

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ALICE MARA FERREIRA DA CONCEIÇÃO SANTANA



**MODELAGEM NUMÉRICA DA DISPERSÃO DE
EFLUENTES DE CARCINICULTURA NO ESTUÁRIO
DO RIO POTENGI - RN**

CURITIBA, 2017

ALICE MARA FERREIRA DA CONCEIÇÃO SANTANA

**MODELAGEM NUMÉRICA DA DISPERSÃO DE
EFLUENTES DE CARCINICULTURA NO
ESTUÁRIO DO RIO POTENGI - RN**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Mestra em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Cynara de Lourdes da Nóbrega Cunha

CURITIBA, 2017

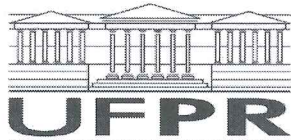
SA232m Santana, Alice Mara Ferreira da Conceição
Modelagem numérica da dispersão de efluentes de carcinicultura no estuário do rio Rotengi -
RN / Alice Mara Ferreira da Conceição Santana. – Curitiba, 2017.
121 f. : il. color. ; 30 cm.

Dissertação - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Ambiental, 2017.

Orientadora: Cynara de Lourdes da Nóbrega Cunha.

1. Circulação hidrodinâmica. 2. Rio Potengi (RN). 3. Água – Controle de qualidade.
4. SisBaHiA®. I. Universidade Federal do Paraná. II. Cunha, Cynara de Lourdes da
Nóbrega. III. Título.

CDD: 551



TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **ALICE MARA FERREIRA DA CONCEIÇÃO SANTANA** intitulada: **Modelagem numérica da dispersão de efluentes de carcinicultura no estuário do rio Potengi - RN**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua aprovar no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 13 de Setembro de 2017.

CYNARA DE LOURDES DA NÓBREGA CUNHA
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)

ADA CRISTINA SCUDELARI
Avaliador Externo (UFRN)

MAURÍCIO FELGA GOBBI
Avaliador Interno (UFPR)

RESUMO

Este trabalho mostra a dispersão de efluentes de carcinicultura no estuário do rio Potengi-RN, utilizando o SisBaHiA[®] (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental), sistema desenvolvido na Universidade Federal do Rio de Janeiro, que reúne vários modelos computacionais que podem ser usados para modelagem ambiental de corpos d'água naturais. Neste trabalho é simulado o transporte das seguintes variáveis de estado: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio e fósforo. As simulações são desenvolvidas considerando dois cenários, um deles sem as cargas advindas dos sistemas de cultivo de camarão. Para o cenário que recebe as cargas da carcinicultura, é feita uma simulação de longo período, sendo possível analisar os efeitos do lançamento dos efluentes dos viveiros considerando uma escala de tempo maior. Os resultados obtidos pelo modelo mostram que existe uma grande variabilidade espacial dos padrões de circulação, sendo que o estuário apresenta majoritariamente baixas velocidades. O campo de correntes residual mostrou que as velocidades residuais são baixas, com a formação de vórtices em vários trechos do canal e uma tendência de vazante. O cenário com lançamento das cargas de carcinicultura mostrou que o estuário apresenta pior qualidade do que o cenário sem as cargas, sendo oxigênio dissolvido, DBO e nitrato, as variáveis de estado com alterações mais significativas. Na simulação de longo período constatou-se que não há acúmulo das variáveis de estado analisadas com o passar dos anos. Como não foi possível calibrar e validar os modelos, os resultados apresentados neste trabalho devem ser considerados qualitativamente.

Palavras-Chave – Circulação hidrodinâmica, qualidade da água, modelagem computacional, SisBaHiA[®].

ABSTRACT

The present study shows the dispersion of shrimp effluents in the Potengi river estuary, using the SisBaHiA[®] (in Portuguese, Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental), a system developed at the Federal University of Rio de Janeiro, which brings together several computational models that can be used for modeling natural water bodies. In this work the transport of the following parameters of water quality are simulated: dissolved oxygen, biochemical demand of oxygen, nitrogen and phosphorus. The simulations are developed considering two scenarios, one without the loads coming from the shrimp farming systems. For the scenario that receives the shrimp farming loads, a long period simulation is made, being possible to analyze the effects of the launching of the effluent from the farms considering a longer time scale. The results obtained by the model show that there is a great spatial variability of the circulation patterns, but much of the estuary presents low speeds. The field of residual currents showed that the values are low, with the formation of vortices in several sections of the channel and an ebb tendency. The scenario with the launch of shrimp loads showed that the estuary presents worse quality than the scenario without the loads, and oxygen dissolved, BOD and nitrate the substances with more significant alterations. In the simulation of long period, it was verified that there is no accumulation of substances with the passage of the years.

Keywords – Hydrodynamic circulation, water quality, computational modelling. SisBaHiA[®].

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Processos cinéticos considerados no ciclo do nitrogênio.	29
Figura 2.2 - Processos cinéticos considerados no ciclo do fósforo.	29
Figura 2.3 - Processos cinéticos considerados no ciclo OD-DBO.	30
Figura 2.4 - Localização da área de estudo.	31
Figura 2.5 - Evolução da ocupação do solo por carcinicultura.	34
Figura 3.1 - Domínio de modelagem e a malha	36
Figura 3.2 - Visualização da topografia de fundo no domínio de modelagem.....	37
Figura 3.3 - Valores de amplitude da rugosidade de fundo no domínio.	38
Figura 3.4 - Curva de maré para 30 dias, a partir de 01/01/2008.	40
Figura 3.5 - Localização da estação fluviométrica Telha no Rio Grande do Norte.	41
Figura 3.6 - Vazões médias mensais calculadas com dados da estação Telha.	41
Figura 3.7 - Localização das áreas CARCI no ano de 2008.....	42
Figura 3.8 - Variação temporal das vazões das áreas CARCI ao longo de um ano.	43
Figura 3.9 - Localização da estação automática Natal- A304 do INMET.	44
Figura 3.10 - Rosa dos ventos do ano de 2008.....	44
Figura 3.11 - Velocidade do vento no ano de 2008.....	45
Figura 3.12 - Localização das Estações de Monitoramento do IDEMA.....	46
Figura 3.13 - Variação temporal das concentrações de DBO nos viveiros	47
Figura 3.14 - Dados medidos de OD, DBO, nitrato e amônia pelo IDEMA	52
Figura 4.1 - Localização das Estações de armazenamento das séries temporais.	58
Figura 4.2 - Curva de maré no mês de julho.	59
Figura 4.3 - Curva de maré no mês de novembro.	59
Figura 4.4 - Posição da superfície livre da água no mês de julho.	61
Figura 4.5 - Posição da superfície livre da água no mês de novembro.	62
Figura 4.6 - Campo de correntes nos instantes de MME e PM (julho).	63
Figura 4.7 - Campo de correntes nos instantes de MMV e BM (julho).	64
Figura 4.8 - Campo de correntes nos instantes de MME e PM (novembro).	65
Figura 4.9 - Campo de correntes nos instantes de MMV e BM (novembro).	66
Figura 4.10 - Valores de elevação e das componentes da velocidade (Carcinicultura).	67
Figura 4.11 - Componente N-S da velocidade ao longo de todo o ano.....	69
Figura 4.12 - Componente E-W da velocidade ao longo de todo o ano.....	70
Figura 4.13 - Diagramas de dispersão de correntes.....	72
Figura 4.14 - Campos de correntes residuais no período de sizígia.	74
Figura 4.15 - Campos de correntes residuais no período de quadratura.....	76
Figura 4.16 - Detalhes do campo de correntes residuais no Trecho 1.....	78
Figura 4.17 - Detalhes do campo de correntes residuais no Trecho 2.....	79
Figura 4.18 - Formação de vórtices no detalhe da saída do estuário para o mar.....	80
Figura 4.19 - Tempo de residência no estuário do rio Potengi, em dias.	81
Figura 4.20 - Distribuição de salinidade no domínio após 30 dias de simulação.....	83
Figura 4.21 - Distribuição de temperatura no domínio após 30 dias de simulação.....	83
Figura 4.22 - Comparação as concentrações de OD.....	85
Figura 4.23 - Comparação as concentrações de DBO	86
Figura 4.24 - Comparação as concentrações de amônia	87
Figura 4.25 - Comparação as concentrações de nitrato	88
Figura 4.26 - Comparação as concentrações de fósforo total.....	89
Figura 4.27 - Carga de fósforo total do rio Potengi.....	91
Figura 4.28 - Erro absoluto entre os resultados antes e após alteração dos parâmetros.....	92
Figura 4.30 - Distribuição espacial das concentrações de OD.	96

Figura 4.31 - Distribuição espacial das concentrações de DBO.....	97
Figura 4.32 - Distribuição espacial das concentrações de nitrato.....	98
Figura 4.33 - Distribuição espacial das concentrações de amônia.	99
Figura 4.34 - Distribuição espacial das concentrações de nitrogênio orgânico.....	100
Figura 4.35 - Distribuição espacial das concentrações de fósforo inorgânico	101
Figura 4.36 - Distribuição espacial das concentrações de fósforo orgânico	102
Figura 4.37 - Série temporal de valores das concentrações de OD	104
Figura 4.38 - Série temporal de valores das concentrações de DBO.	105
Figura 4.39 - Série temporal de valores das concentrações de nitrato	106
Figura 4.40 - Série temporal de valores das concentrações de fósforo inorgânico	107
Figura 4.41 - Isolinhas de persistência de OD <5,0 mg/L (Branco).....	109
Figura 4.42 - Isolinhas de persistência de OD <5,0 mg/L (Carcinicultura)	110
Figura 4.43 - Séries temporais de valores de salinidade e de temperatura (LP).....	111
Figura 4.44 - Séries temporais de valores de OD e DBO (LP).	111
Figura 4.45 - Séries temporais de valores de nitrato e fósforo inorgânico (LP).....	112
Figura 4.46 - Isolinhas de persistência de OD < 5,0 mg/L (LP).	113

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Percentual de renovação da água dos viveiros	19
Tabela 2.2 - Compostos que podem ser simulados no módulo de qualidade da água (SisBaHiA).....	26
Tabela 2.3 - Precipitação acumulada anual (mm) na área de estudo em 2009.....	32
Tabela 3.1 –Constantes harmônicas utilizadas pelo SisBaHiA para gerar a maré astronômica.....	39
Tabela 3.2 - Informações sobre as áreas CARCI.	43
Tabela 3.3 - Informações sobre os efluentes de carcinicultura	48
Tabela 3.4 - Definição dos cenários de modelagem.....	48
Tabela 3.5 - Coeficientes, taxas e parâmetros utilizados pelo SisBaHiA.	49
Tabela 3.6 - Dados de qualidade da água utilizados como condição de contorno para os rios.....	51
Tabela 3.7 - Condições de contorno (temperatura, salinidade, amônia, nitrato e nitrogênio orgânico).53	
Tabela 3.8 - Condições de contorno (fósforo orgânico, fósforo inorgânico, OD, DBO e clorofila-a)...54	
Tabela 3.9 - Características do efluente do Canal do Baldo.....	55
Tabela 3.10 - Condições iniciais de qualidade da água.....	56
Tabela 4.1 - Descrição das regiões onde foram feitas as medições do IDEMA	84
Tabela 4.2 - Relação entre as variáveis de estado e os parâmetros do SisBaHiA	91

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	9
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
2.1	ESTUÁRIOS	12
2.2	CARCINICULTURA	14
2.3	MODELAGEM COMPUTACIONAL	22
2.3.1	Descrição do SisBaHiA [®]	25
2.4	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	30
3	MATERIAIS E MÉTODOS	35
3.1	DEFINIÇÃO DE DADOS GEOMÉTRICOS	36
3.2	DADOS SECUNDÁRIOS(MODELO DE CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA)	38
3.3	DADOS SECUNDÁRIOS (MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA)	45
3.4	DEFINIÇÃO DOS CENÁRIOS DE MODELAGEM	48
4	RESULTADOS	57
4.1	RESULTADOS DO MODELO DE CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA	58
4.2	RESULTADOS DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA	82
4.3	RESULTADOS DA SIMULAÇÃO DE LONGO PRAZO	110
5	CONCLUSÕES	114
	REFERÊNCIAS	116

1 INTRODUÇÃO

Estuários são sistemas hídricos que desempenham importantes papéis nos ecossistemas costeiros, servindo a múltiplos usos. Contudo, tão grande quanto sua relevância é sua sensibilidade às agressões antrópicas ocorridas em suas margens e em seu interior, que podem afetar profundamente a utilização destas regiões. A circulação hidrodinâmica dos estuários pode favorecer o aprisionamento de nutrientes, aumentando sua produtividade biológica em relação aos corpos d'água adjacentes e tornando este ambiente propício, entre outras coisas, ao desenvolvimento de vegetação de mangue e à criação de espécies marinhas comercializáveis.

Dentre as atividades econômicas que podem ser desenvolvidas em áreas estuarinas destaca-se a aquicultura, que em 2030 pode se tornar responsável por 62% da demanda mundial de produtos aquáticos (GAA, 2017), e a carcinicultura, atividade de cultivo de camarão, é a sua principal vertente, exercendo um importante papel nos cenários ambiental, social e econômico de diversos países.

No Brasil, este ramo da aquicultura tem ganhado importância, notadamente por atributos como a extensa costa litorânea e o clima tropical, que são bastante favoráveis ao desenvolvimento desta atividade. Em 2003, o país liderou a produtividade mundial no ramo, sendo a Região Nordeste responsável por 98% da produção nacional (ROCHA, 2011). Neste cenário, destacam-se os estados do Rio Grande do Norte e Ceará (BONINI, 2006; CUNHA, 2010).

De acordo com Rocha (2011), no Brasil, em 2009, foram utilizados para a criação de camarões 18.500 ha, quando poderiam ter sido usados cerca de 600.000 ha, mostrando que o país pode potencializar a produção de camarões, pois apresenta as condições necessárias para aproveitar esta área; entretanto, o sucesso deste aproveitamento passa pela gestão dos impactos ambientais causados pela atividade, que, em seu desenvolvimento, conta com a adição de insumos capazes de alterar a qualidade da água. Além disso, a exploração econômica da criação de camarões demanda uma grande quantidade de água, tanto para a engorda dos animais, quanto para a diluição de seus efluentes, podendo causar a deterioração ambiental de áreas estuarinas, como já ocorreu em países da Ásia, Américas Central e do Sul (BONINI, 2006). Em países como o Equador, México, China, Indonésia e Tailândia, o desequilíbrio ambiental foi tamanho que a prática da carcinicultura tornou-se

inviável (BONINI, 2006; FREITAS *et al.* 2008). Oliveira *et al.* (2006) destacam como causas dos impactos ambientais ocasionados pela prática da carcinicultura em ambientes estuarinos, entre outros fatores, a falta de controle sobre os efluentes das fazendas e falta de planejamento ambiental.

No Rio Grande do Norte, o sistema estuarino do rio Potengi, que se estende do município de Macaíba até o Forte dos Reis Magos, em Natal, capital do estado, tem suma importância para o desenvolvimento da região, sendo o maior e mais importante estuário de todo o estado. A ocupação do solo na região do estuário do rio Potengi foi realizada majoritariamente sem o planejamento adequado (CUNHA, 2010), o que exerce grande pressão sobre o ecossistema, contribuindo para sua degradação, incluindo o lançamento de efluentes de uma estação de tratamento de esgoto doméstico (ETE do Baldo) através do Canal do Baldo, e a presença de fazendas de carcinicultura. Entre 1988 e 2006, constatou-se na região do entorno do estuário do Potengi uma redução de 65,22% na cobertura vegetal, ao tempo que houve um aumento de 52,65% na área urbana, e de 452,07% nas regiões ocupadas por fazendas de carcinicultura, revelando uma brusca transformação do meio natural e da dinâmica ambiental deste estuário, com significativa contribuição da atividade camaroneira neste processo (MEDEIROS, 2009). Este crescimento vertiginoso evidencia a importância da atividade nesta área, e demanda atenção especial daqueles responsáveis pela gestão do estuário.

A gestão dos problemas ocasionados em meios estuarinos pela atividade camaroneira pode ser facilitada com o uso modelagem computacional. Usar modelos computacionais para determinar a circulação hidrodinâmica do sistema, associando-a ao transporte de contaminantes, permite analisar e prever os impactos do lançamento de efluentes na região, e estas informações podem servir de base de auxílio às decisões de gestores. Uma ferramenta que pode ser usada neste sentido é o SisBaHiA[®] (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental), sistema desenvolvido na COPPE/UFRJ, que reúne modelos computacionais que simulam a circulação hidrodinâmica e o transporte de escalares em corpos d'água naturais, cujos resultados podem contribuir para otimizar projetos e programas de planejamento, gestão e preservação destes ambientes.

Sendo assim, o principal objetivo deste trabalho é simular a dispersão dos efluentes advindos da carcinicultura no estuário do rio Potengi, identificando as áreas mais vulneráveis ao desenvolvimento desta atividade. Como objetivos específicos, têm-se a

determinação do campo de correntes residual do estuário, a definição da influência das vazões dos efluentes da carcinicultura na circulação hidrodinâmica, e os efeitos que estes efluentes podem provocar numa escala de tempo superior a 01 ano. Para tal, este trabalho determinou o transporte dos macronutrientes nitrogênio e fósforo, do oxigênio dissolvido e da matéria orgânica, escolhidos como indicadores de qualidade da água, no estuário do rio Potengi, utilizando o SisBaHiA[®]. Foram realizadas simulações considerando dois cenários: no primeiro, são consideradas as cargas de nutrientes e matéria orgânica trazidas pelos rios e pelo Canal do Baldo; o segundo utiliza as mesmas cargas do primeiro cenário somadas às cargas dos sistemas de cultivo de camarão. Nos dois cenários, os modelos foram simulados durante 01 ano. A partir do segundo cenário foi feita uma simulação de longo prazo, durante 08 anos, na qual são analisados os efeitos que o lançamento dos efluentes dos viveiros pode causar no estuário, considerando uma escala de tempo maior. As informações sobre as cargas dos efluentes dos viveiros de carcinicultura foram obtidas na literatura. Como não foi possível dispor de dados ambientais suficientes para fazer a calibração e a validação dos modelos, os resultados da modelagem apresentados neste trabalho podem ser considerados qualitativamente. Para fins de ajuste dos parâmetros do modelo, os resultados obtidos na simulação de qualidade da água são comparados com valores medidos em campanhas do Instituto de Desenvolvimento Social e Meio Ambiente (IDEMA) do estado do Rio Grande do Norte. Estes dados, disponíveis em relatórios técnicos, são resultados de análises de qualidade da água feitas em trechos dos rios Jundiá e Potengi sob influência da maré, nos meses de abril, julho e outubro de 2008.

Destaca-se que este é um trabalho acadêmico, cuja metodologia se vale de aproximações e simplificações que não traduzem fielmente a realidade local.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 ESTUÁRIOS

Os estuários são ambientes de transição nos quais há encontro e interação entre água doce (rios) com água salgada (mar). São sistemas hídricos que desempenham importantes papéis nos ecossistemas costeiros, servindo a múltiplos usos ambientais, sociais e econômicos. Muitas das grandes cidades do mundo estão localizadas nas proximidades de ambientes estuarinos, em virtude da necessidade histórica de acesso a rotas marítimas de comércio nacional e internacional (THOMAN e MUELLER, 1987). Como resultado, as regiões costeiras abrigam a maioria da população mundial, o que aumenta a importância destes ambientes, e também a pressão sobre seus recursos (BAPTISTELLI, 2008; KENNISH, 2002; MIRANDA, CASTRO e KJERFVE, 2012).

Os meios estuarinos são ambientes altamente dinâmicos, cujas águas são periodicamente renovadas em função das marés, e cujos processos de mistura são influenciados pela diferença de densidade entre as águas doce e salgada (DYER, 1973). Podem ser divididos em três zonas distintas, a saber (MIRANDA, CASTRO e KJERFVE, 2012):

- Zona de maré do rio (ZR) – região fluvial ainda sujeita à influência de maré, porém com salinidade praticamente nula;
- Zona de mistura (ZM) – região onde efetivamente ocorrem as misturas entre as águas doce e salgada;
- Zona costeira (ZC) – região do oceano que mais sofre com as ações antrópicas, formada pela pluma estuarina na plataforma continental.

Na região de transição entre a ZR e a ZM, a velocidade resultante dos movimentos das águas é praticamente nula, o que favorece a concentração de sedimentos em suspensão, formando a chamada zona de máxima turbidez (MIRANDA, CASTRO e KJERFVE, 2012). Esta condição de circulação pode promover o acúmulo de sedimentos no leito do estuário (que a médio ou longo prazo pode gerar obstáculos para a navegação), e ainda promover o aprisionamento de nutrientes nestes espaços, aumentando sua produtividade biológica em relação aos corpos d'água adjacentes (FRAGOSO JR. *et al.*, 2009).

As forças motrizes da circulação hidrodinâmica dos estuários podem ocorrer em escalas de tempo de segundos (ondas e correntes geradas pelo vento) até anos (processos globais como o El Niño), sendo que a escala dominante é em horas, gerada pela maré astronômica (MIRANDA, CASTRO e KJERFVE, 2012). Os principais componentes capazes de reger a circulação hidrodinâmica são o vento, que favorece a mistura e aeração das águas gerando ondas e correntes; a maré astronômica, que gera corrente e mistura no estuário através de processos advectivos e difusivos; e a vazão fluvial, que interfere na dinâmica do corpo d'água, contribuindo para os processos de transporte e mistura (MIRANDA, CASTRO e KJERFVE, 2012).

Em virtude da interação complexa de suas características físicas e geológicas, o escoamento em estuários é turbulento, governado pelas equações de Navier-Stokes. Uma das características deste tipo de estuário é a presença de vórtices, que por sua vez, dependem fortemente da geometria do corpo d'água (FRAGOSO JR. *et al.*, 2009).

Assim, áreas estuarinas compõem um ambiente complexo e diverso, próprio para o desenvolvimento de vegetação de mangue (MIRANDA, CASTRO e KJERFVE, 2012), e crucial para a manutenção da vida aquática, servindo de ambiente de desova e proteção para diversas espécies (THOMAN e MUELLER, 1987). Cerca de 70% das espécies de seres marinhos comercializáveis passam por estuários em algum estágio de seu desenvolvimento (AMARAL, 2003). O desenvolvimento das áreas urbanas somado à superpopulação representa uma ameaça à sustentabilidade destes dos ambientes estuarinos.

Em todo o mundo, atividades humanas vêm alterando de maneira significativa a qualidade de estuários, comprometendo seus usos, e justificando a busca por mitigar os impactos ambientais que acometem estes espaços. A exploração excessiva da aquicultura em estuários pode reduzir de forma significativa seus recursos, afetando negativamente a fauna estuarina e os seres humanos que interagem com este meio (KENNISH, 2002), além da pressão advinda de portos, deposição atmosférica, escoamento superficial e outras fontes (PARREIRA, 2012).

As regiões estuarinas de países em desenvolvimento da Ásia, África e América do Sul podem ser as que mais sofrerão nos próximos anos com lançamento de nutrientes, contaminantes químicos e matéria orgânica, além do desvio de água doce, sobrepesca e outros impactos, por possuírem controle regulatório governamental menos rigoroso do que

países mais desenvolvidos (KENNISH, 2002). Entretanto, há uma tendência crescente de preocupação com a qualidade ambiental dos estuários em diversos países, inclusive no Brasil (MIRANDA, CASTRO e KJERFVE, 2012), traduzida em leis tais quais: Lei nº 7661/1988 (BRASIL, 1988), que instituiu o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro; o Novo Código Florestal (BRASIL, 2012), que define os manguezais como área de preservação permanente em toda a sua extensão; e a Resolução CONAMA nº 312/2002, que trata do licenciamento ambiental de empreendimentos de carcinicultura em zonas costeiras. Esta última veda a atividade de carcinicultura em manguezal (Art. 2º) devido à fragilidade destes ambientes, que são áreas de preservação permanente e ecossistemas de fundamental importância na manutenção da produtividade biológica. A edição desta resolução considerou que a atividade camaroneira é potencial poluidora dos ecossistemas costeiros, e que as áreas já degradadas até então seriam passíveis de recuperação. A partir de então, construir, instalar, ampliar e colocar em funcionamento empreendimentos camaroneiros em zonas costeiras depende de licenciamento ambiental. Em 2012, dos cerca de 800 criadores de camarão em atividade no Rio Grande do Norte, 453 (57%) eram licenciados (JERÔNIMO e BALBINO, 2012).

2.2 CARCINICULTURA

A carcinicultura, cuja origem remonta à criação de crustáceos, e hoje é amplamente utilizada para se referir ao cultivo do camarão (CUNHA, 2010), tem sofrido grande expansão nos últimos anos nos cenários socioeconômico, ambiental e alimentar em diversos países, ocupando posição de destaque entre as atividades econômicas (BONINI, 2006).

A aquicultura, que teve um crescimento médio anual no mundo de 6,1% entre 2002 e 2012 (FAO, 2012), pode se tornar responsável por 62% da demanda mundial de produtos aquáticos em 2030 (GAA, 2017), e a carcinicultura, que representou 15% do valor total de produtos pesqueiros comercializados internacionalmente em 2012 (FAO, 2012), é a sua principal vertente (ROCHA, 2011). A expansão da atividade camaroneira está associada ao desenvolvimento da zona costeira, oportunizando uma fonte de renda aos moradores desta região, e evitando que os mesmos tenham que se deslocar para outras áreas para encontrar trabalho (CUNHA, 2010). Em 2006, 65% da produção de camarão do Rio Grande do Norte era feita por pequenos produtores (FAPERN, 2006). Destaca-se ainda o importante papel

deste ramo da aquicultura na geração de emprego e renda para comunidades carentes (ROCHA, 2011), tratando-se, portanto, de uma atividade econômica que pode servir como ferramenta de desenvolvimento e redução da pobreza.

A carcinicultura teve início no Japão na década de 1930, e tem ganhado importância no Brasil, cujos atributos como a extensa costa litorânea e o clima tropical são bastante favoráveis ao desenvolvimento da atividade. Tais condições têm notadamente promovido o desenvolvimento das fazendas de carcinicultura no Nordeste Brasileiro, destacando-se neste cenário os estados do Rio Grande do Norte e Ceará (CUNHA, 2010; BONINI, 2006).

Em 2003, o Brasil liderou a produtividade mundial no ramo, sendo a Região Nordeste responsável por 98% da produção nacional (ROCHA, 2011). Entre 1998 e 2003 houve um salto de mais de 58.000 toneladas nas exportações de camarão, passando de 400 toneladas a 58.450 toneladas, com receitas aumentando de US\$ 2,8 milhões para US\$ 226 milhões (ROCHA, 2015). Apesar dos excelentes resultados, o potencial da carcinicultura brasileira ainda é subaproveitado. Por exemplo, em 2009, foram utilizados para a criação de camarões 18.500 ha, quando poderiam ter sido usados cerca de 600.000 ha (ROCHA, 2011). Assim, o Brasil pode potencializar a produção de camarões, pois tem as condições necessárias para aproveitar todo esse espaço (ROCHA, 2011). Dados mais recentes mostram que uma área de 23.000 ha é ocupada por viveiros de carcinicultura no país, com a geração de 70.000 empregos diretos e indiretos (ROCHA, 2015).

O bom andamento da carcinicultura está estritamente ligado às boas condições ambientais do meio onde se encontram as fazendas de cultivo, entretanto, o controle ambiental nem sempre é considerado pelos produtores, o que leva a diversos problemas (BONINI, 2006). Uma vez que o mesmo corpo hídrico que fornece a água necessária à criação dos camarões é aquele que receberá os efluentes provenientes do desenvolvimento da atividade, em locais cuja circulação hidrodinâmica resulta numa pequena taxa de renovação das águas, a dispersão dos efluentes pode ser pouco eficiente para evitar que as fazendas de camarão reutilizem seus próprios efluentes contaminados (OLIVEIRA *et al.*, 2006), prejudicando o adequado desenvolvimento dos camarões (PIGNATARO FILHO, 2003). Assim, a carcinicultura pode servir como indicadora de poluição nos ecossistemas costeiros, já que a qualidade da água pode ser reduzida a tal ponto que impeça a sua prática (CUNHA, 2010).

Na cadeia produtiva do camarão, existem basicamente três fases: produção das larvas em laboratório, engorda do camarão nas fazendas e o processamento, que prepara o produto para comercialização. Nesta cadeia, englobam-se ainda outros segmentos, como produtores de ração e fertilizantes, equipamentos, uniformes e outros (SAMPAIO e COUTO, 2003).

O ciclo produtivo do camarão consiste nas seguintes etapas (ROCHA, 2011):

I. Maturação e larvicultura – os náuplios (primeiro estágio larval dos camarões) advêm de unidades de maturação, nas quais ocorre a reprodução. Os ovos são tratados para evitar fungos e bactérias, até a eclosão dos náuplios, que são transferidos para os tanques de larvicultura. Após um período de 18 a 20 dias, as larvas são transferidas para as unidades de cultivo.

II. Cultivo em tanques-berçário – nesta fase, é realizada a aclimação das larvas, visando adaptá-las para sobreviver nos viveiros. Dura de 10 a 15 dias.

III. Cultivo em viveiros de engorda – antes de receber as pós-larvas, os viveiros são devidamente esterilizados e abastecidos com uma nova água, filtrada com tela para evitar a entrada de predadores (peixes e siris). Neste viveiro, que poderá ser enriquecido com fertilizantes, os camarões são alimentados de 2 a 4 vezes ao dia, e ficam ali até atingir tamanho comercial. A duração desta etapa pode variar entre 70 e 150 dias. Ao fim deste período, é realizada a despesca, na qual os camarões são retidos numa rede ao tempo que o viveiro é esvaziado, na chamada despesca. A despesca é o momento crucial na carcinicultura, e quando não é bem efetuada, pode pôr toda a produção a perder. O momento ótimo para a despesca deve considerar a qualidade do camarão, que para ser comercializado, deve responder a uma série de exigências. Cerca de dois dias antes da despesca, a alimentação dos camarões é interrompida para que o intestino dos crustáceos fique limpo. Preferencialmente, a despesca é feita à noite (PIGNATARO FILHO, 2003). Os camarões podem morrer por choque térmico ao serem colocados no gelo, ou ainda imersos numa solução de metabissulfito de sódio. Este composto retira o oxigênio da água, e os camarões morrem por asfixia. Após este processamento, os camarões são acondicionados e destinados aos processamentos necessários à sua comercialização, seja ela interna ou externa. Neste ínterim, há acúmulo de matéria orgânica no fundo do viveiro, o que faz com que os produtores mantenham a área seca no intervalo entre os ciclos de

cultivo. Isto ocorre após a despesca, em períodos que variam de 7 a 20 dias, quando há a estabilização da matéria orgânica, bem como a desinfecção promovida pela ação dos raios solares (BONINI, 2006; CUNHA, 2010).

A captação de água para os viveiros dá-se, na maioria das vezes, por bombeamento, uma vez que o abastecimento pelos ciclos de maré depende das fases lunares, o que limita a profundidade dos viveiros (PIGNATARO FILHO, 2003). O tipo de solo influencia no consumo de água dos viveiros, devido à infiltração que pode ocorrer (FIGUEIREDO *et al.*, 2004). Segundo Figueiredo *et al.* (2004), a demanda hídrica da carcinicultura na região do Baixo Jaguaribe (Ceará) para ciclos de cultura de 90 dias é de 58.874 m³/ha, enquanto para o cultivo de arroz a demanda é de 33.000 m³/ha, e para o cultivo de banana, demanda-se 15.500 m³/ha. De acordo com Twilley *et al.* (1999), no estuário do rio Guayas (Equador), o bombeamento de água para a carcinicultura poderia superar a descarga do rio em períodos de seca.

A fertilização do viveiro, cujo objetivo é promover o crescimento de alimento natural para os camarões e, conseqüentemente, reduzir o uso de ração (WAINBERG, 2002 apud BONINI, 2006), ocorre porque as águas captadas para o cultivo podem ser pobres em macronutrientes. Podem ser utilizados neste processo uréia, nitrato de cálcio, superfosfato triplo e monoamônio fosfato (WAINBERG, 2002 apud BONINI, 2006). Geralmente se utiliza uma proporção N:P variando de 10:1 a 20:1, e a quantidade varia de acordo com o volume do viveiro (PIGNATARO FILHO, 2003). Esta etapa pode contribuir para o desenvolvimento de microalgas capazes de liberar toxinas prejudiciais ao desenvolvimento do camarão e à saúde humana (BONINI, 2006).

A ração é o principal poluente na aquicultura (LAWRENCE *et al.*, 2001 apud BONINI, 2006). A estimativa da quantidade de ração não assimilada pelos camarões é de 70 a 80% do fornecido (BURFORD *et al.*, 2003), e esse percentual torna-se parte do efluente lançado nos corpos receptores. Quanto pior a qualidade da ração utilizada, mais ela irá contribuir para a baixa qualidade dos efluentes dos viveiros (BONINI, 2006). Ainda que sejam de boa qualidade e fornecidas em quantidades corretas, a estimativa de conversão da ração em carne ao longo do cultivo é de 17 a 25%, sendo que a maior parte da ração fornecida contribui para deteriorar a qualidade da água (BARBIERI JÚNIOR e OSTRENSKY NETO, 2002 apud BONINI, 2006).

Quanto mais intensiva a produção de camarões, maior a quantidade de água e insumos necessários ao desenvolvimento da atividade e, conseqüentemente, mais significativos os impactos causados pelos seus efluentes (CUNHA, 2010). De acordo com Cunha (2010) e Bonini (2006), as características que definem os principais sistemas de cultivo são:

- i. Extensivo – Pequena produção, com o cultivo de até 5 camarões por metro quadrado, sem uso de aeradores artificiais, fertilizantes e ração nos viveiros;
- ii. Semiextensivo – Cultivo de 6 a 10 camarões por metro quadrado, com uso de aeradores e pouca quantidade de fertilizante e ração;
- iii. Semi-intensivo – Cultivo de 11 a 20 camarões por metro quadrado, com uso de aeradores artificiais, e quantidade intermediária de fertilizante e ração;
- iv. Intensivo – Acima de 20 camarões por metro quadrado, com o maior consumo de aeração artificial e insumos.

A aeração dos viveiros, realizada de forma mecânica, é uma prática que visa manter o teor de oxigênio da água em níveis adequados para o desenvolvimento dos camarões (BOYD, 1989 apud CUNHA, 2010), contudo, o uso de aeradores pode contribuir com a ressuspensão de sólidos que se depositarão em regiões de menor velocidade (PIGNATARO FILHO, 2003). Para contribuir na manutenção dos níveis de oxigênio dissolvido acima de 4 mg/L, existe ainda uma taxa de renovação diária das águas do viveiro para manutenção dos teores de oxigênio dissolvido em torno de 4mg/L, variando de 2 a 7% do volume total do viveiro ao dia, que se inicia ao 30º dia do ciclo de cultivo. Além disso, pode ser necessário repor as perdas de água por evaporação e infiltração; por exemplo, na região do Baixo Jaguaribe, no Ceará, as taxas diárias para cobrir estas perdas variam de 6 a 10 mm/dia (FIGUEIREDO *et al.*, 2004). A emissão de nutrientes pelos viveiros está intimamente ligada à renovação das águas dos mesmos (ABREU, LACERDA e MARINS, 2003 apud CUNHA, 2010), e o quanto de água é renovado, por sua vez, varia com o sistema de cultivo aplicado na fazenda. A Tabela 2.1 mostra o percentual de renovação da água em relação ao volume total dos viveiros de acordo com o sistema de cultivo dos camarões. Quanto mais intensivo o cultivo, menor o percentual de renovação, entretanto, as fazendas com cultivos mais intensivos têm efluentes de pior qualidade (PÁEZ-OSUNA, 2001 apud CUNHA, 2010).

Tabela 2.1 - Percentual de renovação da água dos viveiros de acordo com o sistema de cultivo dos camarões.

Sistema de Cultivo	Renovação da água (%)
Extensivo	5,0
Semiextensivo	3,0
Semi-intensivo	3,0
Intensivo	2,0

Fonte: Páez-Osuna (2001) *apud* Cunha (2010).

Os efluentes das trocas diárias das águas dos viveiros e os efluentes da despesca lançados nos corpos d'água receptores sem tratamento representam o principal problema que a carcinicultura pode causar ao corpo d'água (CUNHA, 2004), sendo que, na despesca, todo o volume do viveiro é lançado no corpo d'água receptor num pequeno intervalo de tempo, resultando no maior impacto de todo o processo. (FIGUEIREDO *et al.*, 2004).

Apesar de ocupar área menor do que outras atividades como a agricultura, por exemplo, o potencial poluidor da criação de camarão é majorado por sua proximidade com o corpo d'água (CUNHA, 2010). Fazendas de aquicultura mal localizadas e mal geridas podem impactar negativamente o meio ambiente (HELDBO, 2014). A atividade camaroneira demanda grandes quantidades de água limpa (BONINI, 2006), e seus efluentes são ricos em macronutrientes (nitrogênio e fósforo), matéria orgânica e sólidos suspensos (BIAO, ZHUHONG e XIAORONG, 2004). Dentre as causas dos impactos ambientais ocasionados pela prática da carcinicultura em ambientes estuarinos, Oliveira *et al.* (2006) destacam a falta de ordenamento na instalação das fazendas; fazendas projetadas para não reutilizarem suas águas; falta de controle sanitário dos estoques cultivados; inobservância de procedimentos de biossegurança no cultivo; falta de controle sobre os efluentes das fazendas; e falta de planejamento ambiental.

As fazendas de carcinicultura em regiões costeiras localizam-se em manguezais, o que torna os impactos ambientais ainda mais danosos (TWILLEY *et al.*, 1999), considerando que estas áreas possuem particularidades que potencializam sua sensibilidade às alterações antrópicas, e também são essenciais à manutenção da qualidade dos ambientes aquáticos no seu entorno (BONINI, 2006). As regiões de manguezais possuem águas de boa qualidade e são ricas em nutrientes; têm alta produtividade e são essenciais à biodiversidade, servindo de berçário para diversas espécies. A redução de impactos negativos nas regiões costeiras é essencial para preservar a contribuição dos manguezais para a manutenção da qualidade ambiental das zonas costeiras (TWILLEY *et al.* 1999).

Foi atribuída à atividade camaroneira a deterioração ambiental de áreas estuarinas na Ásia, Américas Central e do Sul (BONINI, 2006). Entre os anos 80 e 90, avanços tecnológicos permitiram a realização de cultivos mais intensivos do que aqueles praticados anteriormente, degradando a qualidade da água e propiciando o desenvolvimento de doenças viróticas, gerando graves perdas para os produtores (MAPA, 2001 apud ARAÚJO, 2002), além do aumento de custos operacionais, restrições comerciais e impactos ecológicos (BONDAD-REANTASO *et al.*, 2005 apud OLIVEIRA *et al.*, 2006). Em países como o Equador, México, China, Indonésia e Tailândia, o desequilíbrio ambiental foi tamanho que a carcinicultura tornou-se inviável (BONINI, 2006; FREITAS *et al.*, 2008), justificando assim a necessidade de estudos relacionados à capacidade dos meios aquáticos absorverem os impactos do desenvolvimento desta atividade sem que os usos da água sejam prejudicados a ponto de coibir a realização da mesma. A detecção precoce dos problemas ocasionados pelas atividades humanas nos ambientes estuarinos é essencial para a eficácia de ações corretivas economicamente viáveis (KENNISH, 2002). A governança da atividade camaroneira a partir de um sólido sistema de ferramentas de apoio à decisão e de controle ambiental, pode contribuir para sua sustentabilidade e manutenção de altos níveis de produtividade a médio e longo prazo, uma vez que os esforços podem ser concentrados nos avanços técnicos capazes de impulsionar o desenvolvimento da carcinicultura.

A grande quantidade de insumos utilizada para a produção de camarão, com significativo lançamento de nutrientes e matéria orgânica no meio ambiente já foi amplamente estudada. Constatou-se que são altas a turbidez e as concentrações de DBO, nitrato, fosfato e sulfito em regiões próximas a viveiros de carcinicultura (JAYASINGHE, 1995 apud YAURI, 1997), como também que o lançamento dos efluentes das criações de camarão contribui para o aumento da salinização, assoreamento e eutrofização nos corpos d'água receptores (FIGUEIREDO *et al.*, 2004). O excesso de carga orgânica nos viveiros de carcinicultura pode ocasionar, entre outros fatores, baixa concentração de oxigênio dissolvido (BOYD, 1989 apud CUNHA, 2010). Bricker *et al.*(1999) apontam diversos problemas ambientais e ecológicos que podem ser causados em regiões estuarinas devido ao excesso de nutrientes, que por sua vez provoca uma aceleração da produção algal, com consequências inter-relacionadas capazes de impactar negativamente o ecossistema. A carga média anual proveniente da produção de uma fazenda de carcinicultura com 50 ha de espelho d'água é de 11,81 toneladas de DBO_{5,20}, 2,87 toneladas de nitrogênio, 2,36 toneladas de fósforo e 219,4 toneladas de sólidos suspensos (OLIVEIRA *et al.*, 2006).

O principal impacto do acúmulo de nutrientes nos ambientes costeiros é a eutrofização (BONINI, 2006; DUARTE, 2005), caracterizada pelo enriquecimento do corpo d'água por nutrientes, e indicada pelo crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas, capazes de interferir negativamente nos usos da água (THOMAN e MUELLER, 1987). Regiões afetadas por eutrofização podem atingir estágio de recuperação irreversível (DUARTE, 2005). Nitrogênio e fósforo ocupam posições de destaque neste processo, uma vez que participam de forma direta dos processos metabólicos ocorridos no meio aquático. Estes dois compostos desempenham diferentes funções como limitantes de produtividade primária em águas doces e salgadas. Enquanto as águas doces possuem muito mais nitrato e têm o fósforo como fator limitante, no ambiente marinho a presença de nitrogênio é escassa, o que faz com que este seja o fator limitante (DUARTE, 2005).

O ciclo do nitrogênio é um dos mais importantes nos ecossistemas aquáticos, sendo utilizado pela flora e fauna aquática no seu desenvolvimento. (FRAGOSO JR. *et al.*, 2009). De acordo com Cunha (2010), a grande variabilidade nos fatores de emissão para nitrogênio sugere a necessidade de estudos específicos sobre o fluxo deste nutriente em fazendas de camarão. O fósforo é um nutriente essencial no desenvolvimento de plantas e animais. Lançamentos de redes de esgoto e drenagem transportam fósforo proveniente de rochas sedimentares, ossos fossilizados, fertilizantes, detergentes e outras fontes para os corpos d'água receptores (FRAGOSO JR. *et al.*, 2009). Nos ciclos destes dois nutrientes, uma parte inorgânica dissolvida na água é fixada por seres fotossintetizantes, passando a fazer parte de sua biomassa. Eventualmente, isto pode ser transferido em cadeia para seres de níveis tróficos mais altos, ao tempo que gradativamente retorna para a água e atmosfera, em função da presença de agentes decompositores.

Abreu, Lacerda e Marins (2003, apud CUNHA, 2010) mostraram, num estudo realizado no Ceará, que há uma diferença nas concentrações de fósforo entre a entrada e saída do viveiro variando de 0,06 a 0,18 mg/L. Figueiredo *et al.* (2004) encontraram para a concentração de fósforo total na região do Baixo Jaguaribe, no Ceará, valores de 0,11 mg/L na entrada, e 0,31 mg/L na saída de viveiros com fertilização e aeração, enquanto as fazendas com aeração e sem fertilização resultaram em 0,17 mg/L na entrada e 0,23 mg/L na saída. Em análises realizadas nos efluentes contínuos de uma fazenda no Rio Grande do Norte (CUNHA, 2004), além das diferenças entre as concentrações de fosfato de entrada e saída dos viveiros, puderam-se registrar também variações nas concentrações de nitrato e amônia em diferentes pontos dos viveiros. Em efluentes de fazendas de carcinicultura na

Austrália, foram medidas concentrações de 0,98 mg/L e 0,13 mg/L para nitrogênio e fósforo, respectivamente (BUFFORD *et al.*, 2003, apud CUNHA, 2010).

As características da água se diferem de uma região para outra, variando em períodos de enchente e estiagem, sendo possível ainda haver variações de um viveiro para o outro dentro de uma mesma fazenda (PIGNATARO FILHO, 2003). A manutenção do ambiente de cultivo passa pelo monitoramento de variáveis de estado físico-químicas e biológicas, visando permitir a adoção de medidas preventivas e/ou corretivas de problemas ambientais (ROCHA, 2011).

