

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE
PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA BIOLÓGICA

REGENERAÇÃO BÊNTECA E QUALIDADE
DE ÁGUA EM AMBIENTES SOB AÇÃO
DE CULTIVOS DE CAMARÃO
(ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS)

UBIRATAN DE FREITAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Oceanografia Biológica da Fundação Universidade Federal do Rio Grande, como requisito parcial à obtenção do título de MESTRE.

Orientador: Dr. Luis Felipe Hax Niencheski

RIO GRANDE
Março de 2006

**Dedico este trabalho à minha
família, que sempre me apoiou e
me ensinou a ter perseverança.**

“Cair está permitido. Levantar-se é obrigatório!”

Provérbio Russo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus.

À minha valiosa família: meus pais Átila e Virgínia, meus irmãos Ubirajara, Cristiane e Átila Júnior, pela força e permanente apoio que me deram desde a graduação.

Um especial agradecimento ao meu orientador Luis Felipe Niencheski, que foi mais do que isso, foi um verdadeiro amigo, apoiando e incentivando nos momentos em que mais precisei. Terás meu eterno reconhecimento Felipe.

A todos do Laboratório de Hidroquímica, onde aprendi muito e fiz grandes amizades.

Gostaria também de agradecer de forma bastante especial à Simoni, ao Boris e ao João Pedro, pelo apoio em campo e em laboratório. Esta dissertação é muito mérito de vocês também!

Ao meu amigo Vandeco, que da mesma forma, muito me ensinou, apoiou e ajudou no Laboratório.

Ao Carlos César Y. Fujita, pela amizade desde os tempos da graduação, pelo entendimento e pela postura tomada quando de meu ingresso no mestrado.

Ao prof. Lauro S. Madureira, que embora não tenha tido participação direta nesta dissertação, não poderia deixar de demonstrar meus sinceros reconhecimentos pelo seu profissionalismo e surpreendente caráter como professor e membro do Programas de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica.

Aos proprietários e funcionários da Fazenda Carcibrás, em especial, ao Toninho, pelo apoio logístico e informações prestadas durante as amostragens.

Ao pessoal da Estação Marinha de Aqüicultura (EMA), pelo apoio de montagem do cercado e manejo do cultivo no Saco do Justino, onde foi realizado um dos experimentos.

Ao Laboratório de Ecologia do Fitoplâncton e de Microorganismos Marinhos por ter possibilitado à leitura de Clorofila-*a*.

Ao Leonardo C. Rosa do Laboratório de Invertebrados Bentônicos da FURG que efetuou a identificação e contagem do bentos.

À banca examinadora pelas valiosas sugestões que contribuíram muito para a qualidade da versão final.

À CAPES, pelo apoio financeiro durante o primeiro ano como aluno do Programa de Pós-Graduação.

ÍNDICE

Página

AGRADECIMENTOS	II
LISTA DE TABELAS	VI
LISTA DE FIGURAS	VII
LISTA DE FIGURAS	VII
RESUMO	VIII
ABSTRACT	X
INTRODUÇÃO GERAL	1
1. CAPÍTULO 1	8
1.1. INFLUÊNCIA DE UM CULTIVO EM CERCADOS DO CAMARÃO-ROSA (<i>FARFANTEPENAEUS PAULENSIS</i>) SOB O METABOLISMO BÊNITICO	8
1.2. OBJETIVOS	9
1.2.1. OBJETIVO GERAL.....	9
1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	9
1.3. MATERIAL E MÉTODOS	9
1.3.1. LOCAL E CARACTERÍSTICAS DO CULTIVO	9
1.3.2. AMOSTRAGEM COM CÂMARAS BENTÔNICAS E ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	12
1.3.3. CÁLCULO DOS FLUXOS MEDIDOS NAS INCUBAÇÕES	14
1.3.4. PARÂMETROS CONSIDERADOS E MÉTODOS ANALÍTICOS	17
1.3.4.1. <i>Temperatura</i> :.....	17
1.3.4.2. <i>Salinidade</i> :	17
1.3.4.3. <i>pH</i> :.....	17
1.3.4.4. <i>Oxigênio dissolvido</i> :.....	18
1.3.4.5. <i>Nitrito ($N-NO_2^-$), nitrato ($N-NO_3^-$), fosfato ($P-PO_4^{3-}$) e silicato (SiO_4^{4-}):</i>	18
1.3.4.6. <i>Amônio</i> :	18
1.3.4.7. <i>Razão N</i>	18
1.3.4.8. <i>Clorofila-a</i> :.....	18
1.3.4.9. <i>Material em suspensão</i> :.....	18
1.3.5. MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS	18
1.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	19
1.4.1. CARACTERIZAÇÃO DA COLUNA DA ÁGUA	19
1.4.2. FLUXOS DOS ELEMENTOS DISSOLVIDOS NA INTERFACE SEDIMENTO–COLUNA DA ÁGUA	20
1.4.2.1. <i>Oxigênio</i>	20
1.4.2.2. <i>Nitrogênio inorgânico dissolvido (NID: amônio, nitrito e nitrato)</i>	27
1.4.2.3. <i>Fosfato</i>	30
1.4.2.4. <i>Silicato</i>	32
1.4.2.5. <i>Macroinvertebrados bentônicos</i>	33
1.5. CONCLUSÃO	38
2. CAPÍTULO 2	39
2.1. INFLUÊNCIA DE UM CULTIVO EM VIVEIROS DO CAMARÃO BRANCO DO PACÍFICO (<i>LITOPENAEUS VANNAMEI</i>) SOBRE O METABOLISMO BÊNITICO E A QUALIDADE DA ÁGUA.	39
2.2. OBJETIVOS	39
2.2.1 OBJETIVO GERAL.....	39

2.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	39
2.3. MATERIAL E MÉTODOS	40
2.3.1. LOCAL E CARACTERÍSTICAS DO CULTIVO	40
2.3.2. AMOSTRAGEM	42
2.3.2.1. Câmaras bentônicas e análises físico-químicas	42
2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
2.4.1. COLUNA DA ÁGUA.....	45
2.4.1.1. Caracterização geral.....	45
2.4.1.2. Ponto controle/referência (CTR).....	46
2.4.1.3. Viveiros (VIV).....	47
2.4.1.4. Bacia de sedimentação (BS).....	48
2.4.1.5. Efluente (EFL).....	50
2.4.2. SEDIMENTO	50
2.4.2.1. Carbono Orgânico Total no sedimento (COT).....	50
2.4.3. INTERFACE SEDIMENTO-COLUNA DA ÁGUA	52
2.4.3.1. Fluxos de elementos dissolvidos.....	52
2.4.3.1.1. Consumo de oxigênio pelo sedimento (COS)	53
2.4.3.1.2. Nitrogenados (amônio, nitrito e nitrato).....	57
2.4.3.1.3. Fosfato.....	59
2.4.3.1.4. Silicato.....	62
2.4.3.2. Macroinvertebrados bentônicos.....	65
2.4.3.3. Relações do COS com os nutrientes nitrogenados e com o bentos	69
2.4.3.3.1. Relação dos fluxos de amônio, nitrito, nitrato com o COS	69
2.4.3.3.2. Relação entre bentos e COS.....	75
2.5. CONCLUSÃO.....	78
3. RECOMENDAÇÕES:.....	80
4. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS:	81
5. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	84

Lista de Tabelas

Tabela 1: Parâmetros físico-químicos analisados no cultivo em cercados (média das alíquotas tomadas na primeira amostragem – às 10:00 hs – do interior das seis câmaras.	19
Tabela 2: Número total de espécies de macroinvertebrados bentônicos, suas respectivas densidades (indivíduos. m ⁻²) e desvio padrão (DP).	35
Tabela 3: Resultados dos parâmetros analisados na coluna da água. CTR = controle; VIV = viveiro; BS = bacia de sedimentação e EFL = efluente.	46

Lista de Figuras

Figura 1: Variação da concentração de OD na coluna d'água (mg. L^{-1}) nas câmaras transparentes (linha tracejada) e opacas (linha contínua).	21
Figura 2: Consumo de Oxigênio pelo Sedimento nas câmaras transparentes e opacas (média - DP).....	23
Figura 3: Fluxos de amônio, nitrito e nitrato (média + DP).	29
Figura 4: Fluxos de fosfato (média + DP).	31
Figura 5: Fluxos de silicato (média + DP).....	33
Figura 6: Densidade total de macroinvertebrados bentônicos sob as câmaras (ind. m^{-2}).	34
Figura 73: Consumo de Oxigênio pelo Sedimento (COS) em $\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (média+DP). Barras claras representam as câmaras transparentes e as barras escuras, as câmaras opacas.....	54
Figura 84: Fluxos de amônio, nitrito e nitrato em $\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (média+DP).. Barras claras representam as câmaras transparentes e as barras escuras, as câmaras opacas.	58
Figura 97: As barras representam a densidade total dos organismos (média+DP). A linha pontilhada representa o n° de espécies.....	66

RESUMO

Atividades de cultivos de camarão tendem a aumentar a taxa de sedimentação de matéria orgânica nos corpos hídricos receptores de seus efluentes, pela excessiva produção de produtos de excreção e sobras de ração. Dependendo das condições ambientais, o sistema pode não apresentar condições de autodepuração, gerando um grande acúmulo de nutrientes ao longo da camada sedimentar e intensificação do metabolismo bêntico, levando muitas vezes o ambiente a um processo de eutrofização e possível situação de anoxia. No presente estudo, utilizaram-se incubações *in situ* com câmaras bentônicas transparentes e opacas para avaliar o metabolismo bêntico em áreas de cultivo de camarão no estuário (cercados e viveiros). Nos cercados, ficou evidente que há uma clara interferência do cultivo nos processos de regeneração bêntica de nutrientes, incrementando os fluxos de nitrogênio (na forma de amônio) e fósforo (fosfato). O fluxo médio registrado nas câmaras opacas, ao final do período de cultivo, foi 52,8 mg.L⁻¹ de amônio (N-NH₄⁺) e 5,41 mg.L⁻¹ de fosfato (P-PO₄³⁻). Na fazenda de cultivo em viveiros, os fluxos de nutrientes e o consumo de oxigênio pelo sedimento foram geralmente mais elevados do que no cercado. Entretanto, o cultivo da fazenda possui escala comercial, ao passo que o cercado é experimental (pesquisa). Em função disto, próximo à despesca os valores de N-amônio do efluente chegaram a ser três ordens de grandeza superior aos do estuário. Mesmo assim, não foram desrespeitados os padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela legislação ambiental vigente. Embora a interferência desta atividade tenha se mostrado de abrangência local e temporária (apenas 4 a 5 meses do ano), é importante salientar que o Consumo de Oxigênio pelo Sedimento e o aporte de nutrientes oriundo da regeneração ganham maior importância em locais rasos e de circulação restrita, como é o caso das enseadas.

É fundamental portanto que se façam estudos de zoneamento ambiental e de capacidade de suporte (capacidade de assimilação), determinando áreas de preferência para a expansão da atividade, quantificando também o número máximo de unidades suportados pelo meio, a fim de evitar ou minimizar os potenciais impactos ambientais negativos.

Palavras-chave: Carcinicultura, metabolismo bêntico, câmaras bentônicas, mineralização, fluxos de nutrientes, Lagoa dos Patos.

ABSTRACT

Shrimp farms activities tend to increase the organic matter sedimentation rate, by extreme inputs of excreta products and shrimp food (commercial shrimp diet) into the environment. In certain environmental conditions, the auto depuration system can be surpassed, generating a great production of nutrients at the sedimentary layer, as results of benthic metabolism intensification and, consequently the system can be induced to a eutrofication processes and anoxia. In the present study, *in situ* incubations with transparent and opaque chambers had been used to evaluate the benthic metabolism in shrimp farm areas in the Patos Lagoon estuary (pen enclosures and ponds). In the pen enclosures, it was evident that it has a clear interference of the culture in the processes of benthic regeneration of nutrients, resulting in increasing of phosphate and nitrogen fluxes (in the ammonium specie). The registered average flux in the opaque chamber, at the end of the period of culture, was 52,8 mg.L⁻¹ of N-ammonium and 5,41 mg.L⁻¹ of P-phosphate. In the pond shrimp farm, the fluxes of nutrients and the consumption of oxygen by the sediment were generally higher than the pen enclosures. However, the culture of ponds farm has a commercial scale, compared to the pen enclosures that is experimental (scientific research). In function of this, close to the shrimp harvest period the values of N-ammonium in the effluent had been 3 orders of magnitude higher than the pen enclosure. Besides that, the effluent values registered didn't disrespect the values established by Brazilian environmental legislation. Even considering that this activity have a local and temporary distribution (only 4 to 5 months of the year), it is important to call attention to the sediment oxygen consumption and the input of nutrients deriving from the regeneration of organic matter which it's enhanced in shallow waters and restricted circulation areas (as small bays), locations where shrimp

culture is developed in the Patos Lagoon estuary. It's important to study the environmental zoning and support capacity (assimilation capacity), to determine areas for expansion of the activity, also quantifying the maximum number of units supported by the environment, in order to prevent or to minimize the potential negative environmental impacts.

Word-key: Shrimp farms, benthic metabolism, benthic chambers, mineralization, nutrients flux, Patos Lagoon.

INTRODUÇÃO GERAL

O cultivo de camarão é uma das atividades econômicas que mais crescem em vários países do mundo. No Brasil, a associação do clima favorável e o domínio das novas tecnologias de produção, colocam o país como um dos principais produtores de camarões das Américas (Poersch, 2004).

Apesar das vantagens econômicas e de tradicionalmente ser considerada uma das atividades do setor primário de baixo impacto ambiental, sérios danos ambientais têm sido reportados em decorrência desta atividade (Paquotte *et al.*, 1998; Wolanski *et al.*, 2000; Alonso-Rodríguez & Páez-Ozuna, 2003). As águas oriundas dos cultivos têm alta concentração de material orgânico em suspensão e nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo (Jones *et al.*, 2001; Paéz-Osuna, 2001; Burford *et al.*, 2003), resultado basicamente dos restos de alimento fornecido aos camarões (ração), excreção, fitoplâncton e fertilizantes, que geram um potencial para a eutrofização das águas costeiras (Paniagua-Michel & Garcia, 2003; Burford *et al.*, 2003; Jackson *et al.*, 2004).

O intenso aporte de MO particulada resulta no aumento das taxas de sedimentação, promovendo uma maior colonização bacteriana (Aller & Yinst, 1980) e intensificando a mineralização desta matéria orgânica (MO) e a regeneração bêntica de nutrientes (Canfield, 1989). Segundo Hargraves (1998), esta MO é altamente lábil, com uma baixa relação C:N, que favorece a rápida decomposição e aumento dos fluxos de nutrientes na interface sedimento-coluna d'água.

A escolha de locais impróprios para o desenvolvimento desta atividade, associado a um manejo inadequado agravam seu potencial poluidor, já que o aporte excessivo de MO em locais de baixa hidrodinâmica pode ultrapassar sua capacidade de mineralização, que tenderá a se acumular no sedimento (Boyd, 2001, Hatcher *et al.*,

1994; Trott *et al.*, 2004). A intensificação dos processos de decomposição causada pelo acúmulo de MO no sedimento geralmente resulta numa depleção de oxigênio na coluna d'água e tornam os sedimentos anóxicos. As vias anaeróbicas de decomposição são favorecidas, aumentando assim a produção e liberação na coluna d'água de compostos tóxicos reduzidos como amônia, sulfetos (Alongi *et al.*, 1999), manganês (na forma Mn^{+2}), metano (Avnimelech & Ritvo, 2003) e nitrito (Jiménez-Montealegre *et al.*, 2002). Como consequência dessa cadeia de processos, além do potencial de eutrofização já mencionado, a estrutura da comunidade bentônica pode ser fortemente afetada (Kautsky *et al.*, 2000; Jackson *et al.*, 2004).

A intensificação da regeneração bêntica causa acidificação dos sedimentos (Ray & Chien, 1992) os quais comumente são tratados com carbonatos para neutralizar o pH, resultando no aumento da alcalinidade total do sedimento (Gräslund & Bengtsson, 2001).

Problemas como estes elencados acima associados à falta de conhecimento dos processos biogeoquímicos têm causado intensa preocupação em muitos países onde são desenvolvidas atividades aquícolas (Hinrichorsen, 1998).

Segundo Warnken *et al.* (2002), o sedimento desempenha um papel crucial na ciclagem de nutrientes e pode funcionar como a principal fonte de nutrientes para a coluna d'água, principalmente em ecossistemas costeiros de baixa profundidade, como é o caso do estuário da Lagoa dos Patos. O mesmo ocorre nos viveiros de cultivos, onde a decomposição da matéria orgânica no sedimento é provavelmente bem superior à da coluna d'água, funcionando como uma substancial fonte de nitrogênio e tornando-se, muitas vezes, o principal compartimento de consumo de oxigênio (Hargraves, 1998).

O aporte de nitrogênio nas águas costeiras, através dos efluentes de cultivo intensivo, é uma das maiores preocupações decorrentes desta atividade (Biao *et al.*, 2004). Nos sistemas de cultivo intensivo, ele é adicionado nos viveiros basicamente na forma de ração e apenas uma pequena fração é incorporada pelos camarões; o restante é rapidamente depositado no fundo e regenerado, onde o sedimento desenvolve um papel chave neste processo, determinando a qualidade da água (Burford & Longmore, 2001). Segundo Burford & Lorenzen (2004) a regeneração bêntica é a fonte dominante de nitrogênio amoniacal para a coluna d'água em viveiros, sendo que este elemento pode funcionar tanto como nutriente como um agente tóxico, dependendo da concentração. Considerando que as águas da porção sul do estuário da Lagoa dos Patos são geralmente ricas em fósforo (Baumgarten, 2001), este grande aporte de nitrogênio gera um potencial risco de eutrofização, semelhantemente ao reportado por Thakur & Lin (2003) na Tailândia.

Segundo Jackson *et al.* (2003), na Austrália, que tem uma legislação bastante restritiva no que diz respeito ao lançamento de efluentes oriundos de fazendas de camarão, ela é fundamentada apenas em parâmetros de qualidade da coluna d'água. Porém, o autor chama a atenção para a alta variabilidade destes parâmetros em um curto espaço de tempo, o que é uma barreira para o entendimento dos efeitos que os efluentes causam sobre a ecologia das águas receptoras. Desta forma são necessários indicadores de impactos ambientais mais completos e aprimorados que simplesmente determinações pontuais ou instantâneas das variáveis físico-químicas da água.

Há um aumento crescente dos esforços em busca do entendimento dos processos naturais que ocorrem nestes sistemas para reduzir os efeitos dos efluentes e aumentar a qualidade d'água (Burford & Lorenzen, 2004). Muitos autores têm defendido a idéia do

desenvolvimento de ferramentas e métodos mais sensíveis para detectar e mitigar possíveis efeitos ambientais provenientes da atividade de aquacultura, e para isto é essencial que se tenha um entendimento mais concreto do papel do sedimento na reciclagem de nutrientes, trocas e fluxos de elementos químicos na interface sedimento-água (Jiménez-Montealegre *et al.*, 2002; Chou *et al.*, 2004)

A compreensão dos processos acima citados ajudaria na predição de impactos e adoção de práticas nesta atividade para o uso sustentável do ambiente marinho. Jamu & Piedrahita (2002) e Poersch (2004) citam a necessidade da inclusão destes processos sedimentares para cálculos de balanço de massa e incorporação em modelos predictivos de impactos ambiental, e assim torná-los mais realísticos.

Estudos biogeoquímicos conduzidos em ambientes sob efeito de cultivos de camarão são escassos. Os trabalhos de regeneração bêntica de nutrientes nestes locais são ainda bastante recentes e restringem-se a poucos experimentos, feitos especialmente na Austrália.

Várias técnicas podem ser utilizadas para avaliar a regeneração bêntica e as trocas na interface sedimento-coluna d'água. Dentre elas, pode-se citar: incubações *in vitro*, onde as amostras são incubadas em condições de laboratório; incubações realizadas *in situ*, através do uso de câmaras bentônicas ou pelágicas e; por medições de perfis verticais de concentrações de compostos dissolvidos, através de testemunhos sedimentares (Pereira Filho *et al.*, 1998; Machado, 1989; Knoppers *et al.*, 1999; Zarzur, 2001; Tengberg *et al.*, 2003).

Medidas de fluxos de nutrientes permitem inferir sobre as principais vias do processo de mineralização e determinar em caráter quantitativo a importância do sedimento no ciclo global de nutrientes em viveiros de cultivos (Riise & Roos, 1997).

Os estudos de regeneração baseiam-se na medição das trocas de elementos dissolvidos entre o sedimento e a coluna d'água, que dependem de uma série de fatores físicos, químicos, biológicos e geológicos, em função da: turbulência e ressuspensão do sedimento; bioturbação; difusão molecular de espécies dissolvidas; advecção; deslocamento vertical gravitacional da água intersticial e trocas na densidade da água de fundo (Klump & Martens, 1981; Spagnoli & Bergamini, 1997; Asmus *et al.*, 1998; Fenchel *et al.*, 1998; Mortimer *et al.*, 1999; Tuominen *et al.*, 1999).

Pereira Filho *et al.*, (1998) realizaram um trabalho de regeneração bêntica na zona costeira no estado de Santa Catarina, mas dando atenção aos cultivos de mexilhão. Recentemente, o Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná, por meio do Laboratório de Biogeoquímica Marinha vem desenvolvendo trabalhos nesta linha de pesquisa (para cultivos de ostra), os quais certamente contribuirão para o conhecimento da relação entre os compartimentos bêntico e da coluna d'água em áreas sob efeito de cultivos de tais organismos.

No Rio Grande do sul, a região do estuário da Lagoa dos Patos, em função das características ambientais e econômicas, é uma área que vem sendo preferida pelos investidores para a implantação das fazendas, que atualmente cultivam o camarão branco do pacífico *Litopenaeus vannamei* (Poersch, 2004). Paralelo aos cultivos em viveiros de escala comercial, a Fundação Universidade Federal do Rio Grande através do Laboratório de Maricultura (EMA) vem incentivando e desenvolvendo junto aos pescadores artesanais o cultivo do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* em cercados na enseada rasa do Saco do Justino.

Na região do estuário da Lagoa dos Patos quatro fazendas estão aptas à produção de camarões marinhos (três delas no município de São José do Norte e uma em Rio

Grande), sendo ainda que mais duas fazendas aguardam a licença para serem instaladas (uma em cada um desses municípios). Isso mostra a tendência de crescimento dos cultivos neste estuário, onde estudos prévios de potenciais impactos ao meio ambiente são necessários em sua fase inicial, para que esta região e o Brasil não passem por experiências desoladoras como as acontecidas no Equador, China, Indonésia e Tailândia.

Neste sentido, o presente trabalho tem por objetivo avaliar os efeitos causados pela atividade de cultivo de camarão em cercados (Saco do Justino) e viveiros (fazenda em São José do Norte) sobre a qualidade da água e no metabolismo bêntico. Neste caso, utilizaram-se incubações *in situ* com câmaras bentônicas para medição dos fluxos de nutrientes na interface sedimento-água e avaliação da estrutura da comunidade bentônica.

Cabe salientar que este estudo é inédito no Brasil, onde a atividade de carcinicultura vêm crescendo rapidamente e pouco de seus impactos têm sido avaliados. Parece não estar sendo dada a devida importância para a magnitude que a atividade vem tomando, ainda mais quando consideramos que ela se desenvolve geralmente próxima a ambientes sensíveis e de significativa relevância ecológica, como são os estuários, marismas e manguezais.

No presente trabalho, são apresentados dados relativos ao metabolismo bêntico e de qualidade da água, de dois locais que sofrem interferência de cultivos de camarão, sendo um deles efetuado em nível de pesquisa onde é cultivada a espécie nativa *Farfantepenaeus paulensis* (Capítulo 1) e o outro em escala comercial, onde é cultivado o camarão branco do Pacífico *Litopenaeus vannamei*, uma espécie exótica (Capítulo 2) (Fig. 1).

