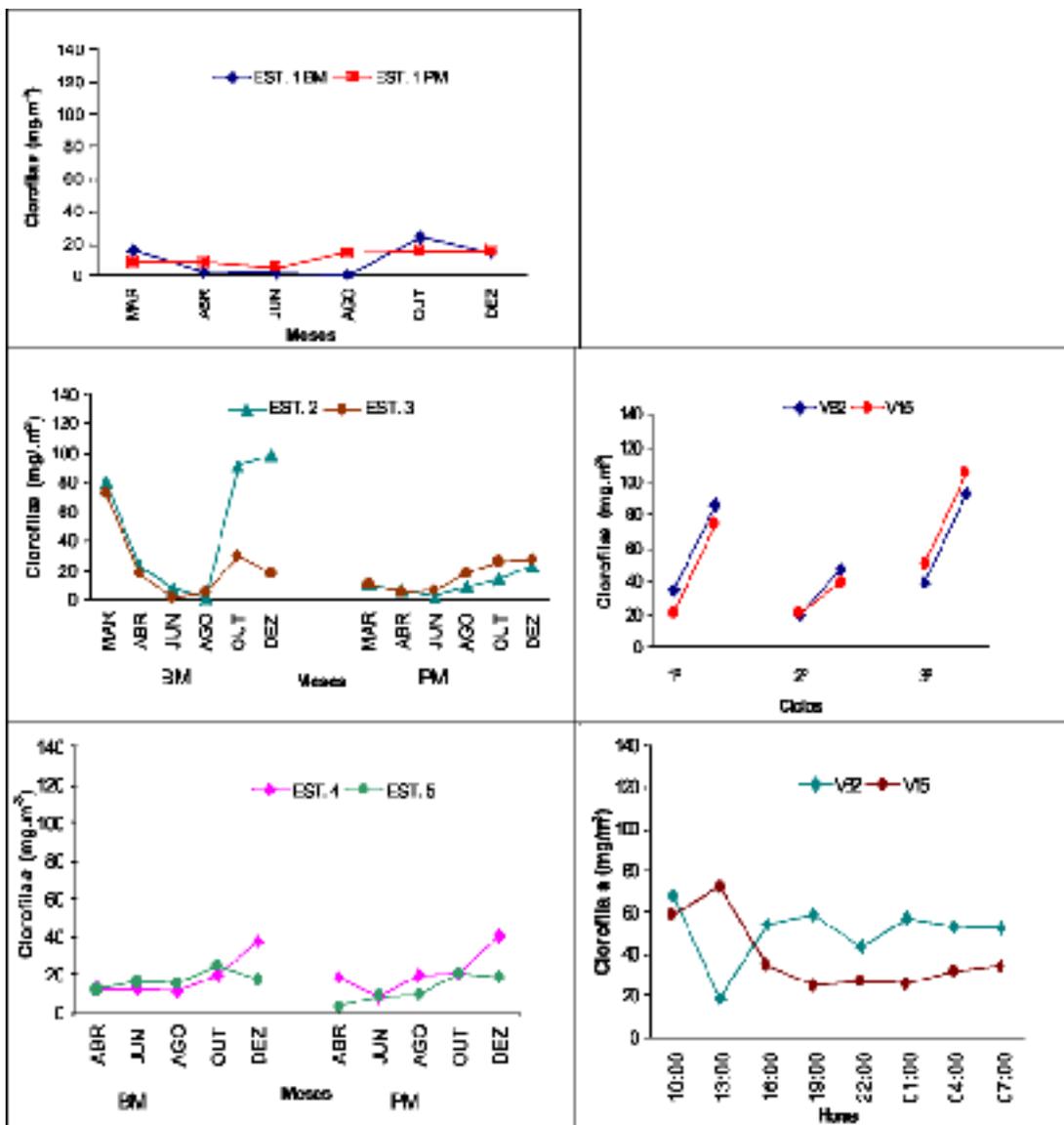


Figura 17 – Variação sazonal e nictemeral da clorofila -a nas estações 1, 2, 3, 4 e 5 e nos viveiros B2 e 15 (BM= Baixa-mar; PM= Preamar)

CAVALCANTI, L. B. - Variações das condições hidrológicas e da clorofila *a* associadas ao cultivo de.. **6.3.**

ANÁLISE MULTIVARIADA

6.3.1. Similaridade dos dados

Pelos resultados da análise co-fenética, verificou-se que a associação dos dados, representada pelo índice 0,86, foi bem ajustada, tornando possível identificar quatro agrupamentos, representando distintos ambientes dentro da área estudada (Fig.18).

No Grupo 1, foram condensados dados correspondentes à baixa-mar e à preamar da estação 1 (rio Paraíba do Norte), à preamar das estações 2 e 3 situadas no rio Mandacaru e à preamar da estação 5, localizada no rio Tambiá, indicando nesses ambientes, uma maior influência do fluxo marinho através dos movimentos das marés.

O Grupo 2 correlacionou dados relativos à baixa-mar das estações 2 e 3 e à baixamar da estação 5, assinalando um fluxo intermediário de águas marinhas e limnéticas nesses ambientes.

Com relação ao Grupo 3, reuniu dados referentes aos viveiros B2 e 15, ambientes estes que não sofreram influência direta das marés e apresentaram condições ambientais diferentes do ecossistema externo. Observou-se, também, que com relação às diversas variáveis físicas e químicas e à clorofila *a*, não ocorreram diferenças significativas entre os dois viveiros como também entre os pontos de captação e drenagem de cada um deles.

No Grupo 4, foram agrupados os dados correspondentes à baixa-mar e à preamar da estação 4, situada no rio Tambiá, representando um ambiente altamente comprometido quanto aos aspectos físico, químico e biológico, como consequência do aporte de esgotos domésticos da cidade de João Pessoa.

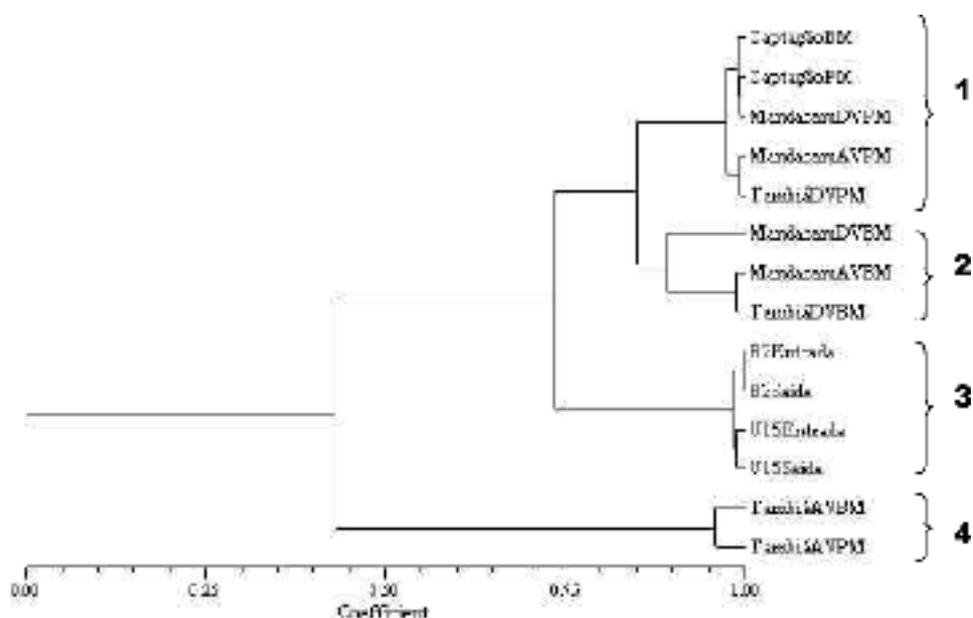
6.3.2. Análise dos Componentes Principais.

Pela análise dos componentes principais verifica-se que o fator 1 correspondeu a 43,96% da variação dos parâmetros estudados, o fator 2 a 34,55%, e o terceiro, a apenas 8,33% das variações (Fig. 19 e Tab. 9).

O fator 1 associou diretamente o oxigênio dissolvido à salinidade, e estes se correlacionaram inversamente com a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), amônia -N, fosfato-P e silicato-Si, indicando que, a um maior fluxo marinho por ocasião das preamares correspondeu uma redução nas concentrações destes últimos componentes. Por outro lado, durante as baixa-mares, um maior aporte de águas fluviais gerou consideráveis aumentos nas concentrações desses mesmos nutrientes e da DBO, com conseqüente redução dos teores de oxigênio dissolvido.

No fator 2, ocorreu uma associação direta da transparência, nitrito e nitrato e estes estiveram inversamente relacionados ao pH, temperatura e clorofila *a*. Nessa situação, há indicação de que a elevação da temperatura, durante o período diurno, em conseqüência de maior incidência da radiação solar, aumentou as concentrações da clorofila *a* e, conseqüentemente, do pH. Por sua vez, a relação inversa deste pigmento com o nitrito, nitrato e a transparência indica que talvez estes parâmetros não tenham sido fatores limitantes no ambiente. Quanto a uma maior disponibilidade dos dois nutrientes, correspondendo a uma diminuição da biomassa fitoplanctônica, pode-se supor, que na ocasião, havia uma maior assimilação de amônia por parte das espécies componentes do plâncton.

O fator explicou 8,33% da variação dos dados e os únicos parâmetros que se mostraram mais significativos foram o pH e a temperatura, os quais, no entanto apresentaram maior correlação no Fator 2. O Fator 3, portanto, foi considerado de menor relevância na análise dos dados.



Legenda: BM=Baixa-mar; PM=Preamar; DVPM=Depois dos viveiros na preamar; AVPM=Antes dos viveiros na preamar; DVBM= Depois dos viveiros na baixa -mar; AVBM= Antes dos viveiros na baixa-mar

Figura 18 - Dendrograma da associação das amostras referentes aos diversos ambientes de coleta, na área estuarina do rio Paraíba do Norte (PB). Método: correlação momento/produto de Pearson. Método de ligação do peso proporcional (WPGMA).

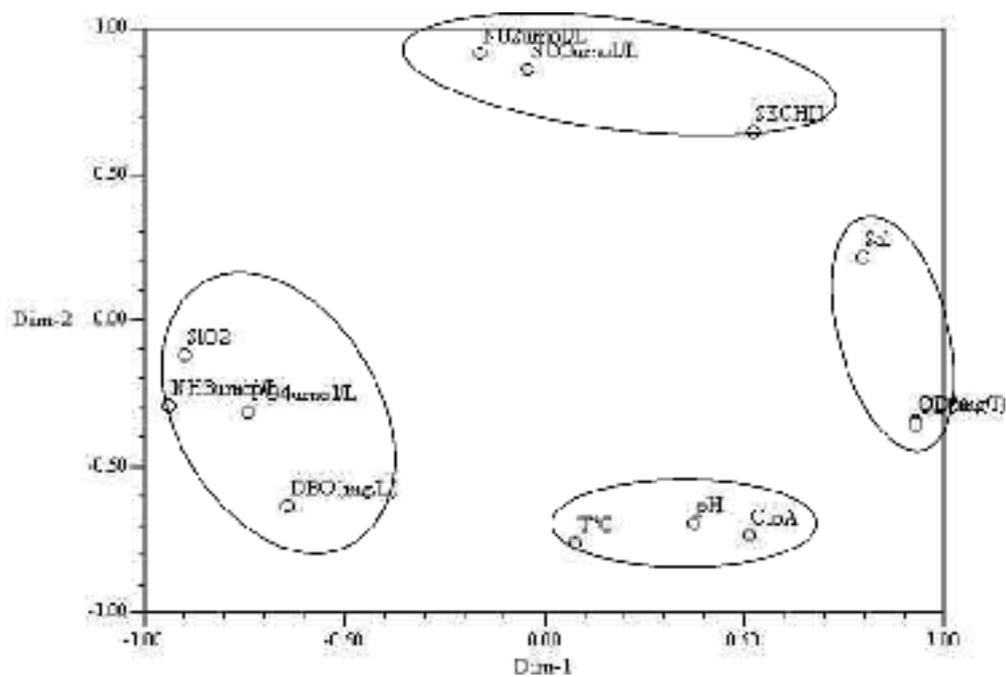


Figura 19 - Análise dos Componentes Principais referentes aos diversos ambientes de coleta, na área estuarina do rio Paraíba do Norte (PB).

CAVALCANTI, L. B. - Variações das condições hidrológicas e da clorofila *a* associadas ao cultivo de.. **6.4.**

RESULTADOS DOS CULTIVOS

6.4.1. Crescimento dos camarões

O crescimento médio dos camarões ao longo dos experimentos de cultivo, realizados nos viveiros B2 e 15, foi avaliado através das variáveis peso, taxa de crescimento semanal, conversão alimentar aparente, taxa de sobrevivência e duração dos cultivos. No viveiro B2, foram observadas taxas de crescimento de 0,91, 0,77 e 0,83g/semana para cada um dos três ciclos, e, no viveiro 15, elas foram de 0,97, 0,98 e 1,29g/semana, respectivamente. Pelas equações lineares, constatou-se uma semelhança entre as referidas taxas ($P^{>0.05}$), no primeiro e terceiro ciclos, em ambos os viveiros (Fig. 20 e 21 e Tab. 10, 11 e 12).

6.4.2. Produtividade

As produtividades, obtidas no viveiro B2, durante os cultivos, foram de 1.374, 2.157 e 2.140kg/ha/ciclo, com um aumento a partir do primeiro ciclo. Quanto ao viveiro 15, os valores foram de 1.118, 640 e 1.130kg/ha/ciclo, observando-se uma diminuição acentuada no segundo ciclo (Tab. 11 e 12).

6.5.3. Sobrevivência

A taxa de sobrevivência no viveiro B2 foi de 46,4% no primeiro ciclo, bem inferior às de 66,9 e 72,4%, obtidas nos outros dois períodos de cultivo. Com relação ao viveiro 15, a menor taxa de 33,2% foi obtida no segundo ciclo, enquanto que, nos outros, foram de 65,3 e 45,2%, respectivamente (Tab. 11 e 12).

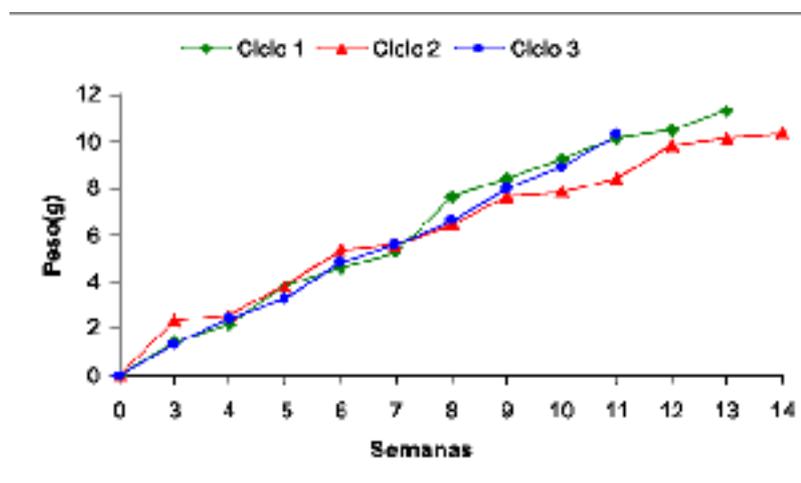


Figura 20 - Evolução do crescimento dos camarões no viveiro B2 durante os três ciclos de cultivo

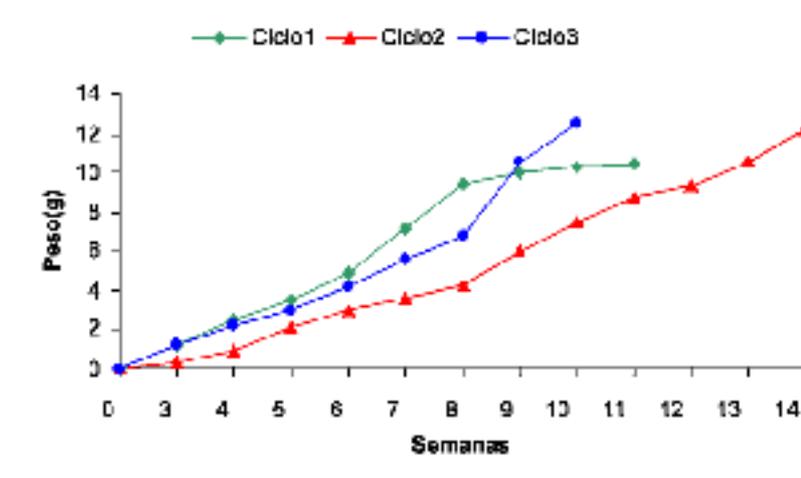


Figura 21 - Evolução do crescimento dos camarões no viveiro durante os três ciclos de cultivo

7. DISCUSSÃO

A área estuarina, onde está situada a Fazenda Aquamaris, apresenta uma feição hidrológica extremamente complexa, pois os rios que a compõem sofrem influências negativas as mais diversas, constituídas principalmente por esgotos domésticos e resíduos de atividades industriais e agrícolas. No presente trabalho, procurou-se identificar possíveis correlações entre os viveiros de cultivo de camarão e os rios adjacentes através da análise de diversas variáveis físicas e químicas da água e da clorofila *a*, cujos resultados são discutidos neste capítulo.

7.1 TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA

A transparência da água, normalmente medida através das leituras do disco de Secchi, depende, segundo Wheaton (1977), da natureza, do tamanho e da quantidade de partículas em suspensão, da concentração e das características químicas das partículas dissolvidas e do comprimento de onda, da intensidade e do ângulo de incidência da luz.

De acordo com Boyd (2000), a transparência da água nos ambientes de cultivo pode ser afetada de duas maneiras: uma certa quantidade de fitoplâncton pode restringir a penetração de luz na água, o que é benéfico para os cultivos, pois inibe o crescimento de macroalgas no fundo do viveiro como também estimula o crescimento de organismos que os camarões usam como alimento; por outro lado, uma excessiva quantidade de partículas de sólidos em suspensão, que, embora não afete diretamente os animais sob cultivo, pode restringir a penetração de luz, diminuindo a produtividade e, em havendo sedimentação, as comunidades bentônicas podem ser prejudicadas.

No presente estudo, as leituras do disco de Secchi nos viveiros B2 e 15 mostraram valores de transparência, variando normalmente entre 0,40 e 0,50m. Na mesma fazenda, Cavalcanti *et al.* (2000), analisando dados hidrológicos obtidos em viveiros de cultivo de *Litopenaeus vannamei*, no período de 1996 a 1999, encontraram valores oscilando entre 0,30 e 0,60m, bem próximos dos níveis de 0,30 a 0,40m, indicados por Rocha & Maia (1998) como adequados ao cultivo desse camarão. A manutenção dos níveis ótimos nos viveiros, provavelmente, teve relação com a qualidade da água de abastecimento, desde que as

renovações normalmente eram efetuadas nas preamares, permitindo fluxo, preferencialmente de origem marinha.