2.3 MODELAGEM COMPUTACIONAL

A modelagem computacional vem sendo cada vez mais aplicada como ferramenta de gestão ambiental, podendo ser utilizada em âmbitos diversos. Modelos são ferramentas que representam fenômenos de interesse numa linguagem de fácil acesso e uso, na tentativa de entender o seu comportamento e quais seriam suas respostas sob diferentes condições de entrada. O fenômeno de interesse é um padrão natural passível de ser observado ou constatado (FRAGOSO JR. *et al*, 2009), que após ser escolhido no processo de modelagem ambiental, passa por observações (qualitativas) e medições (quantitativas) que o caracterizam e dão origem ao modelo conceptual. A modelagem conceptual trata de idealizar o fenômeno com suas causas e efeitos, compreendendo as interações e relevância dos agentes partícipes em sua ocorrência, e isto pode ser traduzido para um modelo físico ou para um modelo matemático (ROSMAN, 2016). Na modelagem matemática, são extraídas as componentes que visam representar o fenômeno (FRAGOSO JR. *et al*, 2009):

- Funções governantes ou variáveis externas – Funções ou variáveis do meio externo, capazes de influenciar no estado do fenômeno de interesse (entrada de carga poluente, precipitação, radiação solar etc.);
- Variável de estado – tem a função de descrever qual o estado do fenômeno de interesse, e está relacionada com as variáveis externas;
- Equações matemáticas – Processos cinéticos que relacionam as variáveis externas e de estado, sendo simplificações matemáticas de comportamentos reais;

- Parâmetros – Valores pré-determinados que caracterizam processos no fenômeno de interesse.

As equações dos modelos matemáticos geralmente não possuem solução analítica. Sendo assim, o meio mais comumente utilizado para resolver o modelo matemático é o modelo numérico, que utiliza métodos de cálculo (elementos finitos, diferenças finitas, volumes finitos e outros) para chegar a aproximações da verdadeira solução das equações. O desenvolvimento dos computadores viabilizou a aplicação da modelagem numérica para resolver praticamente qualquer modelo matemático, ocorrendo, em geral, pouca perda de informação na tradução de um para o outro (ROSMAN, 2016). Os erros entre a solução real e a solução numérica podem ser minimizados observando a consistência, a convergência, a estabilidade e a precisão do método numérico adotado para solucionar a equação (FRAGOSO JR. *et al*, 2009).

Para aceitação do modelo, é necessário que ele seja calibrado e validado, isto é, os seus resultados devem se aproximar das informações medidas e observadas sobre o fenômeno de interesse. A calibração envolve ajustar os parâmetros do modelo, enquanto a validação passa por testá-los num outro período com dados medidos (FRAGOSO JR. *et al*., 2009; ROSMAN, 2016). Diferentes técnicas estatísticas podem avaliar a eficiência de estimativa dos modelos, contribuindo para a compreensão das suas restrições, limitações e vantagens. Uma vez calibrado e validado, o modelo pode ser aplicado para finalidades diversas.

O estudo de ambientes aquáticos através da modelagem é conveniente, uma vez que estes ambientes são complexos, o que dificulta sua análise quantitativa, e o caráter integrador dos modelos computacionais permite visualizar simultâneos processos de forma dinâmica, sendo uma importante ferramenta de auxílio à decisão de gestores (ROSMAN, 2016). De modo geral, informações sobre ambientes naturais são escassas, e nos estados da Região Nordeste é difícil encontrar dados de qualidade da água, assim como informações sobre as áreas de manguezais (REBRIP, 2006 apud BONINI, 2006). A obtenção destes dados é dispendiosa e dispersa espacialmente, o que não permite ter uma visão sobre o todo, mas sim de frações espalhadas (ROSMAN, 2016). Integrar todos estes dados é uma atividade complexa que tem sido feita com o auxílio de ferramentas computacionais, servindo de base para diversos estudos em Engenharia Costeira, sobre transporte de sedimentos, dispersão de poluentes, monitoramento de qualidade de água e outros

(PARREIRA, 2012). Com a simulação computacional é possível que estes dados esparsos sejam interpolados e extrapolados no espaço e no tempo para cobrir toda a área de interesse, propiciando a obtenção das informações de forma organizada (ROSMAN, 2016), o que otimiza sua interpretação (FRAGOSO JR. *et al.*, 2009).

Vários autores utilizam a modelagem em estudos sobre corpos d'água brasileiros. Amaral (2003), utilizando o SisBaHiA[®], simulou a circulação hidrodinâmica e a intrusão salina para diferentes cenários no trecho inferior da bacia do rio Macaé, no Rio de Janeiro, mostrando num exemplo prático a necessidade de integração entre o gerenciamento de recursos hídricos e o gerenciamento costeiro, e a importância da modelagem computacional neste processo. Figueirêdo (2007), utilizando o SisBaHiA[®], modelou a circulação hidrodinâmica em 3D no estuário do rio Potengi, sendo possível analisar a elevação do nível d'água e o padrão de correntes em diversas profundidades. Utilizando batimetrias de anos diferentes, a autora pôde identificar diferenças na circulação hidrodinâmica do estuário em virtude de alterações naturais e antropogênicas ocorridas no período entre 1981 e 2004. Aquele trabalho contemplou ainda uma análise da influência do vento no comportamento hidrodinâmico do estuário do rio Potengi, concluindo que as variações provocadas pela ação de vento são pouco significativas na área em questão. Santos (2010), utilizando o modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool), avaliou a viabilidade do uso de modelagem computacional para estimar a distribuição da produção de sedimentos na bacia hidrográfica e estuário do rio Potengi, relacionando o processo com a erosão hídrica na área de estudo. Foram considerados três diferentes cenários de cobertura do solo ao longo de 5 anos, encontrando as regiões mais e menos suscetíveis à produção de sedimentos e erosão hídrica. O autor destaca que seus resultados não foram calibrados, não devendo ser utilizados, portanto, para finalidades práticas; contudo, afirma que o estudo é capaz de alertar sobre os riscos dos avanços de ocupação do solo por atividades antrópicas na bacia do Potengi. Parreira (2012), utilizando um modelo baseado no POM (Princeton Ocean Model), modelou a hidrodinâmica e a dispersão de efluentes no canal de Piaçaguera, na região estuarina de Santos e São Vicente, em São Paulo. A região de estudo recebe resíduos tóxicos e efluentes contaminantes advindos de indústrias de base (siderurgia, petroquímica e de fertilizantes), do Porto de Santos, de lançamentos de esgotos clandestinos e de outras fontes. As estimativas das concentrações de poluentes e das áreas atingidas pelos lançamentos foram feitas através de modelagem numérica acoplada da circulação hidrodinâmica e da dispersão de contaminantes, o que mostrou o alto comprometimento da

qualidade ambiental do meio aquático simulado. A circulação hidrodinâmica do Canal de Piaçaguera mostrou que as baixas velocidades favorecem a baixa dispersão das partículas, sendo uma área bastante vulnerável à poluição.

Modelos computacionais vêm sendo cada vez mais utilizados na otimização de projetos e programas de planejamento, gestão e preservação dos meios aquáticos (BAPTISTELLI, 2008), e na avaliação de cenários que permitam subsidiar decisões preventivas e corretivas na gestão dos recursos hídricos (SCUDELARI, FIGUEIRÊDO e ROSMAN, 2008). O SisBaHiA[®] tem sido adotado em diversos estudos e projetos de modelagem em corpos d'água naturais, que podem ser vistos acessando o endereço <http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br/AplicacoesProjetos.htm>.

2.3.1 Descrição do SisBaHiA[®]

O modelo utilizado neste trabalho é o SisBaHiA[®] (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental), que é cedido pela Fundação COPPETEC gratuitamente para fins acadêmicos. O SisBaHiA[®] foi desenvolvido na COPPE/UFRJ, no âmbito dos programas de Engenharia Oceânica e Engenharia de Sistemas e Computação. O sistema reúne modelos computacionais baseados em esquemas numéricos bem estabelecidos, capazes de fornecer uma gama de informações acerca de diversos corpos d'água naturais, e, através de dissertações, teses e projetos de pesquisa, tem sido continuamente aperfeiçoado desde 1987 (ROSMAN, 2016).

Para o desenvolvimento deste trabalho são utilizados, dentre os módulos do SisBaHiA[®], os módulos de circulação hidrodinâmica bidimensional e o módulo de qualidade de água e eutrofização. Essencialmente, estes dois módulos permitem prever o movimento da massa d'água no estuário, e a alteração de sua qualidade com os lançamentos de efluentes das fazendas de carcinicultura.

O módulo de circulação hidrodinâmica é responsável por determinar a circulação hidrodinâmica do corpo d'água, que pode ser tanto em 3D (tridimensional) quanto em 2DH (bidimensional na horizontal). Nele, a solução das equações completas de Navier-Stokes considera o fluido incompressível e a distribuição de pressão hidrostática. O corpo d'água em estudo não possui profundidades significativas e o escoamento de interesse é predominantemente horizontal, motivo da escolha do módulo hidrodinâmico 2DH, que

determina as componentes de velocidades médias na vertical nas direções x e y, bem como as posições da superfície livre. A discretização espacial do módulo de circulação hidrodinâmica 2DH é potencialmente de quarta ordem, feita preferencialmente por elementos finitos quadrangulares biquadráticos, ou por elementos finitos triangulares quadráticos, ou ainda pela combinação dos dois tipos. A discretização temporal é feita implicitamente, em diferenças finitas de 2ª ordem, centrado no instante $(t + \frac{\Delta t}{2})$ (ROSMAN, 2016).

Neste módulo é possível ainda calcular o escoamento residual, através da integração, ao longo de um período, das médias das componentes E-W e N-S de velocidades obtidas na simulação.

O módulo de qualidade de água e eutrofização permite simular de maneira acoplada até 11 variáveis de estado (Tabela 2.2), que também podem ser aplicados em simulações bidimensionais ou em camadas de escoamento 3D. Neste trabalho, as variáveis de estado de interesse são as concentrações de nitrogênio orgânico, nitrato, amônia, fósforo orgânico, fósforo inorgânico, oxigênio dissolvido (OD), e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), indicadora de presença matéria orgânica.

Tabela 2.2 – Variáveis de estado que podem ser simuladas no módulo de qualidade da água do SisBaHiA.

Símbolo	Variável de estado	Unidade
S	Salinidade	ups
T	Temperatura	°C
C ₁	Amônia	mgNA/L
C ₂	Nitrato	mgNI/L
C ₃	Fósforo inorgânico	mgP/L
C ₄	Zooplâncton	mgC/L
C ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	mgO/L
C ₆	Oxigênio dissolvido	mgO/L
C ₇	Nitrogênio orgânico	mgNO/L
C ₈	Fósforo orgânico	mgPO/L
C ₉	Clorofila	mgChl-a/L

Fonte: Próprio Autor.

Neste estudo, todas as variáveis de estado modeladas são tratadas como passivas, isto é, considera-se que as suas variações não modificam a massa específica da água de forma significativa e, conseqüentemente, não geram gradientes de densidade que interfiram

na circulação hidrodinâmica do sistema. Logo, a modelagem da circulação hidrodinâmica e da qualidade da água podem ser feitas de maneira desacoplada, desde que antes de simular o transporte das variáveis de estado, seja obtido o campo de velocidades adequado na simulação hidrodinâmica.

As simulações da qualidade da água e da circulação hidrodinâmica utilizam a mesma malha de elementos finitos; assim, é possível utilizar as velocidades calculadas pelo modelo de circulação hidrodinâmica no modelo de qualidade da água sem a necessidade de uma interpolação espacial. Isto também é válido para outras variáveis, como a direção e a velocidade do vento, a posição da superfície livre e outras características geométricas (ROSMAN, 2016)

Existe uma relação entre a circulação hidrodinâmica e o processo de transporte, que por sua vez é composto por processos advectivos (que são dominantes) e por processos difusivos. Exceto pela salinidade, que é um componente conservativo, os demais componentes do módulo de qualidade da água e eutrofização podem ser produzidos ou consumidos por processos físicos, químicos ou biológicos, traduzidos por reações cinéticas próprias. Assim, para cada variável de estado do módulo de qualidade da água e eutrofização, há uma equação que considera o transporte advectivo, o transporte difusivo, e as reações cinéticas de produção e consumo.

Nos ciclos do nitrogênio, do fósforo e do oxigênio, são considerados pelo SisBaHiA[®] os processos físicos, químicos ou biológicos mostrados nas Figuras 2.1, 2.2 e 2.3. (ROSMAN, 2016).

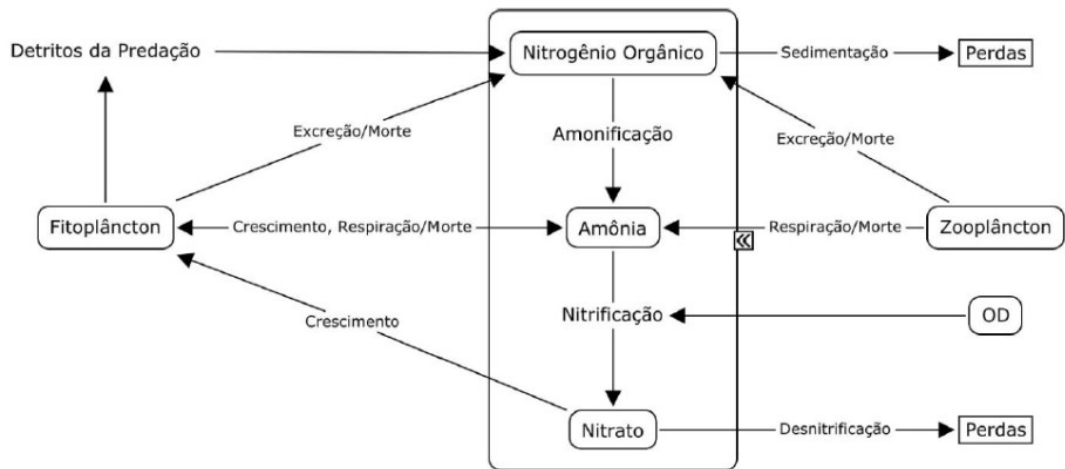
Ademais, o módulo Lagrangeano do SisBaHiA[®] permite calcular o tempo de residência no estuário, isto é, por quanto tempo uma massa fluida permanece no canal estuarino, normalmente calculado pela razão entre o volume d'água presente no corpo d'água e a soma das vazões afluentes ao mesmo. Uma vez que em corpos d'água naturais fluxos e volumes variam constantemente no tempo e no espaço, a determinação do tempo de residência é realizada utilizando traçadores (partículas neutras), que permitem demonstrar diferentes condições de fluxo para as diversas áreas do canal, e a variabilidade ocasionada pelos períodos de estiagem e cheia dos rios afluentes. Estas partículas são centros de pequenas massas de água que não ocupam espaço, e são transportados de forma passiva através das correntes.

O canal estuarino é preenchido pelas partículas neutras no instante inicial de simulação, sendo que a posição de cada partícula e o instante de seu lançamento no canal ficam registrados. A partir de então, a trajetória de cada partícula é acompanhada a cada passo de tempo (transporte Lagrangeano). Quando uma partícula sai do canal estuarino para o mar, é retirada do domínio, e este instante marca o seu tempo de vida, que é o tempo de residência da variável de estado que estiver associada àquela partícula no corpo d'água estudado. Se houverem locais no canal onde permaneçam partículas ao fim do período simulado, significa que aquele espaço onde as partículas se localizam está sujeito ao acúmulo de variáveis de estado.

Condições iniciais e de contorno são necessárias para chegar à solução das equações que compõem os modelos, aproximando o sistema das condições reais. Para a circulação hidrodinâmica, nos contornos de terra, onde há seções de rios ou canais que fazem parte do domínio, é preciso estabelecer como condição de contorno os valores de velocidade ou vazões prescritas na direção normal ao contorno; no contorno aberto, é necessário determinar a posição da superfície livre da água (curva de maré). Para o modelo de qualidade da água e eutrofização, são estabelecidos os fluxos advectivo e difusivo na direção normal ao contorno, onde as velocidades nesta direção não são nulas (ROSMAN, 2016).

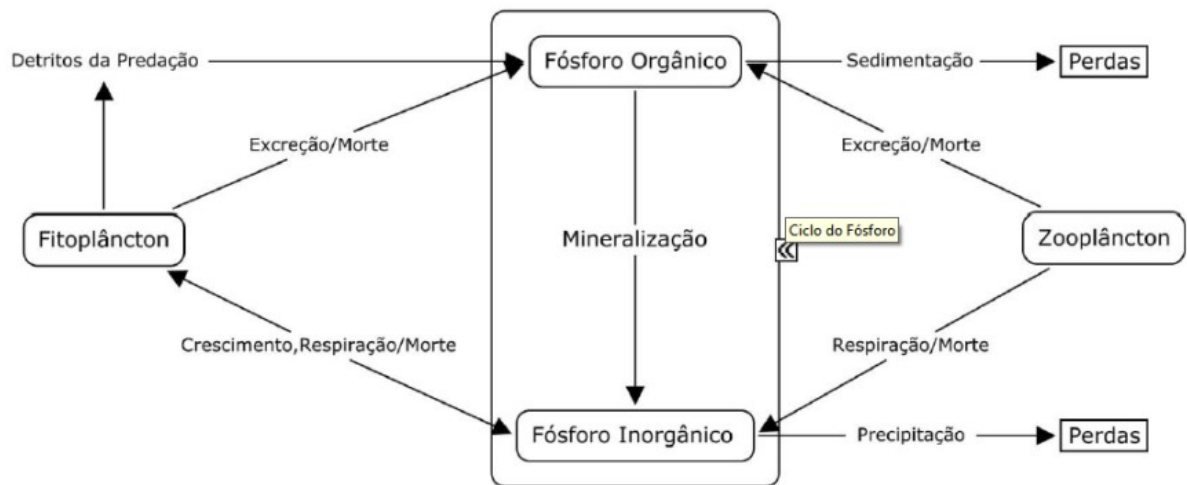
Maiores informações sobre as equações envolvidas no SisBaHiA[®] podem ser encontradas em Rosman (2016).

Figura 2.1 - Processos cinéticos considerados no ciclo do nitrogênio.



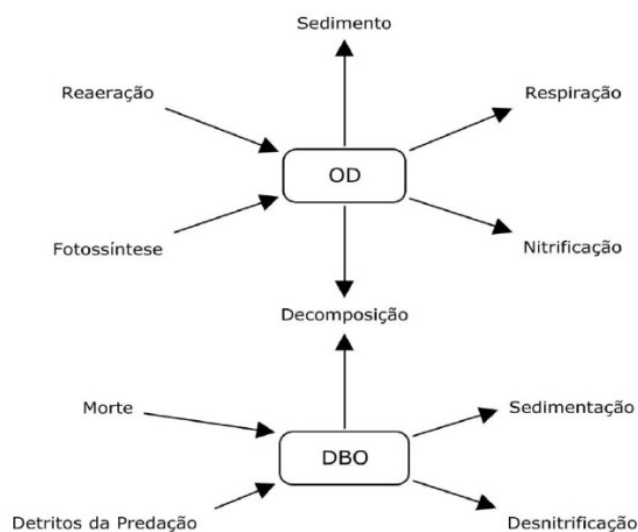
Fonte: Rosman (2016).

Figura 2.2 - Processos cinéticos considerados no ciclo do fósforo.



Fonte: Rosman (2016).

Figura 2.3 - Processos cinéticos considerados no ciclo OD-DBO.



Fonte: Rosman (2016).

2.4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

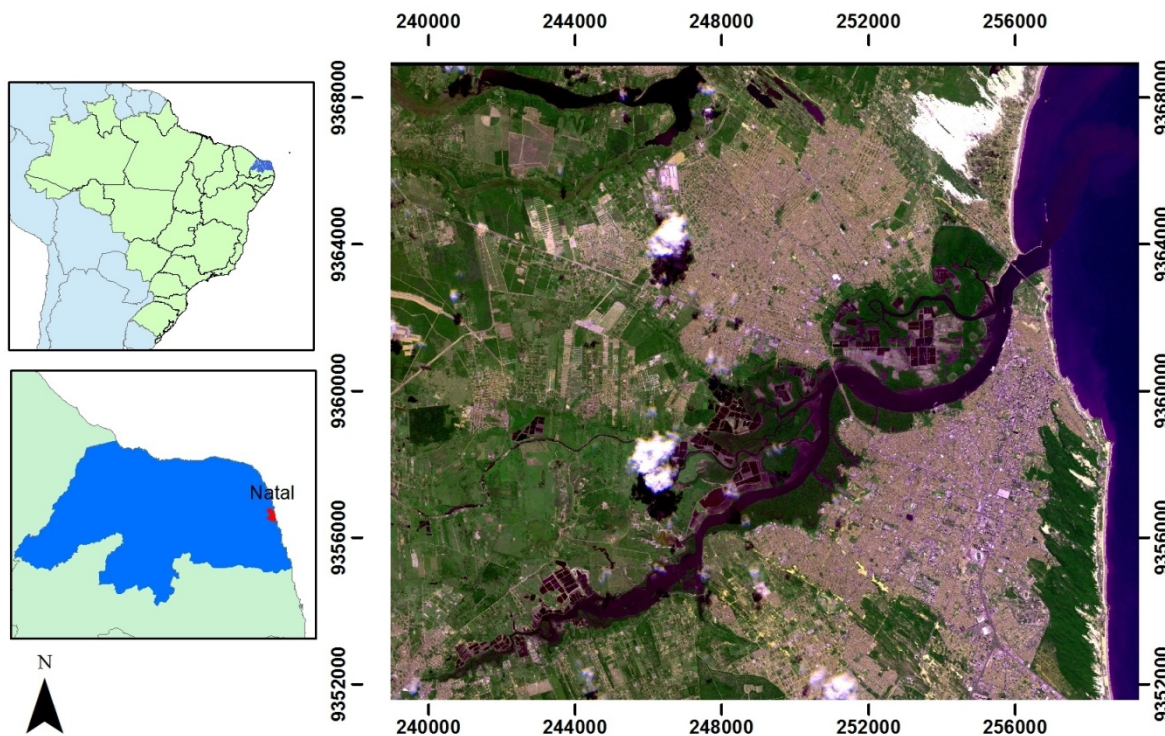
O sistema estuarino do Rio Potengi estende-se do município de Macaíba até sua foz no Forte dos Reis Magos, localizado em Natal, capital do estado do Rio Grande do Norte (Figura 2.4). Ocupando uma área de cerca de 7,7% do território estadual (RIBEIRO, 2012), o estuário tem suma importância para o desenvolvimento da Região Metropolitana de Natal, sendo o maior e mais importante estuário de todo o estado, e abrigando diversas atividades capazes de contribuir para sua degradação (SCUDELARI, FIGUEIRÊDO e ROSMAN, 2008; CUNHA, 2010).

Na classificação segundo a geomorfologia dos estuários, proposta por Pritchard em 1952 (apud MIRANDA, CASTRO e KJERFVE, 2012), o estuário do rio Potengi é classificado como planície costeira, tipo comum em áreas homônimas, e formado durante a transgressão do mar no Holoceno, que inundou os vales dos rios, e deu aos estuários a forma de vale de rio. Os estuários deste tipo são normalmente rasos, com profundidade de até 30 metros, e seu fundo é coberto por lama e sedimentos de granulação variável (MIRANDA, CASTRO e KJERFVE, 2012).

Segundo a estratificação de salinidade (PRITCHARD, 1955 apud MIRANDA, CASTRO e KJERFVE, 2012), o estuário do rio Potengi pode ser classificado como verticalmente bem misturado, considerando as pequenas profundidades, e a baixa influência

da vazão fluvial, o que favorece o processo de mistura especialmente na direção longitudinal.

Figura 2.4 - Localização da área de estudo.



Fonte: Próprio Autor.

A cidade de Natal tem população estimada de 877.662 habitantes e área de 167,264 km², composta pelos biomas caatinga e mata atlântica (IBGE, 2017). O município está inserido na região de influência do Clima Tropical do Nordeste Oriental, com predomínio de ventos alísios; as temperaturas médias anuais ficam entre 25°C e 27°C (ESPÍRITO SANTO e SILVA, 2016).

O litoral norte-rio-grandense tem relevo em forma de planície costeira e, em quase toda sua extensão, a presença de latossolo vermelho amarelo, que é um tipo profundo, bem drenado, poroso e com baixos teores de matéria orgânica, além da presença de areia quartzosa distrófica e solos indiscriminados de mangue (IDEMA, 2010).

A formação de chuvas na área de estudo está diretamente relacionada com a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e Perturbações de Ondas de Leste (ZIL). A ZCIT, formada pela confluência de ventos alísios de nordeste e sudeste, ocasiona chuvas entre fevereiro e abril, enquanto a ZIL, formada por ondas de leste de pequenas amplitudes, provoca precipitações de maio a agosto. Nos demais meses (setembro a janeiro), não há

ocorrência de fenômenos meteorológicos capazes de gerar precipitações prolongadas (CAERN, 2007). Na bacia hidrográfica do rio Potengi, as médias mensais de precipitação variam entre 0,7 mm até 270,0 mm, sendo que as maiores médias ocorrem entre os meses de fevereiro e julho. Estes meses também concentram de 80% a 90% das precipitações ocorridas no ano (CAERN, 2007). As chuvas possuem distribuição espacial bastante variada, podendo apresentar índices pluviométricos médios anuais inferiores a 500,0 mm na cabeceira dos rios, aumentando significativamente em direção à costa, podendo ultrapassar os 1500,0 mm anuais. A pluviosidade anual acumulada nos municípios que compõem a região estuarina do Rio Potengi é mostrada na Tabela 2.3.

Tabela 2.3 - Precipitação acumulada anual (mm) na área de estudo em 2009.

Município	Precipitação
Macaíba	1.070,7
Natal	1.583,5
São Gonçalo do Amarante	1.193,0
Média	1.282,4

Fonte: IDEMA (2010).

O estuário recebe os rios Potengi, Doce e Jundiá, que juntos resultam num baixo aporte de vazão fluvial, o que faz com que o canal estuarino seja predominantemente influenciado pelas águas salinas (CUNHA, 2010). A salinidade elevada limita os usos da água do estuário do rio Potengi para finalidades domésticas, industriais e de dessedentação animal, mas outras atividades como a pesca, preservação do ecossistema e carcinicultura se utilizam desta água (CUNHA, 2010). As bacias dos rios Potengi e Doce possuem, respectivamente, áreas de 4.093,0 e 387,8 km², que juntas correspondem a 8,41% da área ocupada por bacias hidrográficas no Rio Grande do Norte (IDEMA, 2010). O Rio Potengi, que dá nome ao estuário, possui extensão total de 176 km, é intermitente em sua cabeceira e torna-se perene em seu baixo curso (BARROS, 1984 apud FRAZÃO, 2003) graças à recarga por aquíferos e pela influência da maré (CAERN, 2007), apresentando características de braço de mar no seu trecho final. O Rio Doce, formado pela descarga da lagoa de Extremoz (RIBEIRO, 2012), tem cerca de 14 km de extensão, e apesar do regime permanente, tem uma vazão pequena, ao tempo que o Rio Jundiá tem extensão total de cerca de 85 km e caráter intermitente (CUNHA, 2010).

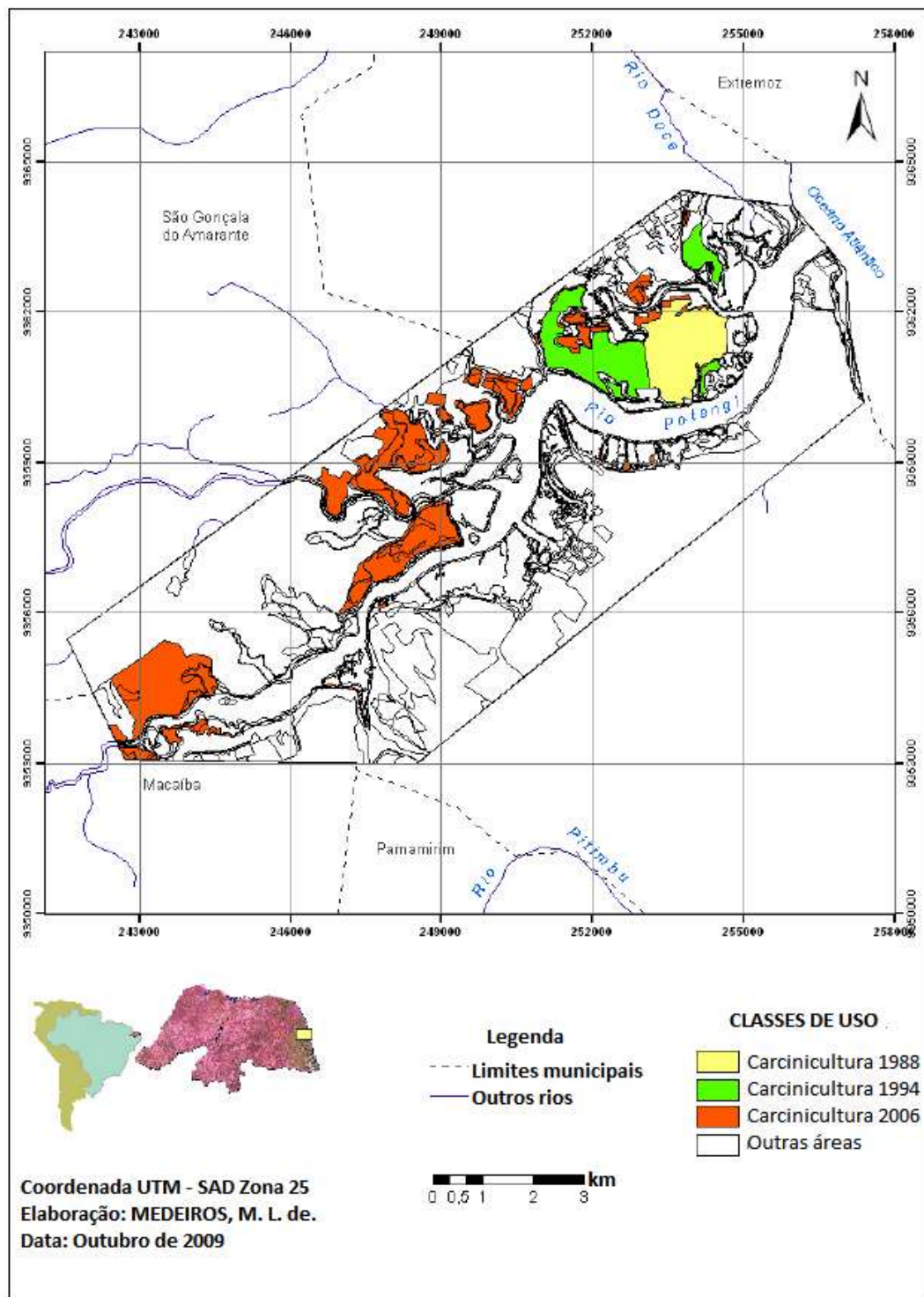
O estuário do rio Potengi recebe ainda uma descarga média de 0.8 m³/s advinda do

Canal do Baldo (CUNHA, SCUDELARI e ROSMAN, 2015), que lança o efluente tratado da estação de tratamento de esgoto (ETE) do Baldo (CAERN, 2013), bem como contribuições de drenagem urbana das bacias em seu entorno (RIBEIRO, 2012). A ETE do Baldo, que trata apenas esgoto doméstico, possui capacidade de tratar 450 litros/segundo, utiliza reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) para remover cerca de 70% da matéria orgânica, e conta também com tratamento terciário para remoção de patógenos (CAERN, 2013). Ligações clandestinas de lançamentos pluviais são freqüentes na rede, especialmente no inverno (Portal do Governo do RN, 2017).

A ocupação do solo na região do estuário do rio Potengi foi realizada majoritariamente sem o planejamento adequado (CUNHA, 2010), o que exerce grande pressão sobre o ecossistema, contribuindo para sua degradação. Dentre as ocupações e usos encontrados na região, citam-se urbanização, comércio, portos, aeroportos, hotéis, fazendas, viveiros de cultivo de camarão, entre outras (CUNHA, 2010). Além de ficar próximo de Natal, que é a cidade mais populosa e urbanizada do estado do Rio Grande do Norte, nas imediações do corpo d'água encontram-se também dois complexos industriais, o Distrito Industrial de Natal (DIN) e o Centro Industrial Avançado (CIA) (CUNHA, 2010). A presença do Porto de Natal, que precisa de boa condição de navegabilidade, fez com que diversas ações de dragagem e derrocagem tenham sido feitas com o passar dos anos, alterando a batimetria do estuário de forma constante (RIBEIRO, 2012).

Segundo Medeiros (2009), entre 1988 e 2006, constatou-se na região do entorno do estuário do Potengi uma redução de 65,22% na cobertura vegetal, ao tempo que houve um aumento de 452,07% nas regiões ocupadas por fazendas de carcinicultura; aumento muito superior ao crescimento de área urbana no mesmo período (52,65%), revelando a significativa contribuição da atividade camaroneira numa brusca transformação do meio natural e da dinâmica ambiental deste estuário (Figura 2.5). Em 1988, a área ocupada por fazendas de carcinicultura era de 225,58 ha, passando a ocupar 471,02 ha em 1994 e 1.245,38 ha em 2006. De 1988 a 1994, o aumento foi de 245.44 ha em 6 anos, cerca de 41 ha por ano, ao tempo que, de 1994 a 2006, o incremento na área ocupada foi de 774.36 ha em 12 anos, cerca de 65 ha por ano.

Figura 2.5 - Evolução da ocupação do solo por carcinicultura na região do estuário do Potengi entre 1988 e 2006.



Fonte: Adaptado de Medeiros (2009).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Utilizando modelagem ambiental e dados disponíveis em outros trabalhos e em plataformas abertas como o HidroWeb (ANA) e o INMET, foi possível determinar o transporte das variáveis de estado na região estuarina do Rio Potengi, e, para fins de comparação, dois cenários foram definidos: num deles, chamado Branco, são utilizadas as cargas de nutrientes trazidas pelos rios afluentes ao estuário e pelo Canal do Baldo; e o outro cenário, chamado Carcinicultura, utiliza as mesmas cargas do cenário Branco somadas às cargas advindas dos sistemas de cultivo de camarão. As simulações foram realizadas durante 01 ano, para os dois cenários. Em um terceiro cenário, chamado LP (longo período), as cargas definidas no cenário Carcinicultura foram utilizadas por 08 anos, buscando assim conhecer os efeitos que os lançamentos dos sistemas de cultivo de camarão podem causar em uma escala temporal maior.

Como as profundidades locais são pequenas e os padrões de estratificação fracos (FRAZÃO, 2003), as velocidades das correntes podem ser bem representadas por meio de variáveis médias na vertical. Dentro deste contexto, aplicou-se o Modelo de Circulação Hidrodinâmica Bidimensional em planta (2DH), que permite calcular a heterogeneidade espacial do corpo d'água, e o Modelo de Transporte Euleriano Advectivo-Difusivo integrado na vertical para escalares passivos e não-conservativos. Neste tipo de modelo, o campo de velocidades é conhecido, ou seja, o escalar transportado não altera a circulação hidrodinâmica do corpo d'água receptor. Como consequência, a modelagem do padrão de circulação hidrodinâmica do corpo d'água e a modelagem do transporte dos escalares são problemas desacoplados, e uma boa simulação do transporte do escalar depende de uma adequada simulação da circulação hidrodinâmica.

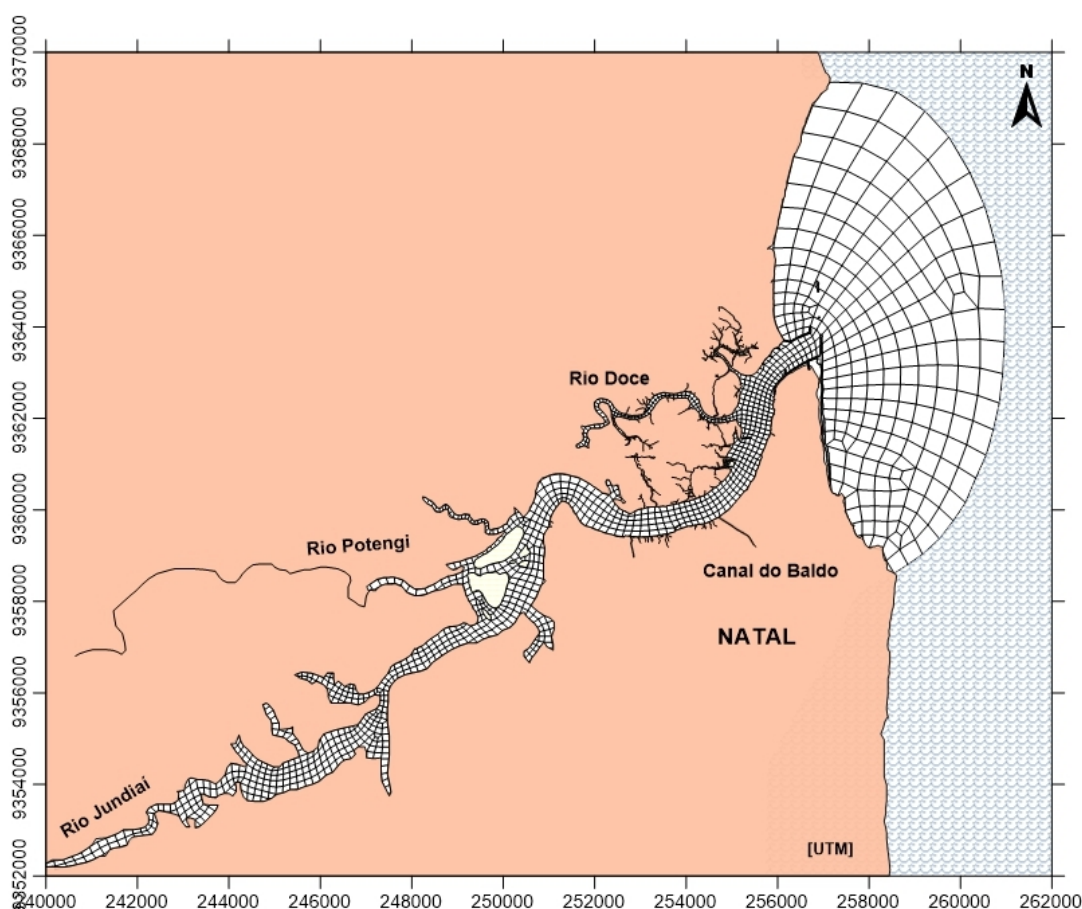
Foram usados como carga dos efluentes dos viveiros valores obtidos na literatura. Não foi possível fazer a calibração e a validação dos modelos, no entanto, os resultados obtidos pelo modelo de qualidade de água foram comparados com valores medidos em campanhas do Instituto de Desenvolvimento Social e Meio Ambiente (IDEMA) do estado do Rio Grande do Norte, para fins de ajuste.

3.1 DEFINIÇÃO DE DADOS GEOMÉTRICOS

Os dados geométricos (malha e batimetria) e as informações sobre o sedimento de fundo do corpo d'água utilizados neste trabalho foram usados anteriormente por Cunha *et al.* (2016). A definição do domínio (contornos de terra e do mar) e a malha usados neste trabalho são mostrados na Figura 3.1.

A malha utilizada possui 1.423 elementos finitos quadrangulares, seguindo o domínio definido do estuário do rio Potengi. O sistema de discretização espacial, feito principalmente por elementos finitos quadrangulares biquadráticos, possibilita representar com fidelidade contornos recortados e batimetrias complexas, e por esta razão é dito otimizado para corpos d'água naturais (ROSMAN, 2016). A área da malha é de 54.224.854,539 m², com 6.774 nós de cálculo, sendo que 2.135 fazem parte do contorno de terra, 43 são do contorno aberto, 2 são de contorno de terra/aberto, e 4.598 nós internos.

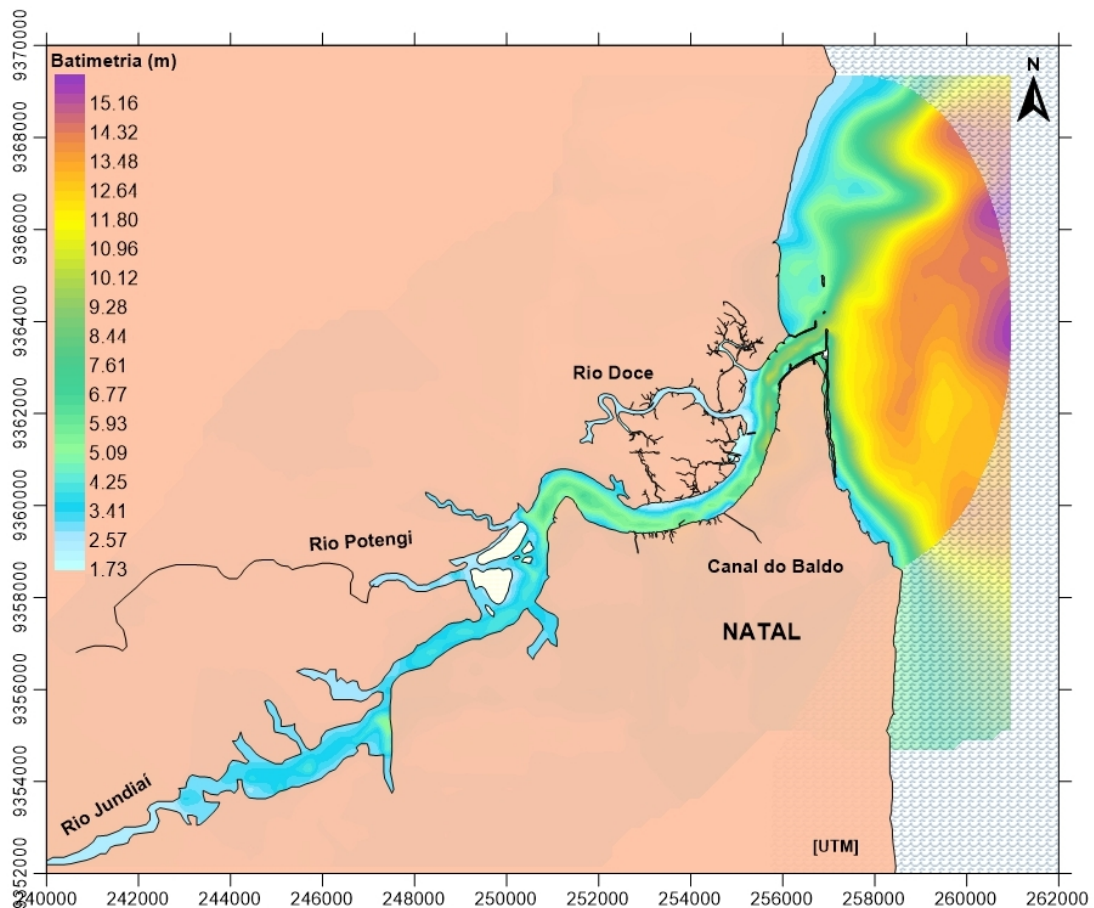
Figura 3.1 - Domínio de modelagem para o Estuário do rio Potengi e a malha com 1423 elementos finitos e 6774 nós.



Fonte: Próprio Autor.

Os dados de batimetria foram obtidos a partir das cartas náuticas da DHN (Diretoria de Hidrografia e Navegação) nº 802 – Porto de Natal (escala 1:8.500), e nº 810 – Proximidades do Porto de Natal (escala 1:50.000) (Ribeiro *et al.*, 2011). O processo envolve fornecer coordenadas com os locais onde foi medida a batimetria e sua respectiva profundidade ao modelo, que as interpola pelo método de *Kriging* para cada ponto da malha (Figura 3.2). O corpo d'água possui profundidade média de 5 metros, sendo que em grande parte do seu trecho tem entre 3 e 4 metros. Na desembocadura dos rios, a profundidade varia entre 2 e 3 metros.

Figura 3.2 - Visualização da topografia de fundo no domínio de modelagem.

