



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

**Hidrodinâmica das descargas fluviais para o
estuário do Rio Jaguaribe (CE).**

FRANCISCO JOSÉ DA SILVA DIAS

FORTALEZA-CE

2007

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

**Hidrodinâmica das descargas fluviais para o
estuário do Rio Jaguaribe (CE).**

FRANCISCO JOSÉ DA SILVA DIAS

**ORIENTADORA: Dra. ROZANE VALENTE MARINS
CO-ORIENTADOR: Dr. LUÍS PARENTE MAIA**

FORTALEZA-CE

2007

Hidrodinâmica das descargas fluviais para o estuário do Rio Jaguaribe (CE).

FRANCISCO JOSÉ DA SILVA DIAS

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

Orientadora: Dra. Rozane Valente Marins

Co-Orientador: Dr. Luis Parente Maia

FORTALEZA-CE

2007

FOLHA DE APROVAÇÃO

Após a finalização dos trabalhos da defesa de Dissertação de Mestrado do aluno, **FRANCISCO JOSÉ DA SILVA DIAS**, intitulada “**Hidrodinâmica das descargas fluviais para o estuário do rio Jaguaribe (CE)**”, a banca examinadora avaliou o conteúdo do trabalho e a apresentação realizada, considerando a **DISSERTAÇÃO APROVADA**.

Profa. Dra. Rozane valente Marins
(Universidade Federal do Ceará - Orientadora)

Prof. Dr. Belmiro Mendes de Castro
(Universidade de São Paulo – membro externo)

Prof. Dr. Luís Parente Maia
(Universidade Federal do Ceará – membro interno)

Prof. Dr. Rogério Campos
(Universidade de Fortaleza -Unifor – membro interno)

Fortaleza, 22 de Maio de 2007.

A minha esposa Cristiane Dias pelo Amor e Carinho inestimáveis.
A meus pais José Eleomar e Maria Clarice minhas
Fontes de Inspiração, Amor e Carinho.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Muitos foram aqueles que contribuíram de algum modo para a conclusão deste trabalho. No entanto, algumas pessoas tiveram participação mais significativa nesta etapa de minha vida, sendo este o momento oportuno de registrar a minha enorme gratidão para com elas.

A **DEUS** por permitir a realização deste trabalho.

A minha esposa **Cristiane Dias** e aos meus pais **José Eleomar** e **Maria Clarice**, pelos momentos que a elaboração deste trabalho emprestou do nosso convívio familiar.

É fundamental registrar minha gratidão e admiração pela **Professora Dra. Rozane Valente Marins**, pela inestimável orientação, amizade e direcionamento em minha vida acadêmica, e também por todas as oportunidades oferecidas ao longo do tempo (IC, Graduação, Mestrado) no Laboratório de Biogeoquímica Costeira do Labomar/UFC.

Ao amigo **Professor Dr. Luiz Drude de Lacerda**, no qual tive a honra de participar ao seu lado de diversos trabalhos, projetos, e pelos conhecimentos compartilhados.

Ao **Professor Dr. Luis Parente Maia** pelas inestimáveis discussões sobre o modelo adotado neste trabalho e amizade.

A Dra. **Heloisa Paraquetti** pela inestimável paciência e ajuda nas análises de Hg no PSA.

Ao Dr. **Marcelo Dominguez** pela contribuição essencial no tratamento estatístico dos dados.

Ao Dr. **Maurício Mussi** pela troca de conhecimentos e conversas sobre o tema abordado neste trabalho.

Ao Engenheiro de Pesca **Breno Gustavo** pela inestimável ajuda nos trabalhos de campo, laboratório, e na confecção das ilustrações.

Ao Geólogo **José Edvar** pela inestimável ajuda nos trabalhos de campo e nas análises realizadas em laboratório.

Ao Geólogo **Luiz José Cruz Bezerra** pela ajuda na confecção do mapa de localização e formatação deste trabalho.

Ao Engenheiro de Pesca **Eduardo Gentil** pela ajuda nos trabalhos de campo com o ADCP.

Ao Oceanógrafo **Manuel Bensi** pela ajuda nos trabalhos de campo com o ADCP.

Aos membros da banca; Prof. Dr. **Belmiro Mendes de Castro** e ao Prof. Dr. **Rogério Campos**; pelas sugestões dadas a este trabalho.

A **Família do Laboratório de Biogeoquímica Costeira**: “Breno Gustavo, José Edvar, Sâmara Eschrique, Maurício Mussi, Heloisa Paraquetti, Marcelo Dominguez, Rozane Marins, Drude de Lacerda, Thiago Maia, Tiago Farias, Talita Cristiane, Louize Fonseca” pelos momentos de descontração e amizade.

Ao **Corpo Docente** do programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR.

Aos **Funcionários** do Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR.

Ao **Instituto do Milênio Estuários**, na pessoa dos professores Luiz Drude de Lacerda e Rozane Valente Marins, pelo apoio logístico.

Ao **CNPq** pelo fomento a bolsa de mestrado a Francisco José da Silva Dias e produtividade em pesquisa a Dra. Rozane Valente Marins.

Rio Jaguaribe

O Rio Jaguaribe é uma artéria aberta
por onde escorre
e se perde
o sangue do Ceará.
O mar não se tingiu de vermelho
porque o sangue do Ceará
é azul ...

Todo plasma
toda essa hemoglobina
na sístole dos invernos
vai perder-se no mar.

Há milênios... desde que se rompeu a
túnica das rochas na explosão dos
cataclismos ou na erosão secular do
calcário do gnaisse do quartzo da sílica
natural ...

E a ruptura dos aneurismas dos açudes...
Quanto tempo perdido!

E o pobre doente — o Ceará —
anemiado, esquelético, pedinte e
desnutrido — a vasta rede capilar a
queimar-se na soalheira —
é o gigante com a artéria aberta
resistindo e morrendo
resistindo e morrendo
resistindo e morrendo
morrendo e resistindo...

(Foi a espada de um Deus que te feriu
a carótida a ti — Fênix do Brasil.)

E o teu cérebro ainda pensa
e o teu coração ainda pulsa
e o teu pulmão ainda respira
e o teu braço ainda constrói
e o teu pé ainda emigra
e ainda povoa.

As células mirradas do Ceará quando o
céu lhe dá a injeção de soro dos
aguaceiros — as células mirradas do
Ceará intumescem o protoplasma
(como os seus capulhos de algodão)
e nucleiam-se de verde — é a cromatina
dos roçados no sertão...

(Ah, se ele alcançasse um coágulo de
rocha!)

E o sangue a correr pela artéria do rio
Jaguaribe...
o sangue a correr mal que é chegado aos
ventrículos das nascentes ...
o sangue a correr e ninguém o estanca...

Homens da pátria — ouvi:
— Salvai o Ceará!

Quem é o presidente da República?
Depressa — uma pinça hemostática em
Orós!

Homens — o Ceará está morrendo, está
esvaindo-se em sangue ...

Ninguém o escuta, ninguém o escuta
e o gigante dobra a cabeça sobre o peito
enorme, e o gigante curva os joelhos no
pó da terra calcinada, e
— nos últimos arrancos — vai
morrendo e resistindo
morrendo e resistindo
morrendo e resistindo.

Demócrito Rocha (1930).

RESUMO

O crescente aumento da emissão dos gases do efeito estufa (GEE) e da população humana fez com que os gestores dos recursos hídricos redobrassem sua atenção sobre a razão demanda/disponibilidade hídrica no mundo e, principalmente nos trópicos. Mesmo sabendo que o Brasil ainda apresenta um excelente potencial hídrico, com $33.000 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, o Ministério do Meio Ambiente, em recente publicação, ressalta que a bacia do Atlântico Nordeste Oriental, no qual o rio Jaguaribe esta inserido, já apresenta um elevado nível de estresse hídrico por apresentar apenas 45% do valor mínimo de $2.500 \text{ m}^3/\text{hab}/\text{ano}$ apontado pela ONU como sendo suficientes para a manutenção das atividades humanas, sociais e econômicas. A descarga hídrica da bacia de drenagem do rio Jaguaribe, (72.043 km^2 de área e 633 km^2 de extensão) medida pela estação fluviométrica mais próxima a sua foz, na região do médio Jaguaribe, indica vazões médias históricas variando entre $14 \pm 23 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ na estação de seca até $235 \pm 434 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ na estação de chuvas. No entanto, esta descarga fluvial não deve ser considerada como o aporte fluvial da bacia para o oceano, pois a açudagem retém 87% do fluxo fluvial do Jaguaribe em mais de 4000 barramentos. A modelagem hidrodinâmica utilizada neste estudo a partir de medidas realizadas na interface ZR/ZM em marés de quadratura, fevereiro e junho de 2006, e do tipo sizígia, setembro de 2005, totalizou vazões hídricas entre 58 a $183 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, no período avaliado. O tempo de residência (TR) das águas estuarinas mostrou dependência da variabilidade climática anual e inter-anual variando de 3 a 2 horas na estação seca, em 2005 e 2006, respectivamente, enquanto que em época de chuvas foi igual a 12 horas. Este resultado sugere que o volume de água doce não é o fator limitante da competência da massa de água para romper as forçantes marinhas atuantes na região, mas a vazão hídrica total é significativa, principalmente durante a estação seca quando o estuário é lixiviado por águas marinhas que aumentam sua capacidade de depuração. As maiores salinidades foram observadas nos períodos em que o sistema estuarino apresentou menor aporte hídrico fluvial, chegando a 36,1 quando o percentual de água doce foi menor que 15%. O material particulado em suspensão (MPS) variou sazonalmente entre 7 e $89,7 \text{ mg/L}$. O MPS em setembro de 2005 e junho de 2006 foi fortemente orgânico, enquanto que o MPS coletado em fevereiro de 2006 foi de origem carbonática. As descargas de MPS e de metais no MPS oriundos da bacia de drenagem para o estuário, apresentaram variabilidade sazonal crescente de acordo com o aumento das chuvas e com os maiores valores no período de maior aporte fluvial. O mesmo padrão de comportamento do MPS é observado para as descargas dos metais, tais como; Fe, Al, Mn, Cu e Zn, tendo como exceção o comportamento do Pb no MPS, que apresentou os maiores valores no período de domínio marinho.

Palavras Chave: Modelo hidrodinâmico; Vazão hídrica; Tempo de Residência; Descarga de materiais; Rio Jaguaribe.

ABSTRACT

The increasing of greenhouse gases and of the human population, results in growing awareness of water resources managers of freshwater availability in the world, mostly in the tropics. Knowing that Brazil still presents an excellent availability of freshwater, with 33.000 m³.inhabitant.years, the Ministry of the Environment, in a recent publication, stands out that the Basins of the Eastern Northeast Atlantic, in which the Jaguaribe river is inserted, already presents a high level of estress of their water bodies, with only 45% of the minimum value of the 2.500 m³.inhabitant.years suggested by the Organization of United Nations (ONU) as being the minimum required to the exercise of the human social and economic activities. The water discharge of the Jaguaribe river basin, with 72,043 km² of area and 633 km² of extension, measured at the nearest seaward station, indicates historical average outflows varying between 14 ± 23 m³.s⁻¹ in the dry season and up to 235 ± 434 m³.s⁻¹ in the rain season. However, this fluvial discharge can not be considered as discharging to the ocean, because the basins reservoirs holds back 87% of the fluvial flow. The modeling of river flow performed in the present study at tidal river zone (ZR) and the mixture zone (ZM) interface under quadrature tides in February and June 2006, and under spring tide, in September 2005, showed total outflow varying between 58 and 183 m³.s⁻¹ in the evaluated period. The residence time (TR) of estuarine waters was dependent on the inter-annual climatic variability varying from 3 to 2 hours in the dry station, in 2005 and 2006, respectively, and 12 hours at the season, evidencing that the volume of freshwater is not a limiting main factor for the ability of the water mass to breach the operating sea strength in the region, but the total outflow is significant, mainly during the dry station when the estuary is leached by sea waters that increase its renew capacity. Highest salinities was observed in the periods when the estuary presented lower input of fluvial waters, reaching the 36,1. The particulate suspended matter (MPS) varied seasonality between 7 and 89,7 mg/L. The MPS in September of 2005 and June of 2006 was strongly organic, and the MPS observed in February of 2006 was mostly of carbonate origin. The discharges of MPS and metals associated with it to the estuary, presented the highest values in the period of larger fluvial flow, varying between 1,9 10⁴ x ton.year⁻¹ in September of 2005 (12% of freshwater origin) to 2,5 10⁵ x ton.year⁻¹ in the period with 95% of freshwater. The same behavior is observed for the discharges of metals, such as; Fe, which in September of 2005 presented a discharge of 3 x 10² ton.year⁻¹, whereas in the period of larger fluvial flux of 1,2 x 10⁴ ton.year⁻¹, having as an exception the Pb flux, which presented the highest values in the period of marine domain.

Key word: Hydrodynamic model; Residence time; Discharge, Jaguaribe river; Flow.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1.1 - Soleira construída na região de Itaiçaba (CE), para tomada de água para o canal do trabalhador, que em períodos de seca prolongada abastece a cidade de Fortaleza.	20
Figura 1.3.1 - Divisão estuarina, proposta por Kjerfve (1990); Zr (zona de maré do rio); Zm (zona de mistura); Zc (zona costeira); A – Mostra o cascalho chegando a Zm, e os sedimentos finos chegando a zona costeira adjacente, ressaltando a descarga fluvial para o período. B – O cascalho fica restrito a Zr e os sedimentos finos se dispõem na Zm e Zr. (Dias & Costa, neste trabalho).	23
Figura 1.3.2 – Ilhas de deposição no estuário do rio Jaguaribe (CE).	24
Figura 1.3.3 – Região da foz do estuário do rio Jaguaribe (CE) em período de seca (a) e chuva (b).	26
Figura 3.1 – Mapa de localização da região estuarina do rio Jaguaribe – CE, Nordeste – Brasil.	38
Figura 3.2 – Precipitações históricas para a região do baixo Jaguaribe. Observa-se de Janeiro a junho a estação chuvosa, com o máximo pluviométrico em Abril. No segundo semestre tem-se a estação seca, onde setembro é o mês mais seco. (Funceme, 2004).	40
Figura 3.3 – A Figura demonstra o elevado índice pluviométrico para a região no primeiro semestre do ano (fevereiro a junho) mostrando claramente um balanço hídrico positivo. No segundo semestre observa-se um balanço hídrico negativo, devido a falta de chuvas. Estação meteorológica de Aracati – posto Aracati (Funceme, 2006).	41
Figura 3.4 – Área de influência da bacia de drenagem do rio Jaguaribe (CE).	43
Figura 3.5 – Variação da vazão para o estuário do rio Jaguaribe (CE). ANA, 2006.	44
Figura 3.6 – Variações diárias dos níveis de Maré, para o porto de Areia Branca-Termisa (Rio Grande do Norte), segundo a Diretoria de Hidrografia e Navegação-DHN. Dados referentes ao período de setembro de 2005 e junho de 2006. As linhas em Vermelho correspondem aos meses em que foram realizadas as coletas.	46
Figura 4.1 – Fluxograma de coleta e análises das amostras de água na interface ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe.	48
Figura 4.2 - Aparato para determinação dos teores de carbonato em suspensão, segundo Loring & Rantalla (1992).	50
Figura 4.3 – Ilustração do funcionamento do perfilador de correntes ADCP, que calcula as intensidades e direções por célula de medição, ao longo de um perfil. Os cálculos são feitos baseados no efeito doppler, causado pela movimentação das partículas em suspensão na coluna d'água, o qual ecoa uma frequência transmitida. O ponto de referência estático utilizado é a superfície batimétrica.	53
Figura 4.4 – a - Deck box com bateria para sonda. b - sonda em uso. c - sonda de pressão “diver”.	53
Figura 5.1.1 – Curvas de maré ideal (DHN) e maré medida <i>in situ</i> para o estuário do rio Jaguaribe (CE), setembro de 2005.	57
Figura 5.1.2 – Curvas de maré ideal (DHN) e maré medida <i>in situ</i> para o estuário do rio Jaguaribe (CE), Fevereiro de 2006.	57