No ambiente estuarino, os valores da transparência variaram bastante entre as estações localizadas nos rios Paraíba, Mandacaru e Tambiá, em função tanto da influência das marés quanto do aporte de águas oriundas do continente. Na estação 1, correspondente ao ponto de captação de água para os viveiros e na estação 2, localizada próxima à foz do rio Mandacaru, os valores mais altos da transparência estiveram sempre relacionados a concentrações mais elevadas de salinidade e oxigênio dissolvido, refletindo a influência direta das marés. Com relação à estação 3, nesse mesmo rio, porém à montante dos viveiros de cultivo, os níveis foram normalmente inferiores, principalmente por ocasião das baixa-mares, em razão de um maior aporte de água de origem continental. Quanto às estações 4 e 5, situadas no rio Tambiá, não foi possível medir a transparência em alguns meses, devido à elevada quantidade de material em suspensão e também material dissolvido de natureza orgânica, proveniente dos esgotos domésticos, oriundos da cidade de João Pessoa. Sassi & Watanabe (1980), realizando estudos ecológicos na zona estuarina do rio Paraíba, entre os anos de 1978 e 1980 constataram que o acúmulo de detritos de certas áreas, além de aumentar a turbidez e reduzir a penetração da luz, provocava alto consumo de oxigênio em função dos processos oxidativos.

7.2 – POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)

O pH da água, além de ser importante para a determinação de variáveis químicas de interesse ambiental, como por exemplo, alcalinidade e dióxido de carbono (CO₂), pode ser usado como indicador de alterações do estado fisiológico dos animais. Suas mudanças no meio aquático estão diretamente relacionadas ao ciclo do CO₂. Durante o dia, as algas ou vegetais clorofilados utilizam-no para a produção de energia, havendo liberação de oxigênio e, paralelamente, incremento do pH. No período noturno, pelo contrário, todos os organismos do meio liberam CO₂ através da respiração e este reage com os carbonatos e a água para formar bicarbonatos, os quais, quando dissociados, liberam íons de hidrogênio (H⁺), reduzindo o pH.

O controle dessa variável é importante no meio aquático, pois ela afeta o nível de toxidez da amônia e do sulfeto de hidrogênio (H₂S). A concentração de amônia aumenta com

o incremento da temperatura e do pH, e, quando este aumenta, diminuem as concentrações de H₂S. Segundo Randall (1991), suas variações têm um importante efeito no comportamento dos animais cultivados, e valores extremos, fora do intervalo 5,00 a 9,00, podem causar mortalidade. Meios ácidos e alcalinos reduzem a capacidade de locomoção, provavelmente devido à diminuição no transporte de oxigênio em baixo pH e ao acúmulo de amônia quando o teor desse gás é elevado.

Com referência a viveiros estuarinos, Boyd (2000) afirma que eles, usualmente, apresentam valores de pH que variam de 8,00 a 9,00, com menores flutuações diárias, se comparados com viveiros abastecidos com água doce. Essas flutuações resultam de mudanças no ritmo da fotossíntese realizada pelo fitoplâncton e por outras plantas aquáticas em resposta ao fotoperíodo diário. Segundo Boyd (1989), o valor máximo suportável pelos camarões é 11,00, e valores acima de 9,00 já podem retardar o crescimento.

Nos viveiros estudados, o pH mostrou-se normalmente alcalino, com valores oscilando entre 8,00 e 9,00, constatando-se, pela análise dos componentes principais, que eles estiveram associados a altas concentrações de oxigênio dissolvido e clorofila *a*, estes responsáveis pelo processo natural de fotossíntese. Macedo *et al* (1980) observaram também alcalinidade em viveiros experimentais de cultivo de peixes em Itamaracá (PE), com valores variando entre 7,24 e 9,98, enquanto que Nunes (1998) encontrou pH variando entre 7,75 e 7,99 durante um ciclo do camarão marinho *Farfantepenaeus subtilis* no estado de Ceará, com os camarões apresentando taxas normais de crescimento.

Durante a análise nictemeral, o pH mostrou apenas pequenas variações, não se percebendo relação com os teores de oxigênio dissolvido no final do período noturno, os quais sofreram acentuada redução.

Segundo Macedo (1974), o pH de águas estuarinas está relacionado com a quantidade de matéria orgânica em decomposição, a qual é fator limitante tanto para o sistema dióxido de carbono como para o oxigênio dissolvido. Por outro lado, Sassi & Watanabe (1980) comentam que, nesses ambientes, o pH varia de acordo com o fluxo e o refluxo das marés e com a quantidade de água doce proveniente dos tributários estuarinos, bem como em relação à temperatura.

Nas estações localizadas nos estuários, os valores do pH mostraram-se sempre alcalinos, sendo que, nas estações 1, 2 e 5, esses foram um pouco mais elevados em razão de uma maior influência oceânica, sem no entanto apresentar sazonalidade. Sassi & Watanabe (1980) encontraram, na mesma área, pH, variando entre 6,90 e 8,20, enquanto que Feitosa (1996) observou, no estuário do rio Goiana (PE), valores entre 7,07 e 8,97, relacionados ao regime das marés, não tendo observado, também, variações sazonais. Quanto às estações 3 e 4, os níveis mantiveram-se também alcalinos, não se tendo observado correlação com as variações do oxigênio que apresentou níveis críticos durante quase todo o período da pesquisa.

7.3 TEMPERATURA

Com relação a temperatura, esta variável física tem uma ação direta sobre a distribuição, a periodicidade e a distribuição dos organismos aquáticos. Assume grande importância na produtividade biológica da água, cujos ritmos dependem dela, sendo considerada um dos fatores ecológicos decisivos dentro dos sistemas e o principal fator limitante na distribuição geográfica de muitas espécies de plantas e animais (Sipaúba-Tavares, 1998).

Na opinião de Neil & Bryan (1991), a temperatura e o oxigênio dissolvido são parâmetros de máxima importância na aquicultura, pois dominam a fisiologia e o comportamento dos animais aquáticos. Os organismos têm efetivas respostas comportamentais a estas duas variáveis como fatores controladores pelos quais o ambiente é otimizado. Essa variável tem ainda sua importância destacada por Zirmmemann (1998), quando afirma que ela regula a taxa de metabolismo dos organismos aquáticos através do controle da velocidade das reações bioquímicas e da dinâmica molecular.

O ritmo dos processos biológicos e químicos que ocorrem nos viveiros está intimamente ligado à temperatura (Boyd, 2000). Em regiões tropicais, nos viveiros de pouca profundidade, a estratificação frequentemente se processa dentro de um padrão diário: durante o dia, a superfície da água se aquece e forma uma camada superficial diferenciada, e, à noite, ela se esfria até uma temperatura que se iguala à da camada mais profunda, misturando-se ambas.

Na região Nordeste, a amplitude térmica da água é muito pequena, e os valores da temperatura normalmente variam de 27,0 a 30,0°C, oferecendo condições adequadas de cultivo para os peneídeos, pois, segundo Zein-Eldin & Aldrich (1965) e Howe *et al.* (1982), estes camarões crescem melhor em temperaturas, variando entre 25,0 e 30,0°C.

Nos viveiros pesquisados na Fazenda Aquamaris, o gradiente de temperatura variou sempre entre 27,0 e 30,0°C, indicando, provavelmente, boas condições para o crescimento dos camarões. A esse respeito, Nuñez-Pastén (1988), em cultivos de *L. vannamei* realizados na costa nordeste do México, constatou que as maiores taxas de crescimento foram obtidas em temperaturas, variando de 25,0 a 32,0°C. Pela análise dos dados, observou-se uma discreta sazonalidade com os valores mais baixos, ocorrendo durante o segundo ciclo de cultivo, coincidindo com a época de temperaturas mais baixas do ar.

Por ocasião da análise nictemeral, a temperatura mostrou uma pequena margem de variação durante o período diurno, apresentando uma certa redução no período noturno, sem, no entanto, atingir níveis que pudessem ser considerados prejudiciais à espécie cultivada.

No que concerne ao ambiente estuarino, as características térmicas de suas águas segundo Sassi & Watanabe (1980), são controladas fundamentalmente pela insolação. O aquecimento provocado por esse fenômeno ocorre de duas maneiras: absorção direta da radiação solar pela massa d'água ou pelas areias e fundos lodosos expostos, que transferem o calor acumulado para a coluna d'água nos sucessivos períodos de imersão. Os mesmos autores, em estudos realizados no estuário do Rio Paraíba, no período de setembro de 1978 a junho de 1980, constataram que a temperatura variou de 25 a 31°C, sendo que no rio Tambiá, ocorreu o máximo de 33,0°C, provavelmente, segundo eles, devido a mecanismos de decomposição da matéria orgânica, em que a liberação de calor dos processos oxidativos pode contribuir para o aquecimento da massa d'água, ou, ainda, com a intensa absorção da radiação solar nessa zona, causada pela excessiva quantidade de material em suspensão, proveniente, principalmente, dos esgotos domésticos.

No presente trabalho, a temperatura medida nas estações localizadas na área de estudo, variou de 25,5 a 30,4°C, apresentando um ciclo sazonal bem definido, com os menores valores tendo sido observados nos meses de junho e agosto, correspondendo a um período de temperaturas do ar mais amenas, e os mais elevados, nos meses de dezembro e

março, quando o ar se apresentou normalmente mais aquecido. Esses resultados se aproximam daqueles obtidos por Moura (1992) que, em um ponto do rio Paraíba do Norte, no período 1989/1990, obteve temperaturas superficiais, variando entre 25,8°C em julho e 30,4°C em novembro. Estudos realizados no Canal de Santa Cruz (PE) por Macedo *et al.* (1973); Macedo (1974); Eskinazi-Leça (1974); Medeiros (1991) e Flores Montes (1996) permitiram caracterizar suas águas como termicamente estáveis, não sendo, portanto, a temperatura, um fator limitante, tanto para as funções químicas quanto para as atividades biológicas.

7.4 SALINIDADE

A salinidade é um dos principais fatores que condiciona a distribuição das espécies oceânicas e litorais (Fraga, 1972). A quantidade de sais dissolvidos na água determina uma pressão osmótica sobre as paredes celulares do seres que vivem no meio aquoso, e cada espécie animal ou vegetal prospera em um meio líquido que possua uma pressão osmótica para a qual está adaptada. Do mesmo modo, Kinne (1964) salienta que esse parâmetro é um dos principais fatores físico-químicos que influencia as respostas funcionais dos organismos aquáticos, tais como crescimento, sobrevivência, reprodução e metabolismo.

De acordo com Chavez (1989), o *L. vannamei* é um camarão que necessita dos ambientes estuarinos para completar seu ciclo vital. É considerada uma espécie eurialina homoiosmótica, com capacidade de locomoção suficiente para se mover dentro das massas de água que seu organismo requer para uma variedade de processos fisiológicos, os quais, entretanto, ainda não estão bem esclarecidos pela ciência.

Segundo Marques *et al.*, (1999), a salinidade ótima para o cultivo de determinada espécie de camarão é aquela que se aproxima do seu ponto isosmótico, devido à diminuição do gasto energético durante o processo de osmorregulação. Atualmente o *L. vannamei* é cultivado em salinidades que variam de mais ou menos 0,50 até 60,00, porém quanto mais próximo o ponto isosmótico estiver, menos energia será gasta com osmorregulação, energia essa que ficará disponível para crescimento, respostas imunológicas, dentre outras funções.

Vários autores referem-se a experiências sobre comportamento do camarão *L. vannamei*, em diversas concentrações de salinidade. Huang *et al.* (1983), por exemplo ,

observaram uma redução de 25% no crescimento de pós-larvas desse camarão, quando a salinidade passou de 25,00 para 45,00, mantida uma temperatura de 29°C. Por outro lado, César *et al.* (1998) estudaram as taxas de sobrevivência e incremento de peso de pós-larvas em salinidades de 5,00, 20,00, 35,00 e 50,00, constatando que as maiores taxas de sobrevivência e incremento de peso foram obtidas em concentrações de 20,00, e as menores, em valores de 50,00, respectivamente.

No estado do Ceará, Nunes (1998), em experimentos realizados com *Farfantepenaeus subtilis*, observou que a salinidade variou de 34,42 a 40,49 do início para o fim de um ciclo de cultivo e que ela não influenciou o comportamento alimentar dos camarões, embora Scura (1995) tenha observado, em Honduras, uma diminuição na taxa de crescimento da espécie, com o aumento das concentrações dessa variável.

Nos viveiros B2 e 15, as menores e maiores salinidades foram de 9,17 e 29,95, respectivamente, com um padrão de variação sazonal semelhante ao observado na estação 1, nitidamente correlacionado aos índices locais de precipitação e insolação, como também ao regime das marés. Os resultados obtidos estiveram próximos aos observados por Macedo *et al.* (1980), em viveiros de cultivo de peixes estuarinos na Ilha de Itamaracá (PE), nos quais a salinidade variou de 10,42 a 31,50 no período de um ano, estando seu regime relacionado, segundo os autores, às condições de insolação e precipitação pluviométricas locais.

Nas regiões estuarinas tropicais, a variável principal, depois das marés, é a salinidade, que condiciona a distribuição das espécies, uma vez que a temperatura tem pouca amplitude de variação e a irradiação solar é de grande intensidade durante grande parte do período anual (Cavalcanti, 1976).

Nessas regiões, a salinidade normalmente é mais baixa que nas águas costeira e oceânica, podendo, em situações de alta evaporação e baixa precipitação, ser mais elevada em relação à água oceânica (Kinne, 1967). Segundo Feitosa *et al.* (1999), a salinidade pode servir para delimitar o início e término de um estuário, como também influenciar a distribuição dos organismos, podendo ser considerada como uma barreira ecológica para as espécies conhecidas como estenoalinas.

Durante a pesquisa, a salinidade apresentou valores sempre mais elevados nas estações 1, 2 e 5 em relação às estações 3 e 4, indicando, claramente, que o padrão de variação naqueles locais esteve sempre influenciado pelas águas de origem marinha, enquanto que, nestes últimos, ele esteve relacionado ao fluxo das águas continentais. Na mesma área, Sassi & Watanabe (1980) observaram salinidades entre 0,00 e 35,00, enquanto que Feitosa (1996) observou para o estuário do rio Goiana (PE), uma variação entre 0,14 e 37,15, associando-a às condições climatológicas e ao ciclo das marés.

Em relação à variação sazonal, os resultados obtidos mostraram um padrão de variação bem definido, com as menores concentrações, tanto de maré alta quanto de maré baixa, tendo sido obtidas nos meses de junho e agosto, correspondentes ao período de maior incidência de chuvas. Moura (1992) encontrou, nessa área, valores ao longo do ano, situados entre 32,80 e 2,10, associando essa variação, também, às mudanças climatológicas locais.

7.5 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

O oxigênio é indispensável à manutenção dos processos vitais de todos os organismos, sendo utilizado nas atividades metabólicas, somente quando se encontra em estado livre, numa solução (Sverdrup, 1958). Apenas algumas formas de bactérias anaeróbicas são capazes de utilizá-lo através da respiração intramolecular. Biologicamente, o oxigênio e o dióxido de carbono (CO₂) são considerados os gases mais importantes dissolvidos na água no mar. Segundo Sipaúba-Tavares (1998), esse elemento é essencial ao metabolismo de todos os animais aquáticos que possuem respiração aeróbica, e sua dinâmica no sistema aquático é básica para o entendimento da distribuição, comportamento e crescimento dos organismos.

A concentração de oxigênio em um determinado meio aquático, quando está no seu ponto de saturação, varia com a pressão, a temperatura e a salinidade. Normalmente, quanto maiores forem os níveis destes últimos parâmetros, menor será a solubilidade do gás.

Segundo Boyd (2000), as concentrações de oxigênio nos ambientes de cultivo são reguladas, em grande parte, pela abundância de fitoplâncton, que, por sua vez, depende da maior ou menor oferta de nutrientes. Em relação à sua demanda Neil & Bryan (1991)

comentam que diversos fatores contribuem para aumentá-la, dentre eles, temperatura elevada, fatores que geram estresse, como excesso de amônia, de natação ou de deslocamentos e aumento do metabolismo *versus* digestão de alimentos.

Muitos estudos têm sido realizados com relação ao comportamento de camarões diante das concentrações de oxigênio dissolvido, nos ambientes de cultivo. Chamberlain (1988), por exemplo, afirma que baixos níveis de oxigênio constituem a causa mais comum de mortalidade em cultivos intensivos, considerando a faixa de 0,5 a 1,2ml.L⁻¹, como letal dependendo da espécie. Para o *L. vannamei* especificamente, Hopkins *et al.* (1993) determinaram valor de 0,70ml.L⁻¹ como letal. Em experimentos com uma outra espécie, o *Penaeus monodon*, Chakraborti *et al.*, (1985) constataram em viveiros estuarinos na Índia, grandes mortalidades em concentrações, variando entre 1,26 e 1,75ml.L⁻¹. Segundo Nunes (1996), o oxigênio nos viveiros deve ser mantido na faixa entre 2,45 e 5,67ml.L⁻¹.

Nos viveiros B2 e 15, o oxigênio, com raras exceções, atingiu sempre níveis de supersaturação associados a elevadas concentrações de clorofila *a*, indicando intensa atividade fitoplanctônica, responsável esta pela manutenção de condições ótimas de cultivo, durante toda a fase experimental. Mesmo considerando que, na estação 1, nos meses de março

- abril, foram encontrados valores críticos na baixa-mar, não houve influência sobre os viveiros, pois o abastecimento destes foi efetuado sempre nas preamares, permitindo o aporte de água de origem marinha com melhores condições de oxigenação.

Durante a análise nictemeral, observou-se uma redução considerável das concentrações durante o período noturno, não tendo estas, no entanto, atingido níveis críticos. Da Mata *et al.* (2001), na Fazenda Aquamaris, encontraram, em viveiros experimentais, valores mínimos de 2,18ml.L⁻¹, às 4 horas da manhã, sem que tenha havido, aparentemente, alterações no comportamento dos camarões.

Abordando a dinâmica do oxigênio nas águas estuarinas, McLusky (1971) ressalta a abundância do fitoplâncton como uma das principais fontes desse gás, considerando também,

- fluxo de água doce e salgada, e, ainda, a absorção através da atmosfera. Quanto à variabilidade de suas concentrações, Wheaton (1977) salienta que esta é muito grande e depende de vários fatores, como por exemplo, estratificação, profundidade, vegetação, marés
- estações do ano. Em estuários estratificados e em função da densidade, pode haver grandes

diferenças de nível de oxigênio entre a superfície e o fundo, podendo ser alto na superfície em função da fotossíntese e baixo no fundo em consequência da decomposição da matéria orgânica.

Um aspecto que diz respeito ao consumo de oxigênio nos estuários, segundo Cavalcanti (1976), é que esses ambientes são freqüentemente usados para despejos industriais e urbanos, geralmente ricos em matéria orgânica, os quais condicionam um rápido crescimento bacteriano que pode consumir todo o gás, causando sérios prejuízos ao ambiente.

