

1. INTRODUÇÃO

A pesca no estuário da Lagoa dos Patos é uma das atividades mais importantes no extremo sul do Brasil, embora seu forte declínio tem levando a sérias crises sócio-econômicas que afetam aproximadamente 50.000 pessoas envolvidas direta ou indiretamente nesta atividade tradicional (Haimovici *et al.* 1998). Os pescadores artesanais são os mais afetados uma vez que utilizam a safra do camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis* Pérez-Farfante, 1967) como principal componente de seu orçamento e atualmente dependem exclusivamente da pesca deste crustáceo no estuário para sua sobrevivência (Reis *et al.* 1994). D'Incao e Reis (2002) destacam que as safras do camarão-rosa apresentam grandes flutuações quanto ao volume capturado, vindo a alcançar valores muito baixos, o que afeta a renda das pessoas ligadas ao setor. Além disso, o camarão-rosa, juntamente com a tainha (*Mugil platanus* Gunther, 1980), são consideradas as duas únicas espécies, das seis mais exploradas no estuário da Lagoa dos Patos, que ainda permanecem importantes economicamente.

Diante do atual quadro da pesca de *F. paulensis* neste estuário, a aqüicultura seria uma alternativa mitigadora dos problemas oriundos do declínio daquela atividade (Wasielesky *et al.* 2004) e, assim, uma opção para os pescadores artesanais da região (Wasielesky *et al.* 2003). Uma série de estudos vêm sendo realizados com esta espécie no sentido de fornecer subsídios técnicos para a atividade do cultivo na região, sempre guiando esta atividade a fim de manter a sustentabilidade do sistema (Wasielesky 1999, Wasielesky 2000, Wasielesky *et al.* 2001, Wasielesky *et al.* 2003, Wasielesky *et al.* 2004, Freitas 2003, Soares *et al.* 2004, Soares *et al.* 2005, Poersch, 2004, Peixoto 2004). Assim, pesquisas sobre o cultivo em sistemas de viveiros escavados (Peixoto *et al.* 2003) e em sistemas alternativos (cercados e gaiolas) no estuário da Lagoa dos Patos (Wasielesky 2000), podem representar uma nova perspectiva para a produção do camarão-rosa, gerando um incremento na economia da região sul. Nos cercados, os camarões são criados em ambiente natural por cerca de 3-4 meses, o que apresentaria benefícios em relação aos cultivos realizados em viveiros, principalmente com relação ao baixo custo e a renovação de água

constante, além de estarem de acordo com a realidade econômica dos pescadores (Wasielesky *et al.* 2003).

Existe uma pressão necessária para o desenvolvimento e a disseminação dos sistemas de cultivo de camarão que sejam ambiental e economicamente sustentáveis (Funge-Smith & Briggs 1998), assim como de métodos de estudos dos efeitos dos cultivos ao meio ambiente que o cerca para com isto promover uma aqüicultura ambientalmente amigável (Lupatsh & Kissil 1998). O cultivo de camarão em cercados pode ser considerado um exemplo destes sistemas, pois possibilita melhorar o quadro sócio-econômico, além de promover a prática de aqüicultura minimizando os possíveis impactos ambientais.

O desenvolvimento deste método alternativo de cultivo tem sido desenvolvido desde 1994, quando foi iniciada a prática da aqüicultura no estuário da Lagoa dos Patos. Segundo Wasielesky (2000), são grandes as potencialidades de pescadores artesanais usarem o cultivo do camarão como uma estratégia de diversificação econômica viável na região estuarina da Lagoa dos Patos, mais especificamente nas enseadas, uma vez que estas reúnem uma série de vantagens para a implementação destes cultivos alternativos. Dentre estas vantagens temos: águas ricas em nutrientes, grande disponibilidade de alimentos e ventos constantes que promovem a circulação de água. No entanto, Niencheski & Windom (1994) ressaltaram que estes locais também têm como características a baixa profundidade, menor circulação de água, e a retenção de nutrientes, que é o principal fator que contribui para as elevadas produtividades primária e secundária. Em função destas características, o mau gerenciamento dos sistemas de cultivo, no sentido de exceder a capacidade de suporte, poderia acarretar problemas ambientais graves para o meio ambiente e para o cultivo (Poersch 2004).

Para que a prática da aqüicultura em cercados se mantenha e tenha êxito faz-se necessário a conservação da qualidade de água. Esta é definida como a combinação de características químicas, físicas e biológicas, as quais têm influência direta ou não no crescimento e sobrevivência dos organismos cultivados. A qualidade de água é assim parte fundamental no cultivo de espécies aquáticas. A deterioração da água do sistema de cultivo pode ser extremamente prejudicial para os organismos ali cultivados (Arulampalam *et al.* 1998).

Os cercados se caracterizam por serem estruturas abertas e terem contanto direto com o meio ambiente natural, liberando a água inteiramente não tratada, assim como registrado por sistemas abertos como os tanques-rede (Rebecca & Triplett 1997 *apud* Siddiqui 2003). Esta liberação de águas que passa pela unidade de cultivo vai ser denominada neste trabalho de efluente. Segundo a FEPAM (2007) estes são dejetos emitidos por atividades específicas como, por exemplo, a indústria o que subentende que o efluente chegaria ao seu destino através de uma canalização. Nesta mesma referência destaca-se a necessidade de tratamento especial para os efluentes. Assim o termo efluente não seria apropriado para os cultivos em cercados, mas neste trabalho vou utilizá-lo, com a conotação de liberação de águas que passam e são liberadas pelo cultivo.

A aquíicultura não só exige o suprimento de água limpa, mas também, o lançamento de água limpa, uma vez que é importante para o meio ambiente aquático em torno do sistema de cultivo e para sua própria sustentabilidade em função do reuso da água (Bunting 2001). Dentro deste contexto, a manutenção da qualidade de água é essencial para o sucesso dos cultivos e da produção, sendo que nos tradicionais viveiros de terra isto é geralmente obtido através de renovações diárias de água (Gomez-Galindo 2000) com o objetivo de evitar o acúmulo de metabólitos indesejáveis e possíveis processos de eutrofização no sistema de cultivo (Hopkins *et al.* 1993). Mesmo que a taxa de renovação de água tenha um efeito no sentido de manter a qualidade de água ela também tende a acarretar efeitos negativos, como a degradação das águas do ambiente adjacente pela descarga excessiva ou indiscriminada de nutrientes provenientes dos sistemas de cultivo, que transporta produtos fosfatados, nitrogenados e matéria orgânica (Clark 1996). Isto pode agravar alguns fenômenos como florações de microalgas e anoxia do ambiente, além de aumentar a eutrofização da água, colocando em perigo o desenvolvimento das espécies cultivadas e do restante do meio (Barnabé 1990).

Em sistemas abertos, como é o caso dos cercados, estima-se que os problemas relacionados à manutenção da qualidade de água devem ocorrer em menor escala do que nos viveiros (Poersch 2004). Aqueles, contudo, dependem das taxas de circulação de água que por sua vez dependem da dinâmica do local e do tamanho do ambiente no qual os cultivos estão inseridos (Dochoda *et al.* 1999 *apud* Siddiqui 2003). Quando o cultivo é

realizado em um ambiente com uma boa dinâmica, há uma redução dos efluentes, uma vez que os nutrientes são diluídos ao longo do tempo e do espaço (Pillay 1992).

O efluente depende de fatores como: a sua composição, a magnitude da descarga e as características do corpo d'água receptor, entre elas a taxa de diluição, o tempo de residência e a qualidade de água. (Primavera 1997, Beveridge *et al.* 1997, Páez-Osuna 2001a). Emerson (1999) destaca que em locais onde as velocidades de correntes são maiores, a acumulação de produtos provenientes dos cultivos é minimizada pela dispersão hidrodinâmica. Assim, a seleção do local é um fator importante para mitigar a poluição costeira. González e colaboradores (2002), por exemplo, desenvolveram um modelo matemático para avaliar o impacto do cultivo de peixes facilitando, assim, a análise para seleção do local e otimizando os recursos necessários para planos de monitoramento.

Páez-Osuna (2001b) e Alonso-Rodrigues & Páez-Osuna (2003) relatam os impactos que a aquíicultura em viveiros acarreta em função dos aportes de nutrientes. Burford *et al.* (2003) destacam que os efluentes da aquíicultura possuem altas concentrações de nutrientes, principalmente o nitrogênio e o fósforo, o que promove um processo acelerado de eutrofização. Emerson (1999) enfatiza que a eutrofização tem aumentado significativamente nas águas em torno dos tanques-rede afetando também os corpos d'água para onde vão os efluentes desta atividade. O mesmo autor, em seu estudo com peixes, ressalta que a excreção e os produtos fecais combinados com os nutrientes de alimento não consumido, aumentam os níveis de nutrientes acima do normal, criando um meio ambiente propício para a proliferação de algas. Na Escócia, cerca de 50.000 ton/ano de efluentes não tratados são geradas pelos cultivos de salmão em gaiolas e vão diretamente para o mar (Emerson 1999). Os cultivos de espécies aquáticas impõem assim um aporte extra de nutrientes ao ambiente.

O alimento e a forma como é fornecido têm sido identificados como as maiores fontes de poluentes nas operações da aquíicultura, uma vez que eles determinam à natureza e a quantidade de matéria orgânica e nutrientes na água de cultivo (Goddard 1996). Os alimentos utilizados na aquíicultura, normalmente contêm altos níveis protéicos, os quais geram produtos nitrogenados proporcionais à sua concentração (Tomasso 1994). A proteína é um componente essencial aos camarões como fonte de aminoácidos (Goddard 1996).

Briggs & Funge-Smith (1994) estimaram que a maior parcela do nitrogênio e fósforo que saem de viveiros de cultivo de camarão tem sua origem no alimento adicionado ao sistema. A dissociação de alimento não consumido e os sub-produtos metabólicos (matéria fecal) resultam no aumento da carga destes nutrientes (Viadero *et al.* 2005), que são considerados os dois mais importantes nutrientes dos efluentes na aqüicultura (Axler *et al.* 1996).

As maiores fontes de produtos nitrogenados dos efluentes de cultivos consistem de processos de excreção, fezes e alimento não consumido (Ackefors & Enell 1994). Em cultivos intensivos de salmão em gaiolas considera-se que estas fontes são os maiores contribuintes (Chen *et al.* 1999). Cabe ressaltar, assim, que o aporte de nitrogênio nas águas costeiras, através dos efluentes de cultivo, é uma das maiores preocupações da prática da aqüicultura.

Quando o nitrogênio está em contato com o meio ambiente aquático, altera-se entre várias formas e estados de oxidação. Assim, o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas químicas: nitrogênio molecular (N_2) em equilíbrio entre água e atmosfera, nitrogênio orgânico dissolvido ou particulado, nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) e amônia (NH_3 mais NH_4^+), sendo que esta última forma surge da decomposição de proteínas, clorofilas e vários outros compostos nitrogenados (Von Sperling 1996). Por convenção, diversos autores têm concordado em chamar NH_4^+ de amônia ionizada e o NH_3 de amônia não-ionizada. Por outro lado, a soma de $NH_3 + NH_4^+$ pode ser chamada simplesmente de amônio, amônia total ou nitrogênio amoniacal. O nitrogênio na forma livre ou não ionizada é considerado a forma mais tóxica. O nitrato é a forma oxidada mais estável do nitrogênio sendo um importante nutriente dissolvido para os produtores primários (Baumgarten & Pozza 2001). E o nitrogênio total, nada mais é do que a soma do nitrogênio orgânico dissolvido e particulado, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato (Pádua 1996).

O processo de degradação da matéria orgânica é lento até a obtenção do produto final. Logo o nitrogênio pode ser considerado um fator limitante para a produtividade nos ecossistemas marinhos (Baumgarten & Pozza 2001), ao contrário do fósforo, que é considerado o principal fator limitante na grande maioria das águas continentais (Esteves, 1998). Por isto é de alta relevância que se use o nitrogênio na avaliação da produção de organismos aquáticos. Lefebvre *et al.* (2001) e Burford & Lorenzen (2004) ressaltam que o

nitrogênio desempenha um papel chave na dinâmica dos sistemas de aquicultura devido ao seu duplo papel como nutriente e tóxico.

Há vários motivos para justificar a utilização do nitrogênio como fonte de estudo de um sistema, entre eles:

- ◆ O nitrogênio é o principal construtor das proteínas, um dos componentes básicos da biomassa (Esteves 1988) e tal produção é seguramente o principal objetivo da aquicultura;

- ◆ O nitrogênio tem importantes implicações fisiológicas na saúde e no crescimento. Excesso de nitrogênio na forma de amônia (NH_3^+), amônio (NH_4^+) ou nitrito (NO_2) podem ser tóxicos para os organismos aquáticos (Hargreaves 1998);

- ◆ A produção primária e a eutrofização em áreas costeiras são principalmente controladas pelo nitrogênio (Ryther & Dunstan 1971);

- ◆ O excesso de nitrogênio nos ecossistemas pode ter importantes implicações na contribuição de blooms de fitoplâncton os quais podem ser tóxicos e afetar os recursos do corpo d'água e do próprio cultivo (Hodgkiss & Ho 1997);

- ◆ Os alimentos formulados para a aquicultura possuem a farinha de peixe e o farelo de soja como as principais fontes de proteína, os quais têm um alto conteúdo de nitrogênio (Gomez-Galindo 2000);

- ◆ Os compostos nitrogenados influenciam fortemente a qualidade de água na aquicultura (Gomez-Galindo 2000);

- ◆ O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos (Esteves 1988), sendo considerado, assim, essencial aos organismos, não podendo ser substituído ou reduzido substancialmente.

Como resultando dessas características, o nitrogênio é considerado um importante integrador entre a qualidade de água e os processos de produção da aquicultura. Gomez-Galindo (2000) relata que a produção da aquicultura é suportada de forma significativa pelos fluxos de nitrogênio como um nutriente que promove o crescimento de algas e organismos cultivados.

O nitrogênio é, assim, um nutriente importante nas interações entre a produção dos sistemas de cultivo e o meio-ambiente (Handy & Poxton 1993, Kibria *et. al.* 1998). Os

fluxos de nitrogênio nos sistemas de aquicultura ligam os cultivos e o meio ambiente que o cerca através da alimentação, fertilização, afluentes e efluentes, biofixação e pelos nutrientes perdidos para a atmosfera e sedimentos, volatilização e mineralização, respectivamente. A intensificação dos processos de criação dos organismos aquáticos, no que diz respeito ao aumento do número de unidades de produção, implica em uma alta ocorrência do fluxo de nitrogênio dentro e fora dos sistemas de cultivo através, por exemplo, da alimentação, renovação de água e despesca. Há poucos estudos que relatem os fluxos e processos do nitrogênio nos diferentes sistemas de cultivos (Gomez-Galindo 2000).

Como relatado anteriormente, os compostos nitrogenados podem entrar e sair do sistema nas formas orgânicas e inorgânicas, ou através de processos naturais como a fixação de nitrogênio e a volatilização da amônia, ou ainda pelas práticas de manejo como a alimentação ou a renovação de água. A prática da alimentação representa a maior entrada de nitrogênio no sistema, cerca de 90% em sistemas semi-intensivos e intensivos de criação de camarões (Briggs & Funge-Smith 1994, Hargreaves 1998), dependendo da qualidade e quantidade da ração fornecida.

Os valores de retenção de nitrogênio pelos organismos têm uma ampla variação (Montoya *et al.* 1999). Funge-Smith & Briggs (1998) encontraram valores de assimilação em torno de 17%, já Velasco *et al.* (1998) observaram uma assimilação de 63% de nitrogênio quando foi fornecida uma dieta semipurificada. Valores típicos de retenção de nitrogênio estão em torno de 20-40% (Phillips *et al.* 1993), estando o restante disponível para assimilação de bactérias e fitoplâncton. Por sua vez o nitrogênio ingerido mas não incorporado pelo camarão pode ser considerado perdido e representar um problema a ser gerenciado (Lorenzen 1999). O nitrogênio que não foi utilizado pelos camarões para o crescimento é excretado através das brânquias ou liberado como fezes (Handy & Poxton 1993).

Felizmente, há consciência de que os sistemas de aquicultura dependem da integridade dos ecossistemas e têm limites, principalmente com relação à assimilação dos sub-produtos de um sistema de cultivo (Beveridge *et al.* 1997). Os ecossistemas naturais possuem certa capacidade de assimilação intrínseca. Contudo, o lançamento de matéria orgânica e/ou

inorgânica pode resultar em severos episódios de poluição quando os lançamentos antropogênicos, no caso os sistemas de cultivo, superam as fontes naturais, ultrapassando a capacidade de absorção, reciclagem e depuração do corpo hídrico (Miranda 1997). A fim de melhorar o entendimento do elo entre a qualidade ambiental e a produção nos sistemas de cultivo, é importante entender as relações subjacentes entre os dois. Este conhecimento permite que processos significativos nos sistemas de produção sejam identificados e estratégias de gerenciamento adequadas sejam derivadas (Funge-Smith 1996). Na teoria dos sistemas, o termo processo é entendido como a sucessão de estados ou de mudanças de um sistema que se transforma ou evolui ao longo do tempo (Bertalanffy 1968). Esta teoria é entendida como uma “nova” forma de se estudar os sistemas dinâmicos, levando-se em conta não apenas as relações causais entre os pares de variáveis, mas o comportamento do sistema como um todo. Um sistema pode ser definido então como um complexo de elementos interativos. Ele consiste em componentes interdependentes que interagem regularmente e formam um todo unificado.

Atualmente, devido ao crescimento expressivo da produção de crustáceos, a literatura aponta para a necessidade de se avaliar através da dinâmica de sistemas, a performance dos sistemas de aquíicultura de forma mais integrada (Gomez-Galindo 2000).

Neste contexto, a modelagem é considerada uma ferramenta poderosa para se compreender os processos de dinâmica dos sistemas, testar hipóteses e sintetizar estudos empíricos (Lorenzen *et al.* 1997). Gomez-Galindo (2000) destaca a importância desta ferramenta para descrever a integração dos sistemas de cultivo com o meio ambiente aquático e os processos que ocorrem ao longo do ciclo de produção. A utilização da modelagem na aquíicultura visa avaliar os cultivos como unidades sistêmicas, com o objetivo de superar as pesquisas individuais e desconectadas, podendo fornecer assim maior conhecimento, compreensão e inferência sobre a estrutura e funcionamento dos sistemas de cultivo.

Desta forma, na prática da aquíicultura a modelagem é utilizada para responder a uma série de questionamentos e para examinar os efeitos de estratégias de gerenciamento dos cultivos (Burford & Lorenzen 2004). González *et al.* (2002), ressaltam que a modelagem numérica tem como objetivo final reproduzir e prever o comportamento da natureza do

sistema. Rondón *et al.* (2002) destaca que a utilização da modelagem computacional é apresentada como ferramenta nas tomadas de decisão, relacionando sistemas complexos e cotidianos na produção e pesquisa.

Neste trabalho, a modelagem foi utilizada com o intuito de servir como um instrumento para cristalizar momentaneamente as relações causais entre as interações decorrentes do ciclo de produção dos cultivos, passando a existir, desta forma, como um mundo artificial. Este mundo, por sua vez, passou a ser um objeto de análise que permitiu a exploração das ligações entre as variáveis que posteriormente foram revertidas em resultados possibilitando, assim, a visão do mundo real.

A justificativa principal para a utilização de ambientes de modelagem pode ser dada pelo fato de que através da expressão e construção de modelos, pode-se desenvolver o seu próprio entendimento a cerca do funcionamento de sistemas dinâmicos (Riley 1990). (Neellamkavil 1987 *apud* Kurtz dos Santos 1995) destaca que a modelagem nada mais é do que o processo que estabelece relações entre entidades importantes do sistema, podendo ser concebida como um processo de construção do modelo.

No processo de modelagem, os modelos são considerados ferramentas que representam um fenômeno através da descrição formal de suas entidades, relações e processos, permitindo assim suas simulações (Furtado 2003). Jorgensen (1994) destaca que os modelos são representações simplificadas da realidade, que sintetizam os principais atributos de um sistema complexo, relevantes ao problema a ser elaborado. Definem-se modelos, então, como uma formulação que imita um fenômeno real e pelo qual se podem criar cenários dos sistemas em questão. Estes são definidos como construções teóricas ou experimentais que simulam eventos ou situações reais, de modo a estudar seu desenvolvimento e conseqüências, especular sobre suas possibilidades e avaliar os possíveis impactos ambientais, por exemplo. Um modelo é, assim, uma representação conceitual de um mundo real (Odum 1983).

Segundo Smyth (1998) um modelo ambiental pode ser pensado como um micro-mundo definido por uma ontologia que consiste em um conjunto de entidades que o habitam, uma estrutura temporal, uma estrutura espacial, regras de comportamento e uma lógica. As entidades caracterizam a paisagem do micro-mundo como exemplo, os corpos d'água e a

escolha das entidades que farão parte de um modelo dependem, principalmente, do intuito com o qual o modelo será construído e do domínio ao qual ele se aplicará.

Um modelo não é bem um “modelo da realidade”, mas sim um modelo de sistema conceitual, criado por uma interpretação específica baseada em um referencial teórico elaborado (Skovsmose 1988). Kurtz dos Santos *et al.* (2002) ressaltam que os modelos têm um poder preditivo no sentido de entender e antecipar o comportamento dos sistemas a serem estudados. Estes são chamados modelos de simulação, são aqueles que procuram “simular” ou “imitar” o comportamento dos componentes do sistema simulado em relação a uma variável independente, normalmente representada pelo tempo. São, portanto, dinâmicos e interativos (Asmus & Kalikoski 1999).

Na aquíicultura os modelos vêm sendo elaborados para responder a uma série de questões, estudar o comportamento dos sistemas, permitir práticas de gerenciamento mais eficazes e prever as respostas do sistema em função das forças que o controlam. Entre os trabalhos que têm sido realizados podemos citar os modelos de crescimento de espécies aquáticas, entre elas, Salmão do Atlântico (*Salmo salar* Linnaeus, 1758) (Elliott & Hurley 1997), camarão tigre (*Penaeus monodon* Fabricius, 1798) (Jackson & Wang 1998), abalone verde (*Haliotis laevis* Donovan, 1808) (Reaburn & Edwards 2003) e camarões peneídeos (Franco *et al.* 2006), modelos de dinâmica do oxigênio (Ginot & Hervé 1994, Culbertson & Piedrahita 1996), modelos de dispersão de nutrientes dos sistemas de cultivo (Dudley *et al.* 2000, González *et al.* 2002, Pérez *et al.* 2002), modelos de dinâmica do nitrogênio em viveiros de cultivo (Lorenzen *et al.* 1997, Hargreaves 1998, Montoya *et al.* 1999, Gomez-Galindo 2000, Jamu & Piedrahita 2002a, Jiménez-Montealegre *et al.* 2002), modelos para avaliar o impacto dos cultivos sobre organismos bentônicos (Henderson *et al.* 2001, Cromey *et al.* 2002) e sobre o ecossistema pela carga de nitrogênio e fósforo lançado no meio ambiente aquático (Islam 2005), modelos para avaliar a capacidade de carga do ecossistema que recebe efluentes dos cultivos e (Duarte *et al.* 2003, Stigebrandt *et al.* 2004, Jiang & Gibbs 2005, Mckindsey *et al.* 2006) e modelos como suporte para práticas de zoneamento (Congleton *et al.* 1999, Arnold *et al.* 2000, Nath *et al.* 2000, Pérez *et al.* 2003, Freitas 2003).