Figura 5.1.3 – Curvas de maré ideal (DHN) e maré medida <i>in situ</i> para o estuário do rio Jaguaribe (CE), junho de 2006.	58
Figura 5.2.1 – Velocidade do escoamento superficial nas marés enchente (Flood) e vazante (Ebb), de 06:00 as 17:00 horas, com medidas horárias, calculadas de acordo com o ADCP, em setembro de 2005.	59
Figura 5.2.2 - Velocidade do escoamento superficial nas marés enchente (Flood) e vazante (Ebb), de 06:00 as 17:00 horas, com medidas horárias, calculadas de acordo com o ADCP, em Fevereiro de 2006.	60
Figura 5.2.3 - Velocidade do escoamento superficial nas marés enchente (Flood) e vazante (Ebb), de 06:00 as 17:00 horas, com medidas horárias, calculadas de acordo com o ADCP, em junho de 2006.	60
Figura 5.2.4 – Vazões hídricas totais para os meses de setembro de 2005, fevereiro e junho de 2006 de 06:00 às 17:00 horas, medidos com ADCP na ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe (CE).	62
Figura 5.5.1 – Distribuição temporal da salinidade ao longo de um ciclo de maré, setembro de 2005.	66
Figura 5.5.2 – Distribuição temporal da salinidade ao longo de um ciclo de maré, fevereiro de 2006.	66
Figura 5.5.3 – Distribuição temporal da salinidade ao longo de um ciclo de maré, junho de 2006.	67
Figura 5.5.4 – Amplitude térmica ao longo de um ciclo de maré, setembro de 2005.	67
Figura 5.5.5 – Amplitude térmica ao longo de um ciclo de maré, fevereiro de 2006.	68
Figura 5.5.6 – Amplitude térmica ao longo de um ciclo de maré, junho de 2006.	68
Figura 5.5.7 – Valores de pH ao longo de um ciclo de maré, setembro de 2005.	69
Figura 5.5.8 – Valores de pH ao longo de um ciclo de maré, fevereiro de 2006.	69
Figura 5.5.9 – Valores de pH ao longo de um ciclo de maré, junho de 2006.	70
Figura 5.5.10 – Teores de oxigênio dissolvido ao longo de um ciclo de maré, setembro de 2005.	70
Figura 5.5.11 – Teores de oxigênio dissolvido ao longo de um ciclo de maré, fevereiro de 2006.	71
Figura 5.5.12 – Teores de oxigênio dissolvido ao longo de um ciclo de maré, junho de 2006.	71
Figura 5.6.1 – Concentrações de MPS em eventos de maré vazante e enchente em campanha realizada em setembro de 2005.	75

Figura 5.6.2 - Concentrações de MPS em eventos de maré vazante e enchente em campanha realizada em Fevereiro de 2006.	75
Figura 5.6.3 - Concentrações de MPS em eventos de maré vazante e enchente em campanha realizada em Junho de 2006.	76
Figura 5.7.1 – Teores de MO no MPS ao longo de um ciclo de maré, setembro de 2005.	77
Figura 5.7.2 – Teores de MO no MPS ao longo de um ciclo de maré, Fevereiro de 2006.	78
Figura 5.7.3 – Teores de MO no MPS ao longo de um ciclo de maré, junho de 2006.	78
Figura 5.8.1 – Percentual de CO ₃ no MPS ao longo de um ciclo de maré, setembro de 2005.	79
Figura 5.8.2 – Percentual de CO ₃ no MPS ao longo de um ciclo de maré, fevereiro de 2006.	80
Figura 5.8.3 – Percentual de CO ₃ no MPS ao longo de um ciclo de maré, junho de 2006.	80
Figura 5.10.1 – Mapa batimétrico da região referente a foz do estuário do rio Jaguaribe(CE), cedido por Maia, <i>et al.</i> , (2007).	89
Figura 5.10.2 – Descargas de metais pesados no MPS do estuário do rio Jaguaribe (CE), setembro de 2005.	90
Figura 5.10.3 – Descargas de metais pesados no MPS do estuário do rio Jaguaribe (CE), fevereiro de 2006.	91
Figura 5.10.4 – Descargas de metais pesados no MPS do estuário do rio Jaguaribe (CE), junho de 2006.	92

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 - Deposição atmosférica média em diferentes regiões do litoral brasileiro e do mundo ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$).	28
Tabela 1.2 - Concentração de metais pesados ($\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$) em diferentes tipos de solos litorâneos brasileiros e mundiais.	29
Tabela 1.3 - Cargas de metais pesados de fontes naturais para os principais cursos d'água do estado do Ceará ($\text{ton}\cdot\text{ano}^{-1}$).	29
Tabela 1.4 - Cargas de metais pesados de fontes antrópicas para os principais cursos d'água do estado do Ceará ($\text{ton}\cdot\text{ano}^{-1}$).	29
Tabela 1.5 – Exemplo de modelos utilizados na solução de problemas em recursos hídricos superficiais, adaptado de Tucci, 1998.	32
Tabela 3.1. – Altura máxima, altura mínima e amplitude de maré para o biênio 2005/2006 em condições de quadratura e de sizígia, de acordo com as tabuas de maré para o porto de Areia Branca - Termisa, Rio Grande do Norte (DNH, 2006).	45
Tabela 4.1 - Valores médios dos limites de detecção do espectrofotômetro de absorção atômica para os metais analisados, com $n= 3$.	52
Tabela 5.2.1 – Velocidades médias do escoamento de enchente (Flood), vazante (Ebb) nos períodos avaliados. Faixa de variação e valores médios.	61
Tabela 5.2.2 – Variação da vazão hídrica total e vazões de entrada e saída para o período avaliado, em $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$.	61
Tabela 5.4.1 - Variação local dos fluxos de enchente (Flood), vazante (Ebb) e do prisma de maré nos períodos avaliados. Valores médios.	64
Tabela 5.5.1 – Correlações das variáveis hidroquímicas, altura de maré e vazão para o estuário do rio Jaguaribe (CE) para de setembro de 2005.	72
Tabela 5.5.2 – Correlações das variáveis hidroquímicas, altura de maré e vazão para o estuário do rio Jaguaribe (CE) para fevereiro de 2006.	72
Tabela 5.5.3 – Correlações das variáveis hidroquímicas, altura de maré e vazão para o estuário do rio Jaguaribe (CE) para junho de 2006.	72
Tabela 5.6.1 – Variação temporal do MPS ao longo de um ciclo de maré de doze horas, em campanhas realizadas nos meses de setembro de 2005, fevereiro e junho de 2006.	74
Tabela 5.9.1 - A tabela reporta os valores certificados, valores médios obtidos, desvio padrão e a recuperação para cada metal analisado com a metodologia analítica empregada.	81
Tabela 5.9.2 – Correlações entre as concentrações de metais pesados, vazão, MPS, CO_3 , MO e TR, para o estuário do rio Jaguaribe (CE), setembro de 2005.	84
Tabela 5.9.3 – Correlações entre as concentrações de metais pesados, vazão, MPS, CO_3 , MO e TR, para o estuário do rio Jaguaribe (CE), fevereiro de 2006.	84
Tabela 5.9.4 – Correlações entre as concentrações de metais pesados, vazão, MPS, CO_3 , MO e TR, para o estuário do rio Jaguaribe (CE), junho de 2006.	85
Tabela 6.1 – Parâmetros observados de acordo com o modelo hidrodinâmico determinístico.	97

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO.....	15
1.1 - Comportamento hidroquímico em estuários tropicais de regiões semi-áridas.	18
1.2 – Tempo de Residência das águas estuarinas.....	21
1.3 – Transporte de materiais em ambientes estuarinos	22
1.3.1 – Material particulado em suspensão.....	25
1.3.2 – Carbono inorgânico e orgânico.....	26
1.4 – Principais fontes de metais pesados para ambientes estuarinos.....	28
1.5 – Modelos aplicados aos recursos hídricos	31
1.5.1 – Modelos em recursos hídricos.	31
1.5.2 – Modelo chuva-vazão.....	33
1.5.3 – Modelos Hidrodinâmicos.....	33
CAPÍTULO 2 - OBJETIVOS	36
2.1 – Objetivo geral.	36
2.2 – Objetivos específicos.....	36
CAPÍTULO 3 - ÁREA EM ESTUDO	37
3.2 – Aspectos geomorfológicos e geológicos da bacia de drenagem do rio Jaguaribe.	39
3.3 – Clima na região da bacia de drenagem do rio Jaguaribe.....	39
3.4 – Hidrografia e Oceanografia da bacia de drenagem do rio Jaguaribe.....	42
3.5 – Regime de marés para o estuário do rio Jaguaribe.	44
CAPÍTULO 4 - MATERIAIS E MÉTODOS.....	47
4.1 - Etapa Pré-Campo.....	47
4.2 – Amostragem no estuário do rio Jaguaribe	47
4.3 - Caracterização da hidroquímica.....	49
4.4 - Quantificação do material particulado em suspensão (MPS).....	49
4.5 - Determinação do teor de matéria orgânica (MO) no MPS.....	49
4.6 – Determinação dos teores de carbonato no MPS.	49
4.7 - Determinação das concentrações de Cu, Zn, Pb, Mn, Fe e Al no MPS.	50

4.8 – Modelo Hidrodinâmico determinístico.....	52
4.8.1 - Variação de maré, velocidade superficial e vazão instantânea no canal estuarino do rio Jaguaribe.....	52
4.8.2 – Volume de água total e volume de água doce na interface ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe.....	53
4.8.3 – Tempo de Residência na interface ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe.....	54
4.8.4 – Prisma de Maré na interface ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe.....	55
4.9 – Descarga de MPS e metais no MPS na interface ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe.....	55
CAPÍTULO 5 - RESULTADOS E DISCUSSÕES	56
5.1 – Variação da maré na interface ZR/ZM.....	56
5.2 – Vazão hídrica na interface ZR/ZM.....	59
5.3 – Volume de água e Tempo de Residência (TR) no estuário do rio Jaguaribe	62
5.4 – Prisma de Maré para o estuário do rio Jaguaribe	64
5.5 – Variação da hidroquímica em relação a maré na interface ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe	66
5.6 – Quantificação do aporte de MPS no estuário do rio Jaguaribe.....	74
5.7 – Quantificação dos teores de matéria orgânica (M.O) no material em suspensão (MPS).....	77
5.8 – Quantificação dos teores de carbonato (CO₃) no material em suspensão (MPS).....	79
5.9 – Determinação das concentrações de metais (Cu, Zn, Pb, Mn, Fe e Al) no MPS do estuário do rio Jaguaribe, ao longo de um ciclo de maré.....	81
5.9.1 – Validação da metodologia analítica utilizada.....	81
5.9.2 – Variação das concentrações dos metais no MPS.....	82
5.10 – Descargas de MPS e metais no MPS para o estuário do rio Jaguaribe	87
CAPÍTULO 6 - CONCLUSÕES.....	94
CAPÍTULO 7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	98

Capítulo 1

INTRODUÇÃO

Em recente publicação o *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2007) estima que nos vários cenários a cerca das mudanças climáticas globais, em função do aumento das emissões dos gases do efeito estufa, que aumentará a temperatura média da terra entre 2 a 4,5 ° C ainda neste século. Baseados nas conseqüências previstas neste documento, cientistas e gestores mundiais que estudam a problemática hídrica nos trópicos e no mundo, demonstraram uma grande preocupação no que diz respeito à razão demanda/disponibilidade hídrica devido à intensificação de fenômenos como, *El Niño* e *La Niña* nos trópicos e ao crescente aumento da população mundial (Nobre, 2003; IPCC, 2007).

A definição sobre o uso e validação de indicadores de referência (condições hidrodinâmicas, parâmetros de qualidade de água, vazão hídrica e ecológica, tempo de residência das águas), encontrado em alguns modelos hidrodinâmicos determinísticos e que servem para aumentar a eficácia da gestão dos recursos hídricos, é cada vez mais notório entre pesquisadores e gestores. Estes indicadores permitem a avaliação de cenários dinâmicos, que variam no espaço e no tempo, além de contribuírem para a otimização da função disponibilidade e demanda dos recursos hídricos (IPCC, 2007).

Ou seja, a vazão ecológica caracterizada como um destes indicadores, refere-se ao regime de vazões adequado à manutenção do uso múltiplo e da sustentabilidade ecológica e

qualidade ambiental dos corpos d'água, podendo ser influenciada pelo regime hidrológico, processos ecológicos e, principalmente, pelo uso humano da água (MMA, 2007). No Brasil a vazão média dos rios é de 179.000 m³/s, correspondendo a aproximadamente 12% da disponibilidade hídrica mundial que é de 1,5 milhões de m³/s. Levando em consideração a afluência oriunda de território estrangeiro proveniente das bacias, Amazônica, Uruguai e Paraguai esta disponibilidade hídrica chega a 267.000 m³/s, chegando a 18% da disponibilidade mundial (PNRH, 2006).

Embora em termos gerais o Brasil possua um excelente potencial hídrico, encontrando-se em situação confortável (33.376 m³/hab/ano), segundo índice criado pela ONU (Organização das Nações Unidas), a região do Atlântico Nordeste Oriental encontra-se em situação desfavorável com apenas 1.145 m³/hab/ano, apresentando um estresse hídrico, com valor abaixo dos 2.500 m³/hab/ano apontados pela ONU como sendo suficientes para a vida em comunidade dos ecossistemas aquáticos e para o exercício das atividades humanas, sociais e econômicas (PNRH, 2006; ANA, 2006).

Como uma forma de minimizar os efeitos do estresse hídrico das bacias do Atlântico Nordeste Oriental (PNRH, 2006) e sabendo que no semi-árido nordestino o escoamento dos rios é fortemente influenciado pelo efeito sazonal do regime pluviométrico, a maioria dos estados situados no semi-árido criou uma rede de reservatórios e barragens com o intuito de aumentar a oferta hídrica para a população em anos de seca prolongada (ANA, 2006). No entanto, esta forma de armazenamento não retém apenas água, mas também diversos materiais (orgânicos e inorgânicos) essenciais à manutenção dos ecossistemas costeiros adjacentes, intensificando e modificando os processos de erosão/deposição nos ambientes estuarinos, criando novas áreas de sedimentação e aumentando os processos de erosão neste ambiente (Dyer, 1997; Marins *et al.*, 2002).

Logo, os comitês de gestão integrada em recursos hídricos dos estados brasileiros, em especial dos estados do semi-árido nordestino, têm sido de fundamental importância para o uso sustentado dos recursos hídricos nesta região. Entretanto, nestes comitês não são abordados os potenciais impactos antrópicos causados à zona costeira por atividades desenvolvidas em bacias de drenagem distantes do litoral (Lacerda, 2005). Diversos processos ambientais e atividades socioeconômicas realizadas na zona costeira são indiretamente afetados pelas atividades e diversos usos das bacias de drenagem, mesmo distantes do litoral (Lacerda, 2002; Bibby & Webster-Brow, 2005; Meyback, *et al.*; 2004).

Um exemplo significativo ocorre em bacias de drenagem que recebem efluentes de diferentes atividades urbanas, agrícolas e industriais, e que possuem seu fluxo controlado

artificialmente por sucessivos barramentos, para atender à demanda dos perímetros irrigados e abastecimento da população, podemos citar grande parte dos rios do semi-árido nordestino, como o Jaguaribe. Como resposta a estes processos as bacias inferiores formam um mosaico de condições ambientais que requerem tratamento diferenciado no que diz respeito ao uso e ocupação (Marins, *et al.*, 2002; Lacerda & Marins, 2002)

A sensibilidade das regiões estuarinas e costeiras aos impactos ambientais dependem das características ecológicas e biogeoquímicas de cada região, incluindo as atividades antrópicas instaladas nas bacias de drenagem, isto é depende diretamente da capacidade de suporte de cada região. Assim, rios intermitentes e com fluxos controlados artificialmente devem ser mais restritivos quanto ao despejo de efluentes, fontes dos diversos usos da bacia, sendo necessário o monitoramento constante das atividades empregadas nas bacias de drenagem (Lacerda, 2005; Meybeck, *et al.*; 2004; Salomão *et al.*;2001).