Na área estuarina, objeto do presente trabalho, as concentrações de oxigênio dissolvido apresentaram uma variação bastante irregular. Nas estações 1, 2 e 5, os valores atingiram sempre níveis de saturação, principalmente durante as preamares, traduzindo a influência de águas de origem marinha. Por outro lado, por ocasião das baixa-mares, o aporte de água de origem continental provocou a ocorrência de baixas concentrações em alguns meses pesquisados. Sassi (1991) constatou, também, um padrão irregular de distribuição do oxigênio no rio Paraíba, observando que os níveis cresceram sempre do continente para o mar em ambas as marés e que os resultados mais baixos foram encontrados na época de menor incidência de chuvas.

Com relação às estações 3 e 4, observaram-se sempre níveis críticos, especialmente nas baixa-mares, com situações de anoxia completa na última delas em todos os meses pesquisados, atestando claramente a influência das grandes descargas de matéria orgânica através dos esgotos domésticos da cidade de João Pessoa.

7.6 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO

A demanda bioquímica de oxigênio - DBO - representa a quantidade de oxigênio dissolvido no meio aquático, que é consumida pela respiração das bactérias, quando da oxidação da matéria orgânica existente neste meio (Ottoni Neto, 1976). Corresponde, assim, na prática, à quantidade de oxigênio necessária à estabilização das matérias presentes, oxidáveis bioquimicamente. Essa oxidação bioquímica será mais ou menos lenta, dependendo da natureza dos compostos orgânicos, temperatura e outros fatores que regulam a atividade biológica.

Para os ambientes de cultivo, Tookwimas *et al.* (1995) afirmam que a DBO representa uma medida da matéria orgânica existente, estando provavelmente associada à biomassa fitoplanctônica. A aferição dessa variável, entretanto, talvez não tenha muito significado para os aqüicultores, porque o seu valor resulta muito mais da respiração do fitoplâncton do que da decomposição dos resíduos orgânicos. Além disso, os organismos respondem mais rapidamente às depleções de oxigênio, de modo que as medidas das taxas horárias de consumo desse gás são mais eficazes do que as medições da DBO.

Durante o período de observações, a DBO apresentou, nos viveiros pesquisados, um gradiente de variação pouco significante, com valores variando entre 3,41 e 7,37mg.L⁻¹, perfeitamente enquadrados na faixa de 5,00 a 20,00mg.L⁻¹ que Boyd (2000) considera como normal para ambientes de cultivo, em geral. Em viveiros de *cat fish*, Boyd & Gross (1999) verificaram que os valores de DBO raramente excediam 30mg.L⁻¹, estando sempre situados entre 20 e 30mg.L⁻¹, embora as condições ambientais se tenham mantido adequadas para o cultivo.

Por ocasião da análise nictemeral, os níveis de DBO mostraram uma discreta redução no período noturno, em função, provavelmente, como referido anteriormente, do processo de respiração do fitoplâncton.

A análise da distribuição dos valores da DBO ao longo do estuário permitiu observar que, na estação 1, os níveis estiveram relativamente baixos e sofreram pequenas variações entre as marés, como também ao longo dos meses, caracterizando um ambiente bastante homogêneo, influenciado diretamente pelas marés. Quanto às estações 2 e 5, seus valores mantiveram-se em um patamar próximo ao da estação 1, apenas nas preamares, posto que nas baixa-mares, níveis mais elevados evidenciaram alguma influência de águas de origem continental. Os resultados obtidos estiveram bem próximos aos observados por Feitosa (1996) no rio Goiana (PE) que, em 130 amostras analisadas, constatou que 95,38% apresentavam valores de DBO inferiores a 5mg/L⁻¹, levando-o a considerar o ambiente como situado dentro de um padrão de área pouco poluída.

Nas estações 3 e 4, e, principalmente nesta última, os níveis de DBO, em determinadas ocasiões, apresentaram-se muito elevados durante as baixa-mares, em uma correlação inversa com os teores de oxigênio dissolvido, traduzindo a influência da alta carga

poluidora recebida pelo rio Tambiá. Feitosa *et al.* (1999) encontraram DBO máxima de 9,29mg/L⁻¹ na Bacia do Pina (PE), associando-a à elevada densidade populacional da área onde foi realizada a pesquisa, enquanto que Macedo *et al.* (1982), realizando pesquisas no rio Botafogo (PE), observaram valores máximos de 29,3mg/L⁻¹ durante a baixa-mar, atribuindoos à significativa influência de resíduos de natureza industrial.

7.7 AMÔNIA NH₃ - + NH₄ + N

Segundo Harvey (1957), a amônia (NH₃) é o primeiro produto da remineralização do nitrogênio orgânico, provocada pela ação de enzimas proteolíticas secretadas pelo trato digestivo dos animais ou excretadas por bactérias. De acordo com Boyd & Tucker (1998), ela existe nas formas, não ionizada – NH₃ – e ionizada – NH₄⁺ –, em um equilíbrio que depende da temperatura e do pH. Koroleff (1983) afirma que, em águas sem poluição e oxigenadas, as concentrações raramente excedem 5 mmol/L.⁻¹

De acordo com Boyd (2000), nos ambientes de cultivo, a amônia é liberada pelo processo de decomposição da matéria orgânica, podendo ser usada novamente pelas plantas ou transformada em nitrato-N pelo processo de nitrificação, que começa pela sua oxidação por bactérias do gênero *Nitrosomonas*, seguida pela oxidação do nitrito-N a nitrato-N por bactérias do gênero *Nitrobacter*. Essas bactérias usam energia liberada na oxidação da amônia-N e nitrito -N, para reduzir o CO₂ para carbono orgânico, produzindo matéria orgânica por via quimiossintética, se bem que, em quantidade bem menor.

A atenção que essa variável química requer, com relação aos processos de cultivo de modo geral, além, naturalmente, de sua função nutricional, diz respeito ao seu potencial tóxico, na forma não ionizada. Para Russo & Thurston (1991), a sua toxidez é afetada pelo pH, oxigênio, temperatura, salinidade e presença de outras substâncias químicas. Quando o pH aumenta, a concentração de amônia-N aumenta e, assim, os sistemas de água salgada são mais susceptíveis à sua toxidez do que os sistemas de água doce (Emmerson *et al.* 1975). Por outro lado, Russo *et al.* (1991); Colt & Tchobanoglous (1976) e Roseboom & Richey (1977) comprovaram, através de pesquisas realizadas em viveiros de piscicultura, uma redução na sua toxidez em função de aumentos na temperatura. Quanto ao oxigênio, Wuhrmann & Worker (1953); Dowing & Merkers (1955); Merkens & Dowing (1957); Alabaster *et al.*

(1979) e Thurston (1991) demonstraram, em estudos efetuados com peixes, que o aumento da toxidez está sempre associado a baixos teores desse gás.

Com relação aos efeitos diretos da toxidez, Colt & Armstrong (1981) chamam a atenção para o fato de que, enquanto o nível de amônia-N cresce na água, a excreção pelos animais diminui e, desse modo, o nível no sangue e nos tecidos aumenta. O resultado é uma elevação do pH do sangue e efeitos adversos sobre as reações enzimáticas e sobre a estabilidade das membranas. Altas concentrações de amônia-N não ionizada afetam a permeabilidade dos animais pela água e reduzem as concentrações iônicas internas. Ela também aumenta o consumo de oxigênio pelos tecidos, afeta as brânquias, no caso dos peixes e reduz a capacidade do sangue em transportar oxigênio. Histologicamente, mudanças podem ocorrer no comportamento, nos tecidos da tireóide e no sangue dos animais expostos a concentrações subletais, podendo aumentar a susceptibilidade deles a doenças. A tolerância dos organismos aquáticos com relação a esse elemento varia com as espécies, os níveis de estresse e os fatores ambientais.

Analisando-se as variações da amônia-N nos viveiros B2 e 15, observa-se que as concentrações, algumas vezes, mostraram-se bastante elevadas, estando provavelmente influenciadas pela água de abastecimento que apresentou valores altos em todo o período pesquisado. No entanto, foram bem evidentes as reduções nos pontos de drenagem, como também na fase final dos ciclos de cultivo, indicando que a elevada população fitoplanctônica, evidenciada pelas altas concentrações de clorofila *a*, observadas durante a pesquisa, foi certamente responsável pelo processo de conversão deste nutriente nos referidos viveiros. Aliás, Neori *et al.* (1989), estudando parâmetros físico-químicos em viveiros de água salgada com cultivo intensivo de peixes em Israel, constataram que quanto mais alta foi a clorofila *a* menores foram as concentrações de amônia-N e fosfato. Deve-se levar em consideração, também, que as elevadas concentrações de oxigênio dissolvido provavelmente contribuíram favoravelmente para os fenômenos de nitrificação. O valor médio mais elevado, obtido durante todo o período de observações, foi $1,64\text{mmol.L}^{-1}$, bem inferior às concentrações de $12,20$ e $16,80\text{mmol.L}^{-1}$, obtidas por Guerrero-Galván, *et al.* (1999), em viveiros de cultivo de *L. vannamei* no México.

Durante a análise nictemeral, os valores de amônia – N no viveiro B2 mantiveram-se baixos com pequenas variações, enquanto que, no viveiro 15, houve um acentuado aumento

no início do período noturno, provocado, talvez, pela oxidação de matéria orgânica, disponível no ambiente e diminuição do processo fotossintético.

Segundo Cavalcanti (1976), em ambientes estuarinos, a fertilidade das águas é geralmente alta e, de um modo geral, a água doce, proveniente da drenagem terrestre, aumenta a quantidade de nutrientes, e o ciclo destes pode sofrer câmbios sucessivos. Os nutrientes carreados pelos rios são considerados, na maioria das vezes, como o mecanismo principal na manutenção da fertilidade, não só dos estuários como também das áreas marinhas adjacentes.

Com relação ao nitrogênio, em particular, Sassi & Watanabe (1980) comentam que os estuários são mais ricos do que as águas costeiras, o que caracteriza esses ambientes como altamente produtivos. A quantidade disponível é controlada fundamentalmente por: aporte através dos tributários; aporte por intermédio dos ecossistemas adjacentes; pela precipitação atmosférica e pela ação nitrificante de organismos planctônicos, especialmente certas bactérias e cianofíceas. No entanto, fenômenos, como tomada biológica de nitrogênio pelos organismos do fitoplâncton, ou então, diluição causada por águas de baixa concentração desse elemento, podem causar consideráveis reduções em sua quantidade, na coluna d'água.

Na área estudada, as grandes variações observadas nos valores da amônia-N permitiram identificar ambientes com características bem distintas, sujeitos a influências marcantes ora do ambiente marinho, ora do ambiente continental.

Na estação 1, as concentrações apresentaram pequenas diferenças entre os estágios de maré como também nas distintas épocas do ano, indicando uma constante homogeneização da coluna d'água em função dos processos de mistura provocados pela influência das marés. Flores Montes (1996), observou no Canal de Santa Cruz (PE), um padrão de variação bem definido em relação às estações do ano, com os teores mais altos, ocorrendo na época menos chuvosa, em função talvez de uma demanda menor por parte do fitoplâncton e uma aceleração dos processos de nitrificação devido a uma elevação da temperatura e a uma maior disponibilidade de oxigênio dissolvido. Nas estações 2 e 5, do mesmo modo situadas à jusante dos viveiros, as variações foram pequenas durante os meses, porém nas baixamares, os valores foram sempre superiores em relação às preamares, traduzindo uma maior influência fluvial.

Quanto às estações localizadas no rio Tambiá, os valores encontrados, principalmente, na de número 4, foram, durante todos os meses de observação, extremamente elevados, associados a altos níveis de DBO e baixos teores de oxigênio dissolvido, como consequência da enorme carga de material orgânico drenado para o curso desse tributário.

7.8 NITRITO NO₂ - N

O nitrito-N é formado no meio aquático pelos processos de nitrificação e desnitrificação, o que o torna muito instável, com concentrações normalmente mais baixas em relação a outras formas de nitrogênio, como a amônia-N e o nitrato-N. O fenômeno de nitrificação pode ser benéfico pela redução dos níveis de amônia-N no ambiente, porém, se os níveis de nitrito-N se elevam, há possibilidade de toxidez.

Segundo Wedemeyer & Yasutake (1978), em uma solução aquosa, o nitrito-N existe em equilíbrio com o ácido nitroso (HNO₂), dependendo do pH. Quando este aumenta, a toxidez, através do NO₂, diminui, e, através do HNO₂, aumenta, embora nenhuma das formas isoladamente, seja responsável por ela. Para Bodansky (1951) e Kiese (1974), a maior causa da toxidez pelo nitrito ocorre quando a hemoglobina é oxidada à metahemoglobina e como esta não é capaz de se combinar com o oxigênio dissolvido, a elevação dos seus níveis no sangue dos organismos pode causar hipoxia e morte.

Nos viveiros pesquisados, os valores de nitrito-N, com raras exceções, mantiveram-se sempre inferiores a 0,50mmol/L⁻¹, que normalmente é considerado como o máximo permitido para ambientes de cultivo. As concentrações geralmente sofreram redução acentuada da fase inicial para a final de cada ciclo, principalmente no viveiro 15, indicando provável processo de nitrificação, favorecido certamente pela alta densidade fitoplanctônica. De acordo com Amit *et al.*, (1998), a nitrificação é um processo que se dá em ótimas condições, e é provável que a rápida assimilação dos produtos da nitrificação pelo fitoplâncton contribua para acumular nitrito-N e nitrato-N relativamente baixos, principalmente durante os períodos mais quentes. Durante a pesquisa em foco, as concentrações não apresentaram variação sazonal definida, apesar de Guerrero & Galván *et al.* (1999) terem observado em viveiros de *L. vannamei* no México, que, durante a estação seca, os valores de nitrito-N foram semelhantes entre a água de abastecimento e a dos

viveiros, porém, na estação chuvosa, nesses ambientes, os níveis foram menores devido ao consumo pelo fitoplâncton.

Nas estações situadas ao longo do estuário, o nitrito-N variou de forma muito irregular durante a pesquisa. A estação 1 apresentou características de instabilidade ambiental, com as concentrações oscilando bastante durante todo o ano em razão, provavelmente, dos processos de mistura provocados pelas marés. Quanto às estações situadas ao longo dos rios Mandacaru e Tambiá, as concentrações foram, com algumas exceções, sempre mais elevadas durante as preamares, não correspondendo às variações da amônia -N e da DBO, cujos valores máximos foram encontrados nas baixa-mares. Isto permite supor que o processo de oxidação da amônia-N, nessas circunstâncias provavelmente foi inibido pela deficiência de oxigênio no ambiente, que, em determinadas ocasiões, apresentou condições de anoxia.

De um modo geral, as concentrações de nitrito-N, considerando todas as estações observadas, apresentaram valores entre 0,01 a 4,07mmol.L⁻¹ ao longo do período estudado, um pouco diferentes da faixa de 0,02 a 1,85_{mg}-at.L⁻¹ obtida por Sassi & Watanabe (1980) entre os anos de 1978 e 1980 na mesma região e bem próximas aos valores de 0,05 e 4,38mmol.L⁻¹ encontrados por Feitosa *et al.* (1999), na Bacia do Pina (PE).

7.9 NITRATO NO₃ N

O nitrato-N é formado pela completa oxidação da amônia-N através do processo de nitrificação. Segundo Russo & Turston (1991), quando o nitrato-N ocorre em altas concentrações e outros nutrientes estão presentes, pode haver eutrofização associada a grandes florescimentos de algas, embora o mesmo, sozinho, não seja capaz de provocá-las.

Para Trott & Alongi (1999), as altas concentrações desse nutriente no meio aquático são naturalmente controladas por diluição com água do mar, remoção através de processos biológicos e desnitrificação. Segundo Wheeler & Kokkinakis (1990), as taxas de assimilação de nitrato-N são negativamente correlacionadas às concentrações ambientais de amônia -N, tendo eles observado uma completa inibição na absorção do mesmo, quando as concentrações dela situavam-se entre 0,1 e 0,3mmol.L⁻¹.

Na presente pesquisa, as concentrações nos viveiros B2 e 15 oscilaram entre 0,48 e 2,39mmol.L⁻¹ ao longo dos três ciclos de cultivo, apresentando sempre redução das concentrações entre as fases inicial e final de cada ciclo, com um padrão de variação inverso ao da clorofila *a*, indicando atividade de consumo através da elevada densidade fitoplanctônica. Guerrero-Galván *et al.* (1999) observaram comportamento semelhante em viveiros de cultivo de *L. vannamei* no México, atribuindo baixos valores encontrados à alta assimilação pelo fitoplâncton de produtos oriundos da nitrificação. Macedo *et al.* (1980) encontraram concentrações de nitrato-N, variando entre 0,134 e 2,168mg-at.L⁻¹, em viveiros de cultivo de peixes na Base de Piscicultura de Itamaracá-Pernambuco, afirmando que 5,00mg-at.L⁻¹ seria a concentração máxima admitida para manter as condições ideais de cultivo em um determinado ambiente.

Na análise nictemeral, as concentrações do nitrato-N apresentaram-se mais elevadas das 13 às 22 horas, como conseqüência provavelmente de processos oxidativos nos ambientes, decrescendo, em seguida, possivelmente, pela absorção através do fitoplâncton.

Na área estuarina, o nitrato-N apresentou, na estação 1, uma variação bem regular ao longo do período de estudos, com exceção do mês de junho, quando os valores se elevaram bastante nas duas marés, influenciados provavelmente pelo grande aporte de águas de origem continental, em razão do elevado índice pluviométrico, registrado na área neste período. Com relação aos rios Mandacaru e Tambiá, o padrão de distribuição desse nutriente mostrou-se bem semelhante ao do nitrito-N, com valores mais elevados nas estações 2 e 5, principalmente nas preamares, indicando modificações nos processos de nitrificação, em função da deficiência de oxigenação do meio. Por outro lado, as baixas concentrações, verificadas nas estações 5 e 4, e, principalmente nesta última, permitem supor, que tenham ocorrido processos de desnitrificação através de bactérias anaeróbicas, em consonância com as condições anóxicas verificadas no local, especialmente durante as baixa-mares. As maiores concentrações, verificadas no mês de junho, em todas as estações destes rios, estiveram associadas também ao regime pluviométrico, coincidindo com os estudos de Sassi & Watanabe (1980), que encontraram para a mesma área valores variando entre 0,18 e 11,2mg at.L⁻¹. No rio Paraíba do Norte, Moura (1992) observou valores mínimos e máximos de 1,56 e

45,34_mmol.L⁻¹, respectivamente, com uma amplitude máxima diurna de 21,60_mmol.L⁻¹, correspondendo a maioria das concentrações mais elevadas, aos períodos de baixa-mar.

7.10 FOSFATO PO₄ - P

O fósforo é um nutriente limitante em alguns sistemas aquáticos e está presente sob várias formas, desde íon fosfato inorgânico até moléculas orgânicas, como açúcares e DNA. O balanço entre elas depende do pH, da concentração de íons metálicos, como cálcio e alumínio, potencial de oxidação, revolvimento dos sedimentos e presença de poluição (Wheaton, 1977). O ortofosfato filtrável, também chamado de ortofosfato solúvel, é a forma mais comumente medida e suas concentrações são usualmente baixas e representam apenas uma fração do conteúdo de fósforo total.