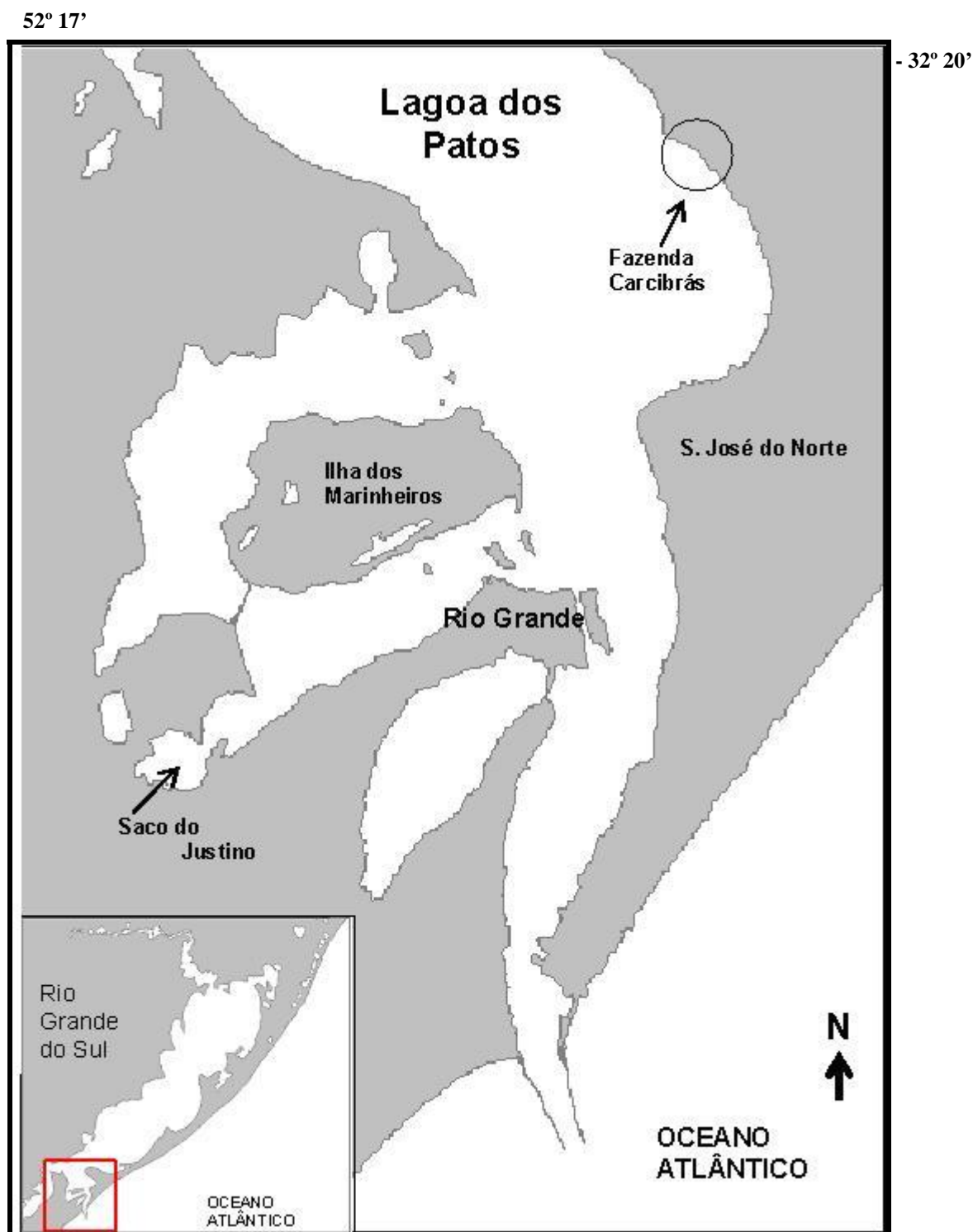


Figura 1: Região do estuário da Lagoa dos Patos mostrando onde foram realizados os trabalhos. Mais ao sul, o Saco do Justino (Capítulo 1) e ao norte, a Fazenda Carcibrás (Capítulo 2).

1. CAPÍTULO 1

1.1. Influência de um cultivo em cercados do Camarão-Rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) sob o metabolismo bêntico

Na década de 90, pesquisadores do Laboratório de Maricultura da Fundação Universidade Federal do Rio Grande (FURG) iniciaram estudos visando o cultivo em cercados do camarão nativo *Farfantepenaeus paulensis* por pescadores artesanais do estuário da Lagoa dos Patos, RS (Wasielesky et al., 1995).

Inúmeros trabalhos sobre o cultivo desta espécie vêm sendo realizados, tanto na fase de berçário como na fase de engorda, entre eles, Wasielesky *et al.*, 1995; Zogbi, 1997 e Vaz., 2004 (Apud Pissetti, 2004). Este autor salienta que o objetivo é disponibilizar aos pescadores tecnologia para o cultivo de camarões em estruturas de baixo custo, utilizadas no ambiente natural, como é o caso dos cercados, gerando desta forma uma renda adicional para os pescadores (Fig. 2).



Figura 2: cercados de cultivo do camarão rosa no Saco do Justino.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. Objetivo geral

- Determinar a influência do cultivo em cercado sobre o metabolismo bêntico após um ciclo de produção.

1.2.2. Objetivos específicos

- Quantificar o metabolismo bêntico, em função do consumo de oxigênio pelo sedimento (COS) e dos fluxos de nutrientes na interface sedimento-coluna d'água em experimentos "*in situ*" de incubação com câmaras bentônicas,.
- Relacionar os fluxos de nutrientes e oxigênio dissolvidos obtidos nas incubações com o estoque desses elementos na coluna d'água, para se ter um panorama do potencial dos sedimentos em adicionar ou remover estes elementos.
- Estabelecer relação entre os fluxos de elementos dissolvidos, o bentos e a qualidade dos sedimentos.
- Fazer análise da estrutura da comunidade bentônica, em termos de riqueza e densidade das espécies e, verificar se há alteração na estrutura dessa comunidade sob ação dos cultivos em cercado, após um ciclo de produção.

1.3. MATERIAL E MÉTODOS

1.3.1. Local e características do cultivo

Localizada na planície costeira do Rio Grande do Sul, com 10.360 km² de área, a Lagoa dos Patos (Lat. 30-32° S; Lon. 50,5-52,5° W) recebe águas da extensa bacia hidrográfica, compreendida pelo complexo lagunar Patos e Mirim, que juntas constituem o maior complexo lagunar costeiro da América do Sul (Herz, 1977).

A área compreendida como sendo estuarina é limitada ao norte pela linha imaginária que liga a Ilha da Feitoria (31° 48' S), na margem oeste, à Ponta dos Lençóis (31° 44' S), na margem leste. Ao sul, está limitado pelo canal da Barra do Rio Grande (32° 08'S e 52° 04'S), representando aproximadamente um décimo da área total da Lagoa dos Patos (Closs & Medeiros, 1965).

Com uma profundidade média de 6 m, nas áreas de canal, aproximadamente 80 % da região estuarina tem menos de 2 m de profundidade (Hartmann, 1988). As áreas de menor profundidade ($\approx 0,5$ m) são representadas por enseadas, que regionalmente são denominadas de sacos e as áreas de maior profundidade ($\approx 2-15$ m) correspondem aos canais de navegação primários e secundários (Castello, 1985).

Como típico de lagoas “estranguladas”, o canal da Lagoa dos Patos, com profundidade 15 m e largura de 800 m, atenua os avanços das ondas de maré (0,47 m) para dentro do estuário (Möller *et al.*, 1991). As variações na intensidade e direção dos ventos têm influências complexas sobre a superfície do estuário, gerando ressuspensão dos sedimentos e, conseqüentemente, liberando os nutrientes inorgânicos dissolvidos presentes na água intersticial, além de determinar os padrões de enchentes e vazantes na área da desembocadura, sobrepondo a maré astronômica. Os ventos de quadrante norte, especialmente NE, e o aumento da precipitação na bacia hidrográfica favorecem os aportes continentais vindo do norte e centro da lagoa (vazante). Os ventos do quadrante sul, predominantemente o SW, induzem o aporte de água doce da Lagoa Mirim através do Canal São Gonçalo, e favorecem a penetração de água salgada pela Barra de Rio Grande (enchente) (Fernandes & Niencheski, 1998).

A salinidade varia de 0 a 35 e a temperatura apresenta um claro padrão sazonal, com valores máximos (ca. 27°C), durante o verão e mínimos (ca. 10°C), durante o inverno (Kantin & Baumgarten, 1982).

O cultivo foi realizado na enseada do Saco do Justino, localizada na porção sul do estuário da Lagoa dos Patos (32° 3'55'' S, 052° 12'30'' W), na cidade de Rio Grande, RS (Fig. 1). A profundidade no local manteve-se próxima à 0,6 m.

O cultivo teve duração total de 86 dias, entre os meses de janeiro e abril de 2004. O cercado com 50 m² de área, era composto por rede de poliéster revestida de PVC, com abertura de malha de 5,0 mm e altura de 2,1 m, sendo sustentado por bambus (Fig. 1). A densidade de estocagem foi de 20 camarões.m⁻², que é usualmente aplicada no cultivo desta espécie no estuário da Lagoa dos Patos (Cavalli *et al.*, 2003). A taxa de arraçoamento inicial foi de 10% da biomassa (Wasiolesky, 2000), sendo ajustada ao longo do experimento de acordo com o consumo alimentar observado nas bandejas. Durante a primeira semana de experimento, os camarões foram alimentados com a mesma ração comercial (40% de proteína bruta) utilizada na fase de berçário, sendo esta oferecida a lanço. Na segunda semana utilizou-se uma mistura da ração de berçário e a ração de engorda (35% de proteína bruta) na razão de 1:1, em alimentadores do tipo bandeja (um por unidade experimental, com 40 cm de diâmetro). A partir da terceira semana, os camarões foram alimentados somente com ração de engorda (35% de proteína bruta) em alimentadores tipo bandeja. O cultivo foi mantido ao longo de todo o experimento (desde a larvicultura até a despesca) por alunos do Programa de Pós-Graduação em Aqüicultura da FURG.

1.3.2. Amostragem com câmaras bentônicas e análises físico-químicas

Foram realizadas duas campanhas amostrais: a primeira, denominada **Campanha 1**, ocorreu ao final de janeiro (antes do povoamento) e a segunda, denominada **Campanha 2**, ocorreu em meados de abril (3 dias antes da despesca). Desta forma, a primeira serviu de referência (controle) para comparação com a segunda, após um ciclo de cultivo.

A técnica empregada envolveu medições diretas por incubação “*in situ*”, com câmaras bentônicas transparentes e opacas, segundo metodologia descrita em Zarzur (2001), visando quantificar o metabolismo bêntico, em função do consumo de oxigênio pelo sedimento e dos fluxos de regeneração bêntica dos nutrientes inorgânicos dissolvidos (nitrogênio amoniacal total, nitrito, nitrato, fosfato e silicato). Em todas as incubações foram utilizadas três réplicas de cada câmara (3 transparentes e 3 opacas), objetivando minimizar os efeitos da heterogeneidade espacial (Fig. 3 A e B)

Cada câmara é composta de um domo de acrílico (semi-esfera) de 40 cm de diâmetro, sendo confeccionada em acrílico cristal (câmaras transparentes) e preto (câmaras opacas). As câmaras isolam um volume de aproximadamente 16,7 L, sobre uma área de sedimento de 0,125 m².

Na parte superior interna de cada câmara foi instalada uma hélice de polietileno, acoplada a um agitador manual de PVC, localizado na parte externa, visando promover a homogeneização e evitar a formação de gradientes de concentração dentro da câmara.

As câmaras foram fixadas ao sedimento manualmente, sendo que as incubações tiveram duração de 24 horas, graças à logística do local e facilidade de acesso às câmaras. O início se deu por volta das 10 horas de um dia e finalizou neste mesmo horário do dia seguinte. Após sua fixação ao sedimento, as câmaras foram deixadas em

repouso por 30 minutos com o objetivo de promover a estabilização da coluna d'água, em função da possível ressuspensão de sedimentos nesta etapa.



Figura 3: A - Câmaras transparentes e opacas utilizadas nas incubações *in situ*. B - Detalhe da câmara opaca. C - Retirada de amostra do interior da câmara utilizando seringas de 60 ml. D – Frascos de polietileno utilizados para o armazenamento das amostras.

A coleta das amostras de água de seu interior foi feita utilizando-se seringas plásticas de 60 ml através de uma mangueira de silicone contendo uma válvula, com controle de fechamento e abertura (Fig. 3 C).

A água incubada no interior das câmaras foi homogeneizada a cada 2 horas, sendo tomadas alíquotas a cada 6 horas para a determinação dos nutrientes inorgânicos dissolvidos (nitrogênio amoniacal total, nitrito, nitrato, fosfato e silicato), oxigênio dissolvido, pH, temperatura, salinidade e clorofila-*a*.

O nitrogênio amoniacal total, também chamado de amônio total, compreende a soma das formas iônica (amônio – NH_4^+) e gasosa (amônia – NH_3). Entretanto, usaremos apenas a designação de amônio para fazer referência ao nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$).

O gradiente de concentração dos nutrientes determinados ao longo de 24 horas de incubação (com tomada de amostras a cada 6 horas), representou as trocas entre a interface sedimento-coluna d'água que dará origem a um valor de fluxo, como descrito no item 3.3, calculado segundo Hargrave & Connoly (1978).

Da água amostrada, mediu-se imediatamente a temperatura, pH, salinidade e oxigênio dissolvido.

Para análise dos nutrientes, a amostra foi filtrada imediatamente após a coleta, em filtro de acetato de celulose de 0,45 μm . Para a análise de nitrito, nitrato, fosfato e silicato, as amostras já filtradas, foram acondicionadas em frascos de polietileno e guardadas em freezer para posterior análise (Fig. 3 D). Contudo, adicionaram-se os reagentes específicos às amostras destinadas a análise do amônio, antes de serem congeladas.

Cabe salientar que na Campanha 1 as incubações foram realizadas exatamente no local onde posteriormente foi construído o cercado, sendo que na Campanha 2 elas foram realizadas em seu interior.

1.3.3. Cálculo dos fluxos medidos nas incubações

Os fluxos dos nutrientes inorgânicos dissolvidos através da interface sedimento-coluna d'água e o consumo de oxigênio pelo sedimento (COS), foram calculados segundo Zarzur (2005), adaptado de Hargrave & Connoly (1978):

Fórmula básica original de Hargrave & Connolly (1978):

$$F = ((C_t - C_0) / (T_t - T_0)) \cdot V \cdot 24 \cdot (1/A)$$

Onde:

- F é o fluxo em unidade de massa (mg) por m² por dia
- V é o volume em litros de água incubada sobre o sedimento. No presente caso o volume é de 16,7 L.
- C₀ e C_t são as concentrações do constituinte dissolvido, em mg.L⁻¹, antes e após um tempo t.
- T_t - T₀ é o tempo de duração da incubação, em horas.
- A é a área de sedimento encerrada, em m². Em nosso caso a área é de 0,125 m².
- 24 é o fator utilizado para transformação da unidade do fluxo de horas para dia, ou seja, de mg.m⁻².h⁻¹ para mg.m⁻².d⁻¹.

A transferência dos componentes dissolvidos do sedimento para a coluna d'água resulta em um aumento de concentração conferindo valores positivos para os fluxos (liberação ou efluxo) e, a situação inversa, valores negativos (consumo ou influxo).

Adaptação

A fórmula básica considera apenas dois valores de concentração: um final e um inicial (C₀ e C_t). Ao contrário, em nosso trabalho obtiveram-se cinco amostras ao longo de 24 horas de incubação para melhor conhecer o comportamento nictimeral e, portanto, foi necessário utilizar um tratamento matemático dos dados, ajustando estes valores a uma

reta e assim obterem-se os valores iniciais e finais. Os cálculos foram obtidos utilizando-se o software Microsoft® Office Excel 2003.

Para a definição da reta procedeu-se ao cálculo da correlação, intersecção e inclinação utilizando todos os cinco valores de concentração do elemento analisado.

Para exemplificarmos o cálculo, vamos utilizar os dados obtidos para o amônio em uma das câmaras opacas na segunda campanha.

1ª Etapa:

Obtenção de uma tabela com as concentrações do elemento analisado e o tempo decorrido desde a primeira até a última coleta.

Coleta	Tempo (h)	Concentração (mg/L)
1º	0	0,201
2º	6	0,249
3º	12	0,393
4º	18	0,517
5º	24	0,605

2ª Etapa:

Obtenção da correlação, intersecção e inclinação.

Correlação: 0,991;

Intersecção: 0,178;

Inclinação: 0,018;

3ª Etapa:

Ajuste dos dados a uma reta, obtendo-se apenas dois valores, um final e um inicial, representantes da Concentração inicial (C_0) e da Concentração final (C_t)

Inicial (C_0)

$C_0 = (\text{correlação} \times T_0) + \text{intersecção}$. Como $T_0 = 0$, tem-se que:

C_0 = intersecção.

$$C_0 = (0,991 \times 0) + 0,178 = \underline{\underline{0,178.}}$$

Final (Ct)

C_t = (inclinação x T_{24}) + intersecção.

$$C_t = 0,018 \times 24 + 0,178 = \underline{\underline{0,608.}}$$

Nota-se que os valores de C_0 e C_t são próximos aos obtidos na 1ª coleta e 5ª coleta, respectivamente.

4ª Etapa:

Para obter o valor do fluxo, basta agora substituir os valores na fórmula básica de Hargrave & Connolly (1978):

$$F = ((C_t - C_0) / (T_t - T_0)) \cdot V \cdot 24 \cdot (1/A);$$

$$F = ((0,608 - 0,178) / (24 - 0)) \times 16,7 \times 24 \times (1/0,125);$$

$$F = 0,43/24 \times 16,7 \times 24 \times 8;$$

$$F = 0,0179 \times 16,7 \times 24 \times 8;$$

$$F = \underline{\underline{57,4 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}}}.$$

1.3.4. Parâmetros considerados e métodos analíticos

1.3.4.1. Temperatura: Medida por termômetro de mercúrio.

1.3.4.2. Salinidade: Através de um salinômetro de indução, modelo "Yellow Spring 33 SCT".

1.3.4.3. pH: Por um pHmetro digital (0,01 de precisão), modelo Digimed DM2.

1.3.4.4. Oxigênio dissolvido: Determinado segundo, Strickland & Parsons (1972), baseado no método iodométrico clássico de Winkler, adaptado para microvolumes.

1.3.4.5. Nitrito (N-NO₂⁻), nitrato (N-NO₃⁻), fosfato (P-PO₄³⁻) e silicato (SiO₄⁴⁻): foram determinados por métodos absorciométricos, descritos por Aminot & Chaussepied (1983) e, adaptados por Baumgarten *et al.* (1996).

1.3.4.6. Amônio: Determinado por método absorciométrico, descrito por Solorzano (1969) e adaptado por Baumgarten *et al.* (1996).

1.3.4.7. Razão N/P: Determinada pela razão molar entre o somatório das concentrações dos nitrogenados dissolvidos (amônio, nitrito e nitrato) e fosfato.

1.3.4.8. Clorofila-a: Para a obtenção da clorofila-a filtrou-se 60 ml de amostra em filtro de fibra de vidro GFC, sendo este imediatamente congelado a -16 °C para posterior determinação por método fluorimétrico no Laboratório de Ecologia do Fitoplâncton e de Microorganismos Marinhos da FURG após extração do pigmento com acetona 90%.

1.3.4.9. Material em suspensão: Determinação por método gravimétrico e uso de filtros de acetato de celulose com poros de 0,45 µm, segundo Strickland & Parsons (1972).

1.3.5. Macroinvertebrados bentônicos

Ao final das incubações, sob cada câmara foi introduzido no sedimento um tubo de PVC de 10 cm de diâmetro e retirados os 20 (vinte) centímetros superficiais. O sedimento foi então peneirado em uma rede de malha 300 µm utilizando-se água do próprio ambiente e o material retido foi fixado com formol a 10%.

No Laboratório de Ecologia de Invertebrados Bentônicos da FURG, os organismos foram identificados ao menor nível taxonômico possível e quantificados.

1.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

1.4.1. Caracterização da coluna da água

Antes do cultivo predominaram águas mais quentes e menos salinas (Tabela 1). Em ambas as campanhas, o pH esteve próximo a 7,5 e o OD acima de 8 mg.L⁻¹. As águas encontravam-se super-saturadas na Campanha 1 (116%), provavelmente em função da grande presença de macrófitas observadas no fundo da enseada antes da instalação do cercado somado a ação dos ventos. Neste período, a biomassa fitoplanctônica foi metade daquela encontrada no final do cultivo, ao contrário dos valores de amônio e nitrito, que dobraram suas concentrações ao fim do cultivo; entretanto, os teores de nitrito são praticamente desprezíveis. Na campanha 2, a concentração de amônio foi de 0,2 mg.L⁻¹. Como consequência disto, a relação N/P foi consideravelmente alta, em torno de 39.

Tabela 1: Parâmetros físico-químicos analisados no cultivo em cercados (média das alíquotas tomadas na primeira amostragem – às 10:00 hs – do interior das seis câmaras.

PARÂMETROS	CAMPANHA	
	1	2
Temperatura (° C)	28	22
Salinidade	4	15
pH	7,38	7,5
OD (mg.L ⁻¹)	8,9	8,1
% Saturação OD	116,1	99,9
Amônio (mg.L ⁻¹)	0,098	0,202
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,0005	0,0012
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,0238	0,0269
Fosfato (mg.L ⁻¹)	0,015	0,013
Razão N/P (razão molar)	18	39
Silicato (mg.L ⁻¹)	2,96	0,65
Cl-a (µg.L ⁻¹)	4,2	9,0

Os valores de fosfato parecem não ter sofrido alteração significativa, sendo ligeiramente mais elevado no início (0,015 mg.L⁻¹). O silicato exibiu maiores concentrações no primeiro experimento, em função da contribuição dos aportes continentais de água doce, refletido numa menor salinidade, de 4.

1.4.2. Fluxos dos elementos dissolvidos na interface sedimento–coluna da água

1.4.2.1. Oxigênio

A Fig. 4 mostra a variação da concentração de oxigênio dissolvido (OD) no interior das câmaras ao longo das 24 horas de incubação, tendo início às 10 horas da manhã.

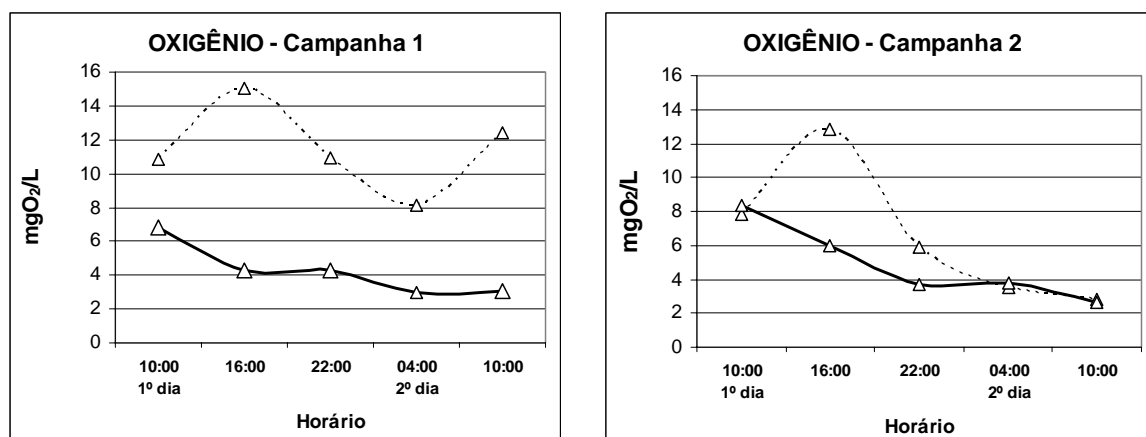


Figura 1: Variação da concentração de OD na coluna d'água (mg. L^{-1}) nas câmaras transparentes (linha tracejada) e opacas (linha contínua).

Tanto na campanha 1 como na 2, nas câmaras transparentes, há aumento da concentração de OD no período diurno e elevado consumo à noite. Este acréscimo de OD se deu em virtude da atividade fotossintética dos produtores primários (fitoplâncton e microfítobentos), que por sua vez não ocorre nas câmaras opacas que impedem a incidência de luz. Como resultado, tem-se nestas câmaras a tendência de um consumo gradual de OD ao longo do tempo de incubação.

Os teores de OD são semelhantes no início de ambos os experimentos (aproximadamente 8 mg.L^{-1}), ou seja, concentração normalmente encontrada neste estuário (Baumgarten *et al.*, 1995). A discrepância que há entre os valores iniciais de OD nas câmaras transparentes (CT) e opacas (CO) durante a campanha 1 ocorreu em função do tempo mais longo para a tomada da primeira coleta de água após a fixação das mesmas ao sedimento. A alta temperatura e isolamento de um determinado volume de água, impedindo trocas com o meio externo, fizeram com que, neste pequeno período, houvesse significativa produção nas CT e consumo nas CO.

Como descrito anteriormente, durante a primeira campanha, observa-se que houve um claro padrão nictimeral de concentração de OD no interior das CT,

ocorrendo grande produção de OD durante o dia, seguido de um forte consumo à noite, e nova produção ao amanhecer (Fig. 4). Já na segunda campanha, observa-se uma grande produção de O₂ durante o dia nas CT, o qual foi quase totalmente consumido à noite, alcançando patamares iguais aos obtidos nas CO (~ 3 mg.L⁻¹). Nota-se ainda que o OD neste mesmo caso não se elevou ao amanhecer como ocorreu na primeira campanha. Isto está associado a provavelmente 2 fatores: primeiramente, o dia amanheceu chuvoso (nublado e, portanto, baixa irradiação solar); em segundo lugar, deve estar associado a uma maior tendência de metabolismo heterotrófico ao final do cultivo quando, geralmente, há maior acúmulo de matéria orgânica. Segundo Fenchel & Glud (2004), na presença de luz, a atividade autotrófica resulta na liberação de exudados de carbono altamente lábil (matéria orgânica dissolvida), estimulando a atividade heterotrófica microbiana, resultando em intensas taxas de consumo de oxigênio à noite.

O efeito da baixa luminosidade (baixa produção primária) somado a uma intensa atividade microbiana baixaram fortemente os níveis de OD ao final do tempo de incubação nas CT, formando-se assim um enorme gradiente de concentração de OD ao longo das 24 horas. Este gradiente, determinado pelo balanço total do O₂ (produção e consumo) durante a incubação, dá origem a um fluxo, que denominamos de **Consumo de Oxigênio pelo Sedimento (COS)**, com valores negativos quando o consumo supera a produção e vice-versa. Nas câmaras opacas, como não há produção, o COS representa simplesmente a demanda por oxigênio que determinada área de sedimento possui, medida por período de tempo.