Ou seja, a maioria dos estuários tropicais em todo o mundo vem sendo alvo de diversos estudos hidrológicos e hidrogeoquímicos. Apesar do grande numero de benefícios associados aos estuários tropicais, tais como; funções ecológicas (servem de refúgio para diversas espécies) e sócio-econômicas (abrigam cidades e portos), ainda há uma grande escassez de dados e informações dos processos físicos, químicos, biológicos e hidrológicos que controlam a sustentabilidade destes ambientes (Kitheca, *et al.*, 2004; Wolanski & Spagnol, 2003). A geração de dados e informações do fluxo de materiais, vazões hídricas e das modificações causadas pelos sucessivos barramentos ao longo das bacias de drenagem é desta forma crucial para tomada de decisões pelos órgãos governamentais, tendo em vista o desenvolvimento sustentável dessas regiões.

É crescente a necessidade de se estabelecer, como os estuários tropicais respondem às mudanças no uso e ocupação das terras na bacia de drenagem e ao desenvolvimento das diversas atividades antrópicas, tais como; agricultura e fruticultura irrigadas, construção de sucessivos barramentos na bacia de drenagem visando o aumento da disponibilidade hídrica, pólos industriais e a aqüicultura.

As características hidrodinâmicas e de circulação de água nos estuários, podem proporcionar condições ideais de alta produtividade e torná-los verdadeiros berçários para diversas espécies marinhas e costeiras, o que acaba por servir de atrativo para o desenvolvimento de atividades sócio-econômicas ao longo do tempo, como a pesca, a aqüicultura, e outras, que, por sua vez, podem ser desenvolvidas de forma inadequada comprometendo estas importantes características dos estuários. Estas alterações têm sido

inclusive responsabilizadas por perdas significantes de estoques pesqueiros (Lacerda *et al.*, 2002).

Em grande parte dos sistemas estuarinos tropicais, a vazão pode ser um importante fator condicionante das características naturais do sistema, pois se relaciona com as condições meteorológicas locais, que podem apresentar uma grande variabilidade anual e interanual dos volumes pluviométricos proporcionando reduzidas precipitações na estação de seca, como no litoral do Atlântico Nordeste Oriental (Kitheca, *et al.*, 2004). Além disso, a construção de sucessivos barramentos ao longo da bacia de drenagem, com intuito de aumentar a disponibilidade hídrica na região nordeste brasileira promove o controle do fluxo de água e de materiais para o sistema estuarino e, conseqüentemente, para a zona costeira e oceano adjacente, muito provavelmente potencializando as características originais destes ecossistemas ao longo do tempo (Marins *et al.*, 2002).

Por exemplo, a intensificação dos processos de erosão costeira devido aos inúmeros barramentos existentes ao longo das bacias de drenagem é atribuída a decréscimos de cerca de 5% da carga total de sedimentos para a região costeira, valor crítico comumente capaz de gerar uma deterioração significativa nestas regiões.

Em âmbito nacional, o principal problema de qualidade das águas é o lançamento de esgotos domésticos, pois apenas 47% dos municípios brasileiros possuem rede coletora de esgotos, e somente 18% dos esgotos recebem algum tratamento. Ou seja, a carga orgânica doméstica total do país é estimada em 6.389 t. DBO_{5,20}/dia (PNRH, 2006).

Entretanto, em rios com baixa disponibilidade hídrica, principalmente os que se encontram na região do semi-árido brasileiro, que é o caso do rio Jaguaribe (CE), o problema de assimilação de cargas orgânicas está associado, principalmente, às baixas vazões dos corpos de água. Ou seja, atividades desenvolvidas no entorno da bacia de drenagem, tais como; carcinicultura, aquíicultura, as cargas de natureza difusa decorrentes da drenagem de solos urbanos e agrícolas e os resíduos sólidos associados ao elevado tempo de residência das águas são problemas verificados em escala nacional, mas que nessa região pode ter um impacto mais significativo.

1.1 - Comportamento hidroquímico em estuários tropicais de regiões semi-áridas.

Os estuários são ecossistemas complexos onde todos os processos que se desenvolvem ao longo da bacia hidrográfica encontram o seu testemunho. A presença de atividades como: áreas irrigadas, aquíicultura, urbanização, traz para o estuário maiores concentrações de materiais. As construções de reservatórios reduzem o aporte de água doce e

sedimento, modificando a dinâmica costeira e o padrão de variabilidade e da qualidade das águas, bem como promove alterações na geoquímica sedimentar (Abreu, 2004; Abreu *et al* 2003). Logo, os estuários que se formam a partir do exutório de rios intermitentes têm um elemento de grande variabilidade e sazonalidade incorporados à sua dinâmica (Coynel, *et al.*, 2004; Tucci, 1998).

A construção de reservatórios na bacia de drenagem do rio Jaguaribe (CE) tem sido uma estratégia de mitigação dos efeitos da grande variabilidade climática e das secas no estado do Ceará. A regularização do regime hidrográfico, por efeito de perenização, a ser originada pelo processo de acúmulo e transposição de volumes expressivos de água, certamente contribui para modificações nas funções dos componentes ambientais estuarinos, que receberão a água excedente e de utilização nas atividades rurais e urbanas de cada região hidrográfica (Leite, 1998; Campos, 2000; Tundisi 2005 a, 2005 b; Rebouças *et al.*, 2006).

Estas novas circunstâncias devem alterar as condições naturais da produtividade primária das águas estuarinas e costeiras, que se caracterizam como fator essencial para a sustentabilidade natural dos recursos necessários à manutenção dos sistemas em sua funcionalidade equilibrada (Owens, *et al.*, 1997; Campos, 2003).

O resultado do escoamento das águas fluviais de diferentes origens produz efeitos variados na estrutura dos ambientes estuarinos a jusante das bacias em contato com o mar, alterando o processo de mistura das águas, constituintes químicos e características físico-químicas (Dyer, 1997).

Nos estuários tropicais que apresentam variação diurna e semi-diurna do regime das marés, e sazonal pelo regime pluviométrico, a salinidade em período de maior precipitação pode variar entre 0 e 5‰ característica de água doce, aumentando para até 38‰ durante os meses de estiagem, com seu máximo em agosto/setembro, atingindo concentrações maiores no substrato do manguezal (Schaler & Baird, 2000; Campos, 2003; Kitheka, *et al.*, 2004). Em avaliação de longo prazo, podem ser encontrados máximos e mínimos de grande significado conforme os ciclos pluviométricos que ocorrem em clima semi-árido. Tais extremos exigem um largo espectro de tolerância dos seres vivos que habitam ou frequentam os estuários.

No estuário do rio Tana (Kenya) com clima semelhante ao encontrado no semi-árido brasileiro, observa-se que a salinidade varia de acordo com a maré. Kitheka, *et al.*, (2004), observaram que, durante evento de maré alta, a salinidade variava entre 25 e 35‰, e, com maré vazante, a variação observada era de 2 a 31‰.

Visando estimar as alterações causadas pelos sucessivos barramentos ao longo do rio Jaguaribe (CE), Marins *et al.*, (2003), observaram que em um ano muito seco, a salinidade se estendia até a região de Itaiçaba, a 34 km da foz, só sendo contida por um dique (Figura 1.1.1), construído para desviar a água do rio para o Canal do Trabalhador, que em períodos de estiagem prolongada traz água para Fortaleza e Região Metropolitana. Devido à permanência da intrusão salina, a salinidade manteve-se constante em todo o canal estuarino, variando entre 29,4‰ e 39,10‰, chegando a concentrações maiores que as da água do mar, no período amostrado. Entretanto, durante o período de chuvas, quando os efeitos dos sucessivos barramentos foram minimizados, os valores de salinidade tornaram-se compatíveis com os de água doce, não ultrapassando 5‰. Estes resultados, com pequenas variações, permaneceram sendo observados em anos consecutivos (Dias, 2005a; Dias, *et al.*, 2005d).



Figura 1.1.1 - Soleira construída na região de Itaiçaba (CE), para tomada de água para o canal do trabalhador, que em períodos de seca prolongada abastece a cidade de Fortaleza.

Na maioria dos estuários tropicais, o fluxo de água doce e a estratificação salina gerada pela diluição da água do mar são apontados como fundamentais para a dinâmica estuarina e, em consequência, para os processos de transporte e mistura em seu interior. Assim, Marins *et al.*, (2003), observaram que o estuário do rio Jaguaribe (CE) é do tipo bem misturado e não apresenta gradientes significativos no perfil de estratificação salina e/ou térmica. Miranda, *et al.*, (2005) observaram em amostragem realizada no rio Curimataú – RN, que o estuário é parcialmente misturado no período de chuvas e bem misturado no período de seca. Esta diferenciação deve estar ligada à profundidade do canal estuarino, na região do Atlântico Nordeste Oriental.

Os valores de pH têm sido relativamente constantes, variando entre 8,01 a 8,29, no estuário, aumentando para 8,98 acima do dique estabelecido na região de Itaiçaba. Esses valores de pH refletem a influência de águas marinhas em anos de balanço hídrico negativo, demonstrando a importância da intrusão salina no baixo Jaguaribe; valores estes são comparáveis aos de lagoas hipersalinas, de açudes salinizados e das salinas do pantanal mato-grossense (Esteves, 1998; Marins *et al.*, 2003; Marins & Dias, 2003).

Em amostragem realizada no estuário do rio Kromme (África do Sul) Scharler & Baird (2000), observaram que os teores de oxigênio dissolvido variaram entre 6 e 8 mg/L, atribuindo a estes valores o efeito das marés atuantes na região. Dias (2005a) em estudo realizado no estuário do rio Jaguaribe (CE), observou que grande volume de chuvas associados aos grandes teores de material particulado em suspensão, provavelmente dificultam a penetração de luz, e foram responsáveis pela variação dos teores de oxigênio dissolvido entre 4,3 e 4,9 mg/L.

O teor de oxigênio dissolvido em sistemas aquáticos é muito utilizado em regiões de clima temperado para determinar a eutrofização cultural. Em clima tropical, entretanto, esse parâmetro pode apresentar uma grande variabilidade natural devido, por exemplo, a diferenças de temperaturas das águas que banham a costa brasileira, além do fato de que, devido à exuberância da cobertura vegetal de vários dos ecossistemas costeiros tropicais, há grande disponibilidade natural de matéria orgânica para o meio aquoso, aliada a elevadas taxas de insolação e temperaturas, proporcionando uma elevada taxa de degradação da matéria orgânica, o que naturalmente, ou seja, sem interferência de atividades antrópicas, pode levar a diminuições significativas do conteúdo de oxigênio dissolvido em águas costeiras tropicais (Marins *et al.*, 2004; Esteves, 1998). Assim, tem sido observado que estuários tropicais do semi-árido são sistemas predominantemente oxigenados.

1.2 – Tempo de Residência das águas estuarinas

Em geral, o termo tempo de residência (TR) no ambiente estuarino é usado para designar o tempo médio em que o material dissolvido e particulado fica retido no estuário antes de serem transportados para o oceano adjacente (Gómez-Gesteira *et al.*, 2003). O tempo de residência é um parâmetro conveniente que representa na escala de tempo os processos de transporte físicos, que ocorrem nestes ambientes e muitas vezes são usados como parâmetros de comparação na escala de tempo de processos biogeoquímicos (Cucco & Umgiesser, 2005).

Em termos gerais, o tempo de residência de uma dada região varia de acordo com as condições de circulação encontradas em cada ambiente. Nos estuários das regiões de clima

temperado o TR pode variar de 1 a 8 dias, podendo chegar a 12 dias de acordo com o padrão de circulação atuante em cada região (Gómez-Gesteira *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2004; Jouon *et al.*, 2006). Em Baías, como a do Espírito Santo, o TR pode variar entre 10 e 21 dias, devido a efeitos deflectivos das correntes, segundo Gaze (2005). Dias (2005a) e Dias *et al.*, (2005d), observaram que o TR das águas estuarinas do rio Jaguaribe (CE) em períodos de grandes deflúvios variaram de 12 horas a 13 dias, mostrando forte dependência dos padrões de circulação e da vazão hídrica total para a região. Entretanto, estas medidas foram de caráter preliminar, porque para sua determinação, as medidas de vazão e volume de água, necessárias para obtenção do TR, não foram obtidos com o uso do ADCP, e sim baseados em dados históricos, que podem provavelmente ter superestimado os valores de TR para a região.

Ou seja, o tempo de residência (TR) das águas estuarinas e costeiras é um importante parâmetro físico, constituindo-se como uma importante ferramenta no estudo da qualidade da água destes ambientes. Desta forma, a determinação do tempo de residência da água é de fundamental importância na administração atual dos recursos hídricos dos estados do semi-árido brasileiro, que apresentam um estresse hídrico elevado (PNRH, 2006), possibilitando o uso sustentado dos recursos na região.

1.3 – Transporte de materiais em ambientes estuarinos

Os estuários são rotas pelas quais os sedimentos são transportados pelos rios ao mar. Rio abaixo, a distribuição dos tamanhos dos grãos é alterada pela continua erosão, deposição e transporte, onde a maioria dos sedimentos grosseiros se acumula em planícies de inundação, sendo remobilizados nos períodos de enchente. As frações mais finas conseguem chegar a região estuarina (Figura 1.3.1). Em certas partes da zona estuarina, podem ocorrer processos de mistura entre os sedimentos fluviais e marinhos. Adicionalmente, alterações químicas podem afetar as propriedades físicas das partículas sedimentares, atenuando seu potencial de remoção de poluentes e seu ciclo deposicional (Wareem & Zirmmemam, 1993; Dyer, 1997).

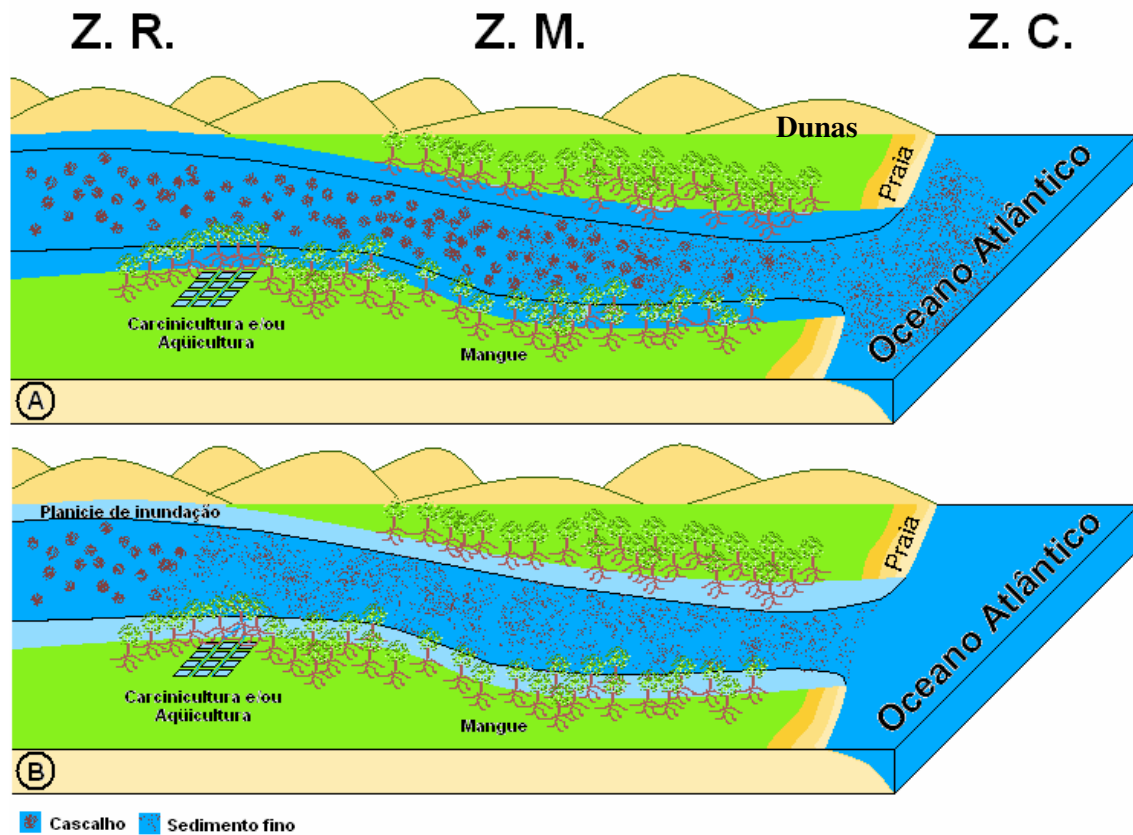


Figura 1.3.1 - Divisão estuarina, proposta por Kjerfve (1990); ZR (zona de maré do rio); ZM (zona de mistura); ZC (zona costeira); A – Mostra o cascalho chegando a ZM, e os sedimentos finos chegando a zona costeira adjacente, ressaltando a descarga fluvial para o período. B – O cascalho fica restrito a ZR e os sedimentos finos se dispõem na ZM e ZR. (Dias & Costa, neste trabalho).