Vale ressaltar que os modelos são elaborados com objetivos semelhantes para todos aqüicultores, que visam gerenciar melhor os seus sistemas de cultivo. No entanto, as condições regionais são em sua grande maioria distintas. Assim, modelos são elaborados e vendidos comercialmente, mas nem sempre suas predições vão refletir em um outro sistema de dinâmica distinta. Desta forma, com o objetivo de elaborar um modelo específico para as condições de cultivo da espécie *F. paulensis* no estuário da Lagoa dos Patos, este estudo foi realizado. O diferencial deste trabalho, em relação ao estudo de Poersch (2004), consiste em gerar um modelo numérico com valores mais precisos no sentido de gerar um modelo mais fidedigno e condizente com a realidade, através do ajuste de algumas variáveis e simulações com valores distintos de velocidade de corrente e de influência da malha.

Trata-se de um estudo quantitativo integrado dos processos que atuam na interação do sistema de cultivo com o meio ambiente aquático que o cerca, sendo realizado através de um modelo matemático de simulação. Com a finalidade de propor estratégias de gerenciamento para os cultivos no recurso hídrico em questão, respeitando a capacidade de carga do sistema e com o intuito de difundir e avançar a prática dos cultivos, este trabalho foi desenvolvido no sentido de fornecer informações sistêmicas, criando cenários para o cultivo do camarão-rosa *F. paulensis* com base do fluxo do nitrogênio na coluna d'água.

2. OBJETIVO GERAL

O presente estudo busca estimar, através de um modelo numérico, a quantidade de nitrogênio liberado pelos cultivos de camarão em enseadas no estuário da Lagoa dos Patos e, desta forma, determinar o número máximo de unidades de produção que este ambiente comportaria sem comprometimento da qualidade de água e da sustentabilidade do sistema.

2.1 Objetivos específicos

- 1) Elaborar de um modelo conceitual para a representação de informações dos componentes estruturais que integram o sistema de cultivo e o meio ambiente aquático, quanto ao fluxo de nitrogênio neste sistema.
- 2) Caracterizar e analisar os processos e principais funções motrizes que regem as dinâmicas dos processos ao longo do ciclo de produção.
- 3) Integrar estes processos através da elaboração de um modelo matemático de simulação.
- 4) Realizar exercícios de simulação para avaliar o comportamento do sistema em estudo (integração do cultivo e meio ambiente aquático), quanto às passagens de nitrogênio no sistema.

3. ÁREA DE ESTUDO

O estuário da Lagoa dos Patos situa-se na sua porção meridional (31° 50'° a 32° 10' S e 52° 10' W, RS, Brasil) e possui um volume de $1,65 \cdot 10^9$ e área de $963,8 \text{ km}^2$, representando aproximadamente um décimo da área da laguna. No estuário existe uma troca de água com o Oceano Atlântico através de um canal de 20km de comprimento e 0,5-3km de largura (Bonilha & Asmus 1994), o qual recebe água de cerca da metade do estado do Rio Grande do Sul e do norte do Uruguai através de uma bacia hidrográfica (Bonilha 1996). Os dois principais ambientes estuarinos são o corpo d'água central e as baías rasas e protegidas (Bonilha & Asmus 1994). Castello (1985) ressalta que as feições predominantes nas margens dos estuários são as enseadas, com profundidades que variam de 50cm a 3m de profundidade e que segundo Bonilha (1996), ocupam 31,6% da área do estuário.

Seeliger e Kjerfve (2001) destacam que as principais variáveis que regem a hidrodinâmica do estuário da Lagoa dos Patos são a descarga fluvial, marés e ventos. Contudo, a atuação das marés é pequena, dado que a sua ação é de baixa amplitude com uma média de 0,47m (Mata & Möller 1993). A região da Lagoa dos Patos é influenciada por um regime de ventos predominantemente NE-SW. Estes ventos sopram ao longo deste eixo principal que há muito tempo são identificados como o principal fator forçante do sistema da Lagoa dos Patos (Von Ihering 2003). Eles controlam de forma decisória os processos de circulação, a distribuição de salinidade e os níveis de água (Garcia 1998). Este autor destaca que a dinâmica das águas deste estuário não é só comandada pela ação dos ventos, mas também pelos ciclos hidrológicos da bacia de drenagem. As características hidrográficas deste estuário são ligadas e dominadas por estes ciclos hidrológicos, sendo que o estuário é influenciado, além da entrada de água salgada pelo canal da barra, pelas entradas de água doce do canal São Gonçalo. Através da construção de um modelo hidrológico numérico, Möller *et al.* (1996) comprovaram o mecanismo de funcionamento de descarga da Lagoa dos Patos, o qual ocorre da seguinte forma: com a atuação de ventos nordeste há uma tendência do nível da laguna se elevar na porção sul, próximo à desembocadura, e a rebaixar o nível do mar na região costeira adjacente, produzindo fortes fluxos de vazante. O oposto ocorre com ventos de quadrante sul, que rebaixam o nível da

laguna na sua porção sul e elevam o nível do mar, produzindo fortes fluxos de enchente. Assim, os ventos de quadrante norte, especialmente NE, e o aumento da precipitação na bacia hidrográfica geram no sistema um regime de fluxo vazante e ventos de quadrante sul, principalmente os de direção SW, favorecem a penetração de água salgada pela barra de Rio Grande caracterizando no sistema um regime de fluxo enchente (Möller & Casting 1999). O vento nordeste é predominante ao longo de todo o ano, principalmente durante a primavera e o verão (Calliari. 1980). Já ventos de quadrante sul, principalmente de sudoeste, têm maior ação no outono e no inverno (Möller & Casting 1999).

Desta forma, o efeito eólico é caracterizado por alterar ou amplificar os desníveis entre as duas massas de água, estando as magnitudes dos efeitos diretamente relacionadas com a força e a durabilidade do vento, e com o estado do nível da lagoa (Rodrigues 1903 *apud* Bonilha 1996). Este autor relatava que não existiam estudos relacionados à circulação das enseadas protegidas do estuário da Lagoa dos Patos, mas recentemente Monteiro *et al.* (2005) e Giordano *et al.* (2006) começaram a estudar a hidrodinâmica destas enseadas. Ambos os estudos utilizaram modelos matemáticos para predizer padrões de circulação. Assim, embora a compreensão sobre a hidrodinâmica do sistema estuarino e suas enseadas ainda seja limitada, é evidente que o clima regional e os ciclos hidrológicos são as principais forçantes que controlam os padrões de circulação do estuário da Lagoa dos Patos (Garcia 1998).

O presente estudo foi realizado em dois pontos distintos da Ilha dos Marinheiros, localizada no estuário da Lagoa dos Patos (Figura 1) na Coreia (S 31° 58' 57.9" W 52° 09' 16.9") e no Porto do Rei (S 32° 00' 12.8" e W 52° 06' 05.3") (Figura 2). Estes pontos, que caracterizam o interior dos cercados de estudo foram localizados geograficamente com um sistema de posicionamento global (GPS). Na localidade do Porto do Rei, o corpo d'água em que o cultivo foi realizado apresenta uma maior dinâmica por estar de frente para a cidade do Rio Grande e de frente para um canal de navegação (Almeida 2002). Já a Coreia (Figura 3) se caracteriza por ser uma enseada mais protegida, com dinâmicas de circulação de água menos acentuadas.



Figura 2 - Cultivo em cercados na localidade do Porto do Rei, Ilha dos Marinheiros, Rio Grande, RS.



Figura 3 - Cultivo em cercados localidade da Coreia na Ilha dos Marinheiros, Rio Grande, RS

Figura 1 - Imagem de satélite do estuário da Lagoa dos Patos (Fonte Livro Areias do Albardão: um guia ecológico ilustrado do litoral no extremo sul do Brasil), destacando a localização da área de estudo enseadas do Porto do Rei e Coreia, Ilha dos Marinheiros, RS.

4. PRODUÇÃO DE PÓS-LARVAS DE CAMARÕES

A produção de pós-larvas do camarão *F.paulensis* foi realizada seguindo os procedimentos básicos apresentados por Marchiori (1996) no Laboratório de Maricultura, Estação Marinha de Aqüicultura Prof. Marcos Alberto Marchiori (EMA), do Departamento de Oceanografia da Fundação Universidade Federal do Rio Grande (FURG), localizada no balneário Cassino, município de Rio Grande, RS (Figura 4). As etapas de produção dos camarões até sua transferência para o ambiente foram realizadas no Setor de Carcinocultura da EMA. Em campo, o estudo foi realizado na Porto do Rei e na Coreia, ambas enseadas localizadas na Ilha dos Marinheiros, no estuário da Lagoa dos Patos, RS.



Figura 4 - Estação Marinha de Aqüicultura Prof. Marcos Alberto Marchiori (EMA), da Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

5. ESTRUTURA DE CULTIVO (CERCADOS), POVOAMENTO E MANEJO

Para o cultivo do camarão *F. paulensis* foram utilizados dois cercados de acordo com a fase de cultivo da espécie. O cercado berçário, com 200m² de área de fundo e 15m de diâmetro, e os cercados de engorda de 3.100m² (0,3 hectare) e 62m de diâmetro. Ambos tinham altura de 2,1m e formato circular (Figura 5).



Figura 5 - Estruturas de cultivo do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis*: cercado berçário (esquerda) e cercado de engorda (direita).

Primeiramente foram construídos os cercados berçários e, posteriormente, os cercados de engorda em torno dos cercados berçários. Quando os camarões atingiram peso médio de 0,35g os berçários foram desmontados as pós-larvas foram liberadas no cercado de engorda. O material utilizado para a construção dos cercados de engorda foi uma panagem de poliéster revestido de PVC (SANSUY®), com abertura de 5mm, caracterizada por ter alta durabilidade e resistência a raios UV e UVB. Os cercados eram sustentados por bambus a cada 0,5m, para dar forma à estrutura. É importante ressaltar que o material utilizado é de baixo custo e fácil aquisição, para facilitar a implementação e manutenção dos cercados pelos próprios pescadores (Wasielesky, 2000).

Na localidade da Coreia, o povoamento (Figura 6) foi realizado no dia 30/01/2006 e o cercado de engorda montado em 25/03/2006. Neste foram efetuadas sete amostragens tanto para determinação de velocidade de correntes e coleta de água. Na Coreia, como a montagem dos cercados de engorda foi mais tarde que no Porto do Rei, a última amostragem foi efetuada em 04/05/2006, poucos dias antes da despesca.



Figura 6 - Povoamento do cercado berçário na localidade da Coreia.

Já no Porto do Rei o cercado berçário foi povoado no dia 23/01/2006 e o cercado de engorda montado no dia 20/02/2006 (Figura 7), sendo realizadas seis amostragens para as medições de velocidade de corrente e para coleta de água, com intervalos de uma semana. A última amostragem foi realizada em 28/03/2006.



Figura 7 - Montagem do cercado de engorda no Porto do Rei.

Em laboratório pós-larvas de 30 dias, ou seja, PL30, foram transferidas para o ambiente, aonde foram aclimatadas às condições locais, sendo então liberadas nos cercados berçários.

Tanto após a montagem dos cercados berçários como os de engorda, foi feita à eliminação de predadores naturais do camarão, como siris e peixes, através de arrastos e armadilhas. O cercado berçário foi povoado com 60.000 PLs e quando estas foram liberadas para o cercado de engorda a densidade de estocagem foi de vinte camarões/m². Os

cultivos em cercados se caracterizam por ter um ciclo de produção de cerca de 120 dias, dependendo das condições ambientais. Neste experimento a despesca ocorreu aos 90 dias.

A alimentação era constituída de ração comercial (Purina MR-35[®]) e rejeitos de pesca, que em sua maioria era composto de siris, peixes e camarões, na proporção de 30 e 70%, respectivamente. Tanto a ração como o rejeito foram fornecidos a lanço três vezes ao dia. A alimentação natural do ambiente de cultivo se deu pelo consumo de organismos zooplantônicos, bentônicos e larvas de peixes existentes no meio de cultivo, bem como os organismos fixados na panagem da rede (biofilme). No início do cultivo, a alimentação era fornecida em cerca de 30% da biomassa dos camarões, diminuindo ao longo do crescimento dos camarões até chegar a 2% da biomassa.

6. COLETA DAS AMOSTRAS

Para diagnosticar a possível interferência do cultivo em cercados de *F. paulensis* quanto à liberação de nitrogênio no meio ambiente aquático foram coletadas amostras de água nos cercados de engorda, que se caracterizam por receber maior quantidade de alimento ao longo do ciclo de produção. Foram retiradas 250ml de água em cada ponto amostral (Figura 8) e as amostras foram tomadas a distâncias de 5, 15, 30 e 100m a partir da liberação do efluente dos cercados, sendo o último denominado de ponto externo, aonde não havia influência das estruturas de cultivo na circulação da água. Em todos os cercados, a localização dos pontos amostrais foi definida levando-se em conta a corrente de água predominante do local.



Figura 8 - Amostra de água no ponto controle para análise.

Após a coleta das amostras, essas garrafas eram armazenadas em uma caixa de isopor com gelo, sendo em seguida transportadas para a EMA onde eram acondicionadas em um freezer (-20°C) para posterior análise. As análises para determinação de nitrogênio total, adaptado para o método Kjeldahl total (NKT), foram realizadas no laboratório Bioensaios, em Porto Alegre, RS. Este método tem sido utilizado desde 1883 (Yasuhara e Nokihara 2001) e tem como principal vantagem o uso de uma aparelhagem extremamente simples e pouco onerosa. Contudo, a maioria dos resultados desta análise foram de 10 a 20 vezes maior em relação aos valores normalmente encontrados para o estuário da Lagoa dos Patos, que giram em torno de 0,05 a 1,15mg/L (Niencheski comunicação pessoal)¹. Estes valores podem ser considerados elevados em função da ineficiência do método. Mesmo assim, os valores encontrados nas análises estão dentro do indicado pela legislação. Cabe ressaltar que os valores poderiam ter sido ainda maiores por não registrarem a contribuição de nitrito e nitrato. Além disso, os dados não variaram ao longo do tempo, o que era esperado devido a alimentação que aumenta com o decorrer do cultivo. Dentro deste contexto, a solução encontrada foi utilizar os dados históricos de nitrogênio total do trabalho de Poersch (2004), que retrata valores condizentes para os ambientes estuarinos da Lagoa dos Patos.

7. MEDIÇÕES DE VELOCIDADE DE CORRENTES

As velocidades das correntes foram obtidas nos ambientes de cultivo pela medição *in situ* e posteriormente foi realizada uma estimativa da taxa de renovação de água nos cercados, através da relação entre a área percorrida e o tempo de deslocamento. Nesta estimativa partiu-se da premissa de que a corrente era constante durante as 24 horas do dia. Nos trabalhos de Almeida (2002) e Martins (comunicação pessoal)², os valores de velocidade de corrente foram determinados utilizando uma garrafas plásticas para mensurar os valores de velocidade de corrente. Neste trabalho, assim como o de Almeida (2002) utilizou-se uma garrafa pet de 2 litros preenchida com água do meio ambiente em que o

¹ Niencheski, L.F. (Professor do Departamento de Química da Fundação Universidade Federal do Rio Grande – FURG). Comunicação pessoal, 2007.

² Martins, F. (Pesquisador na Escola Superior de Tecnologia. Universidade de Algarve - Portugal). Comunicação pessoal, 2006.

cultivo estava inserido. Para auxiliar na flutuabilidade a garrafa foi preenchida em 90% com água do meio ambiente. Esta se deslocava, então, com velocidade similar as correntes de água nas localidades dos cultivos (Figura 9).



Figura 9 – Medição dos valores de velocidade de corrente utilizando uma garrafa plástica.

Como relatado anteriormente, ainda não há padrões de circulação das águas bem definidos para as enseadas rasas do estuário da Lagoa dos Patos, além de já haver alguns trabalhos de Monteiro *et al.* (2005) e Giordano *et al.* (2006), que estudaram os padrões de circulação para as enseadas do Saco da Mangueira e do Saco do Arraial, respectivamente. No entanto, faltam informações que forneçam características hidrográficas de outras enseadas deste estuário. Desta forma, foram realizadas medições de velocidade de corrente no ponto externo das regiões de estudo para observar a dinâmica dos corpos d'água em que os cultivos estavam inseridos.

8. ELABORAÇÃO DOS MODELOS

8.1 Modelo conceitual

Antes da construção do modelo numérico matemático é necessário e elucidativo a formulação prévia de um modelo conceitual, uma vez que a etapa de conceitualização do sistema é muito importante no processo de construção do modelo matemático (Valentin & Guimarães 2004).

O primeiro passo para se construir um modelo de simulação, com as entidades e variáveis que regem o sistema em estudo, é a criação de um modelo teórico ou conceitual.

A utilização do modelo conceitual é considerada o primeiro passo para visualizar as principais variáveis que vão compor os modelos, funcionando, assim, como uma simplificação do sistema que se está analisando. É uma descrição estrutural e funcional do sistema em estudo, baseado no seu conhecimento teórico e empírico preexistentes (Bonilha 1996). O modelo conceitual representa, desta forma, a estrutura de um modelo de simulação (Teixeira da Silva & Asmus 2001). Esta abordagem permite que o pesquisador formule uma hipótese de como o sistema está organizado estruturalmente e funcionalmente (Hall & Day 1977 *apud* Jamu & Piedrahita 2002b). Trata-se de um sistema hipotético que permite ao pesquisador descrever claramente os elementos do sistema (Sandifer & Hopkins 1996).

Os modelos conceituais contêm informações que podem ser representadas por meio de diagramas simbólicos, geralmente flechas e caixas que representam, respectivamente, os fluxos e a estrutura do sistema, esta extensão do modelo conceitual possibilita a caracterização do sistema através de uma visão integrada, dinâmica e simultânea de todos os processos operantes no sistema em estudo (Bonilha 1996).

A grande maioria dos trabalhos com modelagem na aqüicultura utilizam os modelos conceituais como base e introdução para o estudo dos sistemas (Lorenzen *et al.* 1997, Nielsen *et al.* 1999, Gomez-Galindo 2000, Jamu & Piedrahita 2002a, Jiménez-Montealegre *et al.* 2002, Burford & Lorenzen 2004, Islam 2005).

Um modelo conceitual foi elaborado neste trabalho baseado na linguagem de Odum (1983) (Figura 21). Os modelos conceituais construídos descrevem sucintamente o sistema em estudo, como uma forma de elucidar os principais processos envolvidos no acúmulo e liberação de nitrogênio em um sistema de cultivo semi-intensivo de camarões. O modelo conceitual foi construído representando os processos de consumo e produção de nitrogênio que ocorrem no sistema de cultivo do tipo cercado durante as entradas, passagens e saídas do nitrogênio na coluna d'água.

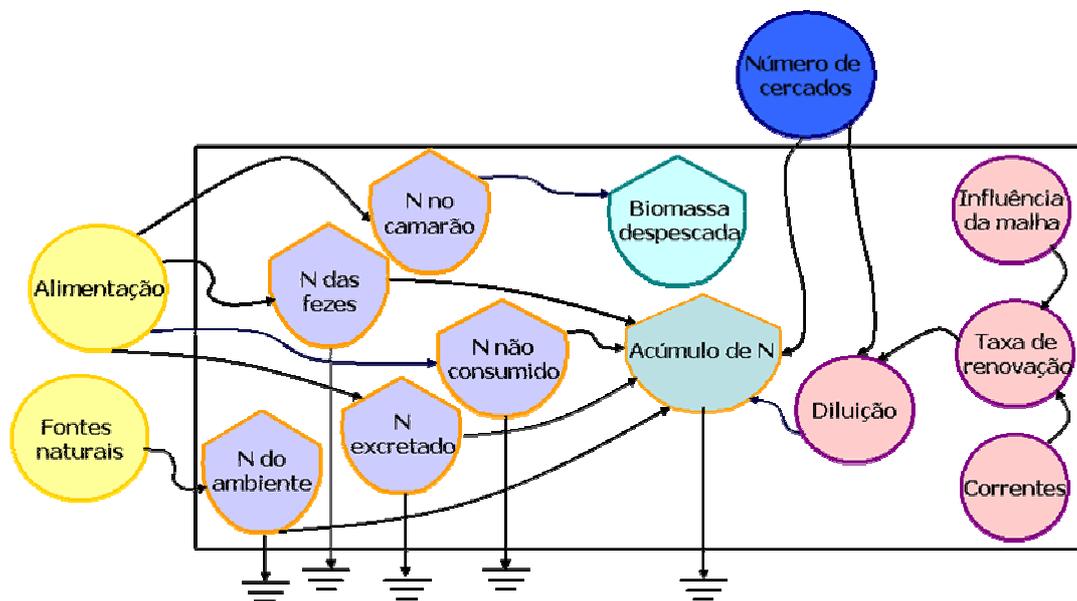


Figura 21 – Diagrama conceitual de um modelo da dinâmica do nitrogênio em um sistema semi-intensivo de cultivo do tipo cercados, representando a entrada de nitrogênio no sistema, passagens, transformações e saídas.

O modelo conceitual representa a dinâmica do nitrogênio em um sistema de produção semi-intensivo de camarões em estruturas de cultivo do tipo cercados, em enseadas rasas, no estuário da Lagoa dos Patos. A estrutura conceitual do modelo inclui o alimento e as fontes naturais, como fontes externas ilimitadas, sendo considerados, assim, funções motrizes do sistema. O alimento fornecido aos camarões no sistema de cultivo é fonte direta da quantidade de nitrogênio que é lançado no sistema. O nitrogênio pode ser absorvido e assimilado pelos organismos e ser convertido em peso e biomassa a ser despesada, ou pode ser perdido para o sistema na forma de fezes, excretas ou não ser consumido ocasionando perdas diretas ao meio ambiente aquático em que o cultivo está inserido, além de ser inserido ao ambiente via fontes naturais. Os fluxos ou interações entre os componentes do sistema são conhecidas como funções de transferência e são os processos de assimilação, produção de fezes, excreção, a não ingestão do alimento e as entradas de fontes naturais, respectivamente. O nitrogênio que é liberado para o meio ambiente aquático sob diferentes formas, e que na estrutura conceitual do modelo é

representado pelas variáveis do sistema, acaba se acumulando no meio. Neste sentido, o acúmulo do nitrogênio acaba tendo uma relação direta com o número de cercados que vai ser implantado em determinada área. O número de unidades de produção é considerado, assim, um controle externo do sistema. A diluição que pode ser considerado um controle deste acúmulo de nitrogênio é um processo que depende da taxa de renovação que por sua vez é regido pela velocidade da correntes e influência da panagem da malha e do seu estado de colmatação. Estas constantes que regem e servem de base para definir o processo “diluição” são denominados, por Odum (1983), de parâmetros.

8.2 Modelo numérico

O modelo numérico foi elaborado utilizando a ferramenta computacional STELLA™, versão 9.0.1 isee systems (2005). Este programa é baseado na teoria de sistemas de Von Bertalanffy (1968). STELLA™ é o acrônimo para “Structural Thinking Experimental Learning Laboratory with Animation” (Richmond 2005). Este software de modelagem se caracteriza por realizar um processo de programação gráfica que utiliza ícones para descrever as variáveis do sistema em estudo. Através do arranjo destes pode-se analisar o comportamento dinâmico do sistema (Hannon & Ruth 1997).

