



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR - LABOMAR
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

***Capacidade de Retenção de Fósforo e Material
Particulado em Suspensão por Manguezal de
Área Impactada por Efluentes da
Carcinicultura.***

LOUIZE VIVEIRO DA FONSECA.

FORTALEZA-CE

2009

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

***Capacidade de Retenção de Fósforo e Material
Particulado em Suspensão por Manguezal de
Área Impactada por Efluentes da
Carcinicultura.***

LOUIZE VIVEIRO DA FONSECA.

ORIENTADORA: Profa. Dra. ROZANE VALENTE MARINS

FORTALEZA-CE

2009

***Capacidade de Retenção de Fósforo e Material
Particulado em Suspensão por Manguezal de
Área Impactada por Efluentes da
Carcinicultura.***

LOUIZE VIVEIRO DA FONSECA.

Dissertação submetida à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre, outorgado pela Universidade Federal do Ceará.

Orientadora: Profa. Dra. Rozane Valente Marins

FORTALEZA-CE

2009

FOLHA DE APROVAÇÃO

Após a finalização dos trabalhos da defesa de Dissertação de Mestrado da aluna **LOUIZE VIVEIRO DA FONSECA**, intitulada “***Capacidade de Retenção de Fósforo e Material Particulado em Suspensão por Manguezal de Área Impactada por Efluentes da Carcinicultura.***” a banca examinadora avaliou o conteúdo do trabalho e a apresentação realizada, considerando a **DISSERTAÇÃO APROVADA.**

Prof^ª. Dr^ª. Rozane Valente Marins.
(Universidade Federal do Ceará - Orientadora)

Prof. Dr. Emmanoel Vieira da Silva Filho.
(Universidade Federal Fluminense– membro externo)

Prof^ª. Dr^ª. Eunice da Costa Machado.
(Universidade Federal do Paraná– membro externo)

Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda.
(Universidade Federal do Ceará – membro interno)

Fortaleza, 19 de abril de 2009.

Aos meus pais, Pedro Carlos e Luzia pelo amor e apoio incondicionais e ao meu marido Airton pela companhia e estímulo indispensáveis.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

- ✓ *A Deus, por me proporcionar a realização de mais este sonho!*
- ✓ *À Universidade Federal do Ceará, por me oferecer conhecimento gratuito e a chance de poder me tornar Mestre.*
- ✓ *Aos meus pais **Pedro Carlos Fonseca e Luzia Viveiro da Fonseca**, que nunca deixaram de acreditar que eu fosse capaz de realizar meus objetivos, sempre me apoiando e me incentivando a seguir em frente, mesmo nas maiores adversidades, e me ensinando cada vez mais a descobrir o sentido do amor à vida. Meu amor e minha eterna gratidão a vocês, meus grandes tesouros! Amo vocês!!*
- ✓ *Aos meus irmãos, **Rogério e Jéssica**, pelo carinho e alegria para comigo!*
- ✓ *Ao meu marido **Airton**, por todo amor, paciência, companheirismo, compreensão e por todos os instantes em que me deu seu ombro e seu abraço para me acolher. Seu amor é minha fonte de energia e meu grande estímulo. Amo você!!*
- ✓ *À orientadora **Professora Dra Rozane Valente Marins**, por me orientar neste trabalho, me apoiar e me incentivar em meus objetivos e esclarecer minhas dúvidas e me dar os “puxões de orelha” quando necessário.*
- ✓ *Ao co-orientador **Professor Dr. Luiz Drude de Lacerda**, por toda a grande ajuda e contribuição para realização deste trabalho.*
- ✓ *Aos profs. **Emmanuel Vieira da Silva Filho, Eunice da Costa Machado e Luiz Drude de Lacerda**, que aceitaram participar da minha banca examinadora.*
- ✓ *Aos professores, **Heloísa Paraquetti, Marcelo Domingues e Rivelino Cavalcante** por todas as dúvidas tiradas durante e após as aulas.*
- ✓ *À querida amiga oceanógrafa **Samara Aranha Eschrique**, pelas conversas, dicas e pela paciência e ajuda indispensável no aprendizado das análises de fósforo. Minha eterna admiração e carinho a você!*
- ✓ *Aos Geólogos **Francisco José Dias e José Edvar Aguiar**, pelas valiosas dicas e contribuições e pelos inúmeros conselhos dados.*
- ✓ *Aos amigos **Breno Gustavo, José Edvar Aguiar, Lincoln Davi, Moisés Bezerra e Tiago Farias**, pela grande ajuda e companhia nas “intermináveis” horas de coletas de campo.*
- ✓ *Ao Engenheiro de pesca **Breno Gustavo Costa** e ao Geólogo **Luiz José Bezerra**, pela confecção de figuras e mapas e ao amigo **Leonardo Medina** pela ajuda nos cálculos das áreas.*
- ✓ *Ao amigo **Pablo Carvalho**, pela revisão do abstract.*

✓ *Aos grandes amigos que fiz durante este período, Samara Eschrique, Roseline Torres, Francisco José Dias (Franzé), José Edvar Aguiar, Breno Gustavo Costa, Márcia Vanessa Andrade, Moisés Bezerra, Talita Cristiane Maia, Tiago Farias, Lincoln Davi Oliveira, Regina Célia Oliveira, Adriana Nascimento, Luiz José Bezerra (Buda), José de Paula Filho (Júnior) e Saulo Maia pela convivência e grande amizade e por tornar mais fáceis, ou pelo menos, mais engraçados, todos os momentos difíceis. Sem a ajuda e as palavras de estímulo de vocês, eu jamais teria conseguido! Este trabalho também é dedicado a vocês!*

✓ *Aos “meninos” da oceanografia: Cecília Perdigão, Diógenes Fontenele, Jailton Nogueira, João Pedro, José Filho e Liana Bittencourt, pela ajuda com as “milhares” de vidrarias sujas ao final das análises.*

✓ *Ao Corpo Docente do programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR, pelo conteúdo aprendido.*

✓ *Aos Funcionários do Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR, pela convivência.*

✓ *Ao CNPq pelo fomento a bolsa de mestrado que me foi concedida e de produtividade em pesquisa concedida a Dra. Rozane Valente Marins.*

✓ *Ao Instituto Milênio Estuários, que através dos Professores Luiz Drude de Lacerda e Rozane Valente Marins, forneceu pelo apoio logístico necessário para a realização deste trabalho.*

✓ *A todos que, de alguma forma, contribuíram para mais uma vitória, meu eterno OBRIGADA!*

Uma Gota

Havia uma gota em uma nascente de rio. Era uma simples gota, nada mais que isso... Mas em sua insignificância tinha uma utopia, um sonho. Sonhava em um dia, após vencer a correnteza e chegar ao encontro das águas, virar mar.

Ora, quanta pretensão! Uma gota, uma simples gota, querendo virar mar... Era difícil, sabia ela, porém não impossível.

E agarrando-se nesse fio de esperança seguiu o seu curso natural de rio, sempre pensando no dia em que certamente encontraria o oceano. Desafios foram surgindo: pedras, evaporação, galhos, entre outros obstáculos, mas ela nunca desistia. Outras gotas que partiram com ela não chegaram ao fim, ficaram pelo caminho. Esta, porém, talvez pela sua persistência, pela fé que tinha de uma forma ou de outra, sabia que um dia chegaria lá.

E de fato, chegou. Venceu todos os obstáculos, chegou ao encontro das águas e finalmente realizou seu grande sonho. Hoje aquela gota, aquela ínfima gota, é mar. Graças à sua persistência conseguiu o que era considerado uma utopia, uma pretensão incomensurável. Não importa. Hoje aquela gota é mar.

Você também pode ser mar, só depende de si próprio. Você pode ser como aquelas gotas que ficaram pelo caminho, ou como a gota que protagonizou esta história. Só depende de você!

(Autor desconhecido)

RESUMO

As florestas de mangue estabilizam a zona costeira da erosão e atuam como zona tamponante entre o continente e o mar. Apresentam elevado grau de resiliência e desempenham um importante papel no fluxo de energia e ciclo de nutrientes. São influenciadas pelo crescimento da carcinicultura que pode causar sérios impactos ambientais, particularmente na região nordeste do Brasil devido à emissão de sólidos em suspensão e nutrientes para os estuários. Avaliar a capacidade de retenção capaz de minimizar o impacto dos efluentes contendo elevados teores de fósforo e material particulado em suspensão e distinguir esta capacidade entre áreas de reconhecida contaminação e áreas com características naturais constituíram o objetivo desta dissertação. As coletas de água e sedimento ocorreram em 2 campanhas no rio Jaguaribe (impactado) e em 1 no rio Pacoti (natural) em maré sizígia durante 13 horas. Os parâmetros pH, OD, %OD, temperatura, salinidade e condutividade foram medidos *in situ* com multisonda portátil. O MPS foi obtido por gravimetria (APHA, 2001). As frações de fósforo na água e no sedimento foram determinadas segundo Grasshoff *et al.* (1999). A extração de TP no sedimento seguiu Berner & Rao (1994). As medidas de fluxo foram calculadas segundo OVALLE *et al.* (1990) e a estimativa do balanço de massa foi obtida de forma simplificada a partir do balanço entre os processos de entrada e saída de acordo com a mudança de maré. Os parâmetros hidroquímicos se mostraram semelhantes para as duas áreas de estudo, com exceção do OD, que alcançou valores sub-óxicos para a gamboa do Jaguaribe. O MPS variou entre 23,1 e 172,9 mg.L⁻¹ para as duas campanhas na gamboa do Jaguaribe e entre 23,5 e 97,7 mg.L⁻¹ para a gamboa do Pacoti, tendo sido considerados aceitável quando comparado a outros trabalhos. As concentrações de fósforo para a gamboa do rio Jaguaribe variaram para o D-PO₄ entre 2,1 e 6,5 µM na gamboa do Jaguaribe, e 0,1 e 0,9 µM na gamboa do Pacoti; para o T-PO₄ entre 3,2 e 15,9 µM para a gamboa do Jaguaribe e 2,9 a 7,3 µM para a gamboa do Pacoti; e para o Part-PO₄, entre 1,3 e 11,9 µM para a gamboa do Jaguaribe e 2,8 a 7,7 µM para a gamboa do Pacoti; tendo o Jaguaribe apresentado maiores concentrações que o Pacoti em todas as campanhas e frações, provavelmente relacionando o fósforo presente aos efluentes de carcinicultura. O fósforo no sedimento variou de 180,6 e 224,9 µg de P/g para o TP na gamboa do Jaguaribe e na gamboa do Pacoti foi de 117,5 µg de P/g, mostrando que as maiores concentrações de P no sedimento ocorreram na gamboa do Jaguaribe. Os fluxos de MPS (Flx MPS) variaram de 0 a 184,5 g.s⁻¹, na primeira campanha na gamboa do Jaguaribe, 0 a 36,4 g.s⁻¹, na gamboa do rio Pacoti e entre 0 e 836,5 g.s⁻¹ na segunda campanha do Jaguaribe, onde, nesta, os valores foram quase uma ordem de grandeza maiores que na anterior e seu comportamento foi mais acentuado durante a maré vazante. O Flx D-PO₄ na gamboa do rio Jaguaribe variou de 0 a 709 mg.s⁻¹ e 0 a 9.113 mg.s⁻¹, enquanto que na gamboa do Pacoti variou de 0 a 13,4 mg.s⁻¹. Para o Flx T-PO₄, foi observada variação de 0 a 1.248 mg.s⁻¹ e de 0 a 11.065 mg.s⁻¹ na gamboa do Jaguaribe, e de 0 a 295 mg.s⁻¹ na gamboa do Pacoti, e o Flx Part-PO₄ variou de 0 a 539 mg.s⁻¹ e de 0 a 3.471 mg.s⁻¹ para as campanhas do Jaguaribe, e de 0 a 281 mg.s⁻¹ para a gamboa do Pacoti. O fluxo das frações de P e do MPS estão estreitamente relacionados a velocidade da corrente. As estimativas de balanço de massa mostraram que o rio Jaguaribe retém tanto as frações de fósforo quanto os teores de MPS, corroborando com a hipótese gerada por este trabalho. Entretanto, sua capacidade de suporte está diminuída em comparação com os resultados de balanço encontrados para o rio Pacoti, que apresentou uma retenção de materiais bem mais significativa do que o rio Jaguaribe, caracterizando-o com uma grande capacidade de suporte. O rio Jaguaribe, por sua vez, provavelmente pode estar entrando em um processo de envelhecimento acelerado pela ação antrópica que causa impacto em suas águas que esta diminuindo sua capacidade depuradora.

Palavras-chave: Fluxos e balanço de massa de MPS e fósforo, hidroquímica, Jaguaribe, Pacoti.

ABSTRACT

The mangrove forests stabilize the coastal erosion zone and act as a buffering between the continent and the sea. This forest presents high resilient degree, suggested to be used as marker of environmental changes. They play an important role in the energy flow and nutrients cycles. They are suffering with the growth of shrimp ponds. This tends to be responsible of causing serious environmental impacts, particularly in the northeast of Brazil and being associated with the emission of solids in suspension and nutrient in estuaries. The mangroves growth has a retention capacity capable to minimize the impact of the effluents that can be distinguished between areas being recognized contaminated and areas with natural characteristics, for that we were intended to test this capacity through the study of phosphorus and TSS mass balance in these estuaries. Sampling of water and sediment was in 2 campaigns: in the Jaguaribe creek (impacted) and in the Pacoti creek (natural) at tidal cycle. The parameters pH, OD, %OD, T, salinity and cond were measured in situ with portable multimode. TSS was obtained by gravimetric method (APHA, 2001). The fractions of phosphorus in water and in sediments were according to the Grasshoff et al. (1999). The TP extraction in sediment followed Berner & Rao (1994). The flow measures were calculated according to OVALLE et al (1990) and the estimate of the mass balance was obtained in simplified ways starting from the mass between the entrance processes to the agreement with the tide change. The hydrochemistry parameters showed the same for the two study areas, except for OD, that reached suboxic values for Jaguaribe creek. TSS varied between 23,1 and 172,9 mg.L⁻¹ for two campaigns in the Jaguaribe creek and 23,5 and 97,7 mg.L⁻¹ for the Pacoti creek, having been considered acceptable when compared the other works. The phosphate concentrations for Jaguaribe creek varied for D-PO₄ between 2,1 and 6,5 μM in Jaguaribe creek, and 0,1 and 0,9 μM in Pacoti creek; for T-PO₄ between 3,2 and 15,9 μM for Jaguaribe creek and 2,9 to 7,3 μM for Pacoti creek; and for Part-PO₄, between 1,3 and 11,9 μM for Jaguaribe creek and 2,8 to 7,7 μM for Pacoti creek; tends Jaguaribe presented larger concentrations that Pacoti in all the campaigns and fractions, probably due to the effluents of shrimp pond. The phosphorus in the sediment varied from 180,6 to 224,9 μg of P/g for TP in Jaguaribe creek and in Pacoti creek it was of 117,5 μg of P/g, showing that the largest concentrations of P in the sediment happened in Jaguaribe. The flows of TSS (Flx TSS) varied from 0 to 184,5 g.s⁻¹, in the first campaign in Jaguaribe creek, 0 to 36,4 g.s⁻¹, in Pacoti creek and between 0 and 836,5 g.s⁻¹ in the second campaign of Jaguaribe, where the values were almost an order of greatness larger than in the previous and your behavior was more accentuated during the ebb tide. Flx D-PO₄ in Jaguaribe creek varied from 0 to 709 mg.s⁻¹ and 0 to 9.113 mg.s⁻¹, while in Pacoti creek it varied from 0 to 13,4 mg.s⁻¹. To Flx T-PO₄, variation was observed from 0 to 1.248 mg.s⁻¹ and from 0 to 11.065 mg.s⁻¹ in Jaguaribe creek, and from 0 to 295 mg.s⁻¹ in Pacoti creek, and Flx Part-PO₄ varied from 0 to 539 mg.s⁻¹ and from 0 to 3.471 mg.s⁻¹ for the campaigns of Jaguaribe, and from 0 to 281 mg.s⁻¹ for Pacoti creek. The fluxes of the fractions of P and of TSS are much related with current speed. The estimates of mass balance showed that the river Jaguaribe retains the phosphorus fractions as much as the TSS, corroborating with the hypothesis generated by this work. However, their support capacity it is reduced in comparison with the balance results found for the river Pacoti that presented retention of materials much more significant than the creek in Jaguaribe River, characterizing him with a great support capacity. However, Jaguaribe River can probably be entering in an accelerated process of aging caused by the anthropic actions that impacts in its waters.

Keywords: Fluxes and mass balance of TSS and phosphorus, hydrochemistry, creek, Jaguaribe, Pacoti.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01: Mapa de localização geográfica do estuário do Jaguaribe e posicionamento da estação amostral.	37
FIGURA 02: Mapa de localização geográfica do estuário do Pacoti e posicionamento da estação amostral.	40
FIGURA 03: Áreas em hectare da cobertura vegetal referente às gamboas estudadas. a) Rio Pacoti. B) Rio Jaguaribe.....	42
FIGURA 04: Sondas portáteis utilizadas em campo: a) pHmetro Metrohm modelo 826; b) Sonda YSI 85; c) Fluxômetro General Oceanics Inc. modelo 2030R; d) Garrafa de Van Dorn.	43
FIGURA 05: Modelo esquemático escolhido para as campanhas. A profundidade foi medida por régua métrica colocada no local mais fundo da gamboa e o comprimento lateral foi medido com auxílio de uma fita métrica presa durante o horário de maior maré para medição estimada da planície de inundação. Foram medidas profundidades a cada metro de comprimento lateral para obtenção das respectivas áreas de cada gamboa, inundada ao longo do ciclo de maré.	44
FIGURA 06: Perfil da gamboa do Rio Jaguaribe durante a maré enchente. Detalhe para medição da altura de maré com régua.....	45
FIGURA 07: Perfil da gamboa do Rio Jaguaribe durante a maré vazante. Detalhe para a medição da altura com régua e do comprimento lateral com o transecto.	46
FIGURA 08: Diagrama simplificado caracterizando os fluxos de matéria.	54
FIGURA 09: Gráficos das concentrações de oxigênio (mg.L^{-1}) <i>versus</i> a altura de maré (m) para as campanhas realizadas: (a) corresponde a 1ª campanha na gamboa do rio Jaguaribe; (b) corresponde a campanha na gamboa do rio Pacoti; (c) corresponde a 2ª campanha na gamboa do rio Jaguaribe.....	58
FIGURA 10: Comportamento do MPS em comparação com a altura da coluna d'água apresentando os aumentos de valores após a virada de maré. (a) representa a 1ª Campanha no rio Jaguaribe; (b) representa a Campanha no rio Pacoti e (c) representa a 2ª Campanha no rio Jaguaribe.....	61

FIGURA 11: Concentrações das frações de fosfato medidas nas 3 campanhas. (a) 1ª campanha rio Jaguaribe; (b) Campanha rio Pacoti; (c) 2ª campanha rio Jaguaribe.	68
FIGURA 12: Concentração de fósforo total, inorgânico e orgânico presente nas duas amostras realizadas às 7:00h e às 17:00h durante a campanha no rio Jaguaribe....	71
FIGURA 13: Média dos teores de fósforo total, fósforo inorgânico e fósforo orgânico no sedimento superficial para as duas campanhas realizadas.	72
FIGURA 14: Fluxos instantâneos de MPS obtidos durante as 3 campanhas avaliadas: (a) representa a 1ª Campanha no rio Jaguaribe; (b) representa a Campanha no rio Pacoti e (c) representa a 2ª Campanha no rio Jaguaribe. Valores negativos representam saída de MPS da gamboa, valores positivos representam entrada de MPS na gamboa.....	74
FIGURA 15: Fluxos instantâneos das frações de fosfato obtidos durante as 3 campanhas avaliadas: (a) representa a 1ª Campanha no rio Jaguaribe; (b) representa a Campanha no rio Pacoti e (c) representa a 2ª Campanha no rio Jaguaribe.....	77
FIGURA 16: Balanços de massa de material particulado em suspensão (MPS) para as três gamboas durante as campanhas realizadas.	80
FIGURA 17: Balanços de massa de fósforo dissolvido (D-PO ₄) para as três gamboas durante as três campanhas realizadas.....	83
FIGURA 18: Balanços de massa de fósforo total (T-PO ₄) para as três gamboas durante as três campanhas realizadas.....	84
FIGURA 19: Balanços de massa de fósforo particulado (Part-PO ₄) para as três gamboas durante as campanhas realizadas.....	85

LISTA DE TABELAS

TABELA 01: Distribuição espacial e temporal dos parâmetros hidroquímicos obtidos durante as três campanhas de campo. Direção do fluxo (D): (+) = maré enchente (-) = maré vazante.	57
TABELA 02: Teores de MPS em diferentes sistemas costeiros. (Locais e concentrações observadas).	63
TABELA 03: Distribuição temporal e desvio padrão das concentrações de: fosfato dissolvido (D-PO ₄), fosfato total (T-PO ₄), fosfato particulado (Part-PO ₄), Material Particulado em suspensão (MPS), direção do fluxo (D) onde: (+) = maré enchente (-) = maré vazante.	67
TABELA 04: Concentrações das espécies de fósforo em diferentes ecossistemas costeiros (PSR: fósforo solúvel reativo. POD: fósforo orgânico dissolvido. nd: não detectado)	69
TABELA 05: Recuperação do fósforo total (PT) em sedimento superficial obtido através das análises do sedimento estuarino NIST 1646a.	70
TABELA 06: Fluxo de espécies de MPS e fósforo durante as 3 campanhas realizadas. Área de inundação da gamboa (AI), velocidade (vel), fluxo instantâneo (Flx) e direção do fluxo (D), onde: (+) = maré enchente (-) = maré vazante	76

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Sal = Salinidade

T = Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

OD = Oxigênio Dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

% OD = Percentual de saturação em Oxigênio Dissolvido

YSI = Yellow Springs Instrument Company

Cond. = Condutividade

MPS = Material Particulado em Suspensão

CEAC = Centro de Estudos de Aquicultura Costeira

T- PO_4 = Fosfato Total na água

D- PO_4 = Fosfato Dissolvido na água

Part- PO_4 = Fosfato Particulado na água

NIST = National Institute of Standards & Technology

PT = Fósforo Total no sedimento

POT: Fósforo Orgânico Total no sedimento

PIT: Fósforo Inorgânico Total no sedimento

Flx = Fluxo Instantâneo ($\text{mg}\cdot\text{s}^{-1}$, $\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$),

Conc. = Concentração (μM , $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)

Q = Descarga Instantânea ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$)

D = Direção do Fluxo.

Vel = Velocidade da corrente ($\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$)

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO:	17
1.1. Caracterização Geral dos Ecossistemas de Manguezal:	18
1.1.1. Definição:	18
1.1.2. Distribuição Geográfica dos Manguezais:.....	19
1.2. O Papel do Manguezal na Produtividade Primária:.....	20
1.3. Impactos Sofridos pelos Manguezais:.....	22
1.4. O Manguezal e a Carcinicultura:	23
1.5. Os Nutrientes no Ecossistema Manguezal:.....	25
1.5.1. O Fósforo e suas Espécies:	29
2. OBJETIVOS:	32
2.1. Objetivo geral:	32
2.2. Objetivos específicos:	32
3. ÁREA DE ESTUDO:	33
3.1. Caracterização Geral das Regiões de estudo:.....	33
3.1.1. Rio Jaguaribe:.....	33
3.1.2. Rio Pacoti:.....	38
4. MATERIAL E MÉTODOS:	41
4.1. Amostragem <i>in situ</i> e preparação de amostras:	41
4.1.1. Rio Jaguaribe - 1ª Campanha:.....	45
4.1.2. Rio Pacoti - 2ª Campanha:.....	47
4.1.3. Rio Jaguaribe - 3ª Campanha:.....	49
4.2. Variáveis Determinadas em Laboratório:	49
4.2.1. Material Particulado em Suspensão (MPS):	49
4.2.2. Teores de Fósforo na água:.....	50
4.2.3. Teor de Fósforo em Sedimento Superficial:.....	51
4.3. Fluxo Instantâneo do MPS e das Frações de Fósforo:	53
4.4. Balanço de massas:	54
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO:	55

5.1. Parâmetros Hidroquímicos:.....	55
5.2. Teores de MPS e Fosfato:.....	60
5.2.1. MPS:	60
5.2.2. Teores de Fosfato:.....	64
5.3. Fósforo Total em Sedimento Superficial:	70
5.4. Fluxos Instantâneos de Materiais:.....	73
5.4.1. Fluxo Instantâneo do Material Particulado em Suspensão (MPS):..	73
5.4.2. Fluxos Instantâneos das Frações de Fósforo:	75
5.5. Estimativas de Balanços de Massas:.....	78
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS:	86
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	88

1. INTRODUÇÃO:

“In Persia in the Carmanian district, where the tide is felt, there are trees [Rhizophora mucronata]...[that] are all eaten away up to the middle by the sea and are held up by their roots, so that they look like a cuttle-fish”.

Theophrastus (370-285 B.C.E.), Enquiry in to *Plants* IV. vii. 5

(Translated by Sir Arthur Hold, 1916)

As florestas de mangue têm intrigado naturalistas, botânicos, zoólogos e ecólogos por milênios. Há mais de 2.000 anos atrás, Theophrastus publicou talvez a primeira explicação sobre o porquê das raízes destas árvores crescerem acima do solo e como elas crescem em água salobra ou salgada; e também observou que suas sementes vivíparas brotam enquanto seus frutos ainda estão presos aos galhos (ELLISON, 2008).

A palavra mangue tem dois significados básicos. Este nome é utilizado para as espécies de árvores e arbustos que crescem em terrenos salinos periodicamente inundados pela maré, o que representa um conjunto de 12 famílias e mais de 50 espécies de plantas em todo o mundo. O mesmo termo também é utilizado para designar o ambiente costeiro onde estas plantas ocorrem e o conjunto de seres vivos que nele vive (OLMOS e SILVA, 2003).

VANNUCCI e NAVAS-PEREIRA (2003) descrevem a palavra: “mangrove” como uma palavra obscuramente conectada com a palavra “mangue” em português, a palavra “mangle” em espanhol e a palavra “grove” do inglês e sua origem data de 1613. Os autores indicam que a palavra não é portuguesa nem espanhola e, após uma busca exaustiva, concluíram que a palavra “mangue” deriva-se do idioma

nacional do Senegal e foi adotado provavelmente pelo português, e modificado mais tarde pelo espanhol, em consequência da exploração da costa da África ocidental.

Manguezais desenvolvem-se melhor em clima tropical, com temperaturas constantes (< 5°C de variação) e acima de 20°C. Florestas bem desenvolvidas são também associadas à baixa energia de onda, apresentam linha de costa protegida, salinidade entre 5 e 30 e aporte de água doce abundante. Associada a estas condições, uma grande amplitude de maré proporciona o crescimento de florestas de mangue em direção a terra, formando cinturões que podem se estender por mais de 60 km terra adentro (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995).

Estes ecossistemas altamente produtivos, distribuídos ao longo da costa tropical, estabilizam a zona costeira da erosão e atuam como zona tamponante entre o continente e o mar. Estas florestas facilitam a deposição de sedimentos finos normalmente enriquecidos com nutrientes, metais e minerais. Assim, o ambiente dos manguezais oferece um local experimental ideal para estudar um número de processos biogeoquímicos, hidrogeoquímicos e hidrológicos (ALONGI *et al.*, 2005; PRASAD e RAMANATHAN, 2008).

1.1. Caracterização Geral dos Ecossistemas de Manguezal:

1.1.1. Definição:

LUGO e SNEDAKER (1974) definiram os ecossistemas de manguezal como sendo unidades de terras auto-sustentáveis, responsáveis por processos geomorfológicos em longo prazo e interações contínuas com ecossistemas contíguos do mosaico regional. São sistemas abertos no que diz respeito à matéria e à energia, e desse modo podem ser considerados ecossistemas “interface”, unindo locais mais altos a ecossistemas costeiros estuarinos.

Na definição de SCHAEFFER-NOVELLI (1994) os manguezais são ecossistemas costeiros de transição entre dois ambientes: terrestre e marinho, estando sujeito às inundações das marés. São constituídos de espécies vegetais lenhosas (angiospermas), micro e macroalgas (criptógamas), adaptadas à variação

de salinidade e a terrenos lodosos com baixos teores de oxigênio. Típicos de áreas tropicais costeiras, os manguezais são favoráveis à reprodução, à alimentação e à proteção de espécies animais. Estas características conferem ao manguezal o papel de transformador de nutrientes em matéria orgânica e gerador de bens e serviços.

Para se desenvolverem em um ambiente tão dinâmico, os manguezais devem apresentar elevado grau de resiliência (capacidade de retomar rapidamente seu ponto de equilíbrio após um distúrbio), alterando sua distribuição e características estruturais de acordo com as feições do litoral e com as forças dominantes em um dado período. Desta forma, o poder dos manguezais de se adaptarem às condições da região costeira em determinado momento sugere seu uso como marcador de mudanças das condições ambientais do litoral (LACERDA *et al.*, 2006 a).

1.1.2. Distribuição Geográfica dos Manguezais:

Aproximadamente três quartos das áreas costeiras da biosfera entre 25°N e 25°S são ocupados por manguezais (FIELD, 1992). Os ecossistemas de manguezais cobrem globalmente aproximadamente 15 milhões de hectares, com 6,9 milhões de hectares na região do Indo Pacífico, 4,1 milhões de hectares na América Central e do Sul e no Caribe e 3,5 milhões de hectares na África (LACERDA, 1993; DIOP, 1993) e apresentando maior desenvolvimento na faixa entre os trópicos de Câncer e Capricórnio. O desenvolvimento estrutural máximo dos manguezais tende a ocorrer à linha do Equador, onde os fatores ambientais atuantes são mais condizentes à vegetação (CINTRÓN e SCHAEFFER-NOVELLI, 1983).

Na América Latina, estas florestas cobrem cerca de 40.000 km² e são distribuídas de forma irregular ao longo da costa continental (LACERDA e SCHAEFFER-NOVELLI, 1992). A revisão de literatura de ADAIME (1985) sobre manguezais do novo mundo e da América do Sul mostra que os manguezais ocorrem ao longo da costa do Atlântico estendendo-se da região da Bermuda e Flórida (32°20'N) até Laguna (28°30'S) em Santa Catarina, Brasil (LACERDA, 1993).