Os ecossistemas costeiros, principalmente os estuários, vêm sofrendo diversos problemas ambientais atribuídos ao excesso de materiais introduzidos nas bacias de drenagem, incluindo o crescimento intenso e exclusivo de micro e macro-algas planctônicas, alterações na estruturas de comunidades e na degradação das funções do ecossistema aquático (Cummins, 1974; Vannote, *et al.*, 1980; Bricker *et al.* 1999). Os problemas são causados por uma complexa cadeia de eventos que varia temporal e espacialmente, podendo ser atribuída à acumulação de nutrientes e metais pesados em águas fluviais em seu caminho para o oceano (NRC, 2000, 2003.; Tappin, 2002).

No estuário do Jaguaribe, o padrão de circulação, controlado fortemente pelo regime de marés, tem formado novas áreas de sedimentação devido ao aporte de sedimentos das dunas, promovendo o assoreamento do estuário em alguns trechos, como pode ser observado na Figura 1.3.2.

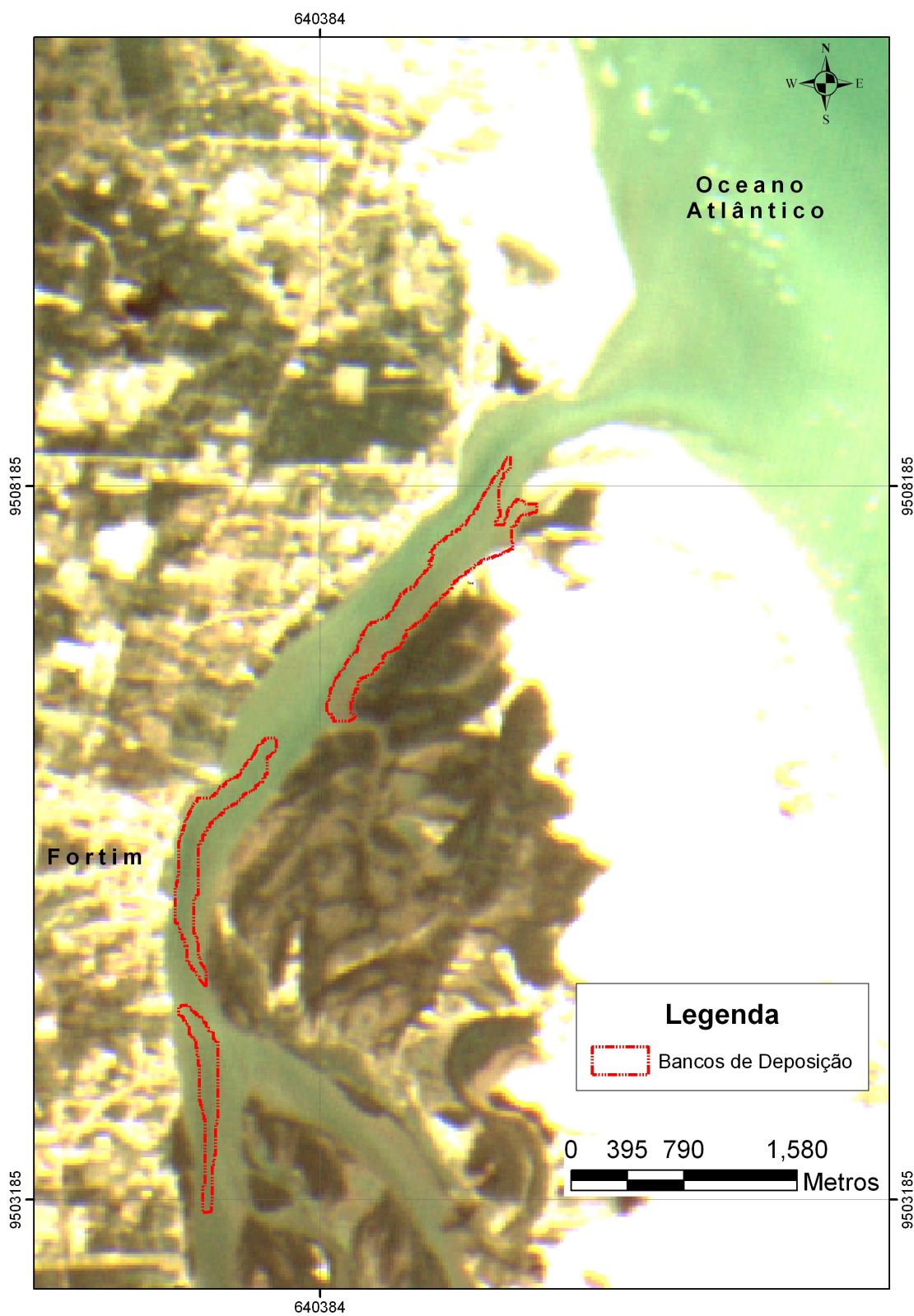


Figura 1.3.2 – Ilhas de deposição no estuário do rio Jaguaribe (CE).

1.3.1 – Material particulado em suspensão

O material particulado em suspensão (MPS) em sistemas aquáticos é responsável por uma combinação de materiais inorgânicos (óxidos e hidróxidos de ferro e manganês) e orgânicos (detritico e biológico) (Warem & Zirmmemam, 1993). O material particulado em suspensão tem o tamanho do grão controlado pela mesma sazonalidade climática, que controla os fluxos de água, sendo melhor observado em partículas transportadas, onde existe uma correlação positiva entre o tamanho do grão e o fluxo de água (Walling & Moorehead, 1989).

A nível global observa-se que a variabilidade das concentrações de MPS muda de acordo com as características de cada ambiente, onde, por exemplo, no Atlântico Norte, a variação de MPS vai de 0,04 a 1,60 mg/L, (Manheim *et al.*, 1970; Emery *et al.*, 1974), podendo chegar a 100 mg/L, (Abrantes *et al.*, 1994) em zonas de vórtices, e a 3500 mg/L na baía de Fundy (Amos, 1996). No Pacífico Norte, as concentrações de MPS podem variar de 3 a 80 mg/L (Uncles & Smith, 2005).

Nas águas costeiras do Mediterrâneo, o MPS pode variar de 0,03 a 0,94 mg/L (Freitas & Abrantes, 2002). No Atlântico Sul, as concentrações de MPS variam de 7,5 mg/L no estuário do rio Itajaí (Schettini, *pers. comm*) a 200 mg/L, no estuário do rio da Prata (Framinã & Brown, 1996), podendo chegar a 2000 mg/L, no estuário do rio Amazonas (Biggs, 1987).

Para a bacia inferior do rio Paraíba do Sul e seus principais tributários, Salomão *et al.*, (2001), quantificaram as concentrações de material em suspensão variando de 23 a 45 mg/L, sendo esta variabilidade relacionada com a variação sazonal dos fluxos de água observados para a bacia inferior.

Na bacia inferior do rio São Francisco, Souza *et al.*, (2003) observaram que a distribuição das concentrações do material particulado em suspensão para o rio São Francisco variaram de 13 mg/L, na estação de seca, para valores de uma a duas ordens de grandeza superiores, na estação chuvosa (média de 90 mg/L). Os autores relacionam esta variação a intensificação dos processos erosivos ocorridos na bacia de drenagem.

Dias e colaboradores (2005 a,c) observaram que o material particulado em suspensão no estuário do rio Jaguaribe (CE) apresentou uma grande variabilidade, controlada pela sazonalidade climática da região para o ano de 2004, variando entre 7,06 a 608 mg/L, por período, estando as concentrações relacionadas proporcionalmente com as vazões de cada período (Figura 1.3.3). Os valores observados para estuários tropicais do semi-árido são

superiores aos observados em estuários de clima temperado, com exceção da baía de Fundy, e no Mediterrâneo. Entretanto, estão na mesma ordem de grandeza dos teores de MPS observados no Atlântico Sul, estando os maiores valores de MPS relacionados à intensificação dos processos erosivos ocorridos em cada região e ao *runoff* superficial, que carrega uma maior quantidade de materiais no período de maior deflúvio.



Figura 1.3.3 – Região da foz do estuário do rio Jaguaribe (CE) em período de seca (a) e chuva (b).

Devido ao grande número de barramentos de pequeno, médio e grande porte (SRH, 1991), o rio Jaguaribe tornou-se um dos rios de menor taxa de deposição de sedimentos do mundo ($\pm 2 \text{ t. km}^2. \text{ ano}^{-1}$) decorrentes de uma deposição de sólidos em suspensão que variam de 600 a 26.000 $\text{t.km}^2. \text{ ano}^{-1}$, no período de maior aporte fluvial e, de 32 a 450 $\text{t.km}^2. \text{ ano}^{-1}$, no período de seca. Tal carga mínima de sedimentos tem levado à intensificação dos processos costeiros (erosão/deposição) na foz do estuário, Cavalcante *et al.*, (2000), corroborando com os dados apresentados por Marins *et al.*, (2003). A diminuição do aporte de sedimentos, além de intensificar os processos de erosão costeira, também provoca a formação de novas ilhas de deposição que modificam o padrão de circulação e de transporte de materiais do canal estuarino.

1.3.2 – Carbono inorgânico e orgânico

Dentre os diferentes ciclos biogeoquímicos, o do carbono é aquele que se destaca pela sua complexidade e abrangência, podendo ser sub-dividido em ciclo do carbono orgânico e inorgânico. Pode-se dizer que o ciclo do carbono engloba todos os aspectos limnológicos, desde a produção primária, passando por cadeias alimentares, até fenômenos de sucessão biológica (Esteves, 1998).

Os diferentes tipos de carbono orgânico de um ecossistema aquático continental podem ser agrupados em duas categorias: carbono orgânico detrital e carbono orgânico particulado da biota (COP-biota) que, em conjunto, formam o carbono orgânico total (Esteves, 1998). O carbono orgânico detrital é, por sua vez, composto de duas frações: carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono orgânico particulado detrital (COP-detrital). (Esteves, 1998; Gordon & Goni, 2004; Stein & Macdonald, 2004).

O carbono orgânico particulado detrital (seston orgânico, material orgânico em suspensão, detrito orgânico particulado, detrito particulado ou biodetrito) é de fundamental importância para os ecossistemas límnicos (Blair *et al.*, 2003, 2004; Goni *et al.*, 2006), estando diretamente relacionado com o crescimento de bactérias que fazem parte da cadeia alimentar de vários microrganismos, bentos e insetos, que assimilam este material.

Dadas as grandes dificuldades metodológicas para separar o carbono orgânico particulado detrital (COP-D) do carbono orgânico particulado da biota (COP-B), muitos autores determinam os dois conjuntamente, e os denomina carbono orgânico particulado total (COP-T).

A cada ano, os rios transportam globalmente cerca de $0,4 \times 10^{15}$ g de carbono orgânico oriundos das bacias de drenagem para os oceanos. Deste total, $0,15$ a $0,17 \times 10^{15}$ g, é transportada na forma particulada (Ludwig, *et al.*, 1996; Hedges & Keil, 1999). Os fluxos globais de carbono orgânico particulado fluvial ($0,2 \times 10^{15}$ g C. ano⁻¹) contribuem de forma significativa com os depósitos recentes de carbono orgânico marinho (Duarte *et al.*, 2005). Além das descargas fluviais de carbono orgânico particulado, o ambiente estuarino possui características próprias, como por exemplo, o tempo de residência das águas estuarinas, que podem alterar a qualidade das descargas de carbono orgânico para os oceanos (Chester, 1990; Frankignoulle, *et al.*, 1998).

Nas zonas de máxima turbidez dos ambientes estuarinos, observam-se altas concentrações de material particulado em suspensão, que são provenientes dos processos de precipitação/floculação devido a mudanças na hidroquímica e ao maior TR observado nesta região. Com a mudança nas condições do ambiente de anóxico para óxico, que pode ocorrer nesta região, observa-se a partição do carbono orgânico nas fases particulada e dissolvida, como consequência de uma maior degradação da matéria orgânica (Komada & Reimers, 2001).

Dias (2005a), observou que a distribuição dos teores de matéria orgânica no MPS em nove pontos do estuário do rio Jaguaribe, variou de 0 a 100%, com média de $63 \pm 33,46\%$, classificando o MPS, no período de maiores deflúvios, como predominantemente orgânico.

Os menores valores de M.O no MPS foram observadas na região da zona de mistura estuarina, que apresenta mudanças na físico-química estuarina, podendo ou não a M.O trocar de compartimento geoquímico.

O carbono inorgânico é um componente essencial para os vegetais aquáticos na realização da fotossíntese, podendo afetar a distribuição destes organismos. A grande presença de carbono inorgânico nos corpos hídricos leva à acidificação da água, que altera as propriedades físicas (transparência da água) e químicas (diferentes compostos precipitados), ocasionando sérias mudanças nas comunidades aquáticas. Assim, todos os níveis tróficos sofrem reestruturação, tanto no número de espécies, quanto na biomassa. Dentre as comunidades mais afetadas estão peixes e as macrófitas aquáticas e, dentre as menos afetadas, fungos e algas (Esteves, 1998).

1.4 – Principais fontes de metais pesados para ambientes estuarinos

Os metais pesados são contaminantes ambientais com presença freqüente e ubíqua em vários efluentes de atividades humanas, incluindo efluentes urbanos e agropecuários. Além disto, são componentes naturais e antrópicos da deposição atmosférica (tabela 1.1), solos (tabela 2.2), água, biota e material particulado em suspensão. Lacerda (2005), calculou a contribuição para os principais cursos d'água do estado do Ceará, para fontes naturais e antrópicas, como pode-se observar nas tabelas 1.3 e 1.4, respectivamente. Portanto, mesmo sob condições de baixo desenvolvimento industrial, como é o caso da bacia de drenagem do rio Jaguaribe (CE), alguns metais pesados podem se constituir em ameaças potenciais para a qualidade da água e conseqüentemente a biodiversidade local. Os metais pesados chegam ao ambiente costeiro principalmente associados ao material particulado em suspensão e/ou dissolvidos na coluna d'água dos sistemas fluviais e ainda por deposição atmosférica (Salomons e Förstner, 1984; Warem & Zirmmemam, 1993).

Tabela 1.1 - Deposição atmosférica média em diferentes regiões do litoral brasileiro e do mundo (mg.m⁻².ano⁻¹)

	Cu	Zn	Pb	Hg
SE Brasil	-	5 ¹	15 ⁵	0,02 ²
Este USA	0,28 ³ – 3,5 ⁹	9,3 ³	2,7 ⁹ - 15 ³	0,03 ⁶
Litoral Panamá	0,5 ¹¹	0,9 ¹¹	-	-
Hong Kong	-	0,04 ⁹	-	-
Baixo Jaguaribe	0,34	0,99	1,19	0,006

1 – Silva Filho, *et al.*,(1998); 2 – Lacerda, *et al.*,(2002); 3 – Lindberg & Harris (1981); 4 – Schlesinger, *et al.*,(1982); 5 – Barcellos, *et al.*,(1997); 6 – Lacerda & Salomons (1998); 7 – Tanner & Wong (2000); 8 – Golley *et al.*,(1978); 9 – Melo (2001; 2003). Adaptado de Lacerda (2005).

Tabela 1.2 - Concentração de metais pesados (mg. Kg⁻¹) em diferentes tipos de solos litorâneos brasileiros e mundiais.