Segundo Boyd (1971), o fósforo geralmente é considerado como um nutriente chave na fertilidade dos viveiros. Ele normalmente limita a produção das plantas e, em última instância, influencia a produção de peixes ou camarões. De outro modo, grandes quantidades podem ser responsáveis por excessivas produções de macroalgas ou por outros tipos de plantas. O fósforo pode ser incorporado aos ambientes de cultivo através do aporte por corpos d'água externos (rios, canais etc); pela chuva; pela decomposição de folhas e galhos de plantas; fezes ou mesmo restos de animais, como anfíbios e répteis; pela fertilização e pelo fornecimento de alimento industrializado.

Quando o fósforo é adicionado em um ambiente de cultivo, através de fertilizante, alimento, água de abastecimento etc, grandes concentrações permanecem na água por horas ou dias, sendo que a maior parte é absorvida pelas plantas e bactérias. O solo do viveiro, porém, é responsável pela absorção de sua maior parte, cerca de 65% do total, sendo que aproximadamente 25% são removidos, incorporados aos animais quando das despescas e apenas 10% são descarregados através dos efluentes (Boyd, 2000; Matsuda & Boyd, 1994).

Pelos resultados obtidos, o fosfato-P, nos viveiros B2 e 15, apresentou um padrão de variação bastante irregular, com aumento e redução de valores durante os três ciclos de cultivo. As concentrações situaram-se numa determinada faixa de normalidade, variando entre 0,79 e 2,68mmol.L⁻¹, com uma redução em relação aos valores de 2,14 e 6,70mmol.L⁻¹,

observados na estação 1, indicando que elas provavelmente foram influenciadas pelos processos geoquímicos internos, como também pelo consumo através da população fitoplanctônica. Guerrero-Galván *et al.* (1999) observaram, em viveiros de cultivo de *L. vannamei*, no México, que o fosfato-P, durante a estação seca, apresentou valores próximos nas águas de abastecimento e dos viveiros, e que, no inverno, eles foram menores nesses ambientes, o que não foi detectado no presente trabalho. Durante a análise nictemeral, não foram observadas variações significativas nas concentrações desse nutriente.

Nas águas dos rios, o fosfato-P é derivado não somente dos processos naturais de reciclagem, mas também a partir da oxidação de detritos urbanos, da agricultura e da quebra dos polifosfatos usados nos detergentes (Sassi & Watanabe, 1980). As águas estuarinas são geralmente ricas em nutrientes, particularmente silicatos, nitratos e fosfatos, embora as suas concentrações sejam características de cada estuário, podendo ser significativamente afetadas por influência de águas oceânicas, geralmente pobres e pelo consumo através do fitoplâncton e das algas bentônicas.

Na estações localizadas nos rio Paraíba e Mandacaru, os teores de fosfato-P não mostraram grandes diferenças entre as baixa-mares e as preamares como também nas diferentes épocas do ano, caracterizando um ambiente em permanente processo de homogeneização pela ação das marés. Nesse sentido, Feitosa *et al.* (1999) observaram na Bacia do Pina (PE), que as variações dos valores desse nutriente não foram muito acentuadas tanto quanto as dos nutrientes nitrogenados, assinalando um equilíbrio entre os processos de adição e absorção e que este estava relacionado ao efeito tampão, característico das áreas estuarinas, em consequência da dissociação e absorção desse componente por partículas em suspensão.

Nessa mesma área, Sassi (1991), encontrou valores situados entre 0,04 a 1,49mg-at.L⁻¹, comentando que, durante as marés baixas, camadas de resíduos com diferentes concentrações de nutrientes, de material dissolvido e em suspensão, são dispersadas em direção ao mar e podem ser irregularmente distribuídas ao longo do estuário, por influência das marés. Do mesmo modo, Trott & Alongi (1999), em trabalho realizado na Austrália, em área de manguezal, verificaram haver uma correlação inversa das concentrações de nitrogênio e fósforo dissolvidos com a salinidade, significando que a água doce e o material em suspensão (em época de chuva) foram as maiores fontes de nutrientes.

Com relação ao rio Tambiá, no entanto, os valores de fosfato-P, observados na estação 4, principalmente durante as baixa-mares, foram extremamente mais elevados com relação à estação 5, indicando claramente ser este tributário um dos maiores responsáveis pelo aporte de sais nutrientes para o estuário. Moura (1992), em estudo realizado nesse rio, observou também uma ausência de sazonalidade na variação desse parâmetro, levantando a hipótese de que, esta não era influenciada pelo regime de chuvas, e sim, pelos esgotos domésticos lançados a partir da cidade de João Pessoa.

7.11 SILICATO SiO₂ - Si

A importância da sílica no meio aquático está diretamente relacionada à ecologia das diatomáceas, cuja frústula de sílica é a base estrutural da parede celular (Darley, *apud* Nascimento *et al.* 2000). Para Moreira (1994), a disponibilidade desse nutriente na água é de vital importância para as diatomáceas, pois dele dependem os processos de reprodução, crescimento e produção desses componentes do fitoplâncton, influenciando diretamente na distribuição delas nos corpos de água naturais.

Nos viveiros B2 e 15, as concentrações do silicato-Si variaram normalmente entre 20 e 60mmol.L⁻¹, com um padrão de distribuição semelhante ao da estação 1. Observou-se no entanto, que, na fase final do segundo ciclo de cultivo, os valores apresentaram-se bem mais elevados em ambos os viveiros, correspondendo, também, a um aumento dos mesmos na estação 1, supondo-se que tenha havido um aporte maior desse nutriente através do estuário.

Durante a análise nictemeral, os valores mantiveram mais ou menos o mesmo padrão de variação, notando-se, apenas, que, no viveiro B2, eles foram menores, em razão, possivelmente, de um maior consumo através das diatomáceas do fitoplâncton, pois, nesse ambiente, as concentrações de clorofila *a* estiveram mais elevadas em relação ao viveiro 15.

Quanto aos estuários, as principais fontes de silicato, da mesma forma que para outros nutrientes, são as descargas fluviais, a ressuspensão de nutrientes depositados ou regenerados no sedimento e as águas costeiras, daí o fato de que as concentrações nesses ambientes são bem mais elevadas do que em áreas oceânicas.

Na estação 1, verificou-se uma substancial elevação dos teores de silicato-Si nos meses de junho e agosto, durante as preamares, provocada, provavelmente, por processos de ressuspensão de sedimentos por influência de movimentos das marés. Nas estações localizadas nos rios Mandacaru e Tambiá, as diferenças nas concentrações desse nutriente não foram muito significativas entre as marés, porém quanto ao aspecto sazonal foram observados valores mais elevados, sempre nos meses de junho e agosto, correspondendo ao período considerado chuvoso. Travassos (1991), do mesmo modo, observou, no estuário do rio Capibaribe (PE), uma variação sazonal bem definida, ocorrendo às concentrações mais elevadas no período chuvoso, e as mínimas, no período de menores precipitações pluviométricas, com uma amplitude de 203,27mmol.L⁻¹ e valor médio de 65,88mmol/L⁻¹, enquanto que Lacerda (1994), no estuário do rio Paripe (PE) encontrou valores, variando entre 4,02 e 17,30mmol.L⁻¹ e entre 11,30 e 27,60mmol.L⁻¹, para os dois períodos, respectivamente.

7.12 CLOROFILA *a*

Segundo Koenig (1983), o conteúdo de pigmentos fotossintetizantes do fitoplâncton, especialmente Clorofila *a*, tem assumido considerável importância devido ao seu uso na estimativa do “standing crop” e da produção primária nos ambientes aquáticos. A concentração desse pigmento em uma população natural pode variar independente da biomassa, em resposta a variáveis ambientais, como intensidade luminosa, disponibilidade de nutrientes ou devido ao estado fisiológico das células e tamanho dessa população, podendo haver variação entre os grandes grupos e, talvez mesmo, entre as espécies de algas (Wood & Corcoran, 1966; Ketchum, 1967; Lehman, 1981).

Em viveiros de cultivo, o fitoplâncton usualmente representa o maior produtor de matéria orgânica, e a produtividade primária é uma estimativa da quantidade de matéria orgânica fixada pela fotossíntese. Nedwell (1973), no entanto, comenta que, em certas ocasiões, mesmo com altas concentrações de nutrientes, a produtividade primária é baixa e, nesse caso justifica-se porque o fitoplâncton está abaixo da profundidade de compensação. Isso ocorre quando acontece a formação de uma termoclina ou quando há redução da insolação em dias nublados. De acordo com Boyd (2000), os viveiros produtivos frequentemente apresentam concentrações de clorofila *a* de 50 a 200mg.m⁻³.

Nos viveiros estudados, as concentrações da clorofila *a* foram sempre mais elevadas na fase final dos três ciclos de cultivo, numa correlação inversa à distribuição dos nutrientes nitrogenados, indicando que estes, provavelmente, não tenham se constituído fatores limitantes nesses ambientes. Deve-se considerar, também, a possibilidade de que as maiores quantidades de ração, ofertadas aos camarões na fase final de crescimento, tenham contribuído para o aumento nas concentrações da clorofila *a*, em função, conseqüentemente, do incremento do volume de dejetos excretados nos ambientes de cultivo. Os valores situaram-se entre 20,06 e 104,66 mg.m⁻³, com um padrão de variação um pouco diferente do observado por Oliveira (1989) em viveiros de carcinicultura experimental no Projeto Camarão em Natal, onde a variação se deu entre 4,64 e 190,96mg.m⁻³.

Nos meses de junho e agosto, correspondentes ao segundo ciclo, os menores valores estiveram associados a temperaturas mais baixas, estando de acordo com estudos realizados por Amit *et al.* (1998) em viveiros de *cat fish*, onde o “standing crop” do fitoplâncton e a matéria orgânica foram altos no verão, quando a produção primária foi favorecida pelas altas temperaturas, pela alta radiação solar e pela maior entrada de nutrientes em razão de um fornecimento maior de ração, enquanto que, no inverno, a queda das temperaturas e a diminuição do ritmo de alimentação provocaram um efeito contrário.

Na análise nictemeral, a clorofila *a* variou de forma irregular, não guardando relação com os níveis de pH e oxigênio dissolvido, diferindo de resultados obtidos por Sá-Nunes & Sipaúba-Tavares (1998), que detectaram picos diários em tanques de cultivo de fitoplâncton, correspondendo a aumentos desses dois parâmetros. A esse respeito, Erez *et al.* (1990) referem-se a estudos realizados em viveiros de cultivo de peixes, onde grandes concentrações de oxigênio foram verificadas, apesar da pequena quantidade de fitoplâncton, afirmando que nem sempre a clorofila *a* está correlacionada diretamente a esse elemento, porque a concentração dele é alterada pela fotossíntese bentônica, respiração, diluição e troca com a atmosfera.

Nas estações estuarinas, a clorofila *a* apresentou um padrão de variação mais ou menos uniforme, observando-se que, de um modo geral, os valores obtidos nos meses correspondentes ao período de estiagem foram mais elevados do que aqueles verificados na época de maiores precipitações pluviométricas. Mani (1994) e Qasim & Wafar (1990), através de pesquisas efetuadas em estuários da Índia, constataram que as maiores biomassas de

fitoplâncton e os maiores níveis de produtividade aconteciam antes e depois das monções e que os baixos “standing crop” ocorriam justamente durante a época das chuvas, sendo o material em suspensão responsável pelo aumento da turbidez, limitando drasticamente a penetração da luz. Moura (1992), estudando o estuário do rio Paraíba, constatou que os maiores valores da clorofila *a* foram registrados em fins da estação chuvosa e início da estação seca, sugerindo que as variações estiveram associadas ao regime pluviométrico local. Por outro lado, Feitosa *et al.* (1999) encontraram, na Bacia do Pina em Pernambuco, valores da clorofila *a*, variando entre 2,70 e 256,10mg.m⁻³, afirmando tratar-se de um ambiente hipereutrofizado, em consequência de ações antropogênicas.

7.13 RENDIMENTOS DOS CULTIVOS

Muitos estudos têm sido efetuados sobre os vários fatores que podem interferir no rendimento dos cultivos de camarão marinho. Fungi-Smith & Briggs (1998) e Briggs & Fungi-Smith (1994), por exemplo, comentam que os dois componentes mais importantes de um viveiro são a água e o sedimento, que interagem continuamente e influenciam a atividade de cultivo. O terceiro fator é o manejo do cultivo, que influencia o ambiente e compreende a alimentação, o uso de aeradores, as trocas de água e a calagem.

Para Zimmermann (1998), os diversos aspectos físicos, químicos e biológicos da água estabelecem a capacidade dos camarões em desempenhar as funções de vida, como crescimento, resistência às doenças, reprodução, tolerância a temperaturas extremas, qualidade da carne, entre outras.

No presente estudo, os viveiros B2 e 15 apresentaram uma relativa estabilidade das diversas variáveis hidrobiológicas estudadas, ao longo dos três ciclos de cultivo, com exceção da salinidade, cujos valores foram mais baixos por ocasião do segundo ciclo, correspondendo à época de maior incidência de chuvas na região, sem que se tenha observado, no entanto, qualquer correlação desses valores com o rendimento dos cultivos. Teichert-Coddington *et al.* (1994), em cultivos de *L. vannamei* realizados em Honduras, observaram, por exemplo, que a salinidade não influenciou a produção, a não ser em algumas ocasiões em que ela foi superior a 40, atribuindo o fato à capacidade natural de os peneídeos em manterem os processos de osmorregulação, mesmo quando essa variável apresenta ampla faixa de variação.

Com relação à temperatura, entretanto, suas oscilações principalmente em regiões de clima temperado, podem influenciar o comportamento dos camarões, sobretudo com referência aos hábitos alimentares, com reflexos diretos sobre o crescimento. Huang (1983), analisando, em laboratório, o efeito de pequenas variações de temperatura sobre o desenvolvimento de pós-larvas (0,1g) de *L. vannamei*, observou que, após 30 dias, estas cresceram menos 45%, quando cultivadas em 25,9°C e 25 de salinidade, em comparação a um outro grupo que foi testado com 29,0°C e 25 de salinidade. Teichert-Coddington *et al.* (1994), por outro lado, verificaram em cultivos comerciais que os camarões apresentaram melhor crescimento na época chuvosa, quando as temperaturas foram mais elevadas e as salinidades mais baixas. No presente estudo, as menores taxas de crescimento (0,77 g/semana) foram observadas no viveiro B2, durante o segundo ciclo, e as maiores (1,29 g/semana), no viveiro 15, no terceiro ciclo, não se podendo no entanto associá-las ao comportamento dessa variável, pois os dois ambientes eram muito próximos e, assim, a repercussão sobre um deles naturalmente se daria sobre o outro.

Associando-se o crescimento às taxas de estocagem, observou-se que a média de 1,08g/semana no viveiro 15, obtida com uma densidade de 17,37ind./m² foi ligeiramente superior à do viveiro B2 (0,84g/semana), com uma taxa de 28ind./m². Esses resultados, de certo modo, diferiram dos assinalados por Cavalcanti *et al.* (2000), que, analisando dados de cultivo da própria Fazenda Aquamaris, no período de 1996 a 1999, encontraram índices de crescimento 0,88g/semana para densidades de estocagem acima de 20ind./m², estatisticamente diferentes de 0,64g/semana, obtidos em viveiros com densidade inferior a 18ind./m².

No que se refere à produtividade, observou-se que, no viveiro B2, os índices foram mais elevados em relação ao viveiro 15, em todos os ciclos de cultivo, sem que se tenha encontrado correlação com as oscilações das variáveis hidrológicas nos dois ambientes. O melhor desempenho dos cultivos no viveiro B2 pode ser atribuído ao fato de sua área ser menor com relação ao viveiro 15, permitindo um melhor manejo operacional. No viveiro 15, foi registrada uma produtividade bastante baixa no segundo ciclo, podendo estar relacionada, talvez, à menor sobrevivência dos camarões.

Com relação à sobrevivência, Guerrero-Galván *et al.*, (1999) obtiveram, em dois viveiros de cultivo de *L. vannamei*, taxas médias de 79,1 e 80,3% durante o período

considerado seco e de 87,5 e 85,7% na época chuvosa. Durante o presente estudo, não foi possível associar a sobrevivência às variações dos parâmetros hidrológicos ou às épocas do ano, podendo-se supor que as menores taxas obtidas no viveiro B2, no primeiro ciclo (46,4%) e no viveiro 15, durante o segundo ciclo (33,2%), estiveram relacionadas a problemas de qualidade das pós-larvas utilizadas nos povoamentos, às técnicas de manejo usadas durante os cultivos, ou mesmo à predação por peixes ou outros organismos que possam ter penetrado nos viveiros através das comportas de abastecimento.

A área estuarina na qual está localizada a Fazenda Aquamaris, devidamente diagnosticada pela presente pesquisa quanto aos aspectos físicos e químicos de suas águas e aos seus níveis de produtividade primária, apresenta características ambientais bastante diversificadas, como conseqüência dos diversos tipos de interferência que recebe.

O rio Paraíba do Norte com seus 380km de extensão carrega para a zona estuarina os mais variados tipos de poluentes, originados dos despejos de esgotos das cidades que lhe margeiam e dos empreendimentos industriais e agrícolas instalados ao longo do seu curso.

Os rios Mandacaru e Tambiá, que banham a cidade de João Pessoa, são receptores naturais de águas pluviais e, no caso desse último, de grandes volumes de esgotos domésticos, com profundas repercussões sobre suas características hidrológicas.

Nesse contexto, estão inseridos os viveiros de cultivo de camarões, cujas águas, por uma conjunção de fatores, apresentaram, durante todo o período da pesquisa, condições diferenciadas em relação aos ambientes que lhes são adjacentes. O uso de modelo semiintensivo de cultivo com moderadas taxas de estocagem, a prática de revolvimento do solo dos viveiros após a conclusão dos cultivos, a utilização de comedouros fixos, racionalizando o processo de alimentação dos camarões, o controle sistemático das características físicas e químicas da água, dentre outras ações, tornaram possível o exercício da atividade de cultivo nesse local, dentro dos limites aceitáveis de sustentabilidade.

No entanto, deve-se chamar a atenção para o fato de que a carcinicultura é uma atividade muito sensível às mudanças ambientais e que a estratégia para o seu sucesso e mesmo para a sua sobrevivência passa por ações dirigidas no sentido da proteção e melhoramento da qualidade dos ambientes.