No Brasil, as florestas de manguezais cobrem aproximadamente 1,38 milhões de hectares (13.800 Km²), o que corresponde a cerca de 50% da área total

de mangues das Américas (KJERFVE e LACERDA, 1993) e representa a segunda maior área de manguezal do mundo. Devido à expressão continental do Brasil, sua extensa linha de costa e larga diversidade de comunidades naturais, incluindo manguezais, o litoral brasileiro pode ser dividido em cinco setores, com base na climatologia e em critérios geológicos e geomorfológicos da zona costeira: Costa Norte Quaternária, Costa Nordeste Semi-Árida, Costa Nordeste - Leste Úmida, Costa Granítica Sul e Costa Sul Quaternária (MAIA *et al.*, 2006).

Em todo o mundo, existem apenas 28 gêneros e cerca de 70 espécies de plantas de mangue, refletindo uma baixa diversidade genética devido às difíceis condições encontradas neste ambiente (DUKE *et al.*, 1998). Os manguezais brasileiros são compostos por árvores de mangue “verdadeiras”, dominadas pelo gênero *Rhizophora* (Rhizophoraceae) com três espécies, o gênero *Avicennia* (Avicenniaceae) com duas espécies, e os gêneros *Laguncularia* e *Conocarpus* (Combretaceae), com duas espécies cada um (KJERFVE e LACERDA, 1993; SCHAEFFER-NOVELLI, 1995).

1.2. O Papel do Manguezal na Produtividade Primária:

Manguezais desempenham um importante papel no fluxo de energia e no ciclo de nutrientes em regiões costeiras, e têm sido constantemente citados na literatura científica como os principais contribuintes da matéria orgânica para cadeias alimentares costeiras (REZENDE *et al.*, 2007).

O crescimento e a produtividade dos manguezais estão fortemente relacionados às associações de nutrientes bênticos e as transformações pela decomposição microbiana da matéria orgânica. As interações entre plantas e sedimentos dos manguezais são complexas e dinâmicas, porque as árvores e outros biosistemas devem lidar com um ambiente agressivo entre - marés devido à salinidade (PRASAD e RAMANATHAN, 2008).

Manguezais se desenvolvem melhor em ambientes com solos siltosos muito ricos em matéria orgânica (ODUM *et al.*, 1982). O grau de desenvolvimento é variável e controlado principalmente por nutrientes, regime de maré e evapotranspiração (CINTRÓN e SCHAEFFER-NOVELLI, 1983).

Altos teores de matéria orgânica são relacionados à ambientes com sedimentos finos, pois esse tamanho de grão é típico de ambientes de deposição. As partículas de pequeno tamanho associam-se a maior quantidade de matéria orgânica, devido a sua grande capacidade de adsorção (VIDAL e BECKER, 2006)

Os ecossistemas de manguezal podem alcançar altos níveis de produção primária. ODUM e HEALD (1975) propuseram primeiramente que a senescência dos manguezais fornecesse um subsídio trófico nas águas costeiras adjacentes, através de uma cadeia alimentar baseada em detritos onde estes são convertidos em uma biomassa microbiana mais palatável, que atua por sua vez como a fonte dominante do alimento para os níveis tróficos mais elevados.

Os manguezais fornecem uma quantidade substancialmente maior de carbono para as águas costeiras do que os rios e influenciam o ciclo biogeoquímico global de nutrientes (DITTMAR *et al.*, 2006; PRASAD e RAMANATHAN, 2008). Portanto, o ecossistema de manguezal é geralmente considerado um dissipador de nutrientes e minerais dissolvidos e uma fonte de matéria orgânica (BOTO, 1982).

O fluxo de nutrientes na camada bentônica depende da temperatura, da proporção de deposição orgânica, da composição da matéria orgânica integrando a superfície e a subsuperfície de mineralização, de denitrificação, das trocas inorgânicas e dos processos ocorridos acima e abaixo da oxiclina e enterramento. Este fluxo tende a ser maior na região tropical principalmente devido à alta produtividade primária e deposição orgânica das médias latitudes (KENNISH, 1996).

Quando em ambientes de climas áridos, os manguezais são geralmente deficientes em nutrientes, especialmente em nitrogênio e fósforo, mas, ao mesmo tempo são altamente produtivos (HOLGUIN *et al.*, 1992). Este paradoxo pode ser explicado pela grande efetividade da reciclagem de nutrientes, que os conserva dentro do sistema. A atividade microbiana intensa e diversa nos manguezais, incluindo microorganismos N₂-fixadores e fosfato-solubilizantes é responsável por reter os nutrientes dentro do sistema, e a restauração destes ecossistemas tropicais depende da saúde das comunidades bênticas e microbianas assim como da conservação do ambiente geoquímico.

Assim, o sucesso dos manguezais, especialmente em áreas tropicais áridas e semi-áridas é baseado na eficiência de reciclagem dos nutrientes dentro do

ecossistema, dando-lhes recursos abundantes em um ambiente onde os recursos são escassos (HOLGUIN *et al.*, 2001).

1.3. Impactos Sofridos pelos Manguezais:

Várias atividades humanas e fenômenos naturais causam distúrbios diretos ou indiretos nos manguezais, podendo assim alterar a sua estrutura e distribuição (VARJABEDIAN, 1995; ALLEN, EWEL e JACK, 2001). Quanto à origem, ALLEN, EWEL e JACK (2001) classificam os impactos que causam distúrbios no manguezal como naturais ou antrópicos, possuindo diferentes graus de distúrbios em lugares diferentes.

Em geral, os manguezais podem sofrer tanto com os fenômenos antrópicos como com fenômenos naturais. Fenômenos naturais que causam danos ao manguezal podem ocorrer tanto de forma esporádica, intensa e de rápida duração, como por exemplo, as tempestades, relâmpagos, inundações, furacões, pragas de insetos, como de forma crônica, como as variações do nível do mar e mudanças climáticas globais. Já os impactos antrópicos podem ocorrer também tanto de forma intensa, como no caso do desmatamento, por exemplo, ou de maneira crônica, como no caso da poluição dos rios (VARJABEDIAN, 1995; ALLEN, EWEL e JACK, 2001).

Quando as perturbações antrópicas se assemelham a um fenômeno natural, a restauração ocorre rapidamente. Entretanto, a maior parte das perturbações causadas pelo homem transforma drasticamente os fluxos de energia e materiais, ou ainda, deixa resíduos tóxicos que impedem a regeneração e desenvolvimento das plantas. Por isso, a restauração destas áreas e suas funções são usualmente mais caras e trabalhosas do que a prevenção por um plano de manejo coerente (CINTRÓN e SCHAEFFER-NOVELLI, 1983).

A expansão de áreas urbanas para habitação, indústria, portos, a barragem de rios, o desenvolvimento turístico e a agropecuária, incluindo a aqüicultura representam as atividades antrópicas que mais destroem os manguezais (KJERFVE e LACERDA, 1993; LACERDA, 2002) e estas resultam em pressões

sobre o balanço de sedimentos e águas em estuários, fluxo de nutrientes e poluentes, além do desmatamento direto das florestas (LACERDA, 2002).

Os efeitos destes impactos sobre o ambiente costeiro se dão através da erosão e sedimentação, eutrofização e mudanças nas cadeias alimentares e na estrutura das comunidades (LACERDA, 2002). Nos últimos 20 anos, mais de 50% dos manguezais do mundo têm sido destruídos, principalmente devido às clareiras para aquicultura, cultivo de arroz, produção de madeira ou desenvolvimento urbano (HOLGUIN *et al.*, 2001; PRIMAVERA, 2000a,b; PRIMAVERA *et al.*, 2004).

Em alguns casos, tem se observado um aumento das áreas de manguezais. Estudos recentes (WILTON, 2002; SCHWARZ, 2003; LACERDA, 2005; MAIA *et al.*, 2005; MONTEIRO, 2005) têm mostrado o aumento da área de manguezal em alguns estuários do nordeste do Brasil e outras partes do mundo. Estes autores compartilham a opinião de que fatores locais e regionais têm importante papel nesse crescimento. SCHWARZ (2003) comenta a possibilidade de mudanças climáticas globais estarem por trás do fenômeno e LACERDA (2005) alerta para a possibilidade de impactos antrópicos estarem somando-se às mudanças climáticas globais e maximizando seus efeitos sobre o manguezal. Contudo, nenhum estudo conseguiu comprovar ou descartar a influência das mudanças climáticas globais sobre o crescimento do mangue.

1.4. O Manguezal e a Carcinicultura:

A aquicultura do camarão tem se desenvolvido recentemente no Brasil e tem aumentado cerca de 20% ao ano na última década ao longo da costa do semi-árido nordestino, devido ao ótimo cenário ambiental e climático. Esta atividade tem sido responsável por causar sérios impactos ambientais, em geral, associados à emissão de grandes quantidades de fósforo nos estuários (LACERDA *et al.*, 2006 b).

A carcinicultura tem sido responsável pelo rápido crescimento da aquicultura mundial, cujo impulso em grande parte tem sido atribuído ao declínio de estoques pesqueiros nos oceanos (NAILOR *et al.*, 1998). A produção mundial do cultivo de camarão cresceu de 30.000 t em 1981 para 1,62 milhões em 2003. Em

1970, o camarão produzido em cativeiro representava apenas 2,5% da produção camaroneira global, atingindo, em 2003, 35,2% (PAIVA ROCHA *et al.*, 2004).

Segundo dados da Associação Brasileira de Criadores de Camarão (ABCC), o Brasil ocupou o oitavo lugar na produção mundial no ano de 2002, passando em 2003, ao sexto lugar, perdendo em ordem decrescente para a China, Tailândia, Vietnã, Indonésia e Índia. Porém, nos dois anos citados, o Brasil ocupou o primeiro lugar em produtividade (kg/ha/ano) (ABCC, 2004).

Em 2003 e 2004, os estados do Rio Grande do Norte e do Ceará, situados no nordeste do Brasil, foram responsáveis, respectivamente, pela primeira e segunda maior produção de camarão do Brasil. Em 2003, o Ceará ocupou o primeiro lugar em produtividade, com 7.676 kg/ha/ano, superando a média nacional em 20% (ABCC, 2005).

Entre os anos de 2004 e 2007, a carcinicultura passou por uma crise setorial e interrompeu um crescimento exponencial médio de 71% ao ano, registrado entre 1997 (3.600 t) e 2003 (90.180 t), sendo que, em 2004, a produção foi reduzida para 75.904 t. e a partir de 2005, quando se registrou uma nova queda da produção (65.000 t) a mesma foi estabilizada em 2006 e 2007, num patamar de 65.000 t (PAIVA ROCHA, 2008)

As fazendas de camarão podem gerar impactos ambientais em função do local da construção do tanque de camarão; do manejo e da tecnologia aplicada durante a operação dos tanques; o tamanho ou escala de produção e a superfície dedicada a isso e da capacidade do ambiente de receber as águas servidas (CONSTANZO, DONOHUE e DENNISON, 2004).

Os efluentes da carcinicultura podem ser caracterizados por um acréscimo de nutrientes e sólidos em suspensão como um resultado da produção dos tanques de camarão (GAUTIER, AMADOR e NEWMARK, 2001). Em efluentes de carcinicultura, somente 13% do fósforo presente na ração é incorporado pelos camarões (SHIMODA *et al.*, 2005).

Segundo FIGUEIREDO e colaboradores (2005), este e outros elementos presentes nestas águas residuais contribuem para uma elevação dos valores de vários parâmetros, que por sua vez estão associados à elevada vazão de descarga durante a despesca e representam alta carga de poluição para os recursos hídricos

superficiais, sendo a causa potencial de assoreamento do leito e eutrofização das águas.

Estes efluentes podem contribuir significativamente para elevação da carga de nutrientes em ambientes costeiros (TROTT e ALONGI, 2000). Apesar do interesse generalizado no impacto destes efluentes, existe uma informação inadequada em relação ao seu destino e aos seus mecanismos de assimilação (TROTT *et al.*, 2004).

Pelo fato de os ecossistemas de mangue serem altamente produtivos devido ao seu abundante suprimento de nutrientes vindos do continente, acredita-se que o uso de manguezais no tratamento de efluentes advindos de tanques de camarão possa ser efetivo no controle destes lançamentos (SHIMODA *et al.*, 2005).

1.5. Os Nutrientes no Ecossistema Manguezal:

A energia é absorvida pela biosfera principalmente na forma de luz solar e transformada em energia química rica em substratos orgânicos pela fotossíntese e pela quimiossíntese. Esta matéria orgânica, consumida tanto viva como morta, é combustível para o metabolismo dos heterótrofos e neste processo, retorna ao seu estado inorgânico como dióxido de carbono (CO₂) (ALLAN e CASTILLO, 2007).

Vários compostos químicos vitais devem ser adquiridos pelas plantas para que a síntese da matéria orgânica possa ocorrer e estes componentes químicos são referidos como nutrientes porque são necessários para sustentar a vida. O suprimento destes nutrientes freqüentemente determina a produtividade biológica de um ecossistema. Os elementos mais fortemente utilizados são ditos como macronutrientes, e incluem o fósforo, nitrogênio, potássio, cálcio, enxofre, e magnésio. Outros elementos, que incluem cobre, ferro, manganês, silício, molibdênio, cloreto e o zinco são exigidos em quantidades menores e são referidos como elementos-traço ou micronutrientes (ALLAN e CASTILLO, 2007).

Um aspecto fundamental para o conhecimento da estrutura e dinâmica dos ecossistemas reside na compreensão de seus teores de nutrientes. Estudos sobre nutrientes abordam vários aspectos entre os quais incluem quantidade,

distribuição desses nutrientes, seus processos e taxas de ciclagem, de entrada (*input*) e de saída (*output*) (HAY e LACERDA, 1984). A ciclagem de nutrientes minerais compreende a trajetória cíclica dos elementos essenciais à vida dentro dos ecossistemas. Apesar de a ciclagem ser processo comum a todos os ecossistemas, as quantidades de elementos estocados nos diferentes compartimentos e os fluxos que ocorrem entre esses compartimentos são peculiares. O padrão de ciclagem resultante é, portanto, característico em cada unidade funcional e reflete o somatório das respostas adaptativas da comunidade frente aos tensores ambientais presentes em cada região (DELITTI, 1995).

Desta forma, os nutrientes são definidos como aqueles elementos que estão funcionalmente envolvidos no processo de vida dos organismos. Quando ocorre a depleção de nutrientes nos fluxos fluviais, especialmente de fósforo, a disponibilidade do elemento não apenas é alterada em suas diferentes formas nas águas superficiais, mas também pode alterar a produtividade biológica do ecossistema estuarino, pois o fósforo é o principal fator limitante da produtividade de águas continentais (ESTEVES, 1998).

No manguezal, a disponibilidade adequada de nutrientes está intimamente relacionada ao suprimento de água e às propriedades físicas e químicas do sedimento. De modo geral, as principais vias de entrada de nutrientes para o ecossistema são a maré cheia, que traz os nutrientes em solução na água do mar; a cheia de rios e demais cursos d'água da rede de drenagem, que depositam no interior do mangue partículas finas às quais nutrientes se encontram adsorvidos e, finalmente, as chuvas e a deposição marinha, que transportam e depositam no meio, nutrientes vindos da atmosfera (LACERDA, 1984).

Apesar do papel importante que os manguezais provavelmente desempenham no ciclo de nutrientes em ambientes costeiros e marinhos, poucos estudos têm sido realizados para esclarecer qual extensão do manguezal representa uma fonte significativa de nutrientes orgânicos e inorgânicos para as águas costeiras adjacentes ou alternativamente funcionam como depósito de nutrientes. Três caminhos para o transporte de material do e para o manguezal podem ser determinados: 1) Precipitação atmosférica (deposição pluvial e aerossóis); 2) Trocas de gases (por exemplo: assimilação e emissão de CO₂, nitrificação e denitrificação);

3) Fluxo de materiais por gamboas de maré que se conectam com o estuário (DITTMAR, 1999)

O manguezal pode atuar como fonte de nutrientes, (por exemplo: contribuindo com erosão sedimentar ou exportação de nutrientes) ou como depósito seqüestrado (na sedimentação ou importação de nutrientes) ou ainda como reator (transformando nutrientes inorgânicos em tecido orgânico) (DITTMAR, 1999). Variações nas precipitações chuvosas e diferenças entre climas secos e úmidos resultam em variações hidrogeoquímicas em águas intersticiais e gamboas, especialmente em relação à alcalinidade, e concentração de nutrientes como fosfato, silicato, amônia e nitrato. Desta forma, nenhum modelo hidrogeoquímico pode ser considerado somente por seu efeito de maré (KJERFVE *et al.*, 1999).

A caracterização da hidroquímica estuarina é fundamental para a compreensão do estado de qualidade das áreas de manguezal, podendo ser utilizada como um indicador da influência das fontes naturais ou atividades humanas nos estuários. As informações geradas pelas condições físico-químicas podem ser utilizadas para determinar a capacidade de diluição e exportação do aporte de nutrientes oriundos de fontes naturais ou antrópicas (ZEE, 2005a).

Os padrões de circulação e mistura das águas podem ser bastante complexos e a combinação destes fatores que promovem as características físicas e químicas da água gera gradientes verticais e horizontais das variáveis ambientais.

A salinidade nos estuários é influenciada pelo ritmo periódico das marés, sendo também influenciada pelo aporte de água doce proveniente da drenagem continental e pela pluviosidade. Outros fatores como o oxigênio dissolvido e o pH também sofrem influência dos ciclos de marés (OVALLE *et al.*, 1990, SILVA *et al.*, 2003). Os gradientes de temperatura e de salinidade podem ocorrer tanto horizontalmente como verticalmente, sendo que as maiores variações ocorrem em estuários rasos (RAFFAELLI e HAWKINS, 1996).

O oxigênio dissolvido na água é resultado da combinação de vários processos, como a fotossíntese realizada pelo fitoplâncton e a dissolução do oxigênio atmosférico na água na interface entre a água e o ar (ESTEVES, 1998; MORAES, 2001). Durante o dia, verifica-se um aumento de oxigênio dissolvido na água, devido à fotossíntese que é realizada pelo fitoplâncton. As concentrações de

oxigênio diminuem com o aumento da profundidade, principalmente abaixo da zona eufótica, denominada zona afótica. Durante a noite, a fotossíntese não ocorre devido à ausência de luz e o oxigênio dissolvido é consumido na respiração pela comunidade aquática aeróbica. Simultaneamente, a respiração produz gás carbônico na água, levando a alteração do pH (ESTEVES, 1998).

Em relação ao pH, as águas oceânicas possuem características alcalinas, normalmente com pH 8,2. Além da mistura das águas nos estuários, outros fatores podem influenciar o pH, como por exemplo, a quantidade de matéria orgânica em decomposição, devido à produção de muitos ácidos (como o ácido húmico) durante o processo (ESTEVES, 1998; LITTLE, 2000; ODUM, 1988). Valores extremos de pH podem afetar tanto o crescimento como a disponibilidade de nutrientes para os organismos (RICKLEFS, 2003).

Rios com altas taxas de entrada de nutrientes em relação à capacidade de processamento e fluxos altos se enquadram na modalidade de produção na maioria das vezes, enquanto que rios com baixas entradas de nutrientes em relação à demanda e fluxos mais estáveis estarão em modo de processo de retenção na maioria das vezes, especialmente durante a estação de crescimento (ALLAN e CASTILLO, 2007)

Em marés baixas, águas de gamboas são frequentemente dominadas pelo influxo de águas intersticiais, que geralmente são enriquecidas em amônio, carbonatos, sílica e fosfato, e são reconhecidas pelo forte potencial redox negativo (KJERFVE *et al.*, 1999).

No início da maré enchente, águas marinhas ricas em oxigênio dissolvido, salinidade e cloreto interagem com a água intersticial antes de entrar em contato com as águas da gamboa, resultando em altas concentrações de amônio, nitrato e silicato, nas gamboas de maré (AGOSTA, 1985). Quando o nível de água aumenta, a migração da água intersticial para as gamboas de maré diminui à medida que o sedimento de mangue se torna inundado. Salinidade e as concentrações de cloreto e oxigênio dissolvido junto com pH aumentam nas gamboas de maré dos manguezais. A recarga de águas intersticiais pode ocorrer em particular onde o forte escavamento ativo de caranguejos aumenta a condutividade hidráulica dos sedimentos (OVALLE, *et al.*, 1990).

Associado aos efeitos das marés, o transporte de material particulado em suspensão (MPS) em áreas costeiras está associado principalmente aos processos de erosão de solo e controla o transporte de várias substâncias contaminantes, como por exemplo; metais pesados e nutrientes (DIAS, MARINS e MAIA, 2008). Assim, a carga de nutrientes para bacias de drenagem é dominada pela fase particulada oriunda de sua drenagem, sendo caracterizada por eventos pontuais e imprevisíveis, quando são transportadas as maiores frações da carga total (TAPPIN, 2002) e, embora praticamente impossíveis de medição direta, podem ser estimadas de forma razoável, através do uso de fatores de emissão das diferentes fontes potenciais presentes na bacia.

Fatores de emissão têm sido utilizados para a quantificação de cargas poluentes e de nutrientes ao nível local e têm sido adotadas como metodologia padrão por importantes agências ambientais (LACERDA, 2006; LACERDA *et al.*, 2006 b LACERDA *et al.*, 2008).

1.5.1. O Fósforo e suas Espécies:

O principal fluxo de fósforo no ciclo global é o da forma carregada pelos rios, com transporte de cerca de 21×10^{12} g de fósforo/ano para o mar. Somente cerca de 10% deste fluxo está potencialmente disponível para a biota marinha, o restante é fortemente retido para as partículas em suspensão que são rapidamente sedimentadas no assoalho continental (SCHLESINGER, 1997).

O Fósforo ocorre nas águas de rios como ortofosfato (PO_4^{-3}) dissolvido na água e aderido a partículas inorgânicas (predominantemente íons ortofosfatos, FeHPO_4^+ , $\text{CaH}_2\text{PO}_4^+$, adsorvidos à agregados inorgânicos e minerais) em suspensão, na forma de moléculas orgânicas dissolvidas e na forma orgânica particulada (compostos orgânicos, fosfatases e fosfolipídios, etc.; adsorvidos a agregados orgânicos e organismos vivos), principalmente nas bactérias e em partículas detriticas. O fósforo total inclui todas as formas de P, incluindo aqueles presentes nos organismos, detritos, e adsorvidos a complexos inorgânicos tais como argilas e carbonato (WETZEL, 2001). Todas as formas de fósforo são importantes,

entretanto, os ortofosfatos assumem a maior relevância por ser a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos (CHESTER, 1990).

O fósforo na forma inorgânica dissolvida entra no rio atingindo a sua parte superior, pela água subterrânea, por runoff superficial e por entradas atmosféricas, sendo incorporado na forma orgânica pela assimilação biológica, movendo-se através da cadeia alimentar, e em seguida, é mineralizado à forma inorgânica pela excreção e a decomposição da matéria orgânica (ALLAN e CASTILLO, 2007). O comportamento não-conservativo do fósforo é controlado pela sorção-dessorção da partícula (FROELICH, 1988; LISS, 1976), dissolução-precipitação (FOX, 1993; LISS, 1976), e absorção e regeneração biológicas da matéria orgânica (AUER *et al.*, 1998; BJORKMAN e KARL, 1994).

O fosfato pode ter origem em fontes naturais e antrópicas. Dentre as fontes naturais, as rochas da bacia de drenagem constituem a fonte básica de fosfato. Em outras palavras, significa dizer que a quantidade de fosfato de fonte natural no sistema aquático depende diretamente do conteúdo de fosfato presente nos minerais primários das rochas da bacia de drenagem e dentre as mais significativas está a apatita (ESTEVES, 1998).

Como exemplo significativo de fonte antrópica, o esgoto urbano sem tratamento contém o fósforo principalmente na forma de ortofosfato e fosfato orgânico, oriundo de dejetos humanos e efluentes domésticos. Outros efluentes também podem conter o fósforo em quantidades significativas, tais como os efluentes de despesca das fazendas de carcinicultura, que são ricos em nutrientes dissolvidos (ESCHRIQUE, 2007).

O fósforo exportado através de fontes pontuais e difusas pode resultar no aumento da eutrofização dos corpos d'água, com potencial desenvolvimento sazonal de algas tóxicas, podendo ter grandes impactos na qualidade global das águas (ESCHRIQUE, 2007). A determinação das concentrações de fósforo no ambiente qualifica a saúde do ecossistema, investiga os processos biogeoquímicos e monitora a presença do nutriente de acordo com a legislação vigente (PIMENTA, 2006).

Os manguezais possuem uma elevada capacidade de retenção de fósforo, capaz de minimizar o impacto dos efluentes antrópicos e esta capacidade

pode ser distinguida entre áreas de reconhecida contaminação e áreas com características naturais.

Neste trabalho, pretende-se testar esta hipótese através do estudo do balanço de fósforo em um manguezal recebe através da maré, águas enriquecidas por efluentes de carcinicultura e compará-la com o balanço de fósforo estimado em uma área sem influência antrópica.

2. OBJETIVOS:

2.1. Objetivo geral:

Este trabalho tem por objetivo estudar o balanço de fósforo em um manguezal que recebe, através da maré, águas enriquecidas por efluentes de carcinicultura e compará-la com o balanço de fósforo estimado em uma área sem influência antrópica.

2.2. Objetivos específicos:

- Quantificar o balanço de massas para o fósforo na gamboa dos estuários estudados,
- Observar o comportamento dos fluxos instantâneos de materiais nas gamboas estudadas;
- Medir a distribuição dos seguintes parâmetros abióticos: temperatura, condutividade, condutância, oxigênio dissolvido, oxigênio percentual, pH, e teor de material em suspensão para avaliar o efeito atenuante do mangue na depuração dos efluentes da carcinicultura;
- Quantificar os teores de fósforo através das formas fósforo dissolvido, fósforo total e fósforo particulado durante um ciclo de maré em uma gamboa fechada de mangue, comparando o nível de contaminação do Rio Jaguaribe, que é conhecidamente receptor de efluentes de carcinicultura com o Rio Pacoti que é considerado ambiente não eutrofizado.

3. ÁREA DE ESTUDO:

3.1. Caracterização Geral das Regiões de estudo:

No Ceará, as regiões de manguezais são distribuídas ao longo dos 574 km da costa, estando localizadas principalmente na foz dos rios.

No Rio Jaguaribe, os manguezais ocupam a margem direita desde sua foz até a cidade de Aracati. A uma distância de 1,5 km da foz, os manguezais adquirem dimensões mais expressivas, com espécies de porte arbóreo bem desenvolvidas. Na margem esquerda, os manguezais ocupam pequenas extensões e localizam-se entre o final da linha de falésias fluviais e as praias do Canto, Barra e Fortim (LIMA, 2004).

No rio Pacoti, os manguezais são encontrados nas margens próximas da desembocadura e nas gamboas, ocupando um perímetro de cerca de 4 quilômetros. Ocorrem também na área superior do estuário e nas áreas mais elevadas e com solos arenosos (OLIVEIRA, 1993).

3.1.1. Rio Jaguaribe:

O Rio Jaguaribe é o principal curso d'água do estado do Ceará e sua bacia de drenagem ocupa cerca de 50% do território cearense. Possui a nascente localizada no centro-oeste do Estado, nas serras Calogi, Pipocas e Joaninha. A bacia hidrográfica do Jaguaribe é dividida em cinco sub-bacias e drena uma área total de 72.043 km², sendo que os seus principais afluentes são os rios Banabuiú, Palhano e Salgado.

O Rio Jaguaribe (FIGURA 01) encontra-se inserido no litoral leste do estado, no semi-árido da região Nordeste do Brasil e possui sua foz localizada entre os municípios de Fortim e Aracati, há uma distância aproximada de 125 km da cidade de Fortaleza. O acesso a área se faz pelas Rodovias Estadual CE – 040 e Federal BR – 116.

A bacia do Rio Jaguaribe está inserida na zona de domínio do clima semi-árido. Este clima apresenta dois períodos significativamente distintos, sendo um longo e seco, com duração média de oito meses por ano, e um curto conhecido como quadra invernal, chuvoso e irregular. A prolongada ausência das chuvas, mais de oito meses sem chuva, caracteriza a “seca” na região (MARINS, PAULA-FILHO e ROCHA, 2007).

A falta de água no nordeste brasileiro disparou o represamento dos rios e a construção de reservatórios desde o século XIX (CAMPOS *et al.*, 1997). Os principais açudes do Rio Jaguaribe são o Castanhão (com capacidade de $4,5 \times 10^9 \text{m}^3$), o Orós (com capacidade de $1,9 \times 10^9 \text{m}^3$), o Cedro e o Banabuiú. Além destes, há ainda pequenos reservatórios que chegam a acumular 20-30% do total da água fluvial represada, considerando que os grandes reservatórios (menos que 1% do total de reservatórios) concentram cerca de 70% do total de água fluvial que deságua no Oceano Atlântico Equatorial perto da cidade de Fortim (SIRH, 2008).

Os grandes açudes da bacia do rio Jaguaribe, como o Castanhão e Orós, são responsáveis por 70% do volume total represado de suas águas. A açudagem tem sido caracterizada como o fator de maior impacto para a zona costeira devido à intensificação dos baixos deflúvios do rio e do aporte de sedimentos para a zona costeira adjacente (MARINS *et al.*, 2002).

Por exemplo, em épocas de estiagem, a região estuarina adentra o continente até 34 km da linha de costa e, como consequência desta dinâmica, o estuário do rio é do tipo bem misturado. Entretanto, nos canais secundários tem sido constatada estratificação química com valores de oxigênio decaindo a $< 4,00 \text{ mg/L}$, a profundidade de 6 m, o que favorece os processos anaeróbicos (MARINS *et al.*, 2003). Estas características da hidroquímica local (MARINS e DIAS, 2003; DIAS, MARINS e MAIA, 2005), muito provavelmente, também intensificam os processos sazonais que dominam a dinâmica do fósforo na região costeira.

O canal principal do Rio Jaguaribe tem 633 km de extensão total e apresenta-se pouco profundo, com profundidades variando de 2-5 m. A região apresenta uma amplitude de maré-alta, de cerca de 2,8 m, sendo classificada por uma região de meso-marés. As planícies de inundação de maré são cobertas por aproximadamente 23.000 ha de mangues (CAMPOS *et al.*, 1997; ANEEL, 2000; LACERDA e MARINS, 2002).

A precipitação anual da região do Jaguaribe é de 500 mm no interior da bacia, alcançando 800 a 1000 mm na costa (ANEEL; 2000). Da precipitação total da bacia do Jaguaribe, estima-se que 88% evaporam ou evapotranspiram e apenas 12% escoam para o mar. O principal responsável pela regulação do clima da região do estuário é a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) - área sobre o oceano onde ocorre o afluxo de grandes massas de ar vindas dos dois hemisférios (CAMPOS *et al.*, 2000).