	Zn	Cu	Pb	Hg
Caetés-RJ Podzólicos	29-36	14-17	25-26	0,7-0,8
Caucaia-CE Podzólicos	21-36	9-17	0,8-24	0,1-0,8
Campos-RJ Cambisolo	102-105	9-17	46-53	0,06
Solos Agrícolas USA	-	18,5	11	0,01
Europa	60	26	29	0,03
Baixo Jaguaribe*	6,90	2,71	2,14	0,05

1- Souza (2000); 2 - Salomons & Förstner (1984); 3 - Dias, *et al.*, (2001); 4 - Lacerda (2005); 5 - Holmgren, *et al.*, (1993); 6 - Grigal, *et al.*, (1984); 7 - Ramalho & Sobrinho (2001); 8 - Ramalho, *et al.*, (2000); 9 - Silva (1996). Adaptado de Lacerda 2005.

Tabela 1.3 - Cargas de metais pesados de fontes naturais para os principais cursos d'água do estado do Ceará (ton. ano⁻¹).

	Zn	Cu	Pb	Hg
Timonha carga total	2,36	1,46	1,80	0,003
Atmosfera (%)	(15)	(8)	(23)	(67)
Solos(%)	(85)	(92)	(77)	(33)
Acaraú carga total	12,87	7,08	9,18	0,025
Atmosfera (%)	(11)	(7)	(18)	(60)
Solos(%)	(89)	(93)	(78)	(40)
Mundaú carga total	10,66	5,05	7,13	0,015
Atmosfera (%)	(14)	(10)	(24)	(60)
Solos(%)	(84)	(90)	(76)	(40)
Cóco carga total	1,8	1,3	1,4	0,031
Atmosfera (%)	(16)	(8)	(25)	(97)
Solos(%)	(84)	(92)	(75)	(3)
Jaguaribe carga total	7,89	3,05	3,33	0,011
Atmosfera (%)	(13)	(11)	(36)	(55)
Solos(%)	(87)	(89)	(64)	(45)

1 - Lacerda (2005).

Tabela 1.4 - Cargas de metais pesados de fontes antrópicas para os principais cursos d'água do estado do Ceará (ton. ano⁻¹).

	Zn	Cu	Pb	Hg
Timonha	2,39	1,78	0,47	0,004
Acaraú	12,9	29,5	1,92	0,021
Mundaú	6,47	25,5	2,54	0,022
Cóco	102	35,1	103	0,464
Baixo Jaguaribe	4,79	9,2	0,45	0,011

Principais fontes antrópicas: 1 - Águas servidas; 2 - Pecuária; 3 - Agricultura; 4 - runoff urbano; 5 - Resíduos sólidos; 6 - Carcinicultura. Lacerda (2005)

As características hidrogeoquímicas das regiões estuarinas e costeiras favorecem à deposição e acumulação de metais pesados, que podem atingir concentrações elevadas, mesmo em áreas onde fontes pontuais significativas destes contaminantes estão ausentes (Lacerda & Salomons, 1998; Salomão *et al.*; 2001).

Dentre os principais metais pesados de interesse ambiental, o Cu, Zn, Pb, Mn e Hg estão presentes em efluentes antrópicos, mesmo quando da ausência de fontes pontuais,

como as indústrias. Machado, *et al.*, (2002) demonstraram o grande potencial de contaminação por estes metais, principalmente Hg e Zn, oriundos dos resíduos sólidos urbanos. A agricultura também é uma fonte potencial de Cu e Zn presente como resíduos em fertilizantes e fungicidas (Páez-osuna, *et al.*, 2003). Águas servidas, “runoff” urbano e rural também contribuem como fontes significativas de metais pesados para águas superficiais, particularmente Hg e Zn (Nriagu & Pacyna, 1998; Nriagu, 1989; Pedrozo, 2003).

Lacerda *et al.*, (2004) calcularam as cargas naturais e antrópicas de Cu e Zn para a bacia inferior do rio Jaguaribe e mostraram que as emissões são predominantemente de fontes naturais, no caso do Zn (67% da carga total) e, no caso do cobre, predominantemente antrópicas (77% da carga total).

Dias *et al.*, (2005b), em estudo realizado no estuário do rio Jaguaribe, observaram que em períodos de grandes deflúvios, as concentrações de Cu no material particulado em suspensão foram bem maiores que as concentrações de zinco, variando entre 1,93 a 32,82 $\mu\text{g/g}$, com média de $13,52 \pm 9,69 \mu\text{g/g}$, apresentando um padrão sazonal fortemente ligado ao aporte do material particulado em suspensão. No período de estiagem as concentrações de zinco foram dominantes, variando entre não detectável (ND) a 45 mg/g, com teores médios de $6,22 \pm 10,6 \text{ mg/g}$, apresentando um comportamento inverso em relação ao cobre e ao material particulado em suspensão, não coexistindo com ambos. As elevadas concentrações de Zn encontradas por Dias, *et al.*, (2005b) podem estar intimamente ligadas ao “runoff” urbano e ao despejo de efluentes domésticos da região (Wareem & Zirmmam, 1993; Bibby & Webster-Brow, 2005).

Entretanto os dados iniciais de metais no material particulado em suspensão podem ter sido superestimados por erros analíticos devido a massas insuficientes de material particulado em suspensão, principalmente nos meses de baixos deflúvios e ao limite de detecção de zinco por espectrofotometria de absorção atômica de chama. Desta forma há necessidade de validação desses resultados.

Além disso, é importante normalizar as concentrações determinadas no material em suspensão utilizando-se um traçador do intemperismo para caracterizar as anomalias referentes às emissões antrópicas. Neste caso o elemento normalizador será o alumínio, por ser o terceiro elemento mais abundante da crosta terrestre, sendo amplamente distribuído combinado com oxigênio, flúor, silício, e outros constituintes monominerais. As fontes antropogênicas de Al são indiretas, onde os principais agentes atuantes são os ventos e a água, remobilizando o elemento contido em solos de áreas cultivadas e portanto, insignificantes, em relação às naturais.

1.5 – Modelos aplicados aos recursos hídricos

Desde os primórdios, o homem busca o estabelecimento de seus povoados em áreas próximas a rios e outros corpos d'água. Através da observação da natureza iniciou-se o estudo da hidráulica aplicada, e posteriormente da hidráulica fluvial, e da hidrologia caracterizando uma fase quase que totalmente empírica. De acordo com os pesquisadores Cunge, Holly & Verwey (1980), o interesse humano no escoamento dos rios vem principalmente da necessidade de se proteger a vida humana, suas propriedades e sistemas econômicos de eventos excepcionais de escoamento e explorar seus benefícios potenciais em termos de energia, agricultura e navegação. Após muitos anos de desenvolvimento prático e teórico desta ciência, compreendemos grande parte das leis físicas que regem os fenômenos naturais e, hoje, somos capazes de representá-las através de modelos físicos ou computacionais, Kundzewicz & Somlyódy (1993).

Os modelos matemáticos e computacionais compreendem um grande número de ferramentas que podem ser aplicadas no intuito de auxiliar na solução de problemas relacionados aos recursos hídricos, prevendo situações extremas de forma a serem obtidos avisos de sua ocorrência, magnitude e permanência.

1.5.1 – Modelos em recursos hídricos.

Os modelos matemáticos podem ser classificados segundo diversos critérios que serão discutidos a seguir. Primeiramente, eles podem ser agrupados em modelos determinísticos ou estocásticos. Os modelos determinísticos respondem sempre da mesma forma a uma mesma entrada, já os modelos estocásticos têm a relação entre entrada e saída dado por um comportamento estatístico. Dooge, (1973) e Yevjevich, (1974) apresentam revisões importantes sobre o uso de modelos determinísticos e estocásticos, destacando as vantagens de cada uma destas abordagens e acabando por concluir que os melhores resultados tendem a ser obtidos através da combinação destas duas metodologias.

O segundo critério de classificação dos modelos se aplica à escala espacial em que as variáveis do mesmo são consideradas. Assim, os modelos podem ser divididos em concentrados ou distribuídos. Este tipo de classificação se aplica mais aos modelos hidrológicos. Enquanto os modelos concentrados procuram representar grandes áreas através de variáveis assumidas como homogêneas no seu interior, os modelos distribuídos dividem o espaço a modelar em pequenos compartimentos, aos quais se aplicam as variáveis consideradas (Tucci, 1998; De Magalhães, 2005).

Um outro critério de classificação é através dos processos físicos que classificam os principais tipos de modelos usados na solução e modelagem de problemas relacionados a recursos hídricos superficiais (Tabela 1.5). Assim, diferentes modelos tratam da representação dos fenômenos hidrodinâmicos ou hidrológicos.

Os modelos hidrológicos buscam reproduzir características do ciclo hidrológico, como uma forma de conhecer quais os fatores limitantes, ou não, do ambiente a ser estudado. Os tipos mais comuns de modelos hidrológicos são os modelos chuva-vazão, que tratam da conversão da chuva em escoamento fluvial e são utilizados na simulação e previsão de séries temporais de vazão a partir de séries de precipitação (De Magalhães, 2005). Estes modelos não atendem a qualificação dos corpos hídricos e, portanto, fogem ao escopo do presente trabalho.

Os modelos hidrodinâmicos são utilizados em uma grande quantidade de estudos sobre a hidráulica fluvial, ou a circulação da água em estuários, lagoas, baías, etc. São freqüentemente utilizados no intuito de fornecer a variação do campo velocidades ao longo do tempo para os modelos de qualidade de água ou transporte de sedimentos, uma vez que estes fenômenos dependem de características hidrodinâmicas dos corpos d'água. O tipo de modelo chamado vazão-vazão é um exemplo de modelo hidrodinâmico voltado para a propagação de cheias ou, de forma mais geral, do escoamento (De Magalhães, 2005; Trento, 2005).

Tabela 1.5 – Exemplo de modelos utilizados na solução de problemas em recursos hídricos superficiais, adaptado de Tucci, 1998.

Nome	Tipo	Característica	Usos
Precipitação-Vazão	Determinístico Empírico Conceitual	Calcula a vazão a partir da precipitação	Extensão de séries de vazões; dimensionamento; previsão em tempo real; avaliação do uso do solo.
Vazão- Vazão	Determinístico Empírico Conceitual	Calcula a vazão em estuários, rios e canais, a partir do escoamento superficial	Extensão de séries de vazões; dimensionamento; previsão de cheias.
Geração estocástica de Vazão	Estocástico	Calcula a vazão com base em características da série histórica	Dimensionamento do volume de um reservatório.
Hidrodinâmico	Determinístico	Calcula a vazão de uma seção a partir de um ponto a montante	Simulação de alterações do sistema; efeitos de escoamento de jusante.

1.5.2 – Modelo chuva-vazão

Este tipo de modelo vem sendo largamente utilizado por diversos pesquisadores em diversos ambientes costeiros no Brasil, como Baía de Sepetiba (Molisani, 2004) e Baía de Guanabara (Kjerfve, *et al.*, 1997), lagoas de Saquarema e Araruama (Schettini, 1994; Kjerfve, *et al.*, 1996), sistema estuarino da Ilha de Itamaracá (Medeiros e Kjerfve, 1993), sistema estuarino lagunar de Cananéia-Iguapé (Bonetti & Miranda, 1997), e em outros sistemas costeiros ao redor do mundo como Winyah Bay (USA) (Patchineelam, *et al.*, 1999) e rio San Juan (Restrepo & Kjerfve, 2000).

A descarga fluvial, ou a vazão do rio (Q), representa fisicamente o transporte de volume ($L^3 \cdot T^{-1}$) de água. Por outro lado, a obtenção de dados das estações fluviométricas e a aplicação no estudo da física estuarina podem apresentar limitações devido ao fato que em geral a finalidade das medições de vazão, bem como as localizações das estações fluviométricas estão relacionadas a estudos sobre a manutenção do suprimento de água para abastecimento urbano, industrial e agrícola (Miranda, *et al.*, 2002). O cenário descrito é comumente observado nos rios e estuários do semi-árido brasileiro, nos quais o funcionamento de estações limimétricas e dados sobre a descarga fluvial são escassos, o que teria seu uso de pouca relevância, principalmente considerando-se que as intensas modificações antrópicas dos recursos hídricos, como o caso do rio Jaguaribe, são recentes e significativas.

A maioria dos modelos hidrológicos destinados ao estudo de grandes bacias hidrográficas, por representar um maior número de processos hidrológicos, são mais complexos e envolve uma grande quantidade de parâmetros, que devem ser ajustados através de calibração, ou medições de campo, em alguns casos, o que aumenta o risco de prognósticos para estes rios, principalmente quando os dados básicos são escassos, não se aplicando ao estuário do rio Jaguaribe.

1.5.3 – Modelos Hidrodinâmicos

As equações fundamentais que governam os escoamentos em corpos d'água são deduzidas a partir da aplicação dos princípios básicos de leis de conservação de três grandezas fundamentais na Mecânica do Contínuo: *energia, massa e quantidade de movimento*. Em geral, para a maioria dos propósitos práticos, a aplicação de duas dessas leis e, eventualmente, uma relação constitutiva, é suficiente para a modelação matemática (Tucci, 1998; Perrin, *et al.*, 2001; Miguez, 2001; Magalhães, 2003).

As equações tri-dimensionais de Navier-Stokes constituem o modelo matemático geral para o escoamento de fluidos reais (incompressíveis). A representação dos escoamentos através da consideração destas equações de forma completa consiste em uma abordagem mais complexa. No entanto, a representação de alguns corpos d'água pode ser feita considerando simplificações destas equações, o que leva a modelos mais simples, rápidos e com menor exigência de dados de entrada. O escoamento em rios, por exemplo, ocorre ao longo de uma direção preponderante (unidirecional longitudinal), assim, a representação do mesmo pode ser feita através de equações unidimensionais. As equações de Saint-Venant representam o escoamento fluvial 1D, e pode-se chegar a estas formulações de diversas formas, uma destas a partir da integração das próprias Equações de Navier-Stokes (Tucci, 1998; Brown & Van Niekerk, 1998; Campos, 2001).

Nos casos em que as características da calha fluvial e do evento de cheia não permitam omitir nenhum termo da equação dinâmica, torna-se necessária a solução do sistema completo das equações de Saint-Venant e, os modelos correspondentes são chamados de *modelos hidrodinâmicos completos*. Isto ocorre, por exemplo, quando se estuda a propagação de ondas de despacho originárias da operação de usinas hidrelétricas. Nestes casos, o transiente hidráulico abrupto só pode ser modelado adequadamente se os termos de inércia forem considerados. (Somlyódy, 1998; Shanahan, 1998; Rauch, 1998).

Atualmente apenas nove estados brasileiros possuem sistemas de monitoramento com indicadores de referência da qualidade das águas considerados ótimos ou muito bons; cinco possuem sistemas bons ou regulares e treze apresentam sistemas fracos ou insipientes (PNRH, 2006). A bacia do Atlântico Nordeste Oriental, na qual o rio Jaguaribe está inserido, faz parte das que possuem sistemas fracos de monitoramento, não apresentando bons indicadores de referência e apresentando um elevado nível de estresse hídrico, com a demanda maior que a disponibilidade hídrica (PNRH, 2006).

Esta constatação inviabiliza todos os modelos apresentados até agora, pois todos requerem uma base de dados secular e, no caso do rio Jaguaribe, Campos *et al.*, (2000), em estudo realizado aplicando um modelo probabilístico ressalta a necessidade de uma base de dados de 600 anos para um prognóstico confiável, pois a variação da vazão hídrica é muito grande (0 a 7000 m³/s), em um intervalo de poucos meses, o que torna inviável a utilização destes modelos, que requerem series históricas muito extensas.

Desta forma, o modelo hidrodinâmico determinístico, que usa como indicadores de referência das condições ambientais as condições hidrodinâmicas do ambiente estuarino, tais como; vazão hídrica e percentual de água doce, tempo de residência das águas e o prisma

de maré, foi o que mais se adequou a realidade do estuário do rio Jaguaribe, devido à inexistência de uma série de dados históricos da região próximo a foz, que possibilitassem a utilização de outros modelos, e a necessidade de integração dos dados referentes à variação da maré, visto que o sistema estuarino é fortemente dominado por esta variável, permitindo expressar um prognóstico ambiental do sistema de maior confiabilidade.