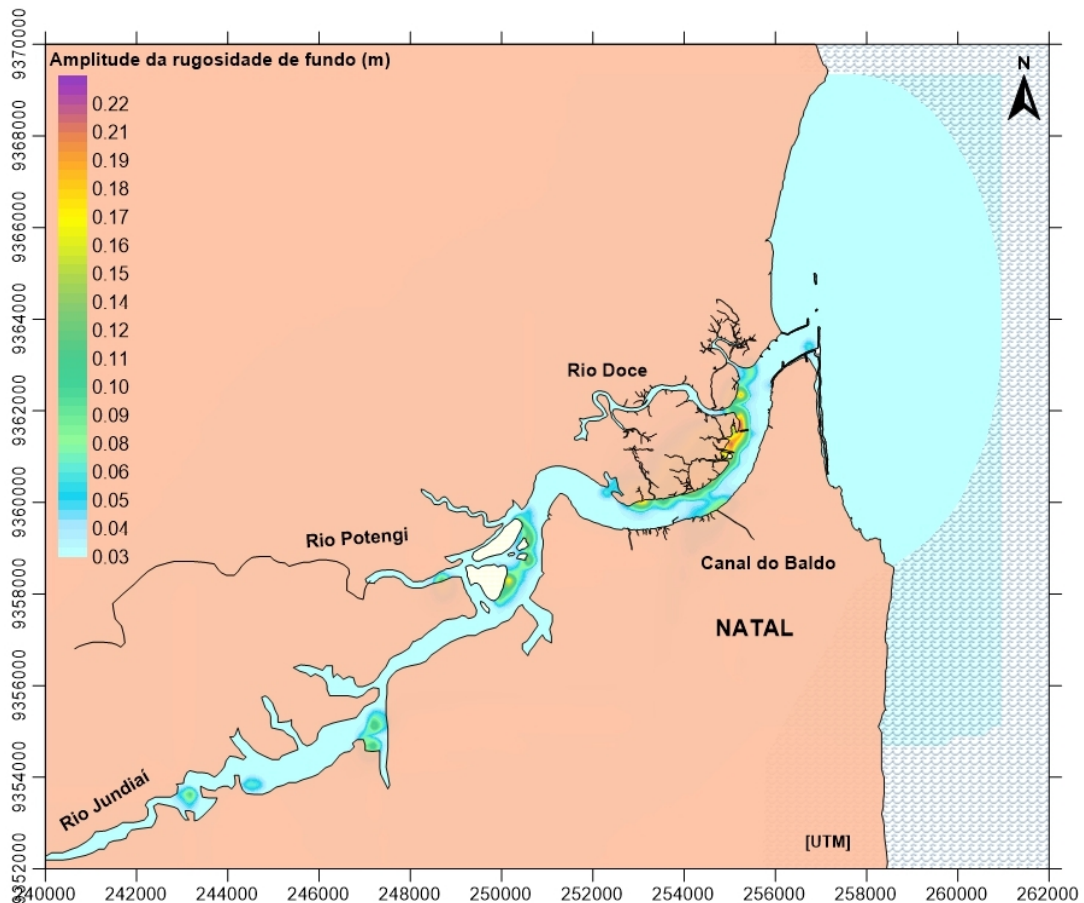


Fonte: Próprio Autor.

O coeficiente de atrito do fundo pode ser calculado via coeficiente de Chézy, que depende da amplitude da rugosidade equivalente de fundo, definida a partir da composição e da distribuição de sedimentos no fundo (ROSMAN, 2016). Na área de estudo, os valores da amplitude da rugosidade equivalente de fundo (ϵ) variam de 0,0292 a 0,226 m (Figura 3.3), o que significa que no fundo há areias média, grossa e muito grossa, além de cascalho e sedimentos com vegetação e obstáculos, tais quais troncos e pedras (ROSMAN, 2016),

sendo que em grande parte do domínio o sedimento de fundo é areias média e grossa. Destaca-se a presença de bancos de areia na região próxima à saída do estuário para o mar, em sua margem esquerda.

Figura 3.3 - Valores de amplitude da rugosidade de fundo no domínio.



Fonte: Próprio Autor.

3.2 DADOS SECUNDÁRIOS UTILIZADOS NO MODELO DE CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA

A circulação hidrodinâmica de ambientes estuarinos é forçada principalmente pelo afluxo e efluxo da maré, pelas vazões afluentes, e pela tensão de cisalhamento provocada pelo vento.

Para determinação das curvas de marés que compõem o sistema estuarino em estudo, são utilizadas as constantes harmônicas presentes no Catálogo de Estações Maregráficas Brasileiras da Fundação de Estudos do Mar (FEMAR) para o Porto de Natal (RN). As constantes são mostradas na Tabela 3.1. Não são considerados neste estudo

efeitos de maré meteorológica.

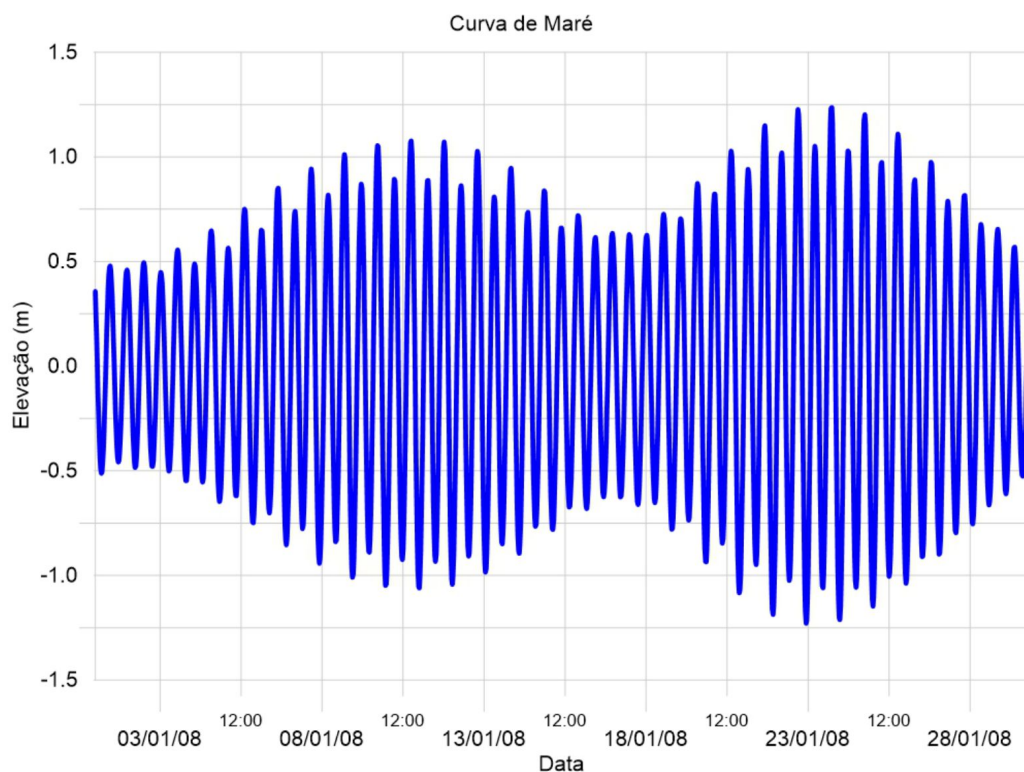
Tabela 3.1 –Constantes harmônicas utilizadas pelo SisBaHia para gerar a maré astronômica no domínio de estudo.

Constante	Período (segundos)	Amplitude (metros)	Fase (radianos)
Mf	1180292,	0,016	0,2443
Q1	96726,08	0,013	2,1468
O1	92949,63	0,052	2,8449
M1	89399,69	0,006	4,7997
P1	86637,20	0,016	3,9794
K1	86164,09	0,048	4,1015
J1	83154,52	0,002	5,1487
OO1	80301,87	0,004	0,1571
MNS2	42430,07	0,005	2,0944
2N2	46459,35	0,024	1,8850
MU2	46338,33	0,024	2,0769
N2	45570,05	0,166	1,9897
NU2	45453,62	0,029	2,0246
M2	44714,16	0,809	2,1642
L2	43889,83	0,024	2,0944
T2	43259,22	0,015	2,3387
S2	43200,00	0,279	2,4784
K2	43082,05	0,079	2,3911
MO3	30190,69	0,002	5,5676
M3	29809,44	0,005	2,4435
M4	22357,08	0,022	5,9690
SN4	22176,69	0,003	0,7156
MN4	22569,03	0,008	6,0039
MS4	21972,02	0,017	0,2793

Fonte: FEMAR (1979).

A maré astronômica geralmente é dominante em relação às demais forçantes, tanto na intensidade das ondas de maré formadas, quanto na frequência com que ocorre (MIRANDA, CASTRO e KJERFVE, 2012). A Figura 3.4 mostra a curva de maré gerada a partir das constantes harmônicas no período de 30 dias, a partir de 01/01/2008. A maré na região do estuário do rio Potengi é semidiurna (12,4h), com amplitude de onda de maré máxima de cerca de 2,80 metros (FRAZÃO, 2003), caracterizando um estuário forçado por mesomaré. Analisando a curva de maré prevista (Figura 3.4) é possível observar os ciclos de sizígia e quadratura, como também a desigualdade diurna.

Figura 3.4 - Curva de maré para 30 dias, a partir de 01/01/2008.



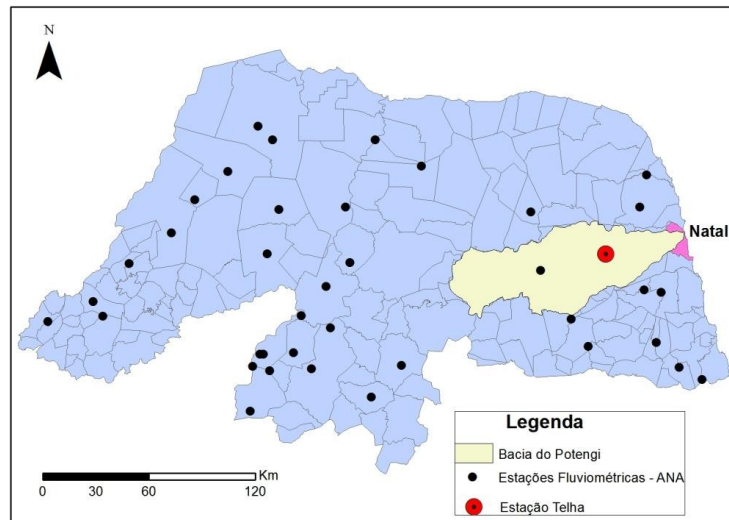
Fonte: Próprio Autor.

Para determinação das vazões fluviais afluentes ao estuário em estudo, foram utilizadas as vazões do HidroWeb (ANA, 2016) na estação Telha (nº 38380000, Figura 3.5), localizada no rio Potengi, no período de janeiro de 1990 a agosto de 2005. A partir destes dados, médias diárias para um ano foram calculadas (Figura 3.6), e utilizadas nas simulações. Os três primeiros meses do ano (janeiro a março), assim como os quatro últimos (setembro a dezembro), têm vazões muito próximas de zero, ou seja, durante sete meses, o estuário tem contribuições fluviais insignificantes. Entre os meses de março e agosto acontecem as maiores contribuições de vazão fluvial, com picos nos meses de abril e junho. Mesmo no período de maiores descargas, as vazões não chegam a atingir $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$.

Scudelari, Figueiredo e Rosman (2008) e Ribeiro (2012) utilizaram na modelagem da circulação hidrodinâmica do estuário do rio Potengi vazões fluviais permanentes. Nestes estudos, a vazão do rio Jundiá foi considerada igual a do rio Potengi, e a vazão do rio Doce foi considerada cerca de metade da vazão do rio Potengi. Uma vez que foram definidas a partir dos dados da estação Telha as vazões do rio Potengi, as vazões dos outros rios foram consideradas proporcionais a esta, respeitando a relação encontrada nos estudos de Scudelari, Figueiredo e Rosman (2008) e Ribeiro (2012): a vazão do rio Jundiá e a vazão

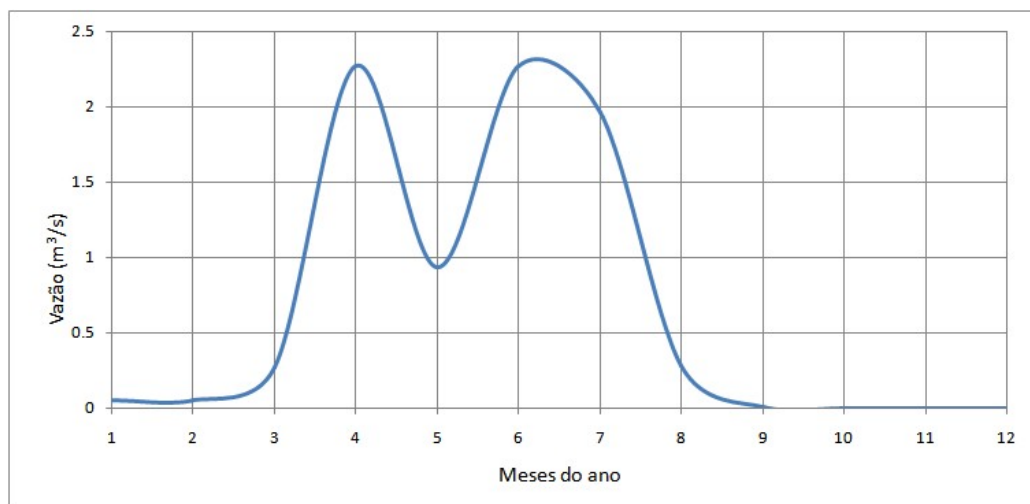
do rio Potengi foram consideradas iguais, e para o rio Doce, foi assumida como 50% da vazão do rio Potengi. Para o Canal do Baldo, definiu-se uma vazão constante de 0.8 m³/s (RIBEIRO, 2012; CUNHA *et al.*, 2015).

Figura 3.5 - Localização da estação fluviométrica Telha no Rio Grande do Norte.



Fonte: Próprio Autor.

Figura 3.6 - Vazões médias mensais calculadas com dados da estação Telha.

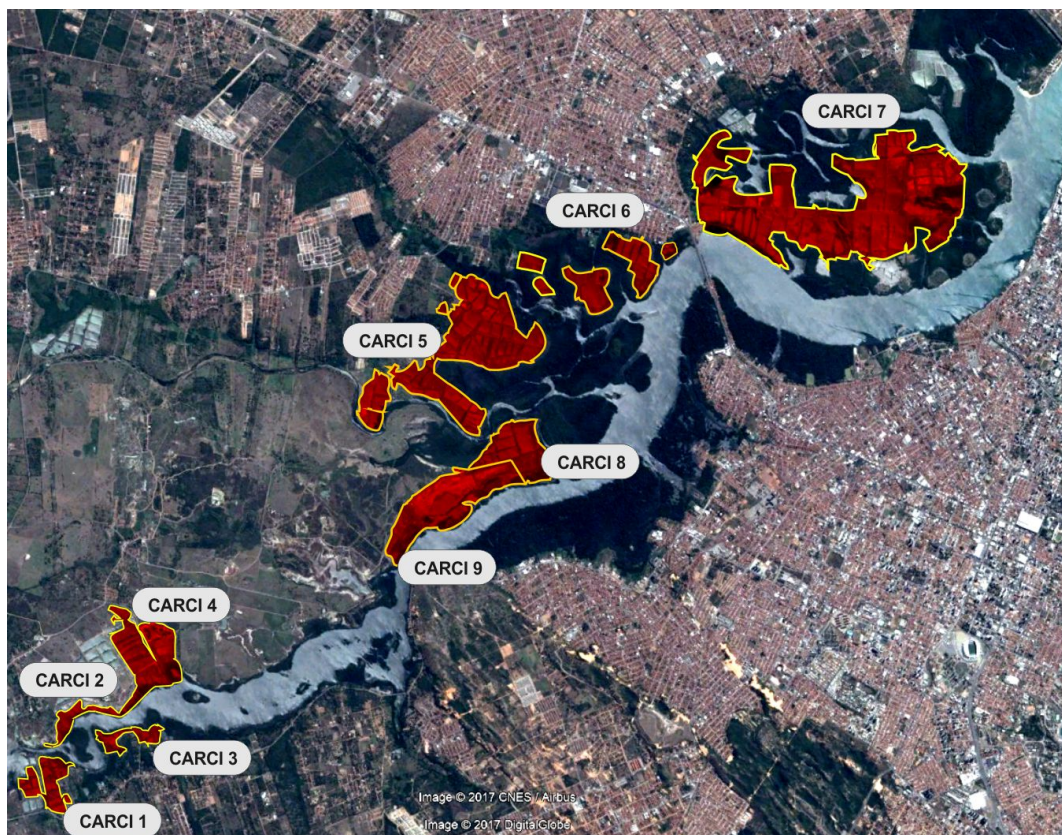


Fonte: Próprio Autor.

As vazões das fazendas de carcinicultura foram obtidas a partir das áreas dos viveiros, determinadas utilizando a ferramenta *Google Earth*[®]. Foram delimitados polígonos sobre as regiões onde é possível identificar a presença de viveiros de carcinicultura, considerando uma imagem histórica do ano de 2008. Estas regiões foram chamadas de CARCI, numeradas de 1 a 9, e tiveram sua área determinada (Figura 3.7). De acordo com Cunha

(2010), os viveiros possuem profundidade aproximadamente igual, de cerca de 1,0 m, sendo possível assim determinar os volumes de água de cada CARCI, bem como o volume de troca diária das águas dos viveiros para o cenário Carcinicultura (3% do volume total, considerando o sistema de cultivo semi-intensivo). Foi considerado o tempo de 4 horas para o cálculo das vazões das trocas diárias e da despesca, utilizando os volumes dos viveiros. Os valores obtidos neste processo podem ser vistos na Tabela 3.2, onde também é possível ver o somatório dos volumes e vazões provenientes das CARCI. Estes valores são muito altos quando comparados, por exemplo, com as vazões provenientes dos rios afluentes (Figura 3.6), uma vez que uma das simplificações deste trabalho é considerar que as despescas acontecem de forma simultânea em todas as áreas CARCI. Na análise feita da imagem histórica, não foi possível determinar com precisão que toda a região que compõe a área CARCI 7 é ocupada por carcinicultura; assim, apenas 25% desta área foi utilizada para calcular as vazões de trocas diárias e de despesca. A Figura 3.8 ilustra o comportamento das vazões dos viveiros definidas ao longo de um ano.

Figura 3.7 - Localização das áreas CARCI no ano de 2008.



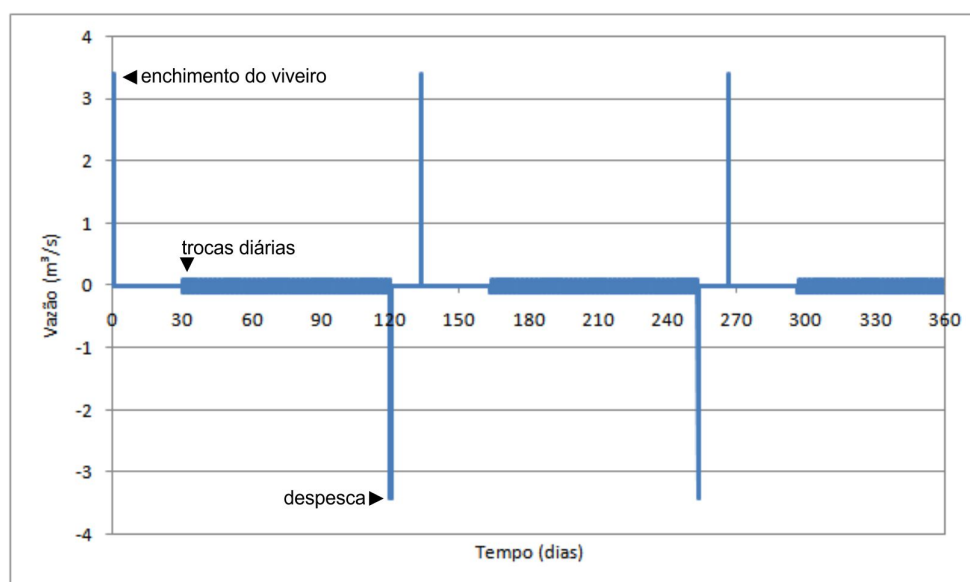
Fonte: Próprio Autor.

Tabela 3.2 - Informações sobre as áreas CARCI.

Região	Volume dos viveiros (m ³)	Volume da troca diária (3%) (m ³)	Vazão da despesca (m ³ /s)	Vazão da troca diária (m ³ /s)
CARCI 1	278728,0	8361,84	19,3	0,58
CARCI 2	162713,0	4881,39	11,3	0,34
CARCI 3	141540,0	4246,2	9,83	0,29
CARCI 4	544561,0	16336,83	37,8	1,13
CARCI 5	1677012,0	50310,36	116	3,49
CARCI 6	692667,0	20780,01	48,1	1,44
CARCI 7	3521874,0	105656,22	61	1,835
CARCI 8	445428,0	13362,84	30,9	0,93
CARCI 9	912411,0	27372,33	63,3	1,90
Total	8376934,0	251308,0	397,53	11,935

Fonte: Próprio Autor.

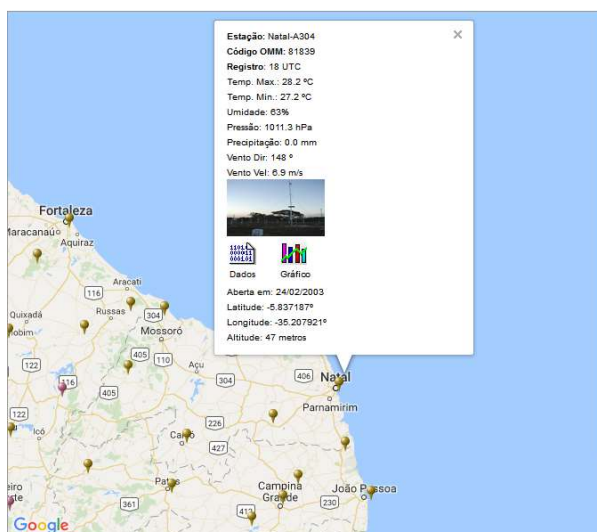
Figura 3.8 - Variação temporal das vazões das áreas CARCI ao longo de um ano.



Fonte: Próprio Autor.

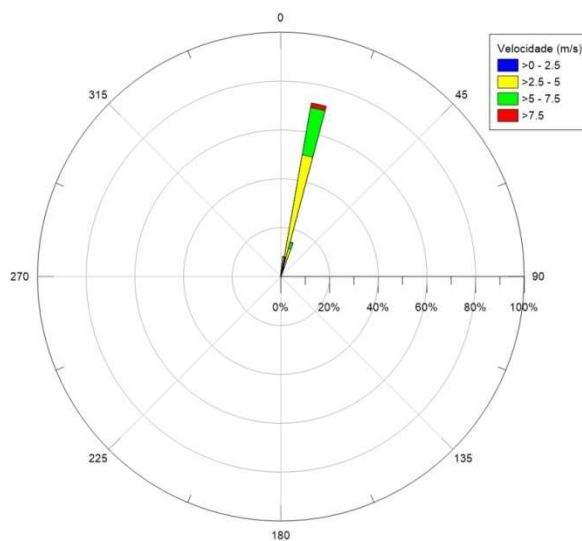
As informações sobre os ventos utilizados na modelagem (direção e velocidade) foram obtidas junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), estação automática Natal-A304 (Figura 3.9), durante todo o ano de 2008. Predominam as direções Norte e Norte-Nordeste, com intensidade variando de 0,0 a 10,0 m/s. (Figuras 3.10 e 3.11). Segundo Figueiredo (2007), a influência dos ventos da circulação hidrodinâmica no estuário do rio Potengi não é significativa.

Figura 3.9 - Localização da estação automática Natal- A304 do INMET.



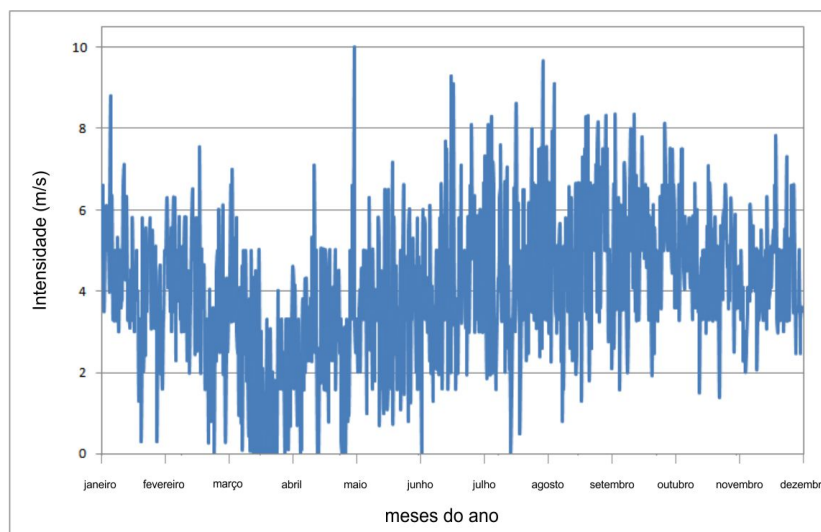
Fonte: Adaptado de INMET.

Figura 3.10 - Rosa dos ventos do ano de 2008, de acordo com os dados da estação automática Natal-A304.



Fonte: Próprio Autor.

Figura 3.11 - Velocidade do vento no ano de 2008, de acordo com os dados da estação automática Natal-A304.



Fonte: Próprio Autor.

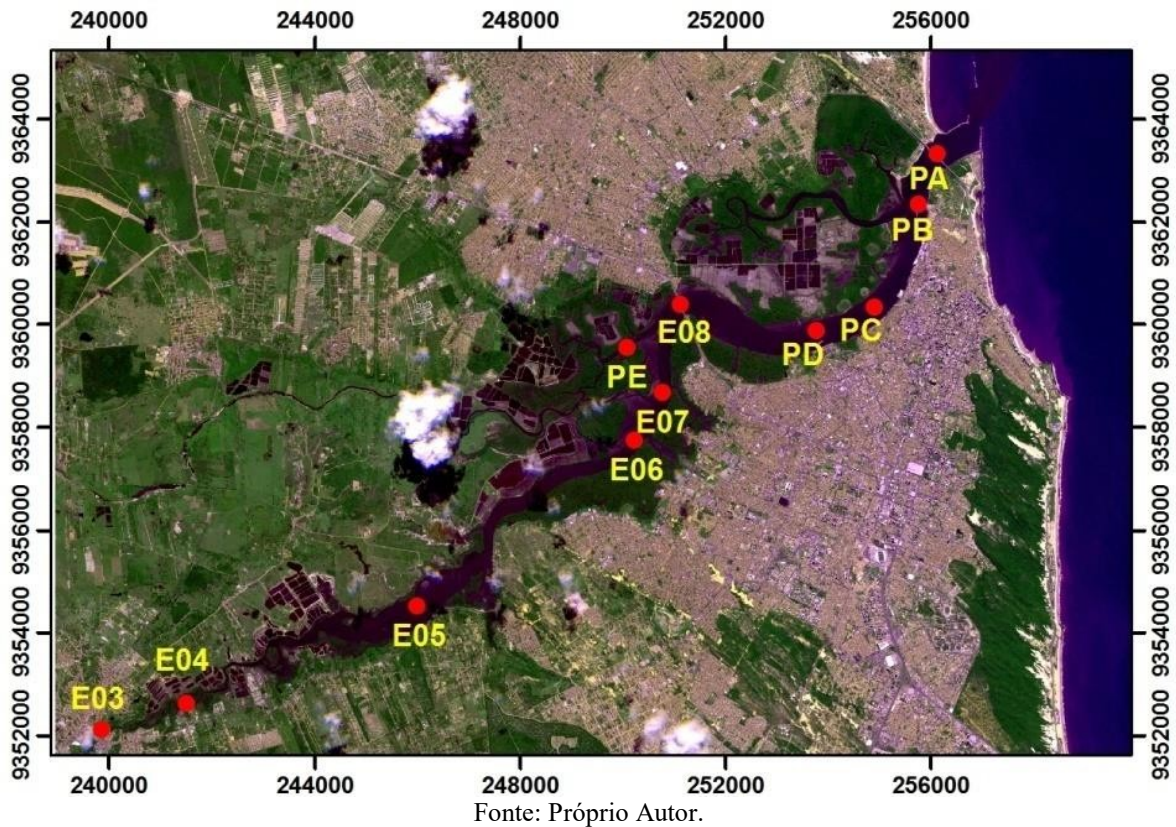
3.3 DADOS SECUNDÁRIOS UTILIZADOS NO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA

Para a simulação do transporte das variáveis de estado, é necessário fornecer ao modelo dados sobre as concentrações das variáveis de estado presentes nas águas que afluem ao estuário, provenientes dos rios Jundiáí, Potengi e Doce, do Canal do Baldo, e dos viveiros de carcinicultura.

Informações sobre as concentrações das variáveis de estado da área de estudo foram definidas a partir dos dados obtidos junto ao Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente (IDEMA, 2008a; IDEMA, 2008b; IDEMA, 2008c) do Rio Grande do Norte, disponíveis em relatórios técnicos sobre o monitoramento da qualidade das águas dos trechos dos rios Jundiáí e Potengi sob influência das marés, realizado nos meses de abril, julho e outubro de 2008. A cada mês, foram feitas duas coletas no mesmo dia: uma coleta na maré baixa e outra na maré alta, a partir das quais foram feitas análises de qualidade da água para um conjunto de variáveis de estado, incluindo oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total e fósforo total, além de outros como sólidos totais, turbidez, cor verdadeira, teor de óleos e graxas, salinidade, cobre, chumbo, cádmio, níquel, mercúrio, zinco e cromo. A localização dos pontos de interesse para este

trabalho, chamados “estações de monitoramento”, pode ser vista na Figura 3.12. Os pontos PA, PB, PC, PD e PE foram analisados apenas em abril de 2008.

Figura 3.12 - Localização das Estações de Monitoramento do IDEMA.



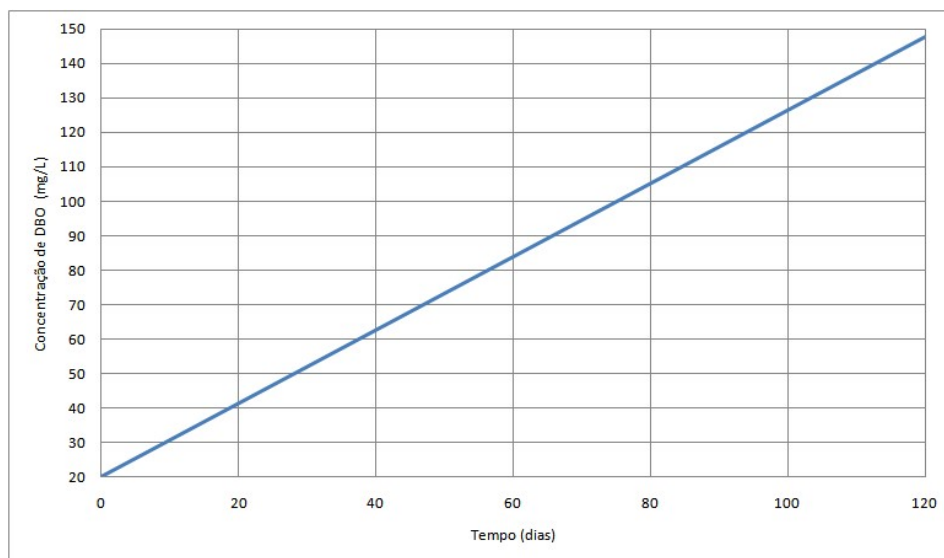
As informações sobre os efluentes de carcinicultura necessárias ao desenvolvimento deste trabalho foram retiradas de trabalhos disponíveis na literatura, e estão disponíveis na Tabela 3.3.

Cunha (2010) determinou as concentrações médias de nutrientes nos efluentes de carcinicultura a partir do monitoramento de quatro fazendas de criação de camarão localizadas no estuário do Potengi; fazendas estas com diferentes formas de cultivo e operação dos viveiros. Foram realizadas coletas dos efluentes na saída dos viveiros, e as amostras foram analisadas no Laboratório do Núcleo de Estudos em Petróleo e Gás Natural do Departamento de Química da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), onde foram determinadas as concentrações médias das variáveis de estado nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), cobre, zinco, cádmio, chumbo e mercúrio, de acordo com metodologias do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2000). Neste trabalho, o nitrogênio total foi dividido em nitrogênio orgânico (20% do

nitrogênio total), nitrato (50% do nitrogênio total) e amônia (30% do nitrogênio total), enquanto o fósforo foi dividido em fósforo orgânico (30% do fósforo total) e fósforo inorgânico (70% do fósforo total).

Jerônimo e Balbino (2012), utilizando procedimentos baseados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998), analisaram a qualidade da água no início e no fim do ciclo produtivo de camarões na região estuarina na cidade de Senador Georgino Avelino, no Rio Grande de Norte, e constataram que há um aumento de cerca de 750% no teor de DBO; no início, a concentração de DBO era de 20 mg/L, e, no final, a concentração de DBO era de 150 mg/L. Os autores não fizeram separação entre os sistemas de cultivo das fazendas analisadas, motivo pelo qual, neste trabalho, adotou-se a concentração de 20 mg/L no início e 150 mg/L no fim dos ciclos de cultivo de todos os sistemas. A partir destes valores foi feita uma relação linear, e assim calculadas as concentrações para diversos instantes de tempo ao longo do período de cultivo (120 dias) (Figura 3.13).

Figura 3.13 - Variação temporal das concentrações de DBO nos viveiros durante um ciclo de cultivo.



Fonte: Próprio Autor.

Tabela 3.3 - Informações sobre as variáveis de estado para os efluentes de carcinicultura.

Sistema de cultivo	Duração do ciclo (dias) ¹	Intervalo entre ciclos (dias) ¹	Concentração média de nitrogênio total na despesca (mg/L) ¹	Concentração média de fósforo total na despesca (mg/L) ¹	Concentração média de DBO na despesca (mg/L) ²
Extensivo	90	10	0,15	0,05	150
Semi-extensivo	120	10	2,04	0,13	150
Semi-intensivo	120	12	2,62	0,15	150
Intensivo	120	20	2,74	0,33	150

Fonte: ¹Cunha (2010), ²Jerônimo e Balbino (2012).

3.4 DEFINIÇÃO DOS CENÁRIOS DE MODELAGEM

As simulações da circulação hidrodinâmica e do transporte das variáveis de estado foram realizadas para diferentes condições de contorno. Neste sentido, é possível definir dois cenários de simulação: Branco e Carcinicultura. Nos dois cenários foram simulados 367 dias, com as vazões médias dos rios, vento e maré previstos para o ano de 2008. Com as cargas definidas para cenário Carcinicultura, foi criado um terceiro cenário, no qual foram realizadas simulações do transporte das variáveis de estado para um período de 08 anos, considerando 08 ciclos de 365 dias; para cada ciclo de um ano foram determinados os padrões de circulação. Isto é necessário para verificar o comportamento do estuário em uma escala temporal compatível com os seus usos. A Tabela 3.4 mostra a definição dos cenários de modelagem.

Tabela 3.4 - Definição dos cenários de modelagem.

Cenário	Características
Branco	Cargas de nutrientes dos rios + Canal do
Carcinicultura	Cargas de nutrientes dos rios + Canal do Baldo + Viveiros de
LP	Cenário CARCINICULTURA repetido por 08 anos

Fonte: Próprio Autor.

O cultivo semi-intensivo é o mais usado no Brasil (BONINI, 2006), sendo este sistema considerado na simulação do cenário Carcinicultura. Foi determinada a duração do ciclo de cultura de 120 dias, com intervalo de 12 dias (Tabela 3.3). A simulação englobando um ano hidrológico permite observar o que acontece quando os rios afluentes apresentam vazão, e também nos períodos de estiagem destes rios.

Os coeficientes, taxas e parâmetros utilizados pelo SisBaHiA[®] na modelagem da qualidade da água são mostrados na Tabela 3.5 (ROSMAN, 2016). Os valores adotados nas simulações deste trabalho são indicados na referência técnica do modelo.

Tabela 3.5 - Coeficientes, taxas e parâmetros utilizados pelo SisBaHiA.

Símbolo	Parâmetro	Valor utilizado	Unidade
E_z	Eficiência de predação do zooplâncton sobre algas	0.6	-
f_{D5}	Fração de DBO dissolvida na coluna d'água	0,500	-
f_{D7}	Fração de nitrogênio orgânico dissolvida na coluna d'água	1,000	-
f_{D8}	Fração de fósforo orgânico dissolvido na coluna d'água	0,850	-
f_{on}	Fração de morte e respiração do fitoplâncton reciclada para nitrogênio orgânico	0,500	-
f_{op}	Fração de morte e respiração do fitoplâncton reciclada para fósforo orgânico	0,500	-
I_s	Nível ótimo de luz	300	ly/d
$k_{12(20)}$	Coeficiente de nitrificação em 20°C	0,300	1/d
$K_{2D(20)}$	Coeficiente de desnitrificação em 20°C	0,100	1/d
$k_{71(20)}$	Coeficiente de amonificação em 20°C	0,030	1/d
$k_{83(20)}$	Coeficiente de mineralização do fósforo orgânico em 20°C	0,030	1/d
$k_{83(20)}$	Coeficiente de mineralização do fósforo orgânico em 20°C	0,200	1/d
k_{a20}	Coeficiente de reaeração em 20°C	1,380	1/d
k_{a20}	Coeficiente de reaeração em 20°C	0,800	1/d
k_{am}	Constante de meia saturação para preferência de amônia	50	µgN/L
k_{D20}	Coeficiente de desoxigenação em 20°C	0,200	1/d
k_{DBO}	Constante de meia saturação para oxidação da DBO	0,500	mgO ₂ /L
k_{ea}	Taxa de mortalidade do fitoplâncton	0,050	1/d
k_{ez}	Taxa de mortalidade do fitoplâncton	0,100	1/d
k_{g20}	Taxa de crescimento do fitoplâncton a 20°C	2,000	1/d
k_{gz20}	Taxa de predação do fitoplâncton pelo zooplâncton a 20°C	1,500	m ³ /gC/d
k_{gzc20}	Perdas do zooplâncton por predação	0,030	1/d
k_{NIT}	Constante de meia saturação da nitrificação por limitação de oxigênio	2,000	mgO ₂ /L

Continuação da Tabela 3.5.

Símbolo	Parâmetro	Valor utilizado	Unidade
k_{NO3}	Constante de meia saturação da desnitrificação por limitação de oxigênio	0,1	mgO ₂ /L
k_{Ra20}	Perdas de fitoplâncton por respiração e excreção a 20°C	0,100	1/d
k_{Rz20}	Perdas do zooplâncton por respiração e excreção a 20°C	0,030	1/d
k_{sa}	Constante de meia saturação para predação de zooplâncton sobre alga	10,0	µgChla/L
k_{sN}	Constante de meia saturação de N	100,0	µgN/L
k_{sP}	Constante de meia saturação de P	35,0	µgP/L
k_{uN}	Constante de meia saturação de para o consumo de N	0,100	mgN/L
k_{uP}	Constante de meia saturação para o consumo de P	0,050	mgP/L
r_{ca}	Razão carbono/clorofila nas células das algas	50,0	gC/gChla
r_{namax}	Razão nitrogênio/clorofila máxima nas células das algas	10,000	mgN/mgChla
r_{namin}	Razão nitrogênio/clorofila mínima nas células das algas	2,000	mgN/mgChla
r_{pamax}	Razão fósforo/clorofila máxima nas células das algas	5,000	mgP/mgChla
r_{pamin}	Razão fósforo/clorofila mínima nas células das algas	0,500	mgN/mgChla
SOD_{20}	Demanda de oxigênio no sedimento em 20°C	1,000	gO ₂ /m ² d
V_{fr}	Velocidade de precipitação do fósforo inorgânico	0,400	m/d
V_{s3}	Velocidade de deposição de substância orgânica	0,010	m/d
V_{s4}	Velocidade de sedimentação da biomassa	0,050	m/d

Fonte: Rosman (2016).

Para a simulação do modelo de circulação hidrodinâmica, faz-se necessário estabelecer as condições de contorno para o campo de velocidades e para a posição da superfície livre (ROSMAN, 2016). Nas fronteiras de terra, a velocidade normal foi considerada nula, ao tempo que, nos pontos localizados nos rios afluentes, no Canal do Baldo e naqueles escolhidos para o lançamento dos efluentes de cada CARCI, foram prescritas vazões médias. Nestes pontos, a componente tangencial da velocidade foi fixada como zero. Na fronteira aberta foi imposta inicialmente a elevação do nível da água na data e hora de início da modelagem, caracterizando o limite temporal da simulação do modelo.

Na simulação das variáveis de estado, foram definidos os valores nos pontos onde as vazões afluentes dos rios, do Canal do Baldo e das CARCI foram impostas.

Para os rios afluentes, estes valores foram determinados de acordo com os dados dos relatórios do IDEMA, citados anteriormente. Os dados da estação de monitoramento E03, localizada à montante da malha, foram escolhidos como condição de contorno (Tabela 3.6), cujas medições foram promediadas e interpoladas. Foram consideradas as concentrações de fósforo orgânico e fósforo inorgânico iguais a 30% e 70% da concentração de fósforo total, respectivamente.

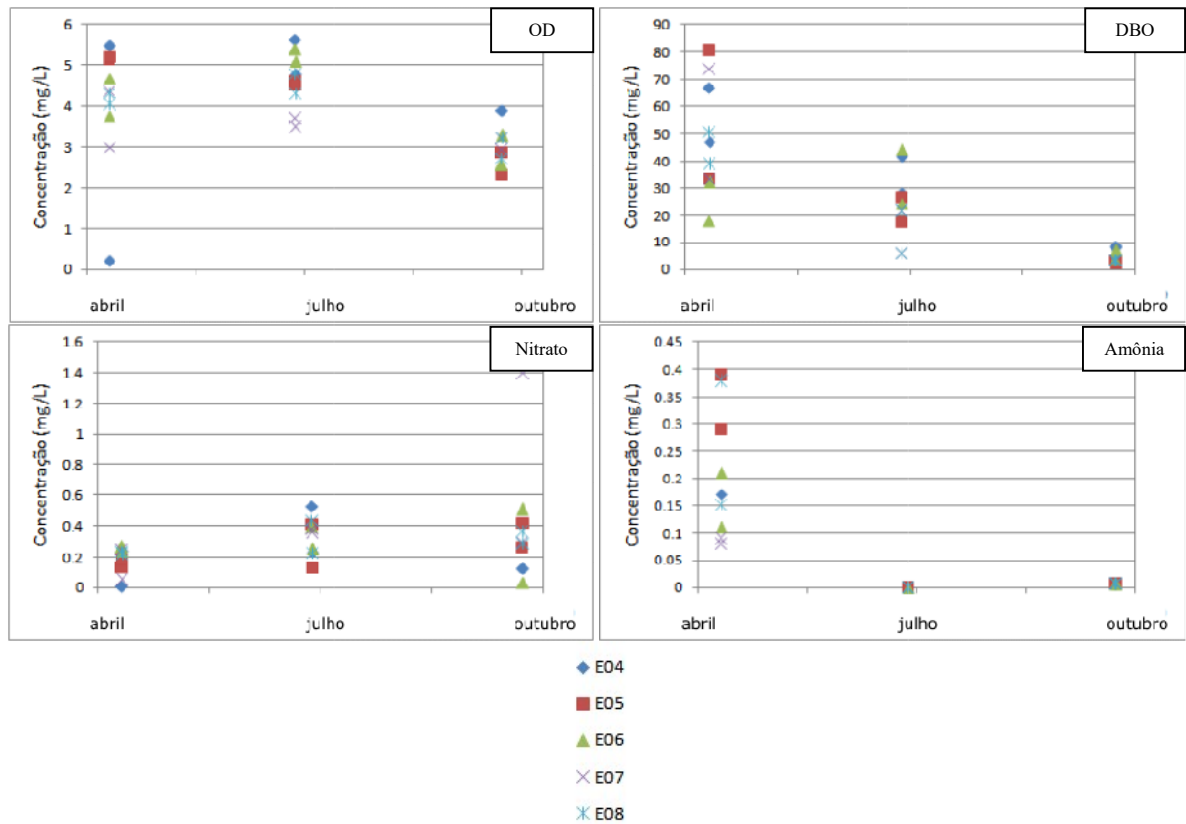
Tabela 3.6 - Dados de qualidade da água da estação E03 (localizada à montante da malha), utilizados como condição de contorno para os rios.