Na região jaguaribana há predominância de ventos alíseos, com velocidades inferiores a $3,0 \text{ m.s}^{-1}$ no período chuvoso e aumentando no período seco, com valores superiores a $4,0 \text{ m.s}^{-1}$. A insolação média anual situa-se próximo de 3.000 h.ano^{-1} e a temperatura média anual é de 26°C , com variações máximas de 5°C . (MAIA, 1993).

LEAL (2003), baseado em estudos da região do rio Jaguaribe no litoral estado do Ceará, propõe como componentes da unidade geoambiental denominada de planície fluvio-marinha as porções mais baixas situadas entre as marés baixa e alta inundadas pelo menos duas vezes por dia por água salgada, apresentando solo tipicamente argiloso e rico em matéria orgânica, e que são ocupadas pelos mangues; e as áreas topograficamente mais elevadas que as dos manguezais, mas que são atingidas pelas águas marinhas apenas duas vezes no período de um mês durante as marés de sizígia, que são localmente conhecidas com “salgados” ou apicuns.

A geologia que compõe a região no entorno do Jaguaribe é formada por rochas do embasamento cristalino (rochas gnáissicas, migmatíticas, quartzitos, micaxistos), rochas pluto-vulcanossedimentares (mármore, magnesitas, hornblenda, biotita-gnaiss, esturolita) e coberturas sedimentares não metamorizadas (sedimentos cretácicos da Bacia Potiguar, formação Barreiras, sedimentos terciários e quaternários – plesitocênicos e holocênicos). Não são encontrados depósitos minerais fosfáticos para a região Jaguaribana, logo a contribuição por fontes litogênicas de fósforo é pouco significativa para o conteúdo total de fósforo neste ambiente estuarino (MORAIS *et al.*, 2002).

A região estuarina do rio Jaguaribe é dominada por florestas de manguezal, dos quais 215 km^2 estão localizados no entorno da gamboa do Cumbe (COSTA, 2009). O manguezal do estuário do rio Jaguaribe, vem ao longo dos anos sofrendo os efeitos da exploração abusiva representados pela derrubada de árvores

para lenha, pesca predatória, atividades salineiras e, no início da década de 80, com a instalação de viveiros para a criação de camarão. São, portanto, ambientes com alta vulnerabilidade à ocupação e fortemente instáveis quando submetidos à degradação (SOARES *et al.*, 2007).

Os principais levantamentos científicos publicados sobre a situação do cultivo de camarões no estado do Ceará, realizados pelo Instituto de Ciências do Mar - LABOMAR/UFC denotavam a existência de apenas 04 (quatro) fazendas em 1995 e 11 (onze) fazendas em 1998 (GESTEIRA *et al.*, 1998). Desde então, o panorama geral da atividade no estado mudou radicalmente, caracterizando uma escalada desordenada para a implantação de fazendas e ocupação dos estuários.

O último levantamento realizado em 2001 pela Universidade Federal do Ceará - UFC indicou a existência de 31 fazendas de camarão em funcionamento no estuário do rio Jaguaribe (GESTEIRA, NUNES e MIRANDA, 2001). Já o levantamento realizado por COSTA (2009) constou uma área total de 700 ha ocupados no ano de 1999/2000 e chegando a 1400 ha em 2008.

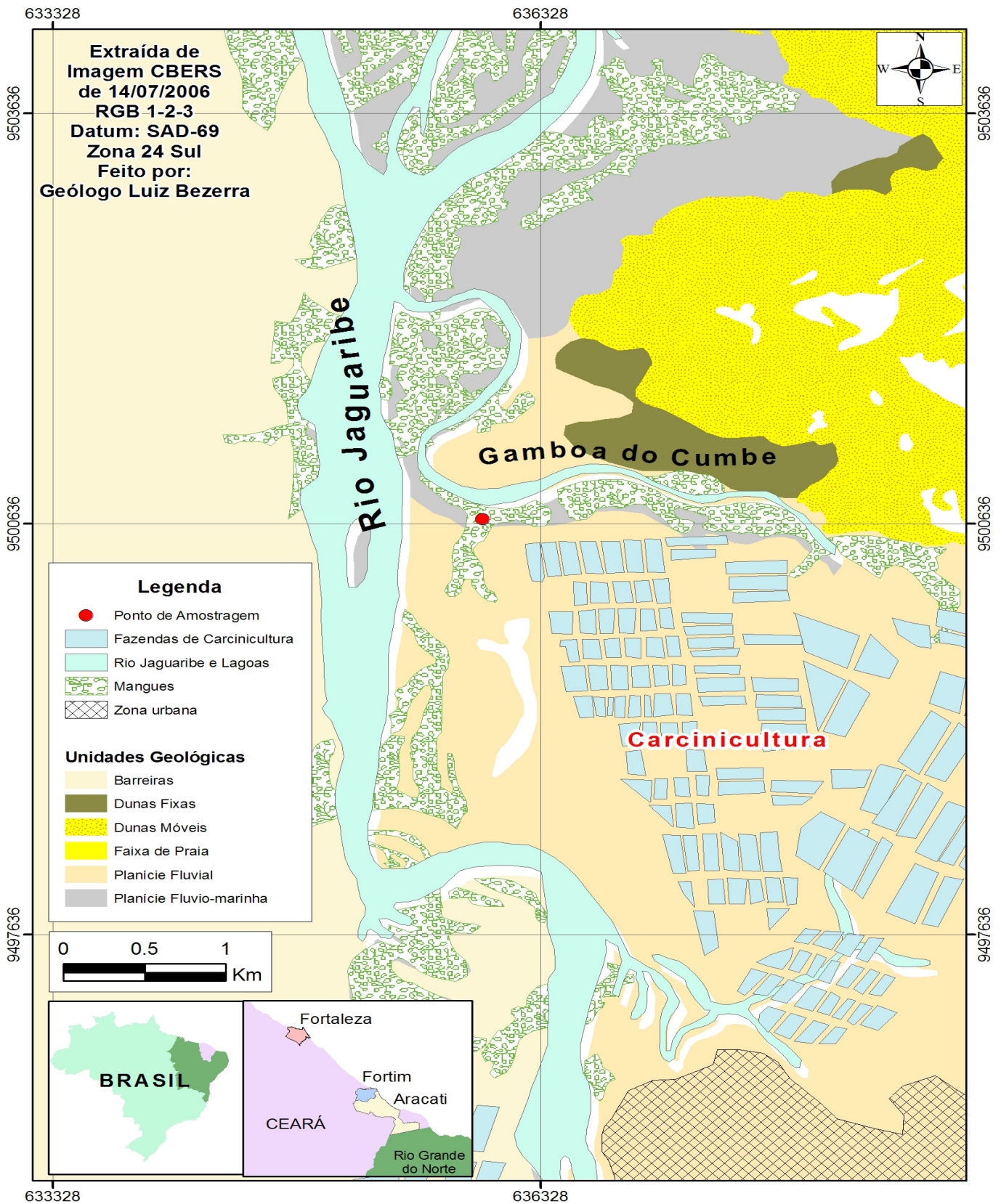


FIGURA 01: Mapa de localização geográfica do estuário do Jaguaribe e posicionamento da estação amostral.

3.1.2. Rio Pacoti:

A segunda área de estudo foi escolhida para comparação de dados com a área de interesse de estudo (gamboa do rio Jaguaribe). A área está inserida no estuário do Rio Pacoti (FIGURA 02), situado na costa leste do Ceará, sendo o maior e mais importante curso hídrico que atravessa a região metropolitana de Fortaleza (RMF) (IRVING *et al.*, 1988). O rio Pacoti se estende ao longo de 150 quilômetros da serra de Baturité até o mar. A área total da bacia alcança 1.000 km² e a bacia abaixo do último reservatório artificial possui aproximadamente 132 km² (MOLISANI *et al.*, 2006).

O Rio Pacoti banha os municípios de Pacoti, Redenção, Acarape, Pacajus, Guaiúba, Horizonte, Itaitinga, Fortaleza, Eusébio e Aquiraz, estando suas nascentes localizadas na vertente-oriental no Maciço de Baturité, entre os municípios de Pacoti e Guaramiranga, na latitude S 4°12' e longitude W 38°54', aproximadamente na cota de 850 m de altura. A foz localiza-se no município de Aquiraz, na faixa costeira delimitada pelas coordenadas geográficas S 3° 49'32,2" e W 38° 25'2,5" (NASCIMENTO, 2001).

Em geral, seu canal principal apresenta um padrão meandriforme, com a região da desembocadura controlada pela migração de dunas (MAIA, 1998). Seu curso está, portanto, contido em terrenos cristalinos, e ao penetrar na RMF, passa a drenar terrenos sedimentares das formações barreiras e dunas (BRANDÃO, 1995). Na bacia metropolitana, o limite de influência da água marinha estende-se até aproximadamente 20 km da desembocadura do rio e as áreas de manguezal se limitam às zonas submetidas à imersão periódica pelas águas salobras que compõem os estuários dos rios (MAIA, 1998).

A vegetação mais marcante ao longo das margens do estuário é a floresta de mangue, denominada de floresta Perenifólia Paludosa Marítima (SIRH, 2008), que ocupa uma área estimada de 1,44 km² (LACERDA *et al.*, 2007). A vegetação de mangue desta área é dominada por *Avicennia schaueriana* Stapf and Leechman, *Avicennia germinans* Linnaeus, *Laguncularia racemosa* Gaerth e *Rhizophora mangle* Linnaeus (MIRANDA *et al.*, 1988). Na bacia do Rio Pacoti há ocorrência de manguezais, mata de tabuleiro, dunas móveis e fixas. Os manguezais estão situados

na planície flúvio-marinha, representando a zona estuarina, ocorrendo desde a desembocadura até as proximidades da cidade de Aquiraz.

Em 1981, o rio Pacoti foi barrado nos municípios de Horizonte e Itaitinga para a construção dos açudes Pacoti e Riachão, respectivamente, que por serem muito próximos, funcionam como um só, denominado Açude Pacoti - Riachão (SIRH 2008). Atualmente, este açude é um dos três maiores que abastecem a Região Metropolitana de Fortaleza (CAGECE, 2008).

Desde o ano 2000, o rio Pacoti passou a ser legalmente protegido: os Decretos Estaduais de número 25.777 e 25.778, ambos de 15/02/2000, criaram a Unidade de Conservação Estadual “Corredor Ecológico do Rio Pacoti” e a APA do Rio Pacoti, respectivamente. A APA do rio Pacoti, nos municípios de Aquiraz, Eusébio e Fortaleza, foi criada no intuito de preservar o estuário do Rio e os ecossistemas presentes em seu entorno: dunas, manguezal e mata de tabuleiro. O Corredor Ecológico do Rio Pacoti foi criado com intuito de preservar as matas ciliares e conseqüentemente, a qualidade de suas águas (SEMACE, 2008). A área escolhida para estudo se localiza no baixo curso do Rio Pacoti, próximo à Estação Biológica Alphaville.

Assim, por ser preservada da emissão significativa de efluentes de carcinicultura e do aporte significativo de outros efluentes, escolheu-se por realizar a campanha neste estuário, como controle à gamboa no rio Jaguaribe.

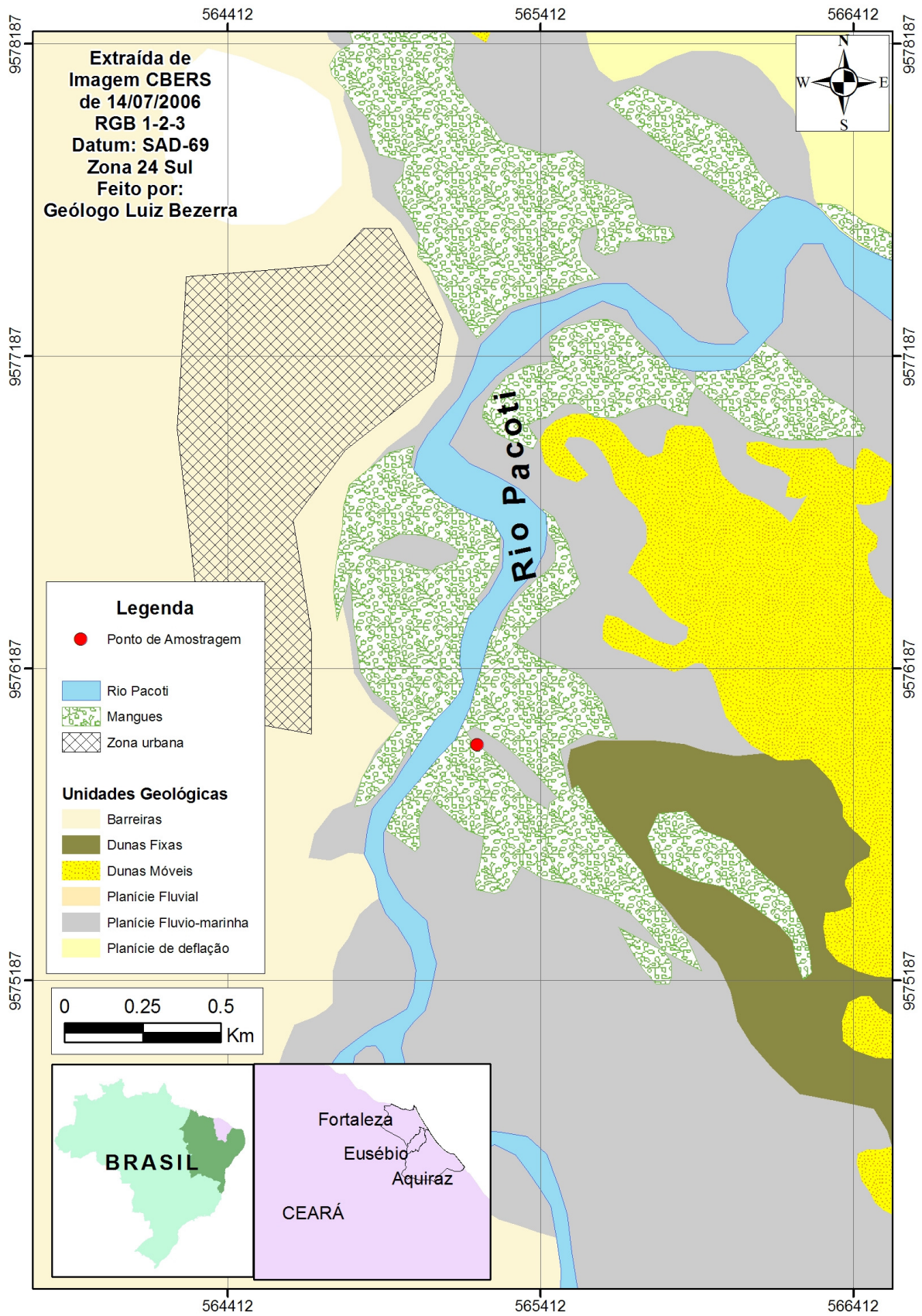


FIGURA 02: Mapa de localização geográfica do estuário do Pacoti e posicionamento da estação amostral.

4. MATERIAL E MÉTODOS:

4.1. Amostragem *in situ* e preparação de amostras:

Para a realização deste trabalho foi escolhido um ponto fixo na região do rio Jaguaribe e um ponto fixo na região do Rio Pacoti em um canal secundário. A entrada das referidas gamboas está localizada a uma distância de cerca de 12 km da foz do Rio Jaguaribe e cerca de 4,5 km da foz do Rio Pacoti.

A área de manguezal do rio Pacoti no entorno da gamboa estudada é de 2 hectares, com uma flora composta comumente por mangue branco (*Laguncularia racemosa*) nas áreas mais desenvolvidas, mangue vermelho (*Rhizophora mangle*) e mangue preto (*Avicennia sp*). Já no entorno da gamboa do rio Jaguaribe, a área drenada ocupa cerca de 12 hectares e também possui uma flora composta por mangue vermelho (*Rhizophora mangle*) e mangue preto (*Avicennia sp*), como observado na FIGURA 03.

Em campo foram determinados: o pH, através de pHmetro Metrohm modelo 826, calibrado com soluções tampão de pH 7 e 10 (FIGURA 04a). Os parâmetros: oxigênio dissolvido, percentual de saturação de oxigênio dissolvido, salinidade, temperatura e condutividade, foram medidos com auxílio da Sonda YSI 85 - Yellow Springs Instrument Company, Ohio/USA - (FIGURA 04b), previamente calibrada com solução O2 probe solution. A velocidade do fluxo de corrente foi estimada com um fluxômetro modelo 2030R General Oceanics Inc. (FIGURA 04c). As amostras de água foram coletadas com garrafa tipo Van Dorn (FIGURA 04d).

Foram realizadas três (03) campanhas de campo, das quais duas (02) ocorreram na região do Rio Jaguaribe e uma no Rio Pacoti.

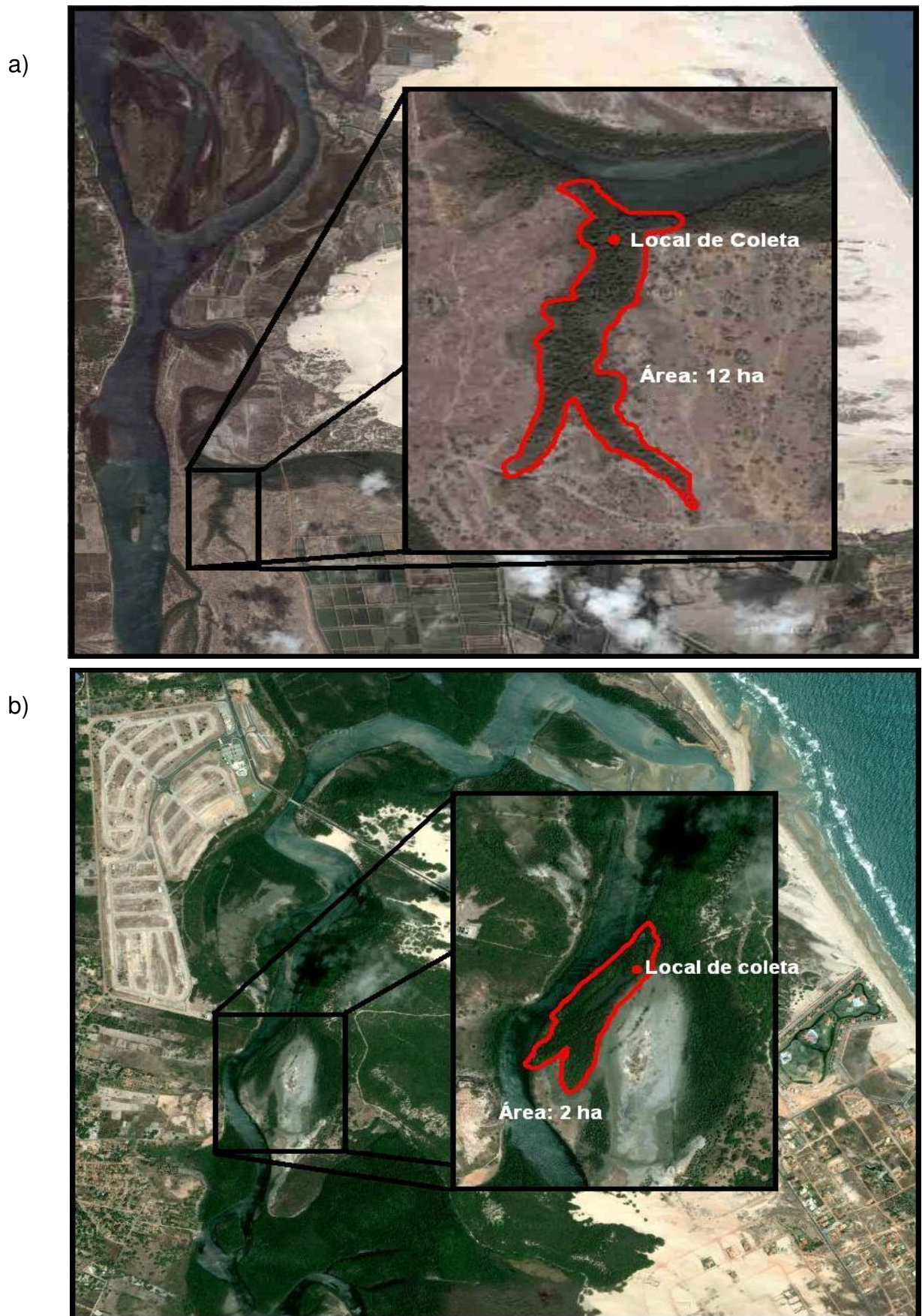


FIGURA 03: Áreas em hectare da cobertura vegetal referente às gamboas estudadas. a) Rio Pacoti. B) Rio Jaguaribe.

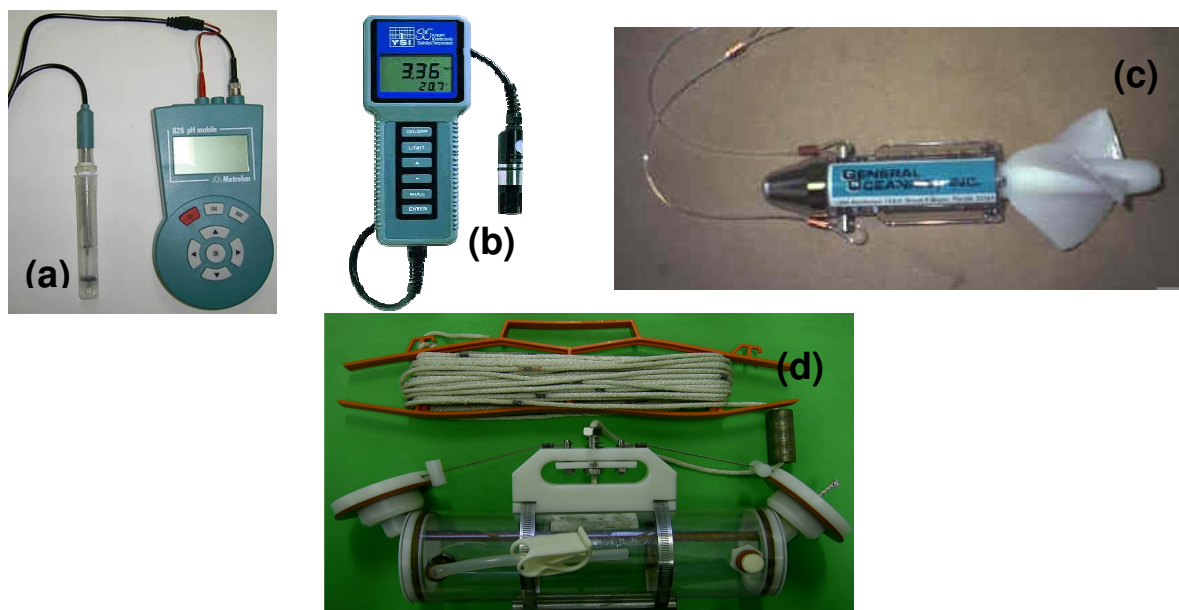


FIGURA 04: Sondas portáteis utilizadas em campo: a) pHmetro Metrohm modelo 826; b) Sonda YSI 85; c) Fluxômetro General Oceanics Inc. modelo 2030R; d) Garrafa de Van Dorn.

Para escolha dos locais de coleta foram observadas como importantes características para as campanhas, um sistema semi-enclausurado, onde o canal fosse estreito, com um fluxo de água de fácil monitoramento e uma área no entorno do canal com uma presença significativa de árvores de mangue (FIGURA 05).

As marés da costa do Ceará podem ser classificadas como semi-diurnas e são caracterizadas pela ocorrência de duas preamares e duas baixamares, com amplitudes desiguais no período de um dia lunar (24 h e 50 min). Apresentam, portanto, um período médio das ondas de maré de 12 h e 25 min (CAMPOS, 2003).

Para o estuário médio do rio Jaguaribe, em maré de sizígia, DIAS (2007) observou um aumento do volume de água no canal estuarino devido à grande amplitude da maré nesta fase, mesmo quando o estuário apresentava um volume significativo de água doce, ressaltando uma defasagem média de 2 horas entre os picos de maré cheia e baixa medidas *in situ* no estuário médio e as medidas para o porto de Areia Branca Termisa (Rio Grande do Norte).

Associado a uma meso-maré que possui um período semi-diurno de 12,4 horas, a amostragem deste trabalho foi realizada em um período de 13 horas, a fim de contemplar o período semi-diurno observado para a região em estudo.

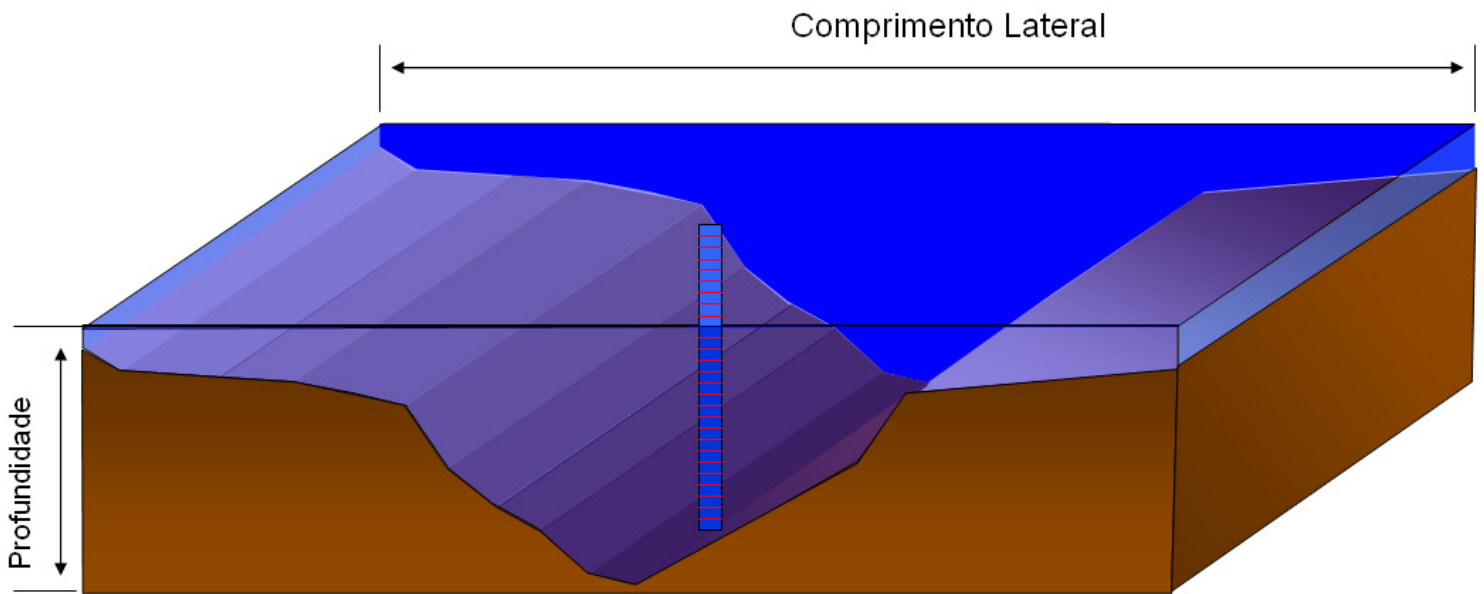


FIGURA 05: Modelo esquemático escolhido para as campanhas. A profundidade foi medida por régua métrica colocada no local mais fundo da gamboa e o comprimento lateral foi medido com auxílio de uma fita métrica presa durante o horário de maior maré para medição estimada da planície de inundação. Foram medidas profundidades a cada metro de comprimento lateral para obtenção das respectivas áreas de cada gamboa, inundada ao longo do ciclo de maré.

4.1.1. Rio Jaguaribe - 1ª Campanha:

O ponto escolhido para o referido estudo está localizado em um canal secundário no Baixo Rio Jaguaribe, com coordenadas 4°30'51" S e 37°46'55" W, entre os municípios de Fortim e Aracati e está inserido em uma gamboa do rio, chamada pelos moradores do local de "Gamboa do Cumbe" (FIGURA 01). O canal possui um comprimento total de 600 m, com uma área de cobertura vegetal de aproximadamente 12 ha. O canal atingiu um comprimento lateral máximo de 20 m durante a maré alta, e mínimo de 3 m durante a maré baixa, com uma profundidade máxima de 2,10m, e mínima de 0,10 m nas marés alta e baixa respectivamente, durante todo o período de amostragem (FIGURA 06 e 07).

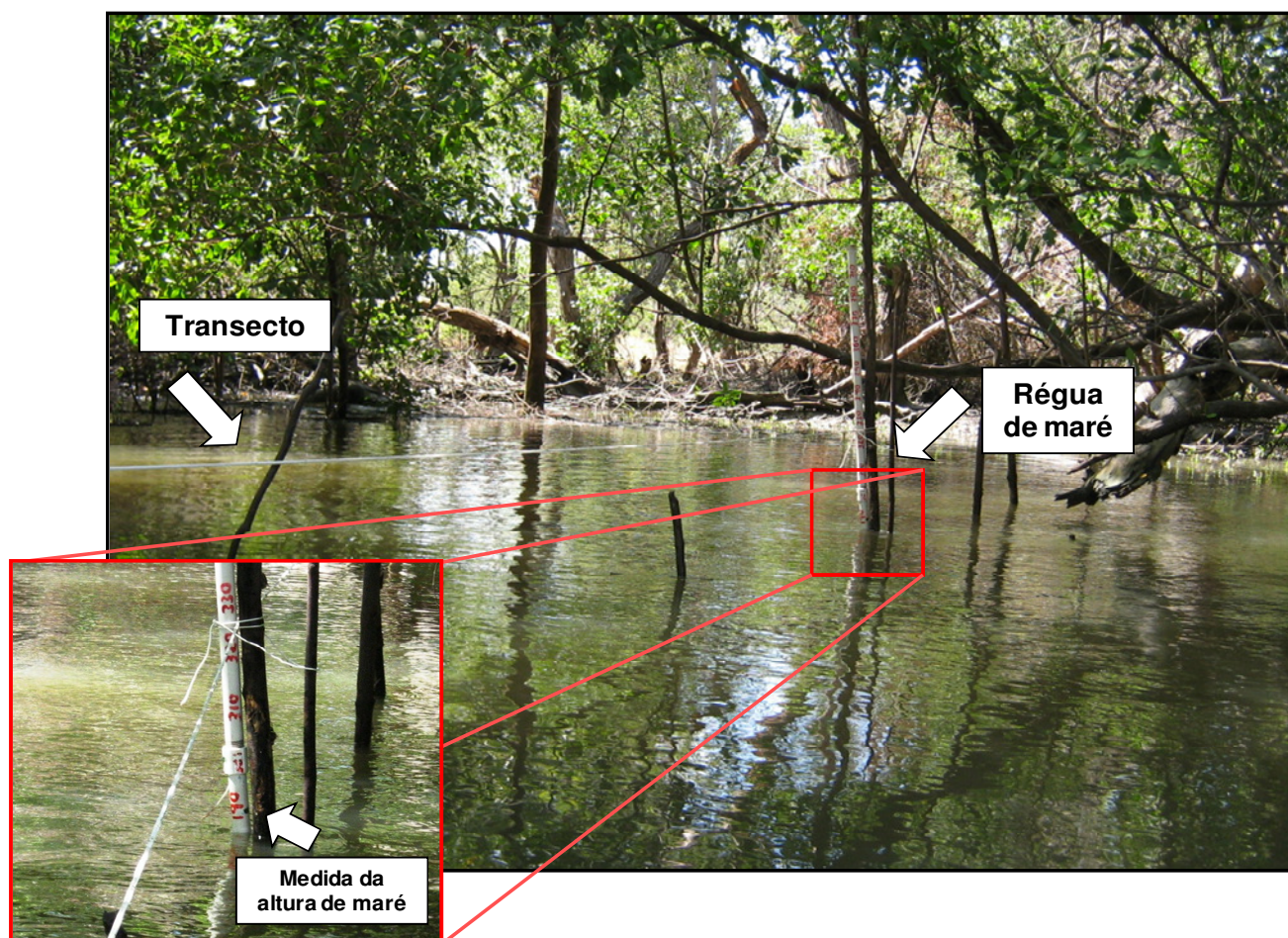


FIGURA 06: Perfil da gamboa do Rio Jaguaribe durante a maré enchente. Detalhe para medição da altura de maré com régua.