No modo mapa, o programa STELLA™ possibilita a pesquisa com os diagramas de fluxo, permitindo uma descrição semiquantitativa do sistema, isto é, sem a necessidade de definir valores iniciais para os taxas e níveis. Este trabalho com mapas de taxas e níveis pode ser definido como “encanamento essencial do sistema”. No modelo modelagem a ferramenta apresenta sua face quantitativa, descrevendo o sistema de forma numérica.

A representação gráfica dos principais elementos, presentes em um diagrama de blocos construído pelo uso dessa ferramenta, inclui estoques , fluxos , conversores  e conectores . Os estoques são representados pelo símbolo caixa, cujo valor inicial pode crescer e decrescer de acordo com o fluxo de entrada e saída de uma ou mais variáveis que o influenciam. Eles modelam quantidades de matéria ou energia, como, por exemplo, a quantidade de nitrogênio total contido em uma estrutura de cultivo em um determinado momento. Os fluxos demonstram quão rápido a quantidade do estoque muda e o quanto são

capazes de modelar o escoamento de uma determinada quantidade de energia ou matéria por unidade de tempo para dentro ou para fora dos estoques, como, por exemplo, o nitrogênio perdido pelo alimento não consumido. Os conectores são artifícios utilizados pela ferramenta de modelagem para modelar fluxos de informação entre os componentes anteriores. Estes são úteis para a modelagem de retroalimentações como, por exemplo, compostos nitrogenados que voltam ao meio de cultivo após saírem do sistema. Já os conversores são símbolos, em forma de círculo, que representam quantidades constantes ou obtidas de outras quantidades, como, por exemplo, o volume de um corpo d'água.

A ferramenta STELLA™ com sua respectiva metáfora pode representar modelos que são desenvolvidos para possibilitar a percepção do todo.

8.3 Seqüência de construção do modelo numérico

O modelo construído através desta ferramenta computacional retrata o fluxo do nitrogênio no meio aquático através da interação cercado e meio ambiente aquático. As informações utilizadas para simular o modelo foram obtidas a partir da bibliografia referente a camarão branco do pacífico (*Litopeneus vannamei* Bonne, 1931) e dos ajustes que já foram feitas no trabalho de Poersch (2004) para a espécie em estudo (*F. paulensis*).

A determinação teórica da liberação de nitrogênio do cultivo de camarões em cercados foi realizada com base nas taxas de alimentação, no crescimento dos indivíduos cultivados e nos dados de qualidade de água que refletem as fontes de nitrogênio do alimento não consumido, da excreção e das fezes.

Desta forma, foi assumido que:

* 1Kg de camarão possui 178,5g de proteína, o que representa 28,56g de nitrogênio (Boyd & Teichert-Coddington 1995);

* o percentual de nitrogênio presente na proteína é 16 (Jones 1931 *apud* Lourenço *et al.* 2002);

* a ração fornecida aos camarões (Purina®), fornecida aos camarões possuía 30% de proteína (dados fornecidos pelo fabricante);

* a taxa de alimentação (TA) indicada pela empresa Purina, fabricante da ração, para *L. vannamei*, pode ser descrita pela equação que segue:

$$TA = 0,16 * (\text{peso individual})^{-0,5}$$

No trabalho de Poersch (2004) esta fórmula não foi eficiente para representar o crescimento de *F. paulensis*, tendo sido obtidos valores inferiores aos observados nos cultivos. Isto pode ser explicado pelo fato de que mesmo que os camarões sejam considerados omnívoros, existem diferenças entre as espécies. *F. paulensis* apresenta hábitos alimentares acentuadamente carnívoros, necessitando de alimentos com altos valores protéicos (Froes, 2006), enquanto *Litopenaeus vannamei* necessita de alimentos menos ricos em proteínas (Barbieri e Ostrensky 2002).

Provavelmente mais importante do que a questão discutida é o fato de que a contribuição do alimento natural não estaria sendo considerada. Assim, é importante destacar também que o aumento de 0,40 na taxa de alimentação não simulou a contribuição do alimento natural, mas o mesmo foi representado sob a forma de ração.

Assim, a fórmula ficou determinada como:

$$TA = 0,56 * (\text{peso individual})^{-0,5}$$

Após a adoção da nova taxa de alimentação, foram determinadas as quantidades de nitrogênio procedente das fezes, excreção pelas brânquias e do alimento não consumido, que passam a estar disponíveis ao meio ambiente aquático.

* o cálculo da quantidade de ração (QR) para um cercado é a (TA) multiplicada pela biomassa presente no cultivo;

* em função do sistema de cultivo ser semi-intensivo estima-se que ocorra uma perda de 15% do alimento ofertado, o que é chamado de alimento não consumido (NC) (Primavera 1993, Barbieri e Ostrensky 2002);

* o alimento ingerido (IN) é calculado como segue:

$$IN = QR - NC$$

* contudo, nem tudo o que é consumido é digerido. Desta forma, parte da alimentação fornecida é digerida (DI) e outra parte não. O que o indivíduo consegue digerir

é transformado em crescimento (CR) e excreção (EX), já o que não é digerido é liberado através das fezes (FZ). Assim, tem-se que:

$$FZ = IN - DI \text{ e } EX = IN - (FZ + CR)$$

* estima-se que apenas 25% da ração fornecida e ingerida pelos camarões ao longo de um cultivo seja efetivamente transformada em tecido, (crescimento-CR, e “recuperada” na despesca) (Barbieri e Ostrensky 2002);

* Montoya *et al.* (1999), observaram que a digestibilidade da proteína presente em uma dieta semi-purificada é de 90%;

* considerou-se que a mortalidade ao final do cultivo foi de 20%;

* o peso inicial dos camarões (juvenis) para o cultivo é de 0,35g (Wasiolesky 2000);

* o número de camarões por cercado (0,3ha) é igual a 60.000 (20ind/m²);

Conhecendo a quantidade de nitrogênio total liberada pelos cercados, pode-se realizar uma segunda etapa de construção do modelo que integra o cercado ao meio ambiente aquático. No sentido de estimar o número máximo de cercados para o Porto do Rei e para a Coreia, mitigando as alterações ao ambiente e dentro dos parâmetros analisados criou-se um modelo matemático para o cultivo de *F. paulensis*. Para isto assumiu-se que:

* a estimativa da influência da malha foi obtida de acordo com os valores de corrente, adquiridas no ponto externo e dentro do cercado no Porto do Rei. Assim, estimou-se que a influência a malha do cercado afeta em 20% a circulação da água no cercado;

* outro fator que atenua a corrente é o estado de colmatação da malha, que aumenta no decorrer do ciclo de produção. Foi estimada uma atenuação de 2% ao dia, em função do aumento de influência da malha até 40% e se houvesse uma limpeza da parede externa dos cercados a cada dez dias;

* a velocidade das massas de água foram medidas e determinadas ao longo do cultivo;

* no trabalho de Poersch (2004), os valores de nitrogênio total em pontos controle de alguns anos foram registrados ser de 0,075mg/L em áreas controle, já nos locais de cultivo foi registrado o valor de 0,065mg/L. Assim a concentração máxima de nitrogênio

total admitida no ambiente, decorrente dos cultivos, é o valor médio observado nas áreas controle e nos locais de cultivo, ou seja, 0,07mg/L. Este valor que foi considerado como limite máximo diário de liberação de N-NT e acabou sendo o critério determinante para o número de cercados que poderiam ser inseridos nas enseadas. Assim este valor foi escolhido e utilizado com base na resolução nº 357 do CONAMA (2005).

8.4 Medida do volume das enseadas

A delimitação dos parâmetros geomorfológicos, batimétricos e hidrodinâmicos das enseadas do estuário da Lagoa dos Patos é inexistente na bibliografia. Tagliani, (comunicação pessoal)³ relatou que estudos deram embasamento para que a Ilha dos Marinheiros foi dividida em áreas com base em medidas de GPS e com informações dos moradores da Ilha. Assim para estimar o volume do Porto do Rei e da Coreia, inicialmente foi necessário calcular a área das mesmas. A delimitação da área foi realizada através de imagens de satélite digitalizadas pelo satélite ICONOS de 4m de resolução (Figura 11). Desta forma, fazendo uso de um mapa georeferencial, foram medidas as áreas (Figura 12) as quais foram delimitadas como polígonos em função da configuração dos locais. A área da Coreia foi delimitada por uma configuração de concavidades que caracterizam uma área abrigada, a margem esquerda foi definida por traço perpendicular entre a Coreia e a área denominada de Fundos da Ilha e a margem direita também por um traço perpendicular que divide esta enseada da Baía da Marambaia. Na localidade do Porto do Rei, a área foi definida na margem esquerda por um traço perpendicular que separa o Porto do Rei e a localidade denominada Bandeirinhas e na margem direita, a leste, a delimitação foi feita em função da área do canal e da ponta que divide o Porto do Rei e a Baía da Marambaia.

Com a delimitação das áreas, as mesmas foram mensuradas através do programa Cartalinx. A área registrada para a enseada da Coreia foi de 13km² e para o Porto do Rei de 10,9km². Através destes valores e dos valores de profundidade das enseadas rasas obtidas através de isóbatas de batimetria, foi possível estimar os volumes das enseadas.

³ Tagliani, C. R. (Professor do Departamento de Oceanografia da Fundação Universidade Federal do Rio Grande-FURG). Comunicação pessoal, 2007.

Freitas (2003) elaborou um mapa com as principais isóbatas presentes nas cartas batimétricas. Através deste pode-se observar que as enseadas rasas são caracterizadas por possuir profundidades que variavam de poucos centímetros a 1m (Figura 10). Através da carta batimétrica nº 2102, de escala natural 1:25:052 na latitude 31°55', a profundidade média mínima do Porto do Rei é de 30cm. Castello (1985) ressalta que as enseadas do estuário da Lagoa dos Patos possuem profundidades que variam de 0,5 a 3m, já de acordo com Bonilha (1996), os sacos mais rasos do estuário da Lagoa dos Patos são os Sacos da Mangueira, do Arraial e do Silveira, com profundidade média de 0,50m. O Saco do Arraial é adjacente à enseada da Coreia, assim utilizou-se no modelo o mesmo valor para esta enseada. Para o Porto do Rei, contudo, deve-se levar em conta a existência de uma zona com um canal de cerca de 2,5m de profundidade, o que faz com que o valor médio de profundidade desta enseada seja maior. Porém, mas como as enseadas se caracterizam por possuir menos de 1m atribuímos o valor 0,80cm de profundidade. Estas atribuições foram realizadas com base nas características levantadas uma vez não há valores médios de profundidades para estes sacos. Wasielesky *et al.* (2002) constataram que o cercado de 2m de altura é o mais recomendado para esta região, assim, tais estruturas estariam mais adequadamente localizadas em zonas de pouca profundidade, ou seja, dentro da cota batimétrica de 1m (Freitas, 2003). Estimaram-se valores mais condizentes para estas enseadas para tornar o modelo mais fidedigno possível. Com base nisso, o volume da Coreia foi estimado em 6.500.000m³ e o do Porto do Rei em 8.720.000m³

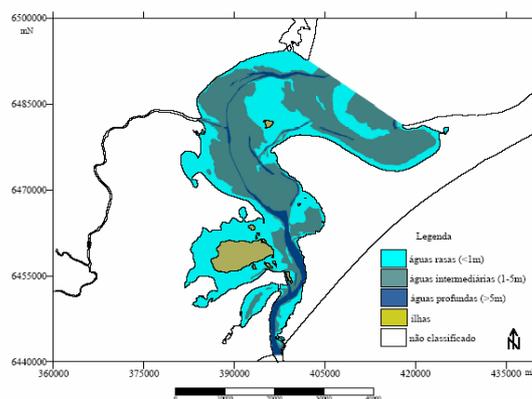


Figura 10 – Mapa com as principais isóbatas presentes nas cartas batimétricas (Fonte: Freitas 2003).



Figura 11 – Foto digitalizada da Ilha dos Marinheiros pelo satélite ICONOS utilizada para a criação de um mapa georeferencial.

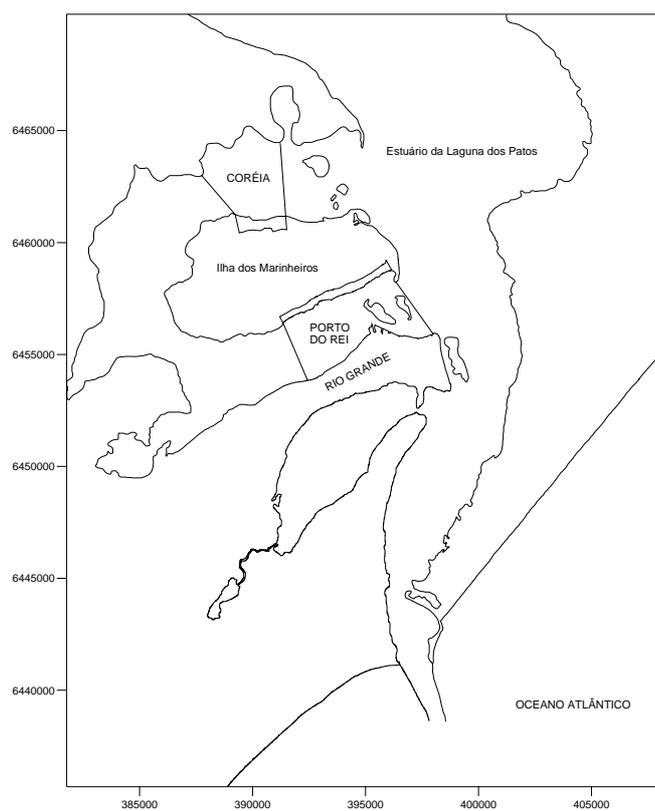


Figura 12 – Mapa georeferencial de delimitação das áreas das enseadas da Coreia e do Porto do Rei para a estimativa do cálculo do volume.

8.5 Calibração do modelo

Após a escolha das variáveis relevantes, o modelo precisou ser calibrado através do ajuste aos dados disponíveis sobre a realidade como, por exemplo, os dados já existentes na bibliografia. Para calibrar o modelo foram utilizadas informações já disponíveis para o camarão branco do pacífico *L. vannamei*, e das modificações e ajustes feitos para *F. paulensis* (Poersch 2004), além da utilização de dados de campo.

Os valores de nitrogênio utilizados, por exemplo, foram provenientes do trabalho de Poersch (2004). Já os valores de velocidade de corrente foram medidos, a influência da malha e da sua colmatação foram estimadas, bem como o volume das enseadas através da utilização de mapas georeferenciados.

9. VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Os valores médios de salinidade nas enseadas Porto do Rei e Coreia foram 21,9 ($\pm 2,4$) e 19,3 ($\pm 1,3$), respectivamente (Figura 13). Ao longo do ciclo de produção, na enseada do Porto Rei observou-se uma salinidade mínima de 10 e máxima de 30 (Figura 14), enquanto na enseada da Coreia, um mínimo de 8 e um máximo de 34 (Figura 15). Já os valores de temperatura da água foram 25,15°C ($\pm 0,48$) na Coreia e 23,75°C ($\pm 1,09$) no Porto do Rei (Figura 16). Nesta enseada, a temperatura mínima observada foi 19°C e a máxima 28°C (Figura 17). Já na enseada da Coreia o mínimo foi 15°C e o máximo 32°C (Figura 18).

No presente trabalho os valores estiveram dentro das médias vigentes registradas para o estuário da Lagoa dos Patos, como observado por Marchiori *et al.* (1982) em uma enseada rasa, e Baumgarten & Niencheski (1990), que registraram valores de temperatura da água variando de 7 a 30°C, nos meses de inverno e verão, e de salinidade de 0 a 29. Assim, os valores obtidos no presente estudo estão dentro dos padrões registrados por outros autores.

Os perfis de temperatura e salinidade caracterizam diferentes condições estuarinas, sendo que, de uma maneira geral, a temperatura e a salinidade da água no estuário da Lagoa dos Patos, com valores elevados durante o verão, estão relacionados com os ciclos sazonais

de temperatura do ar e padrões de vento e precipitação pluviométrica na região, respectivamente (Vilas Boas 1990).

Para o cultivo de *F. paulensis* na região há restrições principalmente quanto as variáveis temperatura e salinidade (Wasielesky *et al.* 2004), uma vez que estas podem variar abruptamente de acordo com as variações da condição do sistema. O estuário da Lagoa dos Patos se caracteriza por mudanças sazonais de temperatura e salinidade (Baumgarten & Niencheski 1990), e com isto, o crescimento e até mesmo a sobrevivência dos camarões podem ser influenciados negativamente (Boff & Marchiori 1984).

No estuário da Lagoa dos Patos os valores de salinidade são decorrentes, principalmente devido à descarga de água doce, que por sua vez é dependente da associação da precipitação e dos ventos de quadrante norte, e as entradas de água salgada causadas pelos ventos de quadrante sul (Niencheski & Baumgarten 1998). Se as variações de salinidade forem muito amplas, o crescimento e a sobrevivência podem ser afetados pela exigência de energia adicional para a osmorregulação (Wasielesky 2000). O mesmo autor registrou altas taxas de sobrevivência para juvenis de *F. paulensis* criados em salinidade entre 5 e 40, mas também observou que o maior crescimento ocorre entre 20 e 30. *F. paulensis* é considerada uma espécie eurihalina, com limites de tolerância de 3 a 44. Contudo, o limite de salinidade 5 é baseado em efeitos das baixas salinidades sobre o metabolismo da espécie (consumo de oxigênio e excreção de amônia), o que permite que esta espécie suporte salinidades mais baixas por um período curto de tempo. Os organismos ficam muito susceptíveis a esta salinidade quando a exposição se estende por mais de 96 horas. Assim, a permanência em baixas salinidades pode acarretar a morte dos camarões.

Os valores encontrados neste trabalho estão de acordo com os já registrados para o cultivo desta espécie neste estuário. Wasielesky *et al.* (2001) encontraram salinidade média de 18 para a enseada rasa do Saco do Justino. No Porto do Rei, Almeida (2002) registrou uma média de salinidade de 23 ($\pm 4,1$) com um mínimo de 15 e um máximo de 28. Wasielesky *et al.* (2004) registraram no Saco do Justino uma salinidade média de 18,7 ($\pm 2,67$). Nem sempre, porém a salinidade durante os cultivos é a ideal para o desenvolvimento dos organismos. Isto acontece quando se têm valores muito baixos de salinidade ao longo do ciclo de produção que estão claramente associados à elevada

descarga fluvial e ventos de quadrante norte. No trabalho de Soares *et al.* (2004), por exemplo, na enseada do Saco do Justino o valor médio da salinidade foi de 5,4, variando de 3 a 9.

Na Coreia, os valores de salinidade foram levemente menores do que no Porto do Rei, o que provavelmente ocorre porque a Coreia se localiza mais ao norte do estuário, estando assim mais sujeita as entradas de água doce pelo norte do estuário do que as entradas de água do mar pelo sul.

Com relação à temperatura da água, esta pode afetar negativamente o desenvolvimento dos camarões, pois o metabolismo dos animais é menor quando as temperaturas são mais baixas. Nos cultivos realizados neste estudo, a temperatura da água permaneceu acima da faixa de tolerância para *F. paulensis*, estabelecida entre 11-15°C (Wasielesky, 2000). No trabalho de Wasielesky *et al.* (2001), a temperatura média observada foi de 25,1°C ao longo de um ciclo de produção na enseada do Saco do Justino. Nesta mesma enseada, os valores médios de temperatura foram de 23,9°C (Almeida 2002) e 23,1°C (Wasielesky *et al.* 2004). Para o Porto do Rei, Almeida (2002) registrou uma temperatura média da água de 22,7°C (\pm 2,1), variando de 19 a 25. Todos estes valores de temperatura da água são valores médios decorrentes do ciclo de produção (3-4meses).

Wasielesky (2000) observou que maiores taxas de crescimento para os camarões estiveram entre 26-28° C, apesar disto, foram observadas consumos alimentares expressivos entre 16-30°C. No presente trabalho, tanto os valores de salinidade como de temperatura da água estiveram dentro dos limites considerados ótimos para a biologia do camarão-rosa *F. paulensis* (Wasielesky 1999). Assim, acredita-se que estes não foram afetados pelas variáveis observadas ao longo do ciclo de produção.

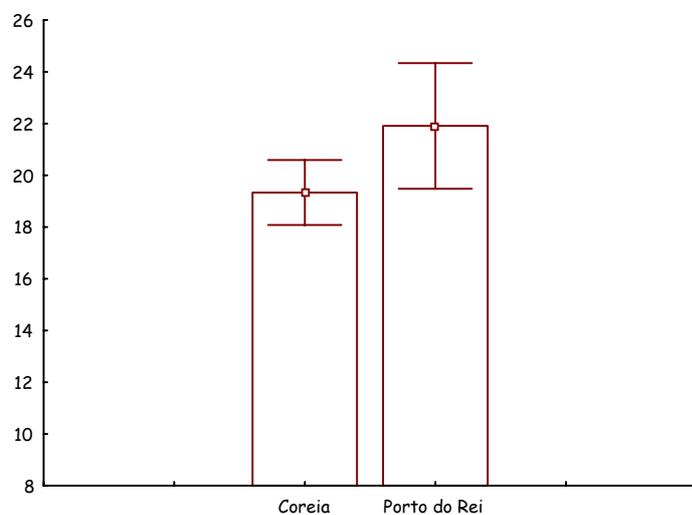


Figura 13 - Valores médios e erro padrão da salinidade ao longo do ciclo de produção na localidade da Coreia e do Porto do Rei, Ilha dos Marinheiros, Rio Grande, RS.

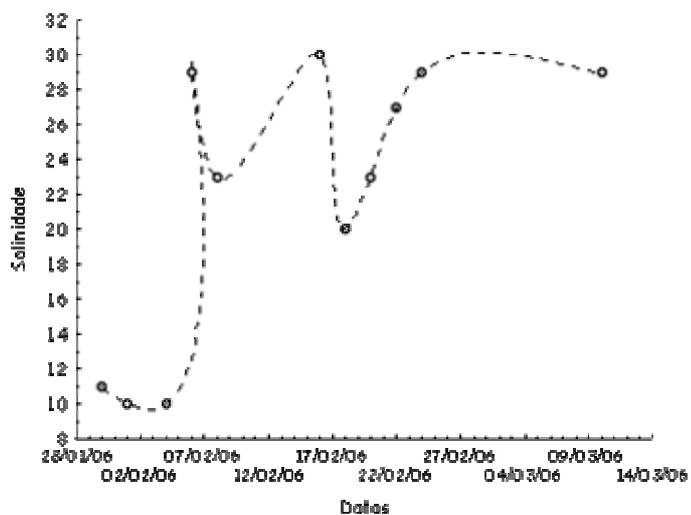


Figura 14 – Variação de salinidade ao longo do ciclo de produção na localidade do Porto do Rei na Ilha dos Marinheiros, Rio Grande, RS.