Variável de estado	Abril (maré alta)	Abril (maré baixa)	Julho (maré alta)	Julho (maré baixa)	Outubro (maré alta)	Outubro (maré baixa)
OD (mg/L)	1,06	3,30	3,40	3,60	5,72	1,06
DBO(mg/L)	50,00	48,50	50,87	46,47	4,50	7,50
Nitrogênio Total(mg/L)	0,28	0,83	1,47	0,89	1,68	1,60
Fósforo Total(mg/L)	0,56	0,45	0,24	0,04	0,67	0,69
Temperatura(°C)	29,40	29,00	29,00	27,60	30,38	27,48
Nitrito(mg/L)	0,00	0,10	0,03	0,02	0,01	0,02
Nitrato(mg/L)	0,02	0,39	0,04	0,29	0,05	0,08
Nitrogênio amoniacal(mg/L)	0,31	0,41	0,01	0,02	0,18	0,017

Fonte: Próprio Autor.

Para fins de ajuste dos parâmetros do SisBaHiA[®], são utilizados os valores obtidos nas medições do IDEMA ao longo do canal estuarino nas estações E04, E05, E06, E07 e E08. As medições do IDEMA mostram uma tendência entre os meses de abril e outubro (Figura 3.14): há redução dos teores de OD, DBO, amônia e fósforo total, ao tempo que há um aumento na concentração de nitrato, que pode ser explicado pelo aumento da nitrificação, com consequente consumo de oxigênio.

Figura 3.14 - Dados medidos de OD, DBO, nitrato e amônia pelo IDEMA nas estações E04, E05, E06, E07 e E08.



Fonte: Próprio Autor.

As cargas dos efluentes dos viveiros de carcinicultura foram determinadas de acordo com as informações mostradas na Tabela 3.3. Os valores utilizados como condição de contorno para os rios e os viveiros de carcinicultura estão disponíveis nas Tabelas 3.7 e 3.8.

Tabela 3.7 – Valores de temperatura, salinidade e concentrações de amônia, nitrato e nitrogênio orgânico para rios e viveiros, considerados como condição de contorno.

Tempo (dias)	Temperatura (°C)		Salinidade (UPS)		Amônia (mg/L)		Nitrato (mg/L)		Nitrogênio Orgânico (mg/L)	
	Rios	Viveiros	Rios	Viveiros	Rios	Viveiros	Rios	Viveiros	Rios	Viveiros
0,0	29,200	27,0	0,0	15,0	0,360	0,612	0,206	1,02	0,000	0,408
30,5	28,809	27,0	0,0	15,0	0,298	0,612	0,197	1,02	0,253	0,408
61,0	28,833	27,0	0,0	15,0	0,382	0,612	0,181	1,02	0,364	0,408
91,5	28,300	27,0	0,0	15,0	0,022	0,612	0,168	1,02	0,989	0,408
122,0	28,880	27,0	0,0	15,0	0,510	0,612	0,170	1,02	0,442	0,408
152,5	28,904	27,0	0,0	15,0	0,553	0,612	0,175	1,02	0,407	0,408
183,0	28,930	27,0	0,0	15,0	0,887	0,612	0,070	1,02	0,682	0,408
213,5	28,952	27,0	0,0	15,0	0,597	0,612	0,206	1,02	0,193	0,408
244,0	28,975	27,0	0,0	15,0	0,598	0,612	0,232	1,02	0,013	0,408
274,5	28,999	27,0	0,0	15,0	0,586	0,612	0,264	1,02	0,000	0,408
305,0	29,023	27,0	0,0	15,0	0,559	0,612	0,304	1,02	0,000	0,408
335,5	29,046	27,0	0,0	15,0	0,519	0,612	0,351	1,02	0,000	0,408
366,0	29,200	27,0	0,0	15,0	0,360	0,612	0,206	1,02	0,000	0,408

Fonte: Próprio Autor.

Tabela 3.8 – Valores de concentração de fósforo orgânico, fósforo inorgânico, OD, DBO e clorofila-a para rios e viveiros, considerados como condição de contorno.

Tempo (s)	Fósforo orgânico (mg/L)		Fósforo inorgânico (mg/L)		OD (mg/L)		DBO (mg/L)		Clorofila-a (µg/L)	
	Rios	Viveiros	Rios	Viveiros	Rios	Viveiros	Rios	Viveiros	Rios	Viveiros
0,0	0,153	0,039	0,358	0,091	2,180	4,0	49,250	20,000	5,0	5,0
30,5	0,114	0,039	0,266	0,091	2,762	4,0	46,354	46,352	5,0	5,0
61,0	0,087	0,039	0,203	0,091	3,185	4,0	37,897	72,704	5,0	5,0
91,5	0,042	0,039	0,09	0,091	3,500	4,0	48,670	99,056	5,0	5,0
122,0	0,058	0,039	0,135	0,091	3,822	4,0	25,148	150,000	5,0	5,0
152,5	0,056	0,039	0,131	0,091	4,037	4,0	20,857	20,000	5,0	5,0
183,0	0,205	0,039	0,479	0,091	3,390	4,0	6,000	46,352	5,0	5,0
213,5	0,077	0,039	0,180	0,091	4,257	4,0	16,442	72,704	5,0	5,0
244,0	0,100	0,039	0,233	0,091	4,264	4,0	16,318	99,056	5,0	5,0
274,5	0,131	0,039	0,306	0,091	4,200	4,0	17,582	150,000	5,0	5,0
305,0	0,171	0,039	0,399	0,091	4,068	4,0	20,235	20,000	5,0	5,0
335,5	0,219	0,039	0,511	0,091	3,866	4,0	24,278	46,352	5,0	5,0
366,0	0,153	0,039	0,358	0,091	2,180	4,0	49,250	72,704	5,0	5,0

Fonte: Próprio Autor.

As características atribuídas ao efluente do Canal do Baldo são mostradas na Tabela 3.9, sendo usados como referência os valores mostrados em Von Sperling (2005), considerando que parte do efluente passa pela ETE do Baldo e é tratada, e outra parte é composta por lançamentos clandestinos de esgoto doméstico e drenagem de água pluvial.

Tabela 3.9 - Características do efluente do Canal do Baldo.

Variável de estado	Concentração
DBO	100,0 mg/L
Oxigênio dissolvido	0,0 mg/L
Amônia	25,0 mg/L
Nitrato	0,0 mg/L
Nitrogênio orgânico	20,0 mg/L
Fósforo inorgânico	5,0 mg/L
Fósforo orgânico	2,0 mg/L
Temperatura	27 °C
Salinidade	0,0 ups

Fonte: Próprio Autor.

Sem nenhum resultado prévio que pudesse ser usado como condição inicial de simulação, foram considerados nulos o campo de velocidades em todos os pontos da grade, e a elevação em todo o domínio, caracterizando uma “partida a frio”. Esta é uma prática usual, uma vez que determinar as condições iniciais que caracterizem um estágio da circulação é uma tarefa difícil. A solução dada pelo modelo tende aos valores reais, normalmente após poucos ciclos de maré. Ribeiro (2012) utilizou o SisBaHiA[®] para simular a ação do vento e da dispersão de contaminantes no estuário do rio Potengi dando uma partida a frio, e observou que o modelo entrou em regime em menos de 3 ciclos de maré.

Para a simulação do transporte das variáveis de estado, foram definidos como condição inicial valores uniformes para todas as variáveis de estado. Estes valores podem ser vistos na Tabela 3.10. A escolha dos mesmos foi baseada na resolução CONAMA 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos d’água e diretrizes de enquadramento, ao tempo que estabelece as condições e padrões para lançamento de efluentes. Considerou-se o estuário do rio Potengi como um corpo d’água salobro de classe 1, uma vez que pode ser destinado à aquicultura. As condições iniciais são iguais para todos os cenários.

Tabela 3.10 - Condições iniciais de qualidade da água.

Variável de estado	Valor inicial
Salinidade	0,05 UPS
Temperatura	20° C
Amônia	0,4 mg/L
Nitrato	0,4 mg/L
OD	6,0 mg/L
DBO	3,0 mg/L
Nitrogênio orgânico	0,0 mg/L
Fósforo inorgânico	0,0 mg/L
Fósforo orgânico	0,025 mg/L
Clorofila	0,05 µg/L
Zooplâncton	0,0

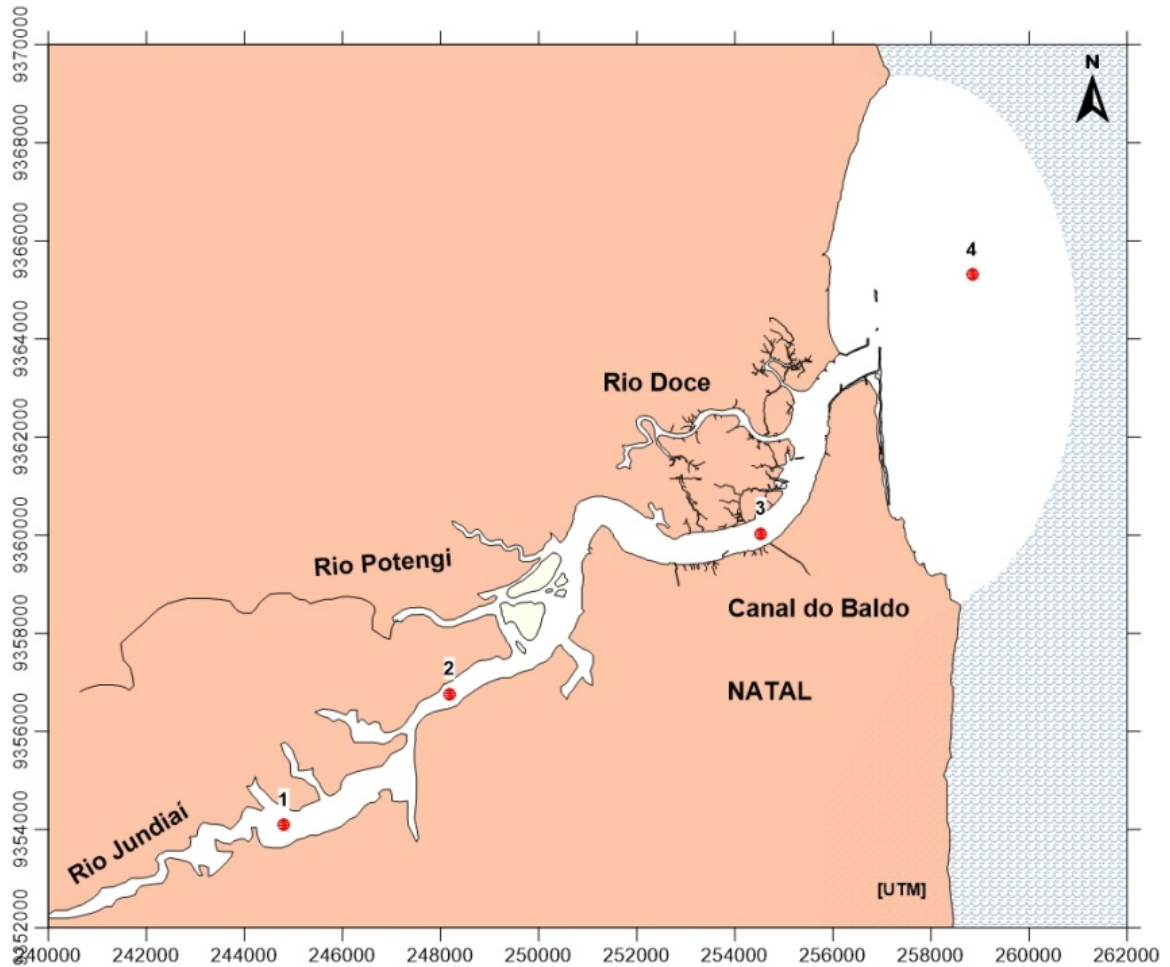
Fonte: Próprio Autor.

4 RESULTADOS

Nesta seção são apresentados e discutidos os resultados obtidos nas simulações com o SisBaHiA[®] no estuário do rio Potengi. Primeiramente são apresentados os resultados do modelo de circulação hidrodinâmica para os cenários Branco e Carcinicultura, que são analisados a partir dos resultados obtidos para a posição da superfície livre da água e para os campos de velocidades (em módulo e residual). Em seguida, são apresentados os resultados do modelo de qualidade da água para os cenários Branco e Carcinicultura, utilizando as concentrações de oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrato, amônia, nitrogênio orgânico, fósforo orgânico e fósforo inorgânico como indicadoras da qualidade da água no estuário. Por fim, são apresentados os resultados do cenário LP, que mostra os resultados da descarga de efluentes de carcinicultura ao longo de oito anos.

As simulações de todos os cenários tiveram seus resultados armazenados espacialmente a cada hora, e temporalmente a cada 30 minutos, de modo a facilitar o tratamento dos dados e a leitura das informações. A Figura 4.1 mostra a localização das Estações (1 a 4) nas quais foram armazenadas as séries temporais dos resultados das simulações da circulação hidrodinâmica e de qualidade da água. A localização das Estações visa caracterizar as diferentes zonas do estuário, abrangendo desde uma região sob maior influência de vazão fluvial (Estação 1), passando por uma região de mistura, no meio do canal (Estação 2), uma região de mistura mais próxima da costa (Estação 3), e a região costeira adjacente (Estação 4).

Figura 4.1 - Localização das Estações onde as séries temporais dos resultados são armazenadas.

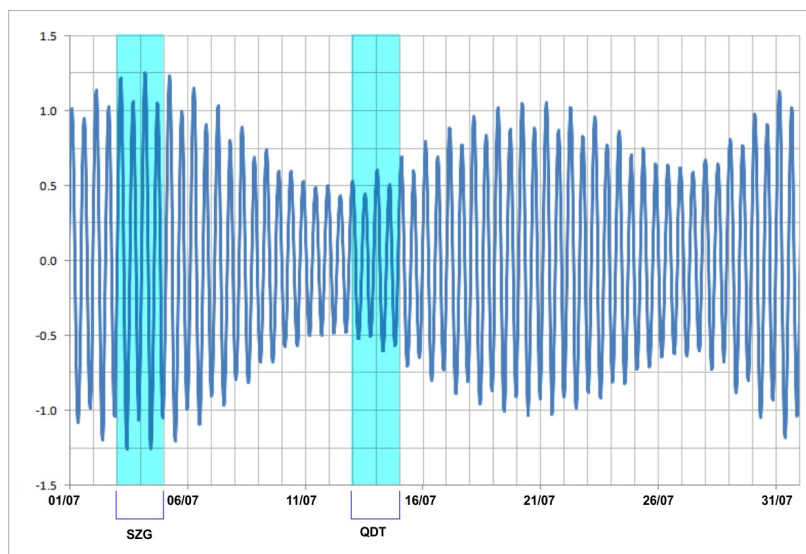


Fonte: Próprio Autor.

4.1 RESULTADOS DO MODELO DE CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA

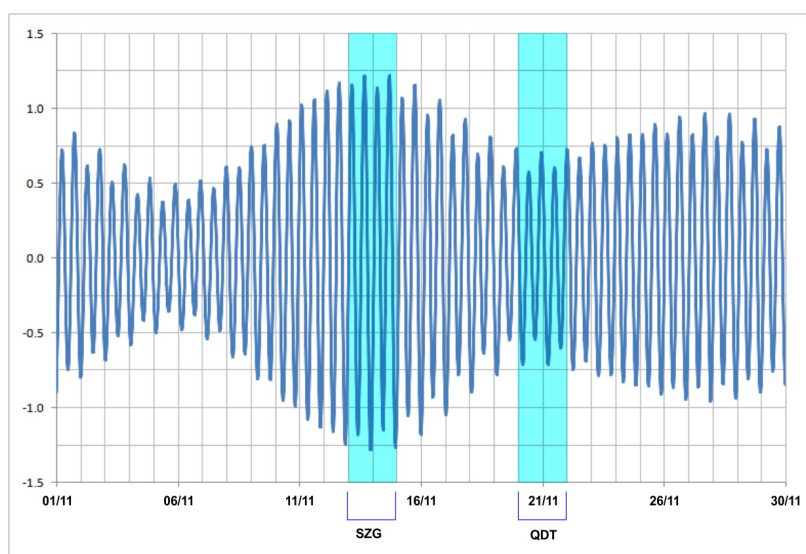
As Figuras 4.2 e 4.3 mostram as curvas de maré na Estação 4 para os meses de julho e novembro, sendo possível observar os períodos de sizígia (SZG) e quadratura (QDT) considerados para análises dos resultados neste trabalho, com o objetivo de caracterizar períodos nos quais os rios apresentam vazão (julho), e quando estão secos (novembro).

Figura 4.2 - Curva de maré no mês de julho, com destaque para os períodos de sizígia (SZG) e quadratura (QDT) considerados nas análises dos resultados.



Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.3 - Curva de maré no mês de novembro, com destaque para os períodos de sizígia (SZG) e quadratura (QDT) considerados nas análises dos resultados.

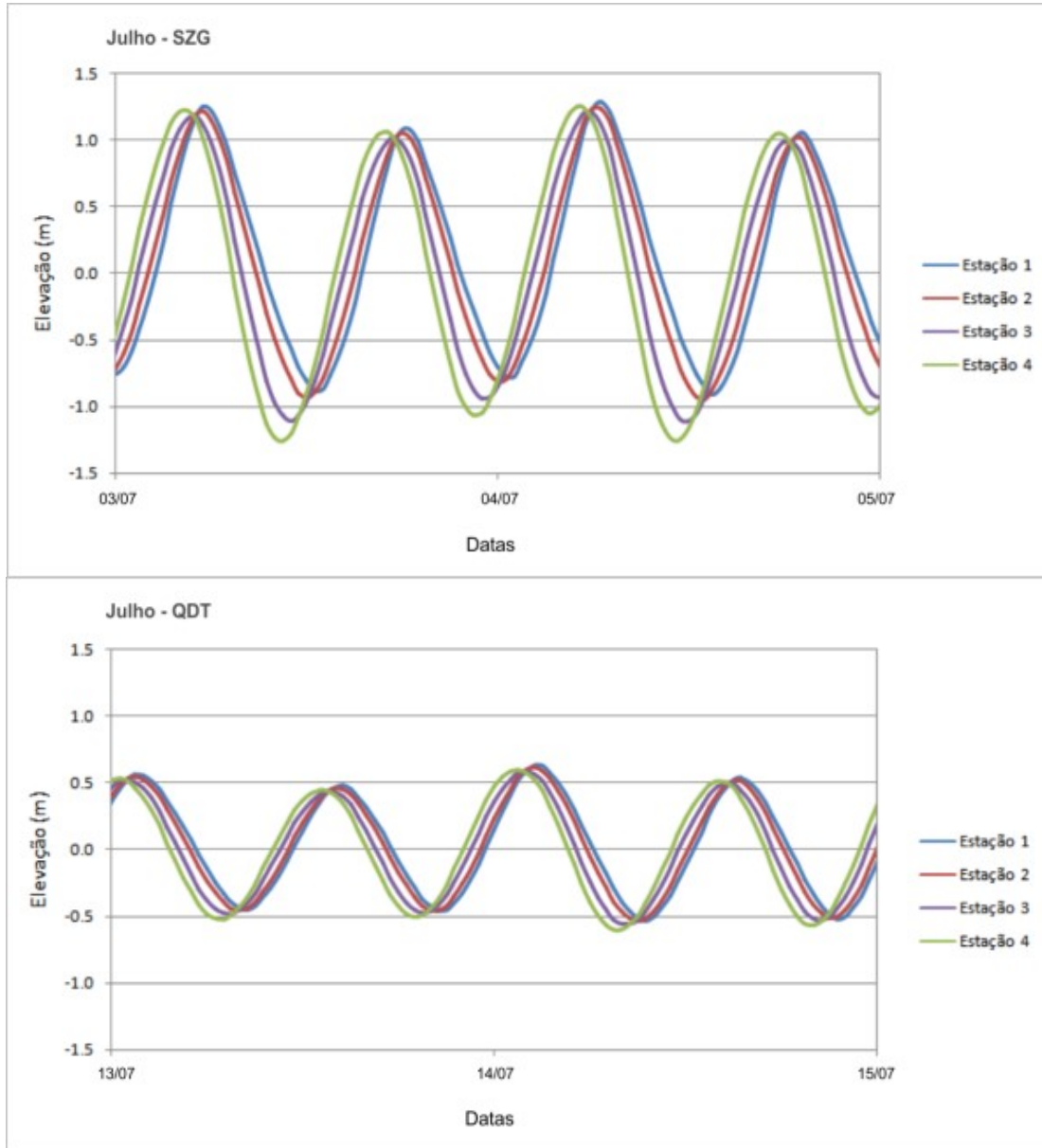


Fonte: Próprio Autor.

Visando observar a propagação da onda de maré para o interior do estuário, os dados das Estações 1, 2, 3 e 4 foram utilizados, para observar os valores de elevação da superfície livre ao longo dos períodos de sizígia e quadratura, nos meses de julho e novembro. Os resultados para os dois cenários, Branco e Carcinicultura, não apresentaram diferenças significativas, mostrando que as vazões dos viveiros de carcinicultura não

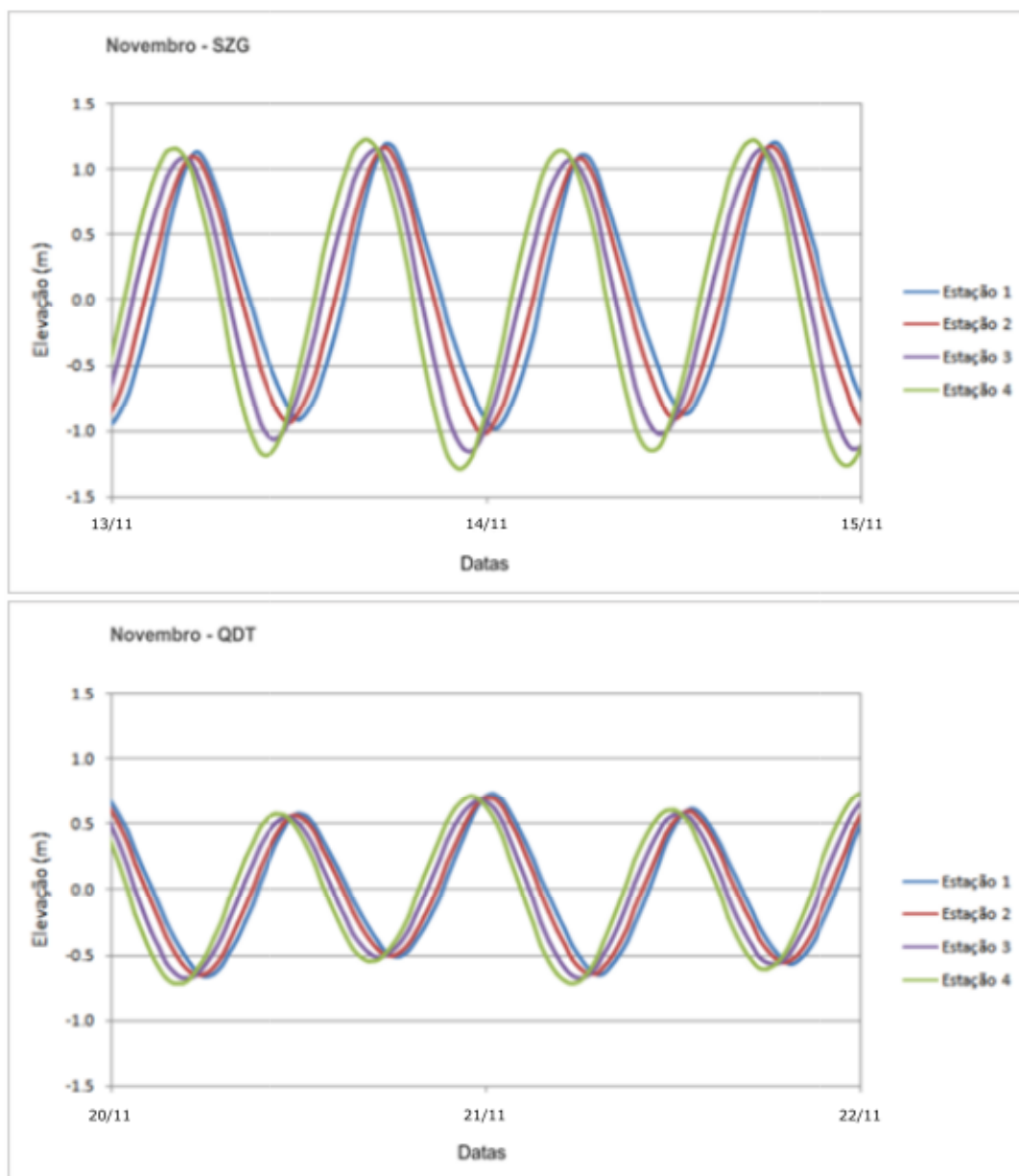
exercem influência sobre os valores de elevação no estuário. Os resultados para o cenário Carcinicultura são mostrados nas Figuras 4.4 e 4.5. Tanto em julho quanto em novembro, no período de sizígia, percebe-se a diminuição da amplitude de elevação devido à dissipação de energia por atrito à medida que a onda de maré se propaga pelo canal estuarino. A diferença de fase também é perceptível; o atraso de propagação entre as Estações 4 e 1 é de aproximadamente 1,5h no período de sizígia, e 1h no período de quadratura.

Figura 4.4 - Posição da superfície livre da água nas Estações de controle 1, 2, 3 e 4, para os períodos de sizígia (SZG) e quadratura (QDT), no mês de julho.



Fonte: Próprio Autor.

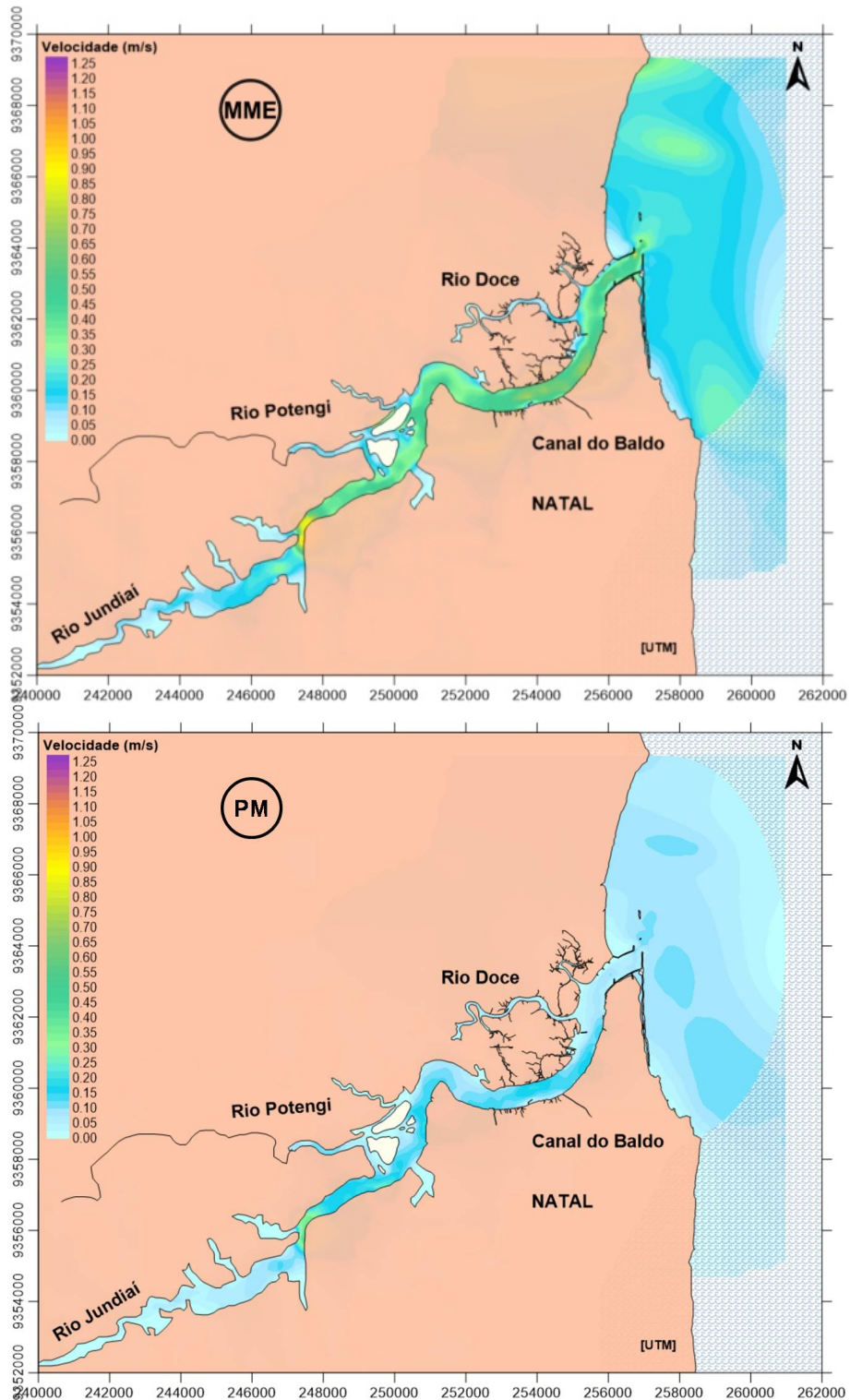
Figura 4.5 - Posição da superfície livre da água nas Estações de controle 1, 2, 3 e 4, para os períodos de sizígia (SZG) e quadratura (QDT), no mês de novembro.



Fonte: Próprio Autor.

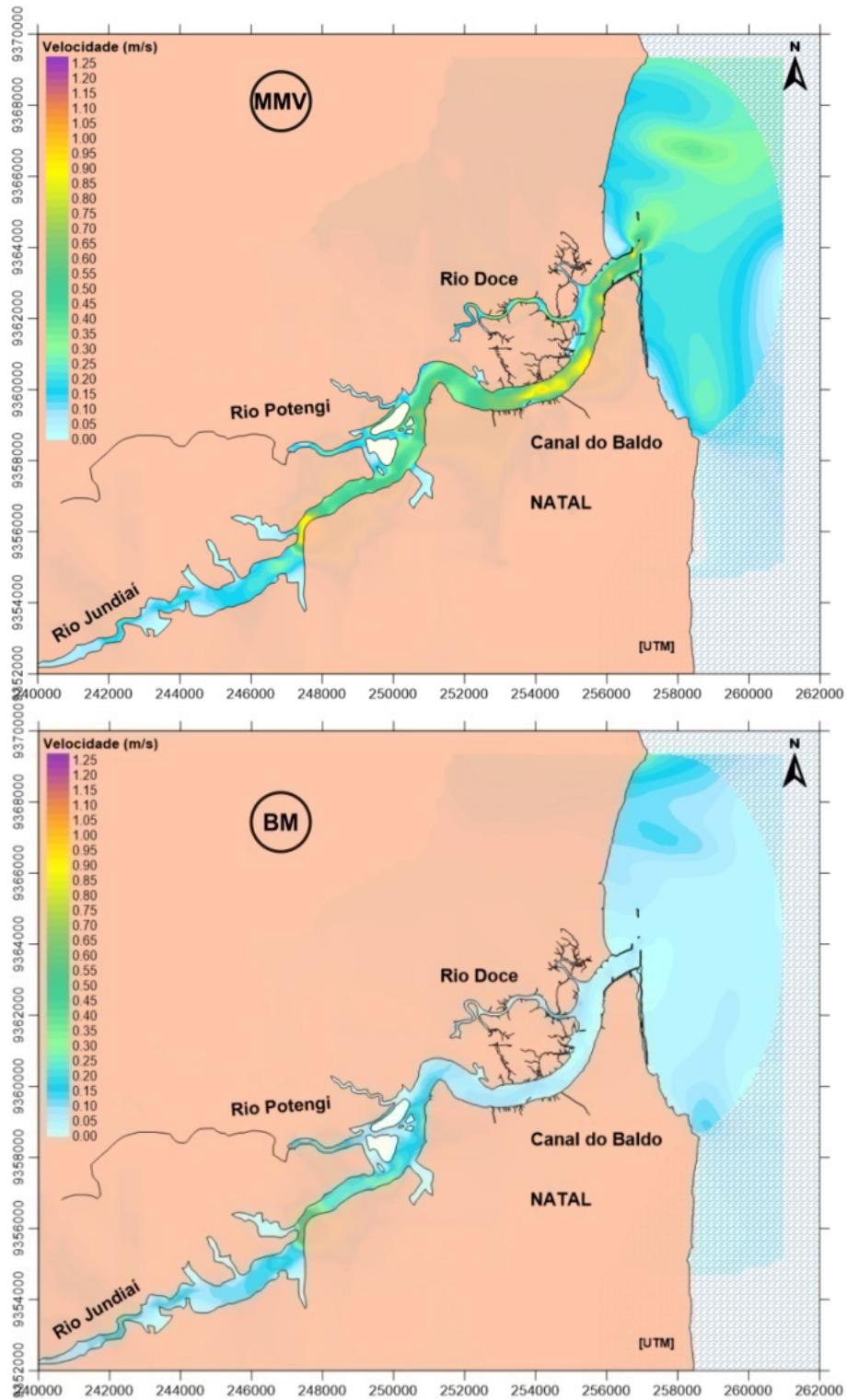
As Figuras 4.6, 4.7, 4.8 e 4.9 mostram o campo de correntes no estuário num período de sizígia, em instantes próximos dos momentos de meia-maré enchente (MME), preamar (PM), meia-maré vazante (MMV) e baixa-mar (BM), nos dias 03 de julho e 13 de novembro. Os resultados dos cenários Carcinicultura e Branco são semelhantes, logo, nos instantes analisados, as vazões provenientes das fazendas de carcinicultura não exercem influência significativa sobre o campo de correntes; por esta razão, apenas os resultados do cenário Carcinicultura são apresentados.

Figura 4.6 - Campo de correntes no domínio em 03 de julho, nos instantes de MME e PM (cenário Carcinicultura).



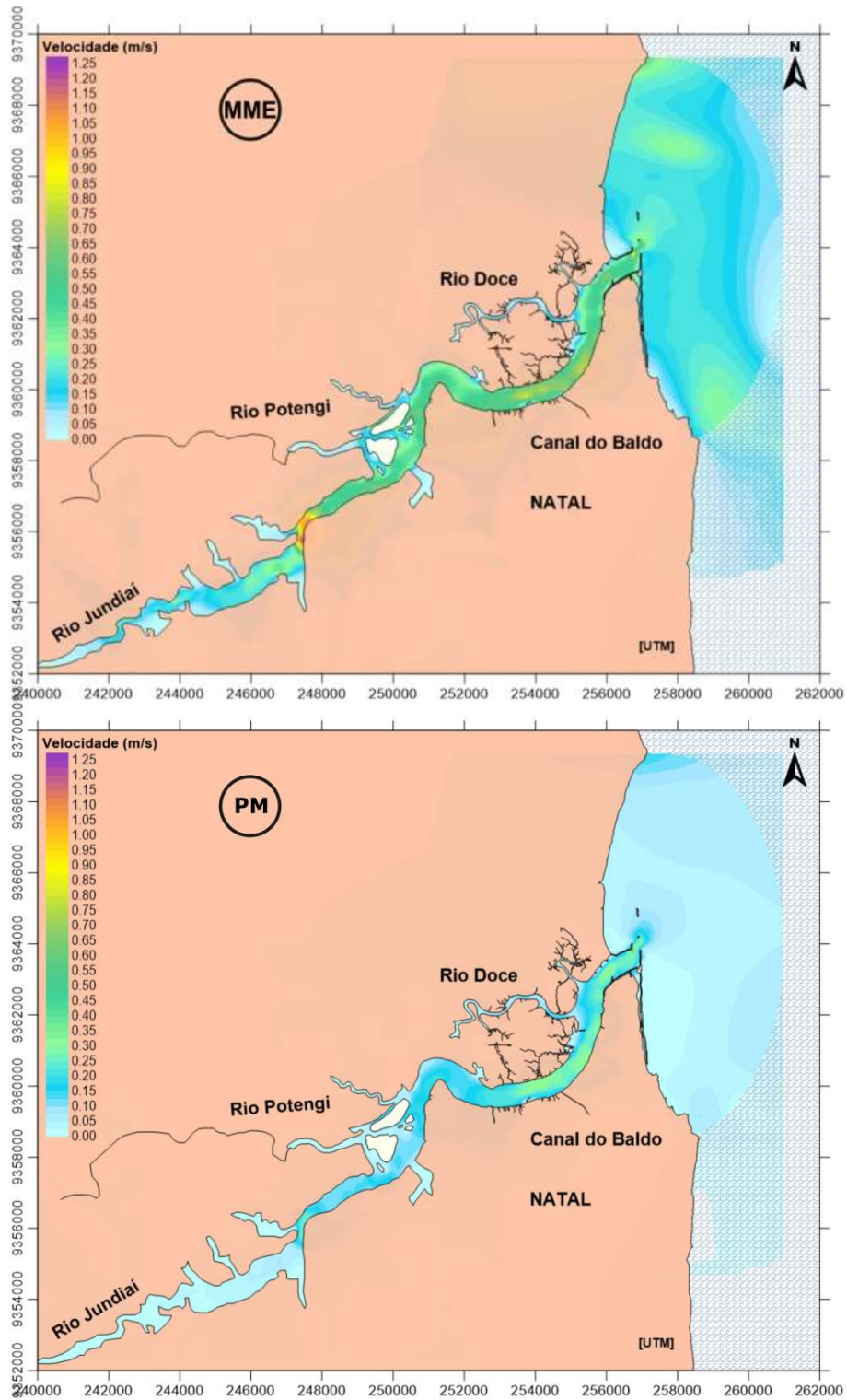
Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.7 - Campo de correntes no domínio em 03 de julho, nos instantes de MMV e BM (cenário Carcinicultura).



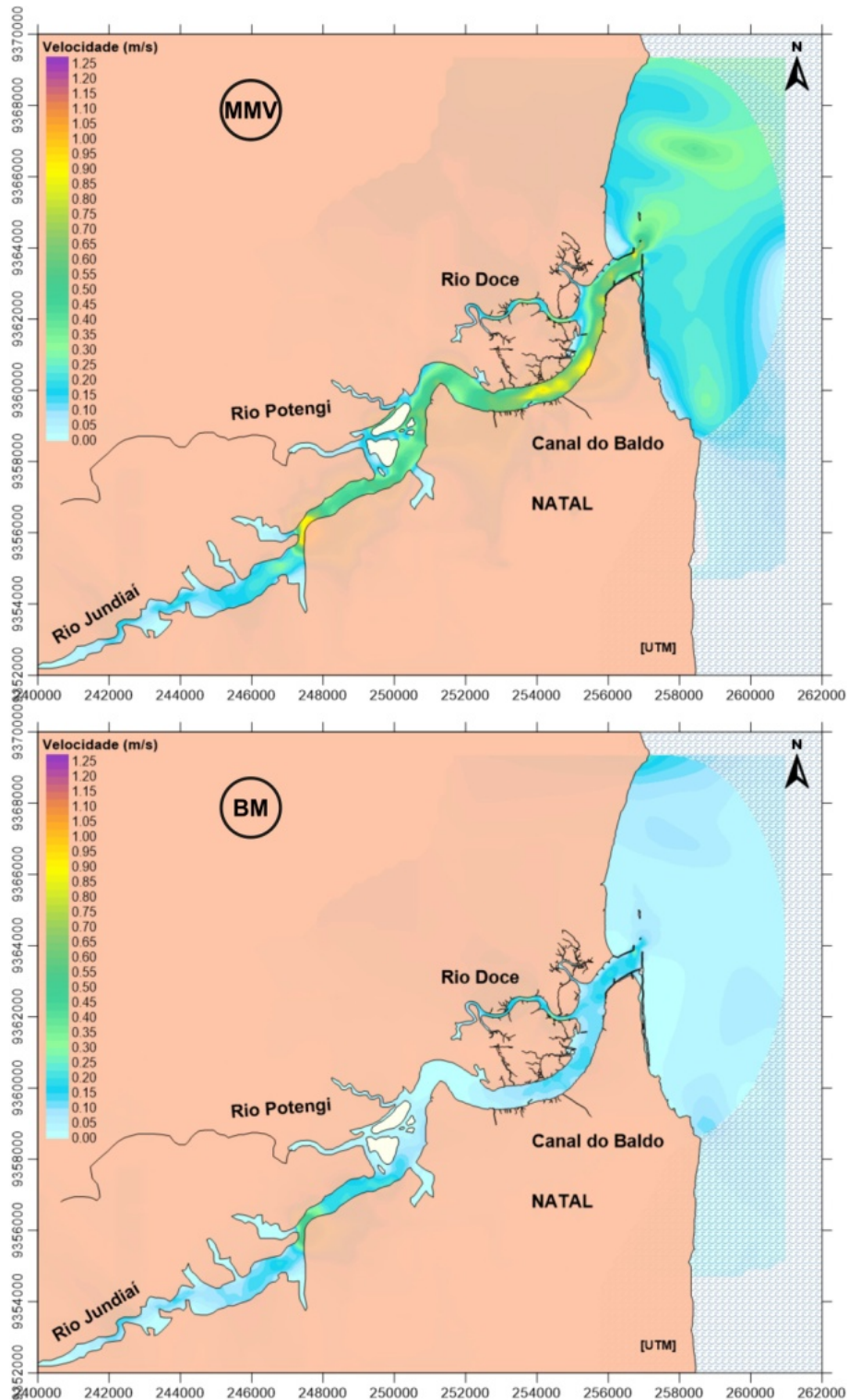
Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.8 - Campo de correntes no domínio em 13 de novembro, nos instantes de MME e PM (cenário Carcinicultura).



Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.9 - Campo de correntes no domínio em 13 de novembro, nos instantes de MMV e BM (cenário Carcinicultura).

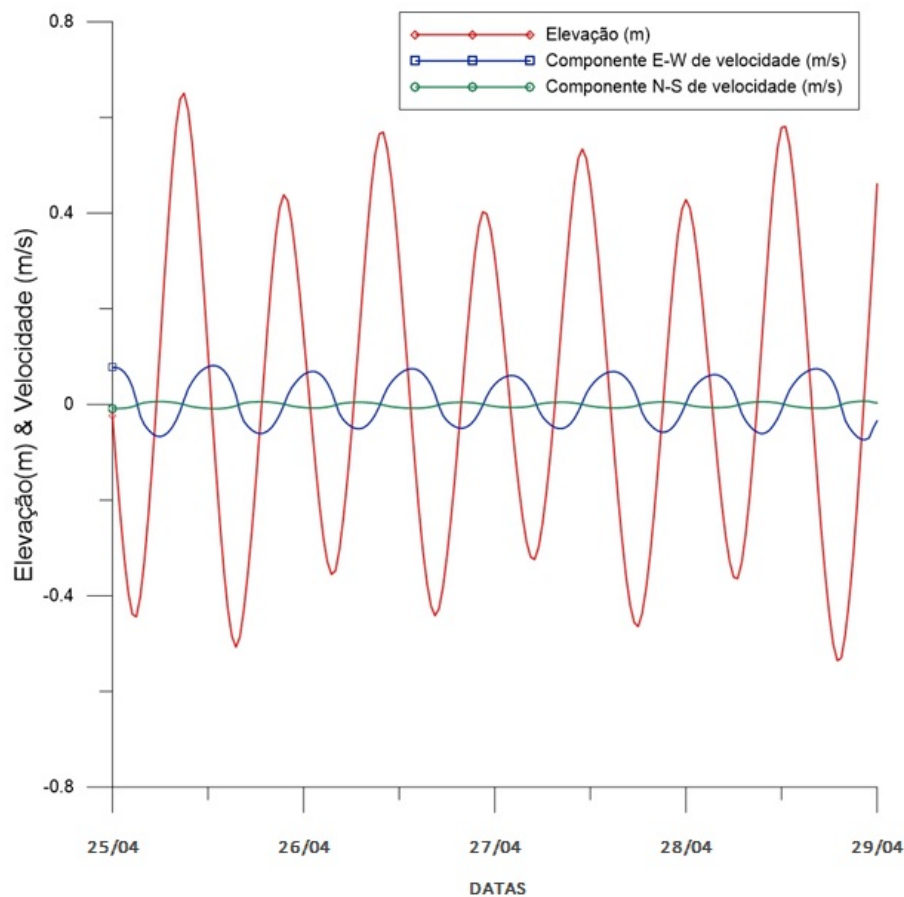


Fonte: Próprio Autor.