A primeira campanha no Rio Jaguaribe foi realizada no dia 31/08/2007, com o intuito de avaliar o comportamento inicial da hidroquímica da água e do fósforo na gamboa. As amostras para a determinação das frações geoquímicas de fósforo

presentes na água foram coletadas no meio da gamboa, tendo sido utilizado um tronco para o acesso ao meio do canal, onde cada amostra coletada em diferentes profundidades (subsuperfície, meio e fundo) através do lançamento da garrafa de van Dorn ou da coleta com a própria garrafa de estocagem, em intervalos de duas em duas horas, durante 10 horas de maré.

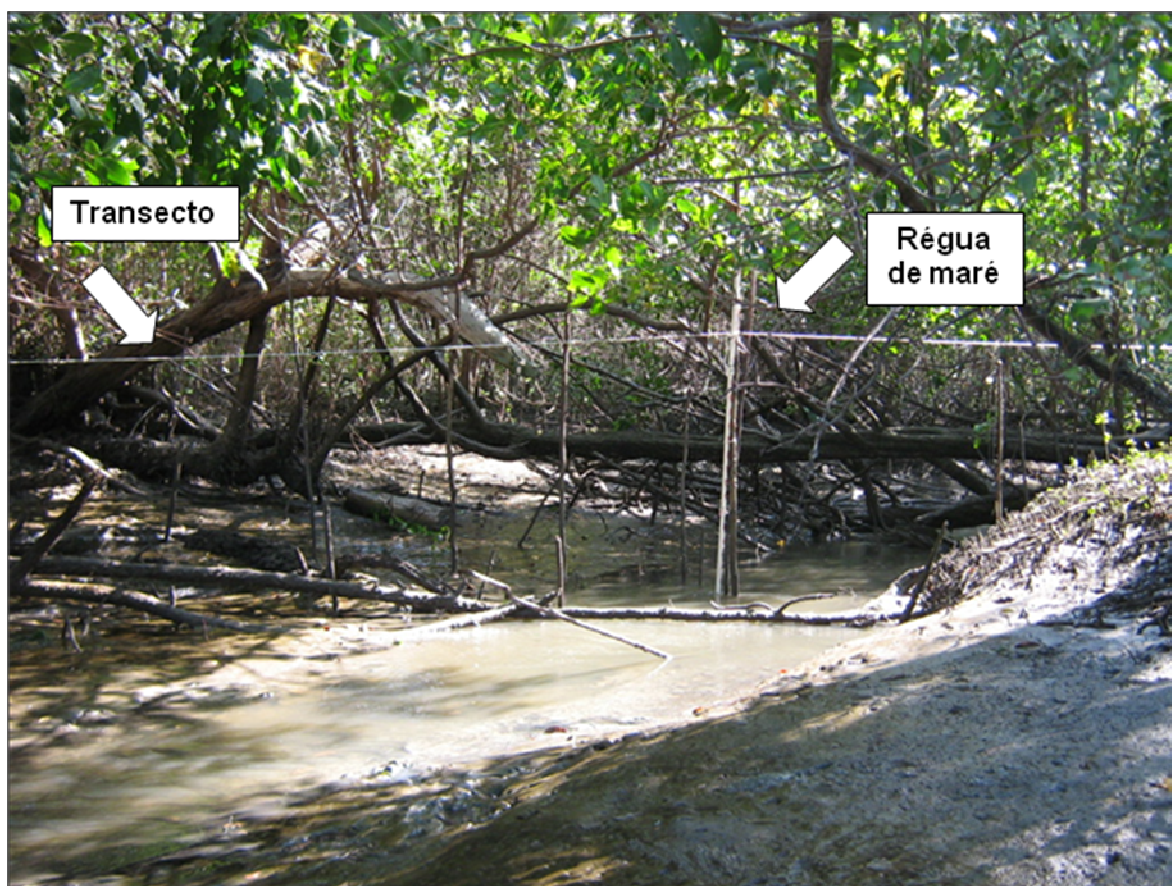


FIGURA 07: Perfil da gamboa do Rio Jaguaribe durante a maré vazante. Detalhe para a medição da altura com régua e do comprimento lateral com o transecto.

As amostras de água foram coletadas em triplicata e acondicionadas em garrafas de vidro âmbar de 250 ml de capacidade, onde duas replicatas identificadas foram previamente lavadas apenas com detergente neutro e água destilada e a terceira replicata foi previamente lavada com solução de 1:1 de HNO_3 (APHA, 2001) para avaliar a influência da metodologia na análise. As garrafas foram rinsadas antes da coleta com água do local de amostragem e após a coleta, as amostras foram preservadas sob refrigeração a 4°C.

Para a análise de fósforo total na água (T- PO_4^{-3}) cada uma das amostras coletadas foi etiquetada, congelada e encaminhada ao laboratório para posterior análise.

Em prazo inferior a 24h, as amostras para fósforo dissolvido na água (D- PO_4^{-3}) foram filtradas através de membrana fibra de vidro Millipore AP 040 com porosidade entre 0,5-0,7 μm e 47 mm de diâmetro, em seguida foram congeladas para posterior análise do material filtrado.

Para a análise de Material Particulado em Suspensão (MPS), amostras de água foram coletadas em duplicata e acondicionadas em garrafas PET de 1,5 L e mantidas sob refrigeração à 4°C até chegada no laboratório.

As amostras de sedimento superficial foram coletadas em unicata, em conjunto com a primeira e a última amostragem de água, com auxílio de pá plástica para coleta, no meio do canal estuarino. O sedimento foi acondicionado em sacos plásticos e mantido resfriado em caixa térmica até chegada em laboratório, onde este passou por triagem para a retirada de partículas (pedras, folhas e conchas) e foi colocado em estufa a 60°C até completa secagem. Depois de seco, o sedimento foi macerado em almofariz para a sua homogeneização total e passado por uma peneira de nylon de 1 mm de abertura, para remover as partículas mais grosseiras e fragmentos macroscópicos orgânicos, a fim de normalizar o efeito de granulometria dos sedimentos sobre os teores de fósforo. Em seguida, o sedimento foi armazenado em potes plásticos devidamente identificados para posterior quantificação de fósforo.

4.1.2. Rio Pacoti - 2ª Campanha:

O canal do referido estudo está localizado no Baixo Rio Pacoti, com coordenadas 3°50'3''S 38°25'11''W, entre os municípios de Fortaleza e Aquiraz e está inserido nas proximidades do Centro de Estudos de Aquicultura Costeira (CEAC) do Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR (FIGURA 02). O canal possui um comprimento de 300 m, com uma área de cobertura vegetal de aproximadamente 2 ha. O canal atingiu um comprimento lateral máximo de 22 m durante a maré alta, e mínimo de 3 m durante a maré baixa, com uma profundidade máxima de 1,15 m, e mínima de 0,05 m durante todo o período de amostragem.

Na campanha no Rio Pacoti, realizada dia 19/08/2008, foi possível uma otimização da coleta a partir dos dados iniciais obtidos na campanha anterior. A observação do comportamento da hidroquímica e das frações de fósforo no Rio Jaguaribe permitiu realizar uma amostragem de maneira diferenciada. As amostras foram coletadas também no meio da gamboa e em triplicata, entretanto, foi levada em consideração somente uma profundidade (subsuperfície), também coletada com auxílio de garrafa de van Dorn ou com a própria garrafa de estocagem. As coletas foram realizadas durante 10 horas de maré, porém o intervalo de tempo entre as coletas foi modificado, tendo sido realizado de forma não uniforme, com o intuito de captar as amostras nos pontos de maior relevância para o comportamento do fósforo.

As amostras de água foram acondicionadas em triplicata em garrafas de vidro âmbar de 250 ml de capacidade. Entretanto, as três replicatas foram previamente lavadas apenas com detergente neutro e água destilada. As garrafas foram rinsadas preteritamente ao instante da coleta com água do local de amostragem, em seguida as amostras foram preservadas sob refrigeração a 4°C após a coleta.

O procedimento de acondicionamento das amostras para fósforo total (T- PO_4^{-3}) e fósforo dissolvido (D- PO_4^{-3}) foi semelhante à primeira amostragem. O acondicionamento foi seguido de etiquetagem e congelamento para encaminhamento ao laboratório. Em intervalo inferior a 24 h de coleta, as amostras para determinação do fósforo dissolvido (D- PO_4^{-3}) passaram por filtração através de filtro de fibra de vidro Millipore AP 040 com porosidade entre 0,5-0,7 μm e 47 mm de diâmetro, e logo em seguida foram feitas as análises do material filtrado. O mesmo procedimento de amostragem foi adotado para o MPS e para as amostras de sedimento superficial, entretanto, devido a problemas de logística, só foi possível realizar a coleta do sedimento superficial em conjunto com a primeira coleta de água.

4.1.3. Rio Jaguaribe - 3ª Campanha:

Na 3ª campanha, ocorrida no dia 13/11/2008, a amostragem foi realizada durante um período de 12h para um acompanhamento mais detalhado do comportamento das variáveis estudadas em relação à maré para aprimoramento dos dados coletados. As amostras foram coletadas de forma semelhante à campanha do Rio Pacoti também com o intervalo de tempo entre as coletas tendo sido realizado de forma não uniforme, com o intuito de captar as amostras nos horários onde a concentração de fósforo apresentava maiores variações.

O procedimento de acondicionamento das amostras para fósforo total (T- PO_4^{-3}) e fósforo dissolvido (D- PO_4^{-3}) foi semelhante à primeira amostragem. O Acondicionamento foi seguido de etiquetagem e congelamento para encaminhamento ao laboratório. Entretanto, nesta campanha as amostras para determinação de fósforo dissolvido na água (D- PO_4^{-3}) passaram por filtração ainda no mesmo dia da realização do campo, sendo filtrados também em filtro de fibra de vidro Millipore AP 040 com porosidade entre 0,5-0,7 μm e 47 mm de diâmetro. A determinação colorimétrica final do fósforo foi feita no dia seguinte a coleta. O mesmo procedimento de amostragem foi adotado para o MPS e para as amostras de sedimento superficial, também com a coleta de somente uma amostra de sedimento.

4.2. Variáveis Determinadas em Laboratório:

4.2.1. Material Particulado em Suspensão (MPS):

O Material Particulado em Suspensão foi determinado por medida gravimétrica, segundo a metodologia descrita em APHA (2001).

As amostras de água foram filtradas em filtros de fibra de vidro da marca Millipore AP 040 com 0,5-0,7 μm de porosidade e 47 mm de diâmetro, previamente secos por 12 horas a 60°C. Os filtros foram pesados em balança analítica SHIMADZU Modelo AX200 com quatro casas decimais de precisão, antes e após a filtração das amostras. A diferença entre o peso do filtro antes e após a filtração

forneceu o peso do material particulado em suspensão para um exato volume filtrado.

4.2.2. Teores de Fósforo na água:

As formas de fósforo foram determinadas por espectrofotometria na faixa de luz visível, segundo os métodos apresentados por GRASSHOFF e colaboradores (1999).

O princípio de determinação do método mede o fósforo sob forma de íon ortofosfato, que reage com o molibdato de amônio em meio ácido, formando o complexo fosfomolibdato. Este complexo é então reduzido pelo ácido ascórbico numa reação que é catalisada pelo antimônio tartarato de potássio, formando um complexo de cor azul. A intensidade desta cor é proporcional à quantidade de fosfato presente na amostra. Os polifosfatos e o fósforo orgânico não são determinados por este método.

O limite de detecção da técnica de medição do fósforo, na forma de ortofosfato foi considerado igual a três vezes o desvio estimado por S_y/x dividido pela sensibilidade da reta, a partir da reta de regressão obtida da curva de calibração, assumindo-se que no método dos mínimos quadrados não ponderados cada ponto do gráfico (incluindo o branco) tem uma variação normalmente distribuída (MILLER e MILLER, 1994). A média dos limites de detecção determinados ao longo deste trabalho para as curvas elaboradas em diferentes dias para a faixa de 0,5 a 6,5 $\mu\text{MOL. L}^{-1}$ foi em média de 0,2 $\mu\text{MOL. L}^{-1}$, similar aos limites relatados na literatura (HANSEN e KOROLEFF, 1999).

4.2.2.1. Fosfato Total (T- PO_4):

Para a análise de fosfato total na água, foi utilizada a amostra não filtrada. Num tubo de ensaio, foram despejados 15 ml da amostra e em seguida, foram adicionados 2,5 ml de persulfato de potássio ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$) a cada amostra. Feito isso, os tubos foram devidamente fechados e colocados em autoclave a 121°C por 30 min.,

sob uma pressão de aproximadamente 1,5 kgF. Os tubos foram retirados da autoclave e após alcançarem a temperatura ambiente, foram adicionados à amostra 0,5 ml de ácido ascórbico ($C_6H_8O_6$). As amostras foram agitadas e em seguida, foram adicionados 0,5 ml da mistura dos reagentes colorimétricos (tetrahidrato heptamolíbdate de amônio $[(NH_4)_6Mo_7O_{24}.4H_2O]$ + tartarato antimônio de potássio $[K(SbO)C_4H_4O_6]$ + ácido sulfúrico $[H_2SO_4$ 4,5 M]). A amostra foi vigorosamente agitada e em seguida deixada em repouso por um período de 10-15 minutos para a promoção da reação. Passado este tempo, foi feita a leitura dos valores de absorvâncias no espectrofotômetro MICRONAL modelo B582, com comprimento de onda de 880 nm e em cubeta de 1 cm de caminho óptico (GRASSHOFF *et al.*, 1999).

O mesmo procedimento foi realizado para as duplicatas dos brancos e soluções padrão para confecção da curva de calibração, apenas substituindo os 15 ml da amostra por água deionizada e pelo próprio padrão, respectivamente. Os resultados foram obtidos pela comparação dos valores de absorvância da amostra com os de uma curva analítica levantada diariamente e expressos em μM

4.2.2.2. Fosfato Dissolvido (D- PO_4) e Particulado (Part- PO_4):

Para a análise de fósforo dissolvido na água, utilizou-se a amostra filtrada. Uma alíquota de 25 ml da amostra filtrada foi disposta em uma proveta de 50 ml. Em seguida o mesmo procedimento descrito acima foi adotado, excetuando-se a adição de persulfato de potássio e a ida à autoclave (GRASSHOFF *et al.*, 1999). O teor de fósforo particulado na água (Part - PO_4) foi calculado por diferença entre as formas total e dissolvido, também segundo (GRASSHOFF *et al.*, 1999).

4.2.3. Teor de Fósforo em Sedimento Superficial:

O fósforo no sedimento superficial foi determinado por espectrofotometria na faixa de luz visível, de acordo com a metodologia sugerida por BERNER e RAO (1994). Esta metodologia foi validada através da análise em paralelo do padrão

certificado de sedimento estuarino NIST 1646a (National Institute of Standards & Technology).

Para a determinação de fósforo total no sedimento superficial (PT), 0,5 g da amostra foram pesados numa balança analítica SHIMADZU Modelo AX200 com precisão ao décimo de miligrama, em cadinho de porcelana previamente calcinado, obtendo triplicata de cada amostra. O mesmo procedimento foi repetido para o material estuarino padrão NIST 1646a e para o branco (cadinho vazio), para validação dos resultados. Os cadinhos com amostra, branco e padrão foram submetidos a mufla a 550°C por 12h. A elevada temperatura de combustão promove a oxidação da matéria orgânica e dos carbonatos, liberando o fósforo associado a estes carreadores geoquímicos. Passado o tempo, os cadinhos foram retirados da mufla e colocados em dessecador até atingir temperatura ambiente. Posteriormente, as amostras foram transferidas para tubos de polietileno de 50 ml com rosca e foram adicionados 25 ml de HCl a 1,0M em cada amostra. As amostras foram submetidas à agitação mecânica por 16h para lixiviação.

Para determinação do fósforo inorgânico total no sedimento superficial (PIT), 0,5g de amostra também foram pesados em balança analítica, sendo transferidos diretamente para os tubos de polietileno, porém sem serem levados à combustão, sendo lixiviados com a mesma solução extratora, pelo mesmo período de tempo para extração realizada anteriormente

Após a lixiviação, os tubos foram centrifugados por 5 minutos a 4000 RPM. O sobrenadante das amostras foi retirado e transferido para balões de 100 ml, onde foram diluídos na proporção de 1:4. O padrão foi transferido para balão de 250 ml, na proporção de 1:10. Foram adicionados 2,5 ml de ácido ascórbico na amostra, que posteriormente sofreu agitação vigorosa. Seguido a esse processo, foi adicionado 2,5 ml da mistura de reagentes colorimétricos na amostra. Após aferição dos balões volumétricos de amostra, branco dos reagentes e padrão com água deionizada, foram aguardados 10-15 minutos pela reação e foi feita a leitura dos valores de absorbâncias em espectrofotômetro MICRONAL modelo B582, no comprimento de onda de 880 nm e em cubeta de 1 cm de caminho óptico.

Os resultados foram obtidos pela comparação dos valores de absorbância da amostra com os de uma curva analítica e expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de fósforo.

A concentração de fósforo total orgânico (POT) foi determinada através da diferença entre o fósforo total e o fósforo inorgânico. Esta determinação indireta de fósforo orgânico é possível em virtude de a matéria orgânica não ser efetivamente atacada pelo extrator ácido durante a lixiviação sem queima do sedimento na determinação do fósforo inorgânico total (ASPILA *et al.*, 1976; BERNER e RAO, 1994; RAO e BERNER, 1997).

4.3. Fluxo Instantâneo do MPS e das Frações de Fósforo:

Os fluxos de nutrientes em vários processos são frequentemente generalizados e estimados empiricamente (WELCH e JACOBY, 2001; SZYPER e GOLDYN, 2002), ou inferidos pelas medidas das cargas em entrada e saída de fluxo, onde a diferença é o que fica estocado (EKHOLM *et al.*, 1997; MARION e BRIENT, 1998).

Os resultados de diferentes estudos sobre fluxo em ambientes entre - marés podem variar, dependendo do método usado para calcular as trocas de nutrientes e os estudos iniciais sobre fluxos foram realizados em bocas de gamboas de maré, que conectam pequenas bacias de drenagem aos estuários (AXELRAD *et al.*, 1976; STEVERSON *et al.*, 1977; DALY e MATHIESON, 1981; STEM *et al.*, 1986).

A estimativa do fluxo instantâneo de maré foi obtida através da multiplicação entre a concentração dos compostos medidos em cada amostra e a descarga instantânea, assumindo um fluxo constante durante o período de amostragem (OVALLE *et al.*, 1990) como explicado na fórmula a seguir:

$$\text{Flx} = \text{Conc.} \times \text{Q}$$

Onde:

Flx = fluxo instantâneo do parâmetro observado (g/s ou mg/s)

Conc. = concentração obtida do parâmetro de interesse. (μM ou g/L)

Q = descarga instantânea ($Q = \text{vel} \times \text{AI}$)

Onde: vel = velocidade da corrente de água (cm/s)

AI = área inundada pela maré (m^2)

Todas as campanhas foram realizadas em maré de sizígia, em ponto fixo e em período considerado seco. Estas variações diárias do nível de maré foram consideradas para a região do rio Jaguaribe a partir das medidas no Porto de Areia Branca - Termisa (Rio Grande do Norte), e para o rio Pacoti, a partir das medidas no Porto do Mucuripe (Ceará), segundo a Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN, 2008). Entretanto, para os estudos de vazão nas gamboas de estudo foram feitas medidas *in situ*, como descrito anteriormente.

4.4. Balanço de massas:

O balanço de massa foi calculado a partir das variações do fluxo e de acordo com a movimentação da maré, como mostra o modelo de caixa representado na FIGURA 08.

A diferença entre a entrada e a saída de nutrientes no estuário permite averiguar se este se comporta como um sorvedouro ou como uma fonte de nutrientes entre a terra e o mar aberto, assim como os fluxos de nutrientes calculados a partir de balanço de massa permitem inferir se um sistema é exportador ou importador de nutrientes (GORDON *et al.*, 1996).

Desta forma, se a quantidade de nutriente que entra no sistema é maior do que a que sai, este pode ser considerado como um sorvedouro do nutriente, enquanto que o contrário caracteriza-o como fonte.

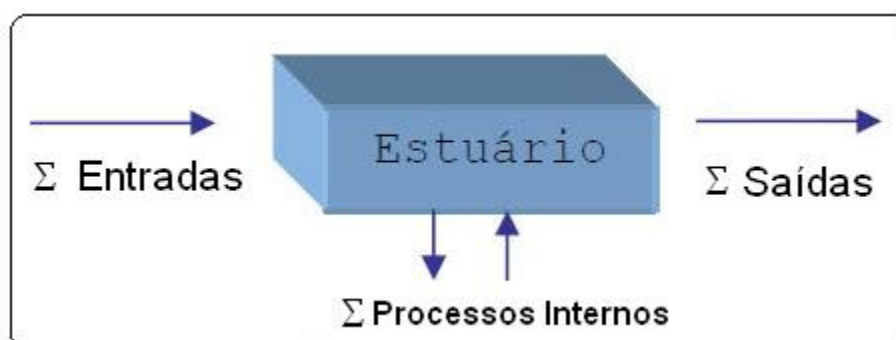


FIGURA 08: Diagrama simplificado caracterizando os fluxos de matéria.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO:

5.1. Parâmetros Hidroquímicos:

No geral, os parâmetros hidroquímicos medidos tanto para a gamboa do rio Jaguaribe quanto para a gamboa do rio Pacoti mostraram-se semelhantes com exceção do comportamento do oxigênio como observado na TABELA 01.

A circulação de água na gamboa mostrou-se controlada principalmente pelo comportamento das marés. A altura da coluna d'água nas gamboas variou de 0,1 a 2,1m durante as três campanhas, estando dentro da faixa de variação de marés para a região, ou seja, regiões de meso-maré, aonde a altura chega a alcançar no máximo 2,8m (ANEEL, 2000).

A temperatura variou de mínima de 25,8 °C observada na gamboa do rio Pacoti, a máxima de 32,4 °C para a gamboa do rio Jaguaribe, com uma tendência de aumento com o transcorrer do dia em todas as campanhas, com as menores temperaturas ocorrendo durante o período da manhã e as maiores durante à tarde. Este comportamento da temperatura é característico de regiões de baixas latitudes, onde a temperatura se mantém constante acima de 28 °C durante boa parte do ano (FUNCEME, 2008).

A condutividade e a condutância variaram pouco. A condutividade variou de 46,2 mS.cm⁻¹ no rio Pacoti, a 60,5 mS.cm⁻¹ no rio Jaguaribe e a condutância de 43,6. mS.cm⁻¹ a 53,6 mS.cm⁻¹, nos mesmos rios referidos anteriormente. Os altos valores de condutividade mostraram influência de águas salinas na dinâmica de ambos os rios.

A salinidade apresentou-se diretamente proporcional a distribuição da condutividade e da condutância, confirmando a influência marinha na gamboa, variando de 28,0 a 35,1. A maior salinidade encontrada nesta área é decorrente da baixa circulação das águas nas gamboas e da alta taxa de evaporação da região tendo a salinidade mostrado um pequeno padrão de variação diária, de acordo com a influência da maré. Foram encontrados valores semelhantes aos obtidos neste

trabalho, com valores entre 23,2 a 36,1 por DIAS (2007) e entre 27,0 e 39,2 por ESCHRIQUE e colaboradores (2008).

O pH das águas das gamboas dos rios estudados variou pouco, com valor mínimo de 6,8 no rio Jaguaribe e máximo de 8,0 no rio Pacoti. O pH manteve-se sempre levemente alcalino e este comportamento está correlacionado com as características da água marinha em termos de salinidade e tamponamento, refletindo a influência da intrusão marinha nestes estuários.

O oxigênio dissolvido apresentou um comportamento diferenciado para as campanhas, variando de 1,52 a 7,91 mg.L⁻¹ para as campanhas no rio Jaguaribe, de 4,38 a 7,15 mg.L⁻¹ para a campanha no rio Pacoti (FIGURA 09).

Os percentuais de oxigênio variaram de 24,5 a 126,5% para as campanhas do rio Jaguaribe, de 67 a 117 % para o rio Pacoti, indicando a ocorrência de supersaturação de O₂ para ambos os estuários.

A variação dos níveis de oxigênio dissolvido e pH, na coluna d'água tem influência sobre diversos fatores físicos e químicos, e conseqüentemente a precipitação e/ou solubilização de diversos nutrientes. Por exemplo, em um ambiente aeróbio e com pH básico, grande parte dos íons Fe³⁺ e Mn³⁺ presentes na coluna d'água encontram-se precipitados ou complexados, podendo carrear nutrientes que dependam deste substrato (ESTEVEZ, 1998).

Os valores de oxigênio seguem um comportamento semelhante à variação da maré para todas as campanhas, onde os maiores valores se apresentam após o período da virada da maré, com uma maior variação para os dados obtidos para as campanhas no rio Jaguaribe.

A exceção ocorreu no Rio Pacoti, onde os valores máximos de oxigênio dissolvido foram observados no extremo de maré baixa. Neste caso, estes valores podem ser explicados devido à profundidade menor que 10 cm na hora da coleta provavelmente interferir na leitura da sonda, ou por uma colocação inadequada da sonda na água, ou mesmo por uma maior influência do oxigênio atmosférico na pequena coluna d'água, alterando seus teores.

TABELA 01: Distribuição espacial e temporal dos parâmetros hidroquímicos obtidos durante as três campanhas de campo. Direção do fluxo (D): (+) = maré enchente (-) = maré vazante.