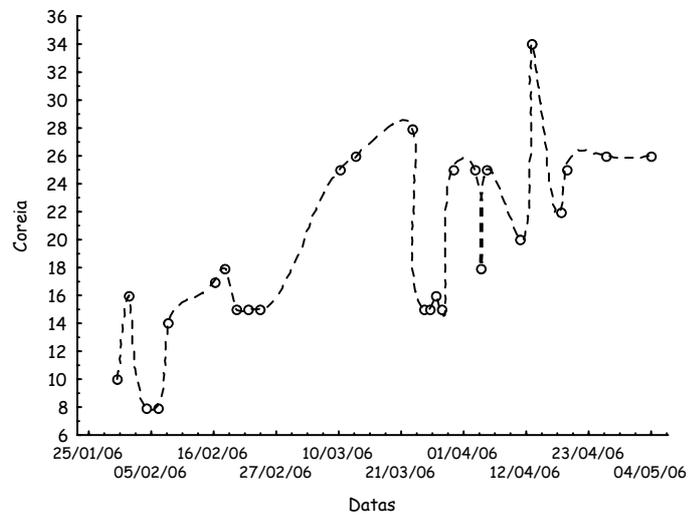


Figura 15 – Variação da salinidade ao longo do ciclo de produção na localidade da Coreia na Ilha dos Marinheiros, Rio Grande, RS.

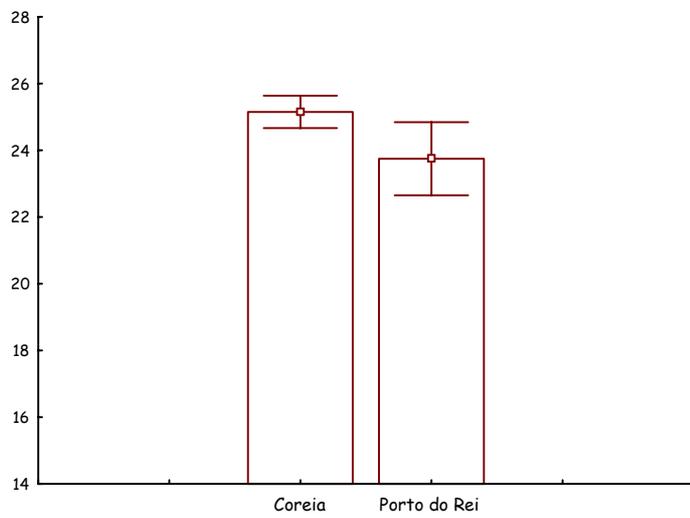


Figura 16 - Valores médios e erro padrão da temperatura da água ao longo do ciclo de produção na localidade da Coreia e do Porto do Rei, Ilha dos Marinheiros, Rio Grande, RS.

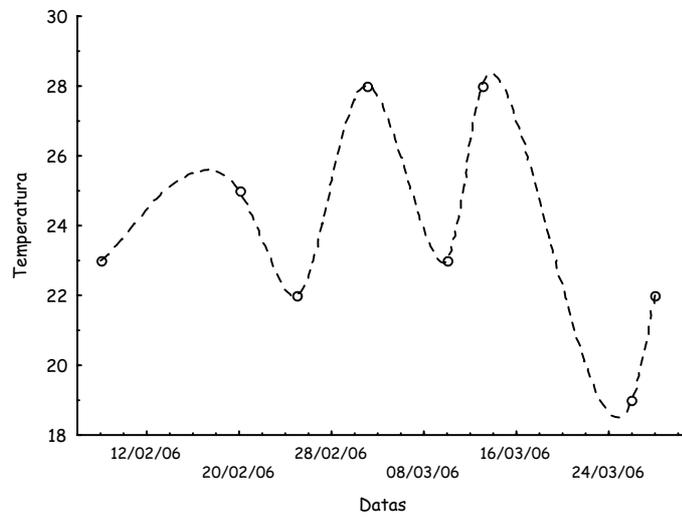


Figura 17 - Variação da temperatura da água ao longo do ciclo de produção na localidade do Porto do Rei na Ilha dos Marinheiros, Rio Grande, RS.

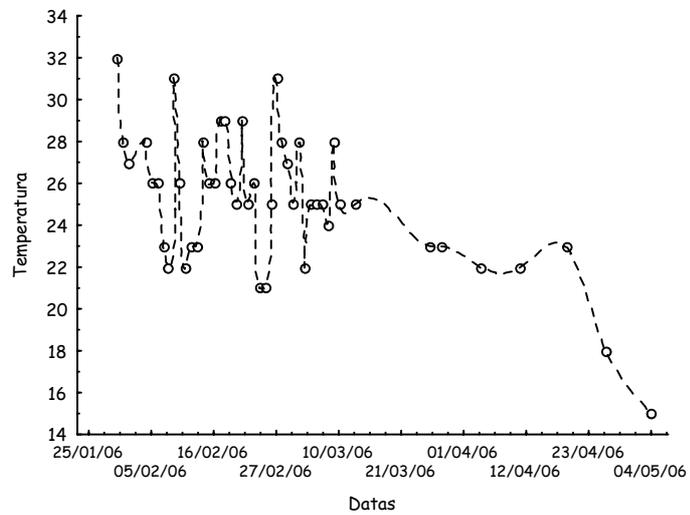


Figura 18 – Variação da temperatura da água ao longo do ciclo de produção na localidade da Coreia na Ilha dos Marinheiros, Rio Grande, RS.

10. VENTOS E CIRCULAÇÃO ESTUARINA

Tanto os valores de salinidade da água como a circulação estuarina estão associados aos padrões de ventos da região. Estes são responsáveis, na maioria das vezes, pelo direcionamento das correntes e dependendo da sua direção e intensidade pode causar grandes alterações na salinidade nos estuários. Assim, sua influência pode promover grandes variações na dinâmica do sistema (Dias 2002).

Entre as correntes que existem nos estuários tem-se o fluxo fluvial, que representa as correntes geradas pela descarga de água doce proveniente da drenagem da bacia hidrográfica. Esta é considerada uma corrente superficial rumo ao oceano que tende a aumentar com altas taxas pluviométricas (Ingmanson & Wallace 1985) e/ou atuação dos ventos de quadrante norte. Devido ao aporte de água doce, há uma diluição da água salgada do estuário. Além disso, quando ocorrem altas vazões sobre fortes correntes de água salgada são gerados fortes processos turbulentos e ondas internas (Möller *et al.* 2001). Outro tipo de corrente existente nos estuários é a das marés, formada pelo avanço da água oceânica ao interior dos estuários. Sua intensidade é regulada basicamente pelo gradiente de pressão gerado pela diferença dos níveis de água do oceano e do sistema aquático costeiro. Em estações secas como no caso do verão no estuário da Lagoa dos Patos a tendência é a diminuição do nível de água da laguna. Assim um gradiente de pressão elevado é gerado com o oceano e as correntes de maré podendo avançar intensamente no sistema (Ingmanson & Wallace 1985).

Como podemos observar o sistema de ventos têm forte influência na água estuarina (Mata & Möller 1993). A atuação do vento NE favorece a dessalinização da água e o vento SW carrega a água salgada para o estuário e suprime o efeito do fluxo fluvial. Os padrões de ventos associados aos valores de salinidade nas enseadas da Coreia e Porto do Rei podem ser observados nas figuras 19 e 20 através das indicações das setas: as azuis indicam predominância de vento do quadrante sul e as vermelhas a predominância de ventos do quadrante norte. Na enseada do Porto do Rei e na Coreia houve uma predominância de ventos nordeste a partir do dia 02/02/06 e somente no dia 06/02/06 houve uma mudança na direção dos ventos para sudoeste. No Porto do Rei, os dias 19 e 20/02/06 foram marcados

por ventos nordeste de intensidade forte, o que pode estar relacionado a baixa da salinidade. Nesta mesma enseada os altos valores de salinidade entre os dias 06/02/06 e 13/02/06 podem ser explicados pela predominância massiva dos ventos de quadrante sul. No final do mês de março, os valores de salinidade também foram acentuados em função da prevalência de ventos de quadrante sul, mas com presença de ventos de leste e de nordeste, de baixa intensidade. Na Coreia, as altas salinidades foram marcadas além de outros fatores, pela predominância de ventos sudoeste desde o dia 11/04/06 até 04/05/06, quando se deu o término do cultivo.

Cabe salientar que a enseada do Porto do Rei está mais próxima do canal da barra e, assim, quando há entrada de água salgada por ventos de quadrante sul os valores de salinidade sobem mais rapidamente do que na enseada da Coreia. Além disso, a mesma está mais susceptível as entradas de água doce em função da sua localização (Figura 2).

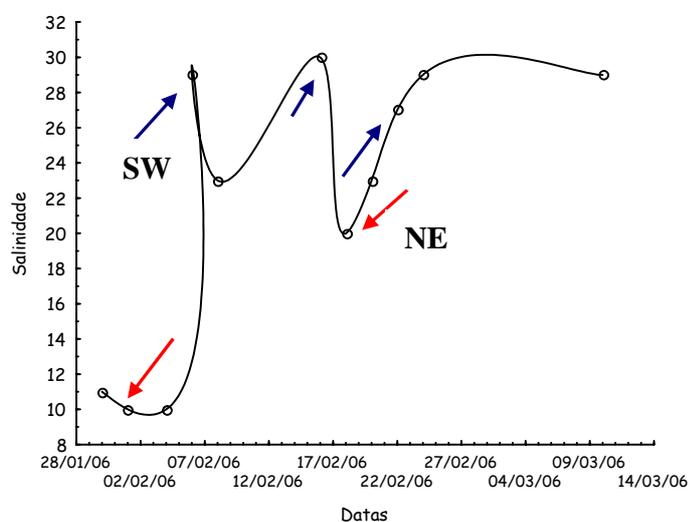


Figura 19 – Relação dos padrões de ventos e salinidade na localidade do Porto do Rei, ilha dos Marinheiros no estuário da Lagoa dos Patos, RS. As setas azuis indicam predominância de ventos do quadrante sul e as vermelhas, a predominância de ventos do quadrante norte.

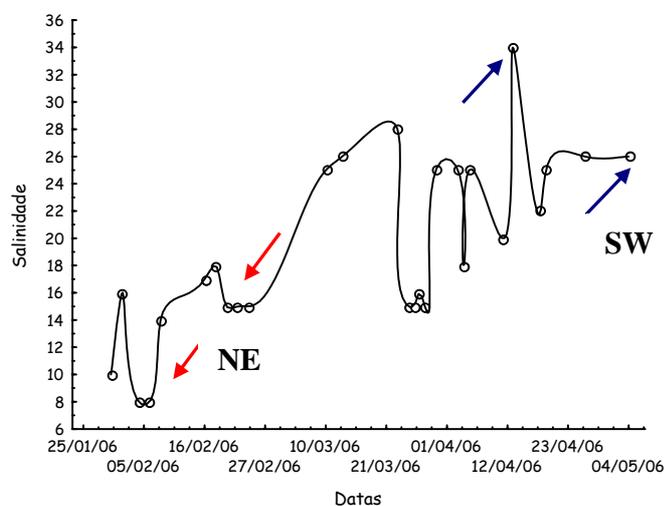


Figura 20 – Relação dos padrões de ventos e salinidade na localidade da Coreia, Ilha dos Marinheiros no estuário da Lagoa dos Patos, RS. As setas azuis indicam predominância de ventos do quadrante sul e as vermelhas, a predominância de ventos do quadrante norte.

As informações acima são extremamente importantes para construção do modelo, pois, apesar destas variáveis não serem utilizadas no modelo propriamente dito, elas indicam a ocorrência de condições ambientais que permitem a produção do camarão *F. paulensis* ao mesmo tempo em que permitem que se façam simulações e previsões do sistema em estudo. O ano de 2006 foi considerado atípico em função das poucas chuvas e conseqüentemente da pouca entrada de água doce no estuário da Lagoa dos Patos, permitindo que se mantivesse a sobrevivência dos indivíduos cultivados ao longo de todo o ciclo de produção. Isto ocorreu em função do fenômeno La Niña que marcou intensamente o primeiro semestre de 2006 (NOAA 2005). Este fenômeno se caracteriza como o resfriamento periódico das águas do Oceano Pacífico central e equatorial, impactando os padrões climáticos típicos. No Rio Grande do Sul, as conseqüências do La Niña, são a tendência de diminuição da precipitação, com acentuado risco de estiagem além de passagens rápidas de frentes frias, principalmente nos meses de setembro a fevereiro, se estendendo até o começo do outono (CPTEC 1998). Desta forma, a influência do La Niña e de outras variáveis, promovem estas características anormais ao sistema em estudo, que fornecem condições propícias para o cultivo.

11. VELOCIDADE DE CORRENTES E RENOVAÇÃO DE ÁGUA

Ambas enseadas nos dias de amostragem apresentaram profundidades que variavam de 50 a 100cm, ao longo do ciclo de produção. Foi registrada também a intensidade dos ventos. As medições de velocidade de corrente que foram utilizadas para estimar a taxa de renovação foram medidas no interior dos cercados de engorda determinando o tempo de passagem da água pelo interior do cercado, esta marca era denominada “dentro do cercado”. Fizeram-se medições na saída das águas que eram direcionadas pelas correntes no ponto que é registrado como “fora do cercado”, com as velocidades obtidas nestas medições eram diluídos os compostos nitrogenados dos cultivos e o “ponto externo” que era distante do cercado a mais de 100m, sem mudança de profundidade, este ponto serviu tanto para estimar a influência da malha dos cercados.”

Foi estimado para a enseada da Coreia que no dia de menor velocidade das correntes de água, a renovação diária foi de 11 vezes ao dia. Neste dia havia uma predominância do vento sudoeste de intensidade fraca. A profundidade foi registrada ser de 80cm o que deveria proporcionar uma melhor renovação da água no cercado, contudo, isto não ocorreu também em função da panagem estar suja e a malha estar em parte colmatada. Para os valores máximos de velocidade de corrente fez-se o registro de 82 renovações/dia. Neste dia embora as malhas estivessem em parte colmatadas e a profundidade fosse de 50cm, havia a predominância do vento nordeste de intensidade forte. No trabalho de Almeida (2002) em uma enseada próxima a da Coreia, a Baía da Marambaia, registrou-se uma renovação mínima de 3,2 vezes ao dia e máxima de 68,8 renovações diárias.

Na localidade do Porto do Rei, os resultados obtidos para velocidade de corrente foram no mínimo de 28 vezes ao dia e um máximo de 50 renovações. Almeida (2002) observou uma taxa de renovação mínima de 20 renovações por dia, no entanto, quando se trata do número de renovações máximas, no trabalho da autora foi registrado 360 renovações/dia, já neste estudo o máximo registrado ser quase 8 vezes menor. Como já relatado anteriormente, a enseada do Porto do Rei fica de frente para a cidade do Rio Grande aonde há um canal de navegação assim nos dias de maior dinâmica a água circula com alta velocidade neste canal o que reflete diretamente na velocidade da água em torno do

cercado. Mas, ao longo das amostragens, foi verificado sempre uma dinâmica mais acentuada na enseada da Coreia isto pode estar associado com o chamado “efeito borda”, ou seja, influência da borda da região costeira (Cunha, 2005), uma vez que no Porto do Rei a distância do cercado da costa era bem menor do que na Coreia. Valores de velocidade de corrente no ponto externo na Coreia são ligeiramente mais elevados em função do local aonde era medido ponto “externo”, para sua retirada era necessário passar o cercado que eram em número de 7 e as redes do tipo “aviãozinho”, a profundidade não variava, mas a região era mais livre de interferentes.

No ponto “fora do cercado”, na localidade do Porto do Rei, a velocidade de corrente variou de 0,7 - 4,7cm/s (0,007-0,047m/s) e na Coreia de 1,3 a 5,2cm/s (0,013-0,052m/s) com estas velocidades de corrente que os compostos nitrogenados são diluídos quando aportados do cercado.

No ponto “externo” as velocidades de corrente variavam de 0,8 a 7,6cm/s (0,008-0,076m/s) na localidade do Porto do Rei e de 4,7 a 12cm/s (0,047-0,12m/s) na enseada da Coreia. No trabalho de Poersch (2004) o valor de velocidade de corrente utilizado no modelo foi o pior do ponto de vista ambiental gerando uma situação bem conservativa. As medições de velocidade de corrente em seu estudo foram realizadas em algumas enseadas entre elas o Saco do Justino localizado a sudoeste do estuário da Lagoa dos Patos, através de um correntógrafo. Esta enseada se caracteriza por sua baixa hidrodinâmica (Freitas 2003).

Os pontos em que foram realizadas estas medidas refletem o ponto “externo” deste trabalho. O autor registrou velocidades de corrente inferior a 5cm/s (0,05m/s). Ao contrário do trabalho de Poersch (2004) que registrou na execução do seu trabalho no ano de 2003, uma predominância das massas de água no sentido de vazante (noroeste-sudeste), no presente estudo houve uma alternância de direções de vento ao longo de todo o cultivo, sendo mais marcantes ventos de leste e de quadrante sul na média de todos os meses do cultivo, o que promove um predomínio de massas de água no sentido de enchente (Fonte: Estação Meteorológica da FURG).

Os dados de velocidade de corrente foram inseridos no modelo com base nos valores obtidos ao longo das amostragens semanais no denominado “ponto externo”.

12. CONSTRUÇÃO DO MODELO NUMÉRICO

Após a criação do modelo conceitual dá-se início a formação de um modelo matemático de simulação que permite mensurar variações, interligar e relacionar todas as variáveis.

Cada processo que ocorre no sistema pode ser descrito matematicamente através de taxas e funções, e a variação temporal da estrutura do sistema é representada por equações diferenciais. Este conjunto numérico é denominado modelo matemático. A expressão matemática do sistema pode ser descrita através de um programa computacional de modelagem, possibilitando, assim, a simulação do modelo (Bonilha 1996).

O modelo numérico deste estudo foi representado por um conjunto de equações que descrevem as variáveis do sistema e compreende a descrição dos processos de forma integrada. O modelo foi elaborado, então, com base em 6 variáveis que são representadas pelas equações diferenciais entre elas estão o número de indivíduos, o peso do camarão em nitrogênio, fezes total, nitrogênio excretado, perdas de nitrogênio e nitrogênio total.

O número de indivíduos, que é igual a 60.000 no início do cultivo, é controlado pelo processo mortalidade de indivíduos, este é representado por uma função linear definida por uma taxa de mortalidade que incide sobre a variável, número de indivíduos. Assim, a taxa de mortalidade ao longo do ciclo de produção, é um elemento da função que define a mortalidade que, por sua vez, é o processo. A taxa diária de mortalidade é de 0.002, este valor deriva da divisão do número de dias em ciclo de produção (120 dias) pelo número de indivíduos (60.000), o que representa uma taxa de mortalidade de 20% no ciclo de produção.

O número de indivíduos juntamente com o peso fornece a biomassa no cultivo. O peso, por sua vez, é representado pela relação peso do indivíduo/0.0285, que significa que o peso do indivíduo é o resultado do peso que os camarões possuem dividido pelo o que há de nitrogênio no corpo do camarão, uma vez que existe 28,56g de nitrogênio em 1000g, ou seja, 1 Kg de camarão esta divisão resulta em 0.0285g de nitrogênio em 1g de camarão.

O peso do indivíduo e a mortalidade são fatores determinantes para a prática da despesca e do seu resultado. Assim, se o peso dos indivíduos for menor que 9g então não há

despesca, ao contrário disto havendo a despesca o resultado desta será o peso dos indivíduos multiplicado pela mortalidade.

O alimento individual que é fornecido ao camarão *F. paulensis* é representado pela taxa de alimentação já ajustada para esta espécie que, por sua vez, é dependente do peso do indivíduo. Já a função forçante alimento total, é resultado da relação entre o alimento individual fornecido, a biomassa e a quantidade de nitrogênio em 1g de camarão (0.0285) e controla a produção de nitrogênio total que será liberado no meio ambiente aquático.

A variável, peso do nitrogênio que representa que no início dos cultivos o peso do nitrogênio no indivíduo era de 0,01g foi controlada pelo processo de assimilação. Este processo é representado no modelo pela multiplicação do alimento consumido pelo indivíduo, no caso a ração, que possuía 30% de proteína $30\%/100 = (0.3)$, tendo esta 16% de nitrogênio na proteína da ração $(16\%/100) = 0.16$ e 0.85 do que é ofertado aos camarões e é consumido ou ingerido e 0.25 o que é transformado em crescimento.

A variável fezes total, que no início da produção é nula, é controlada pela produção de fezes este processo é decorrente da relação do alimento total fornecido aos indivíduos, o que há de proteína na ração $(30\%/100 = 0.3)$, o percentual de nitrogênio presente na proteína da ração $(16/100) = 0.16$, o alimento oferecido e consumido (0.85) e do que não é digerível pelo organismo (0.1). Este processo também é um contribuinte para o processo de excreção.

A variável nitrogênio excretado é dado em função do processo de excreção. A produção de excretas, por sua vez, é decorrente da relação do alimento total fornecido, o que há de proteína na ração $(30\%/100 = 0.3)$, o percentual de nitrogênio presente na proteína da ração $(16/100)=0.16$ e o alimento oferecido e consumido (0.85), menos a produção de fezes e o alimento fornecido, consumido e assimilado (0.25).

A variável perdas de nitrogênio, que no início da produção é nula, é controlada pela carga de alimento não-consumido, este processo é representado pela relação do que é fornecido de alimento que possui 30% de proteína $30\%/100 = (0.3)$ e 16% de nitrogênio na proteína da ração $(16\%/100) = 0.16$ e o que é ofertado mas não é consumido pelos camarões, que representa 15% $(15/100) = 0.15$.

Os processos, fezes total, nitrogênio excretado e perdas de nitrogênio são contribuintes para o processo de acúmulo de nitrogênio, juntamente com as funções forçantes despesca e o número de cercados. A interação destas funções forçantes no processo acúmulo de nitrogênio é representada pela seguinte relação: se a despesca fosse = 0, ou seja, não havendo despesca, então o que se teria de acúmulo de nitrogênio é o número de cercados multiplicado pela quantidade de excretas, no entanto, ao contrário disto, como há despesca o acúmulo de nitrogênio é o somatório de excretas, fezes e perdas de nitrogênio. Esta concentração de nitrogênio total é que determina a concentração de nitrogênio na enseada em mg/L, sendo os valores desta utilizados para estimar o número de cercados que poderiam ser inseridos nas enseadas. A concentração de nitrogênio na enseada em mg/L é em função da relação do que se tem de nitrogênio total devido ao acúmulo dividido pelo volume da enseada, somado com a concentração de nitrogênio do ambiente. Os volumes das enseadas são de 8720000 m³ para o Porto do Rei e 6500000 m³ para a Coreia. Já a concentração de nitrogênio no ambiente inseridos no modelo e provenientes dos dados históricos é de 0,065mg/L. A concentração de nitrogênio nos cercados é determinada em função da quantidade de nitrogênio total no sistema dividida pelo volume do cercado.

O processo de diluição da variável nitrogênio total é dado pela função forçante taxa de renovação, esta provém da relação de 90 dias de cultivo com malha de cercado de engorda, sendo o número de dias multiplicado, pela corrente efetiva do local que por sua vez depende da corrente natural e da influência da malha e do seu estado de colmatação, e pelo tempo em segundos, no caso, 24h*60min*60s=86400s, dividido pelo volume do cercado. As funções forçantes que controlam o processo de diluição são, assim, o volume do cercado e a corrente efetiva que é dependente da relação da corrente natural e a influência da malha e do seu estado de colmatação. Quanto aos valores destas forçantes: o volume do cercado é de 3000 m³, os valores de corrente natural utilizados no modelo foram provenientes de medições de campo realizadas em ambas as enseadas, sendo o mínimo utilizado no modelo de 0,01m/s e um máximo de 0,04m/s, a influência da malha tem o valor constante de 20% de influência, representado por 0.8 e o estado de colmatação da malha pode variar até chegar a 40%, ou seja, 0.6.