Como microrganismos heterotróficos utilizam o O₂ como receptor final de elétrons para a degradação aeróbica da matéria orgânica (Canfield *et al.*, 1993), o COS é

um importante índice e amplamente utilizado para estimar as taxas de regeneração bêntica (Thamdrup and Canfield 2000). É importante ressaltar que no presente estudo não foi determinada a produção primária pelágica para descontar do valor obtido nas incubações com as câmaras e assim obter-se o valor líquido da produção primária bentônica. Portanto, o COS calculado é representativo dos processos de consumo e adição de OD tanto do sedimento como de parte da coluna de água incubada pela câmara. Em função disto, os valores de COS podem ser superestimados.

Antes do início do cultivo, o COS médio foi de -206 e -473,4 $\text{mgO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, nas CT e CO, respectivamente (Fig. 5).

O COS nas CT é menor em função da produção primária que repõem parte do oxigênio consumido na mineralização.

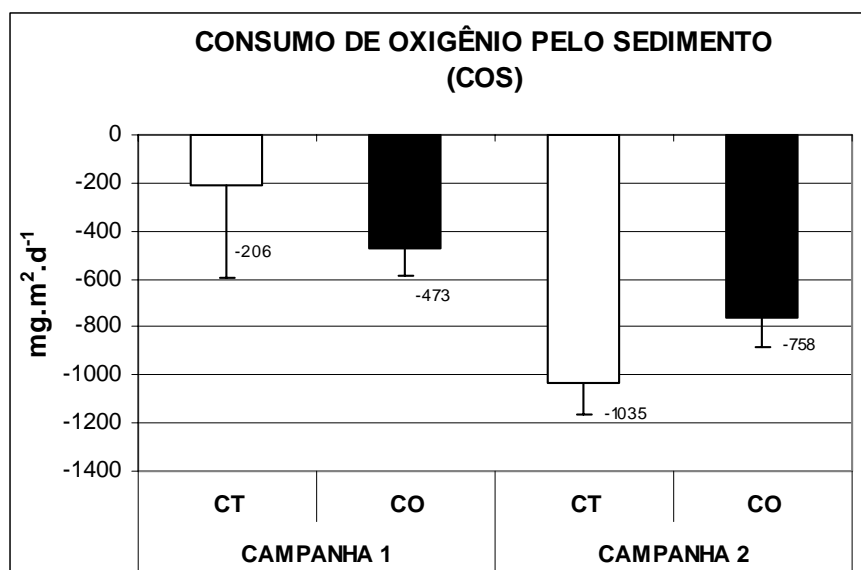


Figura 2: Consumo de Oxigênio pelo Sedimento nas câmaras transparentes e opacas (média - DP).

Houve um notável incremento do COS ao final do período de cultivo, quando foram registrados valores de -1034,9 e -756 $\text{mgO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (Fig. 5), nas CT e CO, respectivamente. Aparentemente, o valor mais elevado registrado nas CT nos leva a

pensarmos que houve um equívoco, pois se o fitoplâncton injeta O_2 no interior das CT durante as horas do dia, como poderia o COS ser superior ao das CO, onde há somente consumo?

Aquele valor nada mais é do que o reflexo da alta produção de O_2 ocorrida durante o dia, seguido de um alto consumo à noite, resultando por fim em um elevado gradiente de concentração ao longo do tempo de incubação, conforme explicado anteriormente e mostrado na Fig. 4. Hickey (1985) cita que a atividade fotossintética durante o dia leva a um incremento do COS, baseado na mesma teoria de Fenchel & Glud (2004).

Pereira Filho *et al.* (1998) encontrou valores bem abaixo destes em incubações de 24 horas com câmaras bentônicas transparentes numa região de cultivos de mexilhão, cerca de $-5,6 \text{ mgO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. No trabalho, ele cita que este valor referente ao metabolismo bêntico é baixo, visto que representava menos de 0,25% da concentração média da água. É importante salientar porém que as profundidades onde foi efetuado o estudo de Pereira Filho *et al.* (op. cit.) foi em um local de profundidade em torno de 4 metros. Isto quer dizer que o estoque dos elementos na coluna d'água é maior. Desta forma, o metabolismo representará uma menor parte deste quando comparado a um local de baixa profundidade, que tem um menor estoque.

Semelhante ao calculado por Pereira Filho *et al.* (op. cit.), se considerarmos em nosso estudo o COS da CT (coleta 2) de $-1034,9 \text{ mgO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, uma profundidade em torno de 0,6 m e uma concentração média diária de OD de $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, o metabolismo bêntico representa cerca de 21,5% do estoque de OD da coluna d'água:

$$- \text{COS} = 1.035 \text{ mgO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$$

- Integral do OD contido em 1 m² de coluna d'água (prof. 0,6 m) = 600L x 8 mg.L⁻¹ = **4.800 mg de oxigênio.**

- Relação COS x estoque água: $(1035 \div 4800) * 100 = 21,5\%$

Nazário *et al.* (2005) reporta valores médios de COS sob cultivos de ostra na Baía de Guaratuba/PR de -0,41 mgO₂.m⁻².d⁻¹ (câmaras opacas). Machado (1989) cita valores em torno de -2.000 mgO₂.m⁻².d⁻¹ para a lagoa Guarapina, no Rio de Janeiro.

A amplitude dos valores de fluxos reportados mundialmente é muito grande (Forja *et al.*, 2004), pois variam enormemente em função das características ambientais, intrínsecas de cada local, assim como em função da metodologia utilizada para a medição dos fluxos. São raros os estudos de metabolismo e regeneração bêntica em áreas de cultivo de camarão e praticamente inexistentes aqueles executados com câmaras bentônicas. A grande maioria utiliza-se de métodos indiretos ou de laboratório, tais como fluxos teóricos de difusão molecular, de modelagens ou através de incubações *in vitro*.

Por isso, a importância de se ter pontos ou valores de referência obtidos na própria região para comparação dos resultados. Para se ter uma idéia, assim como são relatados valores bastante inferiores aos encontrados no presente estudo (em áreas de cultivos), também são encontrados valores muito superiores em ambientes costeiros não impactados. Por exemplo, estudos de regeneração bêntica nas áreas de canais do estuário da Lagoa dos Patos, revelam COS de até 6.000 mgO₂.m⁻².d⁻¹ (Freitas, 2004). Características como granulometria, conteúdo de MO, composição microbiológica e do zoobêntos são fatores preponderantes para a regeneração bêntica. Grandes variações de fluxos são encontradas até mesmo em escalas de poucos metros Alongi *et al.* (1999).

Embora não tenham sido feito estudos granulométricos no Saco do Justino, o sedimento era claramente mais arenoso em relação àqueles dos canais de navegação do estuário e, portanto, provavelmente continham menor teor de matéria orgânica, o que explicaria as taxas metabólicas inferiores. Menos matéria orgânica representa menos substrato para a decomposição bacteriana, resultando assim em consumos de oxigênio mais baixos. Além disso, o longo tempo de incubação pode ter induzido a uma certa inibição da atividade de microorganismos aeróbicos após algumas horas de incubação, pela limitação de O_2 (Esteves, comunicação pessoal).

Boyd (2004) afirma que os dois maiores fatores que limitam a atividade dos microorganismos em viveiros de aquicultura são o pH inferior a 7 e o OD abaixo de 3 mg.L^{-1} . De fato, efetivamente o consumo de O_2 ocorreu quase que exclusivamente nas primeiras 6 a 12 horas de incubação (câmaras opacas), tornando-se praticamente nulo após este período (Fig. 4). É possível, portanto que se tenha uma subestimação do COS daquele ambiente, visto que não há nenhuma renovação de água do meio para prover a reoxigenação.

Hickey (1985) estudou um método químico de reoxigenação das câmaras bentônicas durante incubações e alertou que a diminuição excessiva dos teores de OD a patamares não representativos daquele ambiente pode levar à estimações erradas dos fluxos na interface água-sedimento.

De qualquer forma, no presente estudo, ficou evidente o aumento do metabolismo benthico na coleta 2, mostrando que há uma nítida interferência da atividade de cultivo. Entretanto, provavelmente, esta influência deve ficar restrita ao local dos cercados e seu entorno próximo, visto que a própria estrutura (malha) dos

cercados deve desfavorecer a dispersão do material orgânico particulado, sedimentando, em sua grande parte, no interior do sistema de cultivo.

O presente estudo possibilitou ainda verificar que o cálculo por ajuste a uma reta não é adequado para a obtenção do COS em incubações de longa duração. Em função padrão senoidal da curva obtida para as concentrações do oxigênio no interior das CT (noite e dia), faz-se necessário aplicar outro tratamento matemático no lugar do ajuste a uma reta para calcular o COS. O cálculo por integração seria provavelmente o mais adequado. Obter-se-ia assim, o fluxo pela diferença das integrais das áreas internas de cada parábola formada.

O recálculo do COS resultará em algumas mudanças nos valores, entretanto não mudará a interpretação e os padrões originariamente discutidos.

1.4.2.2. Nitrogênio inorgânico dissolvido (NID: amônio, nitrito e nitrato)

As maiores liberações de NID foram registradas na forma de amônio, tanto antes como depois da instalação dos cultivos (Fig. 6). Durante a primeira campanha, houve consumo nas CT e liberação nas CO (-8,7 e 4,7 mg.m⁻².d⁻¹, respectivamente). Os fluxos de nitrito são praticamente desprezíveis (0,04 e -0,1 mg.m⁻².d⁻¹, nas CT e CO, nesta ordem). Os fluxos de nitrato foram negativos em ambas as câmaras, com valores médios de -4,5 mg.m⁻².d⁻¹ nas CT e de -5,9 mg.m⁻².d⁻¹ nas CO. Os valores negativos de amônio e nitrato nas câmaras transparentes estão relacionados à maior assimilação destes constituintes por parte dos produtores primários. Observa-se que nas CO, um maior consumo de nitrato foi acompanhado pela liberação de amônio, indicando a ocorrência de processos de denitrificação. Sob condições de baixa concentração de OD e disponibilidade de nitrato, este pode ser utilizado por determinados microrganismos

como o aceptor final de elétrons (respiração anaeróbica), sendo convertido à amônio ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_x \rightarrow \text{N}_2$).

Ao contrário da denitrificação, a nitrificação transforma o amônio em nitrato ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$). Em ambientes oxidantes, a nitrificação é considerada um dos processos de maior importância no ciclo global do nitrogênio, inclusive nos ambientes marinhos, pois está relacionada com a presença das diferentes formas do nitrogênio inorgânico dissolvido (NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^-), incluindo a perda de N para a atmosfera (formação de $\text{N}_{2(g)}$ via denitrificação quando o ambiente torna-se redutor). As bactérias nitrificantes também podem competir com os produtores primários pelo íon amônio (Ward, 2000), que por outro lado, se em excesso, podem levar ambientes aquáticos a anoxia, como observado em vários estuários (Balls, *et al.*, 1996), devido às reações de oxidações do NH_4^+ e do NO_2^- .

Ao final do cultivo, reduziram-se os fluxos de nitrato e intensificaram-se os de amônio, em especial nas CO ($52,8 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), provavelmente em função de um acúmulo de MO associado a uma condição hipóxica.

Um fluxo dessa magnitude representa um aporte de N na forma de amônio oriundo da regeneração bêntica para a coluna d'água de aproximadamente $0,52 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$, ou seja, $3,6 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{semana}^{-1}$. O valor médio de amônio na água foi de $0,20 \text{ mg.L}^{-1}$; isto equivale a 200 mg.m^{-3} caso seja considerado uma área de 1 m^2 e profundidade de 1 m.

Como o local de cultivo no Saco do Justino apresentou uma profundidade média de 0,6 m, pode-se dizer que se tem aproximadamente 120 mg.m^{-2} (N-amônio). Um fluxo de $52,8 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ representa cerca de 44% do teor de amônio na água. É um aporte considerável levando-se em consideração ser, o Saco do Justino, uma enseada

rasa e semi-fechada. Pereira Filho *et al.* (1998) estimou em cerca de 0,5% esse valor, sob cultivos de mexilhão em uma área de alta hidrodinâmica e profundidade de 4 m.

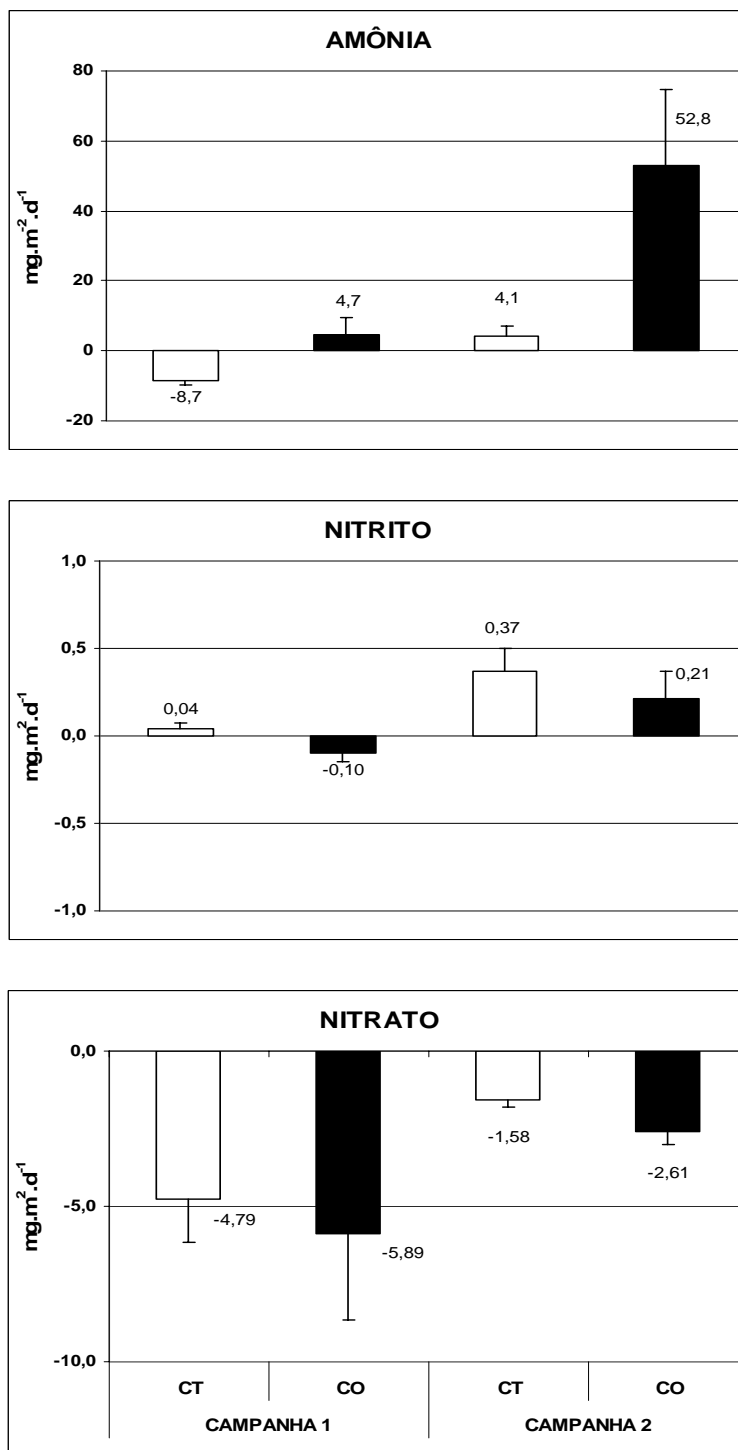


Figura 3: Fluxos de amônio, nitrito e nitrato (média + DP).

Nazário *et al.* (2005) encontrou na Baía de Guaratuba/PR, sob cultivos de ostra, valores médios de fluxos de amônio de $6,17 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

Zarzur (2001) cita valores de fluxos de amônio no Saco do Justino (sem influência de cultivos), nas CO de $45 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, ao passo que Freitas (2004) apresenta valores medidos nas áreas de canais do estuário (em local com pequena influência antrópica) de $30 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Ambos os experimentos foram conduzidos durante o outono.

Comparando os fluxos obtidos no presente trabalho com aqueles reportados por Zarzur (op. cit.) e Freitas (op. cit.), observamos que apesar do considerável aumento nos fluxos de amônio na campanha 2, estes não são muito elevados.

1.4.2.3. Fosfato

Antes de se iniciarem as atividades de cultivo, os fluxos de fosfato foram negativos, mostrando que há remoção deste nutriente da coluna d'água pelo compartimento bêntico (Fig. 7). Os valores registrados, nas CT e CO, foram de $-1,53 \text{ mg m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e $-1,88 \text{ mg m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, respectivamente.

Ao final do cultivo, os fluxos foram positivos em ambas as câmaras, indicando a liberação deste nutriente do sedimento para a coluna d'água. Nas CO o fluxo foi de $5,41 \text{ mg m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e, nas CT, de $1,90 \text{ mg m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

A segunda etapa de amostragem foi dominada por águas mais salinas. O aumento da salinidade favorece a desorção do fosfato adsorvido às partículas em suspensão e/ou os ligados aos hidróxidos de ferro, resultando em uma maior disponibilidade do fosfato dissolvido, que pode ser liberado e se manter biodisponível na coluna d'água (Schenau & De Lange, 2001). Entretanto, cabe salientar que assim

como o nitrogênio, o fósforo é um constituinte importante das rações de camarões. O acúmulo no sedimento do excedente desta ração tende a elevar as taxas de decomposição, promovendo uma maior regeneração do fosfato, contribuindo assim, para os fluxos positivos observados.

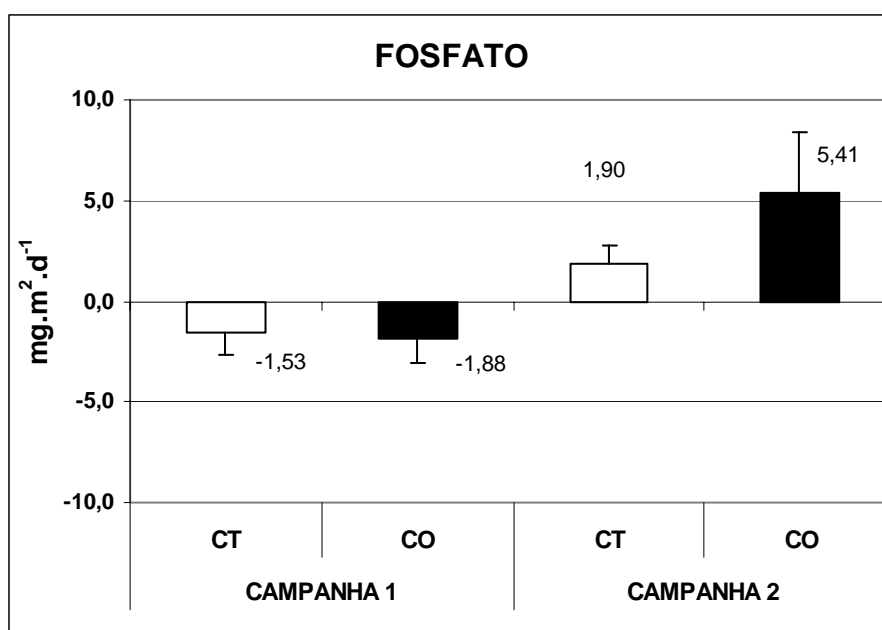


Figura 4: Fluxos de fosfato (média + DP).

Lin & Nash (1996) estimaram que cerca de 24% do total de fósforo aplicado na forma de ração em viveiros de cultivo intensivo de camarão acumulou nos sedimentos. Entretanto, estes valores são bastante variáveis e dependem principalmente da forma de manejo do cultivo e do tipo de ração, ou seja, de sua digestibilidade e qualidade.

O fluxo da CO representa um aporte de fósforo para o ambiente de aproximadamente $0,054 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ ou $1,67 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{mês}^{-1}$. Considerando novamente a profundidade de 0,6 m, tem-se aproximadamente $7,8 \text{ mg.m}^{-2}$. Um fluxo de $5,4 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ representa cerca de 70% do P-PO_4^{3-} da água. Pereira Filho *et al.* (1998) estimou em cerca de 2,5% esse valor sob cultivos de mexilhão.

Estes valores de fluxos do cultivo no Saco do Justino são bastante elevados se comparados à sua concentração na coluna d'água. Certamente, um aporte desta magnitude garante grande parte do fósforo requerido pelos produtores primários, o que deve ter contribuído para a maior biomassa fitoplanctônica, indicada pelos valores de *Cl-a* mais elevados que o da primeira campanha (de 4,2 para 9,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Apesar deste maior aporte de fosfato regenerado, sua concentração na água foi mais baixa que na primeira amostragem (0,013 mg.L^{-1}), provavelmente devido a maior assimilação por parte do fitoplâncton, sugerindo que este deva exercer um papel fundamental no controle das concentrações de fosfato da coluna d'água.

1.4.2.4. Silicato

O silicato foi o elemento que apresentou os maiores fluxos em ambas as câmaras e nas duas coletas (Fig. 8). Os fluxos foram superiores nas câmaras opacas, evidenciando a absorção pelos produtores primários, provavelmente diatomáceas bentônicas penadas, que são uma porção considerável da biomassa do microfitobêntos no estuário (Abreu, 1992) e necessitam de silício na mesma razão que o nitrogênio (C:Si:N:P = 106:16:16:1, razão molar) (Sigmon & Cahoon, 1997).

Os fluxos de silicato tiveram um comportamento mais conservativo entre as duas amostragens (fluxos semelhantes), mostrando não ser influenciado de forma significativa pela presença dos cultivos. Podemos observar que além dos fluxos mais intensos, o silicato exibiu também as maiores variações entre as câmaras, com altos valores de desvios-padrão (Fig. 8). Sabendo-se que as bactérias têm particular importância no processo de dissolução das frústulas silicosas de diatomáceas e que o

microfitobentos geralmente tem uma distribuição heterogênea (Glud *et al.*, 2002), é de se esperar que haja uma maior variação espacial dos fluxos.

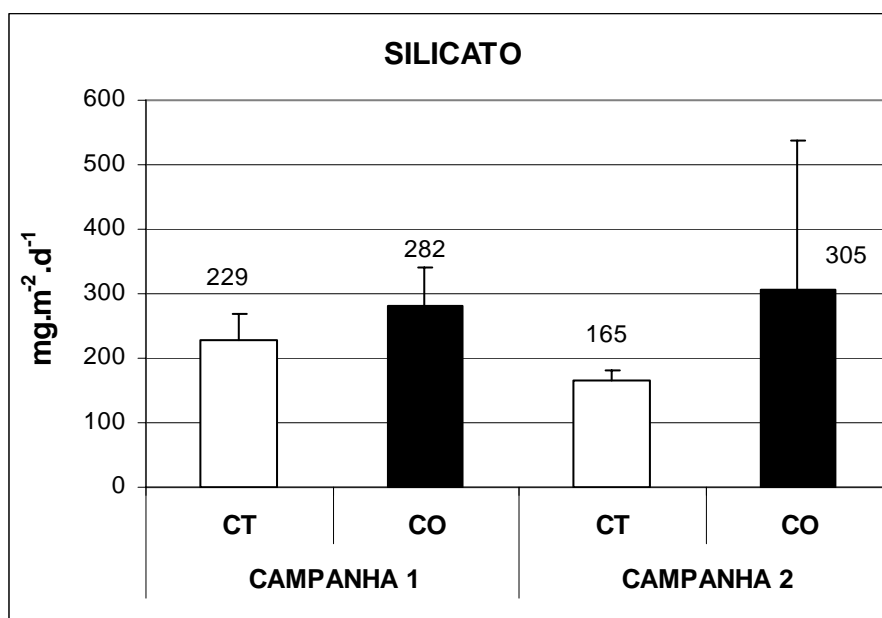


Figura 5: Fluxos de silicato (média + DP).

De forma geral, comparando os resultados dos fluxos de silicato com os de N e P, podemos afirmar que de fato houve uma interferência do cultivo no metabolismo bêntico, de modo que ocorreu um incremento considerável no COS e fluxos de N e P, mas não de silicato. Diferente do N e P, o Si não está diretamente relacionado aos aportes oriundos do cultivo. Desconhecemos ser ele um componente considerável da ração ou das fezes dos camarões.

1.4.2.5. Macroinvertebrados bentônicos

A densidade dos macroinvertebrados bentônicos é mostrada na Fig. 9. Foram identificados 7 táxons, sendo eles: *Heteromastus similis*, *Nephtys fluviatilis*, *Laonereis acuta*, *Erodona mactroides*, *Cyrtograpsus angulatus*, Nemertino e Chironomidae.

Não houve uma diferença expressiva entre as CT e CO, tanto na primeira campanha (7.519 e 7.516 indivíduos.m⁻², nas CT e CO, respectivamente) como na segunda (1.019 e 1.169 indivíduos.m⁻², nas mesmas câmaras). Entretanto, como se pode observar houve uma clara diferença temporal, sendo que inicialmente os organismos bentônicos eram muito mais abundante que depois da instalação dos cultivos.