Campanhas de Campo	Tempo (h)	Altura de maré (m)	Temperatura (°C)	Condutividade (mS.cm ⁻¹)	Condutância (mS.cm ⁻¹)	Salinidade	pH	O. D. (mg.L ⁻¹)	O. D. (%)	Dir. do fluxo (D)
1ª Campanha: Rio Jaguaribe	07:00	2,10	26,9	47,71	46,18	29,90	7,3	3,30	49,8	(+)
	09:00	1,70	26,9	47,93	46,22	29,93	7,4	3,60	55,6	(-)
	11:00	0,95	26,8	47,50	46,02	29,80	7,3	3,48	52,3	(-)
	13:00	0,20	27,6	47,73	45,50	29,40	7,2	3,23	49,3	*
	15:00	0,10	27,6	48,21	46,71	30,30	6,9	1,52	24,5	(+)
	16:00	0,50	28,4	48,21	45,34	29,20	6,8	5,03	45,3	(+)
	17:00	0,90	28,1	46,18	43,60	28,00	7,2	4,44	70,1	(+)
Campanha: Rio Pacoti	8:30	1,15	25,8	54,5	50,4	32,6	8,0	5,2	73,0	(-)
	9:30	1,00	25,9	51,6	50,8	33,3	7,9	5,57	82,2	(-)
	11:00	0,60	26,7	53,4	51,7	33,9	7,8	5,45	84,0	(-)
	12:30	0,30	29,3	56,6	52,2	34,1	7,7	6,17	97,5	*
	13:30	0,10	31,9	60,5	53,6	35,1	7,8	7,15	117,0	*
	16:00	0,20	28,4	52,2	49,1	32,0	7,3	4,38	67,0	(+)
	17:30	0,85	28,4	55,1	51,7	33,9	7,7	5,26	81,7	(+)
	18:30	1,60	27,6	55,6	53,0	34,9	7,8	5,35	80,1	(+)
2ª Campanha: Rio Jaguaribe	6:00	1,90	28,8	51,1	47,9	31,1	7,1	3,20	49,7	(+)
	7:00	1,40	27,7	51,8	49,3	32,1	7,3	3,10	46,7	(-)
	8:30	0,80	27,1	52,3	50,3	32,9	7,3	2,73	42,4	(-)
	10:00	0,35	27,6	54,3	51,7	33,9	7,2	3,47	53,0	(-)
	11:30	0,18	28,5	55,4	51,9	34,0	7,3	4,36	67,5	(-)
	12:30	0,15	29,3	57,4	52,9	34,8	7,2	5,07	80,0	(-)
	13:20	0,20	29,4	57,4	52,9	34,8	7,2	3,75	57,0	*
	13:30	0,35	30,5	56,8	51,3	33,5	7,2	4,12	60,6	*
	13:45	0,55	32,4	57,4	50,4	32,8	7,6	4,80	84,5	(+)
	14:15	0,75	31,4	56,0	49,9	32,5	7,9	7,49	125,0	(+)
	15:00	1,20	30,4	54,0	49,3	32,1	7,9	7,91	126,5	(+)
	16:30	1,90	29,8	53,6	49,1	31,9	7,8	4,80	76,2	(+)
18:00	2,05	30,0	56,1	51,2	33,5	7,6	4,85	79,7	(+)	

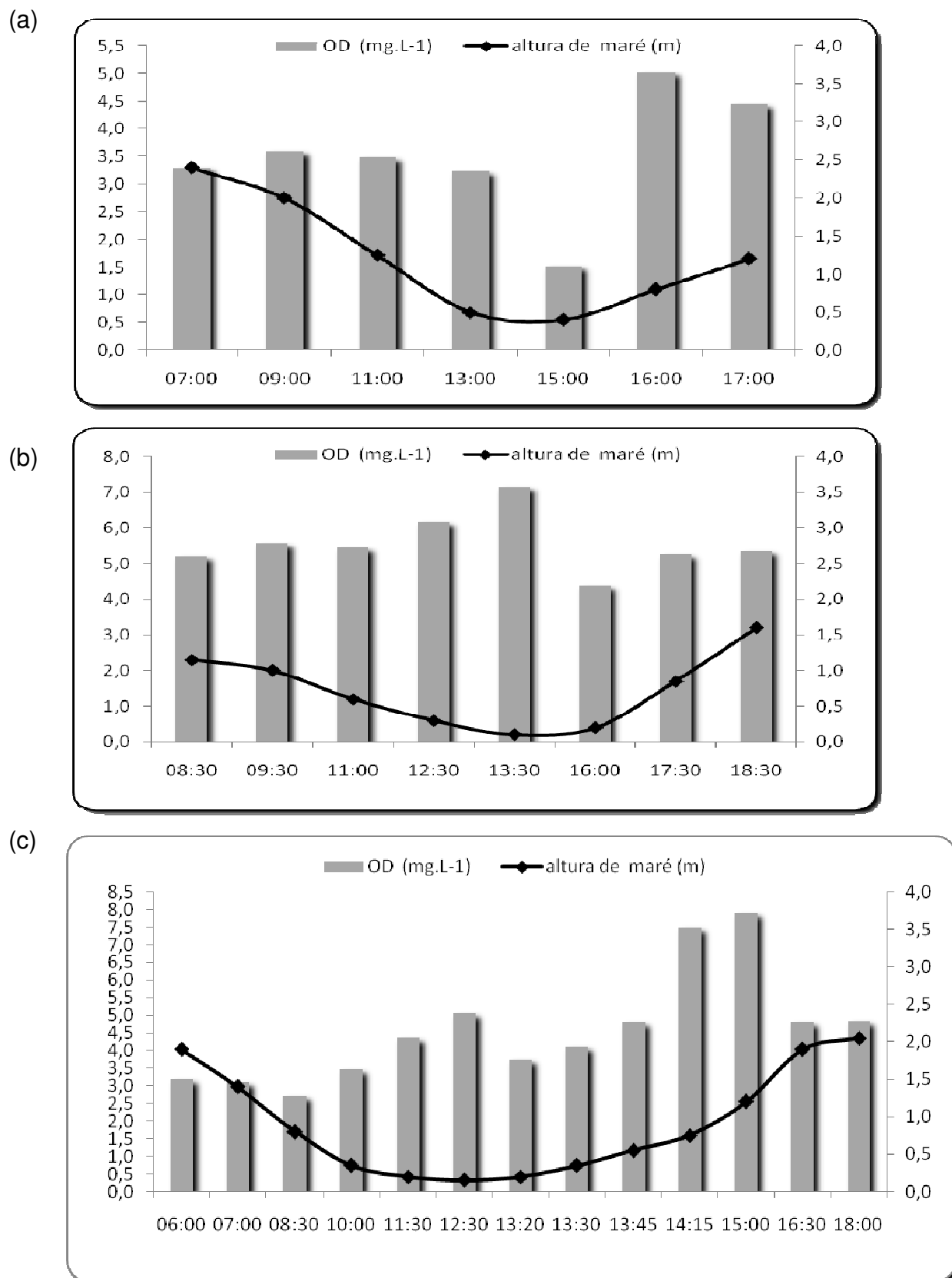


FIGURA 09: Gráficos das concentrações de oxigênio (mg.L^{-1}) versus a altura de maré (m) para as campanhas realizadas: (a) corresponde a 1ª campanha na gamboa do rio Jaguaribe; (b) corresponde a campanha na gamboa do rio Pacoti; (c) corresponde a 2ª campanha na gamboa do rio Jaguaribe

Os aumentos dos teores de oxigênio ocorreram principalmente durante à tarde, muito provavelmente influenciados tanto pela entrada de águas marinhas quanto pela maior insolação, que aumenta a produção autotrófica e, conseqüentemente, os teores de oxigênio tanto nas águas das gamboas, como no canal principal, como reportado por ESCHRIQUE e colaboradores (2008) para o rio Jaguaribe.

De acordo com SANTOS (2000), no ambiente aquático, o teor de oxigênio dissolvido na superfície se encontra em equilíbrio com o ar atmosférico, ao passo que os processos químicos, resultantes de fenômenos biológicos ou não, promovem um desvio dos valores de saturação para mais ou para menos. O valor efetivo do teor de oxigênio dissolvido é o resultado da expressão da interação desses fatores.

Níveis de oxigênio dissolvido menores que 4mg/L em águas naturais favorecem processos anaeróbicos, que produzem grande quantidade de substâncias redutoras, que por sua vez consomem mais oxigênio para sua oxidação (MARINS, *et al.*, 2003). Este cenário é descrito como característico de ambientes aquáticos em processo de eutrofização (RABALAIS *et al.*, 1996).

Conforme mostrado por OVALLE e colaboradores (1990), em um estudo realizado em uma gamboa localizada na região da Baía de Sepetiba, no Rio de Janeiro, quando o nível de água aumenta, a migração da água intersticial para o canal diminui, inundando o sedimento superficial e elevando os valores de oxigênio dissolvido na gamboa. Por outro lado, quando há uma diminuição do nível de água, a água intersticial migra de volta para a gamboa, resultando em uma diminuição dos teores de oxigênio dissolvido. A variação do oxigênio durante as amostragens é explicada por um aporte de águas provenientes do interior do canal do manguezal, onde há uma alta quantidade de matéria orgânica sendo oxidada no fundo da gamboa que consumiu o oxigênio presente nas suas águas intersticiais, aliada a uma diminuição da coluna d'água neste momento do ciclo de maré. À medida que a maré muda de direção, águas vindas do oceano trazem maiores quantidades de oxigênio dissolvido e elevam novamente a coluna d'água, fazendo com que os teores de oxigênio aumentem concomitantemente.

Esta diferença entre os teores de oxigênio encontrados durante as campanhas realizadas podem provavelmente estar ocorrendo devido aos diferentes processos hidrodinâmicos que ocorrem nas duas áreas ou talvez devido aos diferentes

teores de carbono lábil à oxidação que estas áreas possam ter. Entretanto estes parâmetros não foram medidos, pois não foi objetivo deste estudo.

5.2. Teores de MPS e Fosfato:

Os resultados das três campanhas de campo realizadas para este trabalho estão apresentados a seguir na TABELA 02. Para cada campanha, foram coletadas duas amostras em cada ponto, de onde foram tiradas duas alíquotas para obtenção dos dados.

5.2.1. MPS:

As concentrações do MPS apresentaram teores variando entre 23,1 a 172,9 mg.L⁻¹ para as duas campanhas realizadas no rio Jaguaribe, e foram observadas variações entre 23,5 e 97,7 mg.L⁻¹ na campanha realizada no rio Pacoti, como observado na TABELA 02.

A FIGURA 11 mostra a variabilidade do MPS em relação às regiões estudadas e a variação da altura da coluna d'água durante as campanhas. Pode-se observar que durante toda a amostragem, os maiores valores observados somente aconteceram logo em seguida ou após a virada da maré em ambas as regiões.

Este comportamento hidrológico mostra a movimentação da massa de água que acontece no momento de virada de maré adentrando a gamboa e fazendo com que haja a ressuspensão do sedimento fino depositado no fundo, aumentando os teores de MPS nesse instante do sistema.

O estudo do Programa de Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE, 2005b) encontrou valores de MPS que variaram de 12 a 38 mg.L⁻¹ para o estuário do rio Jaguaribe e de 20 a 48 mg.L⁻¹ para estuário do rio Pacoti, entretanto estes valores foram obtidos de forma pontual, e ao longo dos canais principais de ambos os rios.

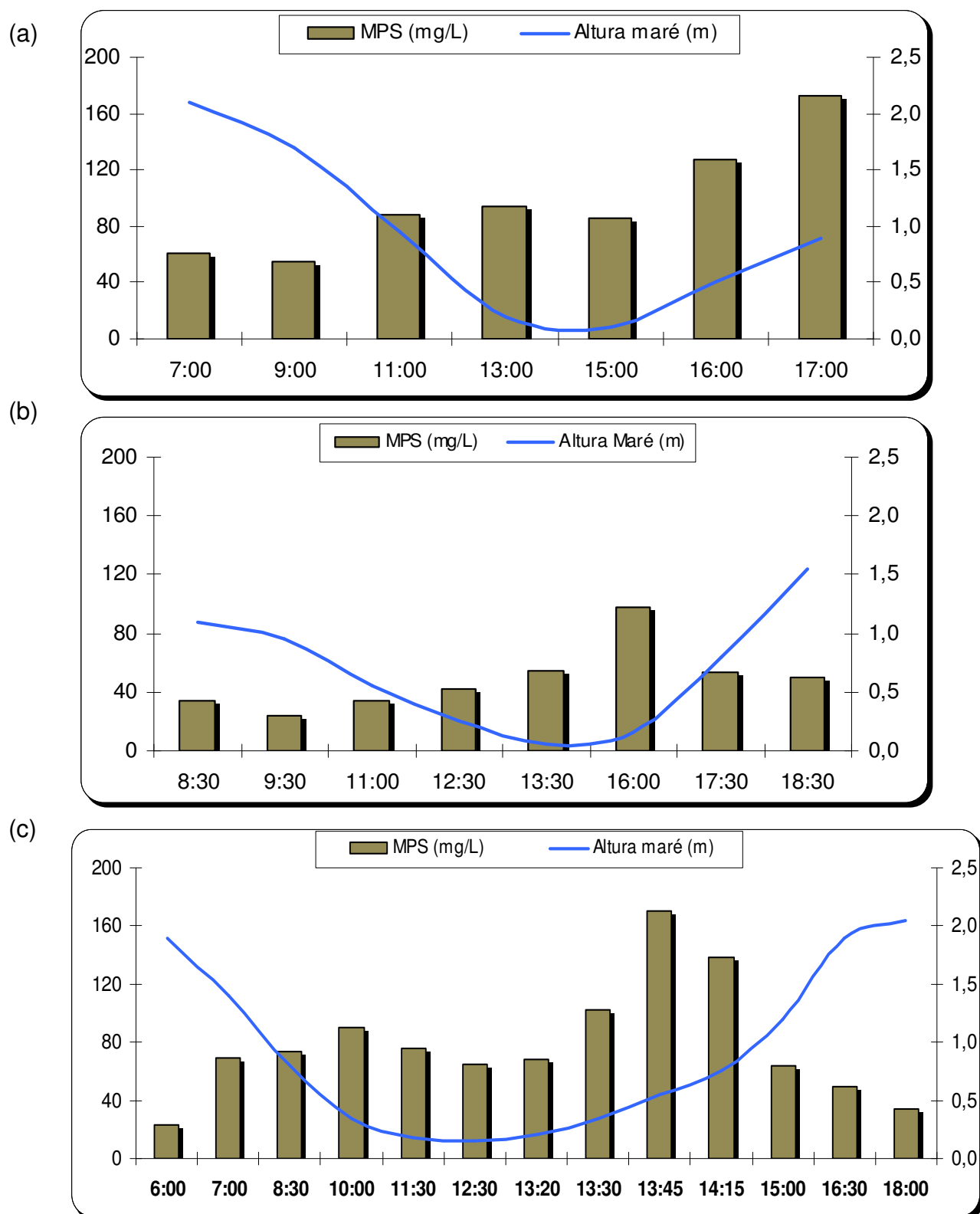


FIGURA 10: Comportamento do MPS em comparação com a altura da coluna d'água apresentando os aumentos de valores após a virada de maré. (a) representa a 1ª Campanha no rio Jaguaribe; (b) representa a Campanha no rio Pacoti e (c) representa a 2ª Campanha no rio Jaguaribe.

Estudos de ESCHRIQUE (2008) observaram concentrações de MPS que variaram de 10,9 a 38,4 mg.L⁻¹, em diferentes períodos para o canal principal do estuário do rio Jaguaribe. SOUZA e colaboradores (2003) observaram variações no estuário do rio São Francisco nos períodos de seca e chuva, entre 13 e 90 mg.L⁻¹. DIAS (2005), observou uma grande variabilidade do MPS ligado a sazonalidade climática, comumente observada para o baixo Jaguaribe, onde os teores variaram entre 7 a 608 mg/L, com média de 115 ± 183,2 mg/L, porém os valores são referentes ao canal principal do rio e são menores que os valores obtidos por este trabalho.

MARINS E DIAS (2003) observaram que os teores de material em suspensão no canal estuarino do rio Jaguaribe são fortemente alterados em sua hidrodinâmica pelo barramento de suas águas e apresentaram uma elevada variabilidade (3,7 a 46,9 mg.L⁻¹) e reportam que as principais fontes de MPS na região de estudo são as descargas fluviais e a remobilização de partículas previamente depositadas no fundo, que geram novas áreas de sedimentação e modificam a hidrogeoquímica do estuário.

Os valores observados neste trabalho para ambas as campanhas variaram em uma escala maior, diferente em quase uma ordem de grandeza para o rio Pacoti e em quase duas ordens de grandeza para o rio Jaguaribe.

O Material Particulado em Suspensão (MPS) transportado pelos rios para a zona costeira adjacente reflete os processos de erosão dos solos e o controle hidrogeoquímico das diversas substâncias naturais ou antrópicas emitidas para a bacia de drenagem (MARINS e DIAS, 2007).

As concentrações de material particulado em suspensão variam dependendo de fatores como a influência do suprimento de sedimentos e com a descarga e a velocidade do fluxo, que determinam quanto de sedimento é transportado com o tempo (ALLAN e CASTILLO, 2006).

A qualidade do MPS permite prognosticar sobre a qualidade do ambiente quando este é relacionado às variáveis hidrológicas (ciclos sazonais) e às características da bacia de drenagem, permitindo estimar as cargas e balanços de massa do sistema fluvial estudado (MARINS e DIAS, 2007).

TABELA 02: Teores de MPS em diferentes sistemas costeiros. (Locais e concentrações observadas).

Local	Concentrações (mg/L)	Autor
Delta do rio Indu - Índia	100 a 180	Harrison <i>et al.</i> , 1997.
Queensland - Austrália	5 a 150	McKinnon <i>et al.</i> , 2002.
Delta do rio Fly – Papua-Guiné	1 a 245	Goni <i>et al.</i> , 2006
Estuário do rio Forth - Escócia	500 a 1000	Balls <i>et al.</i> 1994.
Rio Jaguaribe	3,7 a 46,9	Marins e Dias, 2003
Rio Jaguaribe	7 a 608	Dias, 2005
Rio Jaguaribe	22 a 1130	Figueiredo <i>et al.</i> , 2005
Rio Jaguaribe	12 a 38	ZEE, 2005 b
Rio Pacoti	20 a 48	ZEE, 2005 b
Gamboa do rio Jaguaribe	23,1 a 172,9	Este Trabalho
Gamboa do rio Pacoti	23,5 a 97,7	Este Trabalho

FIGUEIREDO e colaboradores (2005), em trabalho de levantamento sobre os impactos ambientais causados pela carcinicultura realizado no rio Jaguaribe, encontraram valores de MPS de mínimo de 22 mg/L e máximo de 1130 mg/L em duas fazendas avaliadas, com uma média no vertedouro em torno de 56 mg/L de MPS. O autor afirma que estes valores podem estar associados à grande quantidade de resíduos de ração e que o valor máximo pode estar intimamente associado ao período de despesca.

Apesar de os valores máximos apresentados pelo autor se apresentarem uma ordem de grandeza maior que os obtidos por este trabalho, os altos valores encontrados neste trabalho podem estar relacionados com os obtidos por FIGUEIREDO colaboradores (2005), já que é reconhecida a presença de uma fazenda de carcinicultura à montante da gamboa estudada.

Teores de MPS relativamente altos foram mostrados por BALLS e colaboradores (1994) no estuário de Forth na Escócia, onde as concentrações durante as enchentes foram na faixa de 500 a 1000 mg.L⁻¹. As maiores concentrações de MPS estão associadas ao início da maré enchente, sugerindo que a atividade local de ressuspensão ocorre durante esta fase.

HATJE e colaboradores (2001) encontraram concentrações menores de MPS (0,5 a 40 mg.L⁻¹) no estuário de Port Jackson, Austrália. Isto reflete a ressuspensão dos sedimentos de fundo causada por floculações turbulentas dos componentes horizontal e vertical de velocidade.

5.2.2. Teores de Fosfato:

Na primeira campanha, foi realizado um teste com as garrafas utilizadas para amostragem, onde uma replicata foi lavada com solução de 1:1 de HNO_3 (APHA, 2001) para avaliar a influência desta metodologia na análise, que diz que as garrafas podem alterar os teores de fósforo pela adsorção em suas paredes. Foi observado que a influência do ácido nítrico entre as garrafas rinsadas e não rinsadas não apresentou variação significativa, com inferior a 10%, resultando no descarte desta metodologia nas campanhas subseqüentes.

Os resultados obtidos para as amostras em duplicata da fração fosfato dissolvido na água (D-PO_4) variaram de 2,1 a 6,5 μM com média de 3,1 μM para as duas campanhas feitas no rio Jaguaribe, e de 0,1 a 0,9 μM com média de 0,5 μM para a campanha no rio Pacoti (TABELA 03).

Para as amostras em triplicatas do fosfato total (T-PO_4) os valores variaram de 3,2 a 15,9 μM com média de 8,8 μM para as campanhas no rio Jaguaribe e de 2,9 a 7,3 μM com média de 4,6 μM para a campanha no rio Pacoti.

Para o fosfato particulado (Part-PO_4), no geral os valores variaram de 1,3 a 11,9 μM com média de 5,6 μM para as duas campanhas no rio Jaguaribe e de 2,8 a 7,7 μM com média de 4,1 μM para a campanha no rio Pacoti.

Como mostram os resultados, as concentrações de fosfato em todas as frações analisadas são maiores para a gamboa do rio Jaguaribe, quando comparado com os teores do rio Pacoti.

ESCHRIQUE e colaboradores (2008) encontraram valores médios de 2,7 μM (D-PO_4), 4,0 μM (T-PO_4), e de 1,3 μM (Part-PO_4) na área de saída da gamboa do Cumbe, estando estes resultados um pouco abaixo dos valores obtidos por este trabalho, podendo estarem associados a uma maior influência da maré e conseqüentemente uma maior diluição destas concentrações.

Em um trabalho realizado em gamboas receptoras de efluentes de carcinicultura na Austrália, TROTT e ALONGI (2000) mediram teores de fósforo em áreas impactadas pela carcinicultura e áreas consideradas controle e observaram que não havia diferença entre as duas áreas, encontrando valores de fósforo dissolvido

variando de uma forma geral entre $0,1 \pm 0,3 \mu\text{M}$ e na parte superior, onde há uma maior proximidade com a área de descarga, e entre $0,1 \pm 0,1 \mu\text{M}$ na parte inferior, para ambas as áreas. Este resultado mostra que a gamboa apresenta capacidade de assimilar ou transformar os nutrientes derivados das descargas periódicas dos tanques de carcinicultura.

A oscilação das frações do fósforo pode ser promovida devido à variação nas concentrações de oxigênio, que propicia um aumento ou diminuição das concentrações, pois a liberação do fosfato retido no sedimento pode facilmente ocorrer em condições de baixas concentrações de oxigênio e, sobretudo, em anoxia. Por outro lado, a retirada da fração dissolvida pode ocorrer por processos de precipitação através de íons férricos por adsorção química e/ou física ou fosfatos férricos, argilas ou através de outros íons como o Mn e Al (ESTEVES, 1998).

Assim, os principais mecanismos de retenção do fósforo na gamboa foram provavelmente uma combinação de processos, como a mineralização, e subsequente dissipação por cadeias fitoplanctônicas, diluição e processos físicos causados pelas marés.

Para o caso do rio Pacoti, as baixas concentrações de fosfato dissolvido na coluna d'água indicam uma rápida retirada da fração D- PO_4 do sistema, provavelmente através da assimilação preferencial desta fração pela biomassa fitoplanctônica (ESCHRIQUE *et al.*, 2008).

Já a ocorrência de valores mais elevados para o fósforo particulado no rio Jaguaribe podem provavelmente estar associados à alteração da partição natural do fósforo pela emissão dos efluentes da carcinicultura, que emite dejetos ricos em fósforo tanto na forma dissolvida como na particulada, que por sua vez podem estar sendo depositados na região de estudo por serem finos e facilmente adsorvidos por argilas. Quando ocorre mudança na maré, o aumento da dinâmica da gamboa pode remobilizar o fósforo para a coluna d'água, elevando seus teores temporariamente.

As baixas concentrações de fósforo encontrados no rio Pacoti sugerem que as prováveis fontes antrópicas principais, esgotos domésticos, águas servidas, pecuária e agricultura são pouco significativas. Não há qualquer fonte significativa de carcinicultura (LACERDA *et al.*, 2008). Assim, é provável que estas concentrações sejam em reflexo de fontes naturais.

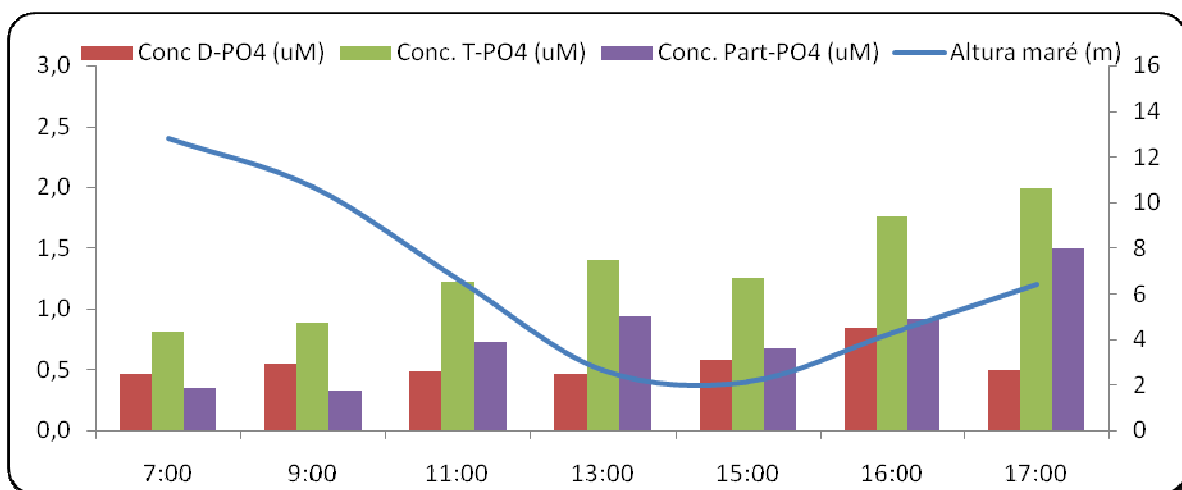
DITTMAR e LARA (1999), em trabalho realizado na região norte do Brasil, encontraram o comportamento dos teores de fosfato acompanhando a salinidade, onde os valores mínimos foram observados na maré alta, aumentando durante a vazante e alcançando concentrações máximas na maré baixa, geralmente um pouco antes do começo da nova maré enchente, que corresponde à máxima entrada da água subterrânea acumulada em planícies entre - marés adjacentes às gamboas. Este comportamento corrobora os obtidos neste trabalho, tanto para o rio Jaguaribe como para o rio Pacoti, como pode ser apontado na FIGURA 11.

TABELA 03: Distribuição temporal e desvio padrão das concentrações de: fosfato dissolvido (D-PO₄), fosfato total (T-PO₄), fosfato particulado (Part-PO₄), Material Particulado em suspensão (MPS), direção do fluxo (D) onde: (+) = maré enchente (-) = maré vazante.

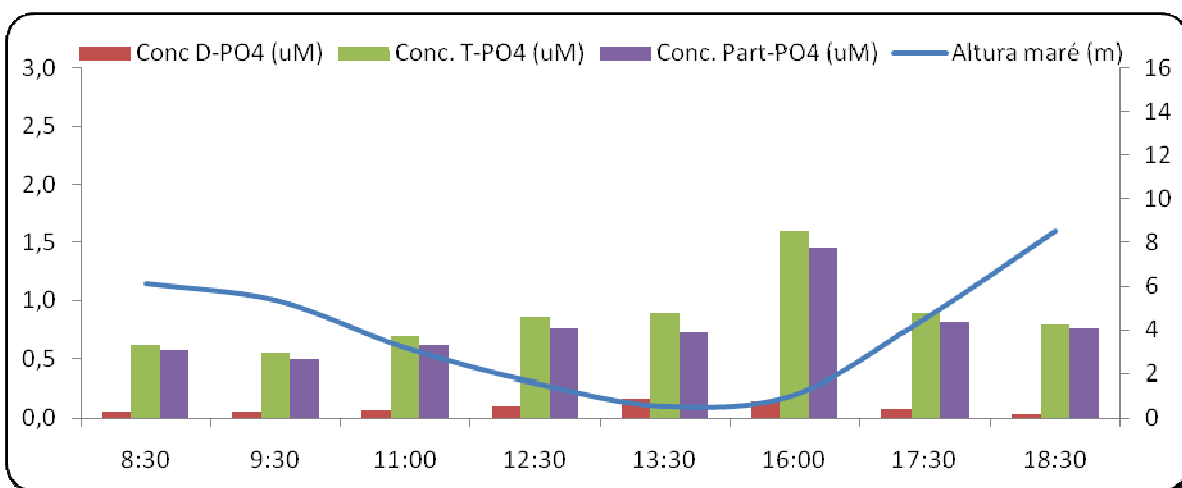
Campanhas	Tempo (h)	Altura de maré (m)	vel (cm/s)	D-PO ₄ (µM)	T-PO ₄ (µM)	Part-PO ₄ (µM)	MPS (mg/L)	Dir. do fluxo (D)
1ª Campanha: Rio Jaguaribe n = 7	07:00	2,10	10,6	2,5 ± 0,0	4,3 ± 0,6	1,9	60,6 ± 0,0	(+)
	09:00	1,70	7,3	2,9 ± 0,0	4,7 ± 0,1	1,8	55,1 ± 0,0	(-)
	11:00	0,95	1,1	2,6 ± 0,1	6,5 ± 0,6	3,9	88,3 ± 0,0	(-)
	13:00	0,20	0,0	2,5 ± 0,1	7,5 ± 0,1	5,0	93,7 ± 0,0	*
	15:00	0,10	8,8	3,1 ± 0,0	6,7 ± 0,4	3,6	86,2 ± 0,0	(+)
	16:00	0,50	0,5	4,5 ± 0,2	9,4 ± 0,2	4,9	127,3 ± 0,0	(+)
	17:00	0,90	0,8	2,7 ± 0,4	10,7 ± 0,8	8,0	172,9 ± 0,0	(+)
Campanha: Rio Pacoti n = 8	8:30	1,15	0,3	0,3 ± 0,2	3,3 ± 0,2	3,0	33,7 ± 0,0	(-)
	9:30	1,00	0,3	0,1 ± 0,1	2,9 ± 0,4	2,8	23,5 ± 0,0	(-)
	11:00	0,60	0,2	0,4 ± 0,1	3,7 ± 0,5	3,3	33,9 ± 0,0	(-)
	12:30	0,30	0,0	0,6 ± 0,1	4,6 ± 0,1	4,0	41,7 ± 0,0	*
	13:30	0,10	0,0	0,9 ± 0,1	5,1 ± 0,5	3,9	54,9 ± 0,0	*
	16:00	0,20	4,0	0,8 ± 0,0	7,3 ± 1,0	7,7	97,7 ± 0,0	(+)
	17:30	0,85	3,8	0,4 ± 0,1	4,7 ± 0,3	4,3	52,8 ± 0,0	(+)
18:30	1,60	3,0	0,2 ± 0,1	4,2 ± 0,4	4,1	49,6 ± 0,0	(+)	
2ª Campanha: Rio Jaguaribe n = 13	6:00	1,90	146,7	2,7 ± 0,1	3,2 ± 0,3	1,3	23,1 ± 0,0	(+)
	7:00	1,40	64,7	2,8 ± 0,2	6,6 ± 0,7	3,9	68,8 ± 0,0	(-)
	8:30	0,80	15,0	2,5 ± 0,1	9,9 ± 1,3	7,4	73,4 ± 0,0	(-)
	10:00	0,35	4,0	2,8 ± 0,2	10,3 ± 0,2	7,3	90,3 ± 0,0	(-)
	11:30	0,18	295,0	3,7 ± 0,0	8,7 ± 1,2	5,0	75,9 ± 0,0	(-)
	12:30	0,15	161,3	3,5 ± 0,1	9,8 ± 1,2	6,3	64,8 ± 0,0	(-)
	13:20	0,20	0,0	4,8 ± 0,4	11,6 ± 1,1	6,8	68,6 ± 0,0	*
	13:30	0,35	0,0	6,5 ± 0,2	13,8 ± 0,6	7,3	102,1 ± 0,0	*
	13:45	0,55	3,3	4,0 ± 0,1	15,9 ± 0,6	11,9	170,8 ± 0,0	(+)
	14:15	0,75	3,0	2,1 ± 0,1	12,7 ± 0,5	10,6	138,0 ± 0,0	(+)
	15:00	1,20	22,0	2,1 ± 0,1	8,7 ± 0,5	6,6	64,2 ± 0,0	(+)
	16:30	1,90	24,0	2,5 ± 0,1	5,2 ± 0,5	2,8	49,2 ± 0,0	(+)
18:00	2,05	5,7	2,1 ± 0,1	9,3 ± 1,3	7,2	33,9 ± 0,0	(+)	

*L.D. = 0,2 (µM)

(a)



(b)



(c)

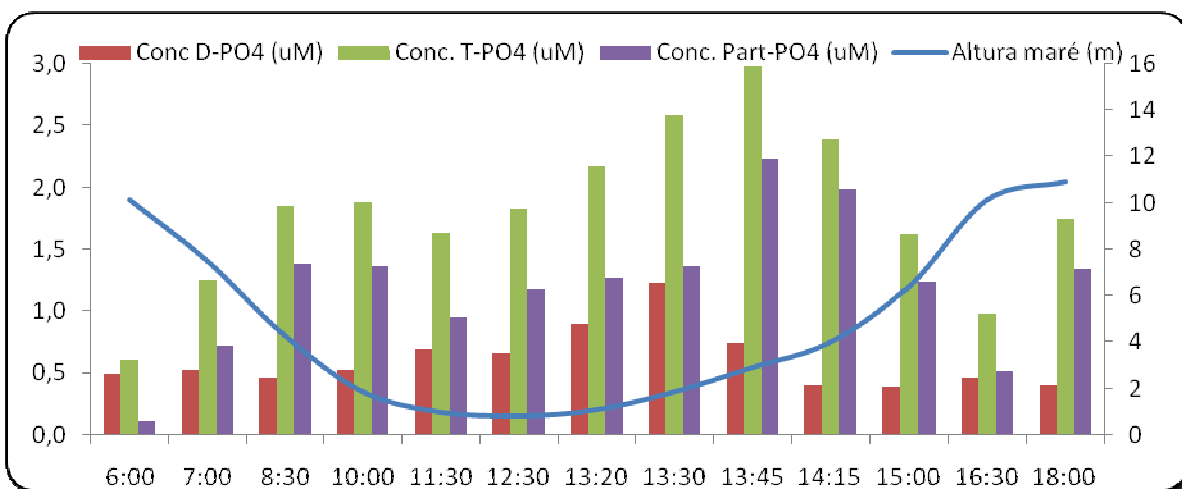


FIGURA 11: Concentrações das frações de fosfato medidas nas 3 campanhas. (a) 1ª campanha rio Jaguaribe; (b) Campanha rio Pacoti; (c) 2ª campanha rio Jaguaribe.