De modo geral, as velocidades são baixas, não ultrapassando 1,2 m/s, sendo que as maiores velocidades acontecem principalmente em dois trechos: no estrangulamento abaixo da embocadura do rio Potengi, e na região entre o Canal do Baldo e o rio Doce. Este último

trecho também é a região de maior profundidade no canal estuarino (Figura 3.2), e onde há um estreitamento devido à presença de bancos de areia (Figura 3.3). As maiores velocidades acontecem nos instantes correspondentes a MME e, especialmente, na MMV, enquanto PM e BM apresentam velocidades menores, ou seja, a oscilação resultante é uma onda estacionária, exemplificada na Figura 4.10, que mostra valores de elevação e das componentes das velocidades obtidas pelo modelo na Estação 1 durante 4 dias (de 25 a 29 de abril). Este comportamento ocorre durante todo o ano. É possível observar os pontos nodais (onde a elevação é nula e ocorrem os extremos das componentes das velocidades de enchente e vazante) e os pontos antinodais (quando a velocidade é zero e a elevação é máxima ou mínima). Em todos os instantes analisados, existe uma clara divisão do canal, marcada pelo estrangulamento. Na região anterior ao estrangulamento as velocidades são menores, ao tempo que, na região entre estrangulamento e a região costeira, as velocidades são maiores.

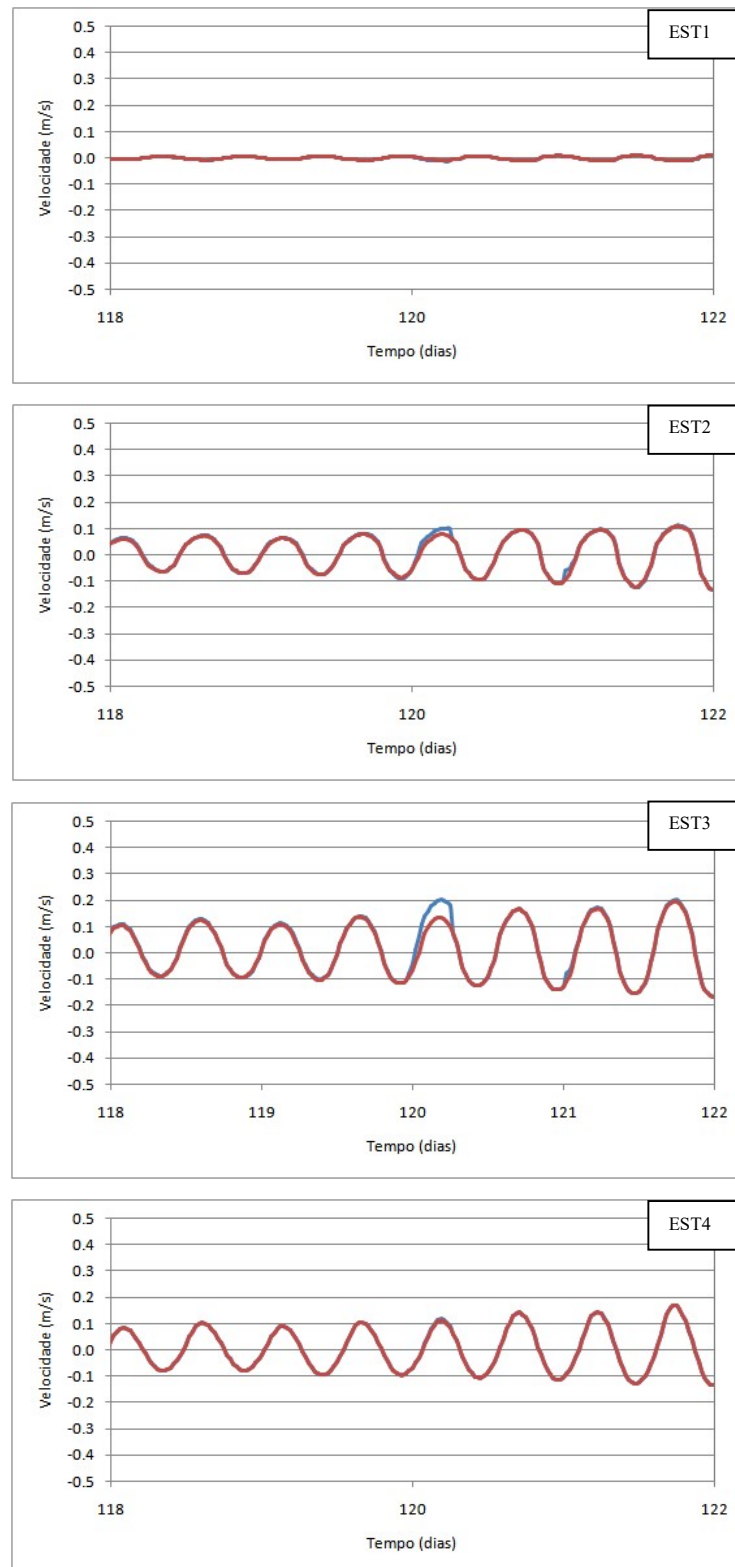
Figura 4.10 - Valores de elevação e das componentes da velocidade na Estação 1 (cenário Carcinicultura).



Fonte: Próprio Autor.

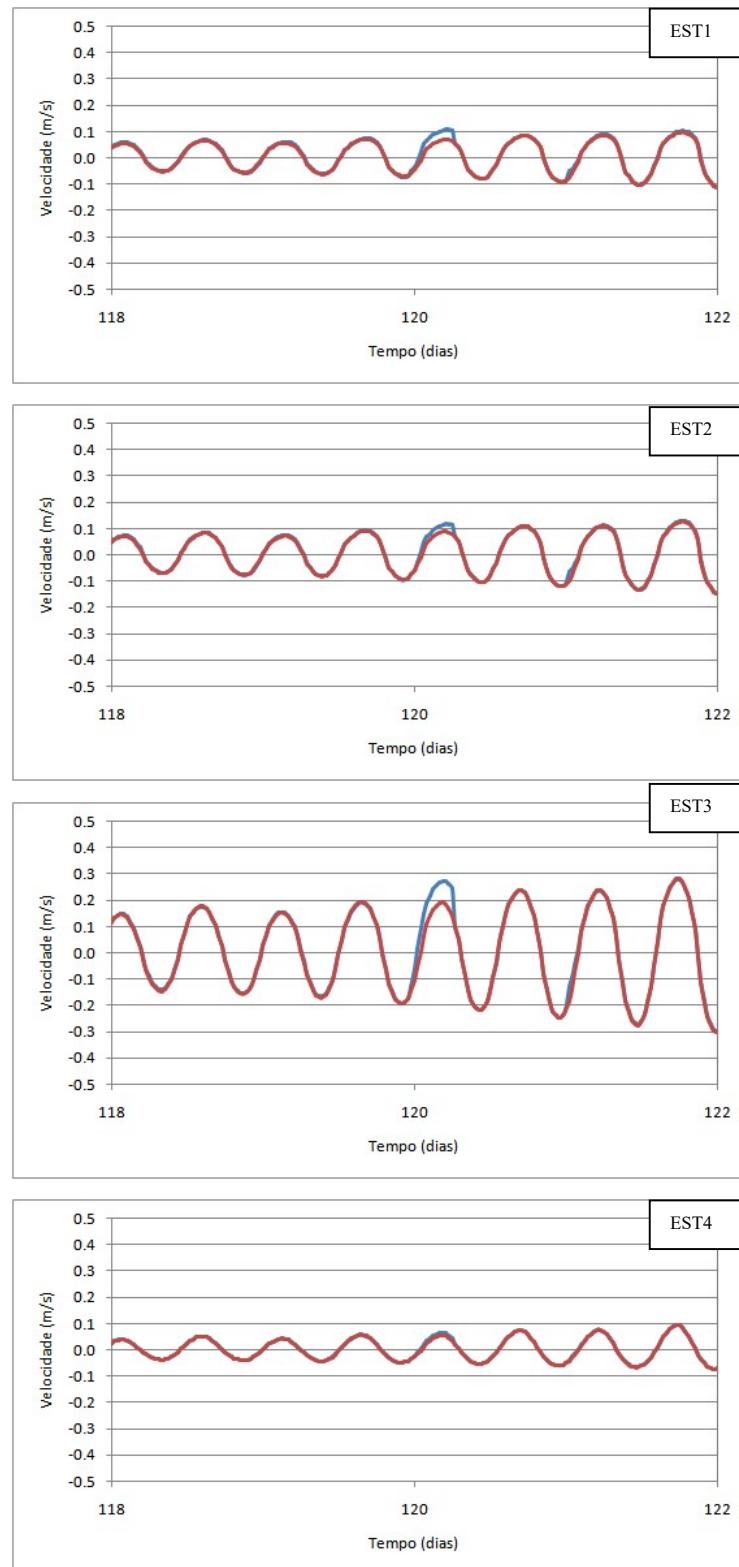
Os resultados das componentes Norte-Sul (N-S) e Leste-Oeste (E-W) de velocidade para os dois cenários, Branco e Carcinicultura, nas Estações 1, 2, 3 e 4 são mostrados nas Figuras 4.11 e 4.12, considerando o período próximo à primeira despesca, que ocorre após 120 dias.

Figura 4.11 - Componente N-S da velocidade ao longo de todo o ano nas Estações 1 (EST1), 2(EST2), 3 (EST3) e 4 (EST4), considerando os cenários Branco (em vermelho) e Carcinicultura (em azul).



Fonte: Próprio Autor.

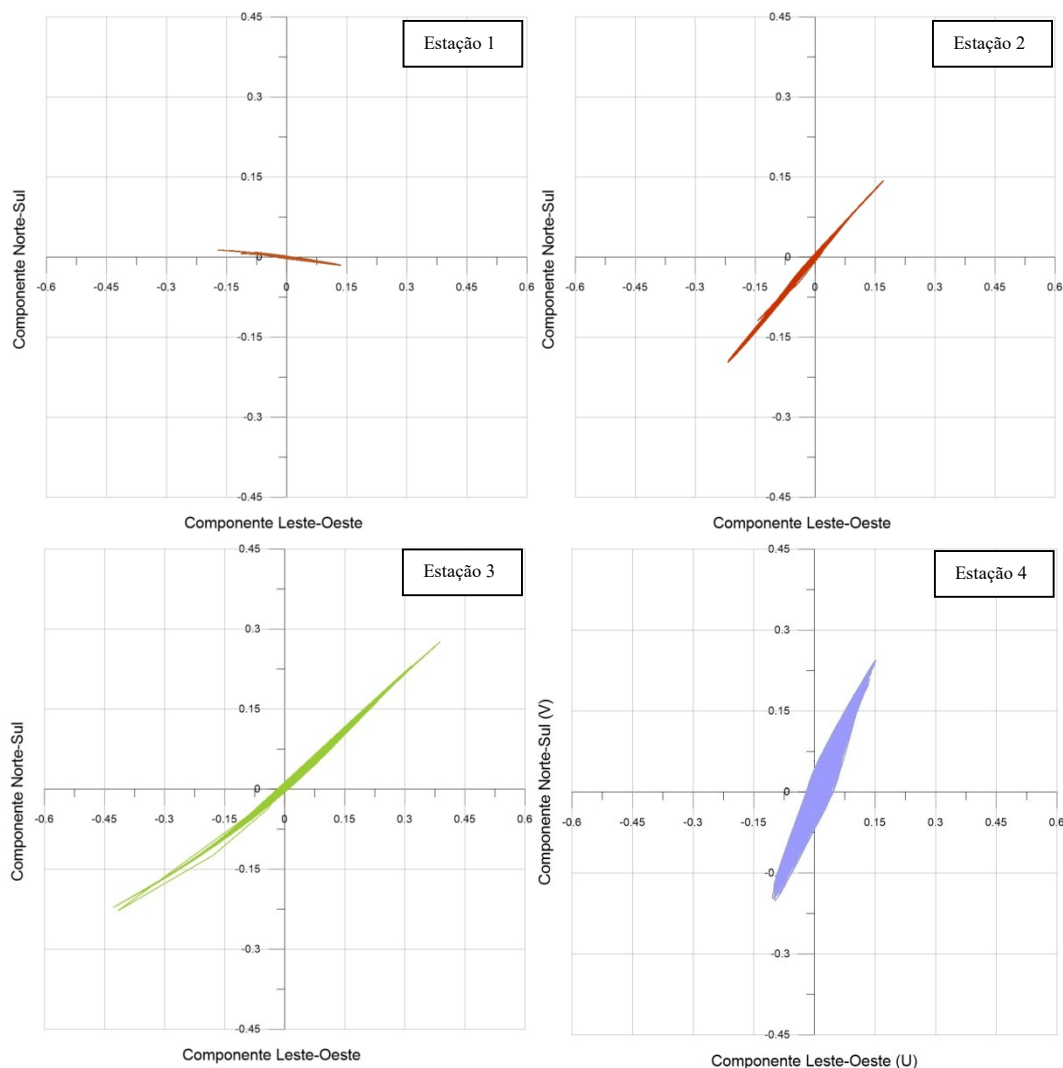
Figura 4.12 - Componente E-W da velocidade ao longo de todo o ano nas Estações 1 (EST1), 2(EST2), 3 (EST3) e 4 (EST4), considerando os cenários Branco (em vermelho) e Carcinicultura (em azul).



Fonte: Próprio Autor.

Não foram constatadas diferenças significativas entre os cenários enquanto ocorrem as trocas diárias (dias 118 e 119), mas na despesca (dia 120), é possível perceber uma diferença nas componentes E-W (Estações 1, 2 e 3) e N-S (Estações 2 e 3), que têm valores maiores no cenário Carcinicultura, ocasionados pelos lançamentos dos viveiros. Na estação 4, localizada na região costeira adjacente, a influência dos lançamentos dos viveiros não é percebida. Após a despesca (dias 121 e 122), os resultados para os cenários Branco e Carcinicultura voltam a apresentar configurações muito parecidas. A Figura 4.13 mostra os diagramas de dispersão de correntes para as Estações 1, 2, 3 e 4 no cenário Carcinicultura durante o período simulado.

Figura 4.13 - Diagramas de dispersão de correntes nas Estações 1, 2, 3 e 4 (cenário Carcinicultura).



Fonte: Próprio Autor.

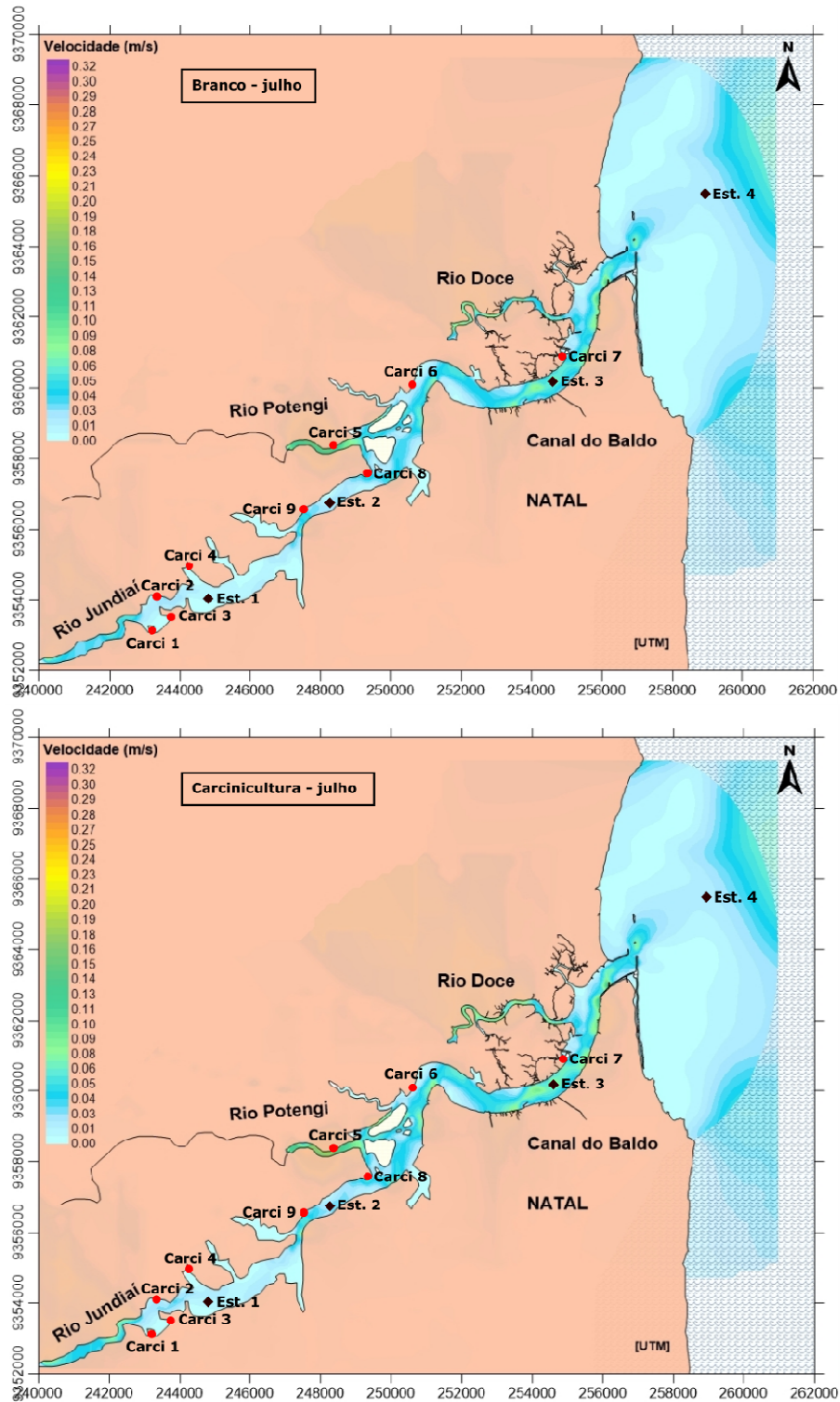
A Estação 4 apresenta maior dispersão de correntes, e a Estação 3 mostra maior magnitude da velocidade. A direção principal do escoamento observado nas Estações segue a geometria do corpo d'água.

As Figuras 4.14 e 4.15 mostram o campo de correntes residual para os cenários Branco e Carcinicultura durante períodos de sizígia e quadratura dos meses de julho e novembro, para um período de aproximadamente 2 ciclos de maré.

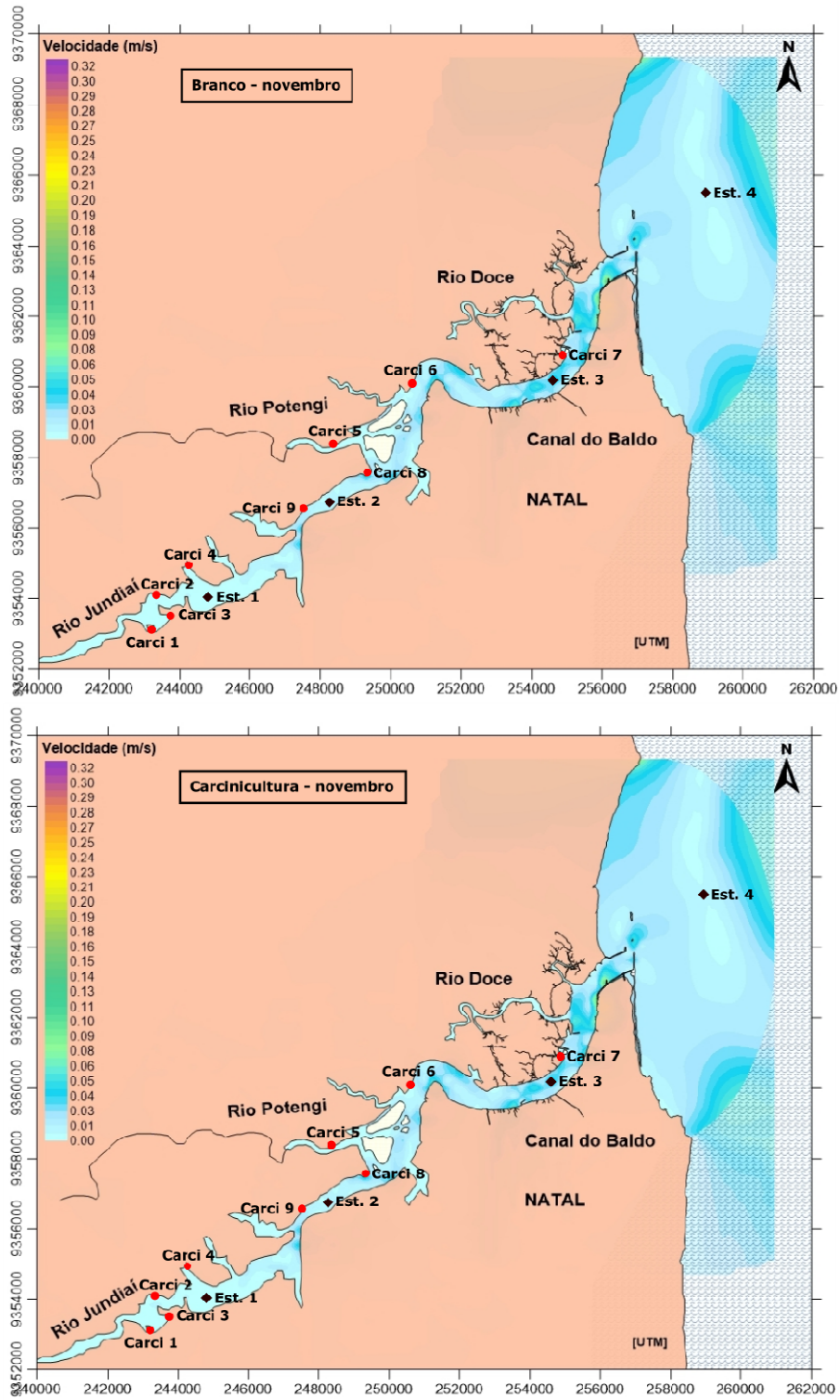
As velocidades residuais são ligeiramente maiores no período de sizígia no cenário Carcinicultura; não é possível perceber diferenças entre os cenários Branco e Carcinicultura

durante o período de quadratura. Na região analisada, as velocidades residuais são baixas, não ultrapassando 0,2 m/s em áreas de maiores velocidades (curvas, estrangulamentos e embocaduras dos rios). A maior parte do corpo d'água não chega a atingir 0,07 m/s. A região próxima das áreas CARCI 1, 2, 3 e 4 é a que apresenta as velocidades menores, enquanto a região próxima da área CARCI 7 é a que apresenta velocidades maiores.

Figura 4.14 - Campos de correntes residuais no período de sizígia dos meses de julho e novembro (cenários Branco e Carcinicultura).

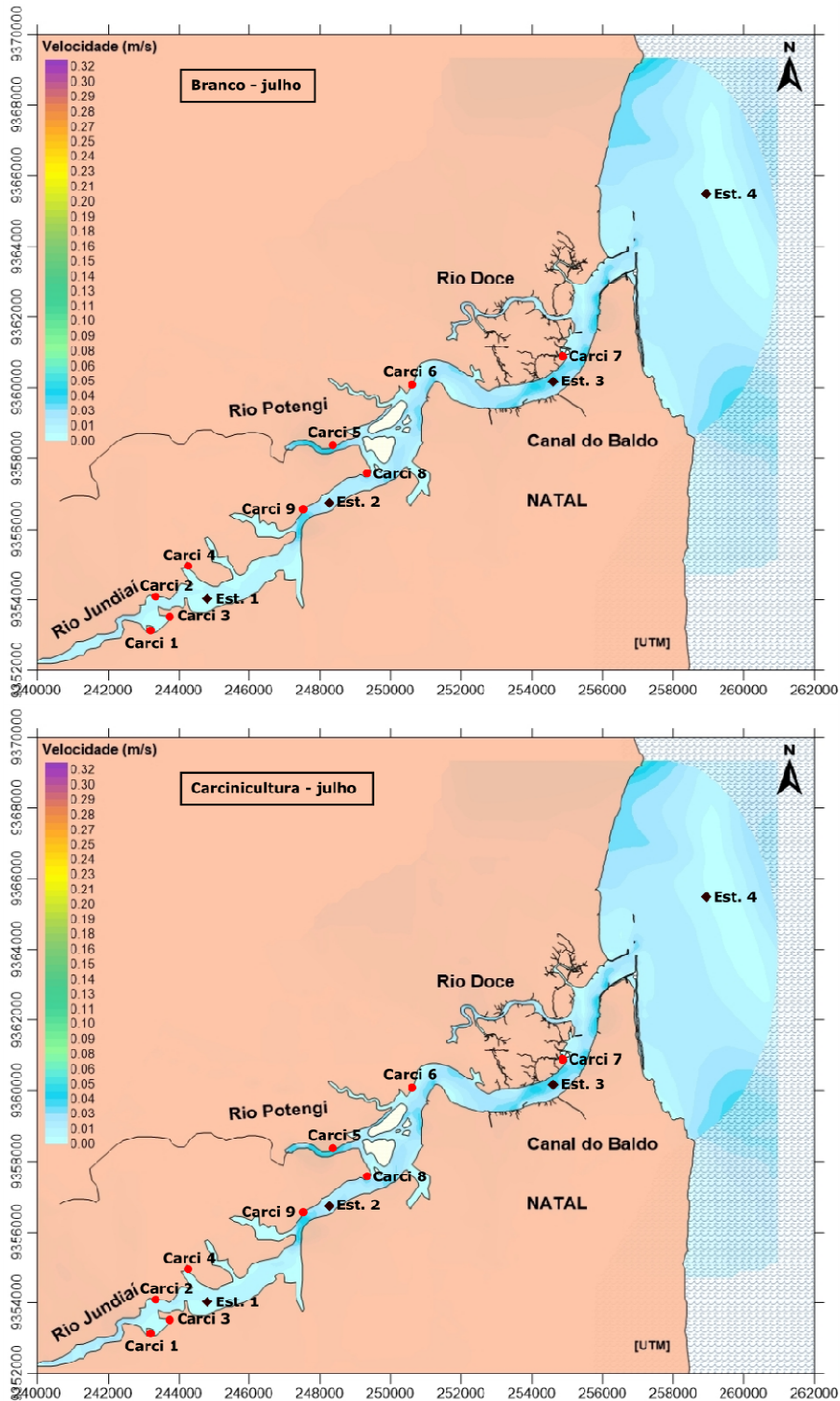


Continuação da **Figura 4.14.**

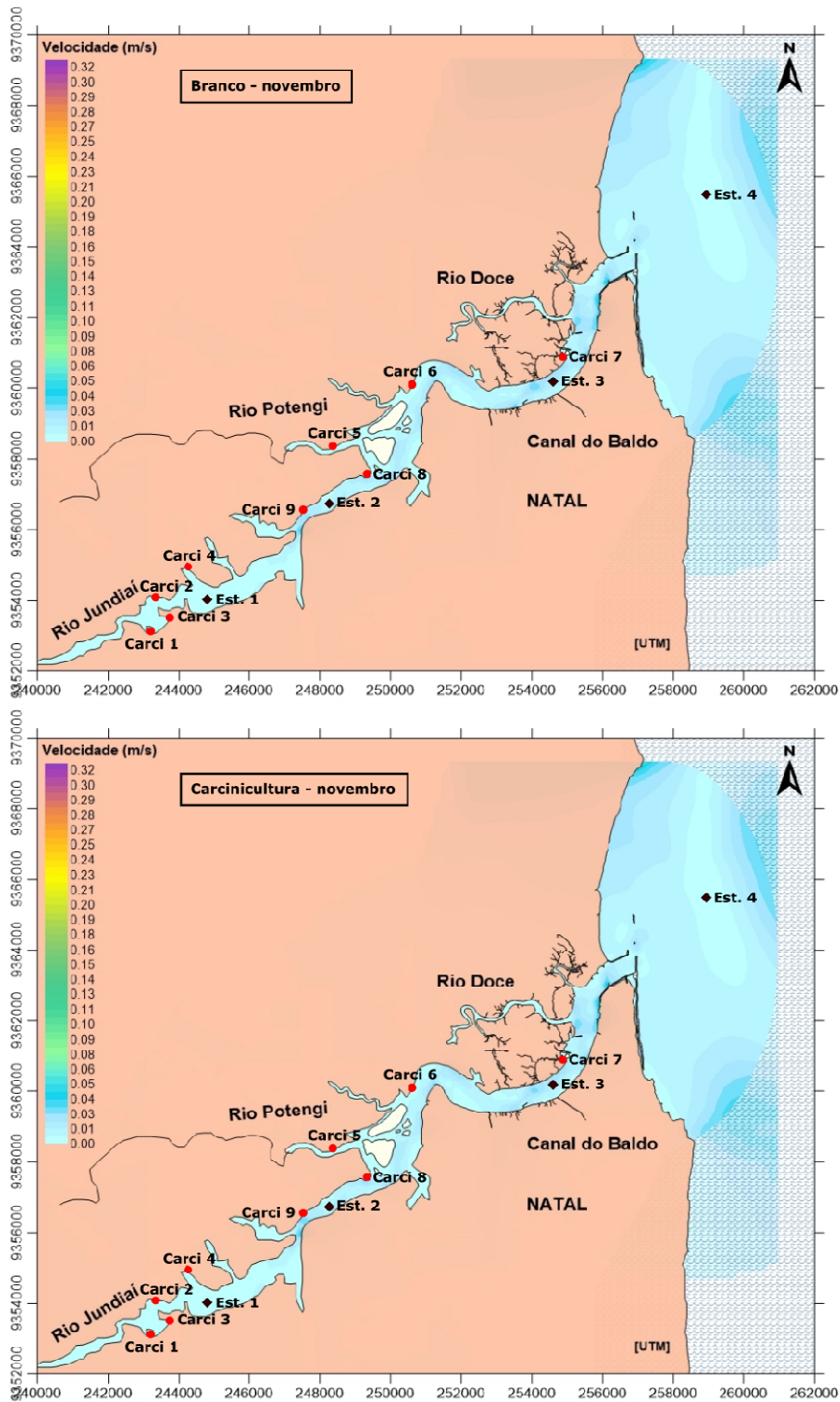


Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.15 - Campos de correntes residuais no período de quadratura dos meses de julho e novembro (cenários Branco e Carcinicultura).



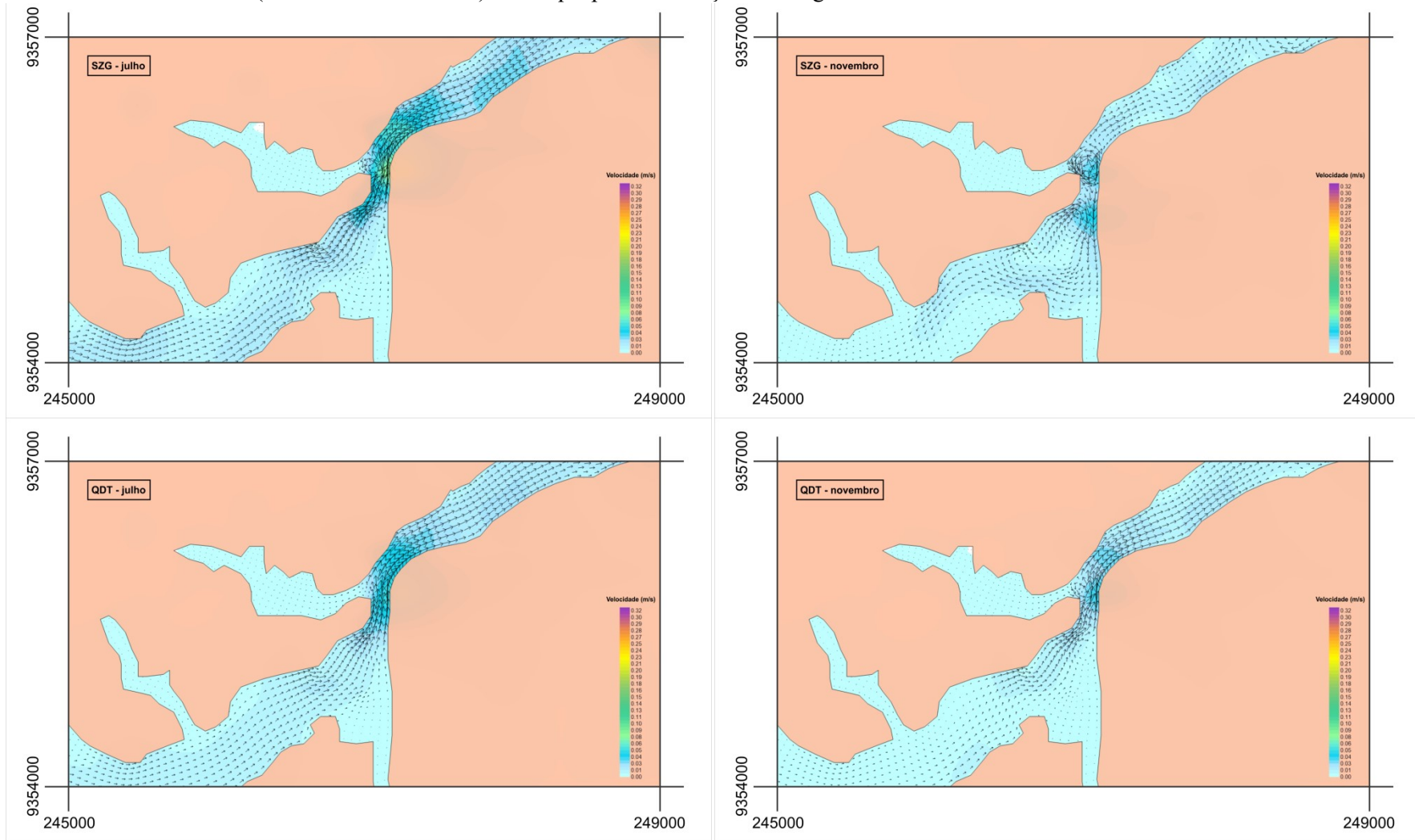
Continuação da **Figura 4.15**.



Fonte: Próprio Autor.

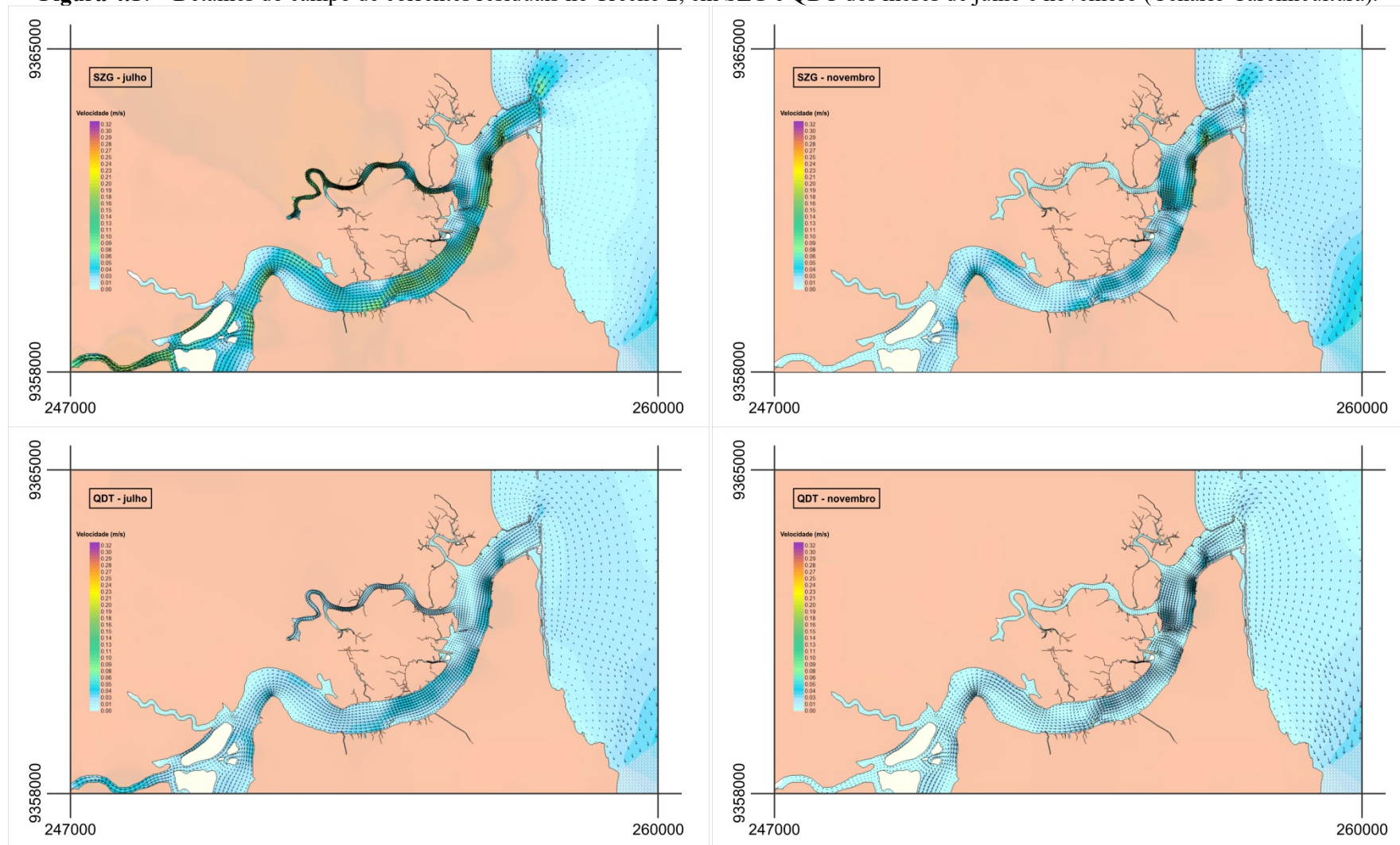
As Figuras 4.16 e 4.17 mostram em detalhe os vetores dos campos de correntes para o cenário Carcinicultura. Para uma melhor observação dos resultados, o estuário foi dividido em dois trechos.

Figura 4.16 - Detalhes do campo de correntes residuais no Trecho 1, em períodos de sizígia (SZG) e quadratura (QDT) dos meses de julho e novembro (Cenário Carcinicultura). Destaque para a formação de um grande vórtice na SZG de novembro.



Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.17 - Detalhes do campo de correntes residuais no Trecho 2, em SZG e QDT dos meses de julho e novembro (Cenário Carcinicultura).

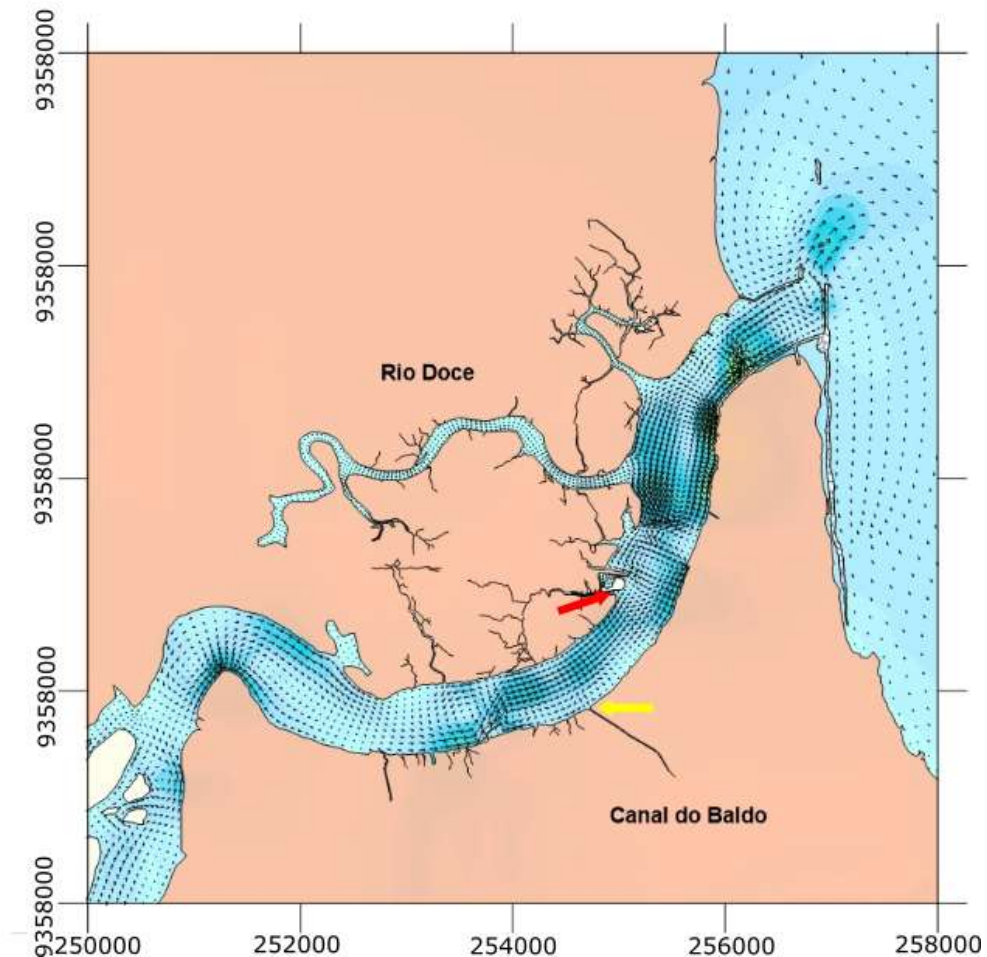


Fonte: Próprio Autor

Em todos os períodos, nos campos de escoamento residual simulados, foi percebida uma tendência de vazante e formação de vários vórtices. O período que apresentou menos presença de vórtices foi na quadratura de julho. Na sizígia do mês de novembro, o trecho do canal com estrangulamento (em detalhe na Figura 4.16) apresenta um grande vórtice, que faz com que o trecho abaixo do estrangulamento apresente uma tendência de enchente.

A Figura 4.18 mostra em detalhe o escoamento residual para a região de saída do estuário numa sizígia de novembro, onde ocorrem os lançamentos do Canal do Baldo e da área CARCI 7.

Figura 4.18 - Formação de vórtices no detalhe da saída do estuário para o mar, com destaque para os pontos de lançamento do Canal do Baldo e da área CARCI 7.



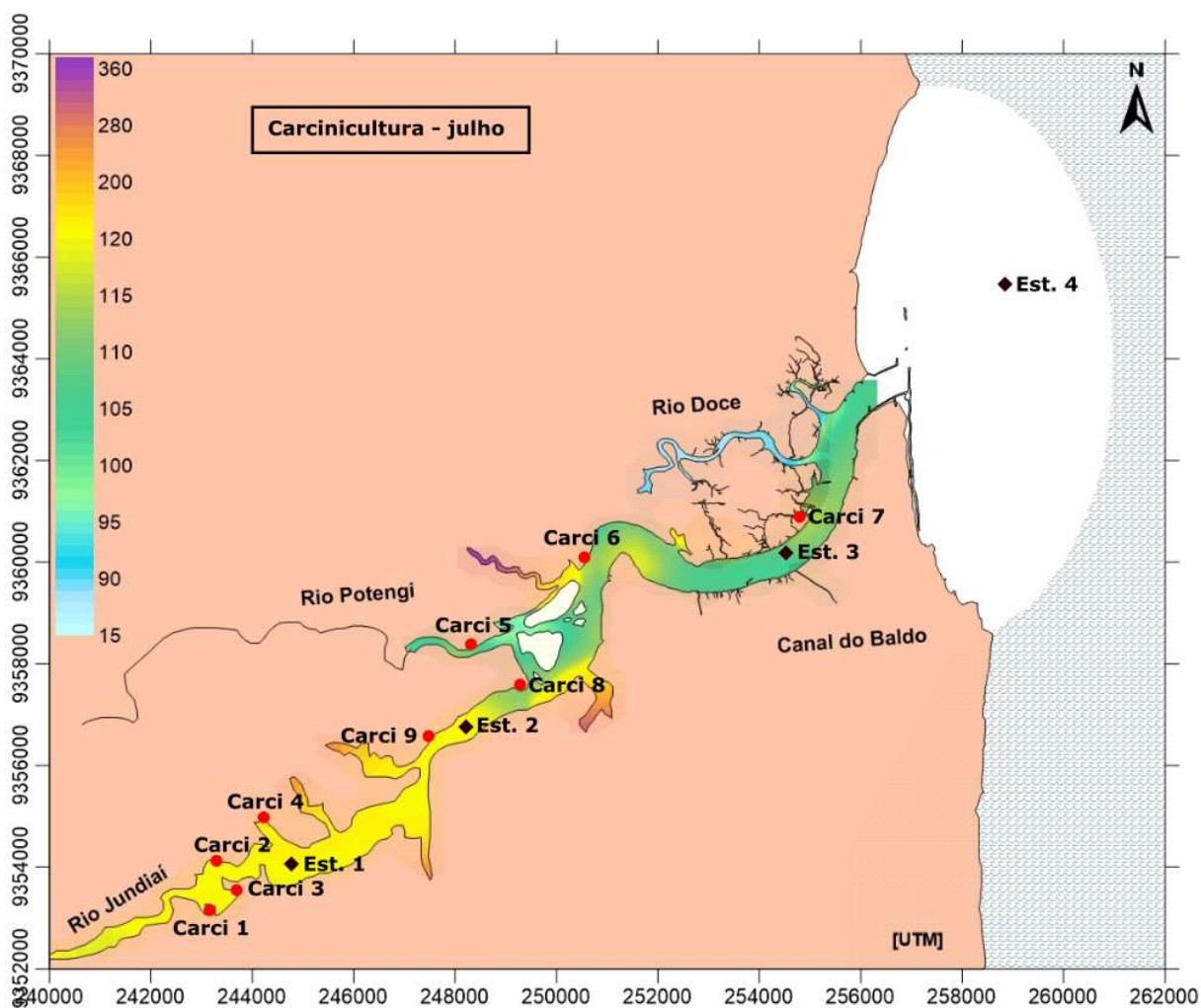
Fonte: Próprio Autor.