Nesse sentido, tem sido enfatizada a necessidade de se restringir ou se evitar o uso de modelos intensivos de cultivo com altas densidades de estocagem, o emprego de rações com alto teor protéico, a utilização de substâncias químicas, como antibióticos, desinfetantes, algicidas, etc na prevenção de doenças e, por outro lado, tem-se recomendado a construção de lagoas de sedimentação anexas aos viveiros; o cultivo de espécies filtradoras ao longo dos canais de drenagem; uma menor frequência na renovação de água dos ambientes de cultivo; a utilização de aeradores mecânicos; a maximização do uso do alimento natural; o emprego de comedouros fixos para alimentação dos camarões, e o tratamento dos efluentes como medidas indispensáveis para evitar, ou mesmo, atenuar os efeitos impactantes das atividades de cultivo sobre os ambientes adjacentes.

8. CONCLUSÕES

1. A análise multivariada dos resultados obtidos durante a pesquisa na área estuarina do rio

Paraíba do Norte, incluindo os viveiros de cultivo de camarões, permitiu a identificação de ambientes com características hidrobiológicas distintas, influenciadas principalmente, pelo regime das marés, pelos fluxos limnéticos e pela pluviometria:

- a. No ponto de captação de água localizado no rio Paraíba ocorreu uma certa estabilidade em relação aos diversos parâmetros analisados, cujas variações diárias e sazonais se processaram, basicamente, em função do fluxo de águas de origem marinha através dos movimentos das marés, como também em determinadas épocas, dos índices pluviométricos;
- b. nas estações situadas no rio Mandacaru e em uma outra localizada próxima à foz do rio Tambiá, as condições hidrobiológicas da água foram reguladas por fluxos intermediários de águas marinhas e limnéticas e em certas ocasiões, pela pluviometria;
- c. na estação localizada no rio Tambiá, à montante dos viveiros de cultivo, as condições hidrobiológicas foram influenciadas, principalmente, pelo aporte de águas de origem continental e pela pluviometria, porém, foram também, de forma intensa e permanente, pela elevada carga de esgotos domésticos lançados diretamente neste tributário, o que deu origem um ambiente altamente degradado;
- d. os processos bioquímicos, como também as técnicas de manejo usadas nos cultivos, propiciaram aos viveiros uma relativa estabilidade quanto às características físicas, químicas e biológicas da água, tornando-os ambientes bastante diferenciados em relação às áreas externas.

2. O crescimento dos camarões e os níveis de produtividade obtidos ao longo dos três ciclos de cultivo foram considerados normais para a espécie em estudo, tendo sido influenciados positivamente pelas condições hidrobiológicas adequadas dos viveiros.

3. Em síntese, a importância do presente trabalho está na demonstração de que é perfeitamente viável se exercer a atividade de carcinicultura de forma harmoniosa com o ambiente no qual a mesma está inserida, desde que lhe sejam aplicadas técnicas compatíveis com os princípios básicos de sustentabilidade.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE CAMARÃO. **O agronegócio do camarão marinho cultivado**. Recife, 2002. 20p.

ALABASTER, J. S.; SHURBEN, D. G.; KNOWLES, G. The effect of dissolved oxygen and salinity on the toxicity of ammonia to smolts of salmon, *Salmo salar*. **Journal of Fish Biology**, London, v. 15, p.705-712, 1979.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20 th. Ed. **American Public Health Association**, Washington, D.C.: APHA, 1998. 1193p.

AMIT, G.; BOYD, C. E.; LOVELL, R. T.; EYA, J. C. Phosphorus budgets for channel catfish ponds receiving diets with different phosphorus concentrations. **Journal of the World Aquaculture Society**, Baton Rouge: v. 29, n. 1, p. 31-39, 1998.

ANDRADE, G. O. de. O Rio Paraíba do Norte. In: _____ . **Os rios-do-açúcar do Nordeste Oriental**. Recife: Fundação Joaquim Nabuco de Pesquisas Sociais, Imprensa Oficial, 1959. v. 3, 155p.

ASSIS, A. D de. **Geologia do quaternário da planície de Lucena**. Recife, 1997. 86 f. Dissertação (Mestrado). Departamento de Geologia. Universidade Federal de Pernambuco, 1997.

AUSTIN, B. Antibiotic pollution from fish farms: Effects on aquatic microflora. **Microbiological Sciences**, Oxford, n. 2, p. 113-117, 1985.

BAILEY, C.; SKLADANY, M. Aquaculture development in tropical Asia. A reevaluation. **National Resources Forum**, v. 15, n. 1, p. 66-73, 1991.

BALL, M. C. Patterns of secondary succession in a mangrove forest of southern Florida. **Oecologia**, Berlin, v. 44, p. 226-235, 1980.

BARG, U.C. *et al.* **Aquaculture and its environment**: a case for collaboration. Brisbane, Australia, 1996. Paper presented at the World Fisheries Congress.

BATICADOS, M. C. I.; PACLIBARE, J. O. The use of chemotherapeutic agents in aquaculture in the Philippines. In: SHARIFF, M.; SUBASINGHE, R. P.; ARTHUR, J. R. (Ed.). **Diseases in Asian Aquaculture I**. Manila, Philippines: Fish Health Section, Asian Fisheries Society. 1992. p. 531-546.

BEVERIDGE, M. C. M.; PHILLIPS, M. J.; CLARKE, R. M. A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production. In; BRUNE, D. E.; TOMASSO, J. R. (Ed.). **Aquaculture and water quality**. Baton Rouge: The World Aquaculture Society, 1991. p. 506-553. *Advances in World Aquaculture*, v.3.

_____.; ROSS, L. G.; KELLY, L. K. Aquaculture and biodiversity. **Ambio**, Estocolmo, v. 23, n. 8, p. 497-502, 1998.

BODANSKY, O. Methemoglobinemia and methemoglobina – producing compounds. **Pharmacological Reviews**, Baltimore, v. 3, p. 144-196, 1951.

BOYD, C. E. Effluent from catfish ponds during fish harvest. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 7, p. 59-62, 1978.

_____. Environmental issues in shrimp farming. In: SIMPOSIO CENTROAMERICANO DE AQUACULTURA.4, Tegucigalpa, Honduras, 1997. **Anais...** Tegucigalpa, Honduras: ANDAH – WAS, 1997.

_____. Gerenciamento da qualidade da água e aeração no cultivo do camarão marinho. In: **Manejo da Qualidade da Água na Aqüicultura e no Cultivo do Camarão Marinho**. Recife: Associação Brasileira de Criadores de Camarão-ABCC. 2000. p.5-82.

_____. Phosphorus dynamics in ponds. In: ANNUAL CONFERENCE OF THE SOUTHEASTERN ASSOCIATION OF GAME AND FISH COMMISSIONERS. (25: 1971). **Anais...** [S.l.], 1971. p. 418-426.

BOYD, C. E. A qualidade da água para a aquicultura de viveiros. In: -----, **Manejo da Qualidade da Água na Aquicultura e no Cultivo de Camarão**. Recife: Associação Brasileira de Criadores de Camarão - ABCC, 2000. p. 87-158.

_____. Shrimp aquaculture and the environment. **Scientific American**, v.278, n.6, p. 4249. 1998.

_____. **Water quality management and aeration in shrimp farming**. Alabama, USA: Auburn University, 1989. (Fisheries and Allied Aquacultures Department Series, n°. 2.

_____.; GROOS, A. Biochemical oxygen demand in channel catfish *Ictalurus punctatus* pond waters. **Journal of the World Aquaculture Society**, Baton Rouge, v. 30, n. 3, p. 349356, 1999.

_____.; HAWS, M. C. Good Management Practices (GPM) to reduce environmental impacts and improve efficiency of shrimp aquaculture in Latin America. In: CENTRAL AMERICAN SYMPOSIUM ON AQUACULTURE, 5, San Pedro Sula, Honduras, 1999. **Anais...** San Pedro Sula, Honduras, 1999. P.9-33.

_____.; MASSAUT, L.; WEDDIG, L. J. Towards reducing environmental impacts of pond aquaculture. **Infofish International**, v.2, p. 27-33, 1998.

_____.; MUSIG, Y. Shrimp pond effluents: observations of the nature of the problem on commercial farms. In: WYBAN. J. (Ed.). **Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming**. Baton Rouge, Louisiana, USA: World Aquaculture Society, 1992. p. 195-197.

_____.; SCHMITTOU, H. R. Achievement of suitable aquaculture through environmental management. **Aquaculture Economics & Management**. Oxford, v. 3, n.1, p. 59-69, 1999.

_____.; TUCKER, C. S. **Pond aquaculture water quality management**. Boston: Kluwer Academic, 1998.

BOYD, C. E.; ZIMMERMANN, S. Grow-out systems – water quality and soil management. In: NEW, M. B.; VALENTI, W. C. **Freshwater Prawn Culture**. The farming of *Macrobrachium rosenbergii*. Oxford: Blackwell Science, p. 221-238, 2000.

BRIGGS, M. R. P.; FUNGE-SMITH, S. J. A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand. **Aquaculture and Fisheries Management**, v. 25, p. 789-811, 1994.

BROWN, J. H. Antibiotics: their use and abuse in aquaculture. **World Aquaculture**, Baton Rouge, v. 20, n. 2, p. 34-43, 1989.

BYRON, M. E. Q. **Desenvolvimento urbano x meio ambiente: A relação da ocupação dos espaço urbano com os recursos naturais remanescentes. O caso das áreas estuarinas da Região metropolitana do Recife (RMR)**. Recife, 1994. 195p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Urbano e Regional), Centro de Artes e Comunicação, Universidade Federal de Pernambuco, 1994.

CAO, T. B.; LIN, C. K. **Shrimp culture in Vietnam**. Baton Rouge: World Aquaculture, 1995. 45p.

CARABALLO, P.; VALENCIA, M. Impactos ambientales de la camaronicultura. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL. PERSPECTIVAS E IMPLICAÇÕES DA CARCINICULTURA ESTUARINA NO ESTADO DE PERNAMBUCO (1.: 2000: Recife). **Anais...** Recife, 2000. p. 47-58.

CARLSSON, S. A. Standardization of methodology in fish-farm effluent research and monitoring. In: PURAINEN, M. (Ed.). **National contributions on suspended solids from land-based fish farms**. Helsinki, Finland: Monistettuja Julkaisuja, 1988. p. 90-93.

CAVALCANTI, L. B. **Caracterização do Canal de Santa Cruz (Pernambuco –Brasil) em função dos parâmetros físico-químicos e pigmentos fotossintéticos**. Recife, 1976. 115f., Tese (Livre Docência). Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

CAVALCANTI, L. B. *et al.* Avaliação de cultivos do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* em dois viveiros da AQUAMARIS Aqüicultura S. A, no período de 1996 a 1999. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 11. (Florianópolis, SC, 2000). **Anais...** Florianópolis: SIMBRAQ, 2000. Não paginado. CD-ROM.

.; MACEDO, S, J, de; CASTRO, P. F.; SANTANA, M.F. A de. Condições hidrológicas e resultados de cultivo experimental do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* (BOONE,1931), em viveiros estuarinos da Ilha de Itamaracá (Pernambuco-Brasil). **Trabalhos Oceanográficos**, Recife, v. 28, n. 2, 2000 (no prelo).

CÉSAR, J. R. O. *et al.* Sobrevivência e crescimento do camarão marinho *Penaeus vannamei* BOONE 1931, submetido a diferentes salinidades. In: AQUICULTURA BRASIL'98, (1998: Recife). **Resumos...** Recife, 1998. p. 87.

CHAKRABORTI, R. K. *et al.* Some physico-chemical characteristics of Kakdwip brackishwater ponds and their influence on the survival, growth and production of *Penaeus monodon* (Fabricius). **Indian Journal of Fisheries**, v. 32, n. 2, p. 224-235. 1985.

CHAMBERLAIN, G. Rethinking shrimp pond management. **Coastal Aquaculture**, v. 5, n.2, p. 1-19, 1988.

CHAVEZ, L. El efecto de la salinidad sobre la osmolaridad hemolinfática de los peneideos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE CULTIVO DE CAMARÃO, 3, João Pessoa, 1989. **Anais...** João Pessoa, 1989. v. 1, p.541-547.

CHRISTENSEN, B. Biomass and primary production of *Rhizophora apiculata* in a mangrove southern Thailand. **Aquatic Botany**, v. 4, p. 43-52, 1978.

CHUA, T. E.; PAW, J.; GUARIN, F. The environmental impact of aquaculture and the effects of pollution on coastal aquaculture development in Asia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 20, n. 7, p. 335-343. 1989.

COELHO-JR, C. **Manguezal, desenvolvimento estrutural da cobertura vegetal ao longo do gradiente de inundação**. Cananéia, (SP), 1998. 108 p. Dissertação (Mestrado) - Instituto Oceanográfico de São Paulo, 1998.

COLT, J. E.; TCHOBANOGLUS, G. Evaluation of the short-term toxicity of nitrogenous compounds to channel catfish, *Ictalurus punctatus*. **Aquaculture**, Amsterdam: v. 8, p. 209-224, 1976.

.; ARMSTRONG, D. A. Nitrogen toxicity to crustaceans, fish and molluscs. In: BIO-ENGINEERING SYMPOSIUM FOR FISH CULTURE, 1981. **Proceedings...** Bethesda, MD: American Fisheries Society, Fish Culture Section, 1981. p. 37-44.

CORREDOR, J. E.; MORELL, M. J. Nitrate depuration of secondary sewage effluents in mangrove sediments. **Estuaries**, v. 17, p. 295-300. 1994.

COSTA-PIERCE, B. A. **Environmental impacts of nutrients discharged from aquaculture: toward evolution of sustainable, ecological aquaculture systems**. Stirling, Scotland: Institute of Aquaculture, University of Stirling, 1994. Presented as a plenary talk at the Conference on Aquaculture and Water Resource Management, June 21-25. 1994

CRUZ, P. S. Shrimp farming in the Philippines: culture practices and problems. In: Proceedings of the Fourth Brazilian Shrimp Farming Congress, 4, João Pessoa, 1993. **Anais...** João Pessoa: MCR Aquacultura, 1993. p. 267-306.

CSAVAS, I. Shrimp farming development in Asia. In: SHRIMP'88, Bangkok, 1988. **Proceedings ...** Bangkok, 1988. p. 63-92.

DA MATA, M. R.; SANTOS, L. P. S.; NUNES, M. L. Avaliação da utilização de substratos artificiais, para o aumento da disponibilidade do alimento natural e sua relação com o desenvolvimento do *Litopenaeus vannamei*, em cultivos semi-intensivos. **Revista da Associação Brasileiros dos Criadores de Camarão-ABCC**, a.3, n. 2, p.64-70, 2001

DANIEL, P. A.; ROBERTSON, A. I. Epibenthos of mangrove waterways open embayments: community structure and epifaunal standing stocks. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 31, n. 5, p. 599-620, 1990.

DARLEY, W. M. **Algal biology: a physiological approach**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1982. 168f. (Basic microbiology).

DIERBERG, F. E.; KIATTISIMUKUL, W. Issues, impacts, and implications of shrimp aquaculture in Thailand. **Environmental Management**, v. 20, p. 649-666, 1996.

DOUMENGE, F. Aquaculture in Equador. In: BARNABE, G. (Ed.). **Aquaculture** ., New York: Ellis Horwood, 1990. p. 1083-1100.

DOWING, K. M.; MERKENS, J. C. The influence of dissolved oxygen concentration on the toxicity of un-ionized ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri*, Richardson). **Annals of Applied Biology**, v. 43, p. 243-246, 1955.

EARLL, R. C. *et al.* **A report on the effects of fish farming on the marine environment of the Western Isles**. Kempley, Gloucestershire, Scotland: Marine Biological Consultants, 1984.

ELLIS J. E.; TACKETT, D. L.; CARTER, R. R. Discharge of solids from fish ponds. **Progressive Fish-Culturist**, v. 40, p. 165-166. 1978.

EMMERSON K.; RUSSO, R. C.; LUND, R. E.; THURSTON, R. V. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. **Journal of The Fisheries Research Board of Canada**, v. 32, p. 2379-2383, 1975.

EREZ, J.; KROM, M. D.; NEUWIRTH, T. Daily oxygen variations in marine fish ponds. **Aquaculture**, Amsterdam: v. 84, p. 289-305, 1990.

ESKINAZI-LEÇA, E. **Composição e distribuição do microfitoplâncton na região do Canal de Santa Cruz (Pernambuco-Brasil)**. Recife, 1974. 129p. Tese (Livre Docente). Instituto de Biociências da Universidade Federal de Pernambuco, 1974.

FAO. Fishery statistics. **Aquaculture production**, Roma, v. 86, n. 2, 2000.

FEITOSA, F. A. N. **Estrutura e produtividade da comunidade fitoplanctônica correlacionadas com parâmetros abióticos no sistema estuarino do rio Goiana (Pernambuco-Brasil)**. São Paulo, 1996. 250f. Tese (Doutorado em Ciências). Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.

_____.; NASCIMENTO, F. C. R.; COSTA, K. M. P. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica relacionada com parâmetros hidrológicos na Bacia do Pina. **Trabalhos Oceanográficos**, Recife, v. 27, n. 2, p.1-13, 1999.

FLORES MONTES, M. J. **Variação nictemeral do fitoplâncton e parâmetros hidrológicos no Canal de Santa Cruz, Itamaracá**. Recife, 1996. 124f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica). Departamento de Oceanografia. Centro de Tecnologia e Geociências. Universidade Federal de Pernambuco, 1996.

FRAGA, F. El agua marina. In: CASTELLI, J. *et al.* **Ecologia marina**. Caracas: Fundacion La Salle. De Ciencias Naturales, 1972. p. 67-99.

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

GOLDBURG, R.; TRIPLETT, T. **Murky waters- environmental effects of aquaculture in the U. S.** New York: Environmental Defense FUND, 1997

GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M.; KREMLING, K. (Ed.). **Methods of seawater Analysis**. ^{2a} ed. New York: Verlarg Chemie, 1983. 317 p.

GROSS, A.; BOYD, C. E.; LOVELL, R. T. EYA, J. C. Phosphorus budgets for channel catfish ponds receiving diets with diferent phosphorus concentrations. **Journal of the World Aquaculture Society**, v. 29, p. 31-39, 1998.

GUERRERO-GALVÁN, S. R. *et al.* Season variation in the water quality and chlorophyll of semi-intensive shrimp ponds in a subtropical environment. **Hydrobiologia**, v. 391, p. 33-45, 1999.

HALLEGOUET, B. L'estuaire du Rio Paraíba. In: Géographie et écologie de la Paraíba(Brasil). **Travaux et Documents de Géographie Tropicale**, Talence (France), v.2, n. 50, p.428-496, 1984.

HAMBREY, J. B.; LIN, C. K. **Shrimp farming in Thailand**. Paper presented to Camaronicultura 96 Foro International. Banco de Mexico, August, 1-3,. Mazatlan, Mexico. 1996.

HARVEY, H. W. **The chemistry and fertility of sea water**. ²ed. London: Cambridge, 234p. 1957.

HEPHER, B. Aquaculture intensification under land and water limitations. **Geojournal**, v. 10, n. 3, p. 253-259, 1985.

HINSHAW, R. N. **Pollution as a result of fish cultural activities**. Washington,D. C., USA: United States Environmental Protection Agency, 1973. EPA-R3-73-009.