Quando comparado a outros trabalhos (TABELA 04) os teores encontrados no rio Jaguaribe foram considerados bastante elevados e podem estar relacionados com a intensa atividade de carcinicultura, fatores estes que contribuem para o aporte antrópico neste sistema (ZEE 2005 b, ESCHRIQUE *et al.*, 2008). Já os valores obtidos para a campanha realizada no rio Pacoti encontram-se no geral, dentro do esperado para outras regiões comparadas, com baixas concentrações das frações de fósforo.

TABELA 04: Concentrações das espécies de fósforo em diferentes ecossistemas costeiros (PSR: fósforo solúvel reativo. POD: fósforo orgânico dissolvido. nd: não detectado)

Localização		Concentrações (μM)	Referência
Média Mundial.		PSR: 0,08 T-PO ₄ : 5,8	Meybeck, 1982
Delta do rio Indu - Índia		D-PO ₄ : 0,2 a 2,0	Harrison <i>et al.</i> , 1997.
Enseada de La Paz - México.		T-PO ₄ : 0,5 a 0,9 D-PO ₄ : 0,05 a 0,6	Holguin <i>et al.</i> , 2006.
Queensland - Austrália.		D-PO ₄ : 0,1 a 1,1 Part- PO ₄ : 0,1 a 1,0 POD: nd a 0,9	McKinnon <i>et al.</i> , 2002.
Queensland - Austrália.		D-PO ₄ : 0,1 \pm 0,3 POD: 0,3 \pm 0,6	Trott & Alongi, 2000.
Rio Nilo - Egito		PSR: nd a 0,8	Abdelhamid <i>et al.</i> , 1992.
Rio Orinoco		PSR: 0,4 - 0,8 T-PO ₄ : 2,0	Weibezahn <i>et al.</i> , 1990.
Amazônia	Rio Trombetas	PSR: 0,2 T-PO ₄ : 3,6	Lewis <i>et al.</i> , 1995.
	Rio Amazonas em Obidos	PSR: 0,2 T-PO ₄ : 2,5	Lewis <i>et al.</i> , 1995
	Rio Solimões	PSR: 0,3 T-PO ₄ : 4,6	Lewis <i>et al.</i> , 1995.
Gamboa Rio Jaguaribe		D-PO ₄ : 2,1 a 6,5 T-PO ₄ : 3,2 a 15,9 Part- PO ₄ : 1,3 a 11,9	Este Trabalho
Gamboa Rio Pacoti		D-PO ₄ : 0,1 a 0,9 T-PO ₄ : 2,9 a 7,3 Part- PO ₄ : 2,8 a 7,7	Este Trabalho

Em relação ao comportamento coluna d'água, as concentrações de fósforo foram caracterizadas por uma sequência de valores baixos, pontuadas por picos de concentrações altas geralmente associadas aos períodos de maiores mudanças na altura da coluna d'água, como mostra a FIGURA 11.

Estes pequenos aumentos das frações de fósforo observado entre o período das 11h às 13h durante as campanhas podem estar relacionado com a maior

movimentação das águas no início da descida da maré, fazendo com que parte do fósforo total que estava depositado no fundo da gamboa tenha sido ressuspenso pelo movimento das águas. Este comportamento é semelhante ao observado por OVALLE e colaboradores (1990), em uma gamboa de mangue na baía de Sepetiba, RJ.

5.3. Fósforo Total em Sedimento Superficial:

Foi utilizado o padrão certificado NIST (National Institute of Standards & Technology) para determinação da validação do método empregado para os teores de fósforo total no sedimento. A TABELA 05 apresenta os valores de recuperação do fósforo total no padrão utilizado.

TABELA 05: Recuperação do fósforo total (PT) em sedimento superficial obtido através das análises do sedimento estuarino NIST 1646a.

Padrão NIST 1646a	Valor Certificado P ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Valor Medido P ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Recuperação de P (%)
Sedimentos Estuarinos	$270 \pm 0,001$	168 ± 4	$62 \pm 1,6$

A diferenciação entre o método colorimétrico usado neste trabalho (BERNER e RAO, 1994) e o método de espectrometria (ICP-OES) e fluorescência de raios-x (WDXRF) usado para a certificação NIST, muito provavelmente é responsável pela recuperação de apenas 62% dos valores de fósforo certificado, que foi considerado aceitável para os objetivos deste estudo.

Na amostragem realizada na gamboa do rio Jaguaribe, duas coletas foram realizadas, sendo uma às 7h e outra às 17h. A amostra das 7:00h apresentou um comportamento de maré enchente e apresentou concentrações totais de fósforo de $278,9 \mu\text{g P/g}$, dos quais $182,7 \mu\text{g P/g}$ são constituídos de fósforo inorgânico (PIT) e $96,2 \mu\text{g P/g}$ são pertencentes à fração orgânica (POT). Já a amostra das 17:00h foi coletada após a virada da maré e apresentou teores totais (PT) de $170,8 \mu\text{g P/g}$, dos quais $79,4 \mu\text{g P/g}$ constituem a fração inorgânica (PIT) e $93,8 \mu\text{g P/g}$ estão na forma orgânica (POT) (FIGURA 12).

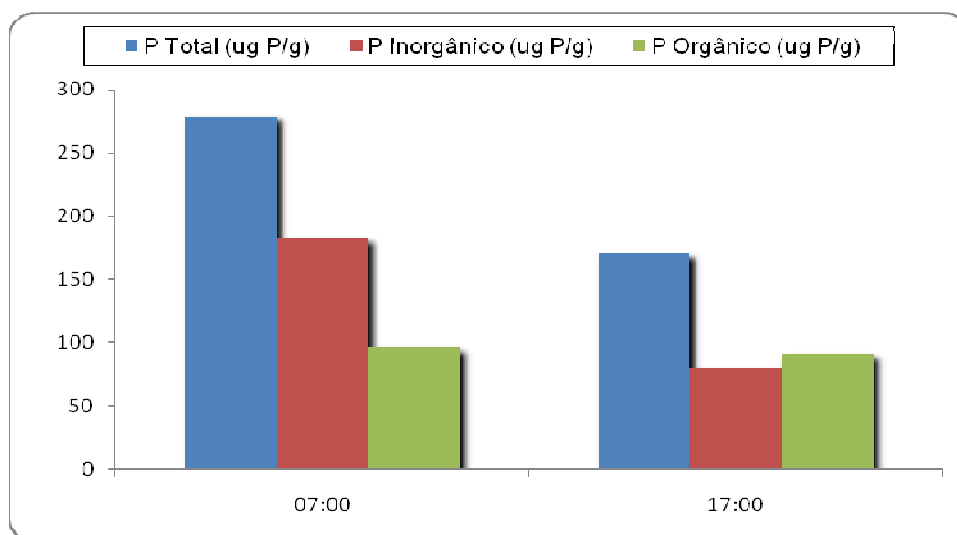


FIGURA 12: Concentração de fósforo total, inorgânico e orgânico presente nas duas amostras realizadas às 7:00h e às 17:00h durante a campanha no rio Jaguaribe

Por outro lado, a campanha realizada na gamboa do rio Pacoti apresentou comportamento diferenciado da concentração de fósforo total em sedimento superficial (PT) como pode ser observado na FIGURA 13. A gamboa do rio Pacoti apresentou uma concentração de 155,7 µg P/g em coleta realizada às 8:00h da manhã, em maré enchente, com 117,5 µg P/g de origem inorgânica (PIT) e 38,1 µg P/g de origem orgânica (POT).

Para a gamboa do rio Jaguaribe, tanto os teores de fósforo total (PT) quanto os de fósforo inorgânico (PIT) apresentaram uma diminuição em quase 100 µg P/g, entre as 7:00h e as 17:00h sendo provavelmente causados por um maior turbilhonamento devido a mudança de maré e conseqüentemente menores teores observados na coleta das 17:00h.

MARINS e colaboradores (2007) encontraram teores de fósforo total (PT) no sedimento superficial ao longo do estuário do rio Jaguaribe variando entre $77,5 \pm 11,4$ e $157,1 \pm 3,2 \mu\text{g.g}^{-1}$. Para o fósforo inorgânico total (PIT) os valores variaram entre $43,0 \pm 7$ e $124,8 \pm 1,2 \mu\text{g.g}^{-1}$, e o fósforo orgânico total (POT) variou entre 10 e $58 \mu\text{g.g}^{-1}$. Os resultados corroboram os obtidos neste trabalho, já que a fração inorgânica sempre apresentou resultados superiores à fração orgânica, como observado tanto nas amostras do rio Jaguaribe, como na amostra do rio Pacoti (FIGURA 13).

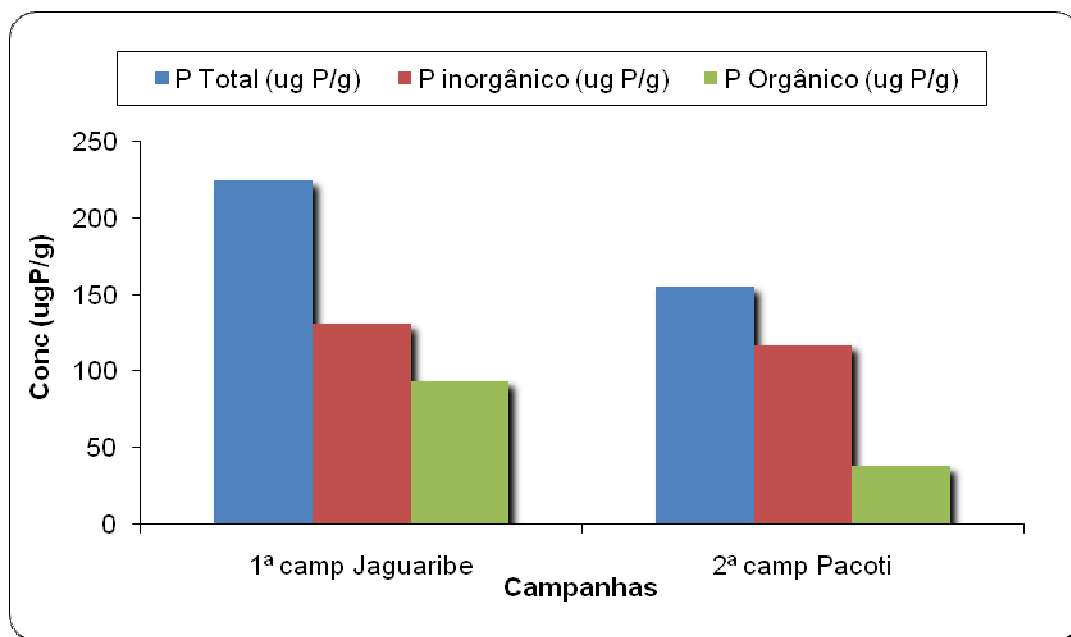


FIGURA 13: Média dos teores de fósforo total, fósforo inorgânico e fósforo orgânico no sedimento superficial para as duas campanhas realizadas.

Estes resultados mostram que provavelmente a fração orgânica apresenta uma tendência de permanecer retida no sedimento superficial enquanto que a fração inorgânica tende a ser mais movimentada, havendo uma diminuição dos teores, que provavelmente são consumidos com o decorrer do tempo.

As maiores concentrações em todas as frações do fósforo no sedimento superficial ocorreram durante a campanha realizada no rio Jaguaribe, muito provavelmente devido ao acúmulo de materiais que precipitaram durante a maré cheia, enriquecendo superficialmente o sedimento com fósforo (FIGURA 12), ou mesmo pela maior carga de aporte antrópico de fósforo inorgânico, levando ao acúmulo desta fração ao sedimento.

5.4. Fluxos Instantâneos de Materiais:

5.4.1. Fluxo Instantâneo do Material Particulado em Suspensão (MPS):

Para o fluxo de MPS (Flx MPS), os valores obtidos variaram de 0 a 184,5 $\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$, para a primeira campanha na gamboa do rio Jaguaribe. Na gamboa do rio Pacoti, os valores variaram de 0 a 36,4 $\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$, e para a terceira campanha no rio Jaguaribe, os valores ficaram entre 0 e 836,5 $\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$, como podemos observar na FIGURA 15.

Quando comparado ao comportamento da maré, foi observado que para ambas as campanhas do rio Jaguaribe, o MPS apresentou maiores variações durante os períodos de maré vazante, enquanto que para o rio Pacoti, as variações mais significativas ocorreram após a virada de maré, durante a enchente.

Os maiores fluxos registrados ocorreram na terceira campanha do rio Jaguaribe, com valores chegando a uma ordem de grandeza de diferença em relação à campanha do rio Pacoti.

Este comportamento pode estar relacionado à feição física de ambos os rios, já que no rio Pacoti, a distância entre a foz e a gamboa é menor e menos meandriforme, ao contrário do rio Jaguaribe. Isto pode ser refletido na forma como a massa de água entra e sai das gamboas, modificando o comportamento do MPS para ambos os rios.

Na coluna d'água a presença de material em suspensão pode interferir na concentração do fosfato, por meio da adsorção. Isto explicaria concentrações de fosfato abaixo do esperado em um ambiente com alta concentração de material em suspensão, (FROELICH, 1988) como encontrado nos resultados de concentração para a gamboa do rio Pacoti neste trabalho.

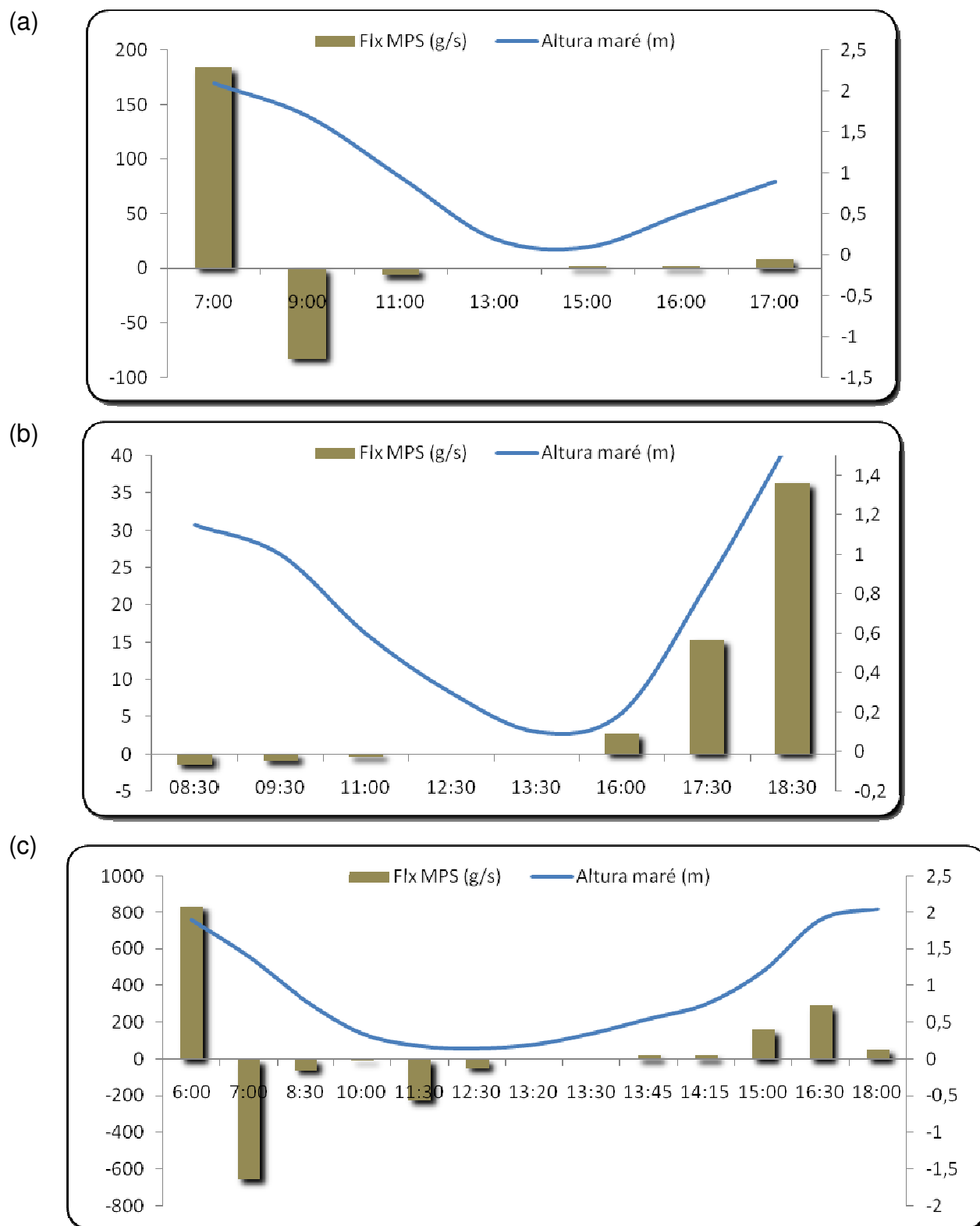


FIGURA 14: Fluxos instantâneos de MPS obtidos durante as 3 campanhas avaliadas: (a) representa a 1ª Campanha no rio Jaguaribe; (b) representa a Campanha no rio Pacoti e (c) representa a 2ª Campanha no rio Jaguaribe. Valores negativos representam saída de MPS da gamboa, valores positivos representam entrada de MPS na gamboa.

5.4.2. Fluxos Instantâneos das Frações de Fósforo:

Os valores obtidos para as gamboas dos rios estudados durante as três campanhas amostradas estão descritos na TABELA 06 a seguir.

Durante os períodos de inundação, a área transversal inundada para a gamboa do Rio Jaguaribe variou de 0,45 a 28,69 m², que correspondeu a uma variação de altura de maré de 0,1 a 2,10 m. A área inundada da gamboa do rio Pacoti variou de 0,08 a 24,33 m² com uma profundidade que foi de 0,1 a 1,60 m, mostrando que ambos os sistemas de estudo se apresentaram semelhantes em termos de área e altura de maré durante as campanhas realizadas.

Para as campanhas na gamboa do rio Jaguaribe o fluxo de fósforo dissolvido (Flx D-PO₄) variou de 0 a 709 mg.s⁻¹ e 0 a 9.113 mg.s⁻¹. Já os fluxos observados na gamboa do rio Pacoti apresentaram uma variação de 0 a 13,4 mg.s⁻¹. Para os valores de fluxo para o fósforo total (Flx T-PO₄), foi observada variação de 0 a 1.248 mg.s⁻¹ e de 0 a 11.065 mg.s⁻¹ para as campanhas na gamboa do rio Jaguaribe, enquanto que para a gamboa do Pacoti, essa variação foi de 0 a 295 mg.s⁻¹. Os valores de fluxo do fósforo particulado (Flx Part-PO₄) variaram de 0 a 539 mg.s⁻¹ e de 0 a 3.471 mg.s⁻¹ para as duas campanhas no rio Jaguaribe, e variando de 0 a 281 mg.s⁻¹ para a campanha no rio Pacoti (FIGURA 14).

Quando os teores e fluxos apresentam valores iguais à zero, é onde ocorre o chamado estofo de maré, um curto período em que a maré enchente atinge o nível mais elevado e passa para o estado de maré vazante, e em que o sentido da maré se inverte. Neste período não ocorre qualquer alteração do nível da superfície da água, e a intensidade da corrente da maré atinge o valor zero (RGCI, 2007).

As velocidades de corrente apresentaram maiores intensidades com o advento do início do período de maré vazante e seguido do início de maré enchente e variaram de zero a 10,6 cm/s para a primeira campanha no rio Jaguaribe, de zero a 4,0 cm/s para a campanha do rio Pacoti e de zero a 295 cm/s para a terceira campanha no rio Jaguaribe.

TABELA 06: Fluxo de espécies de MPS e fósforo durante as 3 campanhas realizadas. Área de inundação da gamboa (AI), velocidade (vel), fluxo instantâneo (Flx) e direção do fluxo (D), onde: (+) = maré enchente (-) = maré vazante

Campanhas	Tempo (h)	Altura de maré (m)	Á. I.(m ²)	vel (cm/s)	Flx D-PO ₄ (mg/s)	Flx T-PO ₄ (mg/s)	Flx Part-PO ₄ (mg/s)	Flx MPS (g/s)	Dir. do fluxo (D)
1ª Campanha: Rio Jaguaribe	07:00	2,10	28,7	10,6	708,9	1.248,1	539,2	184,1	(+)
	09:00	1,70	20,7	7,3	420,7	671,1	250,5	82,8	(-)
	11:00	0,95	7,0	1,1	18,3	45,8	27,4	6,5	(-)
	13:00	0,20	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	*
	15:00	0,10	0,2	8,8	6,4	13,8	7,4	1,9	(+)
	16:00	0,50	3,0	0,5	6,5	13,6	7,1	1,9	(+)
	17:00	0,90	5,9	0,8	12,0	47,9	35,9	8,2	(+)
2ª Campanha: Rio Pacoti	8:30	1,15	13,3	0,3	1,1	13,9	12,8	1,5	(-)
	9:30	1,00	10,1	0,3	0,5	9,8	9,3	0,8	(-)
	11:00	0,60	4,5	0,2	0,4	3,8	3,4	0,4	(-)
	12:30	0,30	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	*
	13:30	0,10	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	*
	16:00	0,20	0,7	4,0	2,1	19,0	16,9	2,7	(+)
	17:30	0,85	7,6	3,8	12,3	131,2	118,9	15,4	(+)
18:30	1,60	24,3	3,0	13,4	294,6	281,1	36,4	(+)	
3ª Campanha: Rio Jaguaribe	6:00	1,90	24,7	146,7	9.113,1	11.065,2	1.952,1	836,5	(+)
	7:00	1,40	14,7	64,7	2521,4	5.992,4	3.471,0	654,0	(-)
	8:30	0,80	5,7	15,0	189,9	752,3	562,5	59,1	(-)
	10:00	0,35	1,7	4,0	17,9	64,8	46,9	6,2	(-)
	11:30	0,18	1,0	295,0	1.033,6	2.441,7	1408,1	223,5	(-)
	12:30	0,15	0,5	161,3	241,3	672,4	431,1	46,9	(-)
	13:20	0,20	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	*
	13:30	0,35	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	*
	13:45	0,55	3,5	3,3	43,6	174,8	131,2	19,8	(+)
	14:15	0,75	5,0	3,0	30,1	179,7	149,6	20,5	(+)
	15:00	1,20	11,4	22,0	495,2	2.065,0	1.569,8	161,0	(+)
16:30	1,90	24,7	24,0	1.392,8	2.942,1	1.549,3	291,6	(+)	
18:00	2,05	27,7	5,7	322,5	1.407,1	1.084,7	53,9	(+)	

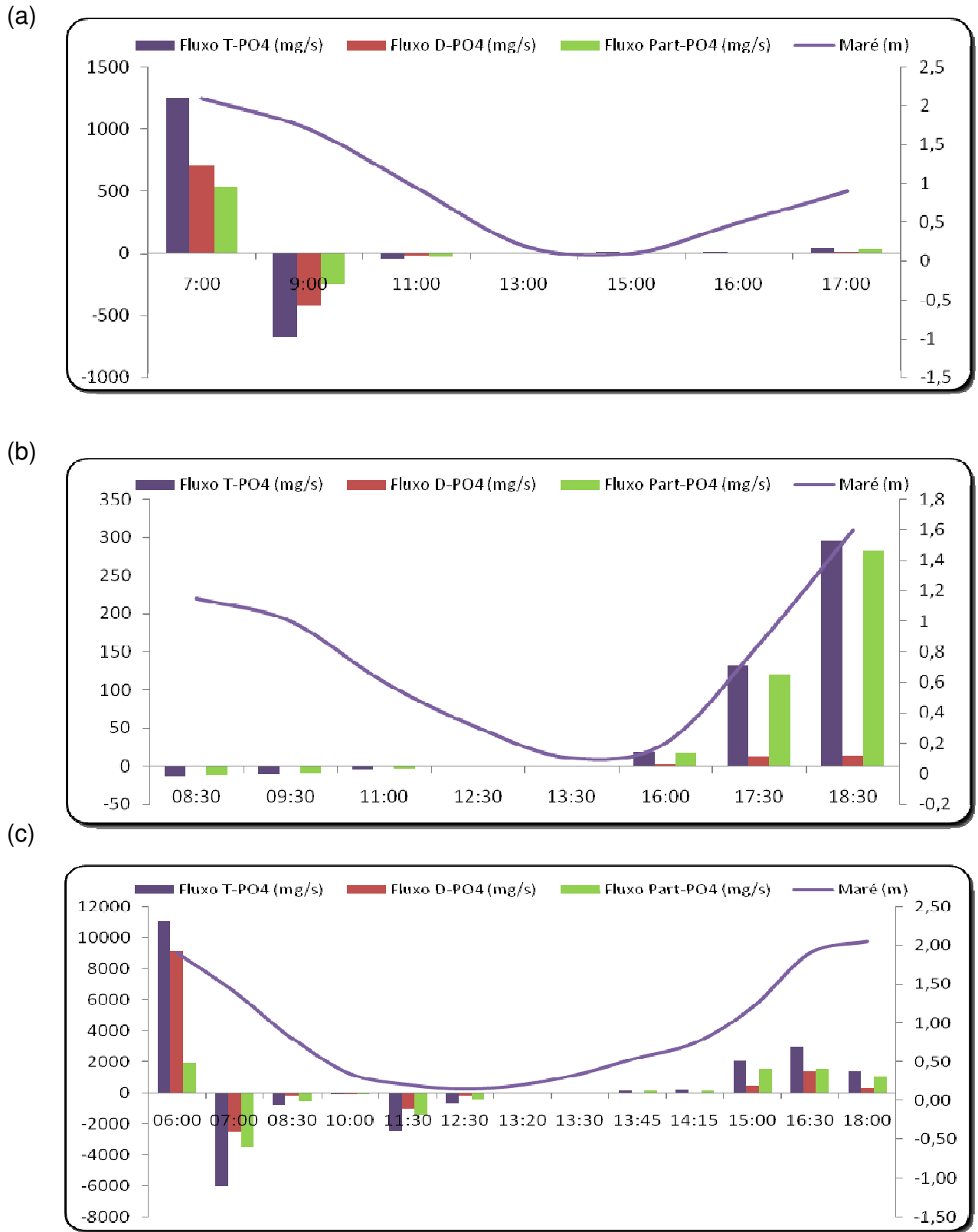


FIGURA 15: Fluxos instantâneos das frações de fosfato obtidos durante as 3 campanhas avaliadas: (a) representa a 1ª Campanha no rio Jaguaribe; (b) representa a Campanha no rio Pacoti e (c) representa a 2ª Campanha no rio Jaguaribe.

Portanto, quando são colocados os dados de concentração contra os dados de vazão, que leva em consideração a velocidade da corrente, pode-se observar claramente a semelhança entre as duas campanhas realizadas no rio Jaguaribe, já que a grande variação ocorrida entre os fluxos calculados para as campanhas está intimamente relacionada às variações nas velocidades, e não nas concentrações, como podemos observar na TABELA 06, já que a área de ambas as campanhas é semelhante.

É importante salientar que, em geral, o fósforo possui a característica de se acumular durante os fluxos baixos, pois este ocorre principalmente em associação com partículas finas, cujo transporte é dependente da descarga, e em biofilmes, onde a biomassa é acumulada durante períodos de baixo fluxo (ALLAN e CASTILLO, 2007).

Sendo assim, quando é observado um aumento da vazão, os valores de fósforo tendem a aumentar em paralelo, seguindo o aumento proporcionado pela velocidade da corrente. Do contrário, baixos valores de velocidade de corrente tendem a diminuir a concentração do fósforo na coluna d'água, já que este se acumula, como apontado anteriormente e pode ser visto na FIGURA 15.

Podemos observar ainda, que para a gamboa do Jaguaribe os valores obtidos foram uma ou até duas ordens de grandeza maiores que os observados na gamboa do Pacoti, sendo corroborado pelos teores de concentração que também foram mais altos para a gamboa do rio Jaguaribe em relação à gamboa do rio Pacoti.

5.5. Estimativas de Balanços de Massas:

O balanço do MPS apresentado na FIGURA 16 mostrou o manguezal como sorvedouro de partículas, pois em todas as campanhas realizadas foi observada a retenção de materiais.

Na primeira campanha no rio Jaguaribe, o MPS apresentou uma entrada de 17 ton/dia de onde 9 toneladas (55%) ficaram retidas na gamboa e 8 ton/dia (45%) foram exportadas. Na segunda campanha, pode-se observar que o rio Pacoti atuou como um grande captador de materiais, pois das 4,5 ton/dia que entraram na

gamboa, 4,3 toneladas (96%) foram retidas de alguma forma pelo manguezal e apenas 0,2 toneladas (4%) foram liberadas.

Na terceira campanha, o manguezal pareceu ter sua capacidade de retenção diminuída, provavelmente devido ao aumento da velocidade da corrente, que modificou a dinâmica da gamboa, o que pode ainda explicar o fato de o manguezal ter atuado como fonte de fósforo particulado, pois o MPS apresentou uma entrada de 119 ton/dia das quais apenas 34 toneladas (28%) ficaram retidas no mangue e 86 ton/dia (71%) foram liberadas.

Num ecossistema aquático, o balanço hídrico caracteriza a sua inter-relação com os sistemas adjacentes. A água é conservativa, ou seja, o volume de água de um sistema é a diferença entre o volume de água que entra e o que sai deste sistema. A conservação do volume de água no sistema implica que o somatório do que entra menos o somatório do que sai é, teoricamente, igual a zero.