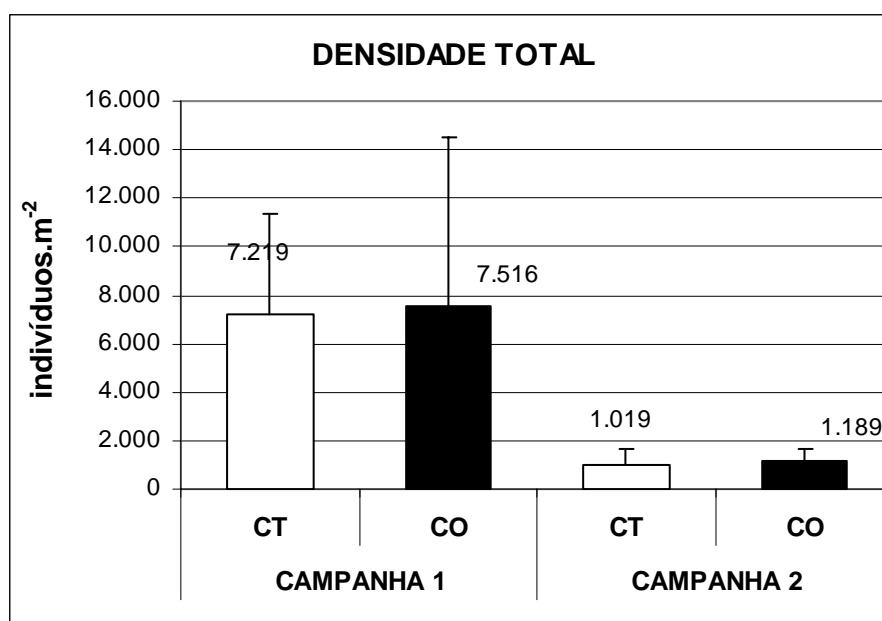


Figura 6: Densidade total de macroinvertebrados bentônicos sob as câmaras (ind. m⁻²).

No total, foram identificadas cinco espécies de macroinvertebrados bentônicos (Tabela 2), destacando-se por sua densidade, em especial na primeira amostragem, os poliquetas *Heteromastus similis*, *Nephtys fluviatilis* e *Laeonereis acuta*, e o pelecípode *Erodona mactroides*, todos tipicamente estuarinos e representantes da infauna do estuário da Lagoa dos Patos (Bemvenuti, 1998).

Foi evidente a grande diminuição de suas densidades ao final do período de cultivo. Apesar de *Heteromastus similis* ter alcançado altas densidades na primeira amostragem (cerca de 3.476 ind.m⁻²), na segunda foi de apenas 837 ind.m⁻², ou seja, uma diminuição de 76%. A redução foi ainda maior quando consideradas as outras

espécies, como por exemplo, os poliquetas *Nephtys fluviatilis* e *Laeonereis acuta* que tiveram uma redução maior que 96 %. Segundo Bemvenuti (1994), não é característica de *Nephtys fluviatilis* se enterrar a maiores profundidades no sedimento. Portanto, estaria assim mais susceptível às interferências inerentes ao cultivo.

Tabela 2: Número total de espécies de macroinvertebrados bentônicos, suas respectivas densidades (indivíduos. m⁻²) e desvio padrão (DP).

Taxons	CAMPANHA 1		CAMPANHA 2	
	Abundância (ind.m ⁻²)	DP	Abundância (ind.m ⁻²)	DP
<i>Heteromastus similis</i>	3.476	4.371	837	540
<i>Nephtys fluviatilis</i>	1.838	409	55	68
<i>Laeonereis acuta</i>	928	978	36	96
<i>Erodona mactroides</i>	455	428	36	62
Nemertino	36	96	36	96
Chironomidae	18	48	0	0
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	18	48	0	0

A infauna atinge suas maiores densidades nos meses de verão e início do outono em fundos vegetados (Asmus, 1984) e não vegetados (Bemvenuti, 1992). Segundo este autor, a infauna mantém as densidades elevadas através de mecanismos de escape à predação, como a capacidade de enterramento e a mobilidade dos organismos. A maior persistência do poliqueta *Heteromastus similis* após a introdução dos cultivos deve estar relacionada com tal estratégia. Em um estudo sobre a composição de invertebrados bentônicos sob cultivos em cercados na mesma área do presente estudo, Soares *et al.* (2004) encontraram uma redução da densidade total do bentos de aproximadamente 86 % após 21 dias, sendo que após este período houve também notáveis diferenças entre o interior dos cercados e a área controle, atribuídas basicamente à predação e/ou perturbação do sedimento. Silva & D’Incao (2001), mostraram através de análises de

conteúdo estomacal que o camarão-rosa *F. paulensis* é predador de macroinvertebrados bentônicos. Segundo Bemvenuti (1987), um dos principais predadores dos macroinvertebrados bentônicos no estuário da Lagoa dos Patos é o camarão-rosa *F. paulensis*.

A panagem dos cercados associada à diminuição da corrente pela presença dos cercados, podem ser fatores que contribuam para a diminuição do recrutamento de larvas de invertebrados bentônicos, resultando na queda da densidade e riqueza de espécies observadas. Esta hipótese é fortalecida ao considerarmos que o recrutamento do bentos ocorre geralmente durante o verão (Bemvenuti, 1987). Entretanto, fica difícil comprovar isso, haja visto ocorrerem as ações de predação e distúrbio do substrato por parte dos camarões e também pelo fato de, durante a campanha 2, não ter sido analisada a comunidade bentônica em uma área controle (externa ao cercado). Contudo, Canary (2005) em um estudo conduzido nesta mesma área, durante um ciclo de produção, mostrou que a densidade de organismos bentônicos numa área controle manteve-se relativamente constante ao longo do tempo de cultivo.

Embora não se tenha efetuado a caracterização sedimentológica, deve-se considerar ainda que o provável aporte de matéria orgânica proveniente dos restos metabólicos e, especialmente, de ração ofertada aos camarões, pode contribuir para a redução da qualidade do sedimento, criando um ambiente desfavorável à sobrevivência dos organismos bentônicos. Lorenzen *et al.* (1987) afirma que em ambientes poluídos, onde se tem acúmulo de MO, há um decréscimo da diversidade destes organismos.

Sabe-se que o acúmulo de matéria orgânica pode tornar os sedimentos ácidos e pobres em oxigênio, o que incrementa as vias anaeróbicas de decomposição, aumentando a produção e liberação de compostos tóxicos reduzidos como amônia,

sulfetos, manganês (na forma Mn^{+2}), metano e nitrito, por fim resultando na alteração da estrutura da comunidade bentônica (Jackson *et al.*, 2004).

Embora Soares *et al.* (2004) não encontraram diferenças significativas de teores de MO entre áreas interna e externa aos cultivos em cercados, analisando-se a intensificação dos fluxos de nutrientes e o COS obtidos neste estudo, não descartamos que haja um acúmulo de MO no interior dos cercados, que explicam esses incrementos dos fluxos. Esse acúmulo poderia não ter sido detectado em função da metodologia utilizada (determinação indireta através de pesagem antes e após incineração). Assim, acreditamos que métodos atuais diretos e mais sensíveis poderiam apontar alguma diferença.

De qualquer forma, mesmo que Soares *et al.* (*op. cit.*) não tenham encontrado um acréscimo significativo nos teores de MO no sedimento, cabe salientar que os métodos para medição da MO ou concentração de carbono orgânico em sedimentos não distinguem entre matéria orgânica lábil e refratária, dificultando assim a interpretação dos resultados encontrados (Boyd, 2003).

Muita da MO presente nos sedimentos superficiais de cultivos é lábil, o que pode não ser verdade para áreas externas, que não sofrem influência desta atividade, mesmo que os valores analíticos sejam próximos e sem diferença significativa estatisticamente, como no caso do trabalho efetuado por Soares *et al.* (2004). Por exemplo, um ambiente sabidamente “sadio” e um impactado, podem ambos, ter um valor de 4% de MO no sedimento. A princípio, poderíamos interpretar que não há diferença na “saúde” destes dois ambientes. Entretanto, se no primeiro houver somente 0,5% de MO lábil comparado a um valor de 2,5% na área impactada, provavelmente

este segundo terá maiores chances desenvolver problemas com a qualidade da água e sedimento em função do excessivo incremento da atividade microbiana.

1.5. CONCLUSÃO

Os dados apresentados mostram que há uma clara interferência pontual dos cultivos nos processos de regeneração bêntica de nutrientes, incrementando os fluxos de nitrogênio (na forma de amônio) e fósforo (fosfato), provavelmente regenerados a partir da matéria orgânica acumulada no sedimento, que é oriunda, em sua grande parte, dos restos de ração e metabólitos dos camarões.

Embora a interferência tenha provavelmente uma abrangência local e temporária (apenas 4 meses do ano), é importante salientar que o metabolismo bêntico determinado pelo Consumo de Oxigênio pelo Sedimento e a Regeneração Bêntica de Nutrientes ganham importância ao considerarmos que o Saco do Justino é uma enseada rasa e de circulação restrita. Sendo assim, o desenvolvimento desta atividade em escala comercial e em ambientes sensíveis, deve ser precedida de uma avaliação criteriosa para se determinar sua viabilidade ambiental.

2. CAPÍTULO 2

2.1. Influência de um cultivo em viveiros do camarão branco do pacífico (*Litopenaeus vannamei*) sobre o metabolismo bêntico e a qualidade da água.

2.2. Objetivos

2.2.1 Objetivo geral

- Determinar a influência de um cultivo, de escala comercial, realizado em viveiros sobre o metabolismo bêntico e sobre a qualidade da água.

2.2.2 Objetivos específicos

- Quantificar o metabolismo bêntico, em função do consumo de oxigênio pelo sedimento (COS) e dos fluxos de nutrientes na interface sedimento-coluna d'água em experimentos “*in situ*” de incubação com câmaras bentônicas,.
- Relacionar os fluxos de nutrientes e oxigênio dissolvidos obtidos nas incubações com o estoque desses elementos na coluna d'água, para se ter um panorama do potencial dos sedimentos em adicionar ou remover estes elementos.
- Relacionar os fluxos de nutrientes e oxigênio obtidos nas incubações com a concentração destes elementos na coluna d'água.
- Comparar os fluxos de nutrientes e oxigênio com seu estoque na água para se ter um panorama do potencial dos sedimentos em adicionar ou remover estes elementos da coluna da água.
- Comparar os fluxos de N e P frente a taxas de fertilizações artificiais comumente utilizadas nesta atividade.

- Analisar a estrutura da comunidade bentônica, em termos de riqueza e densidade das espécies.
- Estabelecer relação entre os fluxos, o bentos e a qualidade dos sedimentos.
- Verificar se há incremento do carbono orgânico nos sedimentos superficiais do viveiro e da bacia de sedimentação comparado à estação controle.

2.3. Material e métodos

2.3.1. Local e características do cultivo

O trabalho foi realizado na Fazenda Carcibrás, localizada às margens do estuário da Lagoa dos Patos, no município de São José do Norte-RS (Fig. 1).

Foram adquiridas pós-larvas do camarão *Litopenaeus vannamei* no laboratório da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) para se proceder com a engorda em 3 viveiros escavados com áreas variando de 2 a 4 ha e profundidade em torno de 60 cm. A densidade média de estocagem foi de 20 indivíduos.m⁻². Entretanto, o trabalho foi efetuado em apenas um dos viveiros, com área de 3,8 ha, assumindo que o mesmo é representativo para o conjunto.

O cultivo teve início em dezembro de 2004 e término em maio de 2005. Durante o cultivo foi realizada a fertilização dos viveiros para estimular o crescimento de microalgas, em especial, as diatomáceas. Os camarões foram alimentados com ração peletizada (35% proteína e 0,7% fósforo).

A água é bombeada do estuário para os viveiros e o efluente, antes de ser lançado na Lagoa, passa por uma bacia de sedimentação (denominada neste estudo de

BS) com o objetivo de reduzir a concentração do material em suspensão, que de acordo com muitos autores geralmente é bastante elevada para cultivos de camarão.

Embora não se tenha feito estudos granulométricos, o viveiro, apesar de exibir características arenosas, sofreu algumas alterações, tais como o preparo do solo com arado. Além disso, notava-se a presença de restos de plantas que se desenvolveram durante o tempo em que o viveiro ficou vazio (entressafra, outono-inverno). Em função disto, o sedimento apresentava-se inconsolidado (bastante mole) e com uma camada superficial visualmente oxidada, facilmente identificável nos testemunhos sedimentares pela aparência de uma coloração marrom claro (Fig. 10). O ambiente receptor dos efluentes e, também onde está localizada a estação controle, a margem leste do estuário da Lagoa dos Patos (próximo ao local onde se encontra a fazenda de camarão) possui características sedimentares arenosas e com boa compactação.



Figura 10: Testemunhos sedimentares obtidos na campanha 1. O da esquerda é proveniente do viveiro e o da direita da bacia de sedimentação. Observa-se uma camada superficial oxidada mais espessa no do viveiro comparada a da bacia de sedimentação.

Na BS, o sedimento superficial apresentava claramente uma fração mais importante de sedimentos finos e de matéria orgânica (MO), caracterizado visualmente por uma faixa superficial de sedimentos escuros e apenas uma fina película marrom claro na interface sedimento-água (camada oxidada).

2.3.2. Amostragem

2.3.2.1. Câmaras bentônicas e análises físico-químicas

A metodologia de amostragem com as câmaras bentônicas transparentes (CT) e opacas (CO) foi idêntica à descrita no Capítulo 1, com a diferença de que na fazenda foram efetuadas incubações de 6 horas e coletas de água de seu interior a cada 2 horas. As incubações iniciaram-se por volta das 10 horas e finalizaram às 16 horas.

Ao todo foram realizadas 3 campanhas de amostragens: Campanha 1 – no início do período de cultivo (início de dezembro/04); Campanha 2: intermediária (final de janeiro – início de fevereiro/05) e Campanha 3: mais ao final, cerca de um mês antes da despesca (abril/05).

Em cada campanha foram realizadas incubações em três setores (Fig. 11): em um dos Viveiros (denominado VIV), na BS e em uma área de referência no estuário adjacente à fazenda (distante mais de 300 m do efluente, à montante da Lagoa), considerada controle (denominado CTR).

Estava previsto também realizar uma segunda incubação na Lagoa, em frente ao ponto de lançamento dos efluentes oriundo do cultivo. Porém, em função do baixo nível de água neste local (o que eventualmente ocorre no período de verão), não foi possível proceder às incubações.

Para a caracterização físico-química da coluna da água escolheram-se os mesmos 3 pontos onde foram feitas as incubações com as câmaras (CTR, VIV, BS) além de um ponto no canal de drenagem dos efluentes (EFL), logo após a saída da BS.

Assim, antes da fixação das câmaras ao sedimento, foram coletadas amostras de água em superfície (a 10 cm da interface ar-água) com frascos de polietileno para determinação da temperatura, salinidade, pH, OD, material em suspensão, clorofila-*a*, fósforo total e nutrientes inorgânicos dissolvidos (amônio, nitrito, nitrato, fosfato e silicato).

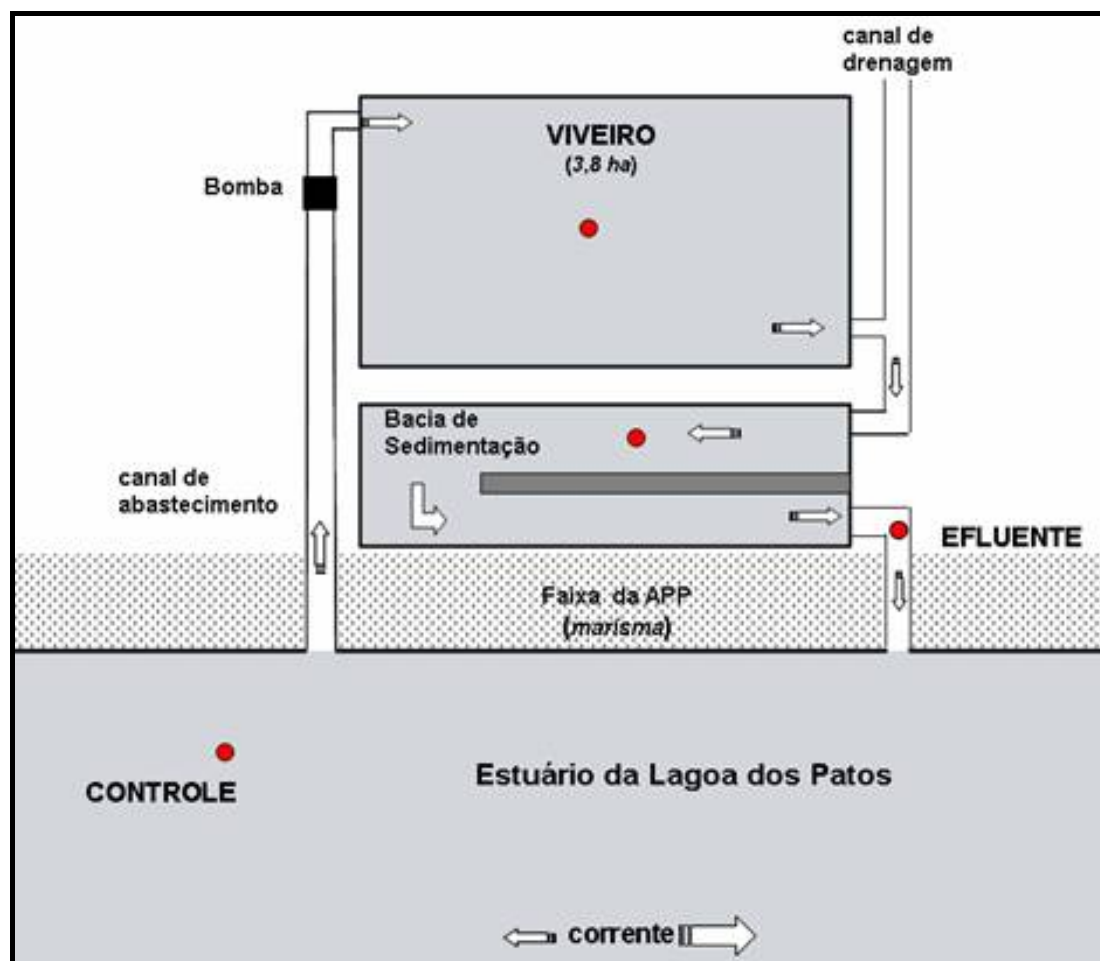


Figura 11: Desenho esquemático mostrando os locais amostrados. Não foram considerados aqui os outros dois viveiros da fazenda.

Após a coleta, as amostras de água destinadas às análises dos nutrientes foram imediatamente filtradas em filtros de acetato de celulose (0,45 μm) e retiradas alíquotas, em triplicata, as quais foram imediatamente congeladas para posterior análise no laboratório, com exceção do amônio que foi fixado *in situ* e congelado após 3 horas. O OD também foi analisado em triplicata, tanto o das incubações quanto o das amostras iniciais da coluna da água. As amostras destinadas às análises de clorofila-*a* foram processadas segundo a metodologia descrita no Capítulo 1.

A metodologia para coleta e análise dos macroinvertebrados bentônicos segue aquela descrita no Capítulo 1.

Adicionalmente às coletas de testemunhos destinados à análise dos macroinvertebrados bentônicos, foram, da mesma forma, coletados testemunhos para análise de Carbono Orgânico Total (COT). Imediatamente após a coleta, os testemunhos eram abertos e retirados a porção superficial do sedimento (em torno dos 3 cm superficiais). Assim como para o bentos, em cada setor estudado (CTR, BS e VIV) foram obtidos 6 testemunhos destinado à análise do COT (sob cada câmara foi extraído um). Com o objetivo de obter-se uma amostra composta em cada setor, as porções de sedimento obtidas dos 6 testemunhos foram misturadas, armazenadas individualmente em papel alumínio e congeladas a -20 °C até o processamento das mesmas. As etapas de conservação, descarbonatação e análise das amostras seguiram os procedimentos descritos por Zimmermann *et al.* (1997), com algumas modificações. As amostras foram descongeladas em estufa, a 60 °C por 24 horas e em seguida descarbonatadas, através da exposição ao vapor de ácido clorídrico (HCl) concentrado em um dessecador, por 24 horas, no escuro. Após, elas foram novamente secas em estufa a 60 °C durante 24 horas. As análises da concentração de COT foram realizadas em um auto-analisador

Perkin Elmer CHN/S modelo 2400, imediatamente após as etapas anteriores. Como controle analítico das amostras foi utilizado o padrão cistina e o material de referência MESS-1 (National Research Council Canadá). O limite de detecção do aparelho CHN/S foi calculado para amostras sólidas através do desvio relativo do padrão cistina (Harris, D.C., 1995), obtendo-se 0,27% para o carbono e 0,07% para o nitrogênio.

2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.4.1. Coluna da água

2.4.1.1. Caracterização geral

Os resultados deste tópico são apresentados na Tabela 3 e, discutidos em separado, para cada estação amostral.

Na primeira campanha, predominaram águas de temperatura próximas a 24 °C e baixa salinidade (5 a 7). Já na segunda, a temperatura foi ligeiramente superior e a salinidade alcançou os maiores valores, entre 25 e 31. Na terceira campanha, mais ao final da safra de cultivo, predominaram águas de temperaturas mais baixas (entre 22,5 e 23,7) e salinidades intermediárias (em torno de 17).

Tabela 3: Resultados dos parâmetros analisados na coluna da água. CTR = controle; VIV = viveiro; BS = bacia de sedimentação e EFL = efluente.

	CTR			VIV			BS			EFL		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
T °C	24,0	26,0	23,7	24,3	25,3	22,6	24,1	25,7	22,5	24,0	25,5	22,6
Salinidade	7,0	31,0	17,0	6,0	25,0	17,0	6,0	29,0	17,0	5,0	26,0	18,0
pH	7,6	7,8	7,7	6,8	8,1	6,8	6,4	7,6	6,7	7,4	6,7	6,6
OD (mg.L⁻¹)	8,8	7,1	7,6	8,0	8,9	7,7	6,6	6,9	3,5	6,5	7,1	3,9
% Sat OD	108	103	98	99	125	99	82	99	54	80	101	50
Amônio (mg.L⁻¹)	0,004	0,010	0,004	0,160	0,092	0,094	1,372	0,378	1,476	0,826	0,181	1,819
Nitrito (mg.L⁻¹)	0,001	0,001	0,004	0,001	0,001	0,001	0,035	0,031	0,035	0,022	0,012	0,042
Nitrato (mg.L⁻¹)	0,003	0,004	0,016	0,127	0,049	0,040	0,243	0,045	0,083	0,218	0,030	0,078
Fosfato (mg.L⁻¹)	0,003	0,020	0,020	0,021	0,024	0,013	0,021	0,011	0,023	0,010	0,004	0,004
P Total (mg.L⁻¹)	0,047	0,060	0,038	0,096	0,189	0,173	0,097	0,052	0,177	0,069	0,068	0,133
N/P (molar)	6,44	1,65	2,63	29,8	13,4	23,4	173	90	154	246	114	1065
Silicato (mg.L⁻¹)	6,19	1,41	0,23	0,90	0,68	1,16	11,5	7,08	4,40	14,8	6,15	3,47
Cl - a (µg.L⁻¹)	3,1	3,1	5,0	33,1	69,4	52,0	19,0	13,0	25,9	10,7	27,7	23,6
MS (mg.L⁻¹)	33,7	33,5	16,8	38,0	87,3	186	76,0	55,5	54,0	97,0	54,0	71,3
Nitrogenados (mg.L⁻¹)	0,008	0,015	0,023	0,288	0,143	0,134	1,651	0,454	1,594	1,066	0,223	1,938
Amônio/NID	51,7	65,4	18,1	55,5	64,8	69,8	83,1	83,3	92,6	77,5	81,0	93,8

Quanto ao Oxigênio Dissolvido (OD), nas três campanhas, os maiores valores foram registrados no CTR e VIV, sempre acima de 7,0 mg.L⁻¹ e percentuais de saturação variando de 98 a 125% (Tabela 3). Já na bacia de sedimentação e efluente, os valores foram inferiores, sendo que ao final do cultivo registraram-se em média OD de 3,5 e 3,9 mg.L⁻¹ e percentuais de saturação de 54 e 50% na BS e EFL, respectivamente.

2.4.1.2. Ponto controle/referência (CTR)

A concentração dos nutrientes foi relativamente baixa, em geral, bem inferior àquelas encontradas no VIV e, em especial, na BS. Silicato e fosfato refletiram bem a predominância do tipo de água presente no estuário. Em dezembro (campanha 1),

quando o estuário estava tomado por águas de baixa salinidade, as concentrações de fosfato foram as mais baixas (Tabela 3). Em contrapartida, para o silicato, oriundo dos aportes fluviais, foi registrado os valores mais elevados.

De forma inversa, nas campanhas 2 e 3, quando a salinidade aumentou, as concentrações de silicato diminuíram e as de fosfato aumentaram, mostrando claramente que houve uma correlação inversa entre a salinidade e o silicato e direta com o fosfato, provavelmente em função do processo de desorção conforme já explicado no capítulo 1.

Os nitrogenados também apresentaram valores baixos em relação ao cultivo, mas normalmente encontrados neste estuário (Baumgarten *et al.*, 1995). Na campanha 2, o amônio foi o elemento mais representativo em relação ao total de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), correspondendo a cerca de 65% do NID. Já na terceira campanha, o nitrato foi o elemento mais significativo, sendo que o amônio respondeu por apenas 18% do NID.

A relação N/P (molar) foi bastante baixa, entre 2 e 6, demonstrando ser, o nitrogênio, naquele ambiente, o nutriente mais limitante.

Os valores mais elevados de Cl-a foram registrados na terceira campanha, cerca de $5,0 \mu\text{g.L}^{-1}$.