A partir destas relações utilizou-se à ferramenta de modelagem STELLA™ para integrar as funções que geraram um código, como pode ser observado abaixo:

```
Fezes_total(t) = Fezes_total(t - dt) + (prod_fezes) * dt
INIT Fezes_total = 0
INFLOWS:
prod_fezes = alim_total*0.3*0.16*0.85*0.1
N_excretado(t) = N_excretado(t - dt) + (excretas) * dt
INIT N_excretado = 0
INFLOWS:
excretas = alim_total*0.3*0.16*0.85-(prod_fezes+alim_total*0.3*0.16*0.85*0.25)
N_total(t) = N_total(t - dt) + (acumulo_N - Diluição) * dt
INIT N_total = 0
INFLOWS:
acumulo_N = IF(despesca=0) THEN (Cercados_qua* (excretas)) ELSE(Cercados_qua*
(excretas+Fezes_total+perdas_N))
OUTFLOWS:
Diluição = N_total*Taxa_renov
Numero(t) = Numero(t - dt) + (- Mortalidade) * dt
INIT Numero = 60000
OUTFLOWS:
Mortalidade = IF(peso_in_B<9)THEN(0.002*Numero)ELSE(Numero)
perdas_N(t) = perdas_N(t - dt) + (não_consumido) * dt
INIT perdas_N = 0
INFLOWS:
não_consumido = alim_total*0.3*0.16*0.15
peso_ind_N(t) = peso_ind_N(t - dt) + (assimilação) * dt
INIT peso_ind_N = 0.01
INFLOWS:
peso_ind_N(t) = peso_ind_N(t - dt) + (assimilação) * dt
```

```

INIT peso_ind_N = 0.01
assimilação = alimento_ind*0.3*0.16*0.85*0.25
alim_total = (alimento_ind*Biomassa)*0.0285
alimento_ind = 0.56*(peso_in_B^-0.5)
Biomassa = Numero*peso_in_B
Cercados_qua = 35
Con_N_mgL = N_total/Volumecercado
Conc_amb = 0.065
Conc_N_ens_mgl = (N_total/Vol_enseada)+Conc_amb
Corrente_efe = Corrente_nat*IECM
Corrente_nat = 0.01
despesca = IF(peso_in_B<9)THEN(0)ELSE(Mortalidade*peso_in_B)
IECM = 0.8
peso_in_B = peso_ind_N/0.0285
Taxa_renov = (90*Corrente_efe*86400)/Volumecercado
Vol_enseada = 8720000
Volumecercado = 3000

```

O modelo utilizado para determinar o número de cercados na localidade do Porto do Rei e da Coreia pode ser observado na figura 22.

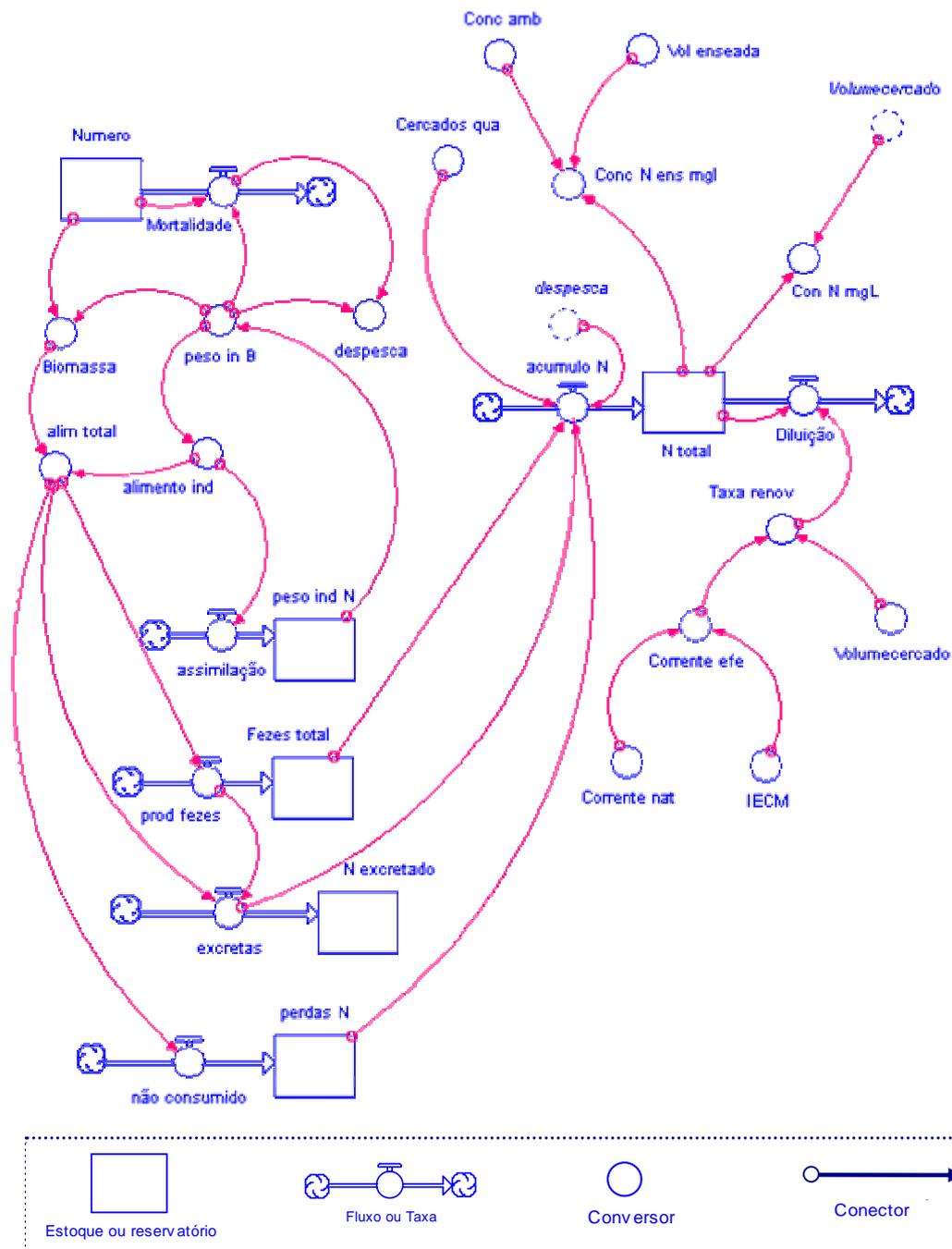
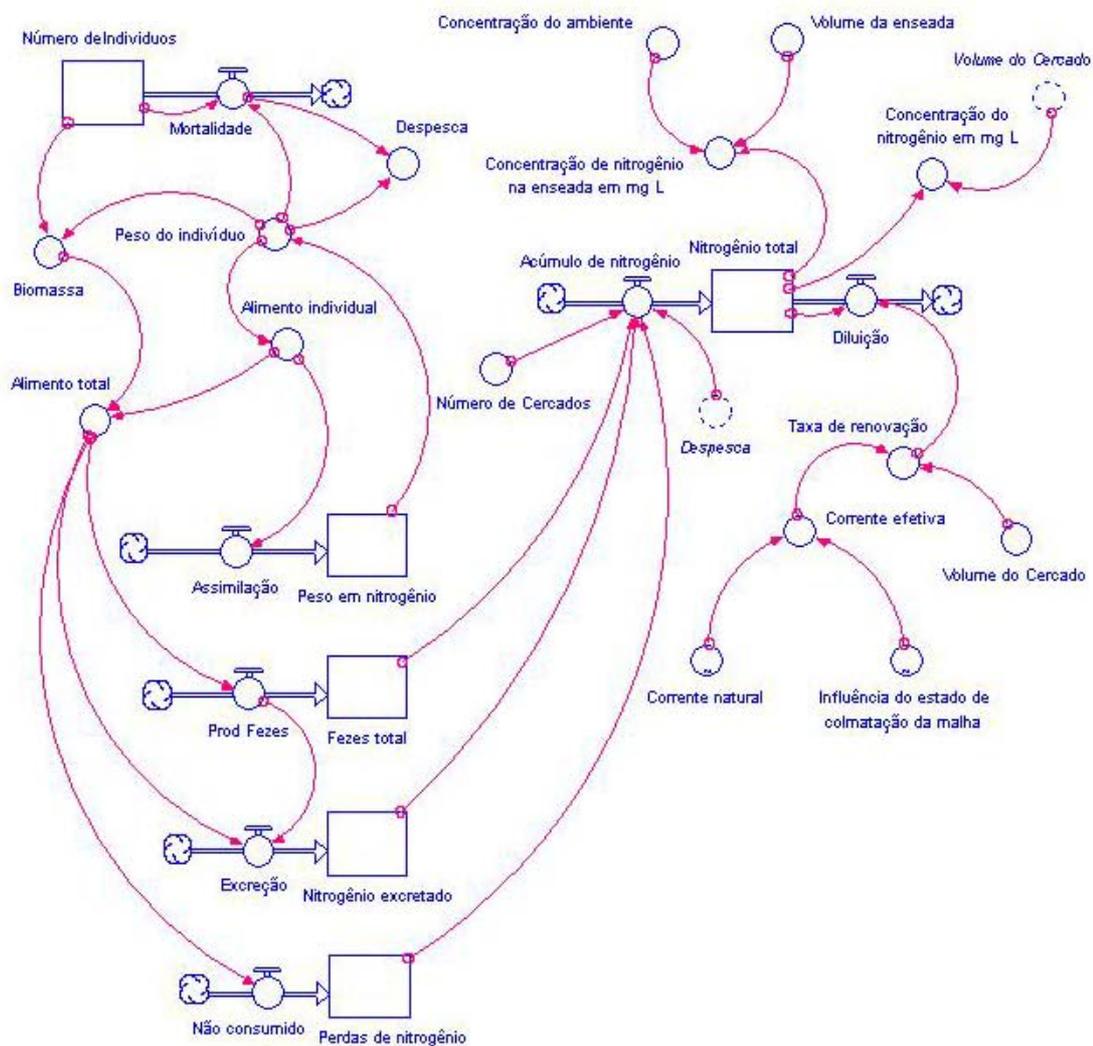


Figura 22 - Modelo numérico utilizado para determinação do número de cercados nas enseadas Porto do Rei e na Coreia, Ilha dos Marinheiros no estuário da Lagoa dos Patos.

Para a construção do modelo não é possível escrever os nomes completos das variáveis, pois para as descrições matemáticas o modelo não reconhece palavras com mais de 13 letras, assim segue abaixo uma legenda sob a forma de modelo que foi construída no modo mapa do programa STELLA™ para a identificação das variáveis.



12.1 Validação do modelo

É necessário que todo modelo seja submetido a uma validação do seu resultado. Isto é, uma verificação da qualidade com que o resultado do modelo caracteriza o fenômeno em estudo (Veldkamp & Lambin 2001).

Para a validação do modelo fez-se o acompanhamento do cultivo de camarões em cercados em duas enseadas na Ilha dos Marinheiros no estuário da Lagoa dos Patos. O cercado possuía 0,3 hectares de área, foi povoado com 60000 pós-larvas de *F. paulensis* e estes foram alimentados com ração comercial. Dados como o crescimento dos camarões, mortalidade, e os dados históricos de nitrogênio serviram de base para validar o modelo.

A eficiência do modelo foi comprovada ao ser realizada a correlação dos valores simulados de nitrogênio liberado pelos cercados, iguais aos considerados neste trabalho, e os valores decorrentes da análise das amostras de campo de Poersch (2004), na distância de 5m do cercado.

Como realizado nos trabalhos de Papatryphon *et al.* (2005) e Lophaven *et al.* (2006) os valores observados foram comparados com os preditos pelo modelo. Os resultados foram submetidos à análise estatística e apresentaram correlação igual a 0,99 (Figura 23).

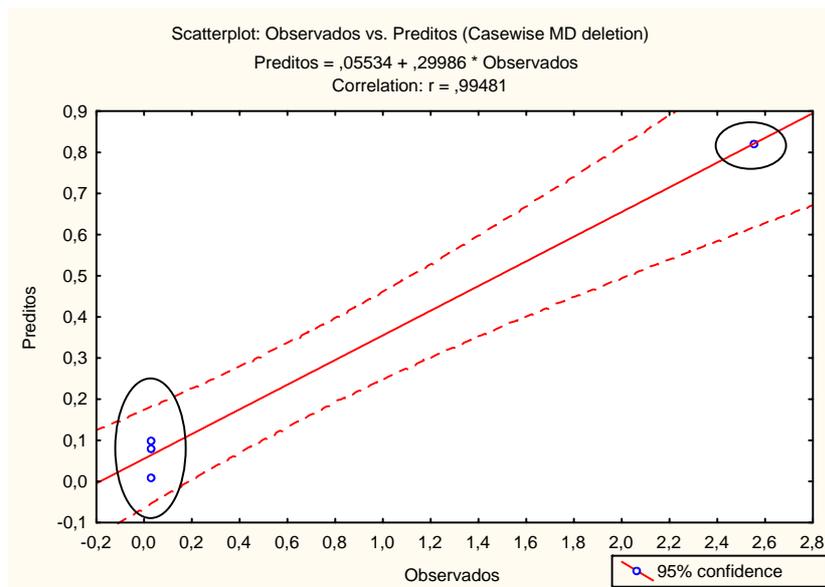


Figura 23 - Resultado da análise de correlação entre os dados preditos e observados pelo modelo. A diagonal representa um perfeito ajuste entre os dados.

Através da simulação com um cercado, foi determinado que o aporte de nitrogênio total estava dentro do observado na prática. Com base nisto, foram realizadas novas simulações para determinar o número máximo de cercados que as enseadas do estuário da Lagoa dos Patos podem comportar.

12.2 Simulações do modelo

Os cenários criados para determinação do número máximo de cercados foram os mais realistas possíveis, contudo conservativos, do ponto de vista ambiental e do cultivo. As simulações foram feitas para as duas enseadas utilizando, valores distintos de velocidade de corrente encontrados, volume das enseadas e influência da malha, contudo os valores de nitrogênio foram os mesmos para ambas as enseadas uma vez que foram obtidos de dados históricos de outra localidade na Ilha dos Marinheiros.

O critério utilizado para determinar o número de cercados que poderiam ser dispostos nas enseadas foi o limite estipulado como máximo de nitrogênio para as simulações do modelo de 0,07mg/L de N-NT e a razão pela qual este valor foi escolhido e considerado no trabalho já foi descrita anteriormente.

As simulações foram realizadas utilizando o tempo de simulação de 1 o que representa um passo de tempo, ou seja, (DT=1), a unidade de tempo era em dias, o comprimento de tempo era de 120 dias e o método de integração utilizado foi o Euleriano (Swartzam & Kaluzny 1987).

A figura 24 representa a pior situação encontrada para a enseada Porto do Rei, quanto aos valores de velocidade de corrente (0,01m/s) e estado de colmatação da malha (40%). Através desta simulação foi verificada a possibilidade de inserir nesta enseada 39 cercados, o que representa 1% da área desta enseada.

Na figura 25 com o valor da influência da malha de 20%, ou seja, sem interferência do processo de colmatação da malha há a possibilidade da inserção de 56 cercados, ocupando 1,5% da área e do volume da enseada, ficando dentro do limite estipulado de 0,07mg/L de N-NT.

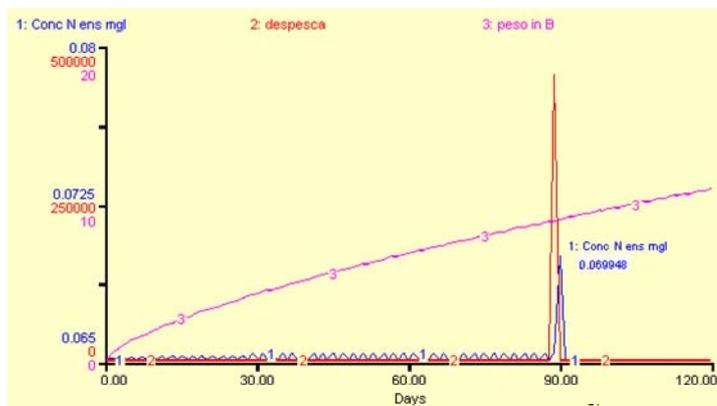


Figura 24 - Efeito do número de cercados (39) sobre a emissão de N-NT na enseada do Porto do Rei, com uma influência da malha (40%) e com o valor de velocidade de corrente de 0,01m/s. Evolução da concentração de N-NT e crescimento dos organismos.

Observamos mais detalhadamente os processos de liberação de nitrogênio total para esta enseada e diluição deste nutriente no ambiente, na tabela que segue (Tabela 1).

| Dias | Conc N mg/L ens |
|------|-----------------|
| 1 | 0,065067 |
| 7 | 0,065145 |
| 14 | 0,065000 |
| 21 | 0,065203 |
| 28 | 0,065000 |
| 35 | 0,065233 |
| 42 | 0,065000 |
| 49 | 0,065254 |
| 56 | 0,065000 |
| 63 | 0,065268 |
| 70 | 0,065000 |
| 77 | 0,065279 |
| 84 | 0,065000 |
| 89 | 0,065285 |

Tabela 1-Valores de N-NT aportados dos cercados e diluídos ao longo do ciclo de produção

Na tabela 1 também podemos observar a concentração do nitrogênio total liberado, paralelo aos processos de diluição, em alguns dias do cultivo até o término do mesmo. O modelo considera a despesca nos 89 dias, pois considera o dia 0 aonde temos “um início”, quando ainda não há nenhuma atividade metabólica dos indivíduos do cultivo nem atuação do meio ambiente sobre estes metabólitos. A tabela gerada representa o cenário mais conservativo e, assim, indicado para o Porto do Rei.

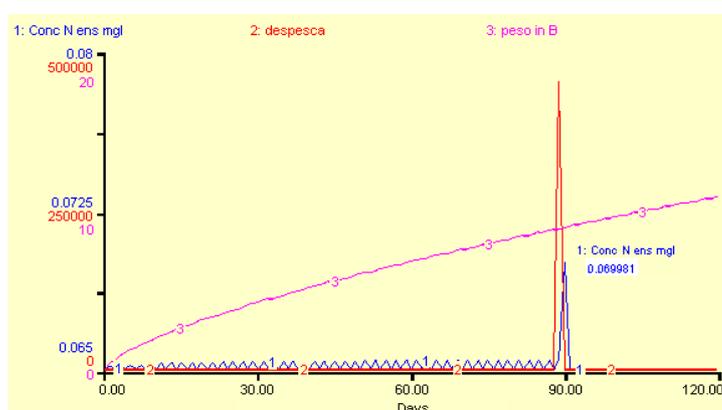


Figura 25 - Efeito do número de cercados (56) sobre a emissão de N-NT na enseada do Porto do Rei, com uma influência da malha (20%) e com o valor de velocidade de corrente de 0,01m/s. Evolução da concentração de N-NT e crescimento dos organismos.

Já na figura 26 observa-se que, com a densidade de 20/m², a pior situação de velocidade de correntes encontrados para a enseada do Porto do Rei (0,01m/s) e influência do estado de colmatação da malha (40%), com a colocação de 750 unidades de produção em 59 dias de cultivo (círculo vermelho) os valores passariam de 0,07mg/L, sendo marcado por um pico na despesca, podendo afetar o meio ambiente aquático e a sustentabilidade do próprio cultivo. Este número de cercados poderia chegar a ocupar 1/4 da área da enseada, levando em conta o espaço necessário entre os cercados para promover a circulação de água.

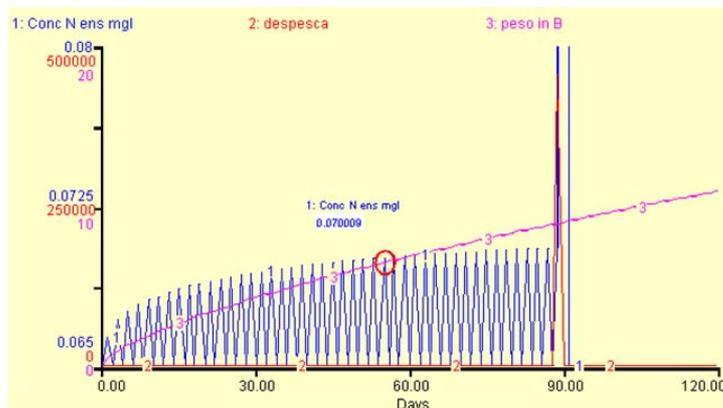


Figura 26 - Efeito de 750 cercados sobre a emissão de N-NT na enseada do Porto do Rei, com uma influência da malha sobre a passagem da água de 40% e valor de velocidade de corrente de 0,01m/s. Evolução da concentração de N-NT e crescimento dos organismos.

Nas figuras 27 e 28 criou-se cenários para a enseada da Coreia com uma densidade de 20 ind/m², 0,01m/s e influência da malha na passagem da água de 40% e 20%, respectivamente. Com o resultado da simulação registra-se que poderiam ser instalados 29 cercados para a primeira situação e 41 na segunda.

Na enseada da Coreia, então, estes números de cercados ocupariam 0,67% e 0,95% da área e do volume e da enseada, respectivamente.

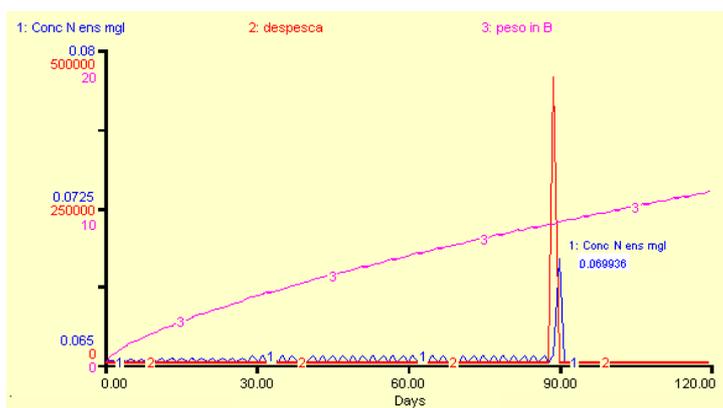


Figura 27 - Efeito de 29 cercados sobre a emissão de N-NT na enseada da Coreia, com uma influência da malha sobre a passagem da água de 40% e valor de velocidade de corrente de 0,01m/s. Evolução da concentração de N-NT e crescimento dos organismos.

Na tabela 2 observa-se os valores das liberações de nitrogênio aportados pelos cercados e a ação da diluição pelo meio ambiente aquático.

| Dias | Conc N mg/L ens |
|-------------|------------------------|
| 1 | 0,065067 |
| 7 | 0,065144 |
| 14 | 0,065000 |
| 21 | 0,065202 |
| 28 | 0,065000 |
| 35 | 0,065233 |
| 42 | 0,065000 |
| 49 | 0,065253 |
| 56 | 0,065000 |
| 63 | 0,065253 |
| 70 | 0,065000 |
| 77 | 0,065278 |
| 84 | 0,065000 |
| 89 | 0,065285 |

Tabela 2-Valores de N-NT aportados dos cercados e diluídos ao longo do ciclo de produção

A tabela gerada representa o cenário mais conservativo e indicado para a enseada da Coreia, caracterizado pelo valor de velocidade de corrente de 0,01m/s e 40% de influência da malha na passagem d'água.