As fontes de água num estuário são a chuva, os rios, a água subterrânea, os esgotos e a água do mar adjacente. A evaporação e o fluxo para o mar adjacente podem ser considerados as vias de saída. Podem ocorrer outras fontes, porém não significativas para este balanço e que podem ser ignoradas (GORDON *et al.*, 1996). Para este trabalho, a troca de nutrientes entre a gamboa e a atmosfera foi considerada nula.

O balanço instantâneo de massa estimado para as três campanhas é apresentado nas FIGURAS 17, 18 e 19.

Para o fósforo dissolvido (FIGURA 17), o balanço de massa para a primeira campanha da gamboa do rio Jaguaribe, mostrou que dos 63 kg/dia que entram na gamboa, 38 kg/dia (60%) foram exportados pelo manguezal enquanto que 25 kg/dia (40%) foram retidos. Na campanha do rio Pacoti, o fósforo dissolvido teve um fluxo de entrada de 2,4 kg/dia, com 2,2 kg/dia (93%) retidos e somente 0,2 kg/dia (7%) exportados pelo manguezal. Na segunda campanha do rio Jaguaribe, o fósforo dissolvido foi também retido pelo manguezal, já que com fluxo de entrada de 985 kg/dia, cerca de 639 kg/dia (65%) foram retidos pelo manguezal enquanto que somente 346 kg/dia (35%) foram liberados pelo mangue.

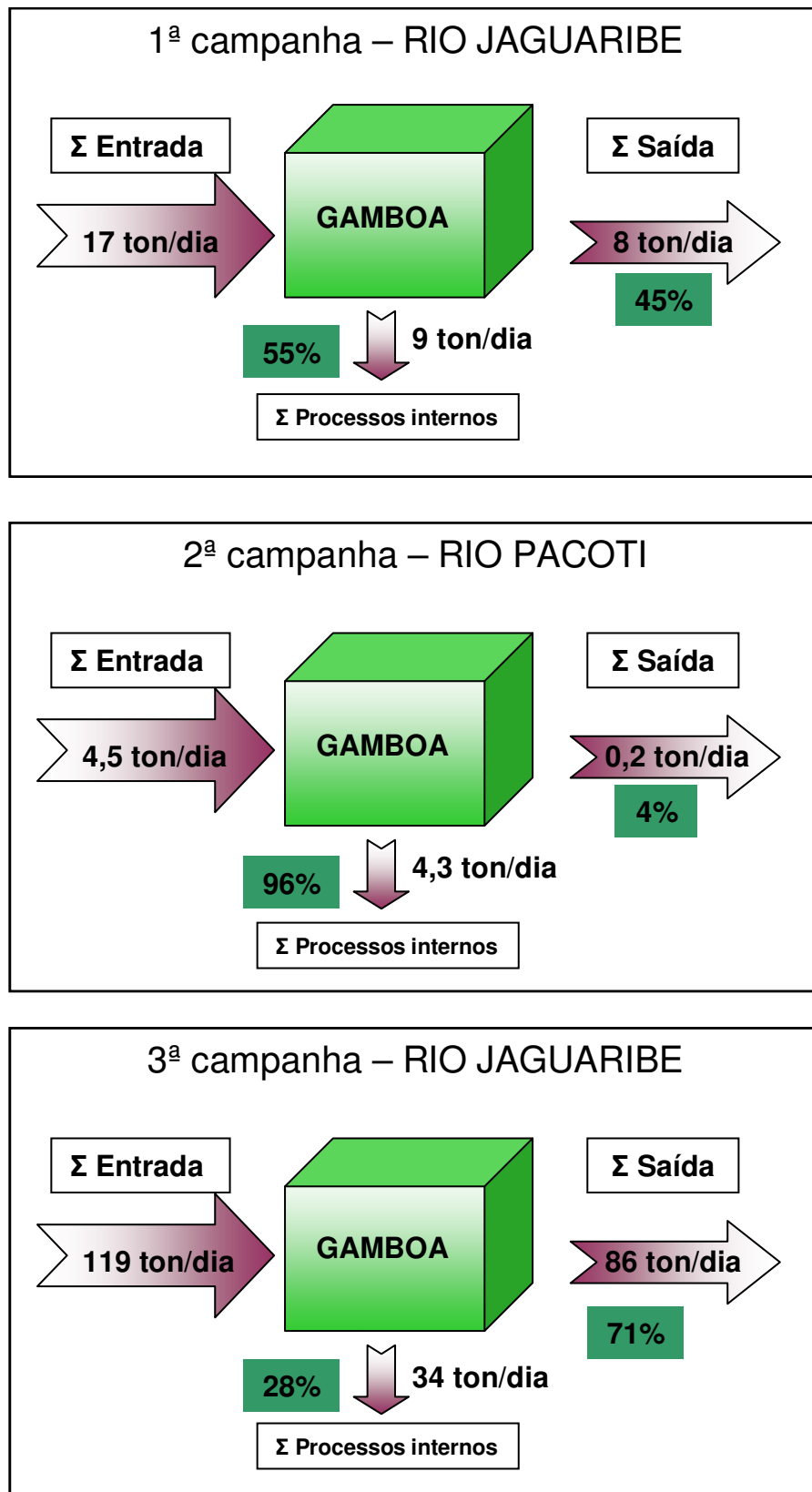


FIGURA 16: Balanços de massa de **material particulado em suspensão (MPS)** para as três gamboas durante as campanhas realizadas.

O balanço de massa para o fósforo total (FIGURA 18) na primeira campanha, na gamboa do rio Jaguaribe, apresentou um fluxo de entrada de 114 kg/dia, dos quais 52 kg/dia (46%) foram retidos de alguma forma pelo manguezal e 62 kg/dia (54%) foram exportados da gamboa. Para a campanha realizada na gamboa do Pacoti, o balanço de massa para o fósforo total apresentou um fluxo de entrada de 38 kg/dia dos quais 36 kg (94%) foram retidos pelo manguezal e apenas 2 kg/dia (2%) foram exportados. Para a segunda campanha da gamboa do Jaguaribe, o manguezal recebeu um fluxo de fósforo total de 1540 kg/dia, onde 683 kg/dia (44%) foram retidos e 857 kg/dia (56%) exportados pelo manguezal para áreas adjacentes.

Para o fósforo particulado (FIGURA 19), na primeira campanha na gamboa do rio Jaguaribe recebeu um fluxo de 51 kg/dia, de onde 27 kg/dia (52%) foram de alguma forma, retidos pelo manguezal e 24 kg/dia (48%) foram liberados para áreas adjacentes. No rio Pacoti, o fósforo também foi quase todo retido, com entrada de 36 kg/dia, retenção de 34 kg/dia (94%) e liberação de apenas 2 kg/dia (6%) para as áreas adjacentes.

Na segunda campanha na gamboa do rio Jaguaribe, houve um comportamento significativamente diferente em relação às campanhas anteriores, pois 511 kg/dia saíram do manguezal sendo carregados pela massa de água durante a maré vazante, porém houve uma entrada de 509 kg/dia, o que mostra que 2 kg/dia foram liberados de dentro da gamboa, apresentando um comportamento de fonte emissora de fósforo particulado, diferentemente das outras frações nas outras campanhas que atuaram sempre como sorvedouros de fósforo.

O comportamento se manteve constante para as três formas de fósforo durante a campanha do rio Pacoti, de forma a perceber que o fósforo apresentou um comportamento clássico de retenção de materiais pelo mangue, mostrando a uma grande capacidade intrínseca de imobilizar substâncias contaminantes do ecossistema do rio Pacoti e, mostrando que os processos biogeoquímicos que ocorrem nesta área encontram-se em equilíbrio e que o grau de alteração ou degradação da área ainda é baixo, quando comparado ao rio Jaguaribe (LACERDA, 2007).

Já no Rio Jaguaribe, o percentual de retenção de fósforo foi muito menor, ocorrendo, inclusive, uma exportação líquida de fósforo particulado na segunda

campanha. Há ocorrência de oscilações nos balanços de massa, que estão relacionados à variação da vazão que mudou em cerca de uma ordem de grandeza entre a primeira e a terceira campanha, alterando os fluxos e conseqüentemente, os balanços entre as duas campanhas.

A concentração de fósforo é tipicamente interligada a entradas e processos como a circulação hidrológica, captação biológica e *turnover*, sedimentação e remobilização de sedimentos. Em ambientes rasos, as concentrações de nutrientes são frequentemente associadas à processos hidrodinâmicos e à troca com águas intersticiais (RASIN, BARTLEY e CROOME, 1999; SHENG, 1999). Conseqüentemente, a concentração da coluna d'água e a resposta do ecossistema, que depende intimamente da carga de nutrientes (entrada de nutrientes via processos) e suas subseqüentes modificações com frequência variam espacial e temporalmente.

Porém, é importante salientar que os nutrientes, considerados materiais não conservativos, mesmo apresentando mecanismos de entrada e de saída do sistema governados pelos mesmos fatores atuantes no balanço de água e de sal, sofrem ainda influência de processos biogeoquímicos, isto é, produção primária e mineralização da matéria orgânica (BRANDO *et al.*, 2004).

Adicionalmente, o ciclo de nutrientes nestes sistemas estuarinos parece seguir igualmente a teoria estuarina proposta por DAME (1994), que sugere que as redes de fluxos de nutrientes sejam uma função do estado de desenvolvimento do sistema estuarino e do desenvolvimento do estado geomorfológico, onde as regiões estuarinas superiores estão em um estágio inicial do desenvolvimento e conseqüentemente da função como os importadores de nutrientes, e as regiões mais baixas estão em um estágio mais maduro do desenvolvimento e funcionam como exportadores de nutrientes (FLYNN, 2008). Portanto, por não se tratar de uma área remota, sem influência antrópica, o estuário do rio Jaguaribe pode estar sofrendo um processo de envelhecimento acelerado pelo uso de sua bacia que é diferenciado do uso da bacia do rio Pacoti.

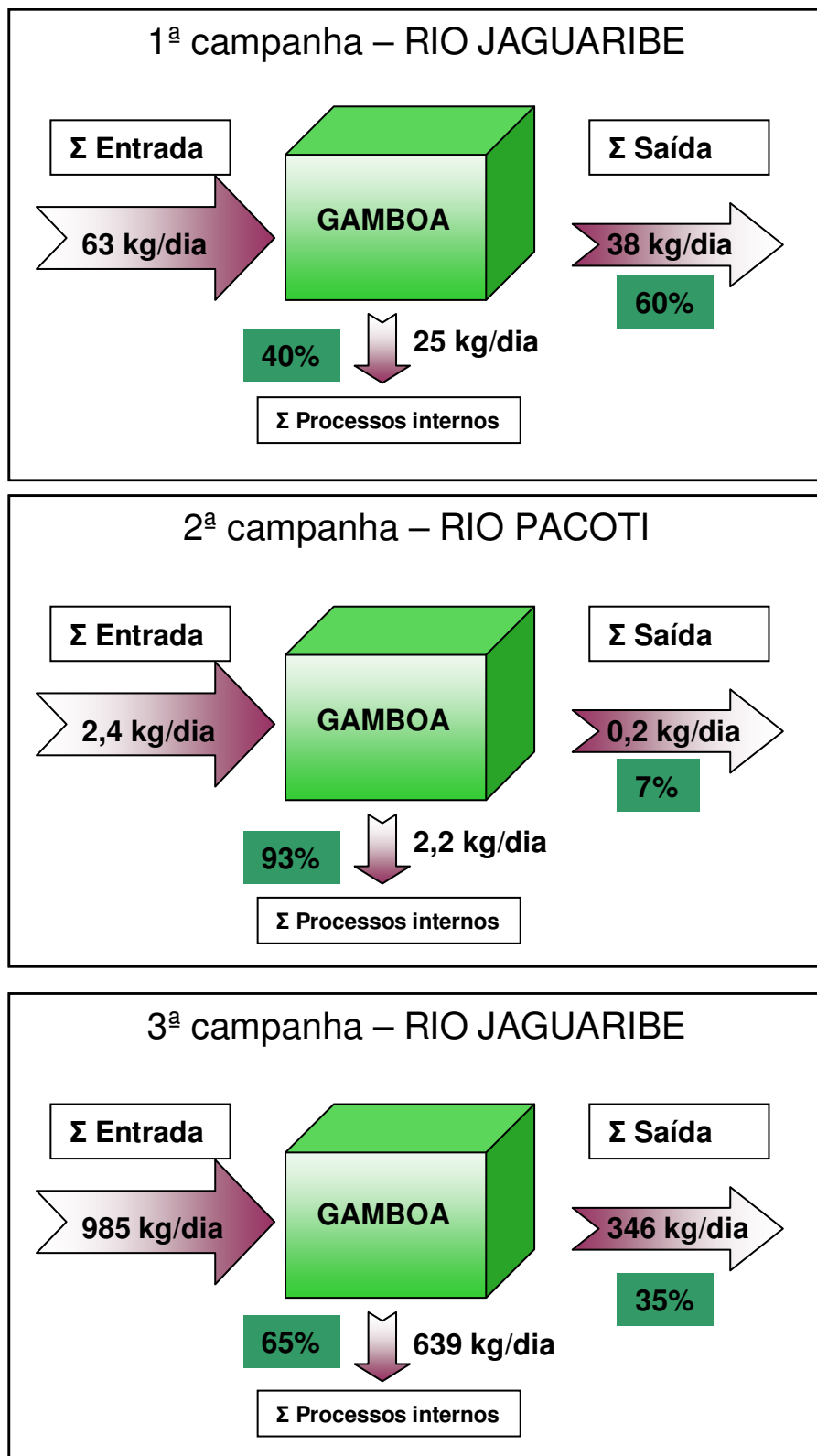


FIGURA 17: Balanços de massa de **fósforo dissolvido (D-PO₄)** para as três gamboas durante as três campanhas realizadas.

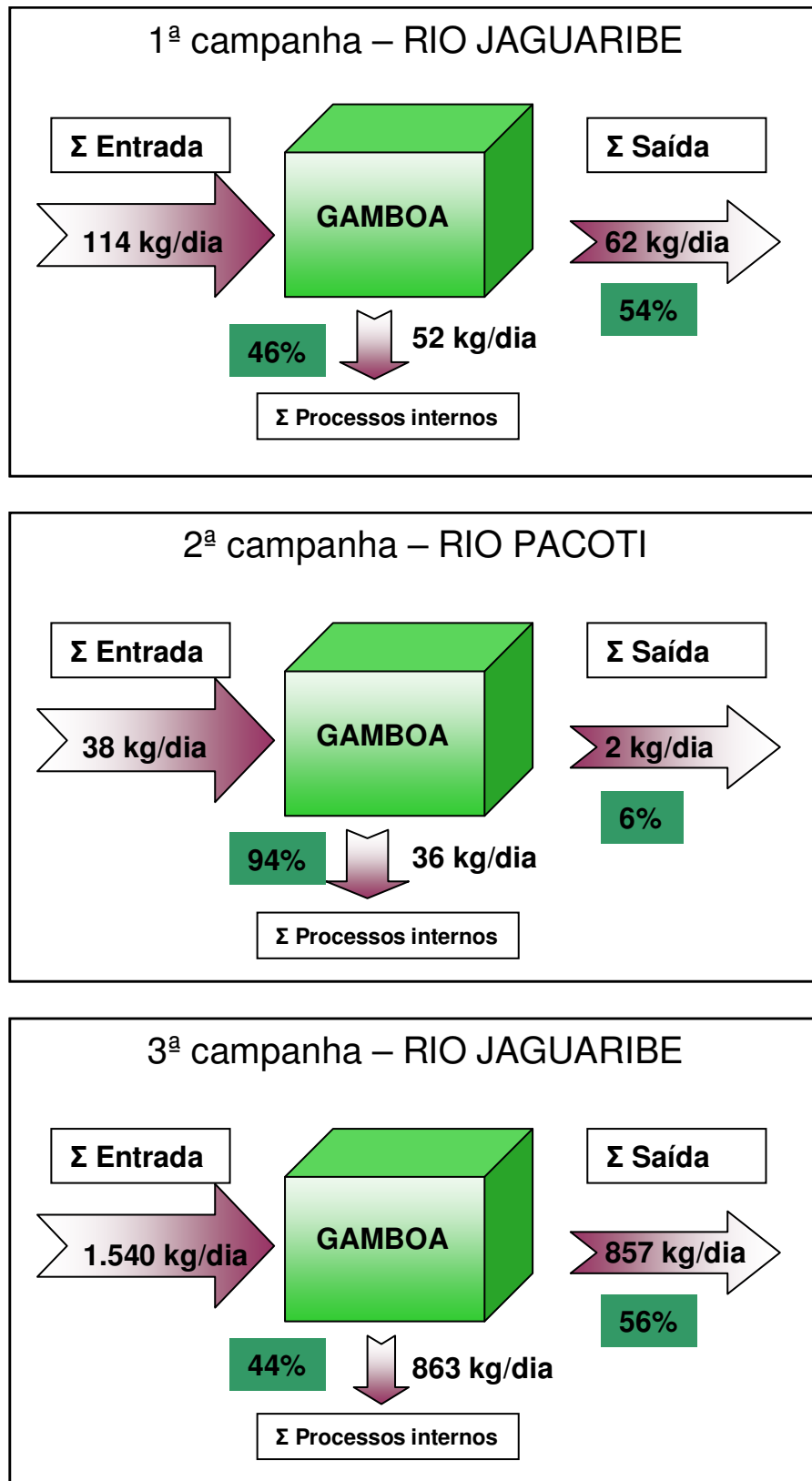


FIGURA 18: Balanços de massa de **fósforo total (T-PO₄)** para as três gamboas durante as três campanhas realizadas.

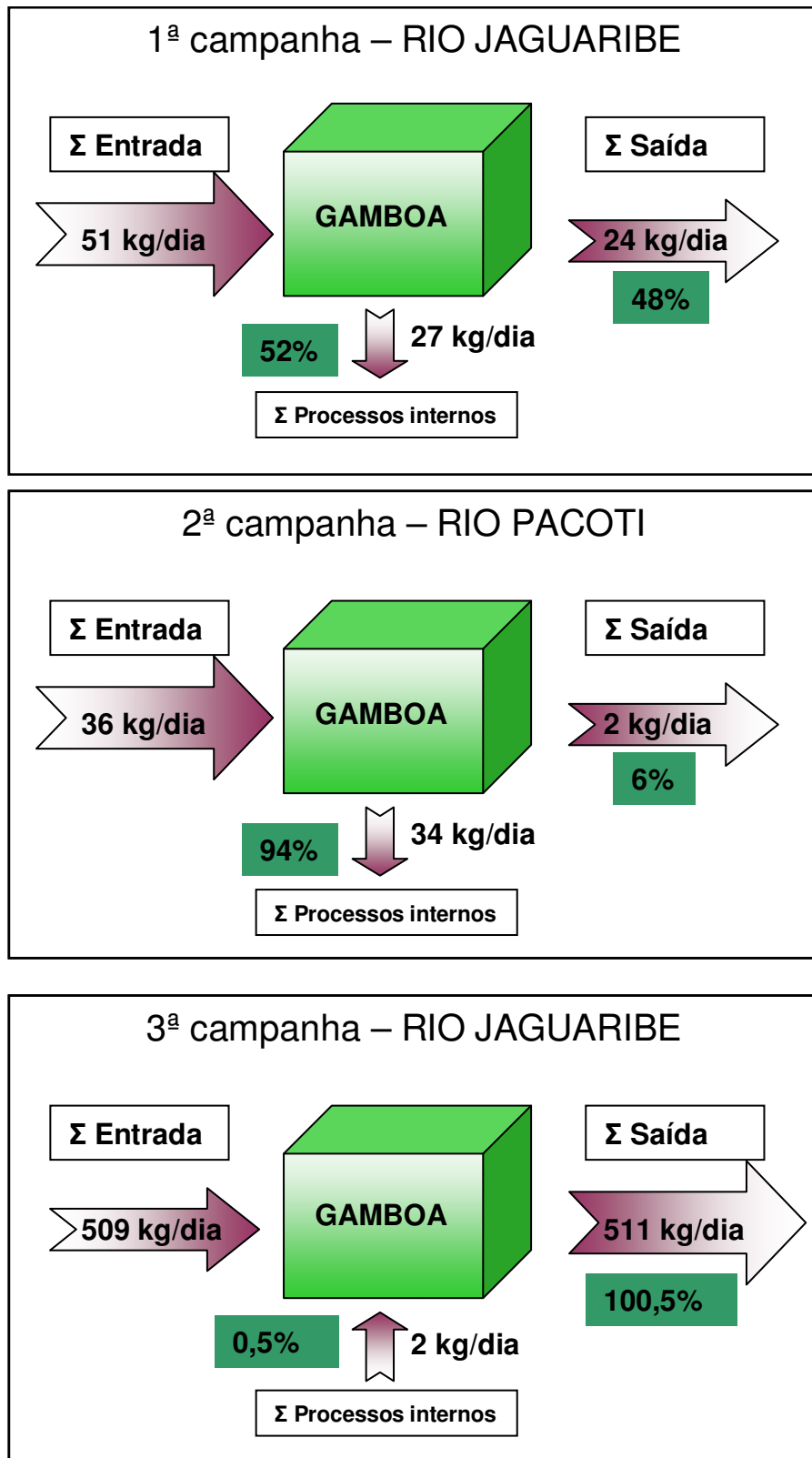


FIGURA 19: Balanços de massa de **fósforo particulado (Part-PO₄)** para as três gamboas durante as campanhas realizadas.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS:

No geral, os parâmetros hidroquímicos medidos tanto para a gamboa do rio Jaguaribe quanto para a gamboa do rio Pacoti mostraram-se semelhantes, com exceção do comportamento do oxigênio, que apresentou pontos com concentrações características de ambiente sub-óxico, contrastando com pontos onde houve altas concentrações de oxigênio, caracterizando uma supersaturação dos teores que podem alterar a concentração de contaminantes presentes tanto na coluna d'água como no sedimento.

Os teores de MPS se mostraram maiores para a gamboa do rio Jaguaribe, em comparação com o a gamboa do rio Pacoti. Estes altos teores são devidos principalmente ao turbilhonamento provocado pela entrada e saída da coluna d'água da gamboa. Entretanto, dados da literatura mostram que os valores obtidos para a gamboa do rio Jaguaribe ainda podem ser considerados normais em relação àqueles encontrados em outros trabalhos.

No geral, os teores de fósforo obtidos na gamboa do rio Jaguaribe apresentaram altas concentrações para todas as frações avaliadas quando comparados aos teores obtidos no rio Pacoti e também quando comparados a outros trabalhos realizados. Para a gamboa do rio Jaguaribe, a fonte mais provável do fósforo provém do efluente das fazendas de carcinicultura.

O fósforo total em sedimento (PT) amostrado na gamboa do rio Jaguaribe apresentou teores mais elevados do que para a amostra coletada no rio Pacoti, entretanto, para ambas as regiões a fração orgânica apresenta menor variação, com uma tendência a permanecer retida no sedimento superficial enquanto que a fração inorgânica tende a ser mais movimentada, sendo liberada ou retida de acordo com a entrada e saída da coluna d'água ocasionada pela mudança de maré e conseqüente variação nos teores de oxigênio.

Os fluxos das frações de fósforo obtidos apresentaram maiores valores para o rio Jaguaribe quando em comparação com o rio Pacoti, e quando comparados entre si durante as duas campanhas, os fluxos se mostraram mais dependentes da variável velocidade da corrente do que dos teores e da extensão da área inundada.

As estimativas de balanço de massa mostraram que o rio Jaguaribe retém tanto as frações de fósforo quanto os teores de MPS corroborando com a hipótese gerada por este trabalho. Entretanto, sua capacidade de suporte está diminuída em comparação com os resultados de balanço encontrados para o rio Pacoti, que apresentou uma retenção de materiais bem mais significativa do que o rio Jaguaribe, caracterizando-o com uma grande capacidade de suporte. O rio Jaguaribe, por sua vez, provavelmente pode estar entrando em um processo de envelhecimento acelerado pela ação antrópica que causa impacto em suas águas.

Porém, é importante salientar que estes resultados de balanço são apenas uma estimativa e que o fósforo é considerado um elemento não conservativo, necessitando conhecer os processos internos que ocorrem na coluna d'água e que podem alterar as concentrações do referido elemento.

As tendências de ciclagem do nutriente exibidas pelos sistemas parece seguir ODUM (1980) mencionando frequentemente a hipótese de *outwelling* (saída de fluxo), que afirma que os sistemas estuarinos produzem mais materiais orgânicos do que o que pode ser degradado ou armazenado dentro destes sistemas, e conseqüentemente, os nutrientes adicionais ou excesso são exportados para as águas costeiras adjacentes. Entretanto, esta relação não foi avaliada.

O balanço para os constituintes avaliados seguiu o balanço da água, com uma alternância entre a exportação e a importação de materiais, como observado também por OVALLE e colaboradores (1990), em campanhas realizadas em uma gamboa na baía de Sepetiba.

É importante salientar que as medidas de fluxos instantâneos extrapoladas para o período de 24h ou qualquer outro período de tempo devem ser interpretadas com cuidado, uma vez que não é possível ter certeza da constância destes valores ao longo do tempo.

Serão ainda necessárias mais campanhas e análise de outros parâmetros como concentração de ferro, manganês, valores de Eh, medição de concentração de água doce e salgada, entre outros, para complementação dos dados obtidos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABCC. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÃO. **Projeto executivo para apoio político ao desenvolvimento do camarão marinho cultivado**. Disponível em: [www.mcraquacultura.com.br/arquivos/Projeto_Executivo_Apoio Político Camarão Marinho Marco 04.pdf](http://www.mcraquacultura.com.br/arquivos/Projeto_Executivo_Apoio_Político_Camarão_Marinho_Marco_04.pdf). Acessado em dezembro de 2008. Recife. 2004.

ABCC. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÃO. **Projeto executivo para apoio político ao desenvolvimento do camarão marinho cultivado**. Disponível em: www.mcraquacultura.com.br/arquivos/Projeto/Marco04.pdf. Acessado em dezembro de 2008. Recife. 2005.

ADAIME, R. R. Produção do Bosque de Mangue da Gamboa Nóbrega (Cananéia 25º Lat S. Brazil). **PhD Thesis**. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 305 pp. 1985.

AGOSTA, K. The Effect of Tidally Induced Changes in the Creek Bank Water Table on Pore Water Chemistry. **Estuar Coast Shelf Sci**. v. 21, p.389-400. 1985.

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters**. 2ª Edition. Springer. 436p. 2007.

ALLEN, J. A.; EWEL, K.C.; JACK, J. Patterns of natural and anthropogenic disturbance of the mangroves on the Pacific Island of Kosrae, **Wetlands Ecology and Management (incorporating Mangroves and Salt Marshes)**, Kluwer Academic Publishers, v. 9, N.º 3, p. 279-289, 2001.

ALONGI, D. M.; RAMANATHAN, A. L.; KANNAN, L.; TIRENDI, F.; TROTT, L. A. O; PRASAD, M. B. K. Influence of human induced disturbances on benthic microbial metabolism in the Pichavaram mangroves, Vellar–Coleroon estuarine complex. **Marine Biology**. India. v. 147, p.1033–1044. 2005.

ANEEL. **Agência Nacional de Energia Elétrica**. Descarga Média de Longo Período: Bacias Hidrográficas Brasileiras. Disponível em: <http://www.anel.gov.br>. Acessado em Março de 2008. 2000.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington, Port City Press. cap.1:34-38 p. 2001.

ASPILA, K. I.; AGEMIAN, H.; CHAU, A. S. Y. A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. **Analyst**. V. 101. p. 187-197. 1976.

AUER, M.T.; TOMASOSKI, K.A.; BABIERA, M.J.; NEEDHAM, M.L.; EFFLER, S.W.; OWENS, E.M.; HANSEN, J.M., Phosphorus bioavailability and P-cycling in Cannonsville Reservoir. **Journal of Lake and Reservoir Management**, v. 14, p. 278–289. 1998.

AXELRAD, D. M.; MOORE, K. A.; BENDER, M. E. Nitrogen, phosphorous, and carbon flux in Chesapeake Bay marshes. **VPI Water Resources Center Bulletin** n. 76, p. 1-182. 1976.

BALLS, P. W.; LASLETT, R. E.; PRICE, N. B. Nutrient and trace metal distributions over a complete semi-diurnal tidal cycle in the Forth Estuary, Scotland. Netherlands **Journal of Sea Research**. n. 33: p. 1-17. 1994.

BERNER, R. A.; RAO, J. L. Phosphorus in sediments of the Amazon River and estuary: implications for the global flux of phosphorus to the sea. **Geoch Cosmoch Acta**, vol. 58, nº 10, 2333-2339 p. 1994.

BJORKMAN, K.; KARL, D.M. Bioavailability of inorganic and organic phosphorus compounds to natural assemblages of microorganisms in Hawaiian coastal waters. **Mar Ecol Prog Ser**. v. 111, p. 265–273. 1994.

BOTO, K.G. Nutrient and organic fluxes in mangroves. In: Clough, B.F. (Ed.), **Mangrove Ecosystems in Australia**. ANU Press, Canberra, pp. 239–257. 1982.

BRANDÃO, R. L. Sistema de Informação para Gestão e Administração Territorial da Região Metropolitana de Fortaleza. IN: **Projeto SINFOR – Mapa Geológico da Região Metropolitana de Fortaleza**. Texto Explicativo, Fortaleza: CPMR. 34p. 1995.

BRANDO, V. E.; CECCARELLI, R.; LIBRALATO, S.; RAVAGNAN, G. Assessment of environmental management effects in a shallow water basin using mass-balance models. **Ecological Modelling**. n. 172. p. 213–232. 2004.

CAGECE. COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO CEARÁ, **Abastecimento integrado de água da R. M. F.**, Disponível em: http://www.cagece.com.br/abastecimento_agua_RMF.asp Acesso em: maio de 2008.

CAMPOS, A. A. **A zona costeira do Ceará: Diagnóstico para a gestão integrada.** Fortaleza – Ceará, Ed. Aquasis. 248p. 2003.

CAMPOS, J.N.B.; SOUZA FILHO, F.; ARAÚJO, J.C. Errors and variability of reservoir yield estimation as a function of variation of annual inflows. **Proc. 27th IARH Congress**, San Francisco. 1-7 p. 1997.