2.4.1.3. Viveiros (VIV)

Nos viveiros, ao contrário do que se esperava, a concentração dos nutrientes, em geral, diminuiu ao final do período de cultivo. Em dezembro foram registrados os valores mais elevados de nitrato e amônio, reflexo provavelmente da fertilização com Uréia ((NH_2)₂CO) ocorrida neste período com o objetivo de promover o crescimento fitoplanctônico, em especial, o de diatomáceas. De fato, neste período, a água dos

viveiros exibia uma coloração amarronzada, típica de locais onde predomina este grupo algal. As diatomáceas absorvem silicato para comporem suas carapaças. Uma intensa assimilação deve ter ocorrido no VIV em dezembro, quando a concentração deste elemento na água caiu a patamares 7 vezes inferiores aos encontrados na estação controle (de 6,19 no CTR para 0,9 mg.L⁻¹ no VIV) (Tabela 3), evidenciando assim a intensa assimilação deste elemento pelas diatomáceas.

O amônio correspondeu por cerca de 55 a 70% do NID, tendo sua importância aumentada mais próxima ao final do cultivo.

O P total apresentou concentrações cerca de 2 a 5 vezes maiores no VIV em relação ao CTR. O P total esteve diretamente relacionado à biomassa de fitoplâncton, já que na segunda campanha foi registrado o valor mais alto de todo o estudo (0,189 mg.L⁻¹ de P total), o qual foi acompanhado de um pico de Cl-a (69,4 µg.L⁻¹), o maior valor registrado durante o estudo.

2.4.1.4. Bacia de sedimentação (BS)

Com exceção do fosfato, os demais nutrientes exibiram concentrações muito superiores na BS em relação ao VIV. Em abril, por exemplo, a concentração de amônio na BS chegou a ser 15 vezes superior a do VIV (1,47 e 0,094 mg.L⁻¹, respectivamente) (Tabela 3). Além do amônio, o nitrito e nitrato também tiveram suas concentrações aumentadas na BS comparado ao VIV (exceção feita ao nitrato, em fevereiro).

As concentrações de fosfato mantiveram-se baixas, próximas a 0,02 mg.L⁻¹, diminuindo para 0,013 mg.L⁻¹ em fevereiro, após a renovação da água dos viveiros. Como resultado da elevada concentração de nitrogênio, mas baixa de fósforo, a relação N/P alcançou valores bastante elevados na BS (entre 90 e 173).

As altas concentrações de nutrientes na BS devem-se ao fato deste ser um local de deposição do material particulado, constituído em boa parte por matéria orgânica e, portanto, os processos de regeneração bêntica representam uma grande fonte de nutrientes para a coluna d'água (Teichert-Coddington *et al.*, 1999).

Assim como no VIV, na BS as renovações de água em fevereiro também tiveram um efeito marcante na diminuição dos teores de amônio, os quais voltaram a se elevar em abril quando a frequência de renovação diminuiu e o tempo de residência da água na bacia era demasiadamente longo. Semelhante ao encontrado no presente estudo, Poersch (2004) cita uma elevação significativa dos níveis de nitrogênio total ao longo de um ciclo de cultivo (2003) nesta mesma fazenda, ao passo que o fósforo total não apresentou diferença significativa. Uma hipótese para explicar os baixos níveis de fósforo em relação ao nitrogênio na BS, é que o fato de o fosfato tender a se adsorver nas partículas em suspensão, que ao sedimentarem, poderão deixar o fosfato aprisionado no sedimento.

Quanto à remoção de sólidos em suspensão oriundos dos viveiros, a eficiência da BS foi maior quando as concentrações de material em suspensão (MS) foram mais elevadas. Em fevereiro, por exemplo, foi de aproximadamente 35% e de 70% em abril. Essa eficiência, provavelmente, seria ainda maior no momento da despesca (em especial nos 20 % de águas residuais), quando é lançado mais MS do que ao longo de todo o ciclo de cultivo (Boyd, 2001). Segundo este autor, as BS oferecem um excelente método de tratamento dos efluentes lançados durante a despesca, quando eles tornam-se mais concentrados.

2.4.1.5. Efluente (EFL)

As concentrações dos nutrientes no EFL foram, em geral, inferiores às da BS, com poucas exceções, como por exemplo, os teores de amônio encontrados em abril ($1,82 \text{ mg.L}^{-1}$) – concentração mais elevada registrada em todos os 4 setores e nas 3 campanhas amostrais (Tabela 3). Ao contrário dos demais nutrientes, a concentração de silicato tendeu a aumentar no EFL, possivelmente em razão da redissolução de carapaças silicosas de diatomáceas sedimentadas na porção final da BS, uma vez que esta parte possui considerável quantidade de macrófitas aquáticas (como *Spartina* sp e *Juncus* sp), que devem favorecer a maior sedimentação destas microalgas.

A exemplo da BS, no EFL, a concentração dos nutrientes (exceto fosfato) também foi bem superior àquelas encontradas no estuário (CTR). Entretanto, pelo menos para o amônio (o único da série nitrogenada que possui limite para lançamento de efluentes) elas estão dentro dos padrões de lançamento exigidos pela legislação (Resolução CONAMA 357/05).

2.4.2. Sedimento

2.4.2.1. Carbono Orgânico Total no sedimento (COT)

Os resultados de carbono orgânico no sedimento (COT) revelam uma clara distinção dos ambientes (Fig. 13). O CTR e VIV são semelhantes entre si, mas distintos da BS. Os valores de COT dos dois primeiros estiveram sempre entre 0,38 a 0,47%. Já, os da BS foram iguais ou maiores que 1%.

Com relação à variação temporal, parece não ter ocorrido maiores alterações nos teores de COT ao longo das três campanhas no CTR e VIV. Em contraste, na BS, a

concentração de COT no sedimento da última campanha foi cerca de 50% maior que a da primeira (de 1,0 a 1,48%).

Os valores do CTR e VIV são condizentes com dados que vem sendo reportados para locais não poluídos do estuário da Lagoa dos Patos (Cabrera, 2004; Louzada *et al.*, 2005).

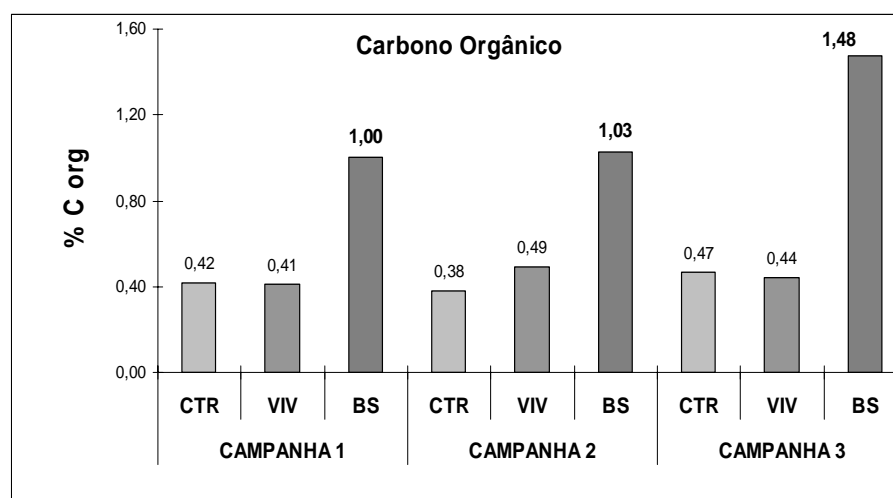


Figura 12: Resultados de Carbono Orgânico Total. CTR = controle; VIV = viveiro; BS = bacia de sedimentação e EFL = efluente.

Segundo Boyd (2003), a concentração de COT no sedimento de viveiros de cultivos de camarão raramente ultrapassa 1 a 2%, sendo que valores de 3 a 4% são excessivos e desaconselháveis para o cultivo. Segundo o autor, viveiros com teores de COT inferior a 0,5% podem não ter boa produtividade. Em viveiros novos pode-se encontrar concentrações menores que 0,25% (Boyd, 2003a). A tendência é que a concentração aumente com a idade do viveiro até, geralmente, acontecer a estabilização (Boyd, 2003).

Para se ter uma estimativa da porcentagem de MO, basta multiplicar o valor de C por um fator de 2 (Nelson & Sommers, 1982). Deste modo, podemos considerar que

o CTR e VIV possuem teores de MO próximos ou inferior a 1% e a BS entre 2 e 3%, aproximadamente.

Soares *et al.* (2004) registraram em sedimentos sob cultivos em cercados (50m^2 de área e densidade de estocagem de $26\text{ camarões.m}^{-2}$), no estuário da Lagoa dos Patos, teores de MO que variaram de 1 a 2,2% nos primeiros 60 dias iniciais de cultivo. Os valores oscilaram bastante e não foi evidenciada diferença estatística ao longo do período estudado.

Na BS maiores concentrações de MO já eram esperadas visto que é um local de deposição do material particulado oriundo dos viveiros.

Deve-se ressaltar que o aumento de COT na BS registrado da segunda para a terceira campanha, provavelmente ocorreu em função da despesca prévia de um, dos três viveiros existentes na fazenda, resultando assim em um intenso aporte de MO, quando comparado àquele originário somente da renovação da água dos viveiros. Segundo Boyd (2001), a água residual da despesca é muito mais concentrada em material orgânico particulado que a água das renovações. O autor afirma ainda, que a concentração de MO na água de despesca é tão grande, que ao longo de um ciclo de cultivo (120 dias) ela possui maior potencial poluidor do que o somatório gerado por uma renovação diária de 2%, em 120 dias de cultivo (exemplo dado para a DBO_5 e sólidos totais dissolvidos).

2.4.3. Interface sedimento-coluna da água

2.4.3.1. Fluxos de elementos dissolvidos

2.4.3.1.1. Consumo de oxigênio pelo sedimento (COS)

Considerando as CO, os maiores valores de COS foram registrados no VIV (Figura 13). No início do cultivo foram registrados altos fluxos positivos de OD no interior das CT, nos 3 locais amostrados, sendo que posteriormente (campanha 2) registraram-se fluxos positivos somente no CTR e VIV. Na terceira campanha, tanto no VIV como na BS, os fluxos de oxigênio nas CT foram negativos (-522 e -605 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$), havendo portanto, um consumo líquido de oxigênio.

Na estação CTR, foram registrados fluxos positivos nas três campanhas. No VIV, as CT apresentaram fluxos negativos somente na última campanha, sendo que na BS isto ocorreu desde a segunda campanha.

Considerando as CO, não houve uma variação temporal do COS, mas houve diferenças entre os locais amostrados. De forma geral, o VIV foi o que apresentou os maiores COS, caracterizando-se por um pequeno decréscimo dos valores médios ao longo do período de cultivo, entretanto, muito pequeno (-2.083 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$; -1.976 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ e -1.680 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, nas campanhas 1, 2 e 3 respectivamente). Diferente do que ocorreu, esperava-se que houvesse um significativo aumento do metabolismo bêntico ao final do cultivo, em função do acúmulo teórico de matéria orgânica nos sedimentos neste período. Entretanto, os dados de COT mostram que não houve acréscimo de MO no sedimento.

Porém, é importante salientar que no início do cultivo o sedimento apresentava-se com muitos detritos de vegetação que se desenvolveram durante a entressafra (em geral, entre maio a outubro). Isto pode ter mascarado o metabolismo deste ambiente no início do cultivo; ou seja, pode ter sido superestimado, pois o ambiente possuía detritos pretéritos aos produzidos pelas atividades inerentes ao cultivo.

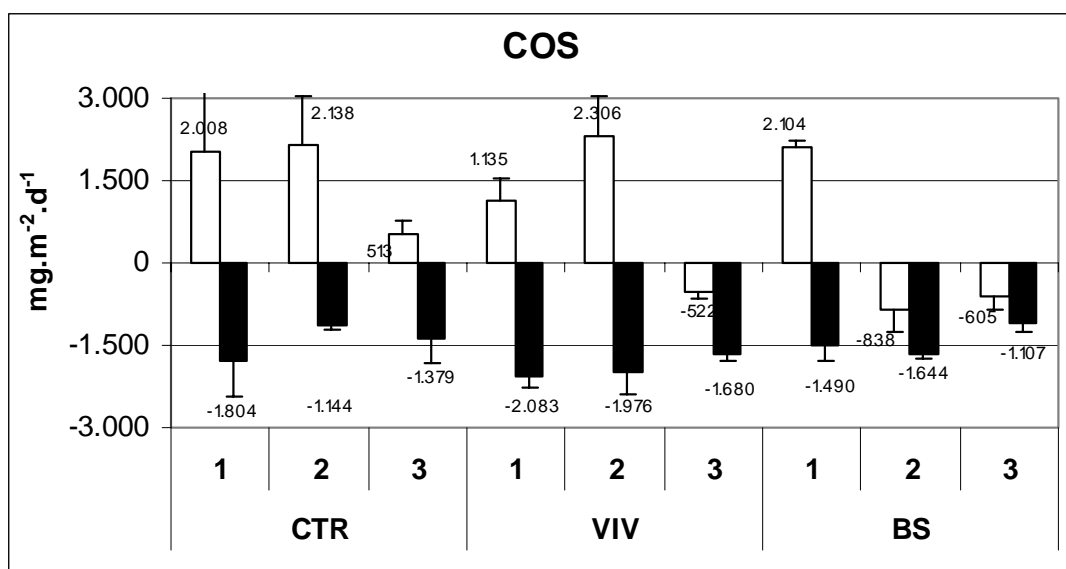


Figura 73: Consumo de Oxigênio pelo Sedimento (COS) em $\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (média+DP). Barras claras representam as câmaras transparentes e as barras escuras, as câmaras opacas.

Outra hipótese é o provável assoreamento por via eólica, com sedimentos arenosos, pobres em MO, oriundos do talude do viveiro, que não possui vegetação capaz de retê-los e evitar seu carreamento para o interior do viveiro. Esta hipótese é fortalecida, pois foi presenciada *in loco* durante o desenvolvimento das atividades de campo, durante a 3ª campanha, numa época em que predominam ventos do quadrante NE (direção perpendicular à posição do talude em questão). De fato, na última amostragem, houve uma redução do teor de MO nos sedimentos superficiais do viveiro, resultando num decréscimo de COS.

Se considerarmos o COS médio das CO obtido na campanha 3 ($-1.680 \text{ mgO}_2.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), uma profundidade de 0,6 m e uma concentração média diária de OD otimista de 8 mg.L^{-1} (concentração de **saturação** para a temperatura de $22,6 \text{ }^\circ\text{C}$ e salinidade 17, registradas naquele dia), o metabolismo bêntico representa quase 30% do estoque de OD da coluna d'água:

- $\text{COS} = 1.680 \text{ mgO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$

- Integral do OD contido em 1 m^2 de coluna d'água (prof. 0,6 m) = $600 \text{ L} \times 8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} = 4.800 \text{ mg de oxigênio}$.

- Relação COS x estoque água: $(1.680 \div 4.800) * 100 = 28,5\%$

Da mesma forma que descrito no capítulo 1, é muito grande a variação dos valores de fluxos reportados por Forja *et al.* (2004) que mostra valores de COS de vários pesquisadores, os quais variam desde 35 a quase $14.000 \text{ mgO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

Com exceção da segunda campanha, a BS exibiu os menores COS (CO). Esperava-se ter um metabolismo mais alto, resultando em fluxos mais intensos por se tratar de um local de deposição de material orgânico particulado que estaria susceptível à remineralização nos sedimentos superficiais. Inclusive, foram verificados na BS valores de carbono orgânico total próximos ao dobro do CTR e VIV. Mais adiante serão levantadas e discutidas algumas hipóteses para explicar tal situação.

Embora também se tenha observado a ocorrência de produção primária durante as campanhas 2 e 3 na BS (COS nas CT inferiores ao das CO), o consumo foi superior à produção, resultando em fluxos negativos nas CT, o que demonstra a tendência de um ambiente com metabolismo heterotrófico. No capítulo 1 foi apresentado valores negativos de COS nas CT. Entretanto deve-se levar em consideração que estes foram obtidos após uma incubação de 24 horas, e, portanto, representam o balanço de OD durante um ciclo diurno e um noturno, quando neste último, só ocorre consumo e nunca produção. Diferentemente destas, na fazenda Carcibrás, as incubações foram efetuadas ao longo de 6 horas diurnas. No caso do cultivo em cercados no Saco do Justino, se consideramos apenas as 6 primeiras horas de incubação (que estavam sob efeito da luz

do sol, semelhante às incubações da fazenda, que se passaram totalmente no período diurno) observamos que houve uma alta produção líquida de oxigênio neste período (das 10:00 às 16:00 horas - Figura 4 do Capítulo 1). Diferentemente disso, na fazenda houve consumo líquido, resultando em um COS negativo nas CT. O que se pretende mostrar no caso da fazenda é que o COS negativo nas CT seria, provavelmente, muito mais pronunciado se as incubações englobassem o período noturno.

Isto nos leva a inferir que a partir da análise dos resultados encontrados nas campanhas 2 e 3 da BS e campanha 3 do VIV, tais ambientes apresentavam-se com tendências claramente mais heterotróficas do que o cultivo do Saco do Justino, caracterizando um ambiente mais anaeróbico. Entretanto, é uma comparação grosseira, onde se deve levar em conta as peculiaridades de cada ambiente e em especial o fato de no primeiro caso trata-se de um cultivo onde devem ser atendidos os padrões de qualidade ambiental do ecossistema natural. Ao passo que na fazenda tratar-se de um cultivo externo ao ambiente natural, em um sistema de confinamento e em escala comercial. Portanto os valores de indicadores de potenciais impactos ou alterações ambientais devem ser realmente mais pronunciados.

De um modo geral, o VIV foi o ambiente que apresentou os maiores valores médios de COS, seguido do CTR e da BS (que tem elevado aporte de MO). Parece incoerente, uma vez que o aporte de MO, a princípio deveria resultar numa intensificação do metabolismo benthico. Mas o fato é que deverão ser avaliadas outras variáveis, e não somente a MO, tais como as características químicas do sedimento, a forma de manejo dos viveiros (anteriormente ao cultivo) e especialmente a densidade de organismos bentônico. Nos tópicos subsequentes do presente capítulo, estes fatores serão considerados para melhor explicar os resultados de COS obtidos na fazenda.

2.4.3.1.2. Nitrogenados (amônio, nitrito e nitrato)

2.4.3.1.2.1. Amônio

Semelhante ao COS, não houve um padrão de variação temporal para o amônio.

A BS apresentou um padrão inverso ao CTR e VIV (Fig. 14). No início do cultivo, observaram-se nestes dois locais altos fluxos de liberação; ao contrário da BS onde houve um grande consumo, tanto nas CT como nas CO (-166,9 e -42 mg.m⁻².d⁻¹, respectivamente). Nas demais campanhas do CTR e VIV, os fluxos foram bastante reduzidos em relação à 1ª campanha, ao passo que na BS eles se elevaram (fluxos positivos, exceto nas CT da campanha 3).

2.4.3.1.2.2. Nitrito

Os fluxos de nitrito foram praticamente desprezíveis no CRT e VIV (todos inferiores a 0,5 mg.m⁻².d⁻¹ no primeiro e geralmente inferiores a 1 mg.m⁻².d⁻¹ no segundo), sendo mais significativos apenas na BS durante as campanhas 1 e 3, entretanto foram fluxos de consumo – variando entre 3 e 5 mg.m⁻².d⁻¹ (Fig. 14).

2.4.3.1.2.3. Nitrato

Os fluxos de nitrato obtidos, com algumas exceções, foram todos de consumo (Fig. 14).

Novamente, não houve um padrão temporal definido. Verificou-se que o CTR apresentou valores geralmente menores, assim como ocorreu para o nitrito. Destaca-se na BS o elevado consumo registrado na primeira campanha (- 29 e -45 mg.m⁻².d⁻¹, nas CT e CO, respectivamente).

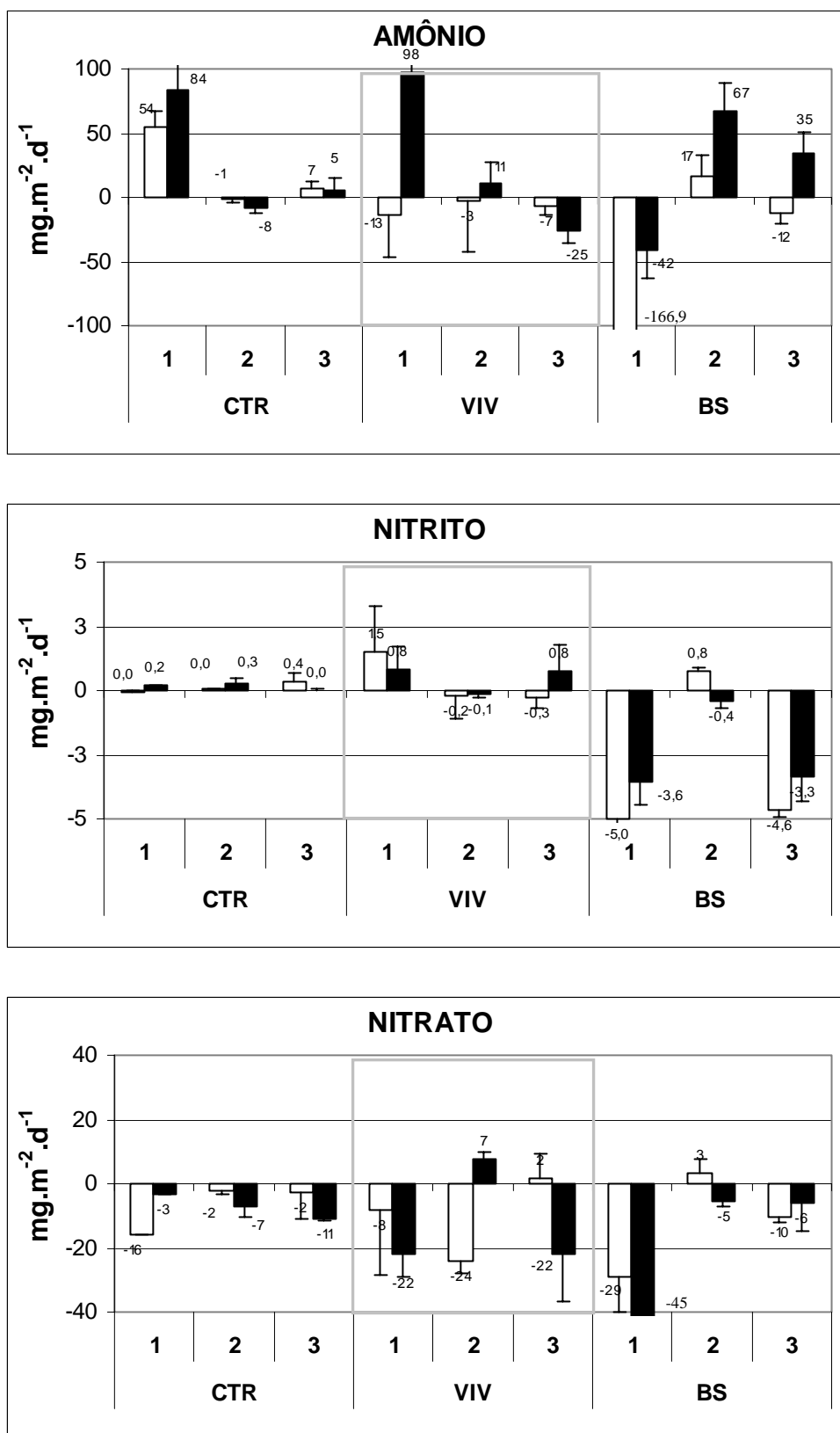


Figura 84: Fluxos de amônio, nitrito e nitrato em $\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (média+DP).. Barras claras representam as câmaras transparentes e as barras escuras, as câmaras opacas.

2.4.3.1.3. Fosfato

Os fluxos de fosfato não mostraram padrão temporal ou espacial bem definido (Fig. 15).

Ao contrário do reportado por muitos autores, os fluxos de fosfato foram geralmente negativos. Ou seja, de modo geral, o sedimento desempenha um papel consumidor de fosfato nos três locais amostrados. É natural que se tenham fluxos positivos, representativos de liberação de fosfato, oriundo da regeneração bêntica.

Diferentemente do N, a diagênese do P é primordialmente físico-química, como por exemplo, processos de adsorção e desorção bem como formação de complexos ou precipitados químicos. Já o N, sofre basicamente transformações mediadas biologicamente, como nitrificação, desnitrificação, e oxidação anaeróbica do amônio.

A remoção de fósforo geralmente ocorre sob condições óxicas e é atribuída à ligação deste íon (PO_4^{3-}) ao ferro férrico (Fe^{3+}) formando assim um complexo insolúvel (Upchurch *et al.*, 1974). Entretanto, sob condições anóxicas o Fe^{3+} é reduzido à forma solúvel de ferro ferroso (Fe^{2+}) liberando o fósforo na coluna da água (Lee *et al.*, 1977), resultando assim em fluxos positivos.

Ainda, de acordo com Liss (1976), outro fator que contribui para a liberação de fósforo são os ânions abundantes na água do mar, como o Cl^- o SO_4^{2-} , que aumentam a desorção de fosfato complexado ao material em suspensão – tendo em vista o aumento da competição pelos sítios de adsorção entre o fosfato e os ânions–, resultando em uma maior disponibilidade do fosfato dissolvido na água.

No CTR, com exceção da liberação ocorrida na CT (campanha 3), os demais fluxos foram negativos.