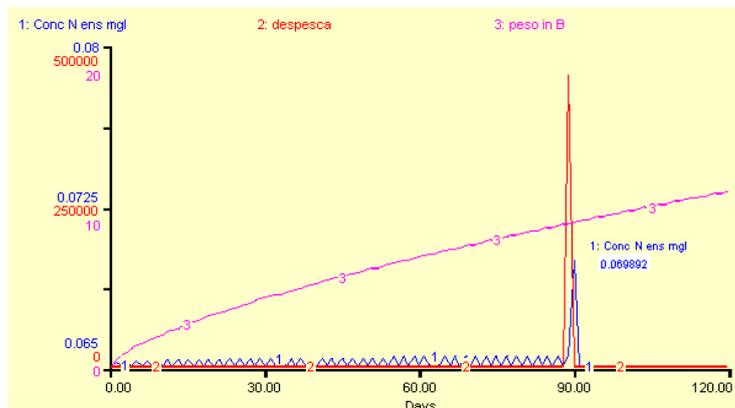


Figura 28 - Efeito de 41 cercados sobre a emissão de N-NT na enseada da Coreia, com uma influência da malha sobre a passagem da água de 20% e valor de velocidade de corrente de 0,01m/s. Evolução da concentração de N-NT e crescimento dos organismos.

Na figura 29 podemos observar que com uma velocidade de corrente de 0,02m/s e influência da malha de 40% poderiam ser inseridos 383 cercados no Porto do Rei, dentro do limite estipulado de 0,07 mg/L. Para a mesma situação poderiam ter sido inseridos 285 cercados na enseada da Coreia (Figura 30). Estes números de cercados ocupariam, em termos de área e volume, 10,5% do Porto do Rei e 6,5% da enseada da Coreia. Cabe ressaltar que esta ocupação ocorreria sem registrar o espaço necessário entre os cercados para manter a circulação de água.

O número de cercados para influência da malha de 20% foi o mesmo registrado para a Coreia na figura 31 e para o Porto do Rei na figura 32.

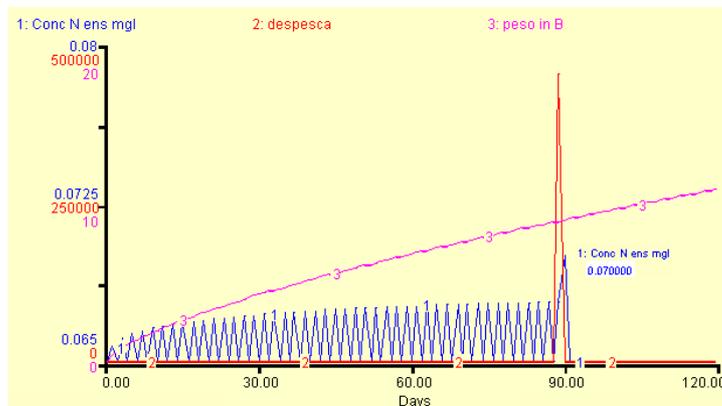


Figura 29 - Efeito de 383 cercados sobre a emissão de N-NT na enseada do Porto do Rei, com uma influência da malha sobre a passagem da água de 40% e valor de velocidade de corrente de 0,02m/s. Evolução da concentração de N-NT e crescimento dos organismos.

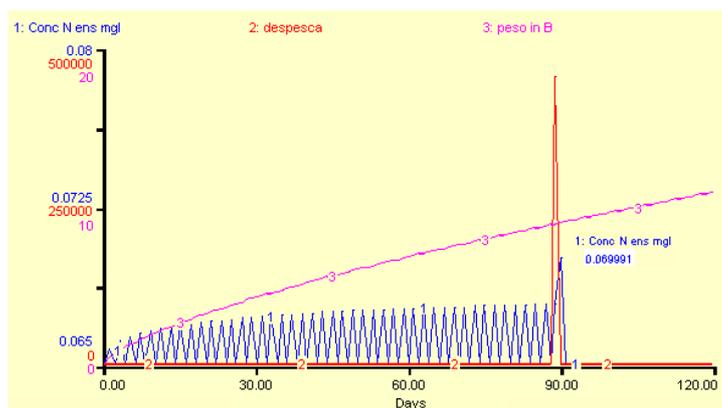


Figura 30 - Efeito de 285 cercados sobre a emissão de N-NT na enseada da Coreia, com uma influência da malha sobre a passagem da água de 40% e valor de velocidade de corrente de 0,02m/s. Evolução da concentração de N-NT e crescimento dos organismos.

Em dados de campo observados, o menor valor de velocidade de corrente registrado para a enseada da Coreia foi de 0,04m/s. A simulação permite o mesmo número de cercados para influência de 20 ou 40% (Figura 31), ao rodar o modelo foi verificada a possibilidade de inserir nesta enseada 509 cercados, o que representaria uma ocupação de quase 12% da área e volume da enseada, sem levar em conta o espaçamento necessário para

a circulação de água entre os cercados. Este número de cercados poderia ser inserido na enseada respeitando o limite estipulado neste estudo de 0,07mg/L.

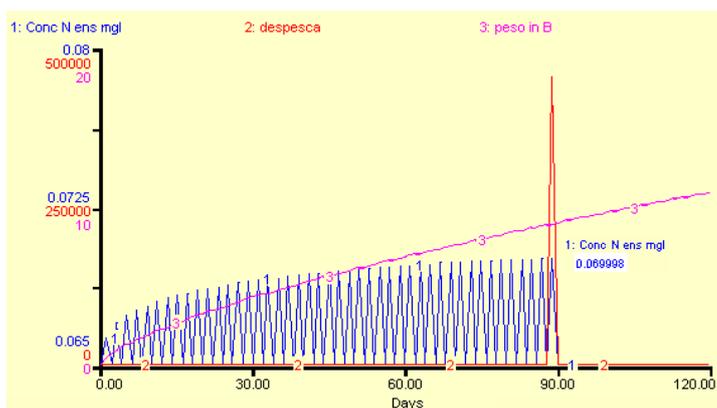


Figura 31 - Efeito do número de cercados (509) sobre a emissão de N-NT na enseada da Coreia, com uma influência do estado de colmatagem da malha de 40% e velocidade de corrente de 0,04m/s. Evolução da concentração de N-NT e crescimento dos organismos.

Criando cenários com 20 ou 40% de influência da malha na passagem da água, e com valores médios de velocidade de corrente da enseada do Porto do Rei (0,035m/s), foi estimada a possibilidade de inserir 683 cercados (Figura 32), o que representa uma ocupação de área e volume de quase 19% da enseada, que poderia chegar a ocupar $\frac{1}{4}$ do volume e área da enseada em função do espaçamento que deve-se dispor entre os cercados. Além disso, esse número de cercados acabaria representando um conjunto de unidades o que poderia afetar de outra forma a circulação estuarina.

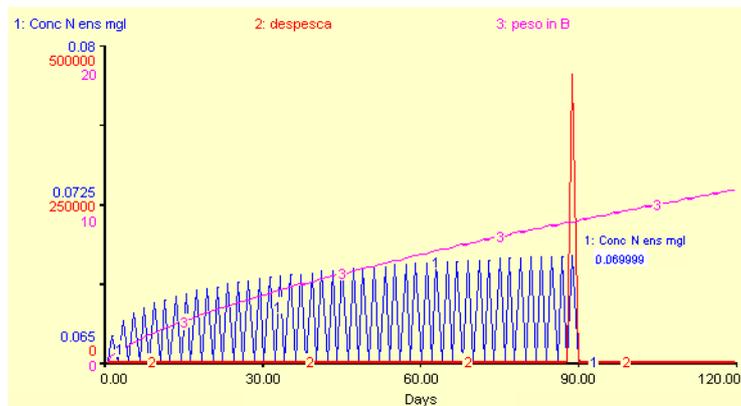


Figura 32 - Efeito do número de cercados (683) sobre a emissão de N- NT na enseada do Porto do Rei, com influência da malha e do estado de colmatção de 30% e valor médio de velocidade de corrente de 0,035m/s. Evolução da concentração de N-NT e crescimento dos organismos.

Cabe ressaltar que na enseada da Coreia embora a área e a velocidade de corrente média seja maior do que no Porto do Rei o volume desta enseada é maior, em função das maiores profundidades, possibilitando a colocação de um número maior de cercados.

Criou-se um cenário para demonstrar se caso fossem inseridas 900 unidades na mesma condição na enseada do Porto do Rei a concentração de N-NT ultrapassaria o limite estipulado em 27 dias de cultivo (círculo vermelho) (Figura 33), além de ocupar 25% da área e do volume da enseada do Porto do Rei, sem levar em conta o espaçamento que deveria existir entre os cercados, o que poderia acarretar em uma ocupação de 1/3 desta enseada.

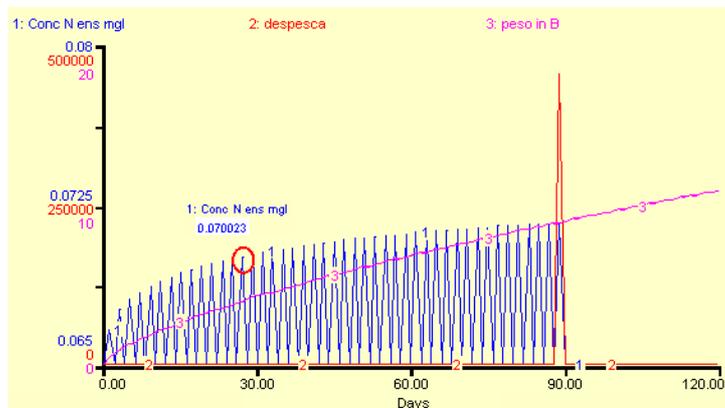


Figura 33 - Efeito do número de cercados (900) sobre a emissão de N-NT na enseada do Porto do Rei, com uma influência da malha e do estado de colmatação, sobre a passagem de água de 30% e valor médio de velocidade de corrente de 0,035m/s. Evolução da concentração de N-NT e crescimento dos organismos.

A evolução e queda da influência do estado de colmatação da malha, ao longo do cultivo, podem ser observadas na figura 34. Este gráfico nos mostra que a influência da malha é de 20% e que com o aumento do estado de colmatação ao longo de 10 dias há um aumento de mais 20% podendo chegar a 40%. Poersch (2004) considerou 15% o valor da influência da malha, para este trabalho foi atribuído estes valores com base no que foi observado neste experimento ao longo do cultivo. Esse processo de colmatação se caracteriza por ser progressivo ao longo dos dias em função da colonização dos organismos (Ballester *et al.* 2007). Considera-se então, que a resistência da malha à passagem de água, pelo crescimento do biofilme ou das algas aumenta durante o ciclo de produção até o momento da limpeza dos cercados pelos pescadores. Cabe ressaltar que o estado de colmatação acontece também por episódios esporádicos por um bloom de algas ou a cobertura da malha por folhas e pedaços de galho para as margens do cercado, estas influências não são consideradas no modelo.

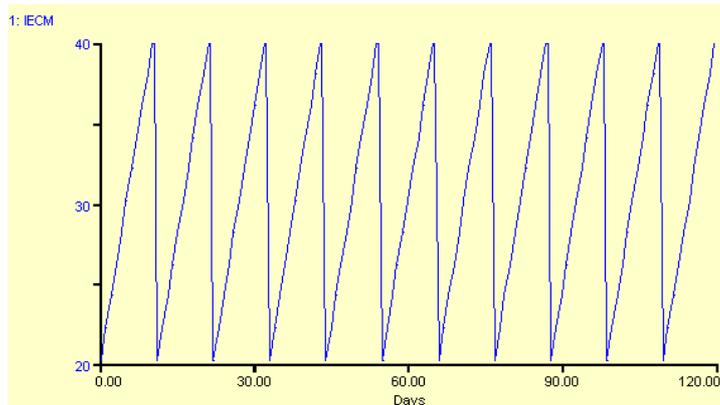


Figura 34 – Gráfico da influência do malha e do seu estado de colmatção ao longo do ciclo de produção.

Com estes cenários evolutivos quanto aos valores de velocidade de corrente poder-se-ia esperar que o número de cercados fosse sempre aumentar, no entanto, isto não ocorre porque o modelo é não linear (Figura 35), o que impede que cercados sejam dispostos infinitamente como se caracterizam as funções lineares, um exemplo disso seria a impossibilidade de colocar mais cercados do que a enseada suportaria em termos de área e volume. Isto reflete que o modelo descreve bem o sistema em estudo e evolui até a estabilidade de suas variáveis e não até seu colapso.

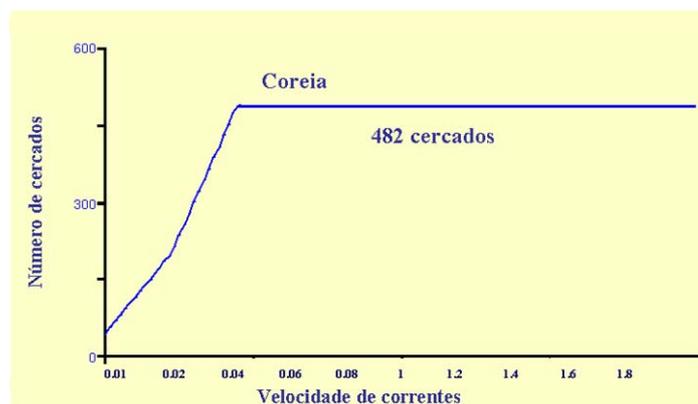


Figura 35 - Modelo não-linear do número de cercados que podem ser inseridos na enseada da Coreia com base nos valores de velocidade de corrente.

Para dar base à razão pela qual foi sugerido o valor de 0,07mg/L como limite máximo de liberação de N-NT para o meio ambiente aquático em que os cultivos foram inseridos, leva-se em conta a legislação vigente para os compostos nitrogenados em águas salobras.

Na resolução nº 20 do CONAMA (1986) o limite máximo registrado para os compostos nitrogenados foi de 0,4mg/L amônia não ionizada N-NH₃, contudo, Baumgarten & Pozza (2001) relataram que estes valores são muito tolerantes, sendo o mais indicado utilizar 0,02mg/L que foi estipulado para água doce pela FEPAM (1995). Train (1979) também considera este valor como limite máximo de amônia para não ser considerado tóxico aos organismos aquáticos. Para nitrogênio amoniacal total (NAT) não há referências na resolução nº 20 do CONAMA (1986), assim, o limite estipulado poderia basear-se na citação de Aminot & Chaussepied (1983) de que as concentrações oscilariam em torno de 0,014mg/L, mas já Day *et al.* (1989) descreveu o limite máximo de 0,07mg/L. De acordo com Baumgarten e Pozza (2001) o limite de 0,07mg/L seria adequado para a Lagoa dos Patos. Nesta resolução registra-se para nitrito e nitrato em águas doces e salinas um limite de 1mg/L de N-NO₂⁻ e 10mg/L N-NO₃⁻ contudo não há referências destes íons para águas salobras, mas as autoras acima relatam que estes valores da resolução são muito altos e relatam que para ambientes costeiros estes valores não ultrapassam nem a metade.

Segundo a resolução nº 357 do CONAMA (2005) as águas salobras são divididas em classes e a classe 1 é aquela destinada à aquicultura. Para estas águas se considera um limite máximo de nitrogênio amoniacal de 0,4mg/L, de 0,07mg/L de nitrito e 0,4mg/L para nitrato.

O que vale ressaltar com estes dados é que somente os valores máximos sugeridos de nitrogênio amoniacal já seriam maiores ao valor de liberação de nitrogênio total máximo neste trabalho. Os trabalhos acima citados demonstram que é coerente o valor estipulado para este trabalho, servindo de base para mostrar como o modelo é conservativo em relação ao número de cercados que podem ser inseridos nas enseadas.

Neste trabalho a utilização da modelagem para a criação de cenários possibilitou com seus resultados que estratégias de gerenciamento sejam guiadas no sentido de limitar a concentração de compostos nitrogenados. É claro que em sistemas semi-intensivos o nitrogênio está mais sujeito as transformações biológicas e exige menos renovações de

água do que o sistema intensivo, contudo, frisa-se a importância de seu estudo para compreendê-lo melhor e assim avaliar as suas necessidades quanto ao manejo que deve ser aplicado (Gomez-Galindo 2000).

Diferente deste trabalho que relata o comportamento de sistemas semi-intensivos quanto à dinâmica do nitrogênio a maioria dos trabalhos que avaliam a dinâmica deste nutriente tem seu foco em formas e produção mais intensivas. Estas avaliações têm sido baseadas em modelagem de simulação para avaliação dos efeitos da alimentação na qualidade da água (Montoya 1999), concentração e transformações da amônia em viveiros (Lorenzen *et al.* 1997), modelagem do intercâmbio água e sedimento de nitrogênio e fósforo em sistemas de viveiros intensivos (Lefebvre *et al.* 2001), modelagem da dinâmica do nitrogênio em sistemas de viveiros intensivos, com ênfase no sedimento (Burford & Lorenzen 2004), entre outros trabalhos. Mesmo que haja uma tendência da intensificação dos cultivos de camarão o cultivo semi-intensivo é a forma de cultivo predominante no mundo (Gomez-Galindo 2000), assim criou-se a necessidade em se explorar os cenários de liberação de nitrogênio para estes sistemas de cultivo.

Uma vez visto que os cultivos de camarões em cercados promovem a melhora do quadro sócio-econômico além de preservar o meio ambiente é considerado, assim, um marco no desenvolvimento sustentável. Cabe salientar ainda que a capacidade das áreas costeiras de suportar os cultivos de camarão é finita e que a “capacidade de carga” do sistema nunca deve ser excedida em prol da vantagem de lucro rápido. Isto geralmente ocorre em sistemas de cultivo intensivos que promovem liberações acentuadas de nitrogênio para o meio ambiente aquático, como pode ser verificado no trabalho de Lacerda *et al.* (2005) que mostra que a liberação de nitrogênio para estuários do nordeste do Brasil pode chegar a 686 toneladas/ano para uma área de viveiros de 1.679 hectares. No caso dos sistemas semi-intensivos em cercados no extremo sul do Brasil, o manejo é bem realizado tentando evitar ao máximo as perdas, sendo o sistema aberto e o ambiente de alta dinâmica os compostos nitrogenados são diluídos facilmente, dificultando que haja altas concentrações no ambiente de cultivo.

Este aporte de nitrogênio realizado pelos sistemas de cultivo tem sua maior fonte do processo de alimentação e seu manejo que são as maiores contribuições de nitrogênio para

os cultivos, sendo considerados como fatores determinantes para a qualidade de água (Hargreaves 1998).

Existe a possibilidade de obtenção do alimento por parte do camarão do biofilme, dos organismos bentônicos e do alimento natural que é fornecido como acompanhamento da ração, contudo há uma tendência dos alimentos artificiais serem utilizados em sistemas semi-intensivos como já ocorre nas Filipinas para os cultivos em gaiolas de milkfish e tilápias, assim como nos cultivos semi-intensivos da cobia em Taiwan, que requer um suprimento de alimentos secos que podem chegar a 10% do peso do corpo dependendo do tamanho do indivíduo e da intensidade do cultivo. Desta forma, cabe avaliar e modelar estes sistemas de cultivo com base no fornecimento de ração, uma vez que a quantidade de efluentes e a liberação dos nutrientes dependem da composição do alimento e das práticas de manejo destas, principalmente as relacionadas a minimizar as perdas de alimento que são consideradas as maiores cargas nos efluentes de cultivos (Islam 2005).

O modelo criado neste trabalho utilizou as melhores informações científicas disponíveis, dentro do contexto aplicado. Os cenários obtidos deste, através das simulações, permitiram estimar o número de cercados que poderiam ser colocados nas enseadas em estudo sem impactar o sistema, tão pouco a sustentabilidade do mesmo. Castello (1985) ressalta que as enseadas rasas no estuário da Lagoa dos Patos são as unidades estuarinas mais importantes em termos de produtividade, além de servir de berçário para o crescimento e desenvolvimento de várias espécies, e isto requer que tais ambientes sejam preservados. Dentro deste contexto, este trabalho teve o foco de respeitar a capacidade de carga do sistema quanto à liberação de nitrogênio no meio ambiente aquático com relação ao número de cercados de camarão que seriam inseridos nas enseadas no estuário da Lagoa dos Patos uma vez que este é considerado um ambiente sensível e de significativa relevância ecológica.

Os cultivos de organismos carnívoros em sistemas abertos, como é o caso do sistema de cultivo aqui empregado, têm a tendência de produzir níveis elevados de nutrientes para os locais vizinhos ao cultivo. Cromei *et al.* (2002) registra em seu trabalho a mesma situação quando se refere ao cultivo de espécies de peixes carnívoros cultivados em tanques redes. Isto demonstra que as operações de aquíicultura principalmente aquelas que possuem

sistemas de passagem ou de “fluxo” de entrada e saída constante em função da considerável proporção de material adicionado para o crescimento dos animais tem como “depósito” o meio ambiente adjacente (Schendel *et al.* 2004).

Lorenzen *et al.* (1997) descrevem que as concentrações de amônia em viveiros tendem a diminuir em função das taxas de renovação. Pode-se fazer a mesma analogia para os sistemas abertos, daí a importância da circulação das águas, ou seja, da velocidade das correntes e conseqüentemente das renovações de água para a aplicação de modelos em aquicultura. Cabe ressaltar esta importância uma vez que mais do que 90% do que sai de nitrogênio dos sistemas semi-intensivos de camarão, entra na coluna d’água na forma de amônia que pode ser altamente tóxica para os organismos cultivados e deve ser mantida a níveis baixos (Burford & Gilbert 1999). Assim modelos que insiram dados de velocidades de correntes, ou seja, variáveis que refletem a dinâmica do ecossistema, promovem resultados mais fidedignos. Cabe salientar que embora os valores de velocidade de correntes apresentem amplas variações ao longo do dia nas enseadas do estuário da Lagoa dos Patos como pode ser observado no trabalho de (Asmus, 1984) e, assim, durante todo ciclo de produção, o mais adequado seria levar em conta o princípio da precaução, ou seja, dispor os cercados nas enseadas com base em valores mais conservativos de velocidade de corrente, dado que há dias que em função do processo de colmatação da malha e de baixos valores de velocidade dos ventos, os valores de velocidade das correntes no interior dos cercados podem ser muito baixos. Assim o número de unidades de produção mais indicado seria com o valor de velocidade de corrente de 0,01m/s e de influência da malha de 40% o que permitiria dispor 39 cercados no Porto do Rei e 29 cercados na enseada da Coreia o que ocuparia 1,3% da área das enseadas.

Almeida (2002) em seu trabalho com o camarão-rosa *F. paulensis* avaliando o impacto ambiental sob a qualidade de água no estuário da Lagoa dos Patos não observou alterações na qualidade de água durante um cultivo com densidade de 15 camarões/m², dado que na pior das situações toda a água do cercado foi renovada 300% ao dia em 24 horas, o que pode ser considerado excelente, uma vez que em cultivos de camarão peneídeos realizados em viveiros escavados nos moldes semi-intensivo as taxas de renovação diária de água

chegam no máximo a 15%. O mesmo ocorreu neste trabalho que registrou na pior das situações 12 renovações em 24 h, ou seja, uma renovação diária de 1200%.