HIRASAWA, Y. **Shrimp culture economics in Asia**. Bangkok, Thailand: Indo-Pacific Fisheries Commission, 1988. Paper presented at the Seventh Session of the IPFC Working Party of Experts on Aquaculture, 1-6 August 1988. WPA/WP 16.

HOPKINS, J. S. *et al.* Effect of water exchange rate on production, water quality, effluent characteristics and nitrogen budgets of intensive shrimp ponds. **Journal of the World Aquaculture Society**, Baton Rouge: v. 24, n. 3. p. 304-320. 1993.

_____ ; SANDIFER, P. A.; BROWD, C. L. The production of bivalve molluscs in intensive shrimp ponds and their effect on shrimp production and water quality. **World Aquaculture**, Baton Rouge: v. 24, p. 74-77, 1993.

et al. Environmental impacts of shrimp farming with special reference to the situation in the continental United States. **Estuaries**, v. 18, n. 1, p. 25-42. 1995.

HOWE, N. R.; QUAST, W. D.; COOPER, L. M. Lethal and sublethal effects of a simulated salt brine effluent on adults and subadults of the shrimps *Penaeus setiferus* and *P. Aztecus*. **Marine Biology**, v. 68, p. 37-47. 1982.

HOROWITZ, A.; HOROWITZ, S. The role of microorganisms to achieve sustainable aquaculture. AQUICULTURA BRASIL' 98 (1998: Recife). **Anais...** Recife, 1998.. p. 87-98.

HUANG, H. J. **Factors affecting the successful culture of *Penaeus stylirostris* and *Penaeus vannamei* at an estuarine power plant site:** temperature, salinity, inherent growth variability, damselfly nymph predation, population density and distribution, and polyculture. Texas, 1983. (PhD dissertation). Texas A&M University, College Station, 1983.

HUTCHINGS, P. A.; SAENGER, P. **Ecology of mangroves**. Brisbane: University of Queensland, 388 p. 1987.

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

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton, Florida,USA: CRC Press, Lewis Publishers, 1996.

KAPETSKY, J. M. Mangroves, fisheries and aquaculture. **FAO Fisheries Report**,338 Suppl, p.17-36, 1985.

KETCHUM, B. H. Phytoplankton nutrients in estuaries. In: LAUFF, G. H. (Ed.). **Estuaries**. Washington: American Association for the Advancement Science, 1967. p.29-35.

KIESE, M. **Methemoglobinemia:** a comprehensive treatise. Cleveland, Ohio,USA: Chemical Rubber Company, 1974.

KINNE, O. The effect of temperature and salinity on marine and brackish waters animals. In: BARNES, H, (Ed.). **Oceanograph and Marine Biology-Annual Review**. New York: Hafner. Pub. Co, 1964. V. II: Salinity and temperature-salinity combinations p.281-339.

. Physiology of estuarine organisms with special reference to salinity and temperature: general aspects. In: LAUFF, G. H. (Ed.). **Estuaries**. Washington: American Association Science, 1967. P.525-540.

KOENING, M. L. **Biomassa e fracionamento do fitoplâncton em viveiros de cultivo de peixes na Ilha de Itamaracá (Pernambuco-Brasil)**. Recife, 1983. 139 f. Dissertação (Mestrado em Criptógamos). Departamento de Botânica e Micologia, Universidade Federal de Pernambuco, 1983.

KOROLEFF, F. Determinatio of ammonia. In: GRASSHOFF, K *et al.* **Methods of seawater analysis**.^{2a} ed. New York: Verlag Chemie, 1983. p. 150-157.

LACERDA, S. R. **Variação diurna e sazonal do fitoplâncton no estuário do Rio Paripe (Itamaracá-Pernambuco-Brasil)**. Recife. 1994. 146 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica). Departamento de Oceanografia, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, 1994.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**: Developments in environmental modelling 20. Amsterdam: Elsevier Science, 1998. 853p.

LEHMAN, P. W. Comparasion of clorophyll *a* and carotenoid pigments as predictions of phytoplankton biomass. **Marine Biology**, Berlin, v. 65, n. 3, p. 237-44, 1981.

LIAO, I. C. Marine prawn culture industry of Taiwan. In: FAST, W.; LESTER, L. J. (Ed.). **Marine shrimp culture**: principles and cultures. Amsterdam: Elsevier, 1992. p. 653-675.

_____. The world's marine prawn culture industries: today and tomorrow. In: HIRANO, R.; HANYU, I. (Ed.). **The Second Asian Fisheries Forum**. Manila: Asian Fisheries Society, 1990. p.11-27.

LIMA, L. M. P.; ARAGÃO, H. M. **Proteção de áreas estuarinas**. Recife: SEPLAN, 1987. 32p.

LUGO J.; SNEDAKER, S. C. Properties of a mangrove forest in South Florida. In: PROCEEDINGS INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON BIOLOGY AND MANAGEMENT OF MANGROVES, Gainesville, Florida, 1975. **Anais...** Gainesville, Florida, 1975. p.170212.

MACEDO, S. J. **Fisioecologia de alguns estuários do Canal de Santa Cruz (ItamaracáPE)**. São Paulo, 1974. 121f. Dissertação (Mestrado em Fisiologia Geral). Departamento de Fisiologia Geral do Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo

_____.; CAVALCANTI, L. B.; COSTA, K. M. P. Variação dos parâmetros físico-químicos em viveiros de cultivo da Ilha de Itamaracá (Pernambuco-Brasil). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA,1, Recife, 1978. **Anais...** Recife, 1980. p.73-85.

.; LIRA, M. E. F.; SILVA, J. E. Condições hidrológicas do Canal de Santa Cruz, Itamaracá, PE. **Boletim de Recursos Naturais**, Recife, v. 11, n. 12, p. 55-92, 1973.

.; MELO, H. N.; COSTA, K. M. P. Estudo ecológico da Região de Itamaracá, Pernambuco, Brasil. XXIII. Condições hidrológicas do Rio Botafogo. **Trabalhos Oceanográficos**, Recife, v. 17, p. 81-122, 1982.

MAIA, E. P. Progresso e perspectivas da carcinicultura marinha brasileira. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE CULTIVO DE CAMARÃO, 4, João Pessoa, 1993. **Anais...** João Pessoa, 1993, p.185-196.

_____.; ROCHA, I. P. **Cultivo de camarões marinhos no Brasil: realidade e perspectivas**. João Pessoa: MCR AQUACULTURA LTDA, 1995. 50 p.

_____. *et al.* Estudo preliminar sobre o cultivo super-intensivo de *Litopenaeus vannamei*. **Revista da ABCC**, Ano 2, v. 3, p. 25-31. 2000.

- MANI, P. Phytoplankton in Pichavaram mangroves, east coast of India. **Indian Journal of Marine Sciences**, v. 23, p. 22-6, 1994.
- MARQUES, L. C. *et al.* O efeito de altas salinidades sobre o cultivo do camarão da espécie *Litopenaeus vannamei* (BOONE, 1931), em condições de laboratório. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 11, Recife, 1999. **Anais...** Recife, 1999. P. 581-588.
- MARTINEZ-CORDOVA, L. R.; VILLAREAL, H. C.; PORCHAS, M. A. Culture of shrimp *Penaeus vannamei* without food in a discharge lagoon of a shrimp farm. **World Aquaculture**, Baton Rouge: v. 27, p. 68-69, 1995.
- MASSAUT, L. **Mangrove management and shrimp aquaculture**. Auburn:Alabama Agricultural Experimental Station, 1999. Research and Development Series, No. 44.
- MATSUDA, K.; BOYD, C. E. Phosphorus fractions in soil and water of aquaculture ponds built on clayey ultisols at Auburn, Alabama. **Journal of the World Aquaculture Society**, Baton Rouge: v. 25, p. 379-395, 1994.
- McINTOSH, D. J. Mangroves and coastal aquaculture: doing something positive for the environment. **Aquaculture Asia**, Amsterdam: v. 1, n. 20, p. 1-8, 1996.
- McINTOSH, R. P.; DRENNAM, D. P.; BOWEN, B. M. Belize Aquaculture: development of a intensive sustainable, environmentally friendly shrimp farm in Belize. In: Central American Symposium on Aquaculture, 5, San Pedro, Honduras, 1999. **Proceedings...** San Pedro, Honduras, 1999. p.85-99.
- McLUSCKY, D. S. **Ecology of estuaries**. London: Heinemann Educational Books, 1971. 144p.
- MEDEIROS, C. **Circulation and mixing processes in the Itamaracá estuarine system, Brazil**. Columbia, 1991. 131p. Tese (Doutorado em Philosophy). University of South Carolina. USA.

MENDES, P. P. **Estatística aplicada à aqüicultura**. Recife: Bagaço, 1999. 265p.

MERKENS J. C.; DOWING, K. M. The effect of tension of dissolved oxygen on the toxicity of unionized ammonia to several species of fish. **Annals of Applied Biology**, v. 45, p.521-527, 1957.

MILLER, M. Shrimp aquaculture in Mexico. **Food Research Institute Studies**. v. 22, n. 1, 1990.

MOHAMED, K. H.; RAO, P. V. Estuarine phase in the history of the commercial prawns of the West Coast of India. **Journal of Marine Biological Association, India**, v. 13, n. 2, p149-161,1971.

MOREIRA, M. O. P. **Produção do fitoplâncton em um Ecossistema Estuarino Tropical: estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará**. Recife, 1994, 338 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia), Departamento de Oceanografia, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, 1994.

MOURA, G. F. **Comportamento diurno e sazonal de parâmetros fitoplanctônicos e hidrológicos no estuário do Rio Paraíba do Norte, Estado da Paraíba, Brasil**. Recife, 1992. 204f. Tese (Mestrado em Oceanografia Biológica). Departamento de Oceanografia, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, 1992.

NASCIMENTO, F. C. R. do; FEITOSA, F. A. do N.; MUNIZ., K. Avaliação do padrão sazonal e espacial da densidade fitoplanctônica e parâmetros ambientais na Bacia do Pina. PE-Brasil. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 13, São Paulo, 2000. **Resumos...** São Paulo, 2000.

_____. *et al.* Disponibilidade nutricional da Bacia do Pina e Rio Tejió (Recife-Pernambuco-Brasil), em relação aos nutrientes e biomassa primária. **Tropical Oceanography**, v. 30, n. 1, (no prelo), 2002.

NATURE CONSERVANCY COUNCIL - NCC. **Fish farming and the Scottish freshwater environment**. Edinburgh: Nature Conservancy Council; Institute of Aquaculture - University of Stirling, 1990. 285p.

NEDWELL, D. B. Inorganic nitrogen metabolism in a eutrophicated tropical mangrove estuary. **Water Research**, v. 9, p. 221-231, 1973.

NEIL, W. H.; BRYAN, J. D. Responses of fish to temperature and oxygen, and response integration through metabolic scope. In: BRUNE, D. E.; TOMASSO, J. R. (Ed.). **Advances in World Aquaculture**: World Aquaculture Society. v.3 p. 30-57. 1991.

NEORI, A.; KROM, M. D.; COMEN, I.; GORDIN, H. Water quality conditions and particulate Chlorophyll *a* of a new intensive seawater fishpond in Eilat, Israel: daily and diel variations. **Aquaculture**, v.80, p. 63-78, 1989.

NINAWÉ, A. S. Coastal aquaculture versus environment: pros and cons. **Infofish International**, v.2, p.43-47, 1999.

NUNES, A. J. P. Qualidade da água na carcinicultura marinha. In: WORKSHOP DO ESTADO DO CEARÁ SOBRE CULTIVO DE CAMARÕES MARINHOS, I, Fortaleza, Ceará, 1996. **Anais...**, Fortaleza: 1996, p. 46-58.

_____. Interaction of diel water quality variations with the feeding rhythm and growth of the southern brown shrimp *Penaeus subtilis* in a semi-intensive culture system In: AQUICULTURA BRASIL'98, Recife, 1998. **Anais...**, Recife, 1998, p. 193-211.

NUÑEZ-PASTÉN, A. **Crecimiento del camarón *Penaeus vannamei*, *P. stylirostris*, *P. californiensis* y su relación con factores ambientales (temperatura y salinidad) en las lagunas de Huizache y Caimanero, Sinaloa, México**. México, 1988. 82 p. Master of Science (Thesis), Universidad Nacional Autónoma de México, 1988.

ODUM, W.E.; HEALD, E. J. Mangrove forests and productivity. In: HASLER, A. D. (Ed.). **Coupling of Land and Water Systems**. New York: Springer-Verlag. 1975. p.129-136.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Interamericana, 1985.

OLIVEIRA, D. B. F. Nichemeral variation of phytoplankton in penaeid culture ponds. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE CULTIVO DE CAMARÃO, 3, João Pessoa, 1989. **Anais....**, João Pessoa, 1989. V.1, p. 419-424.

OLIVERA, A. Os moluscos bivalves e a biorremediação dos impactos da carcinicultura. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro: v. 11, n. 65. p. 37-39, 2001.

OLSEN, B. S. Struggling with a emerge analysis: shrimp mariculture in Equador. In: HALL, C. A. S. (Ed.). **Maximum power**. Colorado (USA): University Press of Colorado, 1995. p. 207-215.

ONG, J. E. Mangroves and aquaculture in Malaysia. **Ambio**, v.11, p. 253-257, 1982.

OTTONI NETO, T. B. **Os efeitos da poluição das águas e seu controle**. Aracaju: Secretaria Executiva do Conselho Executivo de Controle de Poluição, 1976. 51p.

PETRAGLIA-SASSI, S. C. **Moluscos do Estuário do Rio Paraíba do Norte, Estado da Paraíba, Brasil**: taxonomia e algumas considerações ecológicas. João Pessoa, 1986. 133 f.

PHILLIPS, M. J.; KWEI LIN, C.; BEVERIDGE, M. C. M. Shrimp culture and the environment: lessons from the world's most rapidly expanding warmwater aquaculture sector. In: PULLIN, R. S. V.; ROSENTHAL, H.; MACLOAN, J. L. (ED.). **Environment and aquaculture in developing countries**. Bangkok: ICLARM, 1993. p.171-197.

.; MACINTOSH, D. J. Aquaculture and the environment: challenges and opportunities. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON AQUACULTURE, Kuala Lumpur, 1996. **Proceedings...** Kuala Lumpur, Infofish Aquatech'96, 1996. p.159-170.

PILLAY, T. V. R. **Aquaculture and the environment**. New York: John Wiley, 1997. 189p.

PRIMAVERA, J. H. Giant tiger prawn *Penaeus monodon* culture in the Philippines: economic, ecological and social consequences. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE CULTIVO DE CAMARÃO, 3, João Pessoa, 1989. **Anais...** João Pessoa: 1989. v. 1, p. 77-140.

.; Intensive shrimp farming in the Philippines: ecological, social and economic implications. **Ambio: A Journal of The Human Environment, Research And Management**, v.20, p.28-33,1991.

.; PITOGO, M. R.; LADIA, J. M. A survey of chemical and biological products used in intensive prawn farms in the Philippines. **Marine Pollution Bulletin**, v.26, p. 35-40, 1993.

PULLIN, R. S. V. Third world aquaculture and the environment **Naga: The Iclarm Quarterly**, v.12, n. 1, p.10-18, 1989.

QASIM, S. Z.; WAFAR, M. V. M. Marine resources in the tropics. In: FURTADO, J. I.; MORGAN, W. B.; PFAFFLIN, J. R.; RUDDLE, K. (Ed.). **Tropical Resources: ecology and development**. London: Harwood Academic, 1990. p.141-69.

QUEIROZ, J. F.; KITAMURA, P. C. Sustentabilidade ambiental do camarão marinho brasileiro cultivado: gestão ambiental e demandas de pesquisa. **Revista da ABCC**. A 3, n. 3. p. 68-74, 2001.

RANDALL, D. J. The impact of variations in water pH on fish. In: BRUNE, D. E.; TOMASSO, J. R. (Ed.). **Aquaculture and water quality**. Baton Rouge: The World Aquaculture Society, 1991. p. 90-104. *Advances in World Aquaculture*, v. 3.

REVISTA DA ABCC. Recife: Associação Brasileira dos Criadores de Camarão, a. 3, n. 3, dez. 2001.

ROCHA, I. P.; *et al.* Considerações sobre a carcinicultura brasileira. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE CULTIVO DE CAMARÃO, 3, João Pessoa, 1989. **Anais...** João Pessoa, 1989. v.1, p.227-313.

ROCHA, I. P. **Aqüicultura**: realidade mundial e perspectivas para o Brasil. Brasília: Câmara dos Deputados, 1995. Palestra proferida no Seminário "A pesca no Brasil", Brasília, em 23/1/1995.

.; ROCHA, M. M. R. M.; FREITAS, C. M. C. Panorama da aqüicultura brasileira: situação da região Nordeste. In: WORKSHOP INTERNACIONAL DE AQUICULTURA, I. São Paulo. 1997. **Anais...** p.14-55,1997.

.; MAIA, E. P. Carcinicultura marinha brasileira – situação atual e perspectivas de crescimento. In: AQUICULTURA BRASIL'98, Recife, 1998. **Anais...** v. I. p.213-235,1998.

_____.; MAIA, E. P. Recentes avanços da carcinicultura marinha brasileira. In: CONTRIBUIÇÕES ao desenvolvimento da aqüicultura, em especial, da carcinicultura marinha do Brasil. João Pessoa: MCR Aquacultura, 1998. p. 1-17.

.; RODRIGUES, J. Carcinicultura marinha: uma nova realidade para o fortalecimento do setor primário do nordeste brasileiro. **Revista da ABCC**, A 2, n. 3, p. 32-36, 2000.

ROHLF, F. J.; FISHER, D. L. Test for hierarchical structure in random data sets. **Systematic Zoology**, v.17, p.407-412, 1968.

ROSEBOOM, D. P.; RICHEY, D. L. **Acute toxicity of residual chlorine and ammonia to some native Illinois fishes**. Illinois (USA): Illinois State Water Survey, 1977. Report of Investigation, 85.

ROSENTHAL *et al.* **Report of the ad hoc study group on environmental impact of mariculture**: ICES Cooperative Research Report. Copenhagen: ICES, 1988. 83p.

RUSSO, R. C.; TURSTON, R. V. Toxicity of ammonia, nitrite e nitrate to fishes. In: BRUNE. D. E.; TOMASSO, J. R. (Ed.). **Aquaculture and Water Quality**. Baton Rouge:The World Aquaculture Society, 1991. p. 58-89. *Advances in World Aquaculture*, v. 3.

RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V.; EMERSON, K. Acute toxicity of nitrite to rainbow trout (*Salmo gairdneri*): effect of pH, nitrite species, and anion species. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 38, p. 387-393, 1991.

SÁ-NUNES, W. P.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Produtividade primária fitoplanctônica e variação de parâmetros limnológicos ao longo do dia, em tanques de cultivo planctônico da Estação de Hidrologia e Piscicultura de FURNAS. **Acta Limnológica Brasiliense**, v. 9, p. 83-91, 1997.