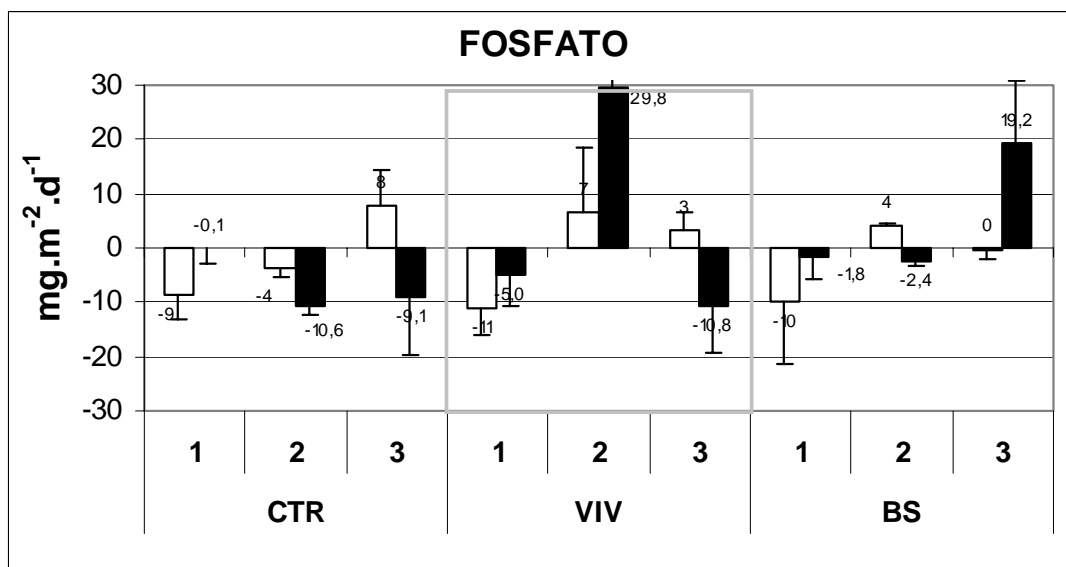


Figura 15: Fluxos de fósforo em $\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (média+DP).. Barras claras representam as câmaras transparentes e as barras escuras, as câmaras opacas.

No VIV, destaca-se o alto efluxo de fósforo ocorrido na CO durante a campanha 2 ($29,8 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), que deve estar relacionado ao aumento da salinidade (25), provocando assim um processo de desorção e liberação deste elemento na água. Isto explica a maior concentração de fósforo na água registrado durante o estudo ($0,024 \text{ mg.L}^{-1}$, tabela 3).

Semelhante ao calculado para o COS, um fluxo de fósforo de $29,8 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ representa um aporte de cerca de $0,3 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$, ou seja, $2,1 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{semana}^{-1}$. Considerando este valor médio de fósforo na água, tem-se o equivalente a 24 mgP.m^{-3} . Sendo a profundidade de $0,6 \text{ m}$, tem-se aproximadamente $14,4 \text{ mgP.m}^{-2}$. Um fluxo de $29,8 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ representa mais de 200% do teor de fósforo na água. Boyd (2003) cita que em muitos casos procede-se à fertilização com $0,5$ a 1 kg de P por semana para manter a produção primária dos viveiros. Deste modo, levando em conta somente o aporte semanal de fósforo oriundo da regeneração bêntica ($2,1 \text{ kgP.semana}^{-1}$), este pode alcançar valores de 2 a 4 vezes maiores que o montante de P da fertilização.

Não deve ser coincidência, portanto, que este maior valor de fosfato esteja correlacionado à maior concentração de *Cl-a* ($69,4 \mu\text{g.L}^{-1}$), representada, provavelmente, em sua grande parte por cianobactérias; pois como já mencionado oportunamente, neste período a coloração da água estava esverdeada, caracterizando a presença deste grupo de microrganismos. Isto obrigou o produtor a realizar intensas e freqüentes renovações de água daquele viveiro.

Segundo Yunes *et al.* (1996), a ocorrência de florações de *Mycrosistis aeruginosa* no estuário da Lagoa dos Patos, por exemplo, é coincidente com ventos fracos ou ausentes, juntamente com temperatura da água acima de 20°C , pH em torno de 8, concentrações de nutrientes nitrogenados e de fósforo não-limitantes e razão de N:P próxima a 13:1. Na ocasião (VIV – campanha 2), o pH era 8,1, a temperatura $25,3$ e a relação estava em 13.

É importante mencionar a baixa relação N/P, visto que de acordo com Pearson (1990), a proporção entre os nutrientes N e P de 10:1 a 16:1 é geradora de condições favoráveis às florações de cianobactérias. Estes resultados são corroborados por De Lorenzo (1995) que estudando as florações de cianobactérias (*Aphanothece* sp) nos corpos hídricos ao redor da cidade do Rio Grande, RS, verificou haver uma relação inversa entre biomassa e razões N/P, correspondendo maior biomassa à menores razões N/P. De Lorenzo (op. cit.) relacionou razões N/P próximas ou inferiores a 10-16:1 com locais de maior biomassa de cianobactérias.

Na BS também foi registrado um grande efluxo, porém, na última campanha ($19 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). Da mesma forma que no VIV, está associado juntamente à maior concentração de *Cl-a* ($23,6 \mu\text{g.L}^{-1}$); entretanto os teores deste elemento na água foram

bastante baixos, provavelmente em razão da maior adsorção ao MS e à absorção pelo fitoplâncton.

A falta de um padrão definido dos fluxos de fosfato denota o comportamento nada conservativo deste elemento, sendo que suas concentrações estão condicionadas tanto a processos de adição natural, como os inerentes à atividade de cultivo, como a processos de remoção, também dependentes de vários fatores, como a concentração de material em suspensão, salinidade, pH, potencial redox, do ferro, do cálcio e de outros cátions (Baumgarten *et al.*, 1995).

Muitos autores chamam a atenção para o fato de que os efluentes das atividades de carcinicultura serem ricos em P (Jones *et al.*, 2001; Paéz-Osuna, 2001; Burford *et al.*, 2003), o que pode gerar sérios problemas ambientais. Portanto, é de fundamental importância a questão de os sedimentos geralmente funcionarem como um aprisionador de fosfato, reduzindo sua emissão para o estuário. Tudo indica que esta é a explicação do porquê as concentrações deste elemento na coluna d'água não se elevaram com significância, mesmo ao final do período de cultivo. Isto tem implicações ambientais muito positivas, pois minimiza a carga deste elemento nos efluentes. Contribuem também para controlar a concentração deste elemento na água.

Entretanto, mais importante ainda, embora menos freqüente, são os eventos relativos às altas liberações de fosfato, as quais pelo menos no VIV, parecem ter o poder de aumentar ou manter determinadas concentrações deste elemento na água, favorecendo eventos de eutrofização, como ocorreu durante a segunda campanha.

2.4.3.1.4. Silicato

De um modo geral, houve uma clara diferenciação espacial dos fluxos de silicato, mas não temporal (Fig. 16).

O CTR, com exceção de um grande consumo ocorrido nas CT durante a primeira campanha (-1806 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$), foi o local que apresentou os menores fluxos, seguido do VIV e BS (que apresentaram fluxos muito superiores). Naquele local os fluxos médios não ultrapassaram os 70 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, ao passo que no VIV foram em torno de 120 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ e na BS, em média, 750 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (variando entre 919 e 636 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$). Estes fluxos são consideravelmente superiores àqueles encontrados sob o cultivo em cercados do Saco do Justino (próximos a 300 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$), reportados no capítulo 1.

Em todas as situações, os fluxos nas CT foram inferiores aos das CO, evidenciando o consumo deste nutriente pelo microfitobentos naquelas câmaras, em especial pelas diatomáceas bentônicas, que segundo Bergesch *et al.* (1995), é o principal grupo constituinte do microfitobentos do estuário da Lagoa dos Patos, apresentando uma concentração no sedimento em média três ordens de grandeza maior do que a coluna d'água sobrejacente.

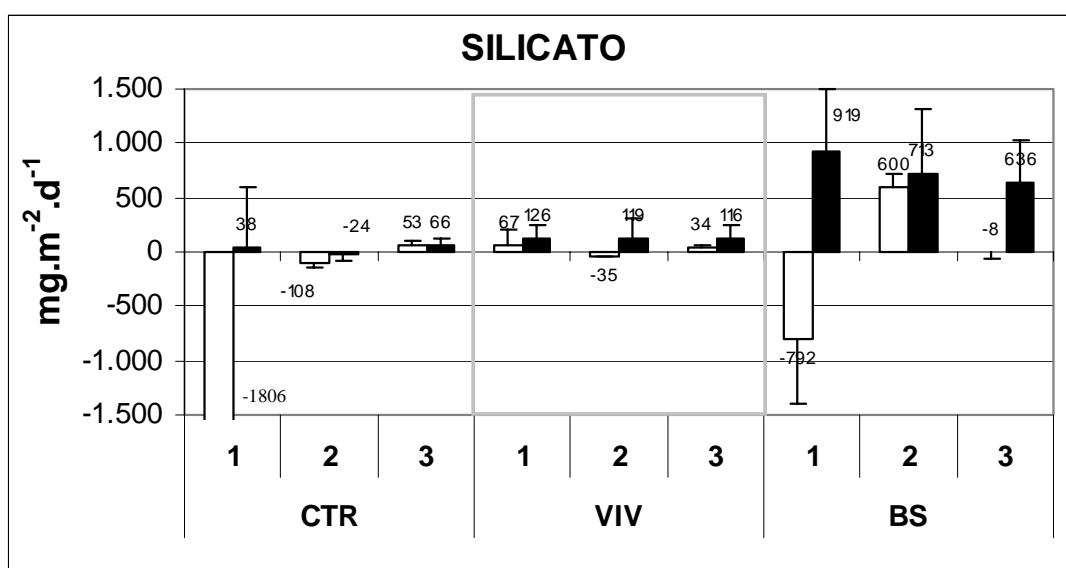


Figura 16: Fluxos de silicato em $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (média+DP).. Barras claras representam as câmaras transparentes e as barras escuras, as câmaras opacas.

No viveiro, mesmo tendo evidências de consumo de silicato pelos produtores primários nas CT, os fluxos foram positivos, exceto na segunda campanha ($- 35 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), demonstrando ter havido uma intensa assimilação.

Este influxo foi acompanhado por um grande consumo de fosfato, pequeno consumo de amônio, mas grande consumo de nitrato. Isto demonstra novamente a dominância das diatomáceas bentônicas como organismos controladores dos fluxos de silicato neste ambiente. Segundo Dham *et al.* (2005) diatomáceas penadas, por exemplo, preferem nitrato em detrimento do amônio, quando comparadas à células menores, como cianobactérias.

Daniels & Boyd (1993) também citam que há evidências de que em cultivos de camarão, a alta relação N/P favorece diatomáceas, sendo até mesmo comum o uso de fertilizantes com esta formulação atendendo a uma razão de N/P entre 15 e 20. Segundo Boyd (2003), é também comum a aplicação de silicato nos viveiros para estimular o crescimento das diatomáceas.

Os elevados fluxos de silicato na BS são reflexos da alta taxa de sedimentação e acúmulo de diatomáceas oriundas dos viveiros, favorecendo assim uma maior dissolução das frústulas (o conjunto das duas valvas silicosas que constituem a carapaça das diatomáceas), seja por processos biológicos e/ou químicos, resultando por fim na liberação deste nutriente na água, gerando os fluxos intensos observados.

O aumento dos fluxos pode também ocorrer na presença de elevadas concentrações de óxidos e hidróxidos de ferro ao longo da camada sedimentar, pois estes agem como um importante catalisador na dissolução das carapaças, conforme reportado por Wells & Mayer (1991).

Até algum tempo, acreditava-se que a regeneração (dissolução) das carapaças das diatomáceas era governada somente por fatores físico-químicos (temperatura, pH, presença de óxidos e hidróxidos de ferro e, desorção em argilas). Porém, atualmente sabe-se que as bactérias têm particular importância neste processo (Bidle & Azam, 1999; Smetacek, 1999), pois os metabólitos excretados pelas bactérias, como ácidos orgânicos, apresentam alta capacidade de dissolver até minerais silicosos (Vandevivere *et al.*, 1994).

Os elevados fluxos de silicato na BS têm implicações marcantes nos teores deste elemento na coluna da água. As concentrações foram bastante superiores às encontradas no VIV e CTR. Isto mostra a importância da regeneração bêntica como processo de reintrodução deste elemento novamente na coluna d'água.

2.4.3.2. Macroinvertebrados bentônicos

Foram identificados 13 táxons de macroinvertebrados bentônicos, sendo eles: *Heteromastus similis*, *Nephtys fluviatilis*, *Laeonereis acuta*, *Kalliapseudes schubartii*, *Sphaeromopsis mourei*, *Platorchestia monodi*, *Heleobia australis*, *Erodona mactroides*, *Tagelus plebicus*, Nemertino, *Farfantepenaeus paulensis*, *Spiophanes* sp e Chironomidae sp.

Na Fig. 17, são apresentados dados médios da densidade total dos organismos. O CTR apresentou a maior riqueza e densidade de espécies, alcançando um máximo na campanha 2 (6.433 ind.m⁻², representada por 9 espécies).

Com exceção da campanha 1, depois do CTR, as maiores densidades foram registradas na BS. Nesta campanha, uma única espécie de inseto da família Chironomidae foi registrada no VIV e alcançou a densidade de 2.718 ind.m⁻².

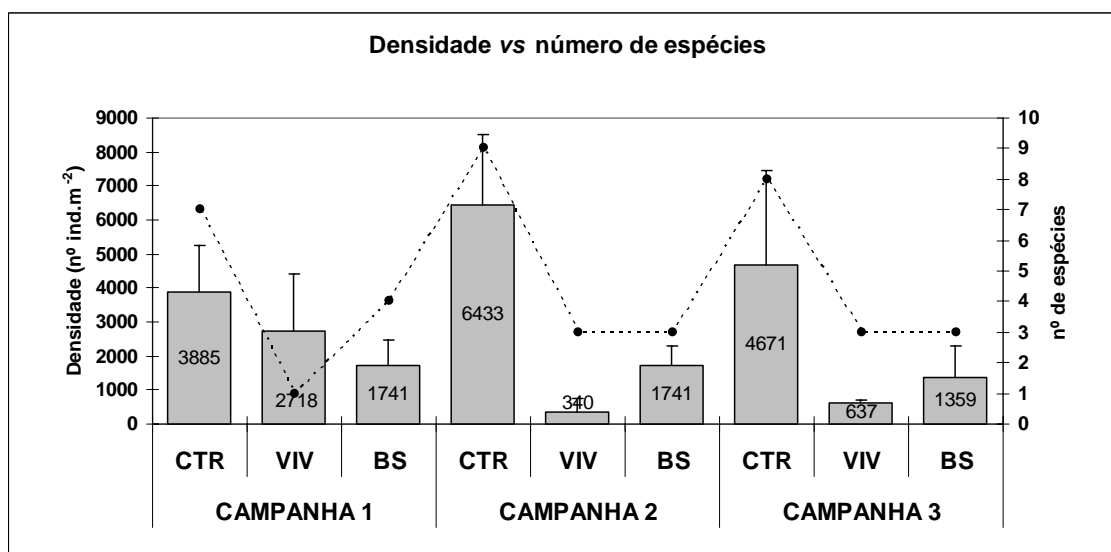


Figura 97: As barras representam a densidade total dos organismos (média+DP). A linha pontilhada representa o nº de espécies.

No início do cultivo, a densidade do CTR foi de 3.885 ind.m⁻² aumentando mais de 1,5 vezes na segunda campanha. No VIV, a densidade diminuiu 8 vezes, porém o número de espécies aumentou para 3 espécies, não sendo mais registrada Chironomidae. Na ocasião, a densidade foi bastante pequena, 340 ind.m⁻². Três espécies também foram registradas na BS durante a segunda campanha, onde a densidade foi de 1741 ind.m⁻² (a mesma do início do cultivo).

Na terceira campanha, foram registradas 8 espécies no CTR com densidade total de 4.871 ind.m⁻². No VIV, a densidade aumentou de 340 para 637 ind.m⁻² e na BS manteve-se próxima a da campanha 2 (1.359 ind.m⁻²). A exemplo desta campanha ocorreram somente 3 espécies no VIV e BS.

Na Fig. 18, estão representadas as espécies mais abundantes de cada ambiente.

No CTR, *H. similis* apareceu com altas densidades em todas as campanhas, sendo acompanhada de altas densidades do tanaidáceo *K. schubartii* da campanha 2 e do isópode *S. mourei* na campanha 3. De acordo com Bemvenuti & Netto (1998), picos

de recrutamento de *K. schubartii* ocorrem geralmente durante a primavera e verão, em concordância com o presente estudo (verão).

No VIV, como descrito anteriormente, nenhuma outra espécie foi registrada no início do cultivo a não ser a de um inseto da família Chironomidae. São larvas de um mosquito características de água doce. Portanto sua presença no VIV, logo no início do cultivo, deve estar relacionada ao período anterior ao enchimento com água estuarina, quando seu desenvolvimento deve ter se iniciado na água de chuva acumulada no VIV (antes do cultivo). Já na segunda campanha, foram registrados poucos exemplares de *H. similis*, *N. fluvialitis* e *H. australis* – densidades de 276, 21 e 42 ind.m⁻², respectivamente. Na última campanha, não foi encontrado *H. australis* e houve um discreto aumento na densidade de *H. similis* e aparição de *N. fluvialitis* com densidades de 234 ind.m⁻². *H. similis* é um poliqueto comedor de depósito que alcança profundidades superiores a 15 cm no sedimento e *N. fluvialitis* um tubícola detritívoro (Bemvenuti *et al.*, 2003).

Analisando as densidades médias totais, no VIV, elas quase que dobraram da 2º para a 3º campanha. Entretanto, pode-se considerar um ambiente bastante pobre, pois além das baixas densidades de organismos, as amostras evidenciaram que os organismos eram bastante pequenos, caracterizando-se por serem, essencialmente recrutas (juvenis); oriundo provavelmente da água bombeada do estuário.

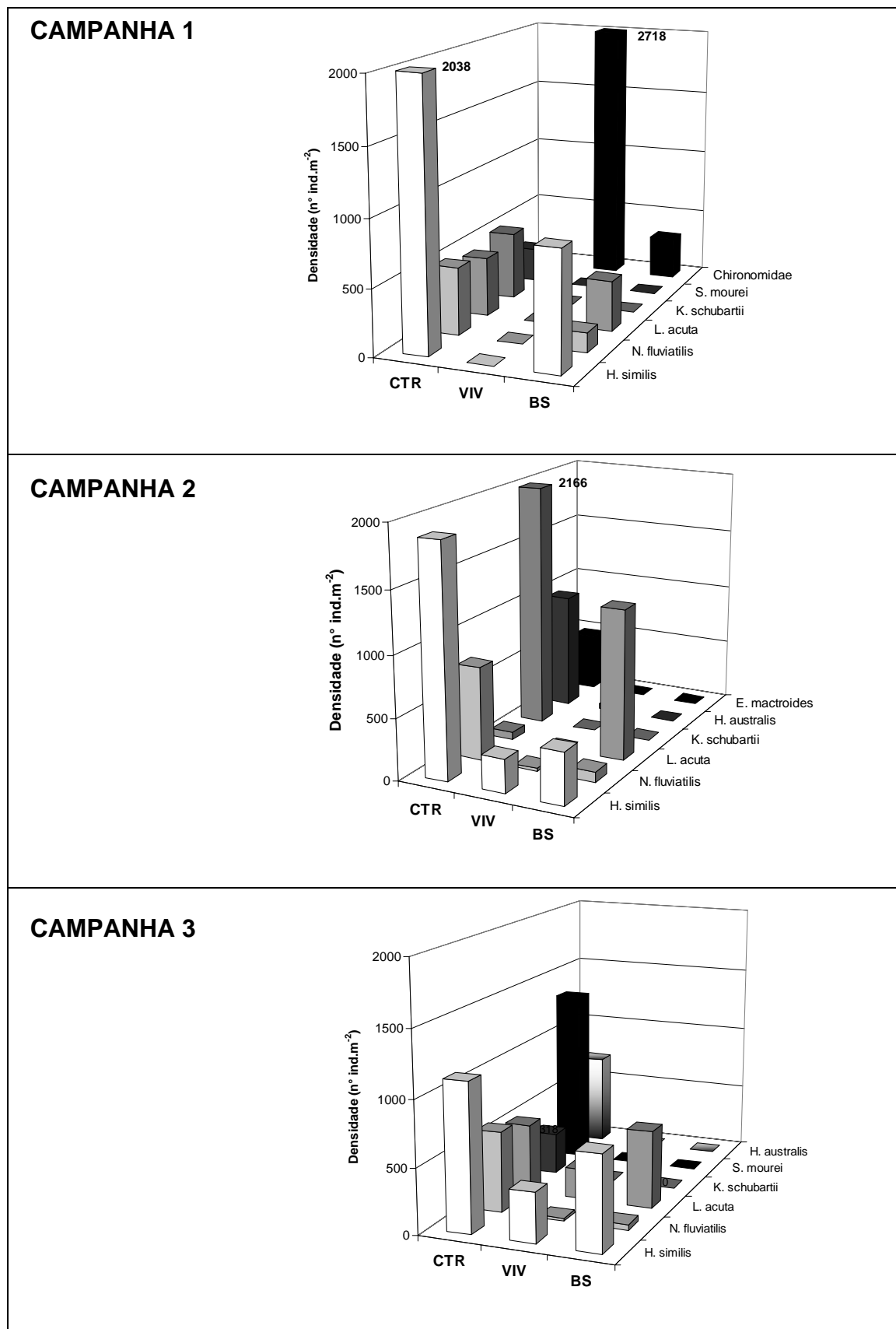


Figura 18: Espécies de macroinvertebrados bentônicos mais abundantes (ind.m^{-2}).

Na BS, com exceção da presença de exemplares de Chironomidae (não comum ao ambiente salobro), as espécies que caracterizaram aquele ambiente foram *H. similis*, *N. fluviatilis* e *L. acuta*, todos poliquetos – foram as únicas 3 espécies realmente encontradas na BS.

2.4.3.3. Relações do COS com os nutrientes nitrogenados e com o bentos

2.4.3.3.1. Relação dos fluxos de amônio, nitrito, nitrato com o COS

Diferentemente do reportado em muitos estudos de regeneração bêntica em ambientes rasos, os fluxos de nitrato corresponderam a uma fração importante dos fluxos de nitrogenados, sendo por muitas vezes mais representativos (em módulo) que os de amônio.

Na BS, esperava-se ter um fluxo de amônio menor na campanha 1 em relação às demais, justamente pelo fato de haver, ao longo do tempo, um acúmulo de MO nos sedimentos superficiais que resultaria, teoricamente, na intensificação dos fluxos como ocorrido no cultivo em cercados e descrito no capítulo 1. Portanto, não era esperado que fosse obtido um fluxo de consumo, ainda mais tão acentuado como os registrados.

É um tanto difícil explicar como um ambiente com as características da BS poderia apresentar um elevado fluxo de consumo, ainda mais quando analisamos os valores de amônio da coluna da água deste ambiente e do VIV. A BS recebe água com baixos teores de amônio do VIV, mas mantém altas concentrações em suas águas. Até mesmo quando houve fertilização no início do cultivo no VIV, a concentração de amônio nele foi menos do que a metade daquela encontrada na BS. Se o VIV não é o contribuinte direto de amônio para a BS, qual seria a fonte deste elemento senão a regeneração bêntica?

Embora acreditemos ser de fato, a regeneração bêntica, a fonte principal de amônio, como explicar o grande consumo deste elemento num ambiente com elevado aporte de MO, que teoricamente está constantemente em processo de decomposição e, portanto, liberação de amônio (amonificação). Ainda que sofra variações, este processo não irá se interromper, a não ser que haja condições ambientais tão desfavoráveis que cesse a atividade microbiana; o que não é o caso, até mesmo porque o COS demonstra haver considerável metabolismo.

Portanto, concomitantemente a este processo intermitente de adição de amônio na água, ocorrem, em paralelo, outros processos de remoção de N (nas formas de amônio, nitrito e nitrato) de magnitude superior, resultando assim num balanço líquido negativo (influxo no sedimento).

Até recentemente, a denitrificação era tida como sendo o único processo importante de remoção de N no ambiente natural (Nixon *et al.*, 1996). Entretanto, há poucos anos, foi descoberto que o amônio é oxidado anaerobicamente nos sedimentos na presença de nitrato e esta via alternativa contribui significativamente para produção de N₂ (Thamdrup & Dalsgaard, 2002).

Estes autores sugeriram que o nitrito acumulado nos sedimentos – devido à redução do nitrato – é o oxidante do amônio. Este processo foi originalmente descrito para sistemas de tratamento de esgotos, sendo batizado com o nome de *Anammox* (Anaerobic Oxidation of Ammonium ou Oxidação Anaeróbica do Amônio) (Mulder *et al.*, 1995).

A *Anammox* é um processo mediado biologicamente onde o NO₂⁻ e o NH₄⁺ combinam-se formando N₂ e H₂O sob condições anóxicas (NH₄⁺ + NO₂⁻ → N₂ + H₂O) (Mulder *et al.*, 1995; van de Graaf *et al.*, 1995; van de Graaf *et al.*, 1990). Portanto, para

ocorrer a oxidação do amônio é necessário que haja disponibilidade do NO_2^- , e isto é conseguido a partir da redução do NO_3^- .

No fim do processo, há consumo das três formas nitrogenadas para formação do N_2 , que tende a ser liberado para a atmosfera. Mais detalhadamente, há consumo de NO_3^- na reação $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$ e há consumo de NO_2^- e NH_4^+ na reação $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2 + \text{H}_2\text{O}$.