CAMPOS, J.N.B.; STUDART, T.M.C.; LUNA, R.; FRANCO, S. Hydrological transformations in Jaguaribe River basin during 20th Century. Fort Collins, Co. Proceeding of the 20th Annual American Geophysical Union. Fort Collins, Co: **Hydrology Days Publications**, v.1, 221-227p. Disponível em: <http://www.deha.ufc/nilson/jaguaribe>. Acessado em Agosto de 2008.

CHESTER, R. **Marine Geochemistry**. Unwin Hyman, London: 346 – 421 p. 1990.

CINTRÓN, G. SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Introducción a la Ecología del Manglar.** Oficina Regional de Ciencia y Tecnologia de la UNESCO para a America Latina y el Caribe – ROSTLAC. Montevideo-Uruguai. 109pp. 1983.

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

COSTA, B. G. B. Quantificação e Partição Geoquímica de Mercúrio (Hg) Total em Sedimento, Água e Biota da Região de Efluentes na carcinicultura, e Estimativas de Fluxo em Estuário da costa leste do Nordeste – Rio Jaguaribe – Ceará – Brasil. **Dissertação**. Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais. Instituto de Ciências do Mar – Universidade Federal do Ceará. UFC. 2009.

DALY, M.; MATHIESON, A. C. Nutrient fluxes within a small north temperate salt marsh. **Marine Biology** n. 61, p. 337-344. 1981.

DAME, R.F. The net flux of material between marsh-estuarine systems and the sea: the Atlantic coast of the United States. *In*: MITSCH, W.J. (ed.), **Global Wetlands Old World and New**. New York: Elsevier Science, p. 295–302. 1994.

DELITTI, W. B. C. Estudos de ciclagem de nutrientes: instrumentos para análise funcional de ecossistemas terrestres. **Ecologia Brasiliensis**, v.1, p.469-486. 1995.

DHN. Diretoria de Hidrografia e Navegação. Tábuas das marés. Disponível em <http://www.dhn.mar.mil.br/~dhn/servicos.htm>. Acessado em 2008.

DIAS, F. J. S. Avaliação da descarga e geoquímica do material em suspensão no estuário do rio Jaguaribe – CE. **Monografia**. Departamento de Geologia. Universidade Federal do Ceará. 107p. 2005.

DIAS, F. J. S. Hidrodinâmica das Descargas Fluviais para o Estuário do Rio Jaguaribe – CE. **Dissertação**. Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-CE. 210 p. 2007.

DIAS, F. J. S.; MARINS, R. V.; MAIA, L. P. Avaliação da hidroquímica e tempo de residência no estuário do rio Jaguaribe - CE. In: **57ª Reunião Anual da SBPC**, Fortaleza. Anais/Resumos da 57ª reunião anual da SBPC. São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, 2005. v. Único. p. 1-2. 2005.

DIAS, F. J. S.; MARINS, R. V.; MAIA, L. P. Descargas de Material Particulado em Suspensão para o Estuário do Rio Jaguaribe (CE). In: **III Congresso Brasileiro de Oceanografia e Congresso Ibero-Americano de Oceanografia**. 2008, Fortaleza. Anais do III Congresso Brasileiro de Oceanografia e Congresso Ibero-Americano de Oceanografia, v. Único. 2008.

DIOP, E. S. (ed). Conservation et utilisation rationnelle des forêts de mangrove de l’Amérique Latine et de l’Afrique. Vol. II. Version Française, rapport sur l’Afrique. **ITTO/International Society to Mangrove Ecosystems**. Okinawa, 267pp. 1993.

DITTMAR, T. Outwelling of organic matter and nutrients from a mangrove in North Brazil: Evidence from organic tracers and flux measurements. **Center for Tropical Marine Ecology**. Bremen. ZMT-Contributions – 5. 1999.

DITTMAR, T.; LARA, R. J. Nutrient dynamics in a mangrove creek (North Brazil) during the dry season. **Mangroves and Salt Marshes** v. 3 p. 185-195, 1999.

DITTMAR, T., HERTKORN, N., KATTNER, G., LARA, R.J. Mangroves, a major source of dissolved organic carbon to the oceans, **Global Biogeochemical Cycles**. v. 20, GB 1012. 2006.

DODDS, W. S.; WHILES, M. R. Quality and quantity of suspended particles in rivers: Continent-scale patterns in the United States. **Environmental Management** v. 33. p. 355–367. 2004.

DUKE, N. C.; BALL M. C.; ELLISON, J C. Factors Influencing Biodiversity and Distributional Gradients in Mangroves. **Global Ecol. Biogeog. Letters** v. 7, n. 1 p. 27-47. 1998.

EKHOLM, P.; MALVE, O.; KIRKKALA, T. Internal and external loading as regulators of nutrient concentrations in the agriculturally loaded Lake Pyhajarvi (Southwest Finland). **Hydrobiologia**, 345, 3–14. 1997.

ELISSON, M. A. Mangrove Ecology: Applications in Forestry and Costal Zone Management. **Aquatic Botany**. v.89. p. 77. 2008.

ESCHRIQUE, S. A. Hidrogeoquímica do Fósforo no Estuário do Jaguaribe (CE). **Dissertação**. Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-CE.100p. 2007.

ESCHRIQUE, S. A; MARINS, R. V.; MOREIRA, M. O. P.; ALMEIDA, M. D. Hidrogeoquímica do Fósforo no Estuário do Jaguaribe (CE), In: Braga, E.S. (org.). **Oceanografia e Mudanças Globais**, Universidade de São Paulo. São Paulo, p.629-647. 2008.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos da Limnologia**. Editora Interciência/FINEP - 2^o ed. Rio de Janeiro: 602 p. 1998.

FIELD C. D. A Mangrove Paradox. **ISME Newsletter** v. 5 p. 2-3. 1992.

FIGUEIREDO, M. C. B.; ARAUJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; MORAIS, L. F. S.; PAULINO, W. D.; GOMES, R. B.; Impactos Ambientais do Lançamento de Efluentes da Carcinicultura em Águas Interiores. **Engenharia Sanitária Ambiental**. Vol. 10, nº. 2, p. 167-174, 2005.

FLYNN, A. M. Organic matter and nutrient cycling in a coastal plan estuary: carbon, nitrogen and phosphorus distributions, budgets and fluxes. **Journal of Coastal Research**. n. 55. p. 76-94. 2008.

FOX, L. E., The chemistry of aquatic phosphate: inorganic processes in rivers. **Hydrobiologia**, v. 253, p. 1–16. 1993.

FROELICH, P. N. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: a primer on the phosphate buffer mechanism. **Limnol Oceanogr**, v. 33, .p 649–668. 1988.

FUNCEME. **Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos**. Site: www.funceme.br/DEPAM/index.htm Acessado em Maio de 2008. 2008.

GAUTIER, D.; AMADOR, J.; NEWMARK, F. The use of mangrove wetland as a biofilter to treat shrimp pond effluents - preliminary results of an experiment on the Caribbean coast of Colombia **Aquac. Res.**, v. 32, p. 787-799. 2001.

GESTEIRA, T. C. V.; MARQUES, L. C.; MARTINS, P. C. C.; HENNIG, O. ; NUNES, A. J. P. Evolução da indústria de cultivo de camarão marinho no Estado do Ceará entre 1994 e 1998. In: Aquacultura Brasil '98. Desenvolvimento com Sustentabilidade., 1998, Recife-PE. **Anais Aquacultura Brasil'98**. Desenvolvimento com Sustentabilidade: Trabalhos Científicos, v. 2. p. 363-370. 1998.

GESTEIRA, T. C. V.; NUNES, A. J. P.; MIRANDA, P. T. C. Expansão da carcinicultura marinha no Estado do Ceará. In: **XII Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca**, 2001, Foz do Iguaçu. Anais do XII CONBEP. Foz do Iguaçu - PR : PRODUSOM, 2001.

GONI, M. A.; MONACCI, N.; GISEWHITE, R.; OGSTON, A.; CROCKETT, J.; NITTRouer, C.; Distribution and sources of particulate organic matter in the water column and sediments of the Fly River Delta, Gulf of Papua (Papua New Guinea) **Estuar Coast Shelf Sci.** v.69. p. 225-245. 2006.

GORDON, D. C.; BOURDREAU, P. R.; MANN, K. H.; ONG, J. E.; SILVERT, W.; SMITH, S. V.; WATTAYAKORN, G.; WULFF, F.; YANAGI, T.; LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines. **LOICZ Reports and Studies No. 5**. 96 pp.1996.

GRASSHOFF, K.; KREMLING, K.; EHRHARDT, M. **Methods of Seawater Analysis**. 3 ed. Florida: Verlage Chemie: 417 p. 1999.

HANSEN, H. P.; KOROLEFF, F. In: **Methods of Seawater Analysis**; Grasshoff, K.; Kremling, K.; Ehrhardt, M., eds.; 2nd ed., Wiley: New York, cap. 10. 1999.

HARRISON, P. J.; KHAN, N.; YIN, K.; SALEEM, M.; BANO, N.; NISA, M.; AHMER, S. I.; RIZVI, N.; AZAM, F. Nutrient and phytoplankton dynamics in two mangrove tidal creeks of the Indus River delta, Pakistan. **Mar Ecol Prog Ser.** v. 157. p. 13-19.1997.

HATJE, V.; BIRCH, G. F.; HILL, D.M. Spatial and Temporal Variability of Particulate Trace Metals in Port Jackson estuary, Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. n. 53: p. 63-77. 2001.

HAY, J.D.; LACERDA, L.D. Ciclagem de nutrientes no ecossistema restinga. In: Lacerda, L.D., Araujo, D S D., Cerqueira, R.; Turcq, B. (orgs). **Restinga: origem, estrutura, processos**. Niterói: CEUFF. p. 461-477. 1984.

HOLGUIN, G.; GUZMAN, M. A.; BASHAN, Y. Two new nitrogen-fixing bacteria from the rhizosphere of mangrove trees: their isolation, identification and in vitro interaction with rhizosphere *Staphylococcus* sp. **FEMS Microbiol Ecol**. v. 101 p.207–216. 1992.

HOLGUIN, G., VAZQUEZ, P.; BASHAN, Y. The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of the mangrove ecosystems: an overview. **Biol Fertil Soils**. Vol.33: 265– 78. 2001.

HOLGUIN. G.; GONZALEZ-ZAMORANO, P.; DE-BASHAN, L. E.; MENDOZA, R.; AMADOR, E.; BASHAN, Y. Mangrove health in an arid environment encroached by urban development - a case study. **Science of the Total Environment** v. 363 p. 260–274. 2006.

IRVING, M. A.; OLIVEIRA, A. M. E.; LIMA, H. H. Aspectos bioecológicos do estuário do rio Pacoti, Ceará, Brasil, **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 27, p. 91-100, 1988.

KENNISH. M. J., **Practical Hand Book of Estuarine and Marine pollution**, Institute of Marine and Coastal Sciences Rutgers, University New Brunswick. New Jersey. CRC press 1996.

KJERFVE, B.; LACERDA, L. D., Mangroves of Brazil. In: Conservation and sustainable utilization of mangrove forest in Latin America and Africa regions. Part I - Latin America, LACERDA LD (Ed.). **Mangrove Ecosystem Technical Report No. 2. ITTO/ISME**, Okinawa, 272 pp. 1993.

KJERFVE, B.; LACERDA, L. D., REZENDE, C. E. OVALLE, A. R. C. Hydrological and Hydrogeochemical Variations in Mangrove Ecosystems, p. 71-82. In: A. Yañez-Arancibia and A. L. Lara-Dominguez (Eds). **Ecossistemas de Manglar em America Tropical**. Instituto de Ecología. A. C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/MNFS Silver Spring MD USA. 380p. 1999.

LACERDA, L. D. Manguezais: Florestas à Beira-Mar. *Ciência Hoje*, v. p. 625-670. 1984.

LACERDA, L. D. (ed). Conservation and Sustainable utilization of Mangrove Forests in Latin America and Africa Regions. **International Society for Mangrove Ecosystems** No. PD114/90(F). 1993.

LACERDA, L.D. Mangrove Ecosystems: Function and Management. Springer Verlag, Berlin, 332 p. 2002.

LACERDA, L. D. Brazil Case Study. In: **Principles for a Code of Conduct for the Management and Sustainable Use of Mangrove Ecosystems**. ISME/WB/CENTER, Aahruus, p:31-35. 2005.

LACERDA, L. D. Inputs of Nitrogen and Phosphorus to Estuaries of Northeastern Brazil from Intensive Shrimp Farming. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.** v. 10, n.2, p. 13-27. 2006.

LACERDA, L. D. Biogeoquímica de contaminantes no Antropoceno. **Oecologia Brasiliensis**. v 2; n. 11. p. 297-301. 2007.

LACERDA, L. D.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Mangroves of Latin America: the need for conservation and sustainable utilization. **ISME Newsletter** 5:4-6. 1992.

LACERDA, L. D.; MARINS, R.V. An Electronic Journal Dedicated to Enhance Public Wariness' on the Environmental Importance of Mangroves. **ISME/GLOMIS Electronic Journal**. v. 2, n. 1. 2002.

LACERDA, L. D.; MAIA, L. P.; MONTEIRO, L. H. U.; SOUZA, G.M.; BEZERRA, L. J. C.; MENEZES, M. O. T.; Manguezais do Nordeste e Mudanças Ambientais. **Ciência Hoje**. v. 39, nº 229. 2006 a.

LACERDA, L. D.; VAISMAN, A. G.; MAIA, L. P.; SILVA, C. A. R.; CUNHA, E. M. S. Relative Importance of Nitrogen and Phosphorus Emissions from Shrimp Farming and other Anthropogenic Sources for Six Estuaries Along the NE Brazilian Coast. **Aquaculture**. v. 253. p. 433-446. 2006 b.

LACERDA, L. D.; MENEZES, M. O. T.; MOLISANI, M. M. Changes in mangrove extension at the Pacoti River estuary, CE, NE Brazil due to regional environmental changes between 1958 and 2004. **Biota Neotropica**, v. 7. nº 3: 2007.

LACERDA, L. D.; MOLISANI, M. M.; SENA, D.; MAIA, L. P. Estimating the Importance of Natural and Anthropogenic Sources on N and P Emission to Estuaries Along Ceará State Coast NE Brazil. **Environ. Monit. Assess.** v. 141, p. 149-164. 2008.

LEAL, J. R. L. V. Zoneamento Geoambiental da Área de Proteção Ambiental de Canoa Quebrada – Aracati – Ceará. **Dissertação.** Mestrado em Geologia. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-CE. 210 p. 2003.

LEWIS, W. M. Jr; HAMILTON, S. K.; SAUNDERS, J. F. III. Rivers of Northern South America. In: Cushing CE, Cummins KW, Minshall GW (eds) **River and Stream Ecosystems.** Elsevier, Amsterdam, pp 219–256. 1995.

LIMA, M. A. O. Análise da Dinâmica Têmporo-Espacial do Mangue do Estuário do Rio Jaguaribe – CE. **Dissertação.** Mestrado em Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 193p. 2004.

LISS, P.S., Conservative and non-conservative behavior of dissolved constituents during estuarine mixing. *In:* BURTON, J.D. and LISS, P.S. (eds.), **Estuarine Chemistry.** London: Academic Press, pp. 93–130. 1976.

LITTLE, C. **The Biology of Soft Shores and Estuaries: Biology of Habitats.** Oxford University Press. 252p. 2000.

LUGO, A. E.; SNEDAKER, S. C. **The Ecology of Mangroves.** Annual Review of Ecology and Systematic. V.5 1974.

MAIA, L. P. Controle tectônico e evolução geológica/sedimentológica da região da desembocadura do Rio Jaguaribe. **Dissertação.** Mestrado em Geociências. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 126 p. 1993.

MAIA, L. P. Procesos costeros y balance sedimentár a lo largo de Fortaleza (NE-Brasil): implicaciones para una gestión adecuada de la zona rural,. **Tese.** Doutorado em Ciencias del Mar. Universitat de Barcelona, Barcelona, 269p 1998.

MAIA, L. P.; LACERDA, L. D.; MONTEIRO, L. H. U.; SOUZA, G. M. **Estudo das Áreas de Manguezais do Litoral Nordeste do Brasil,** Fortaleza: LABOMAR/ABCC/ISME-BR, 77 p. 2005.

MAIA, L. P.; LACERDA, L. D.; MONTEIRO, L. H. U.; SOUZA, G. M. **Atlas dos Manguezais do Nordeste do Brasil: Avaliação das Áreas de Manguezais dos**

Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco.

Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar e outros. Fortaleza: Semace. 125p. 2006.

MARINS, R. V.; FREIRE, G. S. S.; MAIA, L. P.; LIMA, J. P. R.; LACERDA, L. D. Em **South American Basins - LOICZ Reports & Studies**. 21; Lacerda, L. D.; Kremer, H. H.; Salomons, W.; Crossland, J. C., eds.; LOICZ-IGBP: Texel, cap. 7. 2002.

MARINS, R. V.; DIAS, F. J. S. Alterações na hidrogeoquímica do estuário do Rio Jaguaribe (CE): descarga ou retenção de materiais. **Anais do IX Congresso Brasileiro de Geoquímica**, Belém-PA. 480-482 p. 2003.

MARINS, R. V.; LACERDA, L. D.; ABREU, I. M.; DIAS, F. J. S.; Efeitos da Açudagem no Rio Jaguaribe. **Ciência Hoje**, v. 33, p. 66. 2003.

MARINS, R. F.; DIAS, F. J. S. Avaliação das influências do amostrador sobre a determinação de metais no TSS. **XI Congresso Brasileiro de Geoquímica**. Anais Atibaia, Sociedade Brasileira de Geoquímica, CD-ROM, 2007.

MARINS, R. V.; PAULA-FILHO, F. J.; ROCHA, C. A. S. Phosphorus geochemistry as a proxy of environmental estuarine processes at the Jaguaribe river, northeastern Brazil **Quim. Nova**, Vol. 30, No. 5, 1208-1214. 2007.

MARION, L.; BRIENT, L. Wetland effects on water quality: input-output studies of suspended particulate matter, nitrogen (N) and phosphorus (P) in Grand-Lieu, a natural plain lake. **Hydrobiologia**. n. 373/374, p. 217–235. 1998.

MCKINNON, A. D.; TROTT, L. A.; ALONGI, D. M.; DAVIDSON, A. Water column production and nutrient characteristics in mangrove creeks receiving shrimp farm effluent. **Aquaculture research**. v. 33. p. 55-73. 2002.

MEYBECK, M. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. **American Journal of Science**. v. 282. p. 401–450. 1982.

MILLER, L. C.; MILLER, J. N. **Statistics for Analytical Chemistry**, Ellis Horwood and Prentice Hall: London, 1994.

MIRANDA, P. T. C.; MARTINS, M. L. R.; SOARES, Z. M. L.; Levantamento e quantificação das áreas de manguezais no Estado do Ceará (Brasil) através de sensoriamento remoto. In: **V Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, Brasil, pp. 90–94. 1988.

MOLISANI, M. M.; CRUZ, A. L. C.; MAIA, L. P. Estimativa da descarga fluvial para os estuários do Estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**. v. 39. p.53-60. 2006.

MONTEIRO, L. H. U. Estudo das áreas de mangues entre os estados Piauí e Pernambuco com um enfoque para o estado do Ceará nos anos de 1978 e 1999/2004 utilizando sensoriamento remoto. **Dissertação**. Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 98p. 2005.

MORAES, A.J. **Manual para Avaliação da Qualidade da Água-1 RIMA**. 45p.2001.

MORAIS, J. O., GRANJERO, C. M. M., DA SILVA, E. V., SOUZA, M. J. N. **Diagnóstico Geoambiental da Bacia do Jaguaribe**. Relatório da PROJUR/SEMACE. 143 p. 2002.

NAILOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; MOONEY, H.; BEVERIDGE, M.; CLAY, J.; FOLKYE, C.; KAUTSKY, N.; LUBCHENCO, J.; PRIMAVERA, J. H. WILLIAMS, M. Ecology – Nature's Subsidies to Shrimp and Salmon Farming. **Science**. 282 (5390):p. 883-884. 1998.

NASCIMENTO, F. R. Recursos Hídricos e Desenvolvimento Sustentável: Manejo, Geoambiental na Sub-Bacia do Baixo Pacoti – Ceará. **Dissertação**. Mestrado Acadêmico em Geografia. Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, CE. 2001.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Editora Guanabara Koogan. 434p. 1988.

ODUM, W.E., HEALD, E.J. The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. In: Cronin, L.E. (Ed.), **Estuarine Research**. Academic Press, New York, pp. 265–286. 1975.

ODUM, W.E.; MC IVOR C. C.; SMITH, T. J. The Ecology of Mangroves of the South Florida: A Community profile. **U.S. Fish and Wildlife Service**. Office of Biological Services, Washington, D.C., FWS/PBS, 81-24, 144pp. 1982.

OLIVEIRA, A. M. E. Análise ambiental do estado de conservação do Baixo Curso do Rio Pacoti – Ceará. **Dissertação**. Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza. 1993.

OLMOS, F. SILVA, S. R. **Guará: ambiente, flora e fauna dos manguezais de Santos - Cubatão**. São Paulo: Empresa das Artes, 2003.

OVALLE, A. R. C.; REZENDE, C. E.; LACERDA, L. D.; SILVA, C. A. R. Factors affecting the hydrochemistry of a Mangrove Tidal Creek, Sepetiba Bay, Brazil. **Estuar Coast Shelf Sci**, v.31, p.639-650, 1990.

PAIVA ROCHA, I. **Desempenho da Carcinicultura Brasileira em 2007 - Desafios e oportunidades para 2008**. Disponível em <http://www.abccam.com.br>. Acessado em dezembro de 2008. 2008.

PAIVA ROCHA, I.; RODRIGUES, J.; AMORIM, L. **A Carcinicultura brasileira em 2003**. Revista da ABBC. Março de 2004. Disponível em <http://www.abccam.com.br>. Acessado em novembro de 2008. 2004.

PIMENTA, M. G. R. Coliformes termotolerantes, fosfato e metais-traço (Cu, Pb e Hg) em água e sedimento das galerias pluviais de Fortaleza (CE). **Dissertação**. Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais, Universidade Federal do Ceará, 70 p. 2006.

PRASAD, M.B.K.; RAMANATHAN, A. L Sedimentary nutrient dynamics in a tropical estuarine mangrove ecosystem **Estuar Coast Shelf Sci**. v. 80 p. 60–66. 2008.

PRIMAVERA, J. H. Development and Conservation of Phillipine Mangroves: Institutional Issues. **Ecol. Econ**. v. 35, p 91-106. 2000 a.

PRIMAVERA, J. H. Integrated Mangrove-Aquaculture Systems in Ásia. In: Autumn E, (Ed). **Integrated Coastal Zone Management**. London. ICG Publishing; p. 121-30. 2000 b.

PRIMAVERA, J. H.; SADABA, M. J. H. I.; ALTAMIRANO, J. P. **Handbook of Mangroves in the Phillipines-Panay**. Iloilo, Phillipines: Southeast Asian Fisheries Development Center Aquaculture Department; 106pp. 2004.

RABALAIS, N. N.; TURNER, R. E. ; JUSTIC, D. ; DORTCH, Q. ; WISEMAN Jr., W. J. ;SEN GUPTA, B. K. Nutrient Changes in the Mississippi River and System Responses on the Adjacent Continental **Shelf. Estuaries**. n. 19. v. 2B p. 386-407. 1996.

RAFFAELLI, D.; HAWKINS, S. **Intertidal Ecology**. Chapman e Hall. 356p. 1996.

RAO, J. L.; BERNER, R. A. Time variations of phosphorus and sources of sediments beneath the Chang Jiang (Yangtza River). **Marine Ecology**. N. 139. p. 95-108. 1997.

REZENDE, C. E.; LACERDA, L. D.; OVALLE, A. R. C.; SILVA, L. F. F. Dial organic carbon fluctuations in a mangrove tidal creek in Sepetiba bay, Southeast Brazil. **Braz. J. Biol.** v. 67, n. 4, p. 673-680. 2007.

RGCI – **Revista de Gestão Costeira Integrada para Países de Língua Portuguesa.** Glossário das Zonas Costeiras. Disponível em: <http://www.aprh.pt/rgci/glossario/estofa.html> Acessado em janeiro de 2009. 2007.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza.** Guanabara Koogan. 503p. 2003.

SANTOS, M. L. S. Influência dos rios Amazonas e Pará sobre a biomassa fitoplanctônica. **Dissertação.** Mestrado em Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 92 p. 2000.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Manguezais.** IN: PANITZ. Clarice Maria Nevel *et al.*, Coord. Diagnóstico Ambiental Oceânico Costeiro das Regiões Sul e Sudeste do Brasil, Lagoas Costeiras, Manguezais, Marismas, Dunas e Restingas. V. 7 1994.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Manguezal: Ecossistema entre a terra e o mar, São Paulo: **Caribbean Ecological Research**, 64 p. il. 1995.

SCHLESINGER, W.H. **Biogeochemistry – Analysis of Global Change.** Academic Press - 2ª ed. San Diego – California. USA: 588 p. 1997.

SCHWARZ, A. M. Spreading mangroves: a New Zealand phenomenon or a global trend? **Water & Atmosphere**, v. 11, n. 1, p. 8-10, 2003.

SEMACE - SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Unidades de conservação estaduais.** Disponível em: <http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/unidades/mapaestadual.asp>. Acessado em setembro de. 2008. 2008.

SHENG, Y. P. Effects of hydrodynamic processes on phosphorus distribution in aquatic ecosystems. In: **Phosphorus Biogeochemistry in Subtropical Ecosystems** (Eds K.R. Reddy, G.A. O'Connor & C.L. Schelske) p. 377–402. Lewis, Boca Raton. 1999.

SHIMODA, T.; FUJIOKA, Y.; SRITHONG, C.; ARYUTHAKA, C. Phosphorus budget in shrimp aquaculture pond with mangrove enclosure and aquaculture performance. **Fish Sci.** v. 71 p. 1249–1255. 2005.

SILVA, T. A. E.; NEUMANN-LEITAO, S.; SCHWAMBORN, R.; GUSMAO, L. M. de O.; NASCIMENTO-VIEIRA, D. A. Diel and seasonal changes in Northeasterns Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 3, p. 439-446, set 2003.

SIRH - SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO CEARÁ. **Atlas eletrônico dos recursos hídricos e meteorológicos do Ceará**. Disponível em: http://atlas.srh.ce.gov.br/acudes_estado.asp . Acessado em setembro de 2008. 2008.

SOARES, A. M. L.; CARVALHO, M. S. B. S.; BARRETO, R. N. C.; SOARES, M. L. Z. Análise temporal do crescimento da carcinicultura marinha no estuário do rio Jaguaribe –Ceará. *In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Florianópolis, SC. Anais p. 4267-4274. 2007.

SOUZA, W. F. L.; KNOPPERS, B.; BALZER, W.; LEIPE, T. Geoquímica e fluxos de nutrientes, Ferro e Manganês para a costa leste do Brasil. **Geoch Bras.** n. 17. v.2. p 130-144. 2003.

STERN, M. K.; DAY, J. W.; TEAGUE, K. G. Seasonality of materials transport through a coastal freshwater marsh: riverine versus tidal forcing. **Estuaries** n. 9, p. 301-308. 1986.

STEVENSON, J. C.; HEINLE, D. R.; FLEMER, D. A.; SMALL, R. J.; ROWLAND, R. A.; USTACH, J. F. Nutrient exchanges between brackish water marshes and the estuary. *In Estuarine Processes, Vol. 2* (Wiley, M., ed.). Academic Press, New York, pp. 219-240. 1977.

SZYPER, H.; GOLDYN, R. Role of catchment area in the transport of nutrients to lakes in the Wielkopolska National Park in Poland. **Lakes and Reservoirs.** n. 7, p. 25–33. 2002.

TAPPIN, A. D. An Examination of the Fluxes of Nitrogen and Phosphorus in Temperate and Tropical Estuaries: Current Estimates and Uncertainties. **Estuar Coast Shelf Sci** v. 55 p. 885-901. 2002.

TROTT, L. A.; ALONGI, D. M. The Impact of Shrimp Pond Effluent on Water Quality and Phytoplankton Biomass in a Tropical Mangrove Estuary. **Mar Pollut Bull.** v. 40, n. 11, p. 947-951. 2000.

TROTT, L. A.; MCKINNON, A. D.; ALONGI, D. M.; DAVIDSON, A.; BUFORD, M.A. Carbon and Nitrogen Processes in a Mangrove Creek Receiving Shrimp Farm Effluent. **Estuar Coast Shelf Sci.** v. 59, p. 197-207. 2004.

VANNUCCI, M.; NAVAS-PEREIRA, D. **Os Manguezais e nós.** Edusp. 2ª edição. 244p. 2003.

VARJABEDIAN, E. Impactos sobre os manguezais. In: Yara Schaeffer-Novelli (Org.). Manguezal: Ecossistema entre a Terra e Mar. **Caribbean Ecological Research**, São Paulo. cap.11, p. 49-52. 1995.

VIDAL, R. M. B.; BECKER, H. Distribuição de Manganês, Ferro, Materia Orgânica e Fosfato nos Sedimentos do Manguezal do Rio Piranji, Ceará. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza – CE, v. 39, 34-43 p. 2006.

WEIBEZAHN, F. H. Hidroquímica y sólidos suspendidos en el alto y medio Orinoco. In: Weibezahn FH, Alvarez H, Lewis WM Jr (eds) **The Orinoco River as an Ecosystem.** Galac, Caracas, p 150–210. 1990.

WELCH, E. B.; JACOBY, J. M. On determining the principal source of phosphorus causing summer algal blooms in western Washington lakes. **Lake and Reservoir Management**, n. 17, p. 55–65. 2001.

WETZEL, R.G. **Limnology**, 3rd edn. Academic Press, San Diego. 2001.

WILTON, K. Coastal wetland habitat dynamics in selected New South Wales estuaries, **Coast to Coast**, p. 511-514, 2002.

ZEE - Programa Zoneamento Ecológico e Econômico da Zona Costeira do Estado do Ceará. **Estimativas de Cargas de Nitrogênio, Fósforo e Metais Pesados de Interesse Ambiental para as Bacias Inferiores do Litoral do Estado do Ceará.** Cood: Luiz Drude de Lacerda e Daniel Lima de Sena. Governo do Estado do Ceará. Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Universidade Federal do Ceará/Instituto de Ciências do Mar. 84p. 2005 a.

ZEE - Programa Zoneamento Ecológico e Econômico da Zona Costeira do Estado do Ceará. **Caracterização das condições físico-químicas dos estuários do Estado do Ceará.** Resp.: Maurício Mussi Molisani. Governo do Estado do Ceará. Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Universidade Federal do Ceará/Instituto de Ciências do Mar. 32 p. 2005 b.