O uso de modelos hidrodinâmicos determinísticos em sistemas estuarinos apresenta-se como uma técnica já consolidada, que pode ser aplicada na simulação de processos hidrodinâmicos e de transporte de substâncias (orgânicas, inorgânicas, químicas e biológicas), que, de um modo integrado, determinam o comportamento da bacia hidrográfica (Dalrymple & Zaitlim, 1992), desde que as características da área sejam conhecidas.

Neste estudo, optou-se pela quantificação da disponibilidade hídrica fluvial e do fluxo de materiais (MPS, metais no MPS) oriundos da bacia de drenagem para o estuário do rio Jaguaribe (CE), usando um modelo hidrodinâmico determinístico buscando identificar indicadores de referência do sistema estuarino, tais como as vazões e o tempo de residência da água, para estabelecer os efeitos dos sucessivos barramentos ao longo do rio Jaguaribe, e da grande sazonalidade climática do litoral do Nordeste equatorial, sobre as descargas fluviais e de material particulado em suspensão.

Determinadas as vazões hídricas, e as descargas de material particulado em suspensão, foram medidos teores de metais pesados, Cu, Zn, Mn, Pb, Fe, Al e carbono (orgânico e inorgânico) no MPS das águas superficiais oriundas da bacia de drenagem, que chegam ao canal estuarino do rio Jaguaribe (CE) e, conseqüentemente, à zona costeira adjacente.

Capítulo 2

OBJETIVOS

2.1 – Objetivo geral.

Avaliar como alterações climáticas sazonais e causadas por atividades antrópicas (açudagem) no rio Jaguaribe (CE), localizado no semi-árido nordestino, influenciaram o balanço hídrico do estuário e o aporte de materiais do rio para o oceano atlântico equatorial durante três campanhas realizadas no período de um ano. Este resultado foi comparado ao de período pretérito para validação de resultados.

2.2 – Objetivos específicos.

- ✚ Variação de maré na interface ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe.
- ✚ Determinação da vazão hídrica do estuário do rio Jaguaribe.
- ✚ Determinação do prisma de maré para o estuário do rio Jaguaribe.
- ✚ Determinação do volume de água e tempo de residência (TR) das águas estuarinas do rio Jaguaribe.
- ✚ Determinação da hidroquímica, através dos parâmetros, oxigênio dissolvido, salinidade, temperatura e pH, em relação a maré.
- ✚ Quantificação do aporte de material particulado em suspensão (MPS) para ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe.
- ✚ Determinação dos teores de matéria orgânica no MPS.
- ✚ Determinação dos teores de carbonato no MPS.
- ✚ Determinação dos teores de metais-traço de interesse ambiental tais como; Cu, Zn, Mn, Pb e elementos maiores, tais como; Al e Fe no MPS.
- ✚ Determinação das vazões de MPS e metais no MPS oriundos da bacia de drenagem para o sistema estuarino.

Capítulo 3

ÁREA EM ESTUDO

3.1 – Localização e Acesso

O estuário do rio Jaguaribe (CE) (Figura 3.1), área alvo deste estudo, tem seu limite inferior no município de Fortim, e o limite superior no município de Itaiçaba. A partir da capital sede do estado, Fortaleza, tem-se uma distância aproximada de 160 km, em relação ao município de Aracati, maior cidade da região. O acesso à área se faz através da Rodovia Federal BR-116 e/ou pela Rodovia Estadual CE-040, todas asfaltadas.

Dias *et al.*, (2005c) e Dias (2005a) classificaram o estuário em três regiões, de acordo com parâmetros hidroquímicos e quantidade de material particulado em suspensão; a primeira foi a zona de maré do rio (ZR). A segunda foi a zona de mistura estuarina (ZM) e a terceira região foi classificada como zona costeira (ZC). Baseados nesta compartimentação do sistema estuarino, foi escolhido como ponto de amostragem a interface ZR/ZM na cidade de Aracati, por representar a região que disponibiliza a contribuição do material oriundo da bacia de drenagem para o estuário e que apresenta uma menor influência das forçantes de maré, quando comparada à interface ZM/ZC, na região da cidade de Fortim, onde as forçantes de maré atuam de forma mais intensa. Vale ressaltar que a ZR/ZM não é estável, apresentando flutuação espacial no período de chuva e, de acordo com a influência da maré, em cada período avaliado.

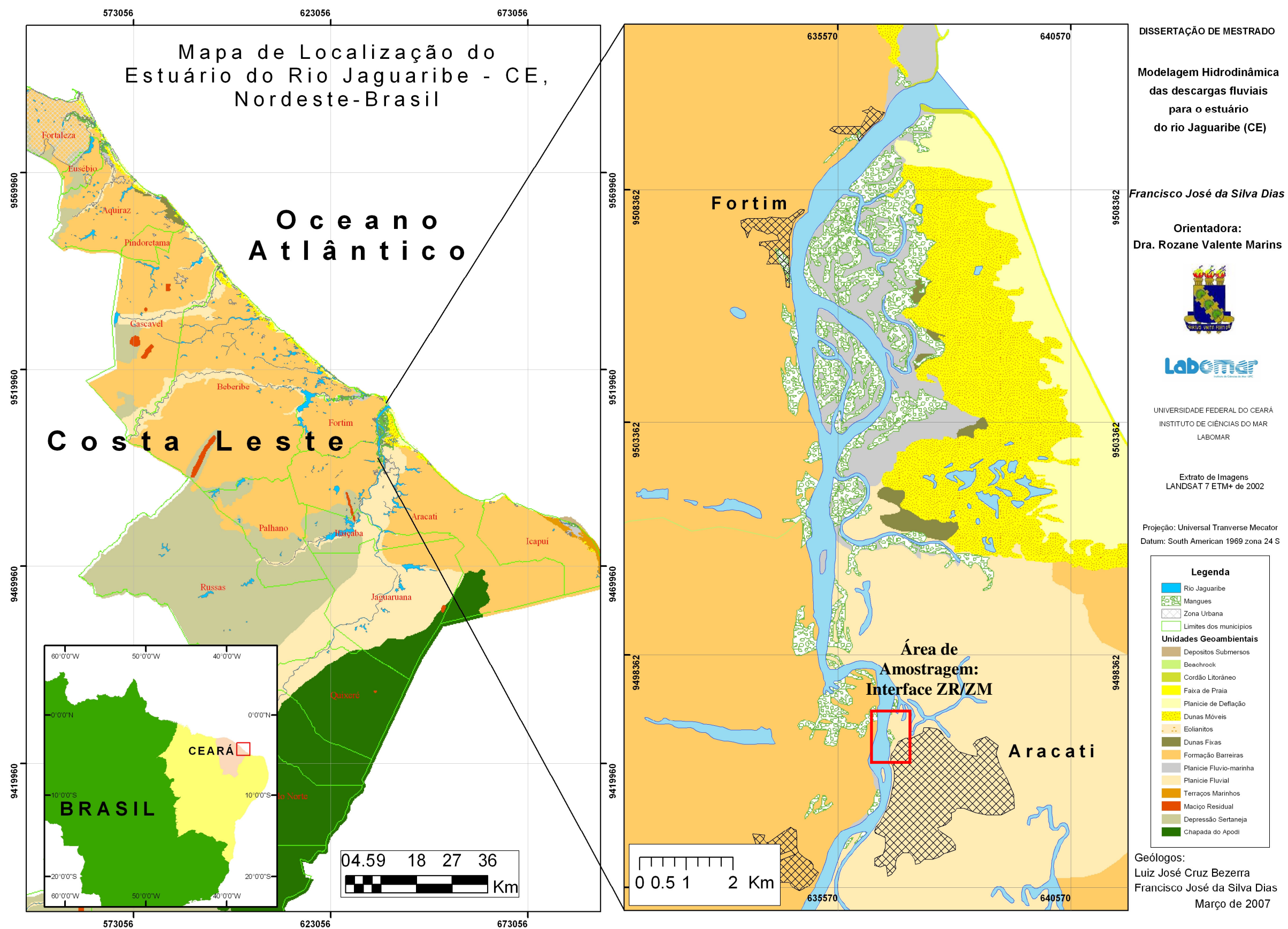


Figura 3.1 – Mapa de localização da região estuarina do rio Jaguaribe – CE, Nordeste – Brasil.

3.2 – Aspectos geomorfológicos e geológicos da bacia de drenagem do rio Jaguaribe.

A região caracteriza-se pela presença de quatro feições morfológicas distintas: O relevo litorâneo, a superfície aplainada das coberturas Cenozóicas, a borda norte ocidental da Chapada do Apodi e o extenso Pediplano de Rochas Cristalinas (Maia 1993).

As feições mais marcantes da faixa litorânea são os cordões de dunas antigas e atuais. As atuais migram de NE para SW sob ação dos ventos dominantes, deslocando-se até a zona sub-litorânea, indo sobrepor-se a dunas antigas, atingindo alturas superiores à 60m. As paleodunas estão geralmente fixadas por vegetação rasteira e dispostas em cordões paralelos à linha de costa. A existência de mais de uma geração de dunas, e das outras feições encontradas no litoral formadas pelos terraços marinhos e falésias, está associada às flutuações do nível relativo do mar durante o Quaternário (Maia, 1993).

A geologia da área em estudo está localizada na Província Borborema, estando sua origem associada ao rifte intracontinental que compõe a Bacia Potiguar. As litologias aflorantes na região são formadas por rochas do embasamento pré-cambriano e sedimentos cretáceos, plio-pleistocenicos e recentes (Maia, 1993).

A província Borborema constituiu-se por diversas faixas de rochas supra- crustais dispersas através de um terreno gnáissico-migmatítico, segundo trends estruturais a norte e a sul das grandes zonas de cisalhamento Patos e Pernambuco (Sá, 1984). Estas faixas constituem sistemas de dobramentos, resultantes da superposição de diversos eventos tectônicos, metamórficos e magmáticos sobre sedimentos e rochas vulcânicas acumuladas durante o Proterozóico médio e superior (Almeida, 1984).

A mineralogia da região é composta basicamente por Silicatos de potássio, magnésio e ferro (Biotita), potássio e alumínio (Ortoclasio), cálcio, alumínio e ferro (Epidoto), Argilas (Ilita, Caolinita, Caolim), Siltitos, Concreções Ferruginosas e Óxidos de Ferro, que no período chuvoso podem ser carreados ao rio devido à lavagem dos solos urbanos e agrícolas existentes no entorno da bacia de drenagem.

3.3 – Clima na região da bacia de drenagem do rio Jaguaribe.

A Zona Costeira do Ceará apresenta acentuadas variações sazonais em seus fatores climáticos, caracterizadas, principalmente, pelos regimes de chuvas e seca que são dominadas por ventos alísios de leste que determinam dois períodos ou “estações” marcantes ao longo do ano (Campos, 2003).

O clima semi-árido é característico para todo o Nordeste Brasileiro, marcado por uma intensa sazonalidade, que compreende dois períodos bem definidos, um chuvoso que vai de dezembro a maio, podendo se prolongar até meados de julho, tendo o mês de abril as maiores precipitações (balanço hídrico positivo), e outro de estiagem (seca, balanço hídrico negativo) variando entre os meses de junho a novembro, onde setembro para o sertão nordestino é o mês com menor índice pluviométrico, como observado na Figura 3.3.

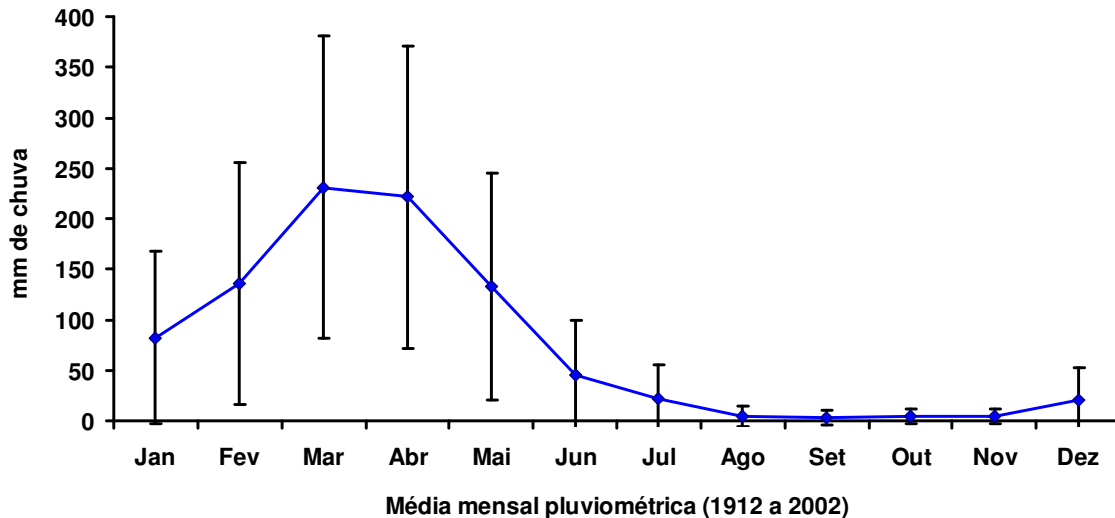


Figura 3.2 – Precipitações médias históricas para a região do baixo Jaguaribe. Observa-se de janeiro a junho a estação chuvosa, com o máximo pluviométrico em Abril. No segundo semestre tem-se a estação seca, onde setembro é o mês mais seco. (Funceme, 2004).

Outra característica do clima regional é a diferença da pluviosidade da zona litorânea e a registrada a pouco mais de 30 km, adentrando ao continente, a partir da foz do rio Jaguaribe. Observa-se, por exemplo, que em Fortim tem-se uma precipitação anual em torno de 1500 mm, em Aracati, ao longo das décadas, choveu em média 900 mm por ano, enquanto que em Itaiçaba esta precipitação caiu para 730 mm em média, caracterizando assim um clima semi-árido (Veríssimo *et al*, 1996).

Os índices pluviométricos observados no biênio 2005/2006 ficaram dentro dos parâmetros esperados pelos dados históricos para a região do baixo Jaguaribe e para todo o estado do Ceará, como se observa na Figura 3.4.

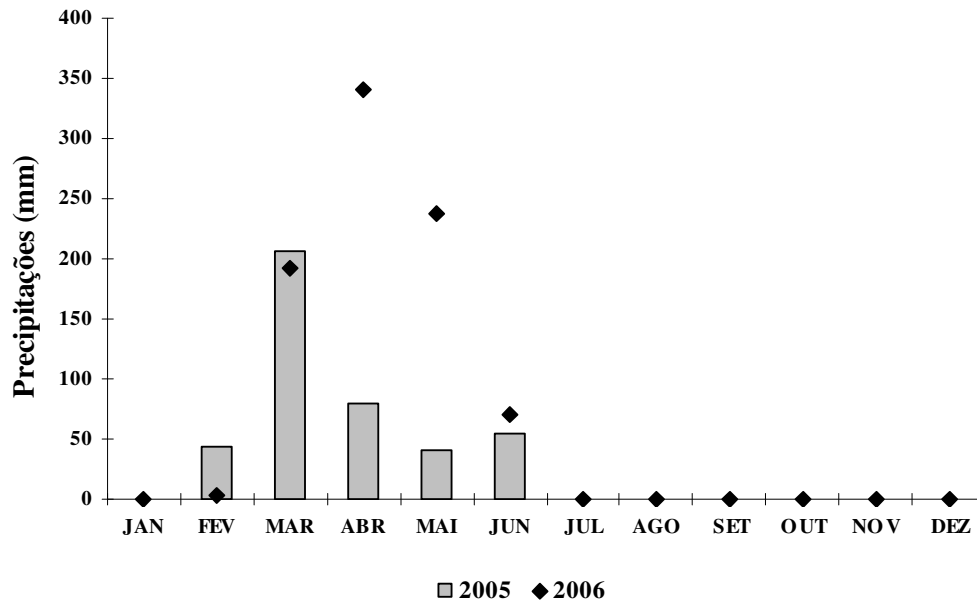


Figura 3.3 – A Figura demonstra o elevado índice pluviométrico para a região no primeiro semestre do ano (fevereiro a junho) mostrando claramente um balanço hídrico positivo. No segundo semestre observa-se um balanço hídrico negativo, devido a falta de chuvas. Estação meteorológica de Aracati – posto Aracati (Funceme, 2006).