Este processo de oxidação do amônio tem sido sugerido para explicar a deficiência deste elemento em relação a outros produtos oriundos da regeneração da MO em sedimentos anóxicos, contendo nitrato na água intersticial (Thamdrup & Dalsgaard, 2002).

Em incubações sob condições anaeróbicas de sedimentos marinhos, aproximadamente 65% do N_2 formado foi devido à oxidação anaeróbica do amônio pelo NO_2^- , sendo o restante devido à denitrificação.

A redução do NO_3^- à NO_2^- pode ser conduzida por uma diversidade de microrganismos, dentre os quais, bactérias denitrificantes, fermentadoras e outras bactérias anaeróbicas (Cole, 1987; Knowles, 1982). Nos sedimentos, o NO_2^- pode ser produzido na camada superficial óxica por nitrificação, sendo subseqüentemente transportado para dentro da zona anóxica, onde poderá suportar a oxidação anaeróbica do amônio (Dalsgaard & Thamdrup, 2002).

Se considerarmos que as taxas de denitrificação no sedimento são geralmente bastante elevadas, quando associadas às altas taxas de oxidação de amônio em sedimentos anóxicos, podemos explicar os grandes consumos de amônio, nitrito e nitrato ocorridos concomitantemente na BS, durante o início do período de cultivo (campanha 1).

De acordo com Moriarty (1997), os processos anaeróbicos têm relevante importância na decomposição da MO em viveiros de cultivo e tanques de sedimentação, onde o oxigênio pode ser completamente exaurido dentro do primeiro milímetro de sedimento superficial, devido ao rápido crescimento bacteriano e pobre difusão de oxigênio.

Um outro fator que poderia ter contribuído para o registro de fluxos negativos de amônio é a ressuspensão dos sedimentos depositados pela ação dos ventos ou então no momento de fixar as câmaras, causando inicialmente um aumento anormal da concentração de amônio na coluna da água que durante a incubação tende a ser rapidamente diminuída, quando cessa a hidrodinâmica por causa do confinamento da água no interior da câmara. Gradualmente, o equilíbrio é restabelecido, havendo durante este processo adsorção do amônio às partículas em suspensão que sedimentarão. Segundo Christiansen *et al.* (1997), depois de uma ressuspensão do sedimento se produz um incremento importante na concentração de nutrientes na água, seguida de rápida diminuição nas horas seguintes. Os resultados desses decréscimos abruptos das concentrações ao longo do tempo de incubação são grandes fluxos negativos, interpretados como consumo.

Morin & Morse (1999) em um estudo de ressuspensão citam que dois terços do amônio liberado durante os testes foi oriunda da desorção do material particulado, sendo o restante proveniente da água intersticial. Em um teste semelhante conduzido por Temberg *et al.* (2003), ao contrário do reportado por muitos autores, eles encontraram uma relação inversa entre a ressuspensão e o COS. Ou seja, houve um decréscimo do COS, o qual foi atribuído ao fato de a ressuspensão induzir a uma diminuição das taxas

de regeneração. Em nosso caso (BS – campanha 1), o COS foi inferior ao da campanha 2 (Fig. 13).

No VIV, foi registrado o maior fluxo de amônio nas CO, $98 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (campanha 1). Este alto efluxo foi acompanhado do maior COS registrado ao longo do estudo, cerca de $2.083 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Como descrito em Material e Métodos e mostrado na Fig. 10, o sedimento apresentava visualmente uma boa camada óxica superficial e restos de plantas. O fato de o viveiro ter sido arado anteriormente ao cultivo possibilita uma maior penetração do oxigênio nas camadas mais profundas do sedimento, favorecendo assim a utilização deste elemento por parte das bactérias aeróbica, resultando por fim numa mineralização mais intensa que se refletiu nos altos valores de COS e liberação de amônio.

Esta alta taxa inicial de regeneração bêntica constitui-se numa fonte importante de nutrientes para a coluna da água ajudando de forma natural a fertilização, estimulando assim a produção fitoplanctônica. Burford & Lorenzen (2004) citam que a regeneração bêntica é a fonte dominante de nitrogênio amoniacal para a coluna d'água em viveiros. Estes autores estimaram que as taxas de regeneração bêntica do N são da ordem de 6% ao dia em viveiros de cultivo de camarão.

Para se ter uma idéia, um fluxo de amônio de $98 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ representa um aporte de cerca de $0,98 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$, ou seja, $6,86 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{semana}^{-1}$.

O valor médio de amônio na água foi de $0,160 \text{ mg.L}^{-1}$, equivalente a 160 mg.m^{-3} . Sendo a profundidade de 0,6 m, tem-se aproximadamente 96 mg.m^{-2} . Um fluxo de $98 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ representa mais de 100% do teor de amônio na água.

É um aporte muito significativo, comparado à fertilizações comumente sugeridas, como por exemplo, de aproximadamente 2 a 4 kg.ha^{-1} de N com uma

freqüência de 2 a 3 vezes por semana (Boyd, 2003). Consideremos a aplicação máxima sugerida, ou seja, 4 Kg de N três vezes por semana, totalizando $12 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{semana}^{-1}$. Pelos resultados encontrados, a regeneração contribui com cerca de $6,86 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{semana}^{-1}$, o que representa mais de 50% da fertilização semanal necessária.

Por outro lado, observa-se que, exceto na campanha 2, os sedimentos do viveiro também desempenharam um papel importante de remoção de N da coluna da água, quando foram registrados influxos de $22 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (CO). Isto representa uma taxa de remoção de N da água de aproximadamente $1,5 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{semana}^{-1}$.

Embora Burford & Longmore (2001) tenham encontrado taxas desprezíveis de denitrificação em cultivos de camarão, em função de sedimento extremamente anóxicos que possuíam baixas concentrações de nitrato (o substrato para desencadear o processo de denitrificação), em nosso estudo os resultados sugerem que intensos processos de denitrificação ocorrem no viveiro, pois o consumo de nitrato foi bastante significativo e provavelmente esteja alimentando este processo. É provável que em determinadas situações ele ocorra concomitante ao da Oxidação Anaeróbica do Amônio, especialmente próximo ao fim do cultivo, como indicam os dados da terceira campanha quando foi registrado um considerável fluxo negativo de amônio nas CO, cerca de $25 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, acompanhado por um dos maiores influxos de nitrato $22 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, porém não de nitrito.

Tais processos são todos mediados biologicamente e por grupos de organismos diferentes. Isto mostra a importância da comunidade microbiana como elemento chave dos processos biogeoquímicos que ocorrem nas áreas de cultivo, os quais são preponderantes na determinação da qualidade da água, como pH e o teor de amônio (Moriarty, 1997). A concentração de oxigênio, por exemplo, em muitos ou

provavelmente em todos os viveiros de aquicultura é governada pela atividade metabólica de algas e bactérias (Moriarty, 1986), embora haja significativa oxigenação em função dos ventos, especialmente na região sul do Rio Grande do Sul, entretanto, este processo é muito variável temporalmente.

2.4.3.3.2. Relação entre bentos e COS

O CTR caracterizou-se pela alta riqueza e densidade, entretanto com muitos exemplares juvenis (recrutas). Estes dados explicam, em parte, os consumos de oxigênio (COS) geralmente elevados que foram registrados neste ambiente (teoricamente sadio) quando comparados aos do VIV e BS, que têm um maior aporte de MO (Fig. 13). Heilskov & Holmer (2001) citam que a fauna bêntica desenvolve um importante papel tanto no suprimento quanto na mineralização da MO. Eles observaram um incremento do metabolismo bêntico pela combinação do efeito direto da respiração do bentos e indireto pela estimulação da atividade microbiana. Segundo Heilskov & Holmer (2001), organismos suspensívoros, por exemplo, fazem a ligação entre os compartimentos pelágico e bêntico, enquanto os comedores de depósito redistribuem a MO depositada nas camadas superficiais pelo retrabalhamento do sedimento, promovendo a oxidação do sedimento através da ventilação. Nesta situação, a mineralização da MO é aumentada significativamente (Kristensen & Blackburn, 1987; Banta *et al.*, 1999). Este processo parece estimular especialmente a decomposição da MO refratária ora aprisionada em zonas anóxicas do sedimento (Andersen & Kristensen, 1992). Quando a matéria orgânica é exposta ao oxigênio durante a bioturbação, a decomposição pode aumentar em até uma ordem de magnitude (Kristensen & Holmer, 2001).

Ao contrário do CTR, na BS foram encontradas somente 3 espécies, porém com uma biomassa provavelmente bastante alta, visto que os organismos eram geralmente grandes, muito maiores que aqueles encontrados no CTR. Os dados de bentos da BS são semelhantes àqueles de um ambiente tipicamente poluído, onde se tem uma alta abundância de poucas espécies que conseguem suportar aquelas condições, resultando assim em biomassas moderadas, semelhante ao modelo sugerido por Pearson & Rosenberg (1978). O aumento das taxas de sedimentação e acúmulo de MO em sedimentos sob ação de cultivos geralmente resultam em intensas mudanças de suas características químicas, alterando fortemente a comunidade bentônica (Karakassis *et al.*, 1999). Segundo Heilskov & Holmer (2001), a comunidade torna-se mais diversa com o aumento da distância do cultivo. Os autores acrescentam ainda que o número de espécies aumenta e aquelas mais sensíveis à poluição começam a ser encontradas.

Avnimelech & Ritvo (2003) também atentam para o fato de em sistemas de cultivo de camarão, o estado reduzido dos sedimentos pode afetar as populações de organismos aquáticos.

Embora não tenham sido medidos o pH e Eh da coluna sedimentar, trata-se provavelmente de sedimentos anaeróbicos, sendo até mesmo evidenciado visualmente através da coloração escura dos testemunhos sedimentares (Fig. 10). Isto teve implicações diretas tanto na estrutura da comunidade bentônica quanto no COS, o qual também é influenciado pelos organismos bentônicos. O que se observa nos dados de COS (Fig. 13) é que na BS, mesmo tendo um aporte grande de MO, eles foram em geral os menores, inferiores até mesmo aos do CTR (exceto na campanha 2). Certamente, tal situação está relacionada com a baixa densidade de organismos bentônicos e sedimentos anóxicos. Como já comentado, há uma relação direta entre aporte de MO e o COS.

Entretanto, o acúmulo de MO em excesso torna os sedimentos com pouco ou desprovidos de oxigênio. Conseqüentemente, as vias aeróbicas de decomposição são dificultadas, pouco oxigênio é utilizado para a mineralização e o resultado é um pequeno consumo de oxigênio (baixos valores de COS). Neste caso são favorecidas as vias anaeróbicas de decomposição (como a denitrificação, metanogênese e sulfato redução), que de acordo com Fry (1987) e Schroeder (1987) são responsáveis por, no mínimo, 50% da mineralização da MO nos sedimentos de viveiros sob condições eutróficas. De fato, embora o COS da BS não tenha sido tão elevado, trocas intensas de nutrientes foram registradas, mostrando que a atividade microbológica é intensa. Entretanto, muito desta atividade é devida às vias anaeróbicas, em especial a denitrificação e a *anammox*, conforme já comentado no item referente aos elementos nitrogenados.

Deve ser considerado também que não há entrada superficial de água salgada na BS, havendo somente a contribuição pluvial (ou, talvez, algum contato com o lençol freático). Isto deve representar um grande fator de estresse aos organismos bentônicos, e provavelmente, deve afetar consideravelmente as comunidades.

Os maiores valores médios de COS foram registrados no VIV, onde a fauna bentônica foi pobre. Porém, ressalta-se que este ambiente, além de receber aporte direto e recente de MO lábil, é arado antes de se iniciar o cultivo, o que promove a aeração e oxigenação do solo. Além disso, o próprio camarão desempenha um papel de perturbação do sedimento e conseqüentemente de ventilação da camada sedimentar, fornecendo assim mais oxigênio às zonas mais profundas e intensificando a mineralização.

De modo geral, podemos concluir que houve uma clara diferenciação da estrutura da comunidade bentônica entre os ambientes amostrados. Tanto no CTR como, especialmente, no VIV a maioria dos organismos eram recrutas; ao contrário da BS, onde os organismos eram adultos.

O CTR também se caracterizou pela alta riqueza de espécie diferentemente do VIV e BS. Ficou evidente ainda, que os dados de COS têm nítida correlação com a comunidade bentônica, sendo mais intensos no CTR do que na BS.

2.5. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho denotam a importância dos estudos de regeneração bêmica na determinação das principais vias e processos biogeoquímicos que regem os ciclos de nutrientes e as concentrações de oxigênio nos sistemas de cultivo que, por fim, governam o estado trófico do ambiente. Certamente, os dados aqui obtidos servirão para alimentar modelos preditivo que possam avaliar de forma mais concreta os possíveis efeitos gerados por esta atividade ou também para se entender a ocorrência de fenômenos como as eutrofizações indesejáveis comumente ocorridas nos viveiros de cultivo. Além disso, com base em dados de regeneração da MO, podem ser sugeridos manejos alternativos dos viveiros, tais como a fertilização e diminuição dos teores de MO dos sedimentos de fundo.

Mesmo que a atividade de carcinicultura em questão tenha um nítido potencial de elevar as concentrações de nitrogênio (essencialmente na forma de amônio) e de Cl^- , em níveis claramente acima daqueles das águas do estuário, não foram desrespeitados os padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela Legislação Federal, Resolução CONAMA 357/05.

No final do período de cultivo, o efluente apresentava teores de amônio de 1,8 mg.L⁻¹, sendo permitido pela legislação, efluentes contendo até 20 mg.L⁻¹. Embora o CONAMA tenha recebido muitas críticas de pesquisadores e ambientalistas, por entenderem estes, ser aquele valor de amônio extremamente elevado, o mais importante é se conhecer a capacidade de suporte de carga do corpo receptor (capacidade de assimilação); aqui no caso, a Lagoa dos Patos. A capacidade de suporte da Lagoa é bastante grande ao compararmos seu volume com o de efluente gerado pelo cultivo. Associa-se ainda o fato de ser um ambiente com alta hidrodinâmica.

Mesmo assim, está previsto como empreendimento futuro a eliminação do efluente, em função de constar como condicionante da Licença Ambiental de Operação da Fazenda Carcibrás (LO N° 6165/2004-DL), emitida pela Fundação Estadual de Proteção ao Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul (FEPAM). Neste caso, a BS funcionaria como etapa intermediária na reutilização da água em regime de circulação.

Além de ser uma medida de controle ambiental para preservação das águas do estuário da Lagoa dos Patos, tal iniciativa poderia ser até mesmo benéfica para o cultivo, haja visto as águas da BS serem ricas em N e Si; nutrientes estes que poderiam servir como fertilizante do VIV, diminuindo os custos do produtor com fertilização artificial se colocado em prática o regime de recirculação.

Quanto aos efeitos ambientais gerados por esta atividade aqui na Lagoa dos Patos, podemos considera-las de abrangência local e temporária, pois é limitada a 4 ou 5 meses de cultivo no máximo. Isso não quer dizer que seu desenvolvimento não gera impacto no meio ambiente. O desenvolvimento desenfreado da carcinicultura gerou

impactos irreparáveis em muitos países e, portanto, seu desenvolvimento aqui no Rio Grande do Sul e no Brasil deve ser acompanhado de forma bastante cautelosa.

Por enquanto, estamos tratando de uma única fazenda comercial que têm o privilégio, atualmente, de ser exclusiva na Lagoa dos Patos. Porém, é importante que se façam estudos de zoneamento ambiental e de capacidade de suporte, determinando áreas de preferência para a expansão da atividade de cultivo, quantificando também o número máximo de unidades suportado pelo meio, a fim de evitar ou minimizar os potenciais impactos ambientais negativos.

Deve-se deixar muito claro também, que os resultados são restritos à campanha 3, efetuada um mês antes do término do cultivo, pois este teve sua despesca adiada. Sabe-se que há uma diminuição da qualidade da água e do sedimento com a proximidade do fim da safra; sendo o ponto mais crítico, no momento da despesca, que infelizmente não pôde ser avaliada. Desta forma, os potenciais impactos a que nos referimos ficam, de certa forma, subestimados.

3. RECOMENDAÇÕES:

1) Quanto ao monitoramento temporal das atividades:

Seria adequado que estudos futuros dêem atenção mais detalhada ao período final de cultivo e, em especial, à despesca.

2) Medidas para melhorar a qualidade da água

Do ponto de vista ambiental, a fim de minimizar o efeito de erosão, sugere-se que haja um trabalho de estabilização do talude do viveiro onde foi desenvolvido este estudo e de áreas adjacentes, através da revegetação com gramíneas, por exemplo.

Burford & Lorenzen (2004) sugerem como medida para melhorar a qualidade da água e diminuir os impactos ambientais, a remoção de lama rica em MO do fundo dos viveiros. Salientam porém, que isto requer infra-estrutura e custos adicionais além da pré-determinação de um local para a disposição final deste material.

O regime de recirculação de água – proposta a qual está condicionada a operação da Fazenda Carcibrás pela FEPAM – pode representar um benefício para o processo produtivo, conforme já mencionado, em virtude de estar aproveitando uma água rica em nutrientes, especialmente N e Si. A alta relação N/P e altos teores de silicato dessas águas poderão favorecer o desenvolvimento de diatomáceas (Boyd, 2003), que são preferidas nos sistemas de cultivo em detrimento de outros grupos algais.

Entretanto, a possível elevação dos teores de amônio nos viveiros a níveis não recomendados para o cultivo, pode ser um problema sério se houver um aporte excessivo de N proveniente da BS.

Assim, de forma a contribuir com a melhoria da qualidade da água da BS, evitando com isso o custoso e complexo trabalho de remoção do material orgânico sedimentado, sugerimos que a BS seja drenada por um tempo, antes de se iniciar outro ciclo de cultivo, deixando o fundo em contato direto com a atmosfera, para que se promova uma maior oxidação desta MO.

4. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS:

Através da análise dos resultados deste trabalho, pode ser afirmado com convicção, que estudos como este são indispensáveis para se compreender os principais processos que regem a qualidade de água dos viveiros e efluente de um sistema de cultivo, comprovando assim, ser uma ferramenta valiosa para tomada de decisões, seja por parte do produtor seja dos órgãos de meio ambiente. Não foi pretensão conhecer e

entender todos os processos envolvidos, ainda mais que este é um estudo pioneiro, mas sim apresentar e discutir os processos que mais afetam de forma direta a qualidade do ambiente de cultivo, que por fim terá implicações no ambiente natural do estuário da Lagoa dos Patos.

Portanto, fica como sugestão futura:

- Realizar estudos de regeneração bêntica através de incubações com as câmaras bentônicas em pelo menos mais um viveiro, de modo a tornar os resultados mais representativos daquele ambiente, em virtude da heterogeneidade espacial.

- Além dos dados de Carbono orgânico, devem ser feitas análises de Nitrogênio orgânico e P total no sedimento para se ter uma estimativa do aporte destes elementos no sedimento bem como poder relacionar os dados aos de regeneração bêntica.

- Adicionalmente às amostragens na coluna da água, sugere-se que também sejam feitas análises da água intersticial para se estimar o acúmulo de nutrientes no sedimento e assim poder relacionar os resultados com aqueles obtidos nas incubações com as câmaras bentônicas.

- As análises destes compostos também serão de extrema importância para se avaliar a qualidade da MO presente no sedimento, ou seja, se ela é lábil (baixa relação C/N) ou refratária (maior relação C/N). Isto se justifica pelo fato de os cultivos aportarem no sedimento (direta ou indiretamente), em maior quantidade, MO lábil, tornando a cinética de decomposição mais elevada, favorecendo assim a formação de ambientes mais eutróficos e anóxicos.

- Considerando que a degradação da qualidade da água e sedimento é, geralmente, diretamente proporcional ao tempo de cultivo, é importante que sejam feitas

incubações pouco tempo antes de ser realizada a despesca. O tempo limitado para a execução do presente estudo impediu a realização de incubações nesta situação.

- Com base nos resultados obtidos neste estudo, infere-se que as taxas de denitrificação sejam bastante significativas, especialmente no VIV e BS. Sabe-se que a denitrificação é um dos principais processos de remoção de N da água, o qual frequentemente, em sistemas de cultivo, alcança concentrações letais para os organismos, tornando-se assim um problema para a produção e., sobretudo, ambiental. Desta forma, seria de grande valia sua quantificação de forma direta, a partir da medição do N_2 das amostras tomadas durante as incubações com as câmaras.

- Além dos processos de denitrificação, levantamos a hipótese da ocorrência de um segundo processo de remoção de N da água: o de *Anammox* (Anaerobic Oxidation of Ammonium) que provavelmente é muito significativo e, portanto, de grande interesse do produtor e ambiental, Desta forma, deve-se dar continuidade a estudos como este desenvolvido por nós incluindo a medição direta das taxas de denitrificação, de modo a se conhecer melhor os processos que regem a remoção de N em sistemas de produção de camarão.

- Com relação ao experimento no Saco do Justino, sugere-se que sejam feitas incubações mais curtas que 24 horas, sendo ideal 6 horas ou menos. Em função padrão senoidal da curva obtida para as concentrações do oxigênio no interior das CT (noite e dia), faz-se necessário aplicar outro tratamento matemático no lugar do ajuste a uma reta para calcular o COS. O cálculo por integração seria provavelmente o mais adequado. Obter-se-ia assim, o fluxo pela diferença das integrais das áreas internas de cada parábola formada.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

ABREU, P.C. 1992. 100 f. Phytoplankton production and the microbial food web of the Patos Lagoon estuary, southern Brazil. Tese de Doutorado, Universidade de Bremen.

ACKEFORS, H. & SODERGREN, A. 1985. Swedish experiences of the impact of aquaculture on the environment. International Council for the Exploration of the Sea, C.M. 1985/E:40.7

ALLER, R.C. & YINGST, J.Y. 1980. Relationships between microbial distributions and the anaerobic decomposition of organic matter in surface sediments of Long Island Sound, USA. *Marine Biology*, 56: 29-42.

ALONGI D.M., LINDSAY, F.T. & TROTT, A. 1999. Rates and pathways of benthic mineralization in extensive shrimp ponds of the Mekong delta, Vietnam. *Aquaculture*, 175: 269-292.

ALONSO-RODRÍGUEZ R. & PÁEZ-OSUNA, F. 2003. Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: a review with special reference to the situation in the Gulf of California. *Aquaculture*, 219: 317-336.

AMINOT, A. & CHAUSSEPIED, M. 1983. Manuel des Analyses Chimiques en Milieu Marin. C.N.E.X.O. BREST.

ANDERSEN, F.Ø. AND KRISTENSEN, E. 1992. The importance of benthic macrofauna in decomposition of microalgae in a coastal marine sediment. *Limnology and Oceanography*, 37: 1392-1403.

ANGONESI, L.G. & BEMVENUTI, C.E. 2000. Associação de macroinvertebrados bentônicos em dois habitats rasos na região estuarina da Lagoa dos Patos efeito do despejo de esgoto urbano. XIII Semana Nacional de Oceanografia.

ASMUS, M.L. 1984. Estrutura da comunidade associada a *Ruppia* marítima no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica. Universidade do Rio Grande, Brasil. 154 pp.

ASMUS, R.M; JENSEN, M H; JENSEN, K.M; KRISTENSEN, E.; ASMUS, H.; WILLE, A. 1998. The role of water movement and spatial scaling for measurement of dissolved inorganic nitrogen fluxes in intertidal sediments. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 46: 221-232.

AVNIMELECH Y., RITVO, G. 2003. Shrimp and fish pond soils: processes and management. *Aquaculture*, 220: 549-567.

BANTA, G.T., HOLMER, M., JENSEN, M.J., AND KRISTENSEN, E. 1999. The effect of two polychaete worms, *Nereis diversicolor* and *Arenicola marina*, on decomposition in an organic-poor and an organic-enriched marine sediment. *Aquatic Microbial Ecology*, 9: 189-204.

BALLS P.W.; BROCKIE N; DOBSON J. & JOHNSTON W. 1996. Dissolved oxygen and nitrification in the upper Forth estuary during Summer 1982-92: Patterns and Trends. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 42, 117-134.

BAUMGARTEN, M.G.Z. 2001. Nutrientes na coluna d'água e na água intersticial de sedimentos de uma enseada rasa estuarina com aportes antrópicos (RS-Brasil). *Revista Atlântica*, Rio Grande, v. 23, n. 1.

BAUMGARTEN, M.G.Z; ROCHA, J.M.; NIENCHESKI, L.F.H 1996. Manual de análises em oceanografia química. Rio Grande, Ed. da FURG. 132p.

BAUMGARTEN, M.G.Z.; NIENCHESKI, L.F.; KUROSHIMA, K.N. 1995. Qualidade das águas estuarinas que margeiam o município do Rio Grande (RS, Brasil): nutrientes e detergentes dissolvidos. *Atlântica*. 17: 17-34.

BEMVENUTI, C.E. & NETTO, S. 1998. Distribution and seasonal patterns of the sublittoral benthic macrofauna of Patos Lagoon (South Brazil). *Revista Brasileira de Biologia*, 58: 211-221.

BEMVENUTI, C.E. 1992. Interações biológicas da macrofauna bentônica numa enseada estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Tese de Doutorado em Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, SP. Brasil. 206p

BEMVENUTI, C.E. 1994. O poliqueta *Nephtys fluviatilis* Monro, 1937 como predador da infauna na comunidade de fundos moles. *Atlântica* 16, 87-98.

BEMVENUTI, C.E. Fundos não vegetados. IN: SEELIGER, U.; ODEBRECH, C.; CASTELLO, J.P. 1998. (Eds.). *Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. *Ecocientia*, Rio Grande, p. 13-18.