SANDIFER, P. A.; HOPKINS, J. S.; BROWDY, C. L. Reduction or elimination of water exchange for intensive shrimp farming. In: AQUACULTURE'96, Bangkok, 1996. **Anais...** Bangkok: Meeting of the World Aquaculture Society, 1996. p. 356.

SASSI, R.; Phytoplankton and environmental factors in the Paraíba do Norte River Estuary, northeastern Brazil. Composition, distribution and quantitative remarks. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v. 39, n. 2, p. 93-115. 1991.

.; WATANABE, T. Subprojeto: Levantamento das Condições Físicas e Químicas. In: UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA. **Projeto Estuário: Estudos ecológicos no estuário do Rio Paraíba do Norte**. Paraíba, Brasil. João Pessoa: UFPB/NEPREMAR, 1980. p. 8-71. Relatório Técnico Final.

SCURA, E. D. Dry season production problems in shrimp farms in Central America and Caribbean basin. In: AQUACULTURE'95, Baton Rouge, 1995. **Proceedings...** Baton Rouge (USA): The World Aquaculture Society, 1995. p. 200-213.

SCHWARTZ, M. F.; BOYD, C. E. Channel catfish pond effluents. **Progressive Fish-Culturist**, v. 56, p. 273-281, 1994.

SILVA, A. L. N. da. **Tilápia vermelha (Híbrido de *Oreochromis* spp) e Camorim *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792)**: Aspectos biológicos e cultivo associado na região Nordeste do Brasil. São Carlos, 1996. 200p. Tese (Doutorado) Universidade Federal de São Carlos, 1996.

SILVA, S. G.; NASCIMENTO, A. E.; OKADA, K.; MESSIAS, A. S. Recursos bênticos do manguezal do Rio Formoso, Pernambuco, Brasil. Aspectos sustentáveis. In: CONGRESSO LATINOAMERICANO SOBRE CIÊNCIAS DO MAR, 8, Trujillo, Peru, 1999. **Anais...** Trujillo, 1999. Tomo I, p. 951-952.

SINGH, T. Benefits of sustainable shrimp culture. **Infofish International**, v. 3, p.25-32, 1999.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Limnologia dos sistemas de cultivo. In: VALENTI, W. C. (Ed.). **Carcinicultura de Água Doce: Tecnologia para Produção de Camarões**. Brasília: IBAMA/FAPESP, 1998. Cap. 3, p..47-75.

SIRIVASTAVA, P. Environmental trade-offs in mangrove forest management. In: KATO, I. et al (Ed.). **Environmental protection and coastal zone management in Asia and the Pacific**. Tokyo: University Press, 1985. p. 105-123.

SNEDAKER, S. C. Mangroves: their value and perpetuation. **Nature and Resources**, v. 14, n.3, p. 6-13, 1985.

SOUTHGATE, D.; WHITAKER, M. Promoting resource degradation in Latin America: tropical deforestation, soil erosion and coastal ecosystem disturbance in Ecuador. **Economic Development and Culture Change**, v. 40, p. 787-807, 1999.

STANLEY, B. Thailand shrimp farming brings wealth problems. **Aquaculture News**, v.6, p.28-32, 1993.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A manual of seawater analyses. **Bulletin Fisheries Research Board of Canada**, Ottawa, v.125, p. 1-205, 1965.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A practical handbook of seawater analyses. **Bulletin Fisheries Research Board of Canada**, Ottawa, v.167, ^{2a} Ed., 311p, 1972.

SVERDRUP, H. V.; JOHNSON, M. W.; FLEMING, R. H. **The oceans**. 8a ed. New York: Prentice Hall, 1958. 1087p.

TACON, A. G. J.; PHILLIPS, M. J.; BARG, U. C. **Aquaculture feeds and the environment: the Asian experience**. Denmark: 1994. Paper presented at the "Fish nutrition and environment" meeting, Denmark, May, 1994.

TEICHERT-CODDINGTON, D. Estuarine water quality and sustainable shrimp culture in Honduras. In: AQUACULTURE'95, Baton Rouge, 1995. **Proceedings...** Baton Rouge: World Aquaculture Society, 1995. p. 144-156.

_____.; RODRIGUEZ, R. R.; TOYOFUKU, W. Cause of cyclical variation in Honduras shrimp production. **World Aquaculture**, Baton Rouge: v.25, n.1, p 5761, 1994.

THURSTON R. V.; RUSSO, R.; C.; VINOGRADOV G. A. Ammonia toxicity to fishes: effect of pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species. **Environmental Science and Technology**, v. 15, p.837-840, 1981.

TOBEY, J.; CLAY, J.; VERGNE, P. **The economic environmental and social impacts of shrimp farming in Latin America. Coastal Management Report 2002:** Coastal Resources Management Project II. Island: Coastal Resources Center/ University of Rhode Island, 1998. 62p.

TOMASSO, J. R. Environmental requirements of aquaculture animals- a conceptual summary. **World Aquaculture**, v.27, n. 2, p. 27-31, 1996.

TOOKWIMAS, S.; MALEM, F.; SONGSANGJINDA, P. Quality and quantity of discharged water from intensive marine shrimp farms at Kung Krabaen Bay, Chanthaburi Province, eastern Thailand. In: JOINT SEMINAR OF MARINE SCIENCE, Thailand, 1995. **Proceedings...** Thailand: 1995. p. 30-40.

TRAVASSOS, P. E. P. F. **Hidrologia e biomassa primária do fitoplâncton no estuário do rio Capiraribe (Recife-Pernambuco)**. Recife. 1991. 288p. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica). Departamento de Oceanografia, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, 1991.

TROTT, L. A.; ALONGI, D. M. Variability in surface water chemistry and phytoplankton biomass in two tropical, tidally dominated mangrove creeks. **Marine Freshwater Research**, v. 50, p. 451-7, 1999.

TWILLEY, R. R. Impacts of shrimp mariculture practices on the ecology of coastal ecosystems in Ecuador. In: OLSEN, S.; ARRIAGA, L. (Ed.). **Establishing a sustainable shrimp mariculture in Ecuador**. Rhode Island: The University of Rhode Island, 1989. p. 91-120.

UNESCO. **International Oceanographic Table**. Wormy. V.2, 1973. 141p.

VALENTI, W. C. Sistemas de produção na fase de crescimento final. In: VALENTI, W. C. (Ed.). **Carcinicultura de Água Doce: Tecnologia para a Produção de Camarões**. São Paulo: FAPESP; Brasília: IBAMA, 1998. p. 165-77.

VAZOLLER, R. F. Microbiologia e saneamento ambiental. In: WORKSHOP BIODIVERSIDADE – PERSPECTIVAS E OPORTUNIDADES TECNOLÓGICAS, São Paulo, 1996. **Anais...** São Paulo: Convênio PADCT/FINEP (Edital SBIO), 1996. Capítulo 9.

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

WANG, Q.; YANG, C. YU, Y. The shrimp farming industry in China: past development, present status, and perspectives on the future. In: BROWDY, C, L.; HOPKINS, J. S. **Swimming through troubled water. Proceedings of Special Session on Shrimp Farming Aquaculture'95**. Baton Rouge (USA): World Aquaculture Society, 1995. p. 1-12.

WARD, G. H. Estuary hydrography and assimilative capacity: procedures for determination of limits on shrimp aquaculture in Golfo de Fonseca. In: ENCUESTRO REGIONAL SOBRE EL DESARROLLO SOSTENIDO DEL GOLFO DE FONSECA Y SUS CUENCAS, Austin, 1994. **Anais...** Austin: Center for Research in Water Resources, The University of Texas, 1994. p.145-156.

WEDWMEYER, G. A.; YASUTAKE, W. T. Prevention and treatment of nitrite toxicity in juvenile steelhead trout (*Salmo gairdneri*). **Journal of Fisheries Research Board of Canada**, v. 35, p. 822-827, 1978.

WESTON, D. P. The effects of aquaculture on indigenous biota. In: BRUNE, D. E.; TOMASSO, J. R. (Ed.). **Aquaculture and Water Quality**. Baton Rouge: The World Aquaculture Society, 1991. p. 534-567. *Advances in World Aquaculture*.

WHEATON F. W. **Aquacultural engineering**. New York: John Wiley & Sons, 1977. 707p.

WHEELER, P. A.; KOKKINAKIS, S. A. Ammonium recycling limits nitrate use in the oceanic Pacific. **Limnology Oceanography**, Lawrence, 35, n. 6, p. 1267-1278. 1990.

WOLANSKI, E.; RIDD, P. Mixing and trapping in Australian tropical coastal waters. In: CHENG, R. T. (Ed.). **Residual currents and lon-term transport: Coastal and Estuarine Studies**. New York: Springer-Verlag, 1990. p.165-183.

WOOD, E. J. F.; CORCORAN, E. F. Diurnal variation in phytoplankton. **Bulletinn of Marine Science**, Florida, v. 16, n. 3, p. 383-403, 1966.

WUHRMANN, K.; WOKER, H. Beitrage zur Toxikologie der Fische. VIII. Uber die Giftwirkungen von Ammoniak-und Zyanidlosungen mit Verschiedener Sauerstoffspannung und Temperatur and Fische(Contribution to the toxicology of fishes. VIII. On the toxic effectes of ammonia and cyanide solutions on fish at different oxygen tensions and temperatures). **Schweizerische Zeitschrift fur Hydrology**, v. 15, p.235-260, 1953. (English translation).

ZEIN-ELDIN, Z. P.; ALDRICH, D. V. Growth and survival of postlarval *Penaeus aztecus* under controlled conditions of temperature and salinity. **Biology Bulletin**, v. 129, p. 199-216, 1965.

ZHANG, J. Z. The use of pH and buffer intensity to quantify the carbon cycle in the ocean. **Marine Chemistry**, v.70, p.121-131, 2000.

ZIEMANN, D. A. *et al.* A survey of water quality characteristics of effluents from Hawaiian aquaculture facilities. **Journal of World Aquaculture Society**, Baton Rouge: v. 23, p. 180-191, 1992.

ZIMMERMANN, S. Manejo da qualidade de água e de solo dos viveiros. In: VALENTI, W. C. (Ed.). **Carcinicultura de água doce**: Tecnologia para produção de camarões. São Paulo: FAPESP; Brasília: IBAMA, 1998. p. 217-238.

ANEXOS

ANO											
1989											
										1997	1998
										36,0	39,4
										50,7	52,5

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
PROD.	16,5	16,8	18,3	21,3	24,5	27,7	31,3
VALOR U\$.10⁶	25,6	27,6	29,9	33,2	36,5	41,3	45,1

Fonte: FAO, 2000.

Tabela 1 - Produção mundial de pescado (1989/1998) através da aqüicultura. (Milhões/toneladas)

Fonte : FAO, 2000.

Tabela 2 – Produção da aqüicultura por continentes em 1998.

CONTINENTES	PRODUÇÃO (Milhões/toneladas)
ÁFRICA	0,19
AMÉRICA DO NORTE	0,66
AMÉRICA DO SUL	0,67
ÁSIA	35,80
EUROPA	2,00
OCEANIA	0,14

PAÍSES

Tabela 3 – Principais produtores de camarão marinho cultivado na última década (Mil-toneladas).

	ANO									
	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
TAILÂNDIA	119,5	162,0	184,9	225,5	265,5	260,7	240,3	227,5	252,7	230,0
CHINA	184,8	219,6	206,9	87,8	63,9	78,4	88,8	102,9	143,1	170,8
VIETNAM	31,0	35,6	37,8	42,0	45,0	52,0	60,0	106,0	116,0	131,8
EQUADOR	76,4	105,2	113,1	83,4	86,7	105,6	107,9	132,7	144,0	119,7
INDONÉSIA	107,3	140,1	141,7	138,8	135,0	146,6	151,7	167,4	118,1	119,1
ÍNDIA	29,0	35,5	40,0	72,2	91,2	97,5	95,1	65,6	81,1	114,7
BANGLADESH	18,6	19,5	21,0	28,5	28,8	34,0	49,3	56,5	66,1	81,1
FILIPINAS	54,0	51,4	78,4	95,8	92,6	90,5	78,7	41,6	37,8	35,9
MÉXICO	4,4	5,1	8,3	11,1	13,4	15,9	13,3	17,4	23,7	29,1
BRASIL	1,7	2,0	2,1	2,1	2,1	2,0	3,3	3,6	7,2	16,7

Fonte: ABCC, 2001..

Tabela 4 – Produção de camarão cultivado no Brasil

	ANO				
	1997	1998	1999	2000	2001
Área de viveiros (ha)	3.548	4.320	5.200	6.250	8.500
Produção (t)	3.600	7.250	15.000	25.000	40.000
Produtividade (kg/ha/ano)	1.015	1.680	2.885	4.000	4.705

Fonte: ABCC, 2002.

Tabela 5 – Dados hidrológicas nas estações de coleta (1, 2, 3, 4, 5, VB2 e V15) durante o ano de 2000

Dados	Data	Estação 1		Estação 2		Estação 3		Estação 4		Estação 5		Viveiro B2		Viveiro 15	
		BM	PM	C	D	C	D								
Transparência (m)	22/03/00	0,70	0,90	0,70	0,90	0,60	1,00	0,20	0,50	–	–	0,40	0,50	0,40	0,40
	14/04/00	0,40	0,80	0,40	0,50	0,30	0,40	0,30	0,40	0,40	0,40	0,50	0,50	0,40	0,40
	30/06/00	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	–	–	–	–	0,50	0,50	0,20	0,20
	14/08/00	0,50	0,80	0,50	0,60	0,30	0,60	0,10	–	0,10	–	0,50	0,50	0,50	0,30
	27/10/00	0,80	0,70	0,50	0,80	0,50	0,70	–	–	–	–	0,70	0,70	0,70	0,50
	09/12/00	0,50	1,00	0,60	0,80	0,50	0,70	–	–	–	0,80	0,40	0,40	0,40	0,40
pH	22/03/00	8,58	8,59	9,00	8,65	8,63	8,64	8,91	8,98	–	–	9,00	9,06	9,20	9,24
	14/04/00	7,89	8,44	8,02	8,36	8,35	8,45	8,53	8,41	8,32	8,21	8,65	8,29	8,49	8,56
	30/06/00	7,75	8,69	8,07	8,26	8,54	8,02	8,51	8,36	8,66	8,74	8,47	8,35	8,33	8,45
	14/08/00	8,04	8,34	7,91	8,48	8,14	8,43	7,93	8,64	8,79	8,56	8,36	8,45	8,69	8,38
	27/10/00	8,01	8,22	8,48	8,30	8,40	8,37	8,13	8,25	8,17	8,26	8,47	8,42	8,20	8,65
	09/12/00	7,96	8,05	7,95	8,17	8,35	8,05	8,00	8,04	7,89	8,19	8,36	8,27	8,11	8,23
Temperatura (°C)	22/03/00	29,0	29,0	30,4	29,5	30,0	29,4	30,0	28,4	–	–	30,3	30,2	30,2	30,4
	14/04/00	29,0	29,0	28,0	29,0	28,0	29,0	29,8	28,7	28,9	29,7	30,0	30,0	29,0	31,7
	30/06/00	25,8	26,0	26,0	25,5	26,5	26,0	26,7	27,1	27,1	27,1	28,0	28,0	27,4	27,6
	14/08/00	27,0	27,0	26,5	26,8	26,5	26,8	27,6	26,5	27,4	26,4	27,0	26,8	27,9	27,9
	27/10/00	28,1	28,0	28,0	28,0	28,1	28,0	28,2	28,9	28,0	28,2	29,1	29,0	28,5	28,5
	09/12/00	28,8	29,2	28,2	29,3	28,0	29,2	30,5	30,0	28,5	30,5	30,0	29,0	29,0	29,0

BM = Baixa mar; PM = Preamar; C = Captação; D = Descarga

Tabela 5 – Dados hidrológicas nas estações de coleta (1, 2, 3, 4, 5, VB2 e V15) durante o ano de 2000 (Continuação)

Dados	Data	Estação 1		Estação 2		Estação 3		Estação 4		Estação 5		Viveiro B2		Viveiro 15	
		BM	PM	C	D	C	D								
Salinidade (ps)	22/03/00	28,87	29,68	20,85	27,80	13,37	26,74	14,16	28,87	–	–	28,34	24,41	29,95	29,95
	14/04/00	26,19	26,46	5,85	25,94	2,13	20,90	8,56	17,38	14,16	24,33	24,91	29,33	25,40	25,94
	30/06/00	10,49	11,04	1,39	9,68	0,22	3,86	0,81	4,19	2,09	5,38	8,40	9,95	10,66	12,64
	14/08/00	18,99	17,92	8,56	13,10	0,96	11,76	4,86	10,15	5,92	13,64	17,13	17,38	15,50	15,50
	27/10/00	25,40	24,06	13,37	23,93	4,28	20,59	8,29	18,18	16,84	22,06	22,72	23,79	22,72	22,59
	09/12/00	24,33	26,20	12,57	26,07	5,21	23,53	5,88	10,58	20,85	25,00	24,06	24,33	24,20	24,06
Oxigênio dissolvido (mL.L ⁻¹)	22/03/00	0,51	3,17	3,68	2,63	2,28	2,20	0	0	–	–	4,36	5,47	4,83	4,42
	14/04/00	0	2,75	1,93	2,54	0,92	1,37	0	0,40	0	2,27	5,24	6,39	5,54	6,64
	30/06/00	3,97	3,04	1,03	2,59	0,53	2,05	0	2,08	2,63	2,96	7,03	6,83	6,02	7,41
	14/08/00	2,90	4,22	0,92	3,34	0,49	2,49	0	1,46	3,97	3,12	6,19	7,14	5,89	3,53
	27/10/00	2,68	3,35	4,19	3,18	2,20	3,20	0	1,10	0,71	3,25	7,10	6,81	4,74	5,69
	09/12/00	3,79	3,54	3,8	3,00	2,61	3,02	0	2,02	1,96	3,20	7,94	5,22	5,43	6,12
Saturação de Oxigênio (%)	22/03/00	11,12	69,42	78,54	57,46	46,39	47,71	0	0	–	–	96,80	122,00	108,00	99,16
	14/04/00	0	59,16	35,65	54,48	17,35	28,58	0	0	0	0	113,61	138,10	118,48	148,79
	30/06/00	73,91	56,98	18,28	47,74	9,43	38,89	0	38,25	47,46	54,80	134,48	131,79	115,41	144,14
	14/08/00	57,85	83,68	17,16	64,23	8,75	47,53	0	27,47	73,67	59,76	122,20	140,66	117,02	70,17
	27/10/00	56,46	69,93	82,41	66,34	41,20	65,52	0	22,30	14,24	67,32	150,70	143,50	99,04	118,80
	09/12/00	80,30	76,29	74,66	64,71	49,07	64,13	0	42,30	40,53	69,97	171,30	111,00	115,40	129,90

BM = Baixa mar; PM = Preamar; C = Captação; D = Descarga

Tabela 5 – Dados hidrológicas nas estações de coleta (1, 2, 3, 4, 5, VB2 e V15) durante o ano de 2000 Continuação)