Apesar da presença dos vórtices, percebe-se que o efluente do Canal do Baldo (indicado pela seta amarela) é lançado numa região de correntes residuais de vazante, que podem desviá-lo da recirculação. O mesmo poderia não acontecer caso o canal se

encontrasse na margem oposta do estuário. É o caso dos efluentes provenientes da área CARCI 7, cujo ponto de lançamento considerado na simulação está indicado pela seta vermelha. Os lançamentos de efluentes em região de recirculação favorecem o aprisionamento de sedimentos e nutrientes, e, conseqüentemente, o surgimento de problemas relacionados à qualidade da água, como a eutrofização.

A Figura 4.19 mostra o tempo de residência no canal, em dias, após um ano de simulação. A região sob influência das áreas CARCI 1, 2, 3, 4 e 9 é aquela com tempo de residência maior (entre 120 e 180 dias), enquanto a área CARCI 7 e o Canal do Baldo localizam-se numa região de tempo de residência menor (entre 100 e 115 dias), apesar da formação de vórtices mostrada anteriormente. As áreas CARCI 5, 6 e 8 localizam-se numa região intermediária entre os tempos de residência maiores e menores.

Figura 4.19 - Tempo de residência no estuário do rio Potengi, em dias.



Fonte: Próprio Autor.

4.2 RESULTADOS DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA

As simulações mostradas neste trabalho foram feitas utilizando todas as variáveis de estado do modelo de qualidade da água do SisBaHiA[®] de forma integrada, e as variáveis de estado OD, DBO, nitrato, nitrogênio orgânico, fósforo orgânico e fósforo inorgânico foram escolhidas como indicadoras da qualidade da água do estuário

As Figuras 4.20 e 4.21 mostram as distribuições de salinidade e de temperatura no domínio nos cenários Branco e Carcinicultura após 30 dias de simulação. Neste período ainda não há vazão proveniente dos rios, tampouco dos viveiros de carcinicultura; logo, os resultados para os cenários Branco e Carcinicultura são semelhantes. É possível perceber a variabilidade, tanto da salinidade quanto da temperatura, ao longo da área de estudo, em virtude da mistura das águas interiores (águas doces, mais quentes) com a água do mar (água salgada, mais fria).

Figura 4.20 - Distribuição de salinidade no domínio após 30 dias de simulação: cenários Branco (A) e Carcinicultura (B).

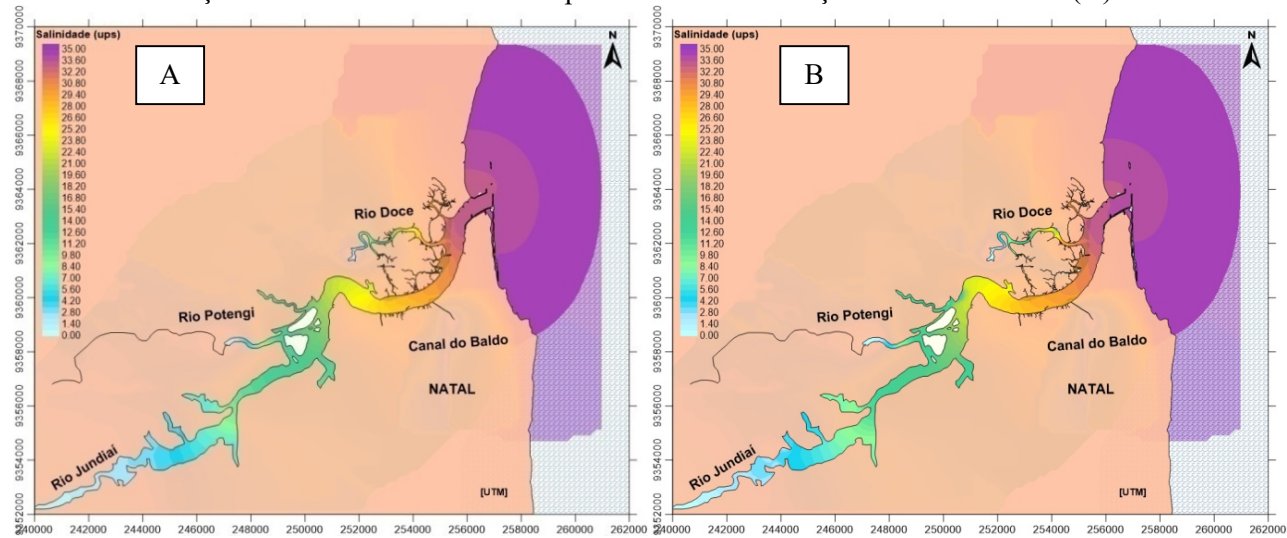
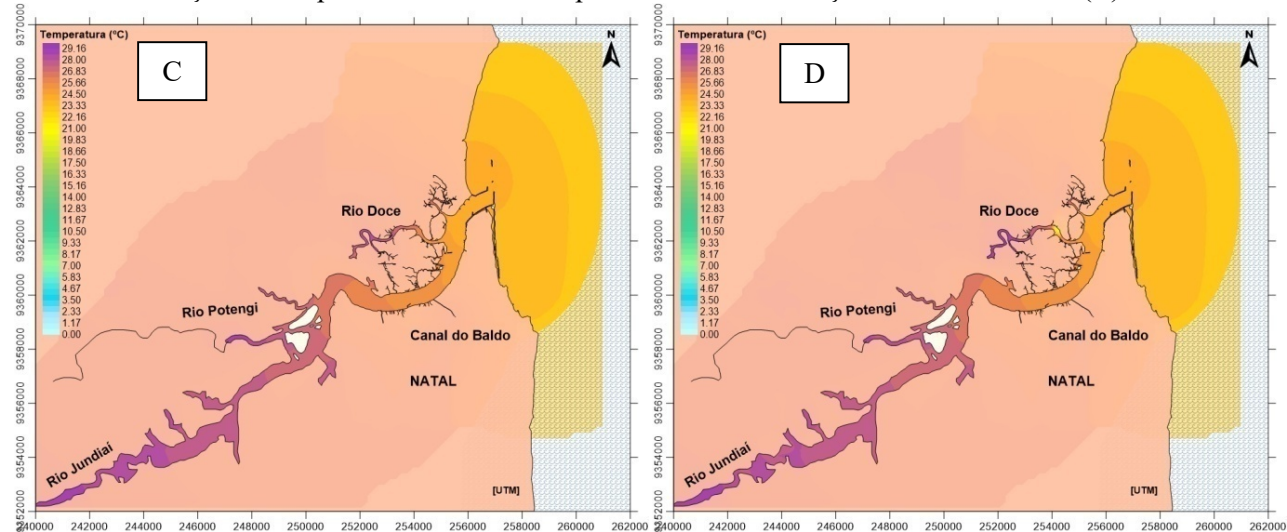


Figura 4.21 - Distribuição de temperatura no domínio após 30 dias de simulação: cenários Branco (C) e Carcinicultura (D).



Fonte: Próprio Autor.

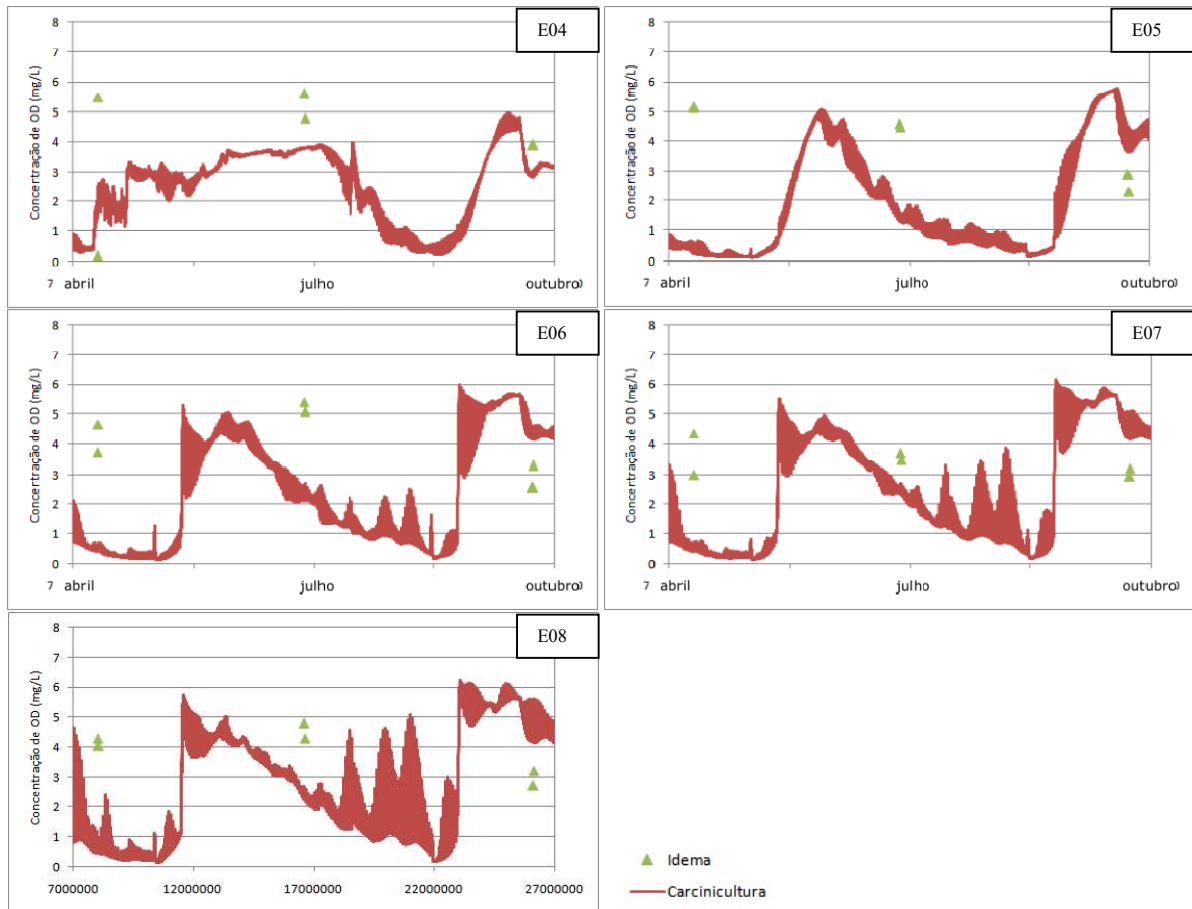
Para fins de ajuste dos coeficientes e parâmetros usados no modelo de qualidade da água, os resultados obtidos pelo modelo para o cenário Carcinicultura foram comparados com os dados medidos nas campanhas do IDEMA, apresentados nos relatórios técnicos IDEMA 2008a, IDEMA 2008b e IDEMA 2008c. Para isto, foram consideradas as séries temporais obtidas nos mesmos pontos das estações de monitoramento E04, E05, E06, E07 e E08 do IDEMA (Figura 3.12). A Tabela 4.1 descreve a região onde estão localizadas as estações de monitoramento. As comparações entre as medições e os resultados obtidos pelo modelo para os cenários nas estações E04, E05, E06, E07 e E08 são mostradas nas Figuras 4.22, 4.23, 4.24, 4.25 e 4.25, para as variáveis de estado OD, DBO, amônia, nitrato e fósforo total. Estas comparações não são realistas, uma vez que a simulação considera que as despescas de todas as áreas CARCI são realizadas de forma simultânea, lançando grandes cargas em um curto intervalo de tempo.

Tabela 4.1 - Descrição das regiões onde estão localizadas as estações de monitoramento E04, E05, E06, E07 e E08, nas quais foram feitas as medições do IDEMA.

Estação	Localização
E04	Jusante do ponto de lançamento do CIA (Centro Industrial Avançado)
E05	Montante da Imunizadora Riograndense
E06	Montante do Curtume J. Motta
E07	Jusante da lagoa aerada da CAERN em Quintas
E08	50 m à montante da Ponte de Igapó

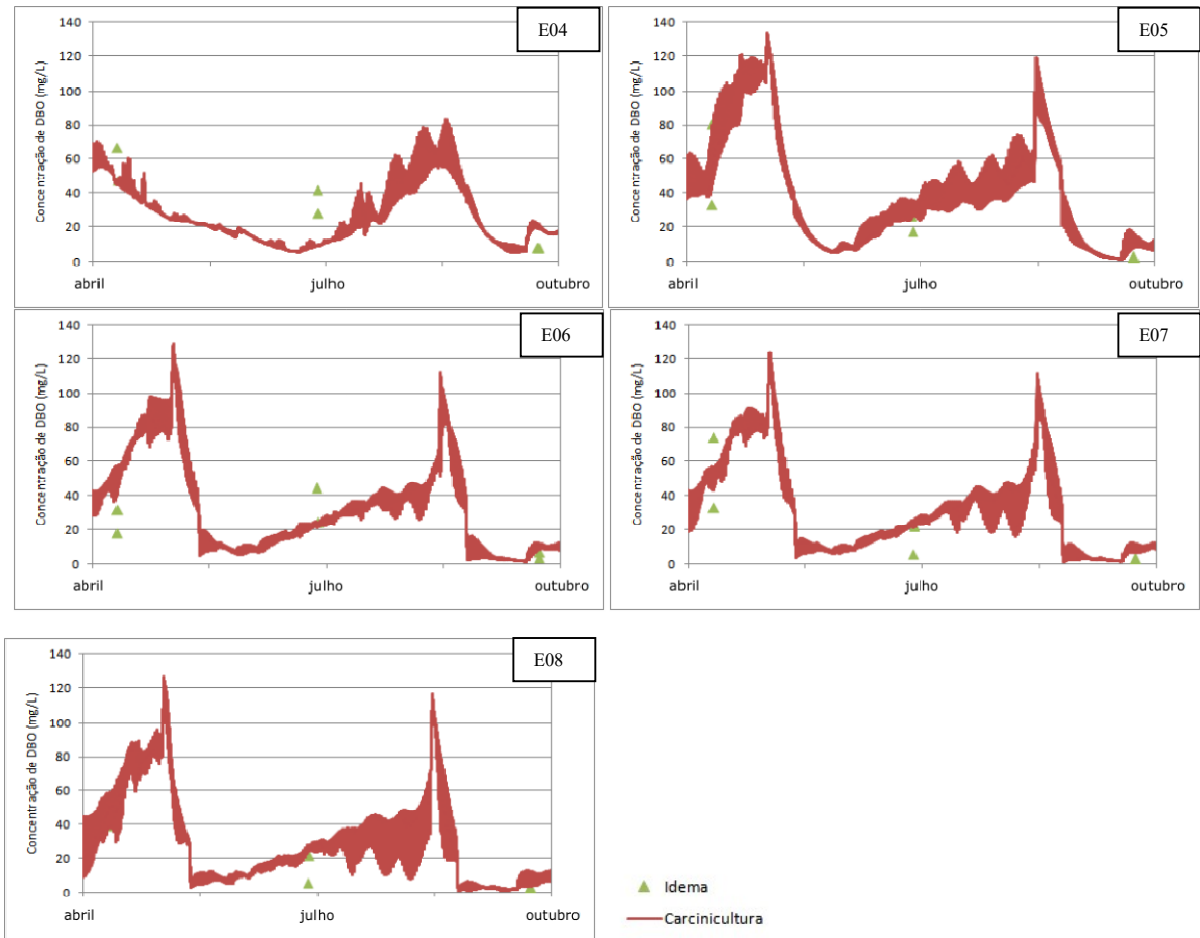
Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.22 - Comparação entre as concentrações de OD do IDEMA e as concentrações de OD obtidas pelo modelo no cenário Carcinicultura, nas estações E04, E05, E06, E07 e E08.



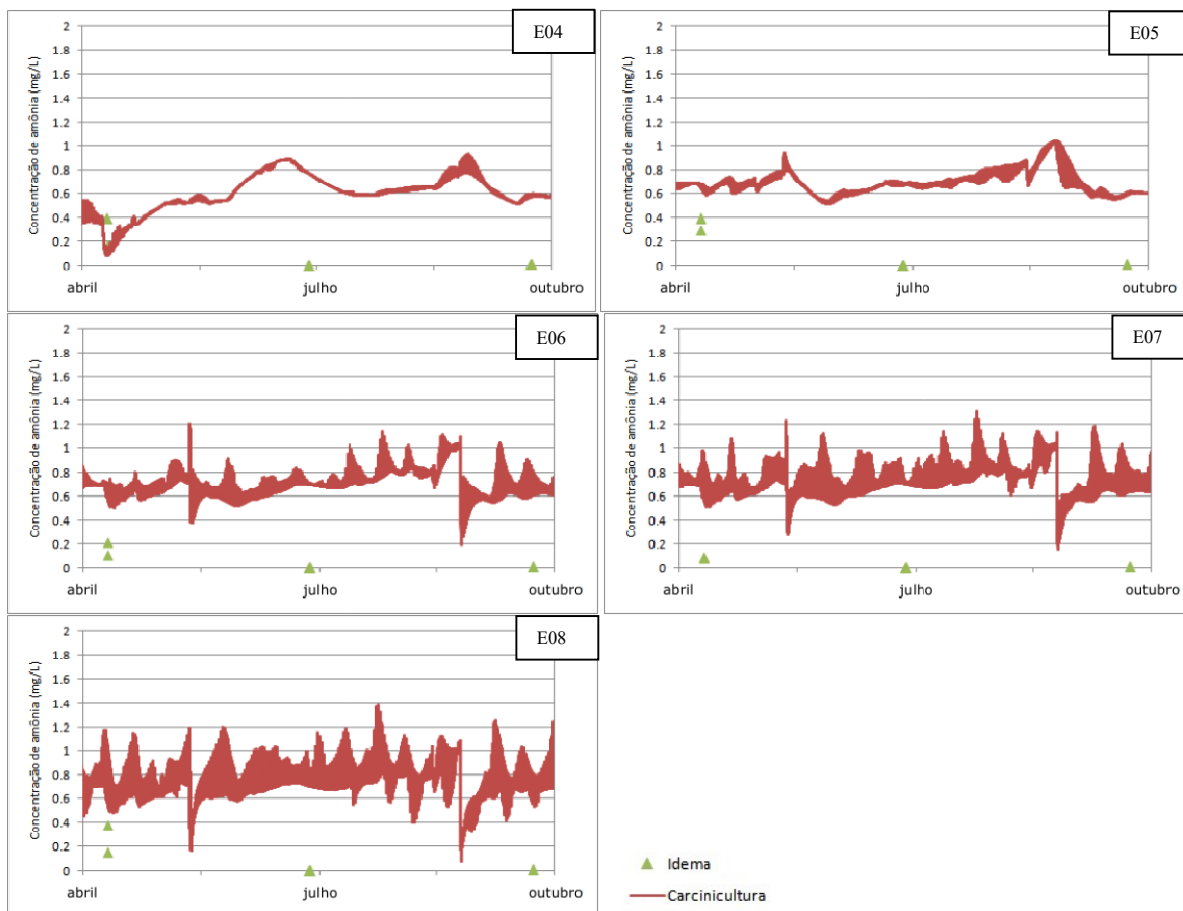
Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.23 - Comparação entre as concentrações de DBO do IDEMA e as concentrações de DBO obtidas pelo modelo no cenário Carcinicultura, nas estações E04, E05, E06, E07 e E08.



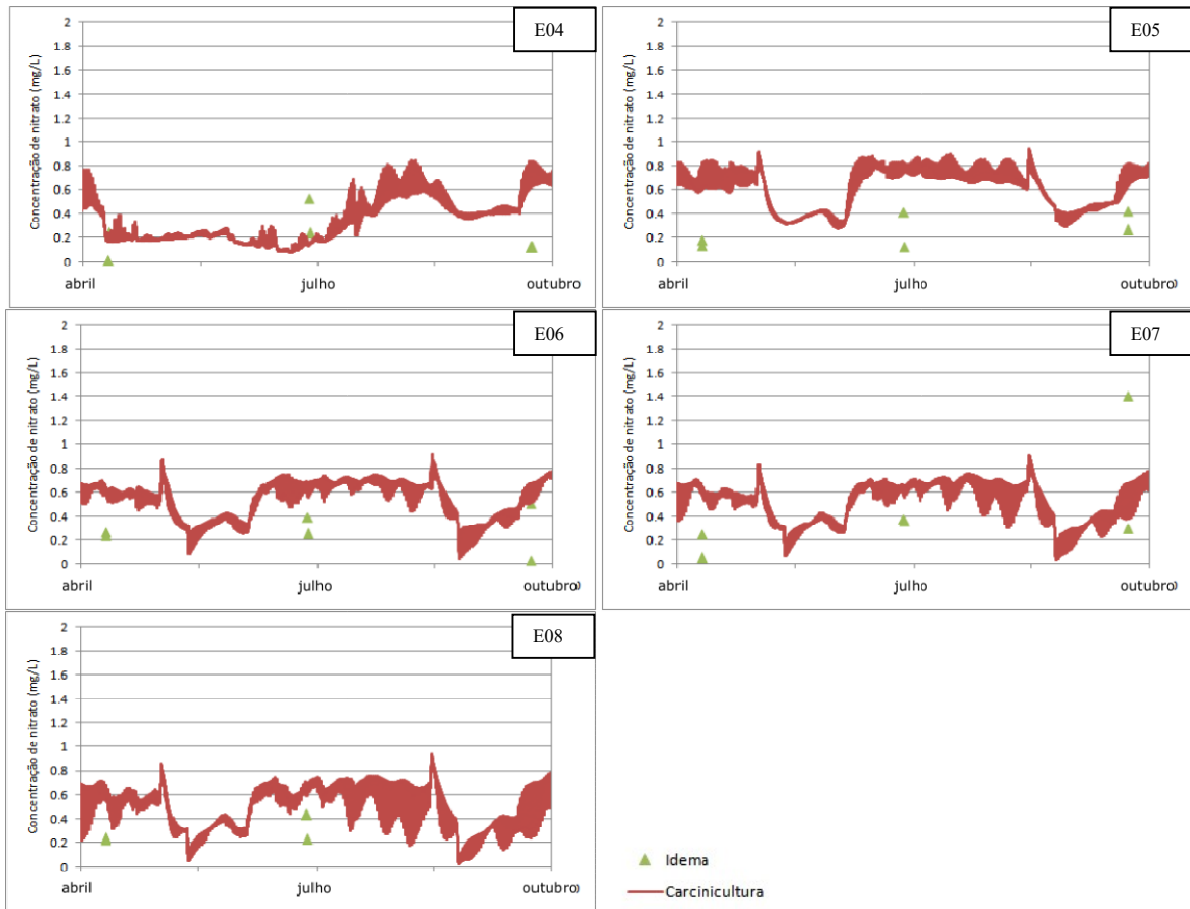
Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.24 - Comparação entre as concentrações de amônia do IDEMA e as concentrações de amônia obtidas pelo modelo no cenário Carcinicultura, nas estações E04, E05, E06, E07 e E08.



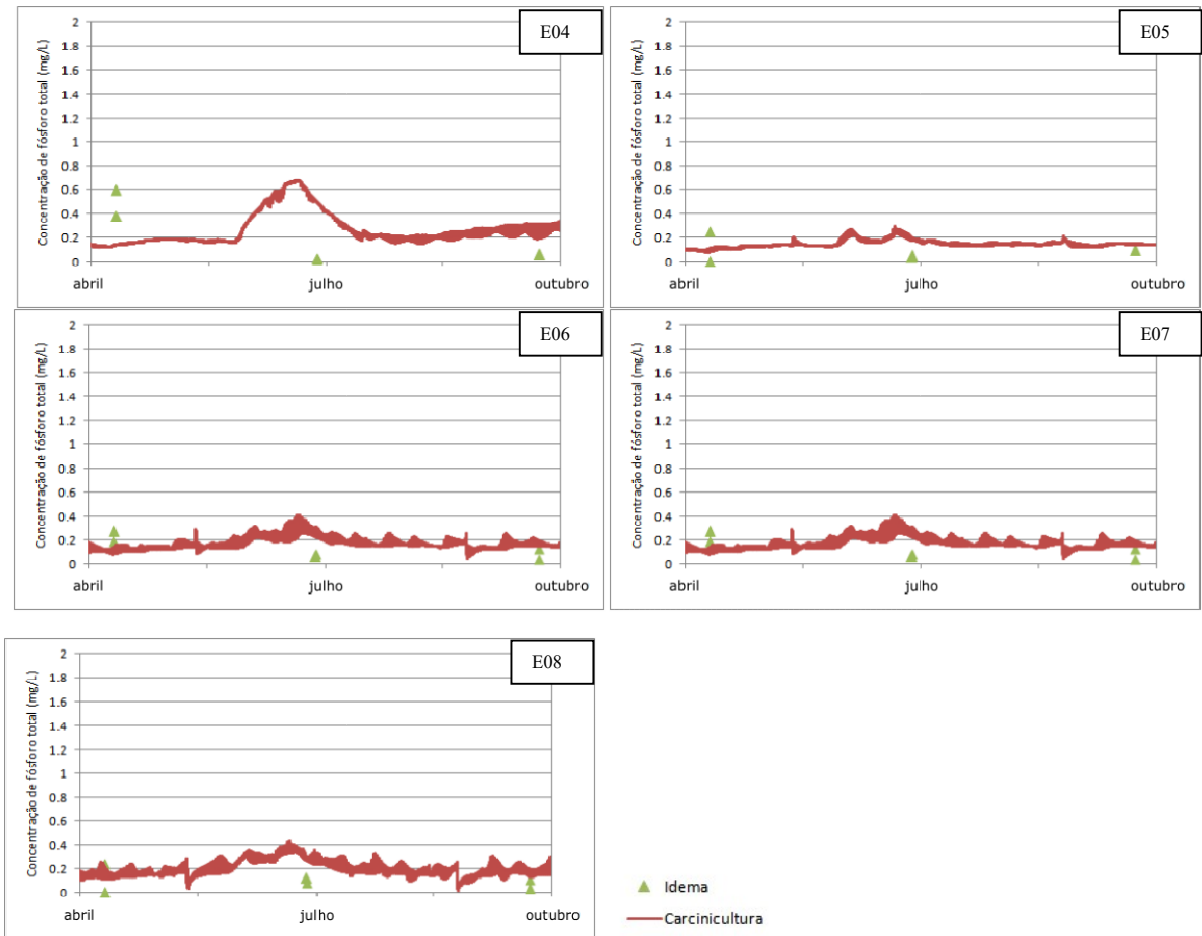
Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.25 - Comparação entre as concentrações de nitrato do IDEMA e as concentrações de nitrato obtidas pelo modelo no cenário Carcinicultura, nas estações E04, E05, E06, E07 e E08.



Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.26 – Comparação entre as concentrações de fósforo total do IDEMA e as concentrações de fósforo total obtidas pelo modelo no cenário Carcinicultura, nas estações E04, E05, E06, E07 e E08.



Fonte: Próprio Autor.

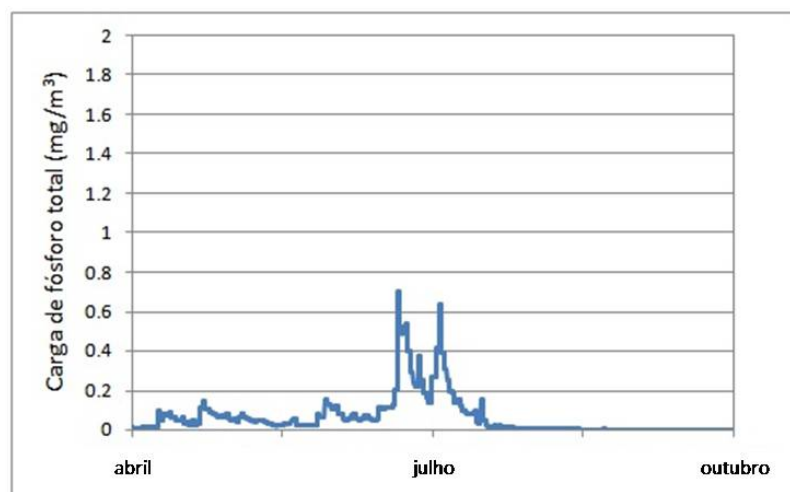
Neste trabalho não foram consideradas todas as cargas que chegam ao estuário, seja por meio dos rios, pela carcinicultura, ou pelas demais atividades que ocorrem no entorno do corpo d'água, tais como as atividades localizadas próximas dos pontos de monitoramento: atividade industrial (CIA), imunizadora, curtume, estação de tratamento de esgoto, entre outras. Logo, uma comparação entre os resultados obtidos pelo modelo e as medições podem apresentar distorções. Um exemplo das discrepâncias que podem ocorrer é o comportamento do fósforo total, que apresenta um pico nos dois cenários simulados. Este pico está diretamente relacionado com a carga de fósforo proveniente dos rios, como pode ser visto na Figura 4.27, que traz a carga de fósforo total proveniente do rio Potengi. Os rios Jundiá e Doce têm comportamento semelhante.

Uma boa calibração do modelo de qualidade da água depende da adequada calibração do modelo hidrodinâmico, da correta definição dos coeficientes que definem as reações de produção e consumo dos diversos constituintes considerados, e ainda é preciso ter um bom

conhecimento das cargas poluentes, sendo um desafio prescrever corretamente estas cargas em regiões urbanas e em zonas com manguezais (ROSMAN, 2016). Em relação às reações de produção e consumo, estes processos são modelados usando reações com coeficientes calculados de forma experimental em laboratórios ou através de experimentos de campo, adquirindo valores dentro de uma faixa específica. Com isso, são grandes as incertezas sobre estes processos de transformações.

Sendo assim, pode-se afirmar que as variações das concentrações dentro do estuário possuem uma forte relação com as cargas afluentes e com os padrões de circulação, ou seja, se as cargas não estão corretamente definidas, é esperado que as concentrações obtidas pelo modelo não tenham uma boa concordância com os valores medidos.

Figura 4.27 - Carga de fósforo total do rio Potengi, considerando o mesmo intervalo temporal das comparações entre os cenários e os dados medidos do IDEMA.



Fonte: Próprio Autor.

As medições do IDEMA mostram uma tendência entre os meses de abril e outubro: há redução dos teores de OD, DBO, amônia e fósforo total, ao tempo que há um aumento na concentração de nitrato, que pode ser explicado pelo aumento da nitrificação, com consequente consumo de oxigênio.

Com a intenção de ajustar os resultados simulados com as tendências mostradas pelos valores medidos, alguns parâmetros referentes às reações cinéticas foram alterados. A escolha dos parâmetros baseou-se no estudo de Franz (2010), que realizou uma análise de sensibilidade do SisBaHiA[®], indicando correlações entre os parâmetros e as variações dos constituintes do modelo qualidade da água modelados. Seguindo a indicação de Franz (2010), os parâmetros que devem ser alterados são: a taxa de reaeração, a taxa de desoxigenação, a demanda de oxigênio no sedimento, taxas de desnitrificação e nitrificação, e a constante de meia saturação da nitrificação. Os novos valores considerados estão mostrados na Tabela 4.2. Coeficientes em vermelho têm correlação negativa com o constituinte. Assim, foram escolhidos os parâmetros com maior influência (positiva ou negativa) com as variáveis de estado do modelo qualidade da água em questão. As mudanças nos parâmetros resultaram em influências significativas para a DBO; contudo, as demais variáveis de estado foram pouco sensíveis às mudanças, como pode ser observado na Figura 4.28, que mostra o erro absoluto entre os resultados obtidos pelo modelo nas estações de monitoramento antes e depois da alteração dos parâmetros. Considerando este resultado, foram mantidos os valores dos parâmetros utilizados na primeira simulação.

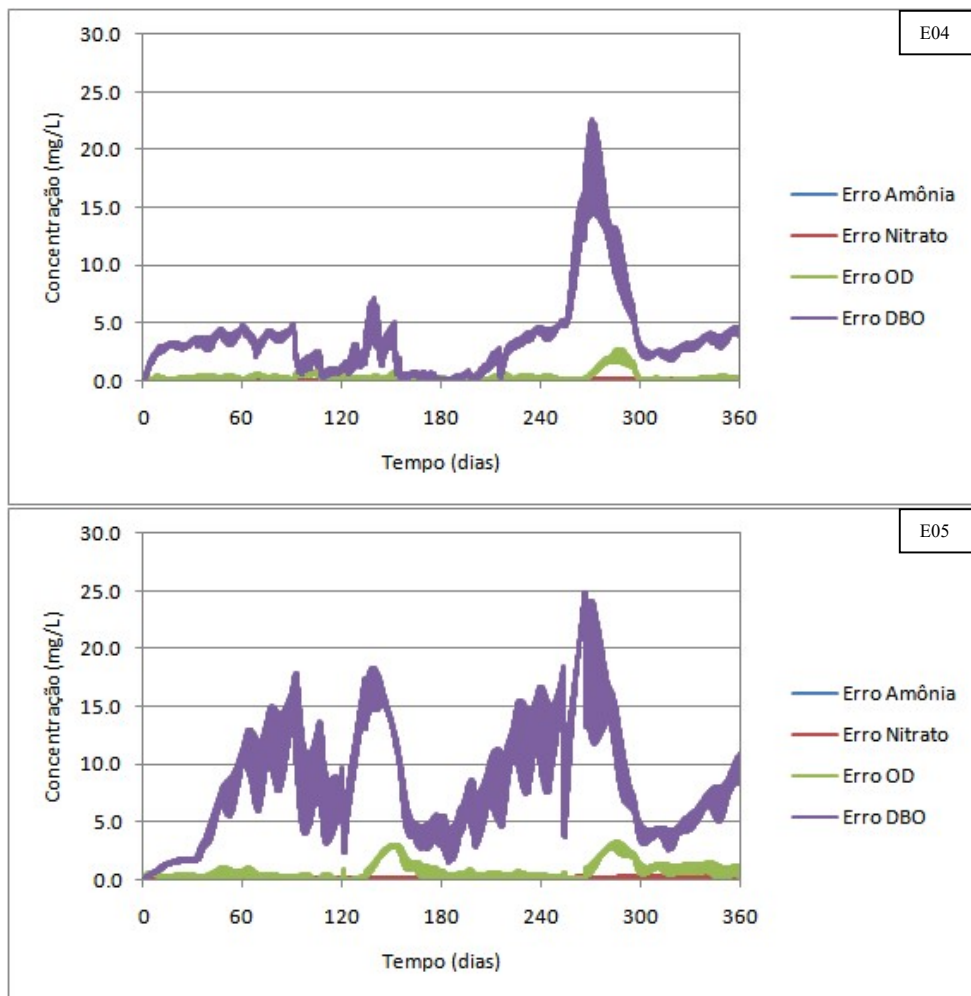
Tabela 4.2 - Relação entre as variáveis de estado e os parâmetros do modelo de qualidade da água do

SisBaHiA, mostrando os valores adotados antes e após a comparação com os dados medidos do IDEMA.

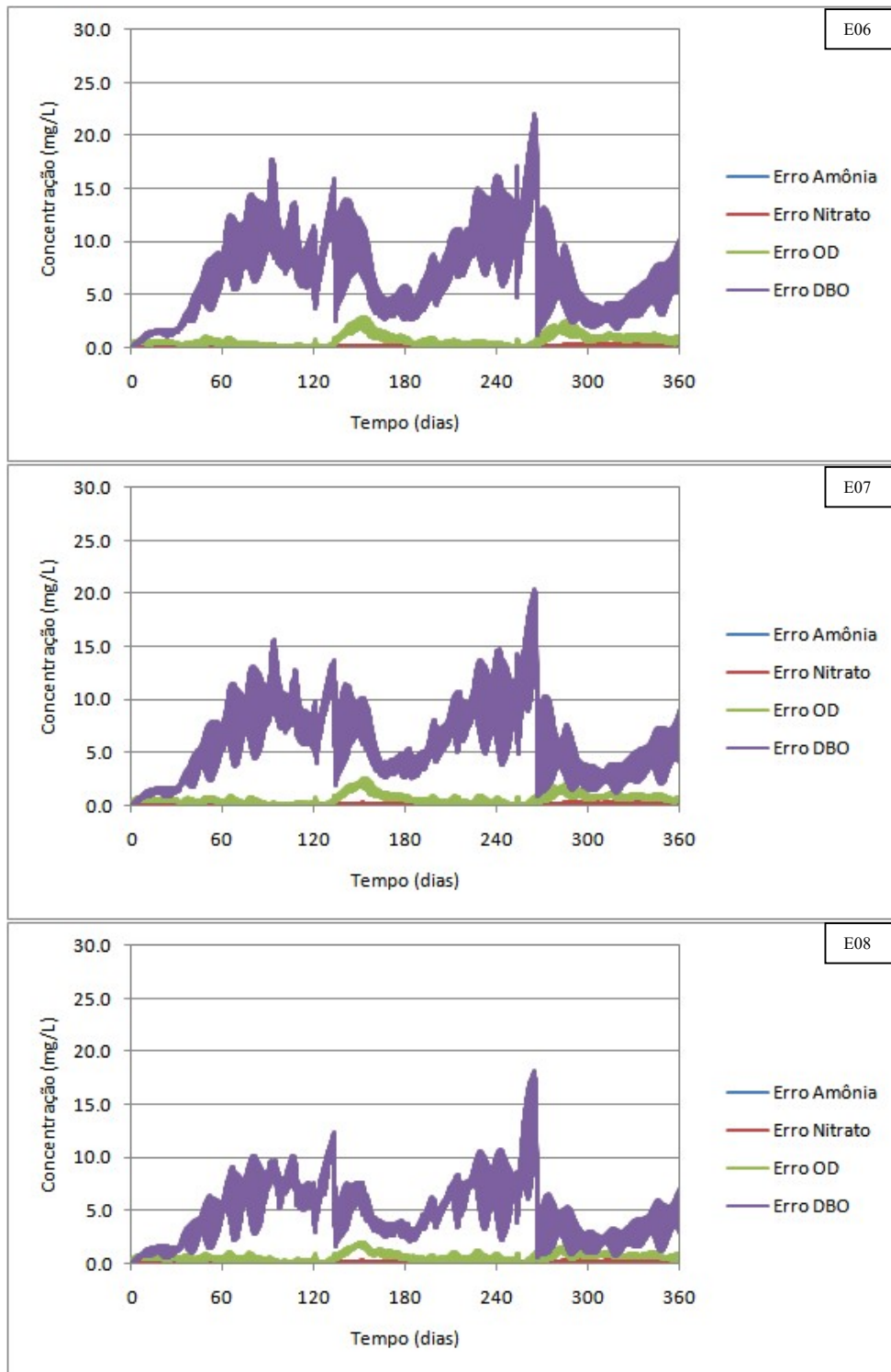
Variável de estado	Coefficientes correlacionados	Valores adotados (antes/depois)
OD	Taxa de reaeração (72%) Demanda de oxigênio no sedimento (64%)	0,800 – 0,400 1,000 – 0,200
DBO	Coefficiente de desoxigenação (93%)	0,200 – 0,100
Nitrogênio amoniacal	Coefficiente de nitrificação (96%)	0,100 – 0,180
Nitrogênio inorgânico	Coefficiente de desnitrificação (99%)	0,090 – 0,050

Fonte: Franz (2010).

Figura 4.28 - Erro absoluto entre os resultados das simulações do cenário Carcinicultura nas estações E04, E05, E06 E07 e E08, antes e após alteração dos parâmetros do modelo.



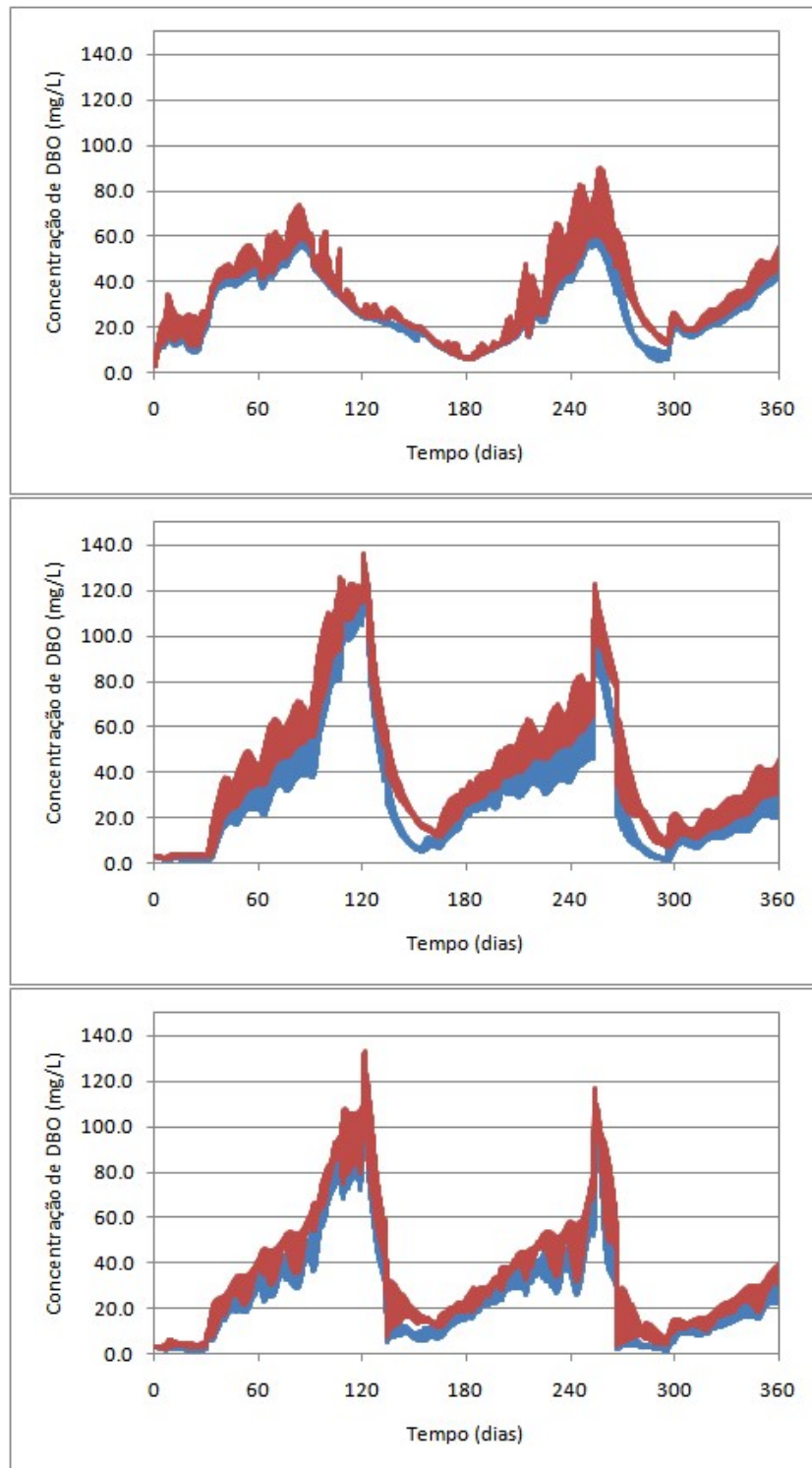
Continuação da **Figura 4.28**.