BEMVENUTI, C.E., ROSA-FILHO, J.S. & ELLIOTT, M. 2003. Changes in soft-bottom macrobenthic assemblages after a sulphuric acid spill in the rio grande harbor (RS, Brazil). *Braz. J. Biol.*, 63(2): 183-194.

BEMVENUTI, C.E., 1987. Predation effects on a benthic community in estuarine soft sediments. *Atlantica* 9, 33- 63.

BERGESH, M.; ODEBRECHT, C.; ABREU, P.C.O. 1995. Microalgas do estuário da Lagoa dos Patos: interação entre o sedimento e a coluna de água. *Oecologia Brasiliensis*, 1: 273-289.

BIAO X.; ZHUHONG D.; XIAORONG W. 2004. Impact of the intensive shrimp farming on the water quality of the adjacent coastal creeks from Eastern China. *Mar Pollut Bull. Mar*;48(5-6):543-53.

BIDLE, K.D; AZAM, F. 1999. Accelerated dissolution of diatom silica by marine bacterial assemblages. *Nature*, 397: 508-512.

BINNERUP, S.J.; JENSEN, K.; REVSBECH, N.P.; JENSEN M.H. & SORENSEN, J. 1992. Denitrification, Dissimilatory Reduction of Nitrate to Ammonium, and Nitrification in a Bioturbated Estuarine Sediment as Measured with (sup15)N and Microsensor Techniques. *Appl. Environ. Microbiol.*, 303-313, Vol 58, No. 1.

BOYD, C.E. 2003a. Organic matter in pond bottom sediment. *Global Aquaculture Advocate*. Abril, 76-77.

BOYD, C.E. 2004. Probiotics Enhancement of soil, water quality Examined - *Global Aquaculture Advocate*. Abril. 32:33.

BOYD, C.E. 2001. Methods for improving shrimp farming in Central. Management practices for reducing the environmental impacts of shrimp farming. UCA University Press. Managua, Nicarágua. Disponível também em: <http://www.uhh.hawaii.edu>.

BOYD, C.E. 2003. Bottom Soil and Water Quality Management in Shrimp Ponds. *Journal of Applied Aquaculture*. Vol. 13: 11-33.

BURFORD M.A.; LORENZEN, K. 2004. Modeling nitrogen dynamics in intensive shrimp ponds: the role of sediment remineralization. *Aquaculture*, 229: 129-145.

BURFORD M.A.; LONGMORE, A.R. 2001. High ammonium production from sediments in hypereutrophic shrimp ponds. *Marine Ecology Progress Series* 224:187-195.

BURFORD M.A.; COSTANZO, S.D.; DENNISON, W.C.; JACKSON, C.J.; JONES, A.B.; MCKINNON, A.D.; PRESTON, N.P. & TROTT, L.A. 2003. A synthesis of dominant ecological processes in intensive shrimp ponds and adjacent coastal environments in NE Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 1456-1469.

CABRERA, L.C. 2004. Formas de enxofre na coluna d'água e sedimentar numa enseada rasa do estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). Tese de Mestrado. Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

CANARY A.C.C.M; PISSETTI T.L.; POERSCH L.H.; WASIELESKY W & CAVALLI R.O. 2005. Efeito da densidade de estocagem do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* cultivado em cercados sobre a comunidade bentônica. II Congresso brasileiro de oceanografia, 2005, Vitória – ES. CD Rom.

CANFIELD, D.E. 1989. Sulfate reduction and oxic respiration in marine sediments: implications for organic carbon preservation in euxinic environments. *Deep-Sea Research*, 36: 121-138.

CANFIELD, D. E., B. THAMDRUP & J. W. HANSEN. 1993. The anaerobic degradation of organic matter in Danish coastal sediments: Fe reduction, Mn reduction and sulfate reduction. *Geochim. Cosmochim. Acta* 57:2563-2570.

- CARMOUZE, J. 1994. O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. Editora Edgard Blücher / Fapesp, São Paulo, 254p.
- CASTELLO, J. P. 1985. La ecología de los consumidores del estuario da Lagoa dos Patos, Brazil. *In*: Yanes-Arancibia, A.(ed). Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal lagoons: Towards an Ecosystem Integration. Dr (R) *Unam Press*, Mexico, 383-406.
- CAVALLI, R.O., WASIELESKY, W., PEIXOTO, S., SANOTS. M.H.S., 2003. Estimating the beststocking density for the culture of *Farfantepenaeus paulensis* in pen enclosures.
- CHOU C.L.; HAYA, K.; PAON, L.A. & MOFFATT, J.D. 2004. A regression model using sediment chemistry for the evaluation of marine environmental impacts associated with salmon aquaculture cage wastes. *Marine Pollution Bulletin*, 49(5-6): 465-472.
- CHRISTIANSEN C.; GERTZ F.; LAIMA M.J.C.; LUND-HANSEN, L.C.; VANG, T.; JÜRGENSEN, C. 1997. Nutrient (P, N) dynamics in the sothwestern Kattegat, Scandinavia: sedimentation and resuspension effects. *Environmental Geology* 29, (1/2).
- CLOSS, D.; MEDEIROS, V. M. F. 1965. New observations on the ecological subdivision of the Patos Lagoon in southern Brazil. *Biol. I. C. N.*, 24: 35.
- COLE, J.A. 1987. Assimilatory and dissimilatory reduction of nitrate to ammonia, p. 281-329. *In* J. A. Cole and J. Ferguson (ed.), *The nitrogen and sulphur cycles*. Society for General Microbiology Symposium 42. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- COLE, J.A. 1988. Assimilatory and dissimilatory reduction of nitrate to ammonia, p. 281-329. *In*: Cole A.J & Ferguson, S. J (ed.), *The nitrogen and sulphur cycles*. Cambridge University Press, Cambridge.
- DALSGAARD, T. & THAMDRUP, B.O. 2002. Factors Controlling Anaerobic Ammonium Oxidation with Nitrite in Marine Sediments. *Applied And Environmental Microbiology*, Vol. 68, No. 8. p. 3802–3808.
- DANIELS, H.V. & BOYD, C.E. 1993. Nitrogen, phosphorus and silica fertilization of brackishwater ponds. *Journal of Aquaculture in the tropics* 8: 103-110.
- DE LORENZO, M. 1995. Relação de nutrientes de fatores ambientais na ocorrência de cianobactérias *Aphanothece* sp., ao redor da cidade do Rio Grande. FURG: Curso de Oceanografia. (Trabalho de Graduação).
- FENCHEL T.; KING G. M.; BLACKBURN T.H. 1998. *Bacterial Biogeochemistry: The Ecophysiology of Mineral Cycling*. Academic.

FENCHEL, W. & GLUD, R.N. 2004. Small-scale spatial and temporal variability in coastal benthic O₂ dynamics: Effects of fauna activity. *Limnol Oceanogr* 49: 1471-1481.

FERNANDES, E.; NIENCHESKI, L. F. 1998. Um modelo de caixas simplificado para o estudo dos processos de transporte na região estuarial da Lagoa dos Patos, RS, RS, Brasil. *Atlantida*. 20: 73 – 85.

FORJA, J.M; ORTEGA, T.; DELVALLS, A.; GÓMEZ-PARRA, A. 2004. Benthic fluxes of inorganic carbon in shallow coastal ecosystems of the Iberian Península. *Marine Chemistry* 85: 141 - 156.

FREITAS, U. 2004. Fluxos de regeneração bêntica de nutrientes nas áreas profundas do estuário da Lagoa dos Patos. Monografia de Graduação. Fundação Universidade do Rio Grande. 57p.

FRY, J.C., 1987. Functional role of the major groups of bacteria associated with detritus. In: Riise, J.C. and N. Roos, 1997. Benthic metabolism and the effects of bioturbation in a fertilised polyculture fish pond in northeast Thailand. *Aquaculture*, 150:45-62.

GLUD, R.N.; RYSGAARD, S.; KÜHL, M. 2002, A laboratory study on O₂ dynamics and photosynthesis in ice algal communities: quantification by microsensors, O₂ exchange rates, ¹⁴C incubations and a PAM fluorometer. *Aqua Microb Ecol* 27: 301-311.

HARGRAVE, B.T., AND CONNOLLY, G.F. 1978. A device to collect supernatant water for measurement of the flux of dissolved compounds across sediment surfaces. *Limnol. Oceanogr.* 23:1005-1010.

HARGREAVES, J.A. 1998. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture* 166(3-4):181-212.

HARTMANN, C. 1988. Utilização de dados digitais do mapeador temático para obtenção dos padrões dos padrões de distribuição do material em suspensão da desembocadura do estuário da Lagoa dos Patos. Tese de Mestrado. Instituto de Pesquisas Espaciais – INPE. 190 p.

HATCHER, A.; GRANT, J. AND SCHOFIELD B.. 1994. Effects of suspended mussel culture (*Mytilus* spp) on sedimentation, benthic respiration and sediment nutrient dynamics in a coastal bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 115: 219-235.

HEILSKOV, A.C. & HOLMER, M. 2001. Effects of benthic fauna on organic matter mineralization in fish-farm sediments: importance of size and abundance. *Journal of Marine Science*, 58: 427-434.

HERZ, R. Circulação das águas de superfície da Lagoa dos Patos. 1977. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 217p.

HICKEY, W.C. 1985. Quantitative Addition of Dissolved Oxygen to In Situ Benthic Chamber Systems by Use of Catalase and Hydrogen Peroxide. *Appl Environ Microbiol.* 49(2): 462-464.

HINRICHORASEN, D., 1998. Coastal Waters of the World: Trends, Threats, and Strategies. In: ALONGI DM, FT LINDSAY & A TROTT. 1999. Rates and pathways of benthic mineralization in extensive shrimp ponds of the Mekong delta, Vietnam. *Aquaculture*, 175: 269-292.

JACKSON C.; PRESTON, N. & THOMPSON, P.J. 2004. Intake and discharge nutrient loads at three intensive shrimp farms. *Aquaculture Research*: 1-9.

JACKSON C.J.; PRESTON N.; BURFORD, M.A. & THOMPSON, P.J. 2003. Managing the development of sustainable shrimp farming in Australia: the role of sedimentation ponds in treatment of farm discharge water. *Aquaculture* 226(1-4):23-34.

JAMU D.M., PIEDRAHITA, R.H. 2002. An organic matter and nitrogen dynamics model for the ecological analysis of integrated aquaculture/agriculture systems: I. model development and calibration. *Environmental Modelling & Software*, 17: 571-582.

JIMÉNEZ-MONTEALEGRE R.; VERDEGEM, M.C.J.; VAN DAM, A.; VERRETH, J.A.J. 2002. Conceptualization and validation of a dynamic model for the simulation of nitrogen transformations and fluxes in fish ponds. *Ecological Modelling*, 147: 123-152.

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

KANTIN & BAUMGARTEN, 1982. Observações Hidrográficas nos Estuário da Lagoa dos Patos: Distribuição e Flutuações dos Sais Nutrientes. *Atlântica*, 5(1): 76-92.

KARAKASSIS, I.; HATZIYANNA, E.; TSAPAKIS, M. AND PLAITTI, W. 1999. Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. *Marine Ecology Progress Series*, 184: 205-218.

KAUTSKY, N.; RÖNNBÄCK, P.; TEDENGREN, M. AND TROELL, M. 2000. Ecosystem Perspectives on Management of Disease in Shrimp Pond Farming. *Aquaculture*, 191: 145-161.

KLUMP, J.V.; MARTENS, C.S. 1981. Biogeochemical cycling in an organic rich coastal marine basin. 2. Nutrient sediment-water exchange processes. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 45: 101-121.

KNOPPERS, B.; MACHADO, E.C.; BRANDINI, N.; SOUZA, W.F.L. 1999. Benthic oxygen consumption and nutrient fluxes in three estuarine systems of SE-Brazil. In: 3rd

International Symposium. Environmental Geochemistry in Tropical Countries. October, 25 - 29, Nova Friburgo. RJ - Brazil.

KNOWLES, R. 1982. Denitrification. *Microbiol. Rev.* 46:43-70.

KRISTENSEN, E. AND BLACKBURN, T.H. 1987. The fate of organic carbon and nitrogen in experimental marine sediment systems: influence of bioturbation and anoxia. *Journal of Marine Research*, 45: 231-257.

KRISTENSEN, E. AND HOLMER, M. 2001. Decomposition of plant materials in marine sediment exposed to different electron acceptors (O₂, NO₃⁻ and SO₂⁻⁴), with emphasis on substrate origin, degradation stage and the role of bioturbation. *Geochimica Cosmochimica Acta*.

LEE, G.F.; SONZOGNI, W.C. AND SPEAR, R.D. 1977. Significance of oxic vs. anoxic conditions for Lake Mendota sediment phosphorus release. p. 294-306. In H.L. Golterman (ed.) *Interactions between sediments and fresh water. Proc. of an Int. Symp.*, Amsterdam. 6-10 Reddy, K.R., M.M. Fisher, H. Pant, P. Inglett, and J.R. White. 2001. Sept. 1977. Dr. W. Junk B.V. Publ. The Hague, the Netherlands.

LIN, C.K.; NASH, G.L., 1996. Asian shrimp news, collected columns, 1989 - 1995. AVNIMELECH Y, G RITVO. 2003. Shrimp and fish pond soils: processes and management. *Aquaculture*, 220: 549-567.

LISS, P.S. 1976. Conservative and non-conservative behaviour of dissolved constituents during estuarine mixing. In: Burton, J. D; Liss, P. S. (eds.). *Estuarine Chemistry*. Academic Press, London, 229 p.

LORENZEN, S.; PREIN, M.; VALENTIN C. 1987. Mass Aggregations of the free-living marine nematode *Pontonema vulgare* Oncholaimidae in organically polluted fjords. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 37: 27-34.

LOUZADA, A.R.; WALLNER, M. K.; MIRANDA FILHO, K.C.; NIENCHESKI, L.F.H. 2005. Variação espacial e temporal de carbono e nitrogênio orgânico e particulado no estuário da Lagoa dos Patos. CD de resumos do II Congresso Brasileiro de Oceanografia, 9 -12 de outubro de 2005. Vitória, ES, Brasil.

MACHADO, E.C. 1989. Desoxigenação e regeneração de nutrientes pelo sedimento na Lagoa de Guarapina, R.J. Tese de Mestrado. Univ. Fed. Fluminense. 104p.

MÖLLER, O.; PAIM P. S. G.; SOARAS I. Facteurs et mecanismes de la circulation des euax dans l'estuaire de la Lagune dos Patos (RS, Brésil). *Bull. Inst. Geo. Bassin d'Aquitaine, Bordeaux*, 49: 15-21. 1991.

MORIARTY, D.J.W. 1986. Bacterial productivity in ponds used for culture of penaeid prawns. *Microbial Ecol.*,12: 259-270.

MORIARTY, D.J.W. 1997. The role of microorganisms in aquaculture ponds. *Aquaculture* 151: 333-349.

MORIN, J.; MORSE, J.W. 1999. Ammonium release from resuspended sediments in the Laguna Madre estuary. *Mar. Chem.* 65, 97-110.

MORTIMER, R.J.G.; DAVEY, J.T.; KROM, M.D.; WATSON, P.G.; FRICKERS, P.E.; CLIFTON, R.J. 1999. The effect of macrofauna on porewater profiles and nutrient fluxes in the intertidal zone of the Humber Estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 48: 683-699.

MULDER, A.; VAN DE GRAAF, A.A.; ROBERTSON, L. A. AND KUENEN, J.G.. 1995. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiol. Ecol.* 16:177-184.

NAZÁRIO, M.; MACHADO E.; BRANDINI, B.; MIZERKOWSKI, B. D. 2005. Consumo de oxigênio pelo sedimento e fluxos de nutrientes na interface água-sedimento em uma área de cultivo de ostras (*Crassostrea* sp.) na baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. II Congresso Brasileiro de Oceanografia. Vitória. Disponível em meio digital (CD).

NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Boyd, C.E. 2003. *Bottom Soil and Water Quality Management in Shrimp Ponds*. *Journal of Applied Aquaculture*. Vol. 13: 11-33.

NIXON, S.W.; AMMERMAN, J.W.; ATKINSON, L.P.; BEROUNSKY, V.M.; BILLEN, G.; BOICOURT, W.C.; BOYNTON, W.R.; CHURCH, T.M.; DITORO, D.M.; ELMGREN, R.; GARBER, J.H.; GIBLIN, A.E.; JAHNKE, R.A.; OWENS, N.J.P.; PILSON, M.E.Q. AND SITZINGER, S.P. 1996. The fate of nitrogen and phosphorus at the land-sea margin of the North Atlantic Ocean. *Biogeochemistry* 35:141-180.

NIXON, S.W.; KELLY, J.R.; FURNAS, B.N.; OVIATT, C.A.; HALE, S.S. 1980. Marine benthic dynamics. In: Tenore, K. R; Hull, B. C. (eds.). *Univ. South Carolina*.

PÁEZ-OSUNA F.; GUERRERO-GALVÁN, S.R. & RUIZ-FERNÁNDEZ, A.C. 1998. The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 36, nº. 1: 65-75.

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

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

PAQUOTTE, P.; CHIM, L.; MARTIN, J.L.M.; LEMOS, E.; STERN, M. & TOSTA, G. 1998. Intensive culture of shrimp *Penaeus vannamei* in floating cages: zootechnical, economic and environmental aspects. *Aquaculture*, 164: 151-166.

PEARSON T.H.; ROSENBERG, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu.Rev.* 16:229-311.

PEARSON, M.J. 1990. Toxic blue-green algae. Report of the National Rivers Authority Water Quality series n° 2, United Kingdom, Rushden, Northants, Stanley L.

PEREIRA FILHO, J.; OLIVEIRA, U.C. & MANZONI, G.C.. 1998. O uso de Bell Jar na avaliação do metabolismo bentônico na Armação do Itapocoroy: Resultados preliminares. *Notas técnicas FACIMAR*, 2: 81-92.

PIASSETI, L.P. 2004. Efeitos da densidade de estocagem e do substrato artificial no cultivo do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) em cercados. Tese de mestrado. Fundação Universidade do Rio Grande. 48 p.

POERSCH, L.H.S. 2004. Aqüicultura no estuário da Lagoa dos Patos e sua influência sobre o meio ambiente. Tese de doutorado. Fundação Universidade do Rio Grande. (FURG) 146 p.

RIISE, J.C. AND ROOS, N. 1997. Benthic metabolism and the effects of bioturbation in a fertilised polyculture fish pond in northeast Thailand. *Aquaculture*, 150:45-62.

SCHENAU, S.J.; DE LANGE, G.J. 2001. Phosphorus regeneration vs. burial in sediments of the Arabian Sea. *Marine Chemistry* (75) 201–217.

SCHROEDER, G.L., 1987. Carbon pathways in aquatic detrital systems. In: Riise, J.C. and N. Roos, 1997. Benthic metabolism and the effects of bioturbation in a fertilised polyculture fish pond in northeast Thailand. *Aquaculture*, 150:45-62.

SIGMON, D.E.; CAHOON, L.B. 1997. Comparative effects of benthic microalgae and phytoplankton on dissolved silica fluxes. *Aquatic Microbial Ecology*, 13: 275 - 284.

SILVA, D.L.; D'INCAO, F. 2001. Análise do conteúdo estomacal de *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez Farfante, 1967) no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil (Decapoda, Penaeidae). In: D'Incao, F. (Ed.), *Relatório do Projeto Avaliação e Gerenciamento da Pesca de Crustáceos no Estuário da Lagoa dos Patos, Brasil*. FURG, Rio Grande, RS, Brazil, pp. 89– 102.

SMETACEK, V. 1999. Bacteria and silica cycling. *Nature*, 397: 475-476.

SOARES, R.; PEIXOTO, S.; BEMVENUTI, C.; WASIELESKY, W.; D'INCAO, F.; MURCIA, N. E SUITA S. 2004. Composition and abundance of invertebrate benthic fauna in *Farfantepenaeus paulensis* culture pens (Patos Lagoon estuary, southern Brazil). *Aquaculture* 239 199-215.

SOLORZANO, L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnol. Oceanogr.*, 14 (5) 799-801.

SPAGNOLI, F.; BERGAMINI, M.C. 1997. Water-sediment exchange of nutrients during early diagenesis and resuspension of anoxic sediments from the northern Adriatic sea shelf. *Water-air-Soil- Pollution*, 99 (4): 541-556.

STRICKLAND, J.L.H.; PARSONS, T.R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board. Can.*, 169 p.

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

TENGBERG, A.; ALMROTH, E. AND HALL, P.O.J. 2003. Resuspension and its effect on organic carbon recycling and nutrient exchange in coastal sediments: In-situ measurements using new experimental technology. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 285-286: 119-142.

THAKUR D.P. & LIN, C.K. 2003. Water quality and nutrient budget in closed shrimp (*Penaeus monodon*) culture systems. *Aquacultural Engineering* .27, 159–176.

THAMDRUP, B. & D. E. CANFIELD. 2000. Benthic respiration in aquatic sediments, p. 86-103. In O. Sala, H. Mooney, R. Jackson, & R. Howarth (ed.), *Methods in ecosystem science*. Springer, New York, N.Y.

THAMDRUP, B. AND DALSGAARD, T.. 2002. Production of N₂ through anaerobic ammonium oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 68:1312-1318.

TROTT, L.A.; MCKINNON, A.D.; ALONGI, D.M.; DAVIDSON, A.; BURFORD, M.A. 2004. Carbon and nitrogen processes in a mangrove creek receiving shrimp farm effluent. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59: 197-207.

TUOMINEN, L.; MIKEL K.; LEHTONEN, K.K.; HAAHTI, H.; HIETNEN, S.; KUPARINEN, J. 1999. Nutrient fluxes, porewater profiles and denitrification in sediment influenced by algal sedimentation and bioturbation by *Monoporeia affinis*. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 49: 83-97.

UPCHURCH, J.B.; EDZWALD, J.K. AND O'MELIA, C.R.. 1974. Phosphates in sediments of Pamlico Estuary. *Environ. Sci. Technol.* 8:56–58.

VAN DE GRAAF, A.; MULDER, A.; SLIJKHUIS, H.; ROBERTSON, L.A. AND KUENEN, J.G. 1990. Anoxic ammonium oxidation, p. 388-391. In C. Christiansen, L. Munck, and J. Villadsen (ed.), *Proceedings of the Fifth European Congress on Biotechnology*, vol. 1. Munksgaard, Copenhagen, Denmark.

VAN DE GRAAF, A.; MULDER, A.; DE BRUJIN, P.; JETTEN, M.S.M.; ROBERTSON, L.A. AND KUENEN, J.G. 1995. Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process. *Appl. Environ. Microbiol.* 61:1246-1251.

VANDEVIVERE, P.; WELCH, S.A.; ULLMAN, W.J.; KIRCHMAN, D.L. 1994. Enhanced dissolution of silicate minerals by bacteria at near-neutral pH. *Microbial Ecol.*, 27 (3): 241-251.

VAZ, L.J., 2004. Berçário e engorda do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* no estuário da Lagoa dos Patos. Dissertação de Mestrado. Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande. 69 pp.

DHAM, V.V.; WAFAR, M. & HEREDIA, A.M. 2005. Nitrogen Uptake by size-fractionated phytoplankton in mangrove waters. *Aquatic Microbial Ecology* vol 41, Nº 3. Pag. 281-291.

WARD, B.B. 2000. Nitrification and the marine nitrogen cycle. In: D. Kirchman, ed. *Microbial Ecology*, Wiley-Liss, New York, pp 427-454 (2000).

WARNKEN, K.W.; GILL, G.A.; LEHMAN, R.D.; DELLAPENNA, T.M. AND ALLISON, M.A. 2002. The effects of shrimp trawling on sediment oxygen demand and the release of trace metals and nutrients from estuarine sediments. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 57: 25-42.

WASIELESKY, W., 2000. Cultivo de juvenis do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Decapoda, Penaeidae) no estuário da Lagoa dos Patos: efeitos de parâmetros ambientais e manejo de cultivo. Tese de Doutorado. Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, Rio Grande do Sul. 199 pp.

WASIELESKY, W.; CAVALLI, R.O.; DOLCI, D.; SILVA, T.M.A. 1995. Crescimento do camarão-rosa *Penaeus paulensis* (Crustacea: Decapoda) cultivado em gaiolas e cercados no estuário da Lagoa dos Patos. *Anais do III Encontro Sul Brasileiro de Aquicultura*, 13 - 15 de outubro de 1995. Ibirubá, Rio Grande do Sul. 14 - 25.

WOLANSKI, E. SPAGNOL, S.; THOMAS, S.; MOORE, K.; ALONGI, D.M.; TROTT, L. & DAVIDSON, A. 2000. Modelling and visualizing the fate of shrimp pond effluent in a mangrove-fringed tidal creek. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50: 85-97.

YUNES, J.S.; SALOMON, P.S.; MATTHIENSEN, A.; BEATTIE, K.A.; RAGGETT, S.L. & CODD, G.A., 1996, Toxic blooms of cyanobacteria in the Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. *J. Aq. Ecos. Health.*, 5: 223-229.

ZARZUR, Z. 2001. Consumo de oxigênio pelo sedimento e fluxos de regeneração bêmica de nutrientes nas áreas rasas do estuário da Lagoa dos Patos, RS. Tese de Mestrado. Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 147 p.

ZOGBI, P.R., 1997. Efeito da taxa de arraçoamento no crescimento e sobrevivência do camarão-rosa *Penaeus paulensis* cultivado em gaiolas. Monografia de Graduação. Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, Rio Grande do Sul. 33p.