Dados	Data	Estação 1		Estação 2		Estação 3		Estação 4		Estação 5		Viveiro B2		Viveiro 15	
		BM	PM	BM	PM	BM	PM	BM	PM	BM	PM	C	D	C	D
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg.L⁻¹)	22/03/00	2,49	1,43	3,05	0,52	3,53	0,69	30,11	9,38	–	–	5,85	5,76	3,01	7,05
	14/04/00	7,06	1,93	4,16	1,16	6,30	0	19,27	8,34	7,31	1,29	5,32	8,96	5,78	6,47
	30/06/00	2,23	3,60	6,09	0,64	3,52	0,99	15,27	2,40	3,69		5,95	0,56	5,36	5,36
	14/08/00	2,70	0,77	5,57	2,66	9,65	0,69	26,06	4,03	1,12	0,77	6,39	6,65	6,52	8,23
	27/10/00	0,44	0,86	5,30	0,90	5,45	0,97	12,20	5,19	9,18	0	5,40	5,43	6,77	7,55
	09/12/00	0,40	0	0,50	0,78	5,49	0,94	34,01	3,39	4,30	3,99	6,31	2,40	6,82	0
Amônia-N (μmol.L⁻¹)	22/03/00	4,600	2,773	4,088	3,535	13,621	5,230	48,167	27,756	–	–	0,728	0,274	2,676	0,600
	14/04/00	0,508	5,043	11,766	3,745	12,572	5,403	46,675	19,567	46,67	3,989	0,080	0,270	1,075	0,001
	30/06/00	2,573	2,906	11,120	2,357	13,020	5,424	44,690	4,409	9,486	4,288	0,207	0,108	2,208	0,346
	14/08/00	3,050	1,797	21,396	2,883	46,675	7,486	45,972	8,157	2,366	2,824	0,017	0,013	0,015	0,552
	27/10/00	1,865	2,452	6,051	1,492	13,242	3,063	46,606	20,976	15,977	2,019	0,075	0,119	0,323	0,007
	09/12/00	5,731	5,434	10,133	3,537	17,957	7,891	45,961	58,980	7,761	4,043	0	0,522	0	0,395
Nitrito-N (μmol.L⁻¹)	22/03/00	0,666	1,462	0,389	1,363	0,275	1,493	0,064	0	–	–	0,584	0	0,908	0,581
	14/04/00	1,661	1,615	0,823	2,007	1,195	1,103	0,013	0,007	0,016	1,259	0,051	0,101	0,015	0,019
	30/06/00	1,089	2,162	1,173	1,266	1,174	3,391	0,008	2,999	4,066	2,052	0,059	0,024	1,195	0,017
	14/08/00	1,462	0,882	0,025	1,074	0,030	0,551	0,096	0,739	0,835	1,143	0,165	0,035	0,017	0
	27/10/00	0,539	0,471	1,410	0,364	1,000	0,538	1,846	0,600	0,061	0,340	0	0	0,260	0
	09/12/00	3,354	2,014	1,032	1,827	0,549	2,435	0,287	0,237	3,248	2,361	0,219	0,023	0	0

BM = Baixa mar; PM = Preamar; C = Captação; D = Descarga

Tabela 5 – Dados hidrológicas nas estações de coleta (1, 2, 3, 4, 5, VB2 e V15) durante o ano de 2000 (Continuação)

Dados	Data	Estação 1		Estação 2		Estação 3		Estação 4		Estação 5		Viveiro B2		Viveiro 15	
		BM	PM	BM	PM	BM	PM	BM	PM	BM	PM	C	D	C	D
Nitrato-N (μmolL^{-1})	22/03/00	3,673	4,633	1,170	3,712	1,293	3,101	0,643	0,920	–	–	1,630	0,650	3,435	0,813
	14/04/00	3,447	3,943	3,869	5,993	3,140	2,925	0,673	0,593	0,535	1,466	0,904	0,501	0,404	0,557
	30/06/00	14,560	25,840	3,965	21,380	3,255	31,350	0,742	25,379	44,580	25,880	3,469	1,319	0,512	0,512
	14/08/00	4,599	8,657	0,654	9,437	0,812	4,470	0,900	6,850	15,312	9,812	1,489	0,535	0,420	0,572
	27/10/00	1,913	4,952	3,835	1,854	5,321	2,238	1,131	2,930	0,642	1,702	0,625	0,525	1,678	0,675
	09/12/00	9,363	5,661	2,770	3,629	1,735	6,611	0,452	1,000	9,064	5,932	0,491	1,203	0,725	0,700
Fosfato-P (μmolL^{-1})	22/03/00	3,860	2,846	5,389	3,620	6,156	5,127	49,450	15,546	–	–	2,831	2,073	2,620	1,044
	14/04/00	6,689	3,356	5,662	3,910	6,559	4,530	49,450	14,596	16,885	5,270	1,818	2,575	2,089	1,174
	30/06/00	2,140	2,816	4,120	2,163	3,211	3,896	23,020	3,896	5,425	2,965	0,514	1,076	2,028	0,656
	14/08/00	3,836	2,648	5,319	3,001	5,872	3,404	49,448	6,167	3,277	3,207	1,889	2,330	1,303	1,546
	27/10/00	2,121	1,986	1,410	1,611	1,777	2,228	49,448	9,255	13,208	2,122	0,942	1,585	1,416	0,734
	09/12/00	4,369	3,585	3,122	3,200	3,665	4,181	49,448	20,857	5,895	3,734	2,605	1,989	2,219	1,995
Silicato-S i (μmolL^{-1})	22/03/00	26,901	34,486	59,798	42,821	78,568	55,555	114,28	66,122	–	–	38,848	42,377	32,377	39,647
	14/04/00	55,780	45,312	122,970	48,954	101,650	56,856	97,629	68,235	65,446	44,300	30,107	20,535	28,769	31,975
	30/06/00	50,492	86,839	65,498	72,669	78,978	92,794	113,12	120,52	141,55	113,62	31,135	32,393	67,242	49,239
	14/08/00	42,941	107,250	61,690	104,857	79,862	82,186	71,789	128,44	136,92	109,51	91,044	88,615	99,694	101,16
	27/10/00	38,075	33,673	66,4974	37,243	73,556	47,774	96,098	51,820	55,343	45,009	46,096	43,858	43,222	56,580
	09/12/00	45,457	32,896	46,801	40,797	83,773	42,848	68,469	54,812	48,100	46,972	21,997	15,171	50,856	57,249

BM = Baixa mar; PM = Preamar; C = Captação; D = Descarga

Tabela 5 – Dados hidrológicas nas estações de coleta (1, 2, 3, 4, 5, VB2 e V15) durante o ano de 2000 (Continuação)

Dados	Data	Estação 1		Estação 2		Estação 3		Estação 4		Estação 5		Viveiro B2		Viveiro 15	
		BM	PM	C	D	C	D								
Clorofila <i>a</i> (mg.m ⁻³)	22/03/00	15,88	9,00	81,32	10,34	72,96	11,32	21,12	29,88	–	–	35,68	33,88	14,80	26,64
	14/04/00	2,38	8,52	23,95	5,52	19,05	4,80	12,75	18,84	12,30	3,08	79,28	92,55	82,75	66,10
	30/06/00	1,40	5,96	8,15	3,35	0,60	5,80	13,12	8,20	16,10	9,14	24,04	16,08	14,24	28,50
	14/08/00	0,92	14,52	1,36	8,52	5,24	18,08	11,47	19,24	15,68	10,12	46,40	48,53	41,73	35,67
	27/10/00	23,60	15,76	91,52	14,36	29,84	25,24	19,35	20,64	24,60	20,48	37,75	40,58	28,88	71,90
	09/12/00	14,64	16,12	98,50	23,40	18,00	28,08	37,50	40,40	17,40	18,32	103,52	82,00	65,20	144,13

BM = Baixa mar; PM = Preamar; C = Captação; D = Descarga

Tabela 6 - Dados hidrológicos médios obtidos nos viveiros B2 e 15 durante o ano 2000.

Variáveis	Viveiro Data	B2	Viveiro 15
Transparência (m)	22/03/2000	0,45	0,40
	14/04/2000	0,50	0,40
	30/06/2000	0,50	0,20
	14/08/2000	0,50	0,40
	27/10/2000	0,70	0,60
	09/12/2000	0,40	0,40
pH	22/03/2000	9,03	9,22
	14/04/2000	8,47	8,52
	30/06/2000	8,41	8,39
	14/08/2000	8,40	8,53
	27/10/2000	8,44	8,42
	09/12/2000	8,51	8,17
Temperatura (°C)	22/03/2000	30,0	30,3
	14/04/2000	30,0	30,3
	30/06/2000	28,0	27,5
	14/08/2000	26,9	27,9
	27/10/2000	29,0	28,5
	09/12/2000	29,5	29,0
Salinidade (ps)	22/03/2000	26,37	29,95
	14/04/2000	27,12	25,67
	30/06/2000	9,17	11,65
	14/08/2000	17,25	15,50
	27/10/2000	23,25	22,65
	09/12/2000	24,19	24,13

Tabela 6 - Dados hidrológicos médios obtidos nos viveiros B2 e 15 durante o ano 2000 (Continuação).

Variáveis	Viveiro		Viveiro 15
	Data	B2	
Oxigênio dissolvido (mL.L⁻¹)	22/03/2000	4,91	4,62
	14/04/2000	5,81	6,09
	30/06/2000	6,93	6,71
	14/08/2000	6,66	4,71
	27/10/2000	6,95	5,21
	09/12/2000	6,58	5,77
Saturação de oxigênio (%)	22/03/2000	109,40	103,58
	14/04/2000	125,85	133,63
	30/06/2000	133,13	129,77
	14/08/2000	131,43	93,59
	27/10/2000	147,10	108,92
	09/12/2000	141,15	122,65
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg.L⁻¹)	22/03/2000	5,80	5,03
	14/04/2000	7,14	6,12
	30/06/2000	3,25	5,36
	14/08/2000	6,52	7,37
	27/10/2000	5,41	7,16
	09/12/2000	4,35	3,41
Amônia-N (mmol.L⁻¹)	22/03/2000	0,501	1,638
	14/04/2000	0,175	0,538
	30/06/2000	0,157	1,277
	14/08/2000	0,015	0,283
	27/10/2000	0,097	0,165
	09/12/2000	0,261	0,191

Tabela 6 - Dados hidrológicos médios obtidos nos viveiros B2 e 15 durante o ano 2000 (Continuação).

Variáveis	Viveiro	B2	Viveiro 15
	Data		
Nitrito-N (mmol.L ⁻¹)	22/03/2000	0,293	0,744
	14/04/2000	0,076	0,017
	30/06/2000	0,041	0,606
	14/08/2000	0,100	0,008
	27/10/2000	0	0,130
	09/12/2000	0,121	0
Nitrato-N (mmol.L ⁻¹)	22/03/2000	1,140	2,124
	14/04/2000	0,702	0,480
	30/06/2000	2,394	0,512
	14/08/2000	1,012	0,496
	27/10/2000	0,575	1,176
	09/12/2000	0,847	0,712
Fosfato-P (mmol.L ⁻¹)	22/03/2000	2,452	1,832
	14/04/2000	2,196	1,631
	30/06/2000	0,795	1,342
	14/08/2000	2,109	1,424
	27/10/2000	1,263	1,075
	09/12/2000	2,297	2,107
Silicato-Si (mmol.L ⁻¹)	22/03/2000	40,612	36,012
	14/04/2000	25,321	30,372
	30/06/2000	31,764	58,240
	14/08/2000	89,829	100,427
	27/10/2000	44,977	49,901
	09/12/2000	18,584	54,052

Tabela 6 - Dados hidrológicos médios obtidos nos viveiros B2 e 15 durante o ano 2000 (Continuação).

Variáveis	Data	Viveiro B2	Viveiro 15
Clorofila- <i>a</i> (mg.m ⁻³)	22/03/2000	34,78	20,72
	14/04/2000	85,91	74,42
	30/06/2000	20,06	21,37
	14/08/2000	47,46	38,70
	27/10/2000	39,16	50,39
	09/12/2000	92,76	104,66

Tabela 7 – Dados hidrológicos médios, obtidos durante uma análise nictemeral do viveiro B2.

Hora	P. Col. (m)	Secchi (m)	pH	Temp. (°C)	Sal. (os)	OD (mL.L⁻¹)	OD (%)	DBO (mg.L⁻¹)	-NH₃ (m mol.L⁻¹)	-NO₂ (m .mol.L⁻¹)	-NO₃ (mmol.L⁻¹)	-PO₄ (m mol.L⁻¹)	-SioO₂ (mmol.L⁻¹)	Clor.-a (mg.m⁻³)
10:00	0	0,5	8,09	28,4	23,27	5,09	106,61	4,97	0,194	0,120	0,604	1,746	32,471	67,42
13:00	0	0,6	8,29	28,8	23,92	5,73	121,13	5,95	0	0,048	0,281	1,610	25,343	18,60
16:00	0	0,5	8,36	28,9	23,92	7,54	159,80	7,79	0,243	0,041	0,389	1,593	28,083	54,14
19:00	0	-	8,25	28,0	23,53	5,92	123,23	7,03	0,101	0,070	0,544	1,809	28,609	59,04
22:00	0	-	8,31	28,0	23,53	4,73	98,51	6,05	0,166	0,045	0,446	1,775	25,392	44,02
01:00	0	-	8,50	27,0	23,39	3,91	80,03	3,40	0	0,053	0,054	1,202	20,871	57,50
04:00	0	-	8,15	26,0	22,86	2,95	59,21	3,67	0	0,067	0,061	1,543	19,272	53,50
07:00	0	-	8,24	27,0	22,60	2,61	53,14	1,29	0,291	0,144	0,088	1,834	29,492	52,52

Tabela 8 – Dados hidrológicos médios obtidos durante uma análise nictemeral do viveiro 15.

Hora	P. Col. (m)	Secchi (m) pH	Temp. (°C)	Sal (ps)	OD (mL.L⁻¹)	OD (%)	DBO (mg.L⁻¹)	NH₃ (mmol.L⁻¹)	NO₂ (m .mol.L⁻¹)	NO₃ (m mol.L⁻¹)	PO₄ (m mol.L⁻¹)	SiO₂ (mmol.L⁻¹)	Clor.-a (mg.m⁻³)
10:00	0	0,7 8,14	28,3	20,05	5,05	103,65	5,67	0,185	0,039	0,362	1,341	67,004	58,90
13:00	0	0,5 8,10	28,4	22,45	4,24	87,31	5,78	0,111	0,068	0,299	1,531	79,684	71,92
16:00	0	0,6 8,21	28,8	22,59	6,16	129,20	4,74	0,614	0,230	1,200	1,591	51,284	34,94
19:00	0	- 8,21	28,0	20,99	5,38	110,34	4,12	0,773	0,338	0,998	1,549	68,243	25,20
22:00	0	- 8,33	28,0	20,72	4,57	93,61	3,33	1,188	0,187	0,950	1,516	63,628	26,94
01:00	0	- 8,12	27,0	20,31	3,60	72,33	4,93	0,072	0,189	0,140	1,152	60,290	25,72
04:00	0	- 8,23	26,0	19,65	3,48	68,55	3,11	0,298	0,198	0,167	1,214	69,349	31,88
07:00	0	- 8,37	27,0	20,72	3,16	63,71	3,75	0,134	0,086	0,169	1,620	68,533	34,08

Tabela 9 - Análise dos Componentes Principais referentes aos diversos ambientes de coleta, na área estuarina do rio Paraíba do Norte (PB).

Parâmetros	Fator 1 (43,96%)	Fator 2 (34,55%)	Fator 3 (8,33%)
Transparência (m)	0,5236	0,6463	0,1435
pH	0,3749	-0,7000	0,5796
Temperatura (°C)	0,0755	-0,7650	0,5895
Salinidade (Ps)	0,7942	0,2162	0,0757
OD (mL.L ⁻¹)	0,9305	-0,3461	-0,0135
OD (%)	0,9282	-0,3538	-0,0113
DBO (mg.L ⁻¹)	-0,6396	-0,6382	-0,1458
NH ₃ (µmol.L ⁻¹)	-0,9391	-0,2947	-0,0323
N0 ₂ (µmol.L ⁻¹)	-0,1628	0,9108	0,2020
NO ₃ (µmol.L ⁻¹)	-0,0437	0,8599	0,4198
PO ₄ (µmol.L ⁻¹)	-0,7381	-0,3122	0,1166
SiO ₂ (µmol.L ⁻¹)	-0,8995	-0,1187	0,2788
Clorofila <i>a</i> (mg.m ⁻³)	0,5139	-0,7366	-0,2129

Tabela 10 – Modelos de crescimento dos camarões em dois tipos de viveiros durante três ciclos de cultivo

Viveiro	Ciclo	Modelo	R ²	EC
B2	1	W = 0,9851t - 0,9661	0,9791	a
	2	W = 0,7976t - 0,0424	0,9885	b
	3	W = 9850t - 1,0856	0,9763	a
V15	1	W = 1,1513t - 1,3032	0,9391	a
	2	W = 0,9629t - 2,3010	0,9515	b
	3	W = 1,2601t - 2,1581	0,8833	a

EC=Estadística comparativa; Letras diferentes na mesma coluna diferem estatisticamente (P<0,05)

Tabela 11 – Dados de produção de camarões durante três ciclos de cultivo no Viveiro B2

Variáveis	Ciclos de cultivo			Média	DP
	1	2	3		
Área (hectare)	2,4	2,4	2,4	2,4	0
Densidade de estocagem (PL ₂₀ /m ²)	26,2	31	28,7	28,63	2,4
Sobrevivência (%)	46,4	66,9	72,4	61,9	13,7
Duração do cultivo (dias)	87	95	87	89,67	4,62
Peso final (gramas)	11,3	10,4	10,3	10,6	0,55
Taxa de crescimento (g/semana)	0,91	0,77	0,83	0,84	0,07
Produtividade (kg/ha/ciclo)	1374	2157	2140	1890,3	447,4
Conversão alimentar aparente	2,37	1,55	1,29	1,74	0,56

DP=Desvio padrão

Tabela 12 – Dados de produção de camarões durante três ciclos de cultivo no Viveiro 15

Variáveis	Ciclos de cultivo			Média	DP
	1	2	3		
Área (hectare)	9,2	9,2	9,2	9,2	0
Densidade de estocagem (PL ₂₀ /m ²)	16,3	15,8	20	17,37	2,29
Sobrevivência (%)	65,3	33,2	45,2	47,9	16,22
Duração do cultivo (dias)	76	87	68	77	9,54
Peso final (gramas)	10,5	12,2	12,5	11,73	1,08
Taxa de crescimento (g/semana)	0,97	0,98	1,29	1,08	0,18
Produtividade (kg/ha/ciclo)	1118	640	1130	962,52	279,4
Conversão alimentar aparente	1,08	1,76	1,12	1,32	0,38

DP=Desvio padrão