Cabe ressaltar que estamos simulando neste trabalho a liberação de nitrogênio total com base no número de cercados que colocaríamos no ambiente. Contudo, se estes fossem instalados e formassem um conjunto de estruturas de cultivos, sua presença poderia afetar a circulação do ambiente como já exemplificado que na enseada do Porto do Rei a colocação de 683 unidades de produção promoveria uma cobertura de 19% da área da enseada, mais a área que deve ser destinada para promover a circulação de água entre os cercados. Além disso, há necessidade de espaço entre as estruturas para que não haja a diminuição da circulação em função disto, neste caso a área de distribuição de cercados poderia chegar a 1/3 desta enseada. Assim, se esta situação fosse implantada haveria um efeito acumulativo dos cercados que por sua vez interviriam nos padrões de circulação das enseadas. Desta forma, a disposição de um conjunto de unidades de produção deve vir acompanhada da realização de modelos que estimassem e assim registrassem a interferência de um conjunto de unidades sobre a capacidade de suporte e hidrodinâmica das enseadas.

Através de todas as observações registradas, é de vital importância que os pesquisadores da aquíicultura desenvolvam seus trabalhos com base em uma visão sistêmica. É importante que estes lidem com os sistemas de cultivo não de uma forma isolada no meio ambiente, mas sim como um componente importante e participativo na dinâmica do ecossistema. O sistema de cultivo somente causará impacto e será agente de poluição se houver um mau gerenciamento das suas estruturas dos seus elos, que integram este sistema o que acarretaria alterações e danos à qualidade de água do recurso hídrico.

O presente modelo fornece idéias da interação do sistema de cultivo e do meio ambiente aquático através do fluxo do nitrogênio. Utilizando o processo de modelagem foi possível ampliar a nossa capacidade de avaliar este sistema complexo, contudo ainda há limitações que podem ser resolvidas através da combinação de experimentos e de estudos de modelagem, assim como relatam Burford & Lorenzen (2004).

Novas idéias do funcionamento dos sistemas, propostas por modelos e sustentados por dados de campo, proporcionam subsídios as tomadas de decisão no gerenciamento do ambiente, podendo avaliar conseqüências do manejo sobre um ponto de vista não

especulativo (Teixeira da Silva 1995). Estas poderiam ser aplicadas aos cultivos, dando assim, a devida importância que a prática de cultivos em cercados merece. Os esforços a cerca da modelização das práticas da aquíicultura devem ser incentivadas, com a intenção de avaliar e prever os efeitos desta atividade, estabelecendo o prognóstico de possíveis deteriorização, a curto, médio e longo prazo, da qualidade da água.

Mesmo com a falta de sub-sistemas importantes neste modelo, este trabalho permite a observação de cenários que caracterizam e elucidam o comportamento da interação das enseadas rasas e dos cultivos de camarão em cercados, com base no fluxo de nitrogênio servindo de base para estudos futuros.

13. CONCLUSÕES

☞ Para o estado atual de desenvolvimento do modelo, os resultados das simulações através dos diferentes cenários criados indicam que o número de cercados na enseada do Porto do Rei, com uma circulação de 0,01m/s deveria ser limitado em 39 unidades com influência da malha na passagem de água de 40% e 56 unidades com uma interferência de 20%, na enseada da Coreia haveria possibilidade de inserir 29 e 41 unidades, respectivamente para a mesma situação. Uma vez que a universidade tem como intuito construir e tornar funcional esta atividade, preservando o ambiente, o mais indicado seria utilizar um número restrito de cercados dado que a dinâmica do ambiente é muito variável, estando sujeitas a dias de muita dinâmica como a dias mais “estáticos” quanto aos valores de velocidade de corrente. Com o dobro de velocidade de corrente 0,02m/s foi registrada a possibilidade de inserir no Porto do Rei 383 e 683 cercados, com influência de 40 e 20% de influência da malha, respectivamente. Já para a Coreia haveria a possibilidade de inserir 285 com 40% de influência da malha e 509 com 20%. O número de cercados que poderiam ser inseridos com valores de velocidade de corrente de 0,04m/s é em número igual à condição de 20% de influência da malha e 0,02 m/s de velocidade de corrente, independente da influência da malha e do seu estado de colmatção;

☞ Uma análise como a realizada neste trabalho pode ser útil para verificação da influência das práticas de gerenciamento na liberação de nitrogênio dos cercados para o corpo d’água adjacente;

☞ Conclui-se que a construção de um modelo com base no fluxo do nitrogênio e as simulações resultantes do mesmo fornecem um melhor entendimento de como os sistemas semi-intensivos de aquicultura se comportam com as interações com o meio ambiente aquático;

☞ A modelagem na aqüicultura é uma ferramenta importante na simulação de situações ocorrentes nos sistemas de cultivo do tipo cercados, uma vez que previne e minimiza os danos ao ambiente e acaba conseqüentemente trazendo benefícios para sociedade;

☞ A modelagem, impulsionada pelos avanços computacionais, acabará se convertendo em uma ferramenta de uso cotidiano na atividade da aqüicultura. Contudo para que os resultados produzidos por simulação sejam confiáveis, é necessário o fornecimento de informações fidedignas, por meio de modelos adequados, os quais são em sua maioria calibrados ou validados por experimentos com organismos. Assim, observa-se que o sucesso da modelagem depende dos resultados dos experimentos tradicionais;

☞ A modelagem é uma ferramenta útil para os estudos realizados em aqüicultura que pode e deve continuar a ser desenvolvida, abrindo uma linha muito promissora de pesquisa;

☞ Por fim, com a tendência de desenvolvimento da aqüicultura, haverá cada vez mais a necessidade de se estudar os sistemas da forma mais integrada possível, ou seja, através de uma visão multidisciplinar que fornecerá respostas precisas sobre o sistema a um custo bem menor. A modelagem foi desta forma, útil neste trabalho como um instrumento integrador dos fenômenos que ocorrem na interação dos sistemas de cultivo do tipo cercados e do ambiente.

14. SUGESTÕES

☞ É de fundamental importância, devido à necessidade da análise da capacidade de suporte, que a cada novo modelo sejam inseridas novas variáveis relevantes para tornar o modelo mais fidedigno, caracterizando esta ferramenta pela sua importância de se criar cenários preditivos para a atividade do cultivo de camarões. Assim, os modelos desempenharão um papel chave nos procedimentos de licenciamento ambiental para dar bases às tomadas de decisão quanto à descarga de nutrientes e eutrofização costeira;

☞ Além disso, com relação à legislação, verifica-se a necessidade de mais estudos de modelagem que forneçam subsídios para a criação de leis que delimitem áreas propícias para a implementação desta atividade na Lagoa dos Patos, visando um cuidadoso planejamento, descartando assim a ocorrência de possíveis impactos ambientais gerados pelos sistemas de cultivo;

☞ Para fornecer um melhor entendimento de todos os processos que abrangem o cultivo da espécie *F.paulensis*, uma gama de modelos podem e devem ser criados para responder hipóteses e através da conclusão do modelo gerar novas hipóteses atingindo patamares de entendimento muito mais integrados e interativos. Modelos que venham a conectar processos físicos e biogeoquímicos têm um potencial ótimo para determinar a capacidade de carga do sistema e aqueles que revelem a influência dos microorganismos na reciclagem dos nutrientes e a importância dos mesmos como alimento dos organismos cultivados, tendem a tornar os modelos ainda mais realistas;

☞ Novos estudos que conduzam em paralelo, análises sócio-econômicas podem fornecer o indicativo de um sistema de produção ótimo para o cultivo da espécie *F. paulensis*, servindo como uma ferramenta importante para visualizar a importância social e econômica destes cultivos para as famílias de pescadores através da demonstração da lucratividade financeira que este cultivo bem gerenciado proporcionaria;

☞ Fica registrada, então, a necessidade de mais estudos que desenvolvam modelos matemáticos, para os sistemas de cultivo, tanto para geração de hipóteses como ferramentas de avaliação de estratégias de gestão e planejamento;

☞ Seriam necessários mais estudos com cercados em diferentes técnicas de manejo e condições ambientais que criassem um conjunto de dados que pudesse ser aplicado a modelos de ampla variação de condições de cultivo (Jiménez-Monealegre *et al.* 2002).

☞ Através dos modelos já construídos para a espécie *F. paulensis* e de novos que serão construídos, espera-se demonstrar que com a implementação de práticas de cultivo, que premedita práticas de sustentabilidade promova e conserve a atividade em longo prazo e sirva de suporte para o manejo integrado da zona costeira, como subsídio para a elaboração de legislações para futuras produções e de licenciamento ambiental, no sentido de prevenir e compensar danos ambientais que esta atividade sócio-econômica possa produzir;

15. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como considerações finais deste trabalho é interessante destacar as situações, problemas e dificuldades que ocorreram ao longo do experimento e do ciclo de produção, bem como promover sugestões com o intuito de alertar e orientar pessoas futuras que irão realizar trabalhos semelhantes ou dar continuidade a este trabalho.

Na produção de 2006 ocorreu um atraso em função de obras no laboratório e os cultivos começaram mais tarde que o normalmente. O cultivo ocorreu, assim, nas estações verão e outono, quando na verdade tendem a começar na primavera e terminar no verão.

Uma situação que ocorreu ao longo da produção foi o roubo dos camarões do cercado, isto ocorreu no cercado do Lote (proprietário da localidade aonde o cultivo foi instalado no Porto do Rei), no final do mês de março assim após a montagem dos cercados de engorda houve somente 36 dias de cultivo o que representou o término e as amostragens nesta localidade. Já na enseada da Coreia a montagem dos cercados de engorda foi realizada somente 55 dias depois da montagem dos cercados berçário, sendo que normalmente isto ocorre em torno de 4-6 semanas, ou seja, no máximo 42 dias em função dos fatores abióticos ideais para se atingir 0,35g, peso mínimo para que não houvesse fuga pela malha de 5mm do cercado de engorda (Dolci e Wasielesky 1998). O ideal é que os camarões fossem mantidos nos cercados de engorda até que 99% da população atingissem este peso. Cabe ressaltar que através da realização de biometrias foi observado que 36 dias após o povoamento mais do que 99% dos indivíduos já ultrapassavam 0,35g. Além disso, os cercados de engorda também eram para ter sido montados mais cedo em função da necessidade de limpeza prévia para a retirada dos predadores Ballester (comunicação pessoal)⁴. Outra situação que exigia um melhor manejo foi à limpeza dos cercados, esta ao invés de ser realizada a cada dez dias era feita eventualmente, acarretando em uma evolução problemática do estado de colmatação da malha.

Todos estes fatores podem afetar a qualidade do cultivo e acabar com o ciclo de produção, vale assim ressaltar a importância de tornar funcional o entendimento dos

⁴ Ballester, E. (Pesquisador na Estação Marinha de Aquicultura – FURG). Comunicação pessoal, 2007.

pescadores sobre a necessidade de montar os cercados no momento correto e fazer a manutenção ao longo de todo o ciclo de produção. Estas situações podem cada uma com as suas conseqüências impedir que os cultivos completem o seu ciclo com o rendimento esperado. O modelo não considera estas situações em suas simulações.

Ao longo do experimento percebi a dificuldade na realização das amostragens da forma como iria descrever as características ambientais, uma vez que os cercados na Coreia, por exemplo, se localizavam a cerca de 1km da costa e toda a amostragem era realizada dentro da água em profundidades que variavam de 50cm a 1m. Desta forma, era difícil anotar os dados em uma planilha. Ao longo do experimento percebi que a melhor opção seria a utilização de um gravador que foi a melhor maneira de armazenar os dados e transferi-los para o computador posteriormente.

Outro registro importante é que para fazer as medidas para retirada das amostras, o melhor é utilizar uma corda com as distâncias já demarcadas na mesma para facilitar a localização dos pontos e tornar as medidas mais funcionais.

O tempo de duração das medidas de velocidade de corrente e retirada das amostras é longo, e demorava nas duas enseadas de 3-4 horas, desta forma, faz-se necessário um turno para que todo o trabalho seja realizado, às vezes na localidade da Coreia não havia pescadores com barco para nos levar até os cercados e a caminhada de ida e volta para os mesmos era de 40 minutos. Assim, cabe ressaltar para os próximos trabalhos a serem feitos, a necessidade de no mínimo um turno para a realização de todo o trabalho de amostragem.

Outra dificuldade encontrada no decorrer do experimento foi à demora da entrega espectrofotômetro o que impediu a leitura das mesmas mais cedo, quando o aparelho chegou ainda havia a necessidade da compra do termoreator e dos kits para leitura, sendo necessário, então, enviar as amostras para serem lidas em um laboratório de análises químicas, contudo, vale enfatizar que este procedimento de leitura das amostras requer tempo e o melhor é que se faça com antecedência porque mesmo em grandes laboratórios pode haver demora na entrega em virtude da fila de espera e também do número de amostras.

Por fim, gostaria de destacar a importância de outras pessoas para ajudar nos procedimentos de amostragem para torná-la mais rápida e eficaz, contudo, as amostragens podem ser realizadas somente por uma pessoa.

16. BIBLIOGRAFIA

- ACKEFORS, H & M ENELL. 1994. The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. *Journal of Applied Ichthyology*, 10(4):225-241.
- ALMEIDA, SCS. 2002. Análise preliminar do impacto do cultivo do camarão *Penaeus paulensis* em cercados no estuário da Lagoa dos Patos sobre a qualidade de água. Trabalho de Conclusão do Curso de graduação em Oceanologia, Fundação Universidade Federal do Rio grande. 21p.
- ALONSO-RODRÍGUEZ, R & F PÁEZ-OSUNA. 2003. Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: a review with special reference to the situation in the Gulf of California. *Aquaculture*, 219(1-4):317-336.
- AMINOT, A & M CHAUSSEPIED. 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Brest: ANEXO. 395p.
- ARNOLD, WS, MW WHITE, HA NORRIS & ME BERRIGAN. 2000. Hard clam (*Mercenaria spp.*) aquaculture in Florida, USA: geographic information system applications to lease site selection. *Aquacultural Engineering*, 23 (4):203-231.
- ARULAMPALAM, P, FM YUSOLF, AT LAW & SS RAO. 1998. Water quality and bacterial populations in a tropical marine cage culture farm. *Aquaculture Research*, 29(9):617-624.
- ASMUS, M.L. 1984. Estrutura da comunidade associada a *Ruppia* marítima no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. Dissertação de mestrado em Oceanografia Biológica, Fundação, Universidade Federal do Rio Grande. 132p.
- ASMUS, ML & DC KALIKOSKI. 1999. Modelagem ecológica quantitativa: Primitivos necessários à aplicação em estudos ambientais. *III Seminário sobre Representações e Modelagem no Processo de Ensino-Aprendizagem*, Rio Grande.
- AXLER, R, C LARSEN, C TIKKANEN, M MCDONALD, S YOKOM & P AAS. 1996. Water quality issues associated with aquaculture: a case study in mine pit lakes. *Water Environment Research*, 68:995-1011.

- BALLESTER, EL, WJ WASIELESKY, RO CAVALLI & PC ABREU. 2007. Nursery of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* in cages with artificial substrates: biofilm composition and shrimp performance. *Aquaculture*. (in press n° 94).
- BARBIERI, RC & A OSTRENSKY. 2002. Camarões Marinhos: Engorda. Viçosa, Aprenda Fácil. v.2. 320p.
- BARNABÉ, G. 1990. Aquaculture. England, Ellis Harwood Limited, v.1. 536p.
- BAUMGARTEN, MGZ & LF NIENCHESKI. 1990. O estuário da Laguna dos Patos: variações de alguns parâmetros físico químicos da água e metais associados ao material em suspensão. *Ciência e Cultura*, 42(5/6): 390-396.
- BAUMGARTEN, MGZ & SA POZZA. 2001. Qualidade de Águas – Descrição de Parâmetros Químicos Referidos na Legislação Ambiental. Rio Grande, Ed. FURG. 166p.
- BEVERIDGE, MCM, MJ PHILIPS & DJ MACINTOSH. 1997. Aquaculture and the environment: the supply of and demand for environmental goods and services by Asian aquaculture and the implications for sustainability. *Aquaculture Research*, 28(11):797-807.
- BOFF, MH & MA MARCHIORI. 1984. The effect of temperature on larval development of pink shrimp *Penaeus paulensis*. *Atlântica*, 7(1):7-13.
- BONILHA, LEC. 1996. Modelo Ecológico da Coluna D'água do Estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil) – MELP: Uma Abordagem Sistêmica e Integrada. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica, Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 274p.
- BONILHA, LEC & ML ASMUS. 1994. Modelo ecológico do fitoplâncton e zooplâncton do estuário da Lagoa dos Patos, RS. Anais do III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira. Serra Negra, São Paulo. v.1. pp.347-362.
- BOYD, CE & D TEICHERT-CODDINGTON. 1995. Dry matter, ash and elemental composition of pond-culture *Penaeus vannamei* and *Penaeus stylirostris*. *Journal of the World Aquaculture Society*, 26(1):88-92.
- BRIGGS, MRP & SJ FUNGE-SMITH. 1994. A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand. *Aquaculture and Fisheries Management*, 25:789-811.

- BUNTING, SW. 2001. Appropriation of environment goods and services by aquaculture: A reassessment employing the ecological foot print methodology and implications for horizontal integration. *Aquaculture Research*, 32(7):605-609.
- BURFORD, MA & K LORENZEN. 2004. Modeling nitrogen dynamics in intensive shrimp ponds: the role of sediment remineralization. *Aquaculture*, 229: (1-4)129-145.
- BURFORD, MA & PM GILBERT. 1999. Short-term nitrogen uptake and regeneration in early and late growth phase shrimp ponds. *Aquaculture Research*, 30(3):215-227.
- BURFORD, MA, SD CONSTANZO, WC DENNISON, CJ JACKSON, AB JONES, AD McKINNON, NP PRESTON & LA TROTT. 2003. A synthesis of dominant ecological processes in intensive shrimp ponds and adjacent coastal environments in NE Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 46(11): 1456-1469.
- CALLIARI, LJ. 1980. Aspectos Sedimentológicos e Ambientais na Região Estuarial da Lagoa dos Patos. Dissertação de Mestrado em Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 179p.
- CASTELLO, JP. 1985. La Ecología de los Consumidores del Estuario de La Lagoa dos Patos, Brasil. In: YAÑES-ARANCIBIA, A (ed.). Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards Ecosystem Integration. DR (R) UNAM Press, Mexico, Chap. 17:383-406.
- CHEN, Y-S, MCM BEVERIDGE & TC TELFER. 1999. Settling rate characteristics and nutrient content of the faeces of Atlantic salmon, *Salmo salar L.*, and the implications for modelling of solid waste dispersion. *Aquaculture Research*, 30(5):395-398.
- CLARK, JR. 1996. Coastal Zone Management. New York, Lewis Publishers. 694p.
- CENTRO DE PREVISÃO DE TEMPO E ESTUDOS CLIMÁTICOS (CPTEC). 1998. La Niña. Relatório elaborado pelo CPTEC/INPE em 05 de Agosto de 1998. Disponível em: <http://www.cptec.inpe.br/products/laninha/laninha3p.html>. Acesso em: 25 jan. 2007.
- CONGLETON, WR, BR PEARCE, MR PARKER & BF BEAL. 1999. Maricultura siting: a GIS description of intertidal areas. *Ecological Modelling*, 116(1): 63-75.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). 1986. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Resolução n.

020, de 18 de junho de 1986. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res_2086.html. Acesso em: 25 jan. 2007.

- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 25 jan. 2007.
- CROMEY, CJ, TD NICKELL & KD BLACK. 2002. DEPOMOD – modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture*, 214(1-4):211-239.
- CULBERSON, SD & PH PIEDRAHITA. 1996. Aquaculture pond ecosystem model: temperature and dissolved oxygen prediction-mechanism and application. *Ecological Modelling*, 89(1-3):231-258.
- CUNHA, EMS. 2005. Evolución actual del litoral de Natal-RN (Brasil) y sus aplicaciones a la gestión integrada. Tese de Doutorado em Geologia Costeira, Universidade de Barcelona. 393p.
- DAY, JW, CAS HALL, WM KEMP, A YAÑEZ-ARANCIBIA & LA DEEGAN. 1989. Estuarine ecology. John Wiley & Sons. 558p.
- D'INCAO, F & EG REIS. 2002. Community based management and technical advice in Patos Lagoon estuary (Brazil). *Ocean and Coastal Management*, 45(8):531-539.
- DIAS, RA. 2002. Salinidade, Temperatura, Oxigênio Dissolvido e Descarga Fluvial do estuário da Lagoa dos Patos. Trabalho de Conclusão do Curso de graduação em Oceanologia, Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 41p.
- DOCHODA, M, D DODGE, J HARTIG, M HORA, G WHELAN & L TULEN. 1999. Addressing concerns for water quality impacts from large lakes aquaculture. Great Lakes Water Quality Board. Report to the International Joint Commission. Apud SIDDIQUI, SA. 2003. Wastewater treatment technology in aquaculture. *World Aquaculture*, 34(3):49-52.

- DOLCI, D & WJ WASIELESKY. 1998. Seletividade de malha para o cultivo do camarão-rosa *Penaeus paulensis* em gaiolas e cercados. Anais da Reunião Anual do Instituto de Pesca. São Paulo, Brasil, Abr.14-17. v.7. pp.53.
- DUARTE, P, R MENESES, AJS HAWKINS, M ZHU, J FANG & J GRANT. 2003. Mathematical Modelling to assess the carrying capacity for multi-species culture within coastal waters. *Ecological Modelling*, 168(1-2):109-143.
- DUDLEY, RW, VG PANCHANG & CR NEWELL. 2000. Application of a comprehensive modeling strategy for the management of net-pen aquaculture waste transport. *Aquaculture*, 187(3-4):319-349.
- ELLIOTT, JM & MA HURLEY. 1997. A functional model for maximum growth of Atlantic Salmon parr, *Salmo salar*, from two populations in northwest England. *Functional Ecology*, 11(5):592-603.
- EMERSON, C. 1999. Aquaculture Impacts on the Environment. Disponível em: <http://www.csa.com/discoveryguides/aquacult/overview.php>. Acesso em: 25 jan. 2007.
- ESTAÇÃO METEORÓLOGICA DA FURG. 2006. Dados de direção do vento medidos pela estação automática. Disponível em <http://www.meteorologia.furg.br/estaut/est-med2.php>.
- ESTEVES, FA. 1988. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência. 2.ed. 602p.
- FRANCO, AR, JG FERREIRA & AM NOBRE. 2006. Development of a growth model for penaeid shrimp. *Aquaculture*, 259(1-4): 268-277.
- FREITAS, DM. 2003. Bases técnicas para o planejamento espacial da atividade de cultivo de camarão em cercados no estuário da Lagoa dos Patos (RS). Dissertação de mestrado em Ocenografia Física, Química e Geológica, Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 230p.
- FROES, C.N. 2006. Efeitos de dietas práticas com diferentes níveis de proteína na sobrevivência e crescimento do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez Farfante, 1967). Dissertação de Mestrado em Aqüicultura, Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 32 p.

- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE ROESSLER (FEPAM). 1995. Enquadramento dos recursos hídricos da parte sul do Estuário da Laguna dos Patos. Portaria SSMA n.7 de 24/05/1995. Normal Técnica 003/95. Diário Oficial da União.
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE ROESSLER (FEPAM). 2007. Glossário Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/licenciamento/area4/16.asp?letra=E>. Acesso em: 17 fev. 2007.
- FUNGE-SMITH, SJ. 1996. Water and sediment quality in different intensive shrimp culture systems in Southern Thailand. Retrieved November 13, 2004. Disponível em: <http://www.dfid.stir.ac.uk/Afgrp/report05.htm#R6011>. Acesso em: 25 jan. 2007.
- FUNGE-SMITH, SJ & MRP BRIGGS. 1998. Nutrient budgets in intensive shrimp ponds: implications for sustainability. *Aquaculture*, 164(1-4):117-133.
- FURTADO, O. 2003. Um estudo com professores da rede pública de ensino, sobre a utilização da modelagem computacional semiquantitativa em tópicos do currículo escolar, para a construção de uma proposta de educação ambiental. Dissertação de Mestrado em educação ambiental, Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 250p.
- GARCIA, CA. 1998. O ambiente e a biota do estuário da Lagoa dos Patos: Características hidrográficas. In: SEELIGER, U, C ODEBRECHT & JP CASTELLO (Eds.). Os ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. Rio Grande. pp.13-70.
- GINOT, V, J-C HERVE. 1994. Estimating the parameters of dissolved oxygen dynamics in shallow ponds. *Ecological Modelling*, 73(3-4): 169-187.
- GIORDANO, PB, IO MONTEIRO & EHL FERNANDES. 2006. Modelagem Hidrodinâmica das áreas rasas do estuário da Lagoa dos Patos. *VI Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar*, Puerto Madryn.
- GODDARD, S. 1996. Feed Management In Intensive Aquaculture. New York, Chapman & Hall. 194p.

- GOMEZ-GALINDO, C. 2000. A nitrogen-based assessment of aquaculture: Shrimp farming in northwest México. Tese de Doutorado em Filosofia, Universidade de British Columbia.135p.
- GONZÁLEZ, M, P GYSSELS, J MADER, Á BORJA, I GALPARSORO & A URIARTE. 2002. La modelización numérica de la dispersión de productos de desecho vertidos desde explotaciones de acuicultura: una herramienta para la adecuada gestión medioambiental del sector. *Boletín. Instituto Español de Oceanografía*, 18(1-4):59-65.
- HAIMOVICI, M, JP CASTELLO & CM VOOREN. 1998. Pescarias. In: SEELIGER, U, C ODEBRECHT & JP CASTELLO (Eds.). Os ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. Rio Grande. pp.205-218.
- HALL, CAS & JW DAY. 1977. Ecosystem Modeling in Theory and Practice: An Introduction with Case Histories. Apud JAMU, DM & RH PIEDRAHITA. 2002b. An organic matter and nitrogen dynamics model for the ecological analysis of integrate aquaculture/agriculture systems: II. Model evaluation and application. *Environmental Modelling & Software*, 17(6):583-592.
- HANDY, RD, MG POXTON. 1993. Nitrogen pollution in mariculture: toxicity and excretion of nitrogenous compounds by marine fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3:205-241.
- HANNON, B & M RUTH. 1997. Modeling dynamic biological systems. New York, Springer-Verlag New York Inc. 399p.
- HARGREAVES, JA. 1998. Nitrogen biochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture*, 166(3-4):181-212.
- HENDERSON, A, S GAMITO, I KARAKASSIS, P PEDERSON & A SMAAL. 2001. Use of hidrodynamic and benthic models for managing environmental impacts of marine aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology*, 17(4):163-172.
- HODGKISS, IJ & KC HO. 1997. Are changes in N:P ratios in costal waters the key to increased red tide blooms? *Hydrobiologia*, 352(1-3):141-147.
- HOPKINS, JS, RD HAMILTON II, PA SANDIFER, CL BROWDY & AD STOKES. 1993. Effect of water exchange rate on production, water quality, effluent

- characteristics and nitrogen budgets of intensive shrimp ponds. *Journal of the World Aquaculture Society*, 24(3):304-320.
- INGMANSON, DE & WJ WALLACE. 1985. *Oceanography. An Introduction*. Belmont, Wadsworth Publishing Company. 5.ed. 495p.
- ISLAM, MdS. 2005. Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. *Marine Pollution Bulletin*, 50(1):48-61.
- JACKSON, CJ & Y-G WANG. 1998. Modelling growth rate of *Penaeus monodon* Fabricius in intensively managed ponds: effects of temperature, pond age and stocking density. *Aquaculture Research*, 29(1):27-36.
- JAMU, DM & RH PIEDRAHITA. 2002a. An organic matter and nitrogen dynamics model for the ecological analysis of integrate aquaculture/agriculture systems: I. Model development and calibration. *Environmental Modelling & Software*, 17(6):571-582.
- JAMU, DM & RH PIEDRAHITA. 2002b. An organic matter and nitrogen dynamics model for the ecological analysis of integrate aquaculture/agriculture systems: II. Model evaluation and application. *Environmental Modelling & Software*, 17(6):583-592.
- JIANG, W & MT GIBBS. 2005. Predicting the carrying capacity of bivalve shellfish culture using a steady, linear food web model. *Aquaculture*, 244(1-4): 171-185.
- JIMÉNEZ-MONTEALEGRE, R, MCJ VERDEGEM, A VAN DAM & JAJ VERRETH. 2002. Conceptualization and validation of a dynamic model for the simulation of nitrogen transformations and fluxes in fish ponds. *Ecological Modelling*, 147(2):123-152.
- JONES, DB. 1931. Factors for converting percentages of nitrogen in foods and feeds into percentages of protein. *USDA Circ.*, 183:1-21. Apud LOURENÇO, SO, E BARBARINO, JC DE-PAULA, LOS PEREIRA & UML MARQUEZ. 2002. Amino acid composition, protein content and calculation of nitrogen-to-protein conversion factors for 19 tropical seaweeds. *Phycological Research*, 50(3):233-241.
- JORGENSEN, SE. 1994. *Fundamentals of ecological modelling*. Amsterdam, Elsevier. 2.ed. 628p.

- KIBRIA, G, D NUGEGODA, R FAIRCLOUGH & P LAM. 1998. Can nitrogen pollution from aquaculture be reduced? *Naga*, 21(1):17-25.
- KURTZ DOS SANTOS, AC, Y CHO, IS ARAUJO & GP GOLÇALVES. 2002. Modelagem Computacional utilizando Stella considerações teóricas e aplicações em gerenciamento, física e ecologia de sistemas. Rio Grande, Ed. FURG. 10p.
- LACERDA, LD, AG VAISMAN, LP MAIA, CAR SILVA & EMS CUNHA. 2006. Relative importance of nitrogen and phosphorus emissions from shrimp farming and other anthropogenic sources for six estuaries along the NE Brazilian coast. *Aquaculture*, 253(1-4):433-446.
- LEFEBVRE, S, C BACHER, A MEURET & J HUSSENOT. 2001. Modeling approach of nitrogen and phosphorus exchanges at the sediment-water interface of an intensive fishpond system. *Aquaculture*, 195(3-4):279-297.
- LOPHAVEN, S, J CARSTENSEN & H ROOTZÉN. 2006. Stochastic modelling of dissolved inorganic nitrogen in space and time. *Ecological Modelling*, 193(3-4):467-478.
- LORENZEN, K, J STRUVE & VJ COWAN. 1997. Impact of farming intensity and water management on nitrogen dynamics in intensive pond culture: a mathematical model applied to Thai commercial shrimp farms. *Aquaculture Research*, 28(7):493-507.
- LORENZEN, K. 1999. Nitrogen recovery from shrimp pond effluent: dissolved nitrogen removal has greater overall potential than particulate nitrogen removal, but requires higher rates of water exchange than presently used. *Aquaculture Research*, 30(1-2):923-927.
- LOURENÇO, SO, E BARBARINO, JC DE-PAULA, LOS PEREIRA & UML MARQUEZ. 2002. Amino acid composition, protein content and calculation of nitrogen-to-protein conversion factors for 19 tropical seaweeds. *Phycological Research*, 50(3):233-241.
- LUPATSCH, I & GW KISSIL. 1998. Predicting aquaculture waste from gilthead sea bream (*Sparus aurata*) culture using nutritional approach. *Aquatic Living Resource*, 11(4):265-268.

- MARCHIORI, MA. 1996. Guia ilustrado de maturação e larvicultura do camarão rosa *Penaeus paulensis* Perez-Farfante, 1967. Rio Grande, Ed. FURG. 79p.
- MARCHIORI, MA, DB DOLCI & T ALVES. 1982. Observations of some ecological parameters to asses the suitability to aquaculture of an estuarine inlet in the Patos Lagoon, Rio Grande, Brazil. *Simpósio Internacional sobre utilização de ecossistemas costeiros: planejamento, poluição e produtividade*, Rio Grande, RS. pp.70.
- MATA, MM & OOJr MÖLLER. 1993. Sobre o tempo de descarga do estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica*, 15:37-48.
- McKINDSEY, CW, H THETMEYER, T LANDRY & W SILVERT. 2006. Review of recent carrying capacity models for bivalve culture and recommendations for research and management. *Aquaculture*, 261(2):451-462.
- MIRANDA, KC. 1997. Efeito da amônia na sobrevivência e crescimento de juvenis de camarão rosa *Penaeus paulensis* Pérez-Farfante, 1967 (Crustácea-Decápoda). Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica, Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 122p.
- MÖLLER, OOJr, JA LORENZZETTI, JL STECH & MM MATA. 1996. The Patos Lagoon summertime circulation and dynamics. *Continental Shelf Research*, 16(3):335-351.
- MÖLLER, OOJr & P CASTING. 1999. Hydrographical Characteristics of the Estuarine Area of Patos Lagoon (301S, Brazil). In: PERILLO, GME & MD PICCOLO (Eds.). *Estuaries of South America (their Geomorphology and Dynamics) – Environmental Science*. Berlim, Springer. pp.83-100.
- MÖLLER, OOJr, P CASTAING, JC SALOMON & P LAZURE. 2001. The influence of local and non-local forcing effects on the subdital circulation of Patos Lagoon. *Estuaries*, 24(2):297-311.
- MONTEIRO, IO, ML PEARSON, OOJr MÖLLER & EHL FERNANDES. 2005. Hidrodinâmica do Saco da Mangueira: mecanismos que controlam as trocas com o estuário da Lagoa dos Patos. *Atlântica*, 27(2):87-101.
- MONTOYA, RA, AL LAWRENCE, WE GRANT & M VELASO. 1999. Simulation of nitrogen dynamics and shirmp growth in an intensive shirmp culture system: effects of feed and feeding parameters. *Ecological Modelling*, 122(1-2):81-95.

- NATH, SS, JP BOLTE, LG ROSS & JA MANJARREZ. 2000. Applications of Geographical information systems (GIS) for spatial decision support in aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 23(1-3):233-278.
- NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION'S (NOAA). 2005. Nacional Weather Service. Climate Prediction Center. Predicting and Monitoring. Disponível em: http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensofaq.shtml#pred_mon. Acesso em: 25 jan. 2007.
- NEELLAMKAVIL, F. 1987. Computer Simulation and Modeling. New York, Jon Wiley & Sons. Apud KURTZ DOS SANTOS, AC. 1995. Introdução a Modelagem Computacional na Educação. Rio Grande, Ed. FURG.
- NIELSEN, SN, PN ANASTÁCIO, AF FRIAS & AFJC MARQUES. 1999. CRISP-crayfish rice integrated system of production. 5. Simulation of nitrogen dynamics. *Ecological Modelling*, 123: (1) 41-52.
- NIENCHESKI, LF & HL WINDOM. 1994. Distribution of particulate trace metal in Patos Lagoon estuary (Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, 28(2): 96-102.
- NIENCHESKI, LF & MGZ BAUMGARTEN. 1998. O ambiente e a biota do estuário da Lagoa dos Patos – química ambiental. In: SEELIGER, U, C ODEBRECHT & JP CASTELLO (Eds.). Os ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. Rio Grande. pp.21-25
- ODUM, EP. 1983. Ecologia. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan. 434p.
- PÁDUA, HB. 1996. ÁGUA – Parte V: Nitrogênio albuminóide; N. amoniacal; N Total Kjeldahl; Nitrito; Nitrato. Disponível em: <http://www.ruralnet.com.br/Artigos/default.asp?artigo=481&filtro=1>. Acesso em: 25 jan. 2007.
- PÁEZ-OSUNA, F. 2001a. The environmental impact of shrimp aquaculture: a global perspective. *Environmental Pollution*, 112(2):229-231.
- PÁEZ-OSUNA, F. 2001b. The Environmental Impact of Shrimp Aquaculture: Causes, Effects, and Mitigating Alternatives. *Environmental Management*, 28(1):131-140.

- PAPATRYPHON, E, J PETIT, HMGVD WERF, KJ SADASIVAN & K CLAVER. 2005. Nutrient-Balance Modeling as a Tool for Environmental Management in Aquaculture: The Case of Trout Farming in France. *Environmental Management*, 35(2): 161-174.
- PEIXOTO, S. 2004. Avanços nas Técnicas de Reprodução do Camarão-Rosa *Farfantepenaeus paulensis* (CRUSTACEA-DECAPODA) em cativeiro. Tese de doutorado em Oceanografia Biológica, Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 78p.
- PEIXOTO, S, W WASIELESKY & L LOUZADA. 2003. Comparative analysis of pink shrimp, *Farfantepenaeus paulensis*, and Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, culture in extreme southern Brazil. *Journal of Applied Aquaculture*, 14:101-111.
- PÉREZ, OM, TC TELFER, MCM BEVERIDGE & LG ROSS. 2002. Geographical information systems (GIS) as a simple tool to aid modeling of particulate waste distribution at marine fish cage sites. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54(4):761-768.
- PHILLIPS, MJ, CK LIN & MCM BEVERIDGE. 1993. Shrimp culture and the environment: lessons from the world's most rapidly expanding warmwater aquaculture sector. In: PULLIN, RSV, H ROSENTHAL & JL MACLEAN (Eds.). Environment and Aquaculture in Developing Countries. ICLARM Conference Proceedings 31.
- PILLAY, TVR. 1992. Aquaculture and the Environment. New York, Halsted Press.
- POERSCH, LH. 2004. Aquacultura no estuário da Lagoa dos Patos e sua influência sobre o meio ambiente aquático. Tese de doutorado em Oceanografia Biológica, Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 147p.
- PRIMAVERA, JH. 1993. A critical review of shrim pond culture in the Philippines. *Reviews in Fisheries Science*, 1:151-201.
- PRIMAVERA, JH. 1997. Socio-economic impacts of shrimp culture. *Aquaculture Research*, 28(10):815-827.
- REABURN, R & S EDWARDS. 2003. Modelling the growth of cultured greenlip abalone (*Haliotis laevigata* Leach): practical modes of measurement. *Aquaculture Research*, 34(3):253-259.

- REBECCA, G & T TRIPLETT. 1997. Murky waters: Environmental effects of aquaculture in the United States. Waste Treatment Methods in Aquaculture. Environmental Defense Fund Publication Washington, District of Columbia, USA. Apud SIDDIQUI, SA. 2003. Wastewater treatment technology in aquaculture. *World Aquaculture*, 34(3):49-52.
- REIS, EG, PC VIEIRA & VS DUARTE. 1994. Pesca artesanal de teleósteos no estuário da Lagoa dos Patos e costa do Rio Grande do Sul. *Atlântica*, (16):69-86.
- RICHMOND, B. 2005. An Academic User's Guide to STELLA™. Isee Systems, Inc. Disponível em: <http://www.iseesystems.com/community/downloads/tutorials/stella.aspx>. Acesso em 20 fev. 2007.
- RILEY, D. 1990. Learning About Systems by Making Models. *Computers and Education*, 15(1-3):255-263.
- RONDÓN, EOO, AE MURAKAMI & ES SAKAGUTI. 2002. Modelagem Computacional para Produção e Pesquisa em Avicultura. *Revista Brasileira de Ciência Avícola*, 4(1):199-207.
- RYTHER, JH & WM DUSTAN. 1971. Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science*, 171:1008-1013.
- RODRIGUES, JAF. 1903. As Embocaduras das Lagoas: com aplicação a barra do Rio Grande do Sul. Relatório não publicado. Escola Polytechnica. São Paulo, Brasil. 77p. Apud. BONILHA, LEC. 1996. Modelo Ecológico da Coluna D'água do Estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil) – MELP: Uma Abordagem Sistêmica e Integrada Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica. Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 274p.
- SANDIFER, PA & JS HOPKINS. 1996. Conceptual Design of a Sustainable Pond-based Shrimp Culture System. *Aquacultural Engineering*, 15(1):41-52.
- SCHENDEL, EK, SE MORDSTROM & LM LAVKULICH. 2004. Floc and sediment properties and their environmental distribution from a marine fish farm. *Aquaculture Research*, 35(5):483-493.
- SEELIGER, U & B KJERFVE. 2001. Coastal marine ecosystems of Latin America. Berlin, Springer-Verlag. 360p.

- SEELIGER, U, CORDAZZO, C & BARCELLOS, L. 2004. Areias do albardão: um guia ecológico ilustrado do litoral no extremo sul do Brasil. Rio Grande: Ecoscientia 96p. il.
- SKOVSMOSE, O. 1988. Mathematics as Part of Technology. Elements of a philosophy of an Applied Oriented Mathematical Education. *Educations Studies in Mathematics*, 19(1):23-41.
- SMYTH, CS. 1998. A representational framework for geographic modeling. In: MAX J EGENHOFER & REGINALD G GOLLEDGE (Eds.). Spatial and temporal reasoning in geographic information systems. New York, Oxford University Press.
- SOARES, R, S PEIXOTO, C BEMVENUTI, W WASIELESKY, F D'INCAO, N MURCIA & S SUITA. 2004. Composition and abundance of invertebrate benthic fauna in *Farfantepenaeus paulensis* culture pens (Patos Lagoon estuary, Southern Brazil). *Aquaculture*, 239(1-4):199-215.
- SOARES, R, S PEIXOTO, W WASIELESKY & F D'INCAO. 2005. Feeding rhythms and diet of *Farfantepenaeus paulensis* under pen culture in Patos Lagoon estuary, Brazil. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*: 322(2):167-176.
- STIGEBRANDT, A, J AURE, A ERVIK & PK HANSEN. 2004. Regulation of the local environmental impact of intensive marine fish farming III. A model for estimation of the holding capacity in the Modelling-Ongoing fish farm – Monitoring system. *Aquaculture*, 234(1-4):239-261.
- SWARTZMAN, GL & SP KALUZNY. 1987. Ecological simulation primer. Macmillan Publishing Company, New York, 370pp.
- TEIXEIRA DA SILVA, E. 1995. Modelo ecológico de fundos vegetados dominados por *Ruppia maritima* L. (Potamogetonaceae) do estuário da Lagoa dos Patos. Tese de doutorado em Oceanografia Biológica, Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 210p.
- TEIXEIRA DA SILVA, E & LM ASMUS. 2001. A dynamic simulation model of the widgeon grass *Ruppia maritima* and its epiphytes in the estuary of the Patos Lagoon, RS, Brazil. *Ecological Modelling*, 137: (2-3)161-179.
- TOMASSO, JR. 1994. Toxicity of nitrogenous wastes to aquaculture animals. *Reviews in Fisheries Science*, 2(4):291-314.

- TRAIN, D. 1979. Quality Criteria for Water. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, USA. FREITAS, DM. 2003. Bases técnicas para o planejamento espacial da atividade de cultivo de camarão em cercados no estuário da Lagoa dos Patos (RS). Dissertação de mestrado em Ocenografia Física, Química e Geológica. Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 230p.
- VALENTIN, JL & MA GUIMARÃES. 2004. A Modelagem Ecológica em Limnologia. In: BICUDO, CEM & DC BICUDO (Org.). Amostragem em Limnologia. São Carlos, Rima, Cap. 6:109-119.
- VELASCO, M, A LAWRENCE & WH NEILL. 1998. Development of a static- water ecoassay with microcosm tanks for postlarval *Penaeus vannamei*. *Aquaculture*, 161:(1-4) 79-87.
- VELDKAMP, A & EF LAMBIN. 2001. Predicting land-use Change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85(1-3):1-6.
- VIADERO, RCJr, JH CUNNINGHAM, KJ SEMMENS & AE TIERNEY. 2005. Effluent and production impacts of flow-through aquaculture operations in West Virginia. *Aquacultural Engineering*, 33(4):258-270.
- VILAS BOAS, DF. 1990. Distribuição e comportamento dos Sais Nutrientes. Elementos Maiores e Metais Pesados na Lagoa dos Patos-RS. Rio Grande, FURG. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica, Fundação Universidade Federal do Rio Grande.122p.
- VON BERTALANFFY, L. 1968. Teoria Geral dos Sistemas. Rio de Janeiro, Vozes.
- VON IHERING, H. 2003. A Lagoa dos Patos no século XIX na visão do naturalista Hermann Von Ihering / compilado e traduzido por Clarisse Odebrecht. Rio Grande, Ecoscientia. 100p.
- VON SPERLING, M. 1996. Princípios do tratamento biológico de águas residuais: Princípios básicos do tratamento de esgoto. Belo Horizonte, Ed. UFMG. v.2. 211p.
- WASIELESKY, WJ. 1999. Produção do Camarão Marinho *Penaeus paulensis* no Sul do Brasil: Cultivo em Estruturas Alternativas. In: Oceanos: Fontes de Alimentos. Prêmio Jovem Cientista 1997, CNPQ, Fundação Roberto Marinho, Grupo Gerdau, pp.53-106.

- WASIELESKY, WJ. 2000. Cultivo de Juvenis do Camarão Rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Decapoda-Penaeidae) no Estuário da Lagoa dos Patos: efeitos dos parâmetros ambientais. Tese de Doutorado em Oceanografia Biológica, Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 199p.
- WASIELESKY, WJ, LH POERSCH, L JENSEN & A BIANCHINI. 2001. Effect of stocking density on pen reared pink shirmp *Farfantepenaeus paulensis* (Perez- Farfante, 1967) (Decapoda, Penaeidae). *Nauplius*, 9(2):163-167.
- WASIELESKY, WJ, RO CAVALLI, MH SANTOS, S PEIXOTO. 2002. O Camarão Rosa nos Cercados do Sul do Brasil. *Panorama da Aqüicultura*, 12(73):31-35.
- WASIELESKY, WJ, RO CAVALLI, MHS SANTOS & S PEIXOTO. 2003. Ten years of research on the development of alternative culture systems for *Farfantepenaeus paulensis* in southern Brasil. *Anais do World Aquaculture 2003*, Salvador, Brazil. v.2. pp.828.
- WASIELESKY, WJ, S PEIXOTO, L JENSEN, LH POERSC & A BIANCHINI. 2004. Estudo preliminar do cultivo do camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* em cercados no Estuário da Lagoa dos Patos. *Boletim do Instituto de Pesca*, 30(1):63-70.
- YASUHARA, T & K NOKIHARA. 2001. High-throughput analysis of total nitrogen content that replaces the classic kjeldahl method. *Journal of Agricultural and Food Chemical*, 49(10):4581-4583.

“Fiz o que estava ao meu alcance, façam melhor os mais capazes.”

Licius Castro Lessa de Moraes, 2002.