A marcha sazonal das chuvas é controlada pela ZCIT (Zona de Convergência Intertropical), que no período do inverno norte-americano é impulsionada pelos ventos alísios NE, que trazem essa massa de ar ocasionando as chuvas no Nordeste Brasileiro, sendo denotada pelo povo nordestino como inverno, no período correspondente os meses de dezembro a maio. Para o segundo semestre do ano, a ZCIT enfraquece, ficando sobre o domínio dos ventos alísios SE, que retiram essa massa de ar do território nordestino, ocasionando o período de estiagem, popularmente conhecido como verão (Fundação Cearense de Meteorologia - Funceme, 2004.; Campos, 2003).

Existe uma periodicidade média de 30 anos entre eventos de grandes deflúvios, segundo modelos de variações climáticas do IPCC (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas), Nobre (2003). Em estudo realizado no estuário do rio Jaguaribe, Dias e colaboradores (2005c) observaram um evento desta magnitude, com nível médio das águas do rio superior a três vezes o volume observado em anos com precipitações normais, e com volume de chuvas nos primeiros meses do ano chegando a duas vezes os valores históricos.

O regime térmico da região é caracterizado por temperaturas pouco amenas, com valores médios superiores a 26 °C. Segundo dados da Funceme (2006), para as regiões litorâneas e pré-litorâneas, no mês de julho são registradas as menores médias anuais, que atingem 26,1°C. No bimestre Novembro-Dezembro, as temperaturas médias giram em torno

de 27,4°C, que demonstra a pouca amplitude térmica da região (Veríssimo *et al*, 1996.; Campos, 2003).

Os meses de junho, julho e agosto apresentam menores temperaturas, enquanto que as maiores ocorrem nos meses de Outubro/Fevereiro. A temperatura estável, aliada à baixa amplitude térmica, provoca na região elevadas taxas de evapotranspiração e, conseqüentemente, aumento da perda de culturas (Maia, 1993; Campos, 2003).

No biênio 2005/2006, observou-se que a temperatura média variou entre 23 e 33° C, para a região de Aracati, segundo dados da Funceme (2006).

3.4 – Hidrografia e Oceanografia da bacia de drenagem do rio Jaguaribe.

O estudo das bacias hidrográficas tem importância fundamental na gestão dos recursos hídricos, pois a bacia é a unidade onde se refletem as atividades que afetam a qualidade e a disponibilidade da água.

A rede hidrográfica da bacia de drenagem do rio Jaguaribe (Figura 3.4) é o reflexo direto da sazonalidade climática da região. Os rios e riachos, secundários à bacia, são intermitentes, fluindo somente durante o período chuvoso. O nível máximo das águas é atingido nos meses de Fevereiro a Abril, coincidindo com o período de maior pluviosidade para a região (Veríssimo, 1996). O eixo da bacia do rio Jaguaribe apresenta direção geral SW-NE, sendo a mais extensa e importante da região, ocupando cerca de 47% do estado do Ceará, onde recebe numerosos afluentes vindos do sul e do oeste, constituindo assim um extenso conjunto fluvial (SRH, 1991).

O rio foi perenizado com as águas do Açude Orós, e mais recentemente com a construção do Reservatório do Castanhão, minimizando os problemas causados pelo regime irregular das chuvas para o estado (COGERH, 2006). Com o prolongamento do período de estiagem na década de noventa, o governo do estado adotou como medida mitigadora, a construção de um canal, iniciado na cidade de Itaiçaba, que normalizaria o abastecimento de água potável na capital, Fortaleza e Região Metropolitana, que tinha uma demanda muito grande para pouca disponibilidade deste bem mineral à época (SRH, 1991).

Devido ao padrão detrítico da drenagem, e a intermitência da maioria dos afluentes e tributários, associado ao padrão sazonal observado para a região, período de seca e chuva bem definidos, a região estuarina do rio Jaguaribe é a região que reporta todas as condições impostas a bacia de drenagem, formando nesta região um verdadeiro mosaico das condições ambientais e do registro das atividades desenvolvidas em toda a bacia de drenagem.



Figura 3.4 – Área de influência da bacia de drenagem do rio Jaguaribe (CE).

Analisando a série histórica das vazões calculadas para a bacia do Jaguaribe cedidas pela Agência Nacional de Águas – ANA (2006), é possível observar claramente uma redução das vazões da Bacia de drenagem do rio Jaguaribe para o estuário. Inicialmente, pode-se observar que o período compreendido entre os anos de 1978 a 1989, apresentaram vazões máximas na ordem de $2250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, para o ano de 1985, além de outros valores significativos de vazão, conforme pode ser visto na Figura 3.5, onde este período encontra-se destacado com a quadrícula vermelha.

Após esse primeiro período, pode-se observar que o intervalo compreendido entre os anos de 1990 a 2006 apresenta vazões consideravelmente menores, com média de $24,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e picos na ordem de $251,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, referente ao ano de 1996. Estes resultados demonstram que para o período compreendido entre os anos de 1990 a 2006, os valores máximos de vazões no qual a bacia do Jaguaribe exportou para o estuário foi aproximadamente 10 vezes menor, quando comparados aos valores máximos obtidos para os intervalos compreendidos entre 1978 a 1989.

A mudança ocorrida nas vazões hídricas do rio Jaguaribe, nos últimos 20 (1987-2007) anos é devido a crescente demanda por água visando abastecimento humano. Para aumentar a disponibilidade foram construídos vários açudes de pequeno, médio e grande porte ao longo de toda a bacia do Jaguaribe (SRH, 1991). A partir destas construções pode-se concluir que uma das conseqüências diretas ocasionadas pelo efeito da açudagem foi a normalização e a redução da média da vazão hídrica para o sistema estuarino, alterando diretamente os múltiplos usos da água e muito provavelmente os ecossistemas locais.

As vazões históricas para bacia do Jaguaribe (ANA, 2006) não fundamentaram as estimativas modeladas por Campos *et al.*, (2000); Krol *et al.*,(2006), que relatam que as vazões hídricas totais podem variar entre 0 e 7000 m³.s⁻¹, em um intervalo de poucos meses.

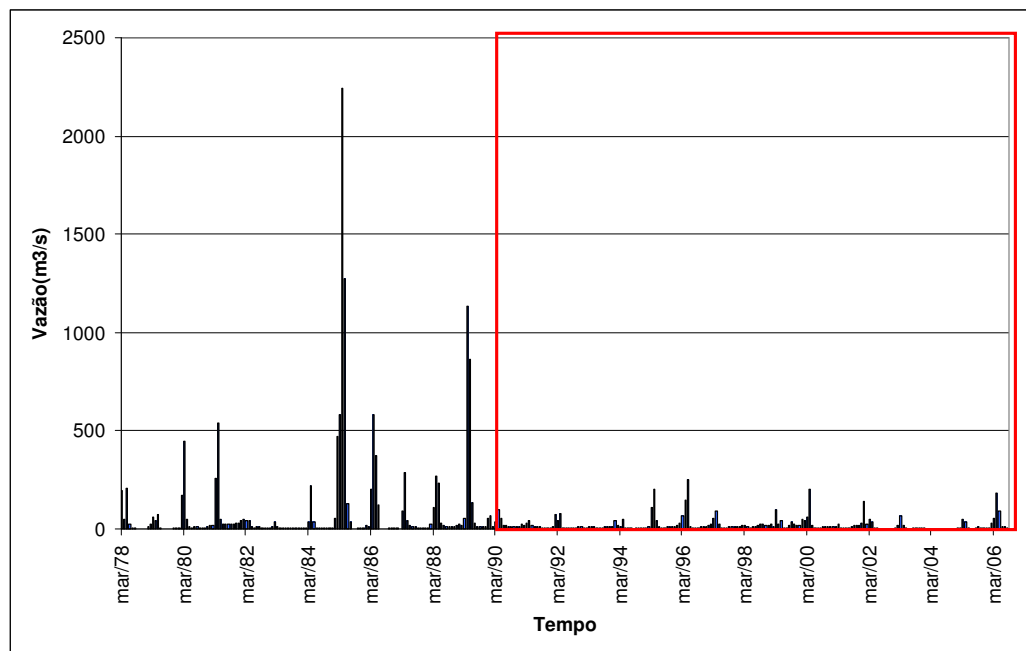


Figura 3.5 – Variação da vazão para o estuário do rio Jaguaribe (CE). ANA, 2006.

3.5 – Regime de marés para o estuário do rio Jaguaribe.

As marés da costa do Ceará podem ser classificadas como ondas 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).

Estes tipos de comportamento nas bocas de estuários fazem com que as variações de altura de maré progridam estuário acima e, às vezes, rio acima. A onda de maré que entra estuário acima se modifica devido a variações na largura e profundidade do estuário, aumento de atrito e do fluxo do rio para o mar (Guimarães & Marone, 1996).

Dias, *et al.*,(2005c), a partir de dados obtidos com uma régua liminimétrica auto-suportada, comparou a curva de maré ideal média a partir de dados da tábua de maré para o porto de Areia Branca-Termisa (Rio Grande do Norte), observando uma defasagem de duas horas entre os picos de maré alta ideal e medida, e entre os picos de baixa a defasagem observada foi de três horas, ou seja, uma flutuação de 2.1 m na tábua de marés significa uma flutuação dentro do estuário de 1,4 m.

Na região não existe uma série histórica da variação da maré, sendo utilizadas as medidas da tabua de maré do Departamento Nacional de Hidrografia (DHN) para a região do Porto de Areia Branca-Termisa, carta 703 (Estado do Rio Grande do Norte - RGN), a mais próxima da região.

A variação da maré observada nas tabuas de maré para o porto Areia Branca-Termisa (RGN) foi de 0,9 a 3,8 metros, com valores médios de 2,4 m, para os meses de setembro a dezembro de 2005. Em 2006 a variação média foi de 2,5 metros com máxima de 3,8 m e mínima de 1,1 m, entre os meses de janeiro e junho (DHN, 2006).

A Tabela 3.1 mostra a característica e o comportamento para as marés de Quadratura e Sízígia, referentes ao biênio 2005/2006, segundo a tabua de maré de Areia Branca-Termisa (RGN), fornecida pelo DHN.

As variações diárias dos níveis de maré, com base nos dados fornecidos pelo DHN, para o porto de Areia Branca-Termisa (RGN), podem ser observados na figura 3.6. Foram construídos gráficos de variações diárias dos níveis de marés para o período de setembro de 2005 a junho de 2006, onde as linhas em vermelho representam os meses em que foram realizadas as coletas.

Tabela 3.1. – Altura máxima, altura mínima e amplitude de maré para o biênio 2005/2006 em condições de quadratura e de sízígia, de acordo com as tabuas de maré para o porto de Areia Branca - Termisa, Rio Grande do Norte (DNH, 2006).

Biênio 2005/2006	MARÉ DE QUADRATURA			MARÉ DE SIZIGIA		
	Máximo	Mínimo	Amplitude de Maré	Máximo	Mínimo	Amplitude de Maré
Setembro/05	2,4	1,4	1,0	3,8	0,0	3,8
Outubro/05	2,3	1,0	1,3	3,7	0,0	3,7
Novembro/05	2,4	1,2	1,2	3,6	0,1	3,5
Dezembro/05	2,5	1,2	1,3	3,6	0,2	3,4
Janeiro/06	2,5	1,2	1,3	3,7	0,0	3,7
Fevereiro/06	2,5	1,2	1,3	3,8	0,0	3,8
Março/06	2,4	1,3	1,1	3,8	0,0	3,8
Abril/06	2,4	1,3	1,1	3,6	0,0	3,6
Mai/06	2,5	1,3	1,2	3,5	0,1	3,4
Junho/06	2,5	1,2	1,3	3,3	0,0	3,3

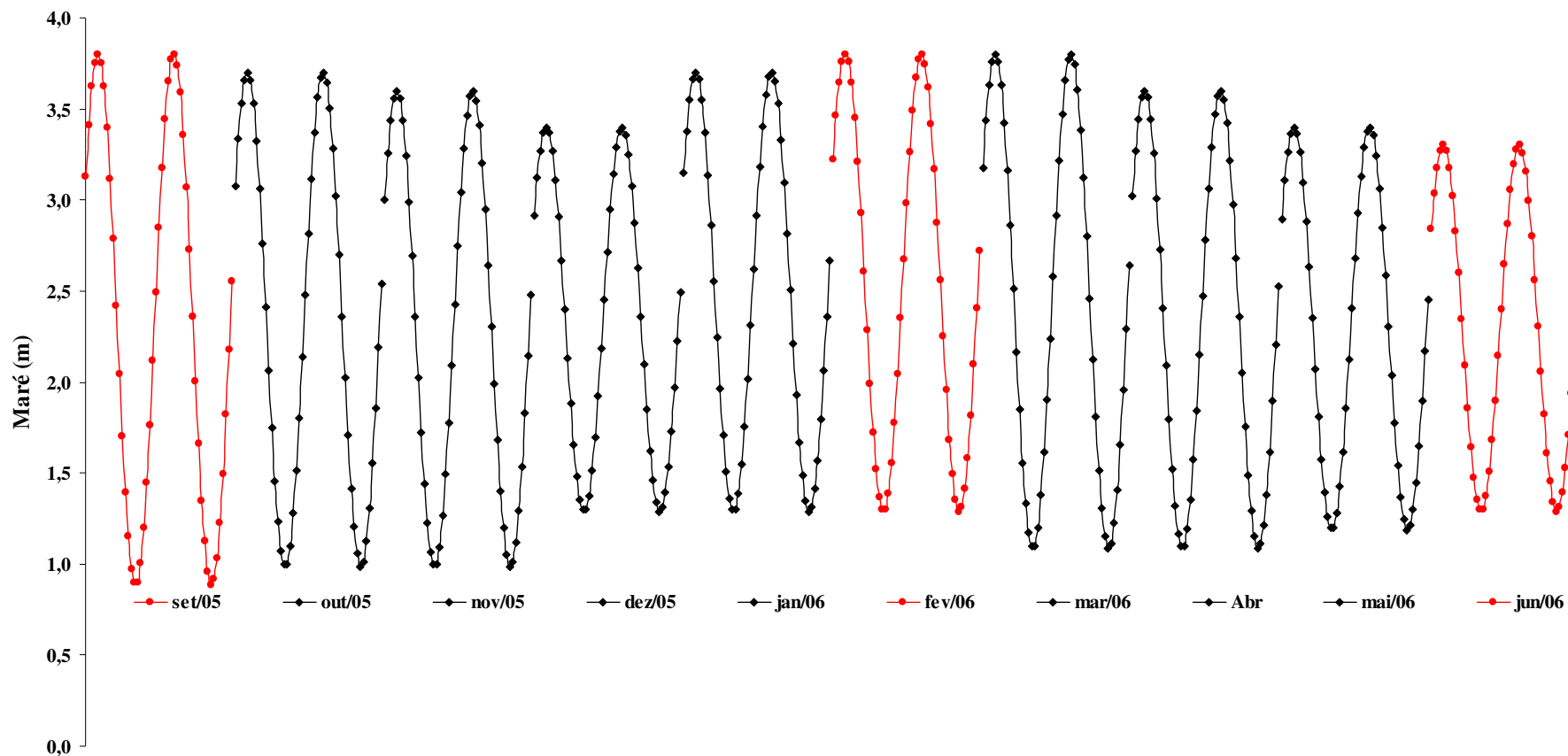


Figura 3.6 – Variações diárias dos níveis de Maré, para o porto de Areia Branca-Termisa (Rio Grande do Norte), segundo a Diretoria de Hidrografia e Navegação-DHN. Dados referentes ao período de setembro de 2005 e junho de 2006. As linhas em Vermelho correspondem aos meses em que foram realizadas as coletas.