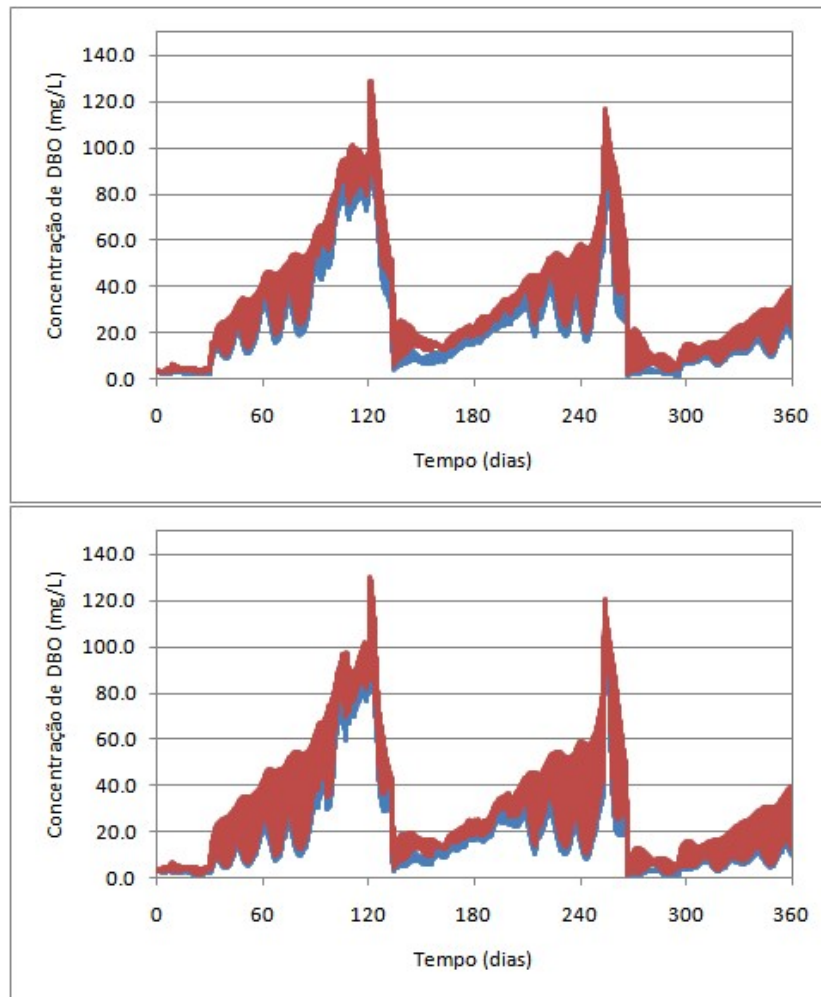
Fonte: Próprio Autor.

A Figura 4.29 mostra a comparação dos resultados do cenário Carcinicultura antes e após a alteração dos parâmetros do modelo para a DBO, que foi a variável de estado mais sensível às mudanças.

Figura 4.29 - Concentração de DBO nas estações E04, E05, E06, E07 e E08, antes (em azul) e após (em vermelho) a alteração dos parâmetros dos modelos (cenário Carcinicultura).



Continuação da **Figura 4.29**.

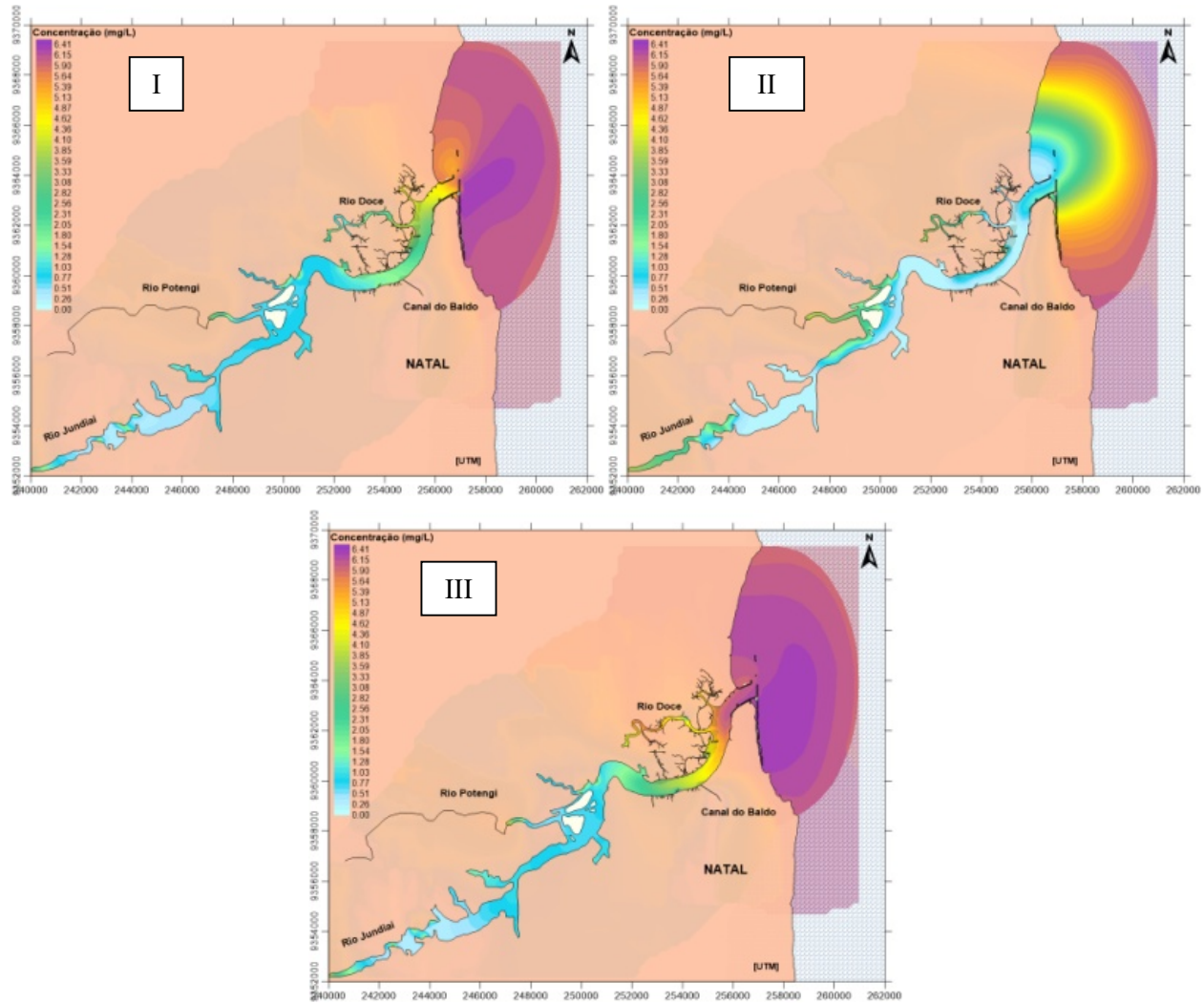


Para analisar quais variáveis de estado são mais influenciadas pela dinâmica dos viveiros de carcinicultura, foram analisadas as distribuições espaciais das variáveis de estado OD, DBO, nitrato, amônia, nitrogênio orgânico, fósforo orgânico e fósforo inorgânico do cenário Carcinicultura em 3 diferentes instantes:

- 20 de março - 50 dias após começarem as trocas diárias das águas dos viveiros;
- 31 de abril - um dia após a primeira despesca;
- 28 de agosto - durante as trocas diárias anteriores à segunda despesca.

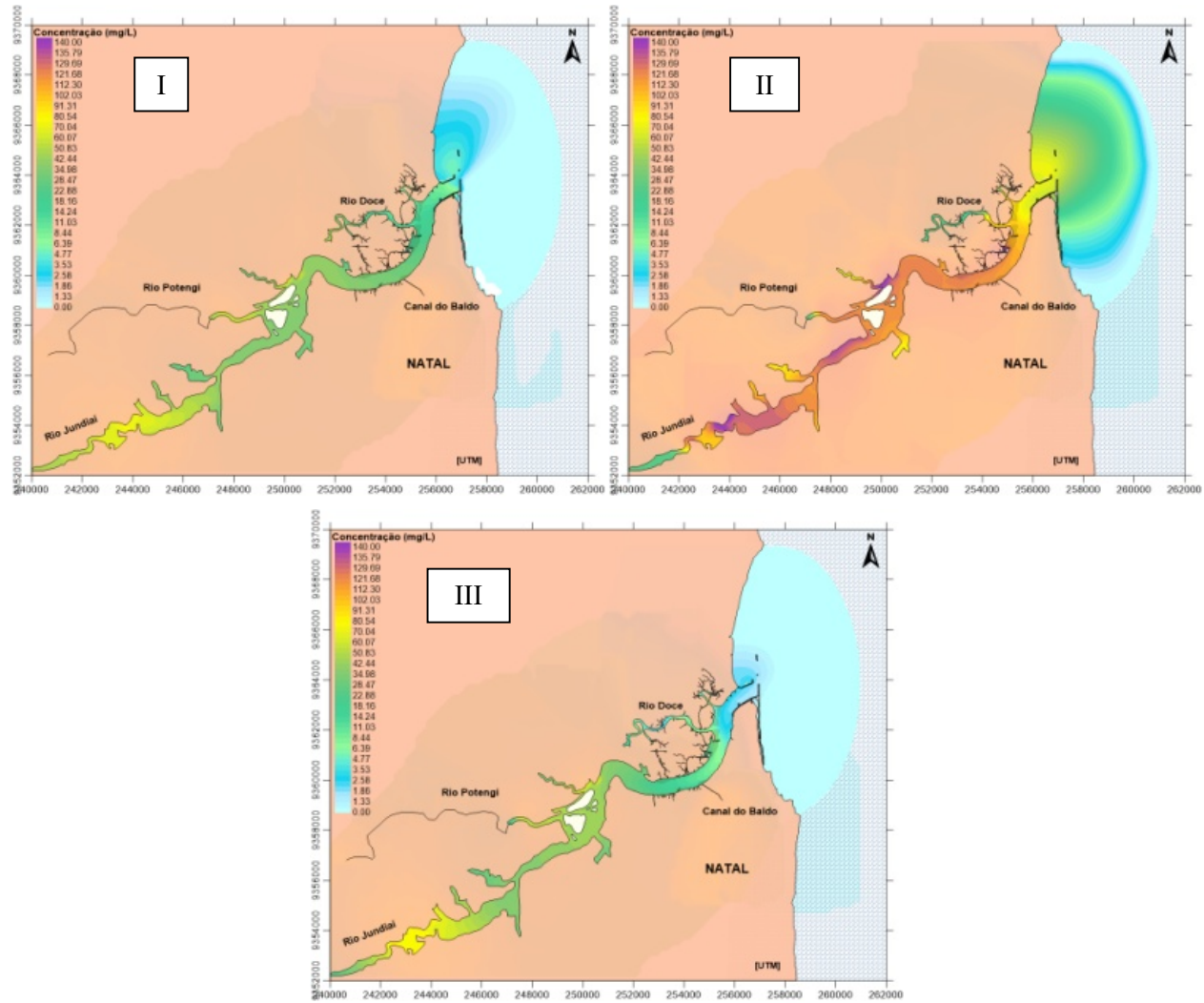
Destaca-se que na despesca, um enorme volume de efluente é lançado no estuário num intervalo de 4 horas, o que pode ser considerado como uma fonte pontual de carga muito alta. Os resultados são mostrados nas Figuras 4.30, 4.31, 4.32, 4.33, 4.34, 4.35 e 4.36.

Figura 4.30 - Distribuição espacial das concentrações de OD em 20/03 (I), 31/04 (II) e 28/08 (III).



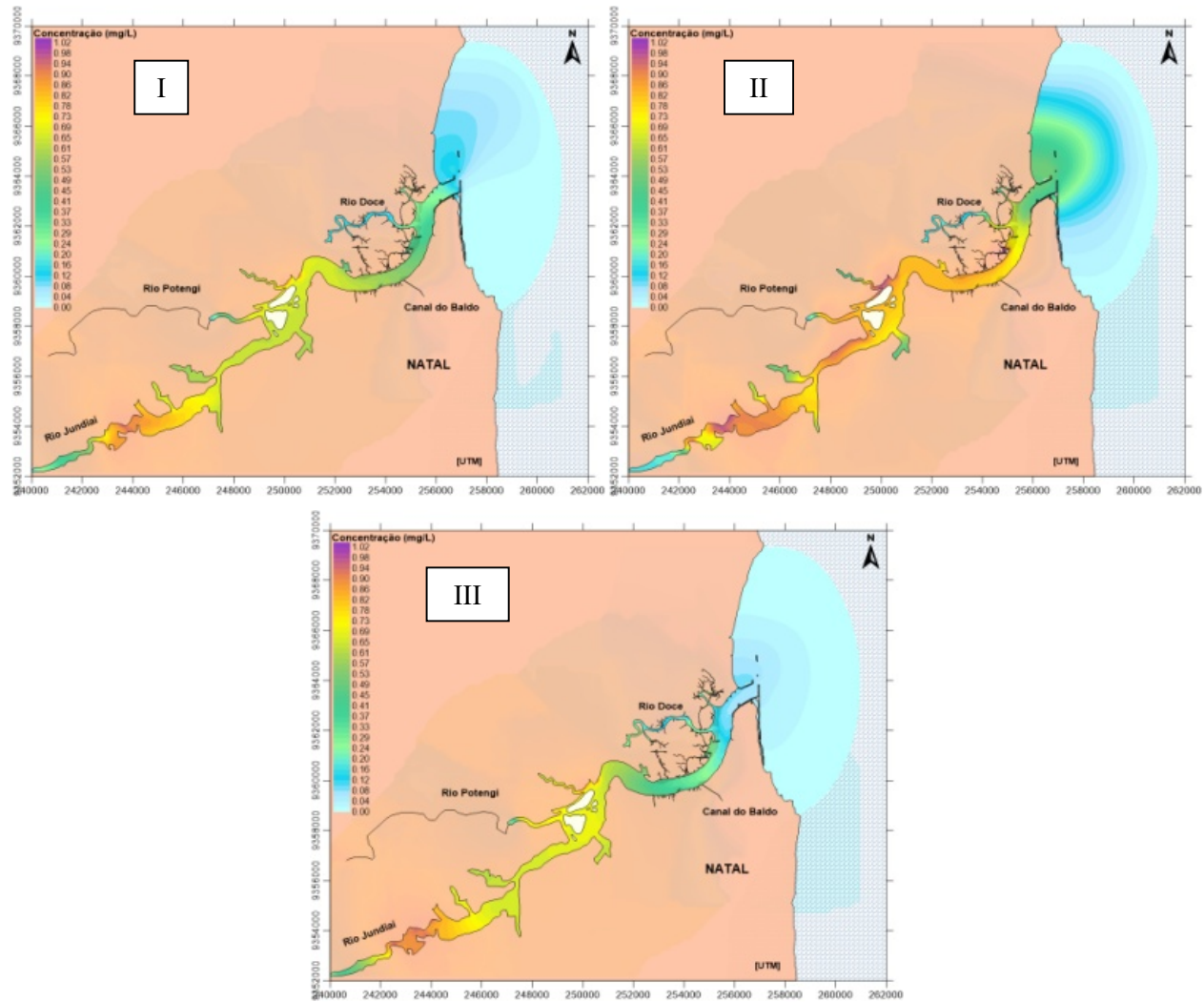
Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.31 - Distribuição espacial das concentrações de DBO em 20/03 (I), 31/04 (II) e 28/08 (III).



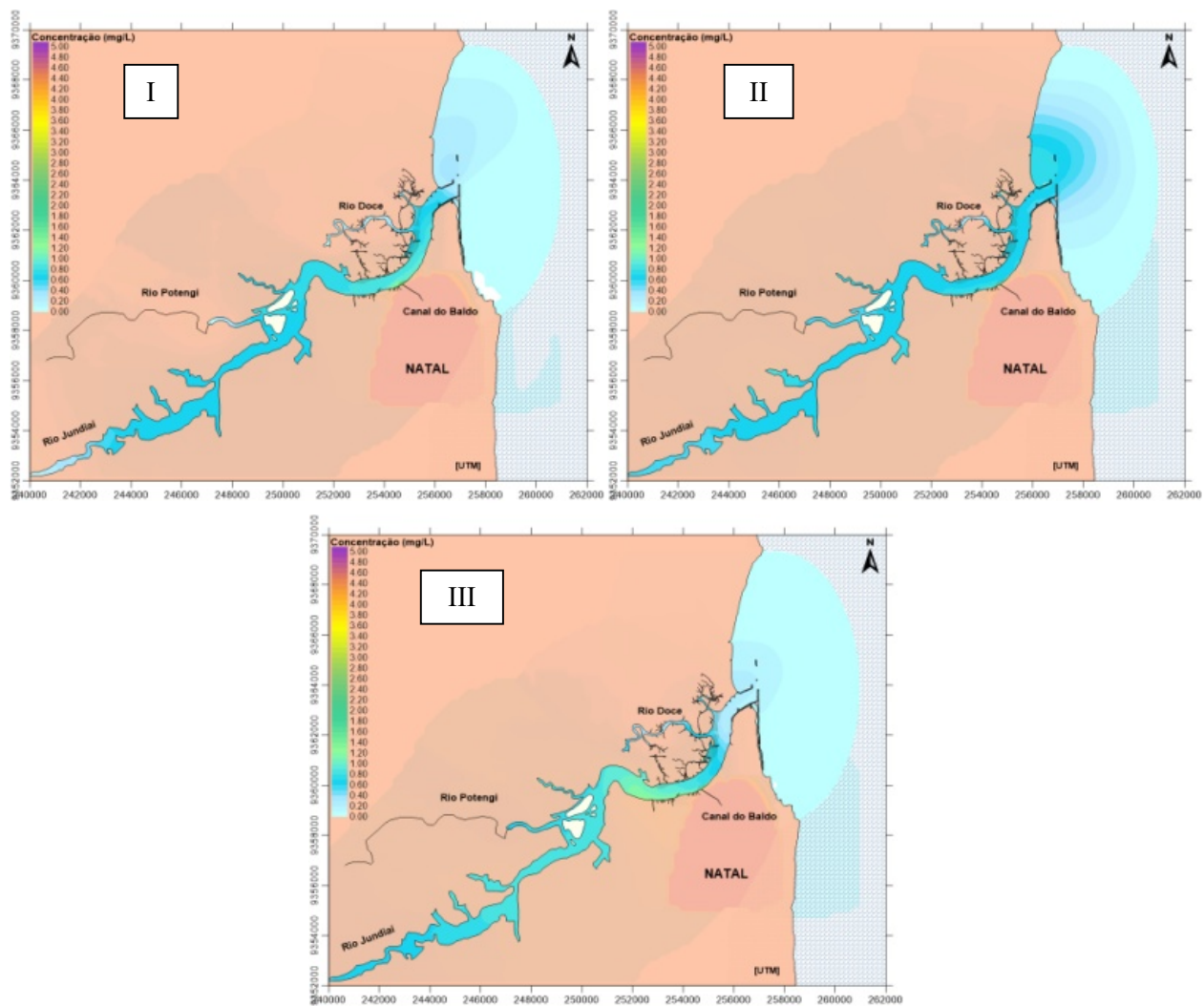
Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.32 - Distribuição espacial das concentrações de nitrato em 20/03 (I), 31/04 (II) e 28/08 (III).



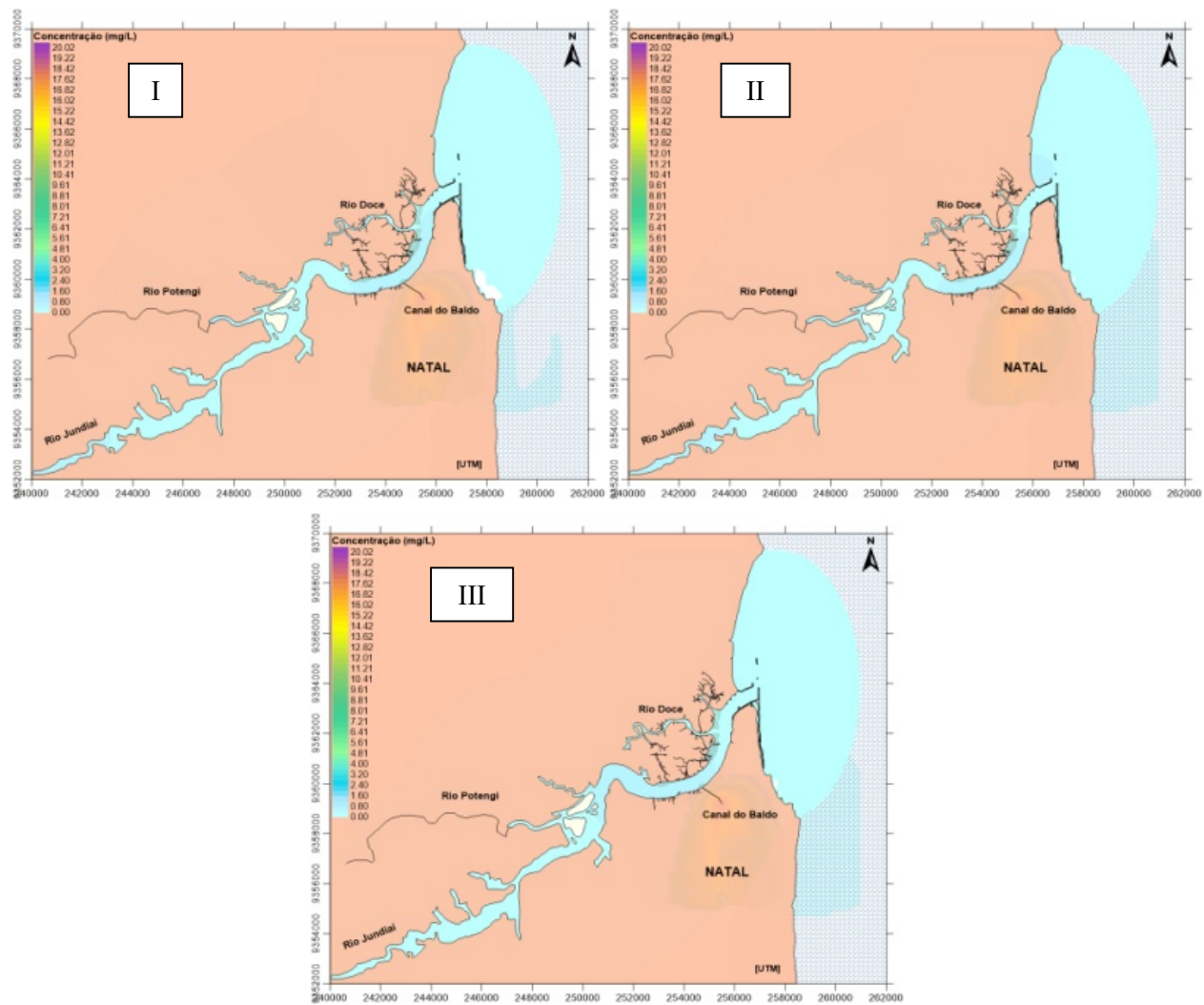
Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.33 - Distribuição espacial das concentrações de amônia em 20/03 (I), 31/04 (II) e 28/08 (III).



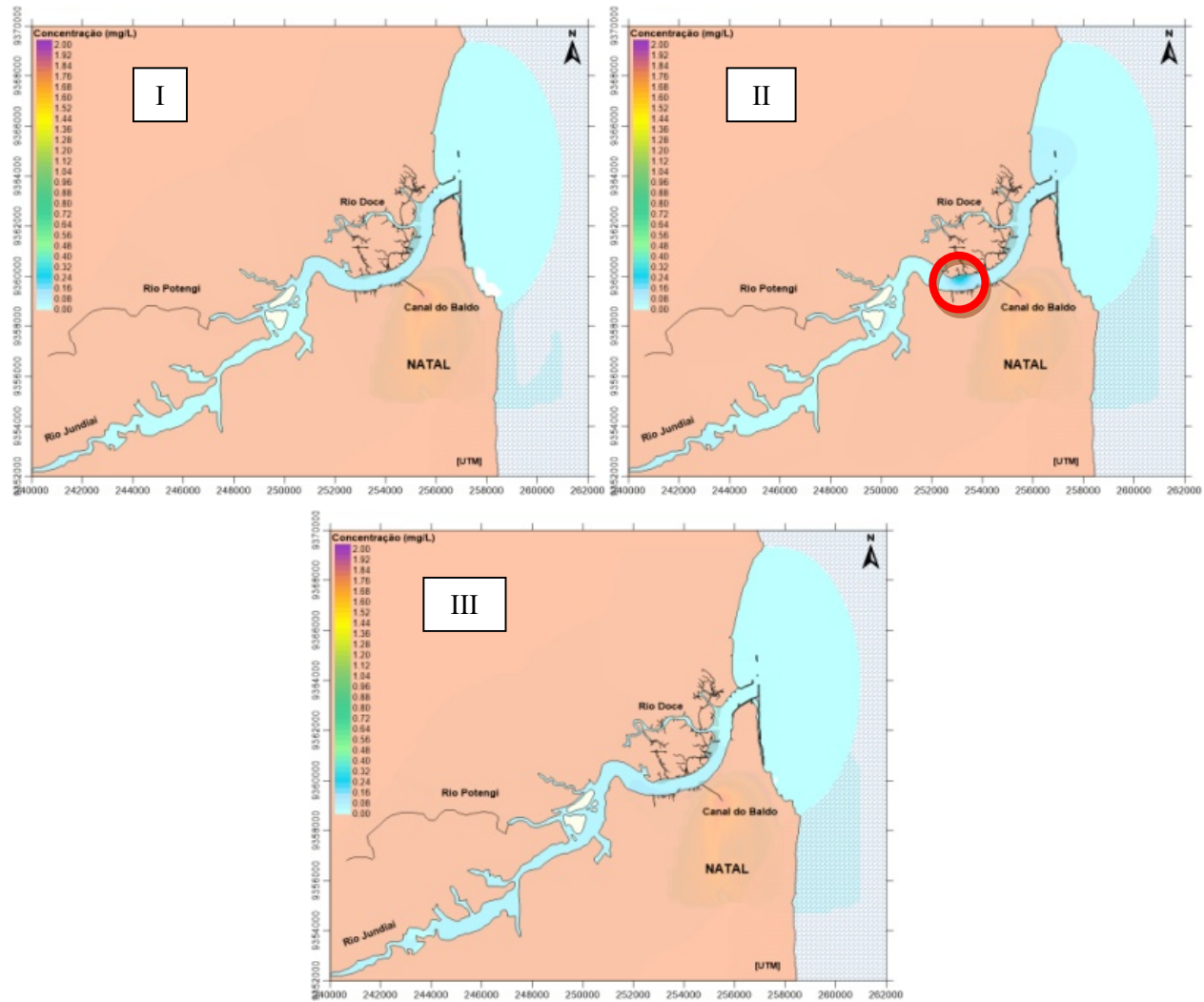
Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.34 - Distribuição espacial das concentrações de nitrogênio orgânico em 20/03 (I), 31/04 (II) e 28/08 (III).



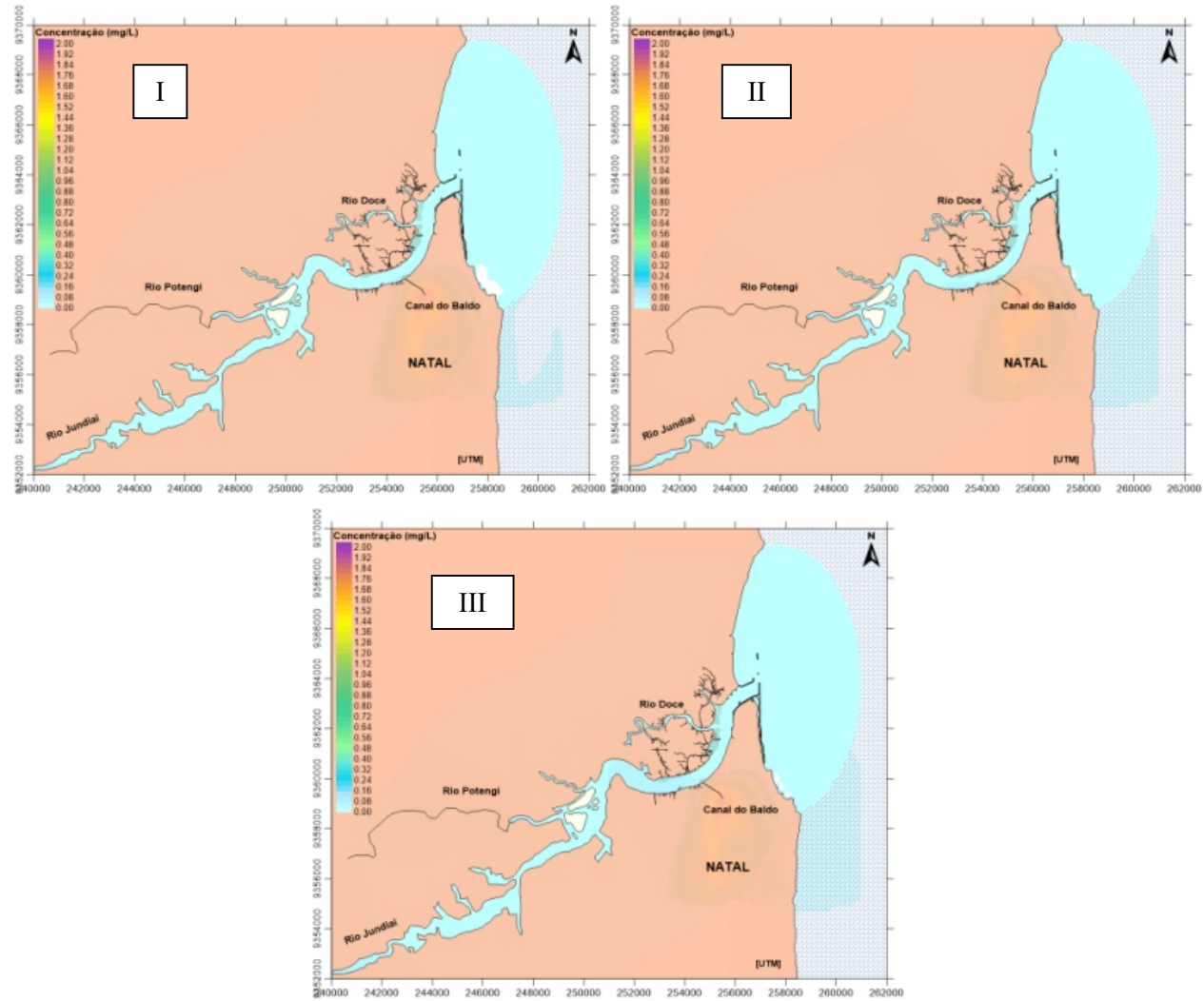
Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.35 - Distribuição espacial das concentrações de fósforo inorgânico em 20/03 (I), 31/04 (II) e 28/08 (III), com destaque no dia 31/04 para uma concentração mais elevada numa região de recirculação.



Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.36 - Distribuição espacial das concentrações de fósforo orgânico em 20/03 (I), 31/04 (II) e 28/08 (III).



Fonte: Próprio Autor.

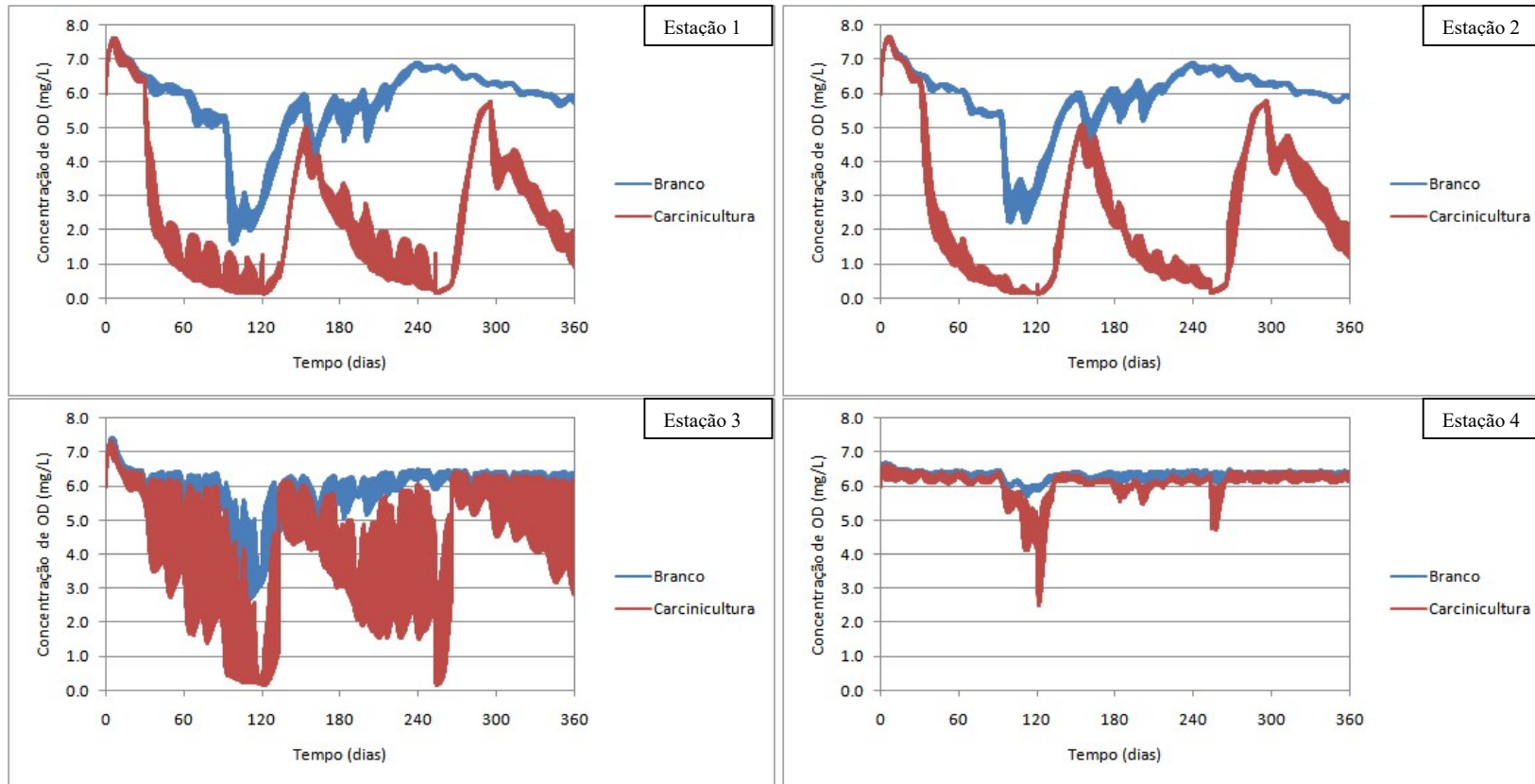
As alterações mais significativas em virtude da despesca ocorrem com as variáveis de estado OD, DBO e nitrato. O fósforo inorgânico apresenta valores mais elevados um dia após a despesca, na região onde ocorre a formação de um vórtice (Figura 4.35, circulado em vermelho), próximo de onde são lançados os efluentes da área CARCI 7. Assim, nas Figuras 4.37, 4.38, 4.39 e 4.40 são mostradas as séries temporais das concentrações de OD, DBO, nitrato e fósforo inorgânico nas Estações 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

Observando a Figura 4.37, percebe-se que nas Estações 1, 2 e 3, há uma redução das concentrações de oxigênio no cenário Branco, quando da entrada das vazões fluviais, e no cenário Carcinicultura, nos instantes das despescas. A recuperação das concentrações de OD após atingir os valores mínimos é mais rápida no cenário Carcinicultura do que no cenário Branco, mas os picos máximos daquele cenário diminuem em relação ao cenário Branco com o passar do tempo, exceto na Estação 3, onde as concentrações de OD no cenário Carcinicultura após chegar a valores mínimos voltam a atingir a mesma concentração do cenário sem as cargas dos viveiros.

A redução das concentrações de OD coincide com os picos de DBO, o que pode ser observado ao comparar as Figuras 4.37 e 4.38. Na Estação 4, embora numa escala reduzida, os efeitos das despescas e da vazão fluvial ocasionando redução do OD e aumento da DBO também são sentidos, especialmente na primeira despesca, quando a vazão fluvial favorece a condução dos efluentes dos viveiros à região costeira adjacente. Ao considerar as despescas simultaneamente, uma carga de DBO muito grande é lançada ao mesmo tempo no canal estuarino como uma grande fonte pontual, o que explica os altos picos da Figura 4.38 para o cenário Carcinicultura, que reduzem rapidamente após as despescas.

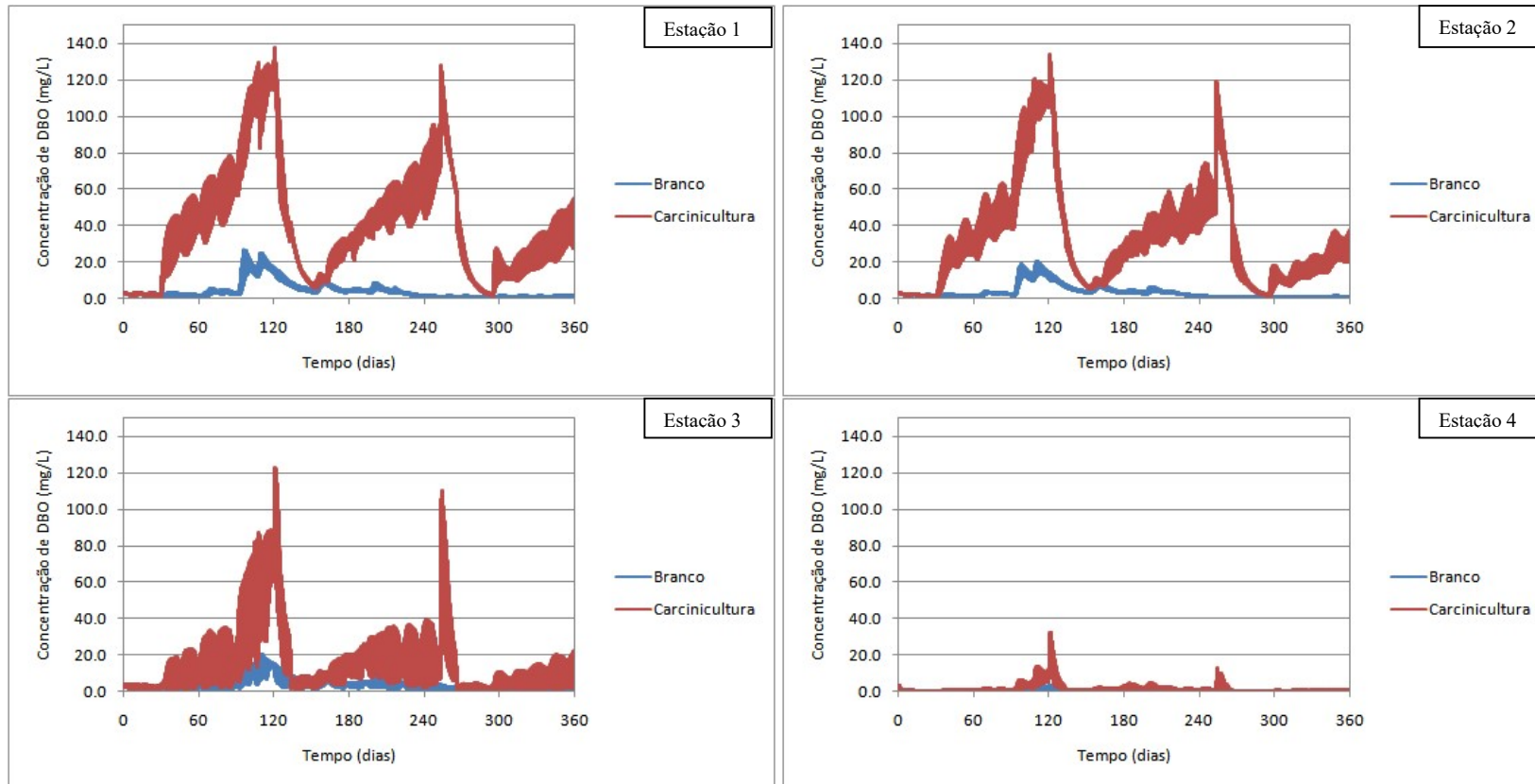
Na Figura 4.39, observa-se que o nitrato apresenta valores baixos no cenário Branco durante todo o período simulado, com uma ligeira diminuição no meio do ano, e um aumento das concentrações em seguida, que pode estar relacionado com a carga proveniente dos rios. No cenário Carcinicultura, considerando as Estações 1 e 2, o comportamento do nitrato parece estar relacionado com as trocas diárias dos volumes dos viveiros, com valores mais altos nos períodos de trocas, e redução após as despescas.

Figura 4.37 - Série temporal de valores das concentrações de OD nos cenários Branco e Carcinicultura, nas Estações 1, 2, 3 e 4.



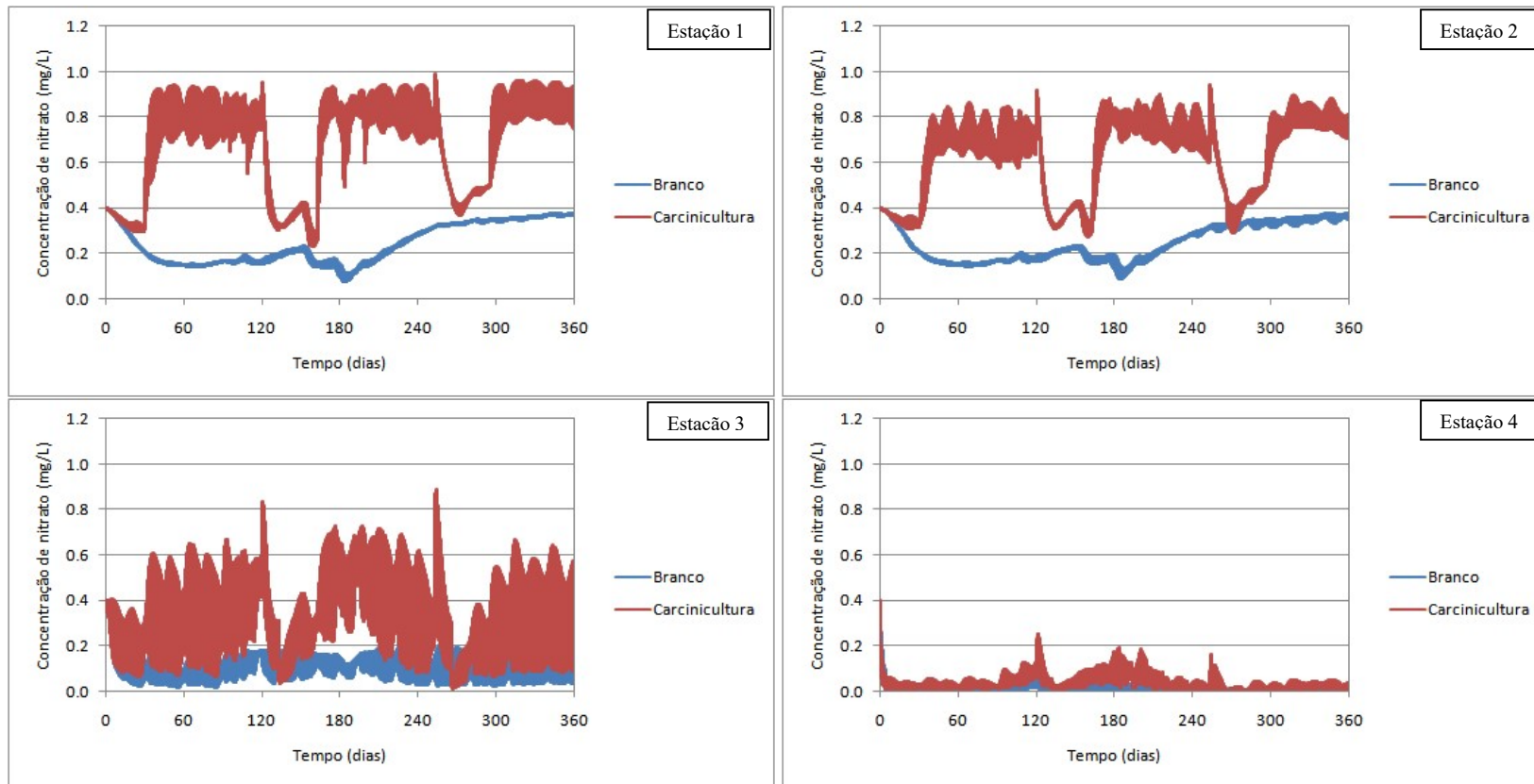
Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.38 - Série temporal de valores das concentrações de DBO nos cenários Branco e Carcinicultura, nas Estações 1, 2, 3 e 4.



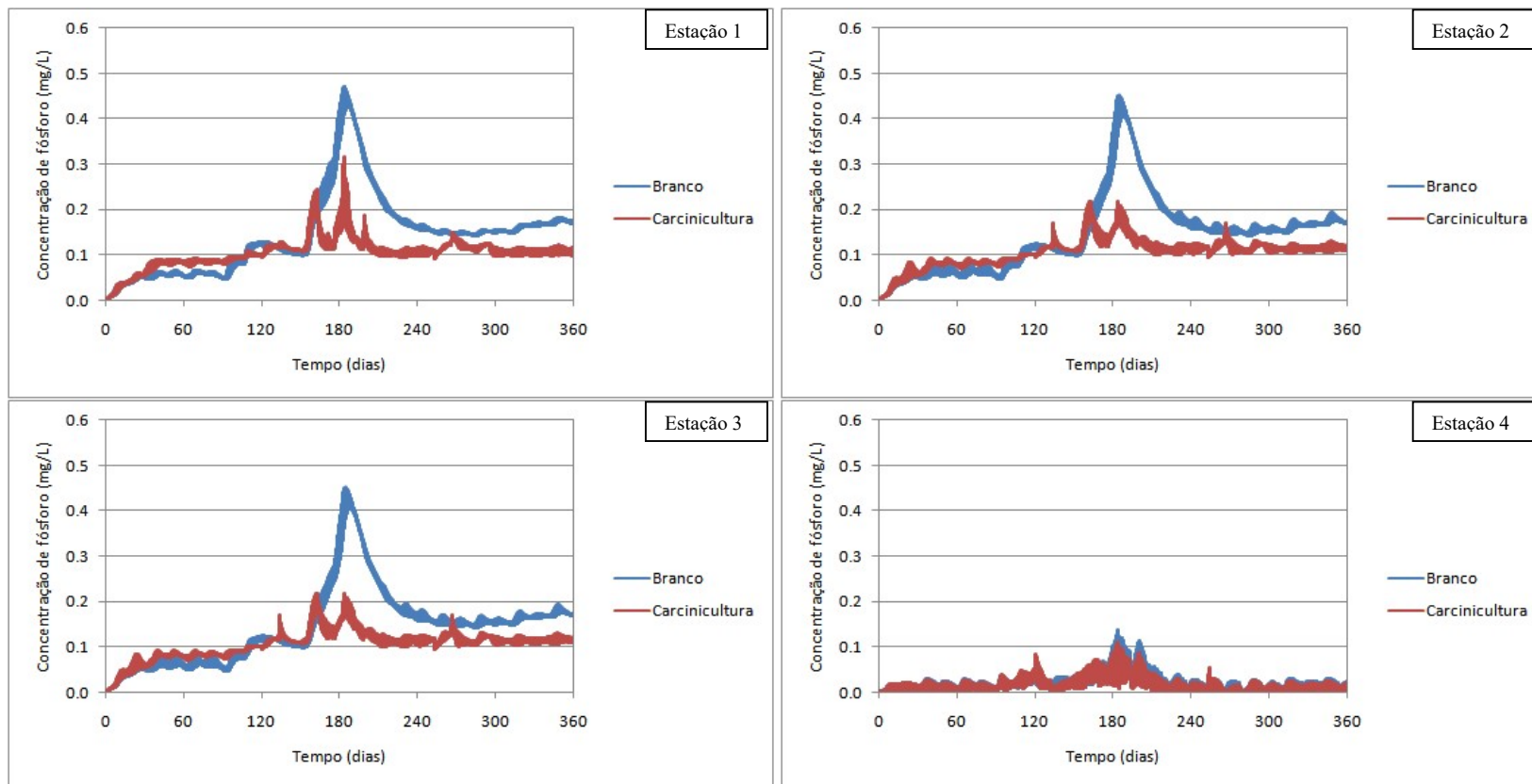
Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.39 - Série temporal de valores das concentrações de nitrato nos cenários Branco e Carcinicultura, nas Estações 1, 2, 3 e 4.



Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.40 - Série temporal de valores das concentrações de fósforo inorgânico nos cenários Branco e Carcinicultura, nas Estações 1, 2, 3 e 4.



Fonte: Próprio Autor.

Os picos de fósforo inorgânico (Figura 4.40), relacionados com a carga proveniente dos rios, são menores no cenário Carcinicultura do que no cenário Branco, mostrando que as vazões dos efluentes de carcinicultura podem ter uma capacidade de amortecimento das influências das vazões fluviais sobre o estuário.

A Estação 3 localiza-se próximo à saída do estuário para o mar; é uma região onde predominam as maiores velocidades relativas e a maior profundidade do canal. Nos seus resultados é possível perceber bastante oscilação nas concentrações, especialmente de OD e nitrato, o que pode acontecer devido à forte influência das co-oscilações de maré nesta região.

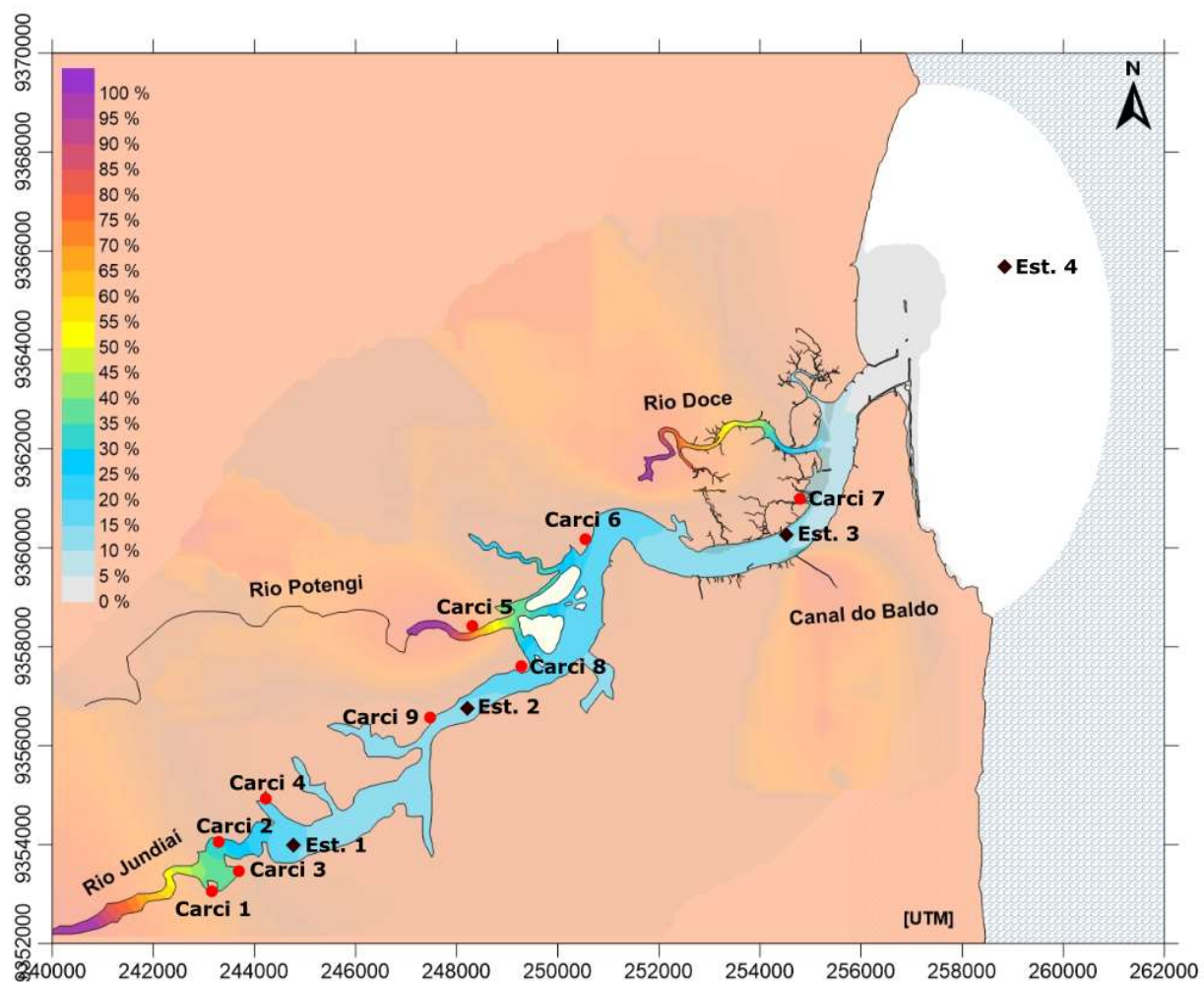
Apesar das baixas velocidades residuais, percebe-se que o corpo d'água consegue estabilizar as cargas dos efluentes de carcinicultura, mesmo após as despescas.

A Estação 1 localiza-se mais internamente no canal estuarino em relação às demais, numa região de velocidades baixas, sob influência da vazão do rio Jundiá e das áreas CARCI 1, 2, 3 e 4. Os picos de DBO e nitrato são mais altos nesta Estação do que os resultados das demais Estações para o cenário Carcinicultura.

As Figuras 4.41 e 4.42 mostram a probabilidade de ocorrência de concentração de oxigênio dissolvido inferior a 5,0 mg/L nos cenários Branco e Carcinicultura durante todo o período simulado.

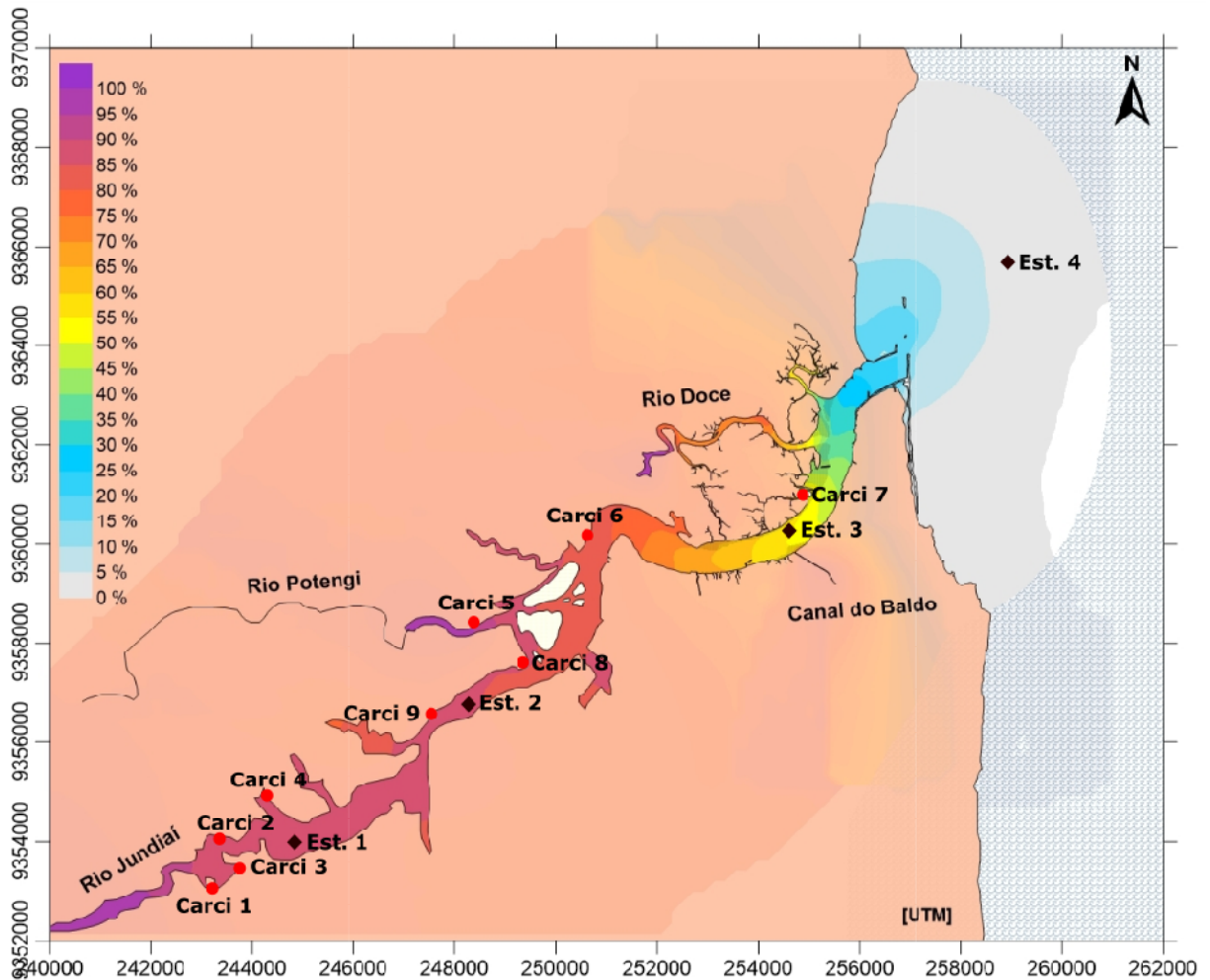
No cenário Carcinicultura, a região mais interna do canal estuarino apresenta maior probabilidade de ocorrer concentração de OD inferior a 5,0 mg/L, sendo que a persistência é reduzida quanto mais próximo da saída do estuário para o mar. No cenário Branco, os maiores percentuais se apresentam nos rios. No canal estuarino, enquanto no cenário Carcinicultura a probabilidade chega a 90% do tempo simulado, no cenário branco mal chega a 30% do tempo simulado. Isto mostra que, considerando o período de 01 ano hidrológico, apesar do estuário apresentar uma rápida recuperação na concentração de oxigênio após as despescas, em grande parte do canal, para a maior parte do tempo simulado, a concentração do oxigênio no corpo d'água é inferior ao recomendado pela resolução CONAMA 357/2005 para corpos d'água salobros de classe 1.

Figura 4.41 - Isolinhas de persistência de OD <math><5,0\text{ mg/L}</math> durante um ano hidrológico típico (cenário Branco).



Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.42 - Isolinhas de persistência de OD <math><5,0\text{ mg/L}</math> durante um ano hidrológico típico (cenário Carcinicultura).



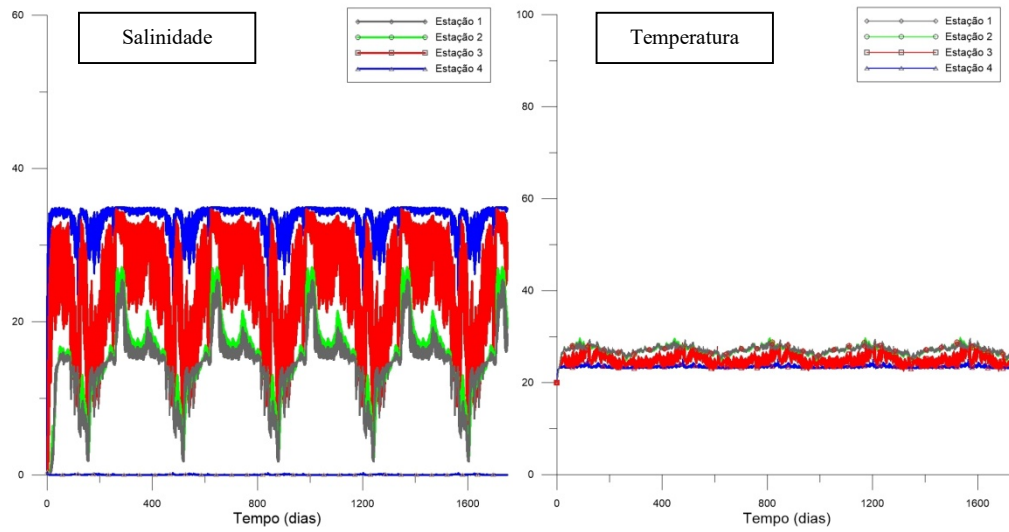
Fonte: Próprio Autor.

4.3 RESULTADOS DA SIMULAÇÃO DE LONGO PRAZO

Para analisar os efeitos de lançamentos de efluentes de carcinicultura numa escala temporal maior, foi feita uma simulação para o cenário Carcinicultura por 08 anos; as cargas são repetidas para ciclos de 01 ano.

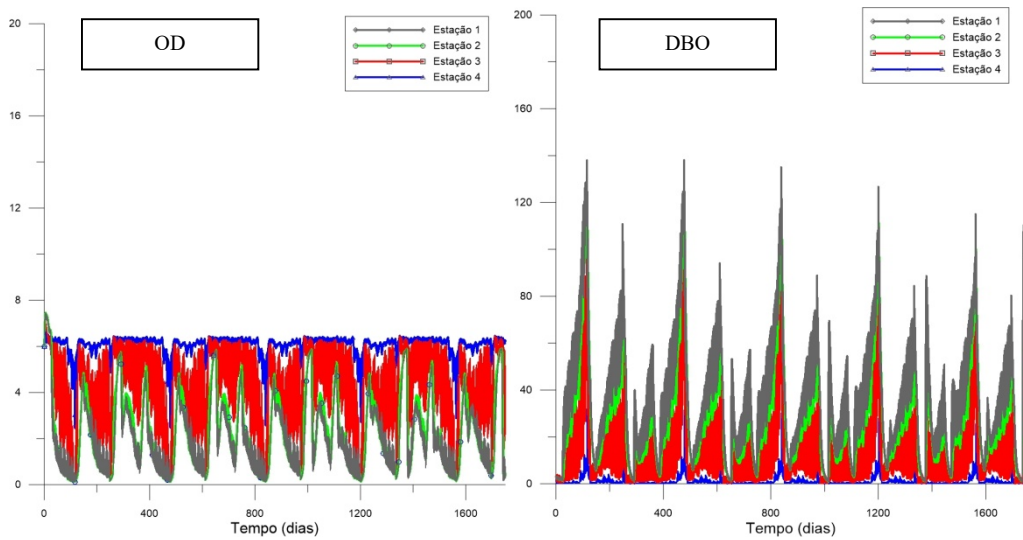
As séries temporais dos valores de salinidade, temperatura, OD, DBO, nitrato e fósforo inorgânico para um período simulado de 05 anos nas Estações 1, 2, 3 e 4 são mostradas nas Figuras 4.43, 4.44 e 4.45.

Figura 4.43 - Séries temporais de valores de salinidade (em UPS) e de temperatura (em °C) para 05 anos de simulação (cenário LP).



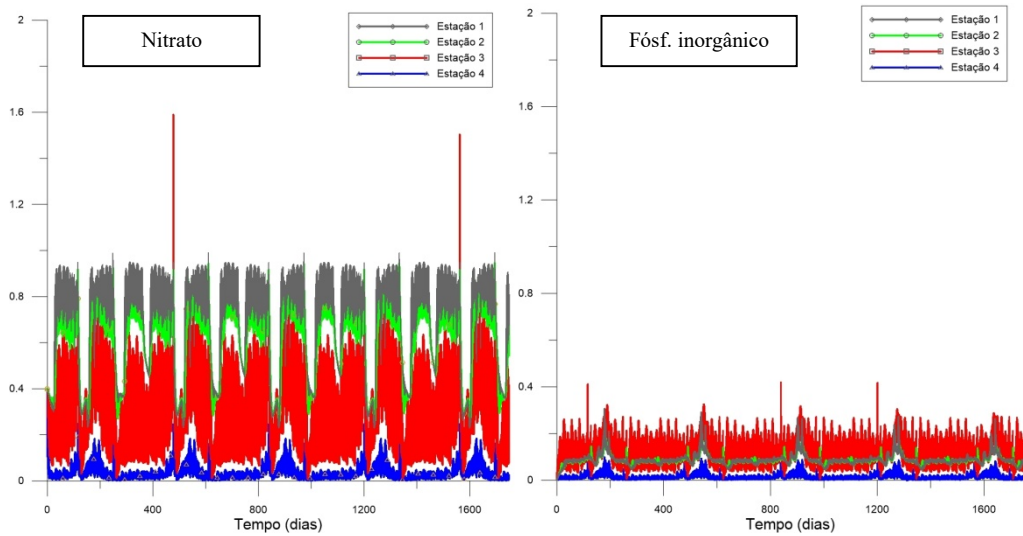
Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.44 - Séries temporais de valores de OD (em mg/L) e DBO (em mg/L) para 05 anos de simulação (cenário LP).



Fonte: Próprio Autor.

Figura 4.45 - Séries temporais de valores de nitrato (em mg/L) e fósforo inorgânico (em mg/L) para 05 anos de simulação (cenário LP).

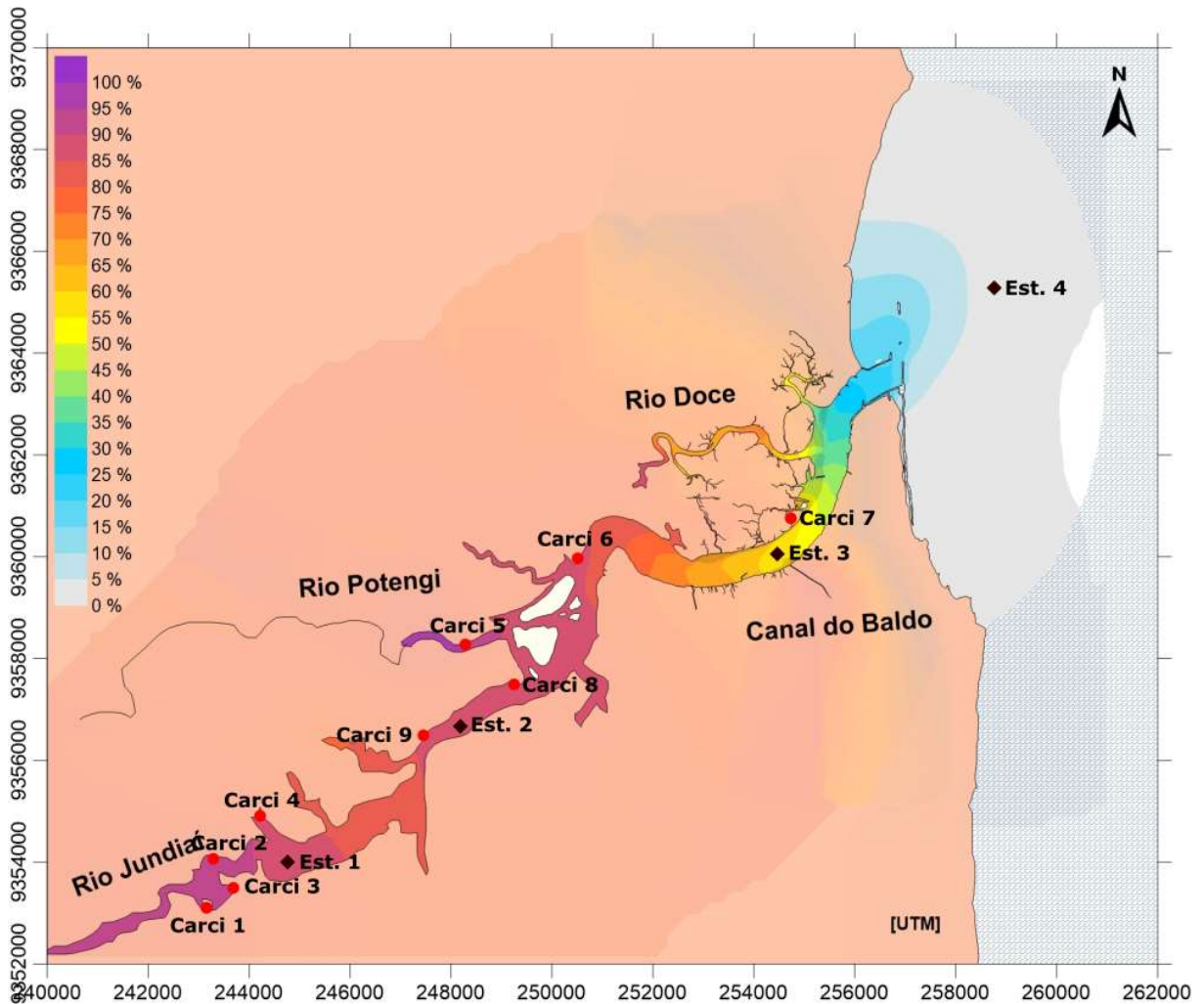


Fonte: Próprio Autor.

Percebe-se o comportamento cíclico para todas as variáveis de estado, e não foi possível observar acúmulo das mesmas no domínio. Os picos de DBO sofrem amortecimento com o passar do tempo, o que pode ser causado por um ligeiro aumento dos teores de oxigênio com o passar do tempo. Percebe-se também a presença de picos isolados em intervalos de tempo esporádicos das variáveis nitrato e fósforo inorgânico, que não mostraram exercer influência sobre o comportamento cíclico mostrado ao longo do tempo.

A Figura 4.46 mostra a probabilidade de ocorrência de concentração de oxigênio dissolvido inferior a 5,0 mg/L no cenário LP, considerando um tempo de simulação de 08 anos.

Figura 4.46 - Isolinhas de persistência de OD < 5,0 mg/L durante oito anos (cenário LP).



Fonte: Próprio Autor.

O resultado mostra que, para uma escala de tempo maior, considerando as mesmas condições, a probabilidade de ocorrência de menores concentrações de oxigênio é equivalente à modelagem de 01 ano, corroborando que não há acúmulo de poluentes capaz de interferir significativamente na qualidade da água no intervalo de tempo simulado. Em grande parte do canal estuarino, para praticamente todo o período simulado, as concentrações de OD se mantêm inferiores a 5,0 mg/L. Mesmo a área CARCI 7, que tem persistência inferior às demais CARCI, tem uma probabilidade de ocorrência alta: superior a 50% do tempo simulado.

5 CONCLUSÕES

Neste trabalho é apresentada uma aplicação dos modelos de circulação hidrodinâmica e de qualidade da água do SisBaHiA[®], visando analisar os efeitos da prática de carcinicultura no estuário do rio Potengi – RN, aplicando uma metodologia acadêmica. Considerando as simplificações adotadas, foi possível definir adequadamente o comportamento do estuário para as condições de estudo, considerando uma análise qualitativa. Destaca-se que os modelos devem ser calibrados e validados, potencializando assim a eficiência desta ferramenta na gestão do estuário. Os processos de calibração e validação devem associar-se ao monitoramento das variáveis de estado, com a disponibilidade de dados em vários pontos do estuário.

A aplicação do modelo bidimensional em planta mostrou-se adequada, demonstrando a grande variabilidade espacial do corpo d'água em estudo, tanto em relação aos padrões de circulação quanto ao transporte das variáveis de estado. Foi constatada a redução da amplitude de onda de maré à medida que a mesma se propaga para dentro do estuário em períodos de sizígia, com diferença de fase entre a região costeira adjacente e a região mais interna do estuário de cerca de 1,5h na sizígia e 1h na quadratura. A região do estuário localizada entre o estrangulamento do canal e a zona costeira adjacente é a que apresenta maiores velocidades, sendo, portanto, a região menos vulnerável à instalação de fazendas de carcinicultura. Entretanto, as escolhas dos locais para lançamento dos efluentes dos viveiros devem observar o escoamento residual, uma vez que foi identificada a presença de vórtices neste trecho do estuário, e o lançamento em locais de recirculação pode favorecer a poluição da água, reduzindo a capacidade de transporte, e o conseqüente aprisionamento do efluente.

Os resultados de qualidade da água obtidos para os dois cenários, Branco e Carcinicultura, mostram o quão significativas podem ser as influências dos efluentes da criação de camarões na qualidade da água do estuário. O período da despesca é crítico na dinâmica de funcionamento das fazendas de carcinicultura. Ao considerar que as despescas ocorrem de forma simultânea em todos os viveiros, verificou-se picos de concentração de DBO, que são incompatíveis com a realidade. Neste sentido, a simulação realizada não representa a condição real do processo de despesca do estuário, mas sim a pior configuração possível, que seria o lançamento simultâneo dos efluentes da despesca de todos os viveiros no mesmo instante. Os resultados obtidos para esta pior configuração mostram que o estuário

retornar rapidamente para as condições apresentadas antes da despesca, mesmo sujeita a uma elevada carga em um curto espaço de tempo. Em 01 ano de análise, o cenário Carcinicultura apresentou uma probabilidade de ocorrência de baixas concentrações de OD muito superior ao cenário Branco; e, ao considerar os resultados para um maior período de simulação (cenário LP) constatou-se que a probabilidade de ocorrência de baixas concentrações de OD se aproxima daquela obtida para o cenário Carcinicultura, mostrando uma tendência de manutenção de uma qualidade ruim para a água com o passar do tempo, consideradas as mesmas condições de lançamento.

Quanto às variáveis de estado escolhidas como indicadoras de qualidade da água, oxigênio dissolvido, DBO e nitrato apresentaram as maiores variações em ambos cenários. As concentrações de amônia, fósforo inorgânico, nitrogênio orgânico e fósforo orgânico apresentaram variações pouco significativas; os dois últimos mostraram variações imperceptíveis nas análises deste trabalho.

Nos cenários analisados neste trabalho, não se constatou uma influência significativa das contribuições do Canal do Baldo nas variações da qualidade da água no estuário do rio Potengi.

Para futuros trabalhos, recomenda-se analisar de forma mais realista a dinâmica dos viveiros, realizando despescas alternadas nas diferentes regiões do estuário, e utilizando como dados de entrada valores medidos na região em campanhas com mais medições, tanto do canal estuarino quanto dos viveiros. Para além, o tempo de residência pode ser analisado em detalhe, associado ao estudo da taxa de renovação e idade da água.

Os resultados encontrados podem contribuir na elaboração do zoneamento, indicando quais as melhores áreas do estuário para implantação de fazendas de carcinicultura, contribuindo na prevenção de acidentes ambientais, facilitando a mitigação dos mesmos, e contribuindo para a resolução de conflitos ambientais.

REFERÊNCIAS

- ABREU, I. M.; LACERDA, L. D.; MARINS, R. V. **Estimativa de emissões de Carbono, Fósforo e Nitrogênio para o Estuário do Rio Jaguaribe (CE)**. In: Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil, Fortaleza. 2003. p. 163-164.
- AMARAL, K. J. **Estuário do rio Macaé: Modelagem computacional como ferramenta para o gerenciamento integrado de recursos hídricos**. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro: UFRJ, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2003.
- ANA-AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **HIDROWEB**: Sistemas de informações hidrológicas. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>>. Acesso em 31 de outubro de 2016.
- APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for Examination for Water and Wastewater**. 19 ed., Washington: Byrd Prepress Springfield, 1998.
- _____. **Standard Methods for Examination for Water and Wastewater**. 20 ed. Washington: Byrd Prepress Springfield, 2000.
- ARAÚJO, D. C. **Avaliação do Programa Nacional de Desenvolvimento da Aquicultura: O Caso da Carcinicultura Marinha no Nordeste**. Dissertação de Mestrado. Recife: UFPE, Mestrado em Gestão Pública para o desenvolvimento do Nordeste, 2002.
- BAPTISTELLI, S. C. **Análise crítica da utilização de modelagem matemática na avaliação da dispersão de efluentes leves no litoral da Baixada Santista (Estado de São Paulo)**. Tese de Doutorado. São Paulo: USP, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica, 2008.
- BARBIERI JUNIOR, R. C.; OSTRENSKY NETO, A. **Camarões marinhos: engorda**. Viçosa, Aprenda Fácil. 370p, 2002.
- BARROS, A. B. S. S. A. **Capacidade de Transporte dos Escoamentos de Maré no Estuário de Potengi, RN**. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro: UFRJ, 1984
- BIAO, X.; ZHUHONG, D.; XIAORONG, W. Impact of intensive shrimp farming on the water quality of the adjacent coastal creeks from Eastern China. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 48, p. 543-553, 2004.
- BONDAD-REANTASO, M.G., SUBASINGHE, R.P., ARTHUR, J.R., OGAWA, K., CHINABUT, S., ADLARD, R., TAN, Z., SHARIFF, M. Disease and health management in Asian aquaculture. **Veterinary Parasitology**. v.132, n. 3-4, p. 249-272, set. 2005.
- BONINI, R. S. **Carcinicultura: problemas de saneamento que podem desestabilizar a atividade: estudo de caso no Rio Grande do Norte**. Dissertação de Mestrado. São Carlos: EESC/USP, 2006.

BOYD, C. E. **Water quality management and aeration in shrimp farms**. Auburn: Auburn University, 1989. 83 p.

BRASIL. Ministério da Casa Civil. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Novo código Florestal: **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa... e dá outras providências**. Brasília, DF, 2012.

_____. Ministério da Casa Civil. Lei nº 7.661, de 16 de maio de 1988. **Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências**. Brasília, DF, 1988.

BRICKER, S. B.; CLEMENT, C. G.; PIRHALLA, D. E.; ORLANDO, S. P.; FARROW, D. R. G. **National estuarine eutrophication assessment: effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries**. Silver Springs: NOAA, 1999. 71 p.

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

CAERN-Companhia de Águas e Esgotos do RN. **Complementação do estudo ambiental para implantação da estação de tratamento de esgotos das bacias E, F e K (Natal) na área da Fazenda Carnaubinha (São Gonçalo do Amarante): Relatório Final**. Natal, 2007.

_____. **ETE do Baldo – Natal/RN**. 2013. Disponível em: <<http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/caern/DOC/DOC00000000017758.PDF>>.

CONAMA-Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357/05. **Estabelece a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional**. Brasília, SEMA, 2005.

_____. Resolução nº 312, de 10 de outubro de 2002. **Dispõe sobre o licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira**. Brasília, SEMA, 2002.

CUNHA, C. L. N.; SCUDELARI, A. C.; ROSMAN, P. C. C. Using modelling techniques to assess sewage pollution in the Potengi River Estuary, Brazil. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v. 200, p. 237-248, 2015.

_____. **Uso de técnicas de modelagem para avaliar o transporte de sedimentos no estuário do rio Potengi**. In: Anais do XXVII Congresso Latino-americano de Hidráulica, Lima, Peru. Setembro de 2016.

CUNHA, P. E. V. **Caracterização dos meios de cultivo de viveiros de carcinicultura e da lagoa de disposição de efluentes no Rio Grande do Norte: Subsídios para proteção dos ecossistemas deste estudo**. Dissertação de Mestrado. São Carlos: EESC/USP, 2004.

_____. **Fatores de emissão - nutrientes e metais pesados – de efluentes de carcinicultura para o estuário do Rio Potengi/RN – Brasil**. Tese de Doutorado. São Carlos: EESC/USP, 2010.

- DUARTE, A. A. L. S. **Influência da hidrodinâmica em sistemas estuarinos sujeitos a eutrofização**. Tese de Doutorado. Braga (Portugal): Universidade do Minho, 2005.
- DYER, K. R. **Estuaries: a physical introduction**. London, John Wiley & Sons. 140 p. 1973.
- ESPÍRITO SANTO, A. R. S., SILVA, C. M. S. Características climáticas da cidade de Natal. **Parque da Cidade em Revista**, ano 21, v. 2, n. 1, p. 23-27, 2016.
- FAO-Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação. **Fishstat Plus: universal software for fishery statistical time series**. Version 2.3, 2012.
- FAPERN-Fundação de apoio à pesquisa do estado do Rio Grande do Norte, 2006. O IDEMA e a Carcinicultura. **Revista FAPERN**, V1, nº 3. Mar/Abr 2006.
- FIGUEIRÊDO, L. R. R. **Estudo da circulação hidrodinâmica do estuário do rio Potengi, Natal/RN**. Dissertação de Mestrado. Natal: UFRN, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, 2007.
- FIGUEIREDO, M. C. B.; ROSA, M. F.; GONDIM, R. S.; ARAÚJO, L. F. P.; GOMES, R. B.; PAULINO, W. D.; CORREIA, L. J. A.; MORAIS, L. F. S. **Questões ambientais da carcinicultura de águas interiores: o caso da bacia do Baixo Jaguaribe, CE**. Série Documentos, EMBRAPA Agroindústria Tropical. Fortaleza - CE, 2004.
- FRAGOSO JR, C. R.; FERREIRA, T. F.; MARQUES, D. M. **Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.
- FRANZ, G. A. S. **Desenvolvimento, aplicação e análise do modelo de qualidade da água e eutrofização do SISBAHIA**. Dissertação de Mestrado. Curitiba: UFPR, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2010.
- FRAZÃO, E. P. **Caracterização hidrodinâmica e morfossedimentar do estuário Potengi e áreas adjacentes: subsídios para controle e recuperação ambiental no caso de derrames de hidrocarboneto**. Dissertação de Mestrado. Natal: UFRN, Programa de Pós-Graduação em Geodinâmica e Geofísica, 2003.
- FREITAS, U.; NIENCHESKI, L.F.H.; ZARZUR, S.; MANZOLLI, R.P.; VIEIRA, J.P.P.; ROSA, L.C. Influência de um cultivo de camarão sobre o metabolismo bêntico e a qualidade da água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. V.12, n.3, p.293–301, 2008. Campina Grande, PB.
- GAA-GLOBAL AQUACULTURE ALLIANCE, 2017. Disponível em: <<https://www.aquaculturealliance.org/>>. Acesso em 12 de agosto de 2017.
- HELDBO, J., 2014. **Rethinking aquaculture to boost resource and production efficiency**. Sea and land-based aquaculture solutions for farming high quality seafood The Rethink Water network and Danish Water Forum White Papers, Copenhagen. Disponível em: <www.rethinkwater.dk>.
- IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE cidades@: Natal. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/v3/cidades/municipio/2408102/pesquisa/36/2003>>.

Acesso em 25 de fevereiro de 2017.

_____. IBGE cidades@. Disponível em:
<<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=2408102>>. Acesso em 25 de fevereiro de 2017.

IDEMA-Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte. **1º Relatório Técnico** – Monitoramento da qualidade das águas dos rios Jundiá e Potengi. Natal – RN, 2008a.

_____. **2º Relatório Técnico** – Monitoramento da qualidade das águas dos rios Jundiá e Potengi. Natal – RN, 2008b.

_____. **3º Relatório Técnico** – Monitoramento da qualidade das águas dos rios Jundiá e Potengi. Natal – RN, 2008c.

_____. **Anuário estatístico do Rio Grande do Norte**, 2010. Natal, 2010.

INMET-Instituto Nacional de Meteorologia. 2008. Disponível em:
<www.inmet.gov.br>. Acesso em 2017.

JAYASINGHE, J.M.P.K. Regional study and workshop on the environmental assessment and management of aquaculture development. **Network of aquaculture centres in Asia-Pacific**. Bangkok, Thailand. Sri Lanka, 1995.

JERÔNIMO, C. E.; BALBINO, C. P. Caracterização físico-química de efluentes da carcinicultura e seus impactos ao meio ambiente. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**. v(8), nº 8, p. 1639-1650, SET-DEZ, 2012.

KENNISH, M. J. Environmental threats and environmental future of estuaries. **Environmental Conservation**. V 29, 78–107, 2002.

LAWRENCE, A., CASTILLE, F., SAMOCHA, T., VELASCO, M. **Environmentally friendly or least polluting feed and feed management for aquaculture**. The New Wave, Proceedings of the Special Session on Sustainable Shrimp Farming Culture. BROWDY, C. L. e JORY, D. E. (ed). Louisiana: The World Aquaculture Society, p.84-96. 2001

MAPA-Ministério da Agricultura, Pecuária e do Abastecimento. **Plataforma Tecnológica do Camarão Marinho Cultivado**. Secretaria de Apoio Rural e Cooperativismo. Diretoria de Pesca e Aqüicultura. DF, 2001.

MEDEIROS, M. L. **Estudo multitemporal da dinâmica espacial do estuário Potengi/RN, utilizando como base os dados de sensoriamento remoto**. Dissertação de Mestrado. Natal: UFRN, Programa de Pós-Graduação em Geografia, 2009.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários**. São Paulo: EDUSP, 2012. 424 p.

OLIVEIRA, S. S., LUCA, S. J., SHINMA, E. A., PAZ, M. F. **Potenciais impactos ambientais da aqüicultura: carcinicultura de cativeiro**. In: Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 30. AIDIS, 2006. p. 1-7.

PÁEZ-OSUNA, F. The environmental impact of shrimp aquaculture: Cause, effects, and mitigating alternatives. **Environmental Management**, Nova York, v. 28, n. 1, p. 131-140. 2001.

PARREIRA, C. N. **Avaliação da hidrodinâmica e da poluição no Canal de Piaçaguera, no Estuário de Santos - São Vicente (SP), a partir de informações ambientais e modelagem numérica**. Dissertação de Mestrado. São Paulo: USP, Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, 2012.

PIGNATARO FILHO, H. **Análise da variabilidade da qualidade do meio de cultivo em viveiro da carcinicultura marinha**. 2003. 142 f. Dissertação de Mestrado. Natal: UFRN, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, 2003.

Portal do Governo do RN. “Lixo inadequado na rede de esgotos é um problema diário e de todos”. Disponível em:
<<http://www.rn.gov.br/Conteudo.asp?TRAN=ITEM&TARG=154157&ACT=&PAGE=0&PARM=&LBL=ACERVO+DE+MAT%C9RIAS>>. Acesso em 12 de agosto de 2017.

PRITCHARD, D. W. Estuarine Circulation Patterns. **Proceedings of the American Society of Civil Engineers**.1955.

_____. Salinity distribution and circulation in the Chesapeake Bay estuarine system. **Journal of Marine Research**. V 11, p. 106-123, 1952.

REBRIP-Rede Brasileira pela Integração dos Povos. Disponível em:
<<http://www.rebrip.org.br>>. Acesso em 13/ago/2005.

RIBEIRO, A. A. **Simulações da ação do vento e da dispersão de contaminantes no estuário do Rio Potengi/Brasil**. Dissertação de Mestrado. Natal: UFRN, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, 2012.

RIBEIRO, A. A.; CUNHA, C. L. N; SCUDELARIA, A.S.; ROSMAN, P.C.C. **Caracterização preliminar do tempo de Residência no Estuário do Rio Potengi, Natal, RN**. In: Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Maceió, Brasil. 2011.

ROCHA, I. P. Carcinicultura brasileira: Processos tecnológicos, impactos sócio-econômicos, sustentabilidade ambiental, entraves e oportunidades. **Revista da ABCC**, v. 13, n. 1, p. 13-23, 2011.

_____. **Cultivo do Camarão Marinho: Atividade Socialmente Justa, Ambientalmente Responsável e Economicamente Importante, de Forma Especial para o Meio Rural da Região Nordeste**. ABCCAM, 2015. Disponível em:
<<http://abccam.com.br/site/wp-content/uploads/2015/05/Carcinicultura-Marinha-Brasileira-Artigo-Executivo.pdf>>.

ROSMAN, P. C. C. **Referência Técnica do SisBaHiA**, Fundação COPPETEC, 2016.

SAMPAIO, Y.; COUTO, E. **Geração de empregos diretos e indiretos na cadeia produtiva do camarão marinho cultivado**. Recife: UFPE/Departamento de Economia, fevereiro de 2003.

SANTOS, R. O. **Avaliação da produção de sedimento na bacia hidrográfica do rio Potengi através do modelo SWAT**. Dissertação de Mestrado. Natal: UFRN, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, 2010.

SCUDELARI, A. C.; FIGUEIRÊDO, L. R. R.; ROSMAN, P. C. C. **Estudo da circulação hidrodinâmica do estuário do rio Potengi devida a ação do vento**. In: Anais do XXI Simpósio de Geologia do Nordeste, 2007, Natal. XXI Simpósio de Geologia do Nordeste. Natal: SBG, 2007. v. 1. p. 17-17.

SUNDARESHWAR, P. V.; MORRIS, J. T.; KOEPFLER, E. K.; FORNWAT, B. Phosphorus limitation of coastal ecosystem processes. *Science*.299, pp. 563-565, 2003.

THOMANN, R.V.; MUELLER, J.A. **Principles of surface water quality modeling and control**. Nova Iorque: Harper and Row, 1987. 400p.

TWILLEY, R. R.; MONTAÑO, M.; VALDIVIESO, J. M.; BODERO, A. 1999. The Environmental quality of coastal ecosystems in Ecuador: Implications for the development of integrated mangrove and shrimp pond management, p. 199-230. In: **Ecosistemas de Manglaren América Tropical**. Instituto de Ecología A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento dos esgotos**. 3ª. ed. Belo Horizonte: DESA UFMG, v. 1, 2005.

WAINBERG, A. A. **Gestão da Produção na Carcinocultura**. Natal: Série Meio Ambiente, SENAI/RN, 64p, 2002.

YAURI, W. L. M. **Desenvolvimento de um modelo de simulação com base em conjuntos difusos, para avaliação da sustentabilidade da carcinicultura marinha em Santa Catarina**. Dissertação de Mestrado. Florianópolis: UFSC, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, 1997.