Capítulo 4

MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 - Etapa Pré-Campo

Em laboratório, a partir de uma carta topográfica da Sudene (Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste) com escala de 1:100.000, delimitou-se a área de estudo. A partir desta carta topográfica, foi confeccionado um mapa base com o auxílio dos Softwares *Auto Cad Map* e posteriormente *Arc View 9.0*.

Todo o material usado nas determinações de MPS, metais no MPS e os teores de carbonato no MPS foram previamente tratados com uma solução de HCl 10% e lavados com água de alta pureza (deionizada) para fins de descontaminação (Melo, *et al.*, 2003).

4.2 – Amostragem no estuário do rio Jaguaribe

A amostragem realizada, em um ponto da calha principal do rio, na interface ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe, para cada campanha, foi do tipo semi-diurna durante um ciclo de maré de 12,4 horas. O intervalo amostral foi de uma hora entre amostras, perfazendo um total de 12 amostras coletadas em unicata por campanha e por parâmetro analisado. O intervalo amostral foi definido para buscar uma melhor observação da influência da maré no sistema estuarino, perfazendo um total de 36 amostras nas três campanhas (Figura 4.1).

Para cada campanha foram coletadas alíquotas diferentes variando entre 1,5 e 5 litros, na calha principal do rio, com auxílio de uma garrafa de “*Vandoorn*”, visto que em

estudos pretéritos realizados pelo Laboratório de Biogeoquímica Costeira do Labomar, o volume de amostra pode interferir na obtenção de uma massa crítica massa de MPS, principalmente para a posterior determinação de metais no MPS. Por exemplo, na determinação dos metais no MPS, o volume de amostra necessária para que se obtenha uma massa representativa é de 5 litros, para que se possa chegar o mais próximo de 0,5 g relatados na literatura especializada para minimizar os erros analíticos que geralmente ocorrem em pequenas massas de MPS. Para determinação dos teores de matéria orgânica e carbonatos no material particulado em suspensão (MPS) foram utilizadas alíquotas de 1,5 L na determinação de cada parâmetro, visto que estas determinações não requerem uma grande quantidade de MPS (APHA, 1998).

Paralelamente às coletas de água, foram realizadas medidas de parâmetros hidroquímicos (salinidade, condutividade, temperatura e oxigênio dissolvido), flutuação da maré e medidas de vazão e velocidades de escoamento.

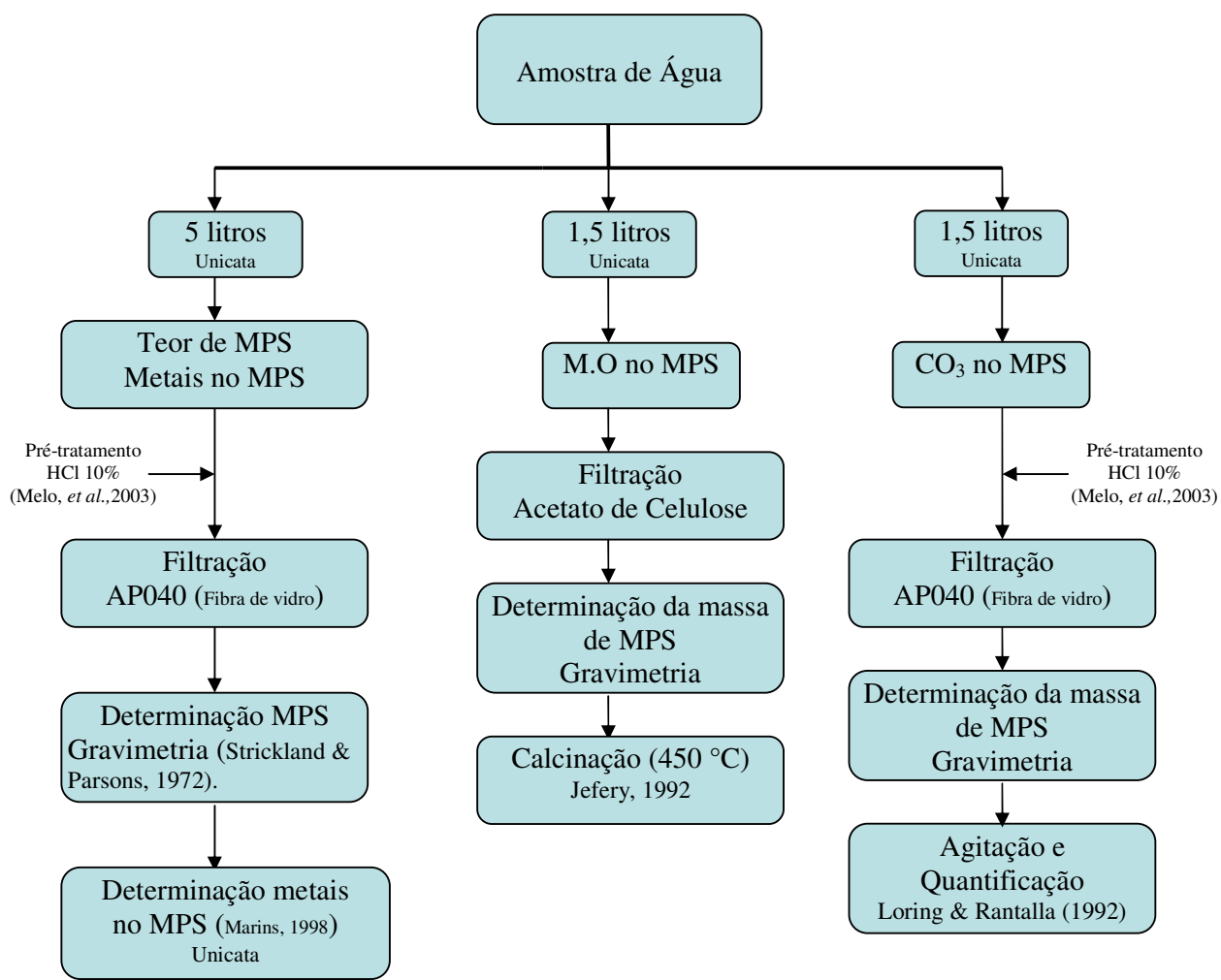


Figura 4.1 – Fluxograma de coleta e análises das amostras de água na interface ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe.

4.3 - Caracterização da hidroquímica.

O levantamento hidroquímico foi realizado *in situ* através do uso de uma sonda portátil modelo YSI 85, calibrada previamente com a solução de O_2 *probe solution* cód. YSI 5906, que mediu parâmetros como, temperatura ($^{\circ}C$), salinidade (‰), condutividade (μs) e o teor de oxigênio dissolvido, em mg/l, e percentual de saturação de oxigênio. O pH foi medido com um multivoltímetro ORION, modelo 250 A, utilizando-se um eletrodo combinado de Ag/AgCl e calibrado com as soluções tampão de pH 7,0, cód. 910760 e pH 10,01, cód. 911060, todos de marca ORION.

4.4 - Quantificação do material particulado em suspensão (MPS).

Após a coleta na ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe, as amostras foram acondicionadas em garrafas PET e foram mantidas sob refrigeração a $4^{\circ}C$, até a chegada no Laboratório de Biogeoquímica Costeira do Labomar/UFCE em Fortaleza.

Os teores de MPS foram obtidos por gravimetria, através da diferença de pesos antes e após o processo de filtração em filtros de fibra de vidro (Millepore AP040) (Strickland & Parsons, 1972).

4.5 - Determinação do teor de matéria orgânica (MO) no MPS.

Após o processo de filtração e obtenção através de medida gravimétrica da massa de MPS, os filtros são colocados em cadinhos de porcelana e levados à mufla, a uma temperatura de $450^{\circ}C$, por um período de 12 horas ininterruptas, constantes para as três campanhas realizadas.

Os teores de matéria orgânica (MO) no MPS foram obtidos por gravimetria através da diferença de pesos antes e após a calcinação. A partir desta diferença, foi obtido um resíduo amostral que diminuído do resíduo do filtro fornece o resíduo mineral. Por sua vez, o resíduo mineral diminuído da massa do MPS, revela os teores de MO no MPS (Jefery, 1992).

4.6 – Determinação dos teores de carbonato no MPS.

De posse da massa de MPS, obtida previamente por gravimetria, os filtros são colocados em erlenmeyers, previamente levados à estufa a $110^{\circ}C$ por 12 horas para retirada de umidade. Juntamente com o filtro, adiciona-se 5ml de HCl 4N em um tubo de ensaio de fundo chato. O erlenmeyer é tamponado por uma rolha de borracha, por onde passa um tubo de vidro com cloreto de cálcio anidro. Depois do aparato (Figura 4.2) devidamente montado

os teores de carbonato no MPS são determinados por medida gravimétrica através da diferença de pesos antes e após agitação do aparato.

A metodologia analítica de Loring & Rantala (1992) foi referendada pela abertura de padrão de carbonato de cálcio de marca *Vetec*, com grau de pureza 99%. O cálculo dos teores de carbonato no MPS foram feitos a partir da seguinte fórmula:

$$\%CaCO_3 = \left\{ \left[\frac{(Pt - Pb)}{Q} * 0,100 \right] / Ps \right\} * 100$$

%CaCO₃ = Quantidade de carbonato de cálcio em percentual.

Pt – Perda de carbonato do material em suspensão entre aparatos antes e após agitação.

Pb - Perda de carbonato entre o aparato antes e após agitação “sem o filtro”.

Q - Perda de carbonato do padrão entre o aparato antes e após agitação.

Ps – Massa de material particulado em suspensão

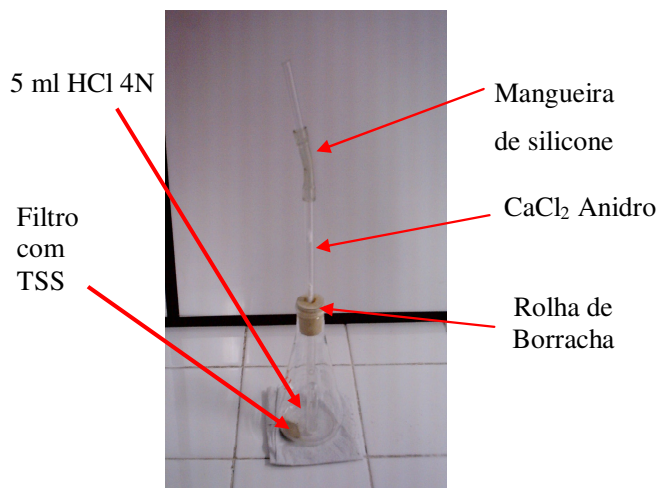


Figura 4.2 - Aparato para determinação dos teores de carbonato em suspensão, segundo Loring & Rantalla (1992).

4.7 - Determinação das concentrações de Cu, Zn, Pb, Mn, Fe e Al no MPS.

Calculado o teor de material em suspensão para cada hora de coleta e, de acordo com a variação da maré, os filtros foram colocados em erlenmeyers de 125ml, e devidamente tampados com reatores termo-cinéticos de vidro “dedo frio” impedindo a volatilização de materiais ao adicionar-se 10 ml de uma solução de água-régia (1:3) 50%. Em seguida, o material é levado a uma placa aquecedora, para digestão, a uma temperatura constante de 80°C (controlada por termômetro) por um período de duas horas (Marins, 1998; Gonçalves, 1993; Fizman, 1984; Aguiar & Marins, 2007).

Após o período de digestão dos filtros, o extrato em temperatura ambiente foi acondicionado em tubos de ensaio, e levado à leitura (absorvância) em um aparelho de espectrofotometria de absorção atômica de chama (modelo Shimadzu AA 6200), previamente calibrado com soluções-padrões contendo, 1,000 +/- 0,002 g/l de Cu (PANREAC), 1,000 +/- 0,002 g/l de Zn (PANREAC), 997 mg/l +/- 2 mg/l de Pb (MERCK), 1000 mg/l +/- 2 mg/l de Mn (PANREAC), 1001 mg/l +/- 2 mg/l de Fe (MERCK) e 1000 mg/l +/- 2 mg/l de Al (MERCK).

As concentrações finais dos metais nas amostras foram obtidas através das equações das curvas de calibração corrigidas pelos fatores de diluição dos extratos (quando necessário) e pelo volume do extrato. Em seguida, a concentração do metal por volume do extrato foi transformada em unidade de massa dividindo-se a concentração em volume pela massa de material em suspensão analisado.

O teor do metal (TM) analisado é dado pela seguinte expressão:

$$[TM] = \frac{(c * v * f)}{m}$$

TM – Teor do metal ($\mu\text{g/ml}$) obtida através da curva de calibração do metal.

v - volume do extrato.

f - fator de diluição do extrato, quando necessário.

m - massa do sedimento.

Vale ressaltar que os resultados tiveram como critério de aceite analítico o desvio da média de três replicatas menor ou igual a 10%. Os resultados que estiveram fora deste critério foram desconsiderados. Foram feitas leituras do branco e de um ponto médio da curva de calibração para avaliar a estabilidade do equipamento e das condições de análise, a cada dez amostras. O equipamento realiza leituras em triplicata da amostra.

O limite de detecção do método empregado (em mg/L) foi determinado como igual a 3 vezes o desvio estimado por S_y/x dividido pela inclinação da reta, a partir da reta de regressão obtida da curva de calibração para cada um dos elementos metálicos avaliados, assumindo-se que no método dos mínimos quadrados não ponderados, cada ponto do gráfico (incluindo o ponto representativo do branco) tem uma variação normalmente distribuída, sendo $S_y/x = (\sum (Y_i - \bar{Y})^2 / (n-2))^{1/2}$ (Miller, L.C.; Miller, J.N. 1994). Tais valores são apresentados na tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Valores médios dos limites de detecção do espectrofotômetro de absorção atômica para os metais analisados, com n = 3.

Metais Analisados	Limite de Detecção
Cu	0,01 µg/mL
Zn	0,02 µg/mL
Mn	0,03 µg/mL
Pb	0,01 µg/mL
Al	0,03 µg/mL
Fe	0,01 µg/mL

4.8 – Modelo Hidrodinâmico determinístico.

4.8.1 - Variação de maré, velocidade superficial e vazão instantânea no canal estuarino do rio Jaguaribe.

Neste estudo, a variação da coluna d'água foi feita com o auxílio de uma sonda de pressão e temperatura “*DIVER*” (DI 242/Watelloo-Schumberger) (Figura 4.4c), que foi fundeada em uma base de metal, durante 13 horas para realização de medidas a cada 5 minutos, com precisão na ordem de centímetros e graus Celsius para altura da coluna d'água e temperatura, respectivamente.

Corroborando com as medidas de nível d'água e temperatura obtidas através da sonda de pressão “*Diver*”, foram realizadas medidas de velocidade média do escoamento e vazões instantâneas com auxílio de um correntômetro ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*) com sensor acústico de frequência 1,5 MHz, produzido pela *SONTEK/YSI*. O ADCP calcula a velocidade média do escoamento e a área da seção molhada em que o perfil está sendo realizado, gerando automaticamente a vazão instantânea para a seção. O ADCP é um equipamento composto por uma sonda, com quatro transdutores, um “*deck box*”, onde os sinais são filtrados e transmitidos para um PC com um software específico que coordena as ações de todo o sistema, recebe os dados e os disponibiliza em forma de gráficos, tabelas, etc. O equipamento transmite ondas sonoras através da água em frequência preestabelecida (75, 300, 600 ou 1500 kHz). Partículas carregadas pela corrente de água, a diferentes profundidades, refletem o som de volta para o aparelho que detecta o eco através de seus sensores (Figura 4.3).

Visando uma melhor compreensão da circulação hidrodinâmica do canal estuarino foram realizados, na região da interface ZR/ZM, 2 perfis perpendiculares à direção do fluxo

do rio, em um intervalo de 30 minutos, ao longo de um ciclo de maré por um período de 12,4 horas, totalizando 24 perfis. As medidas são replicadas a cada 5 segundos de velocidade vertical e horizontal, em três compartimentos, coluna d'água superficial, coluna d'água média e coluna d'água de fundo. Isto resultou em medidas de velocidades horizontais na faixa de 0,1 a 1000 $\text{cm.s}^{-1} \pm 1\%$, tendo uma precisão de 0.1 cm.s^{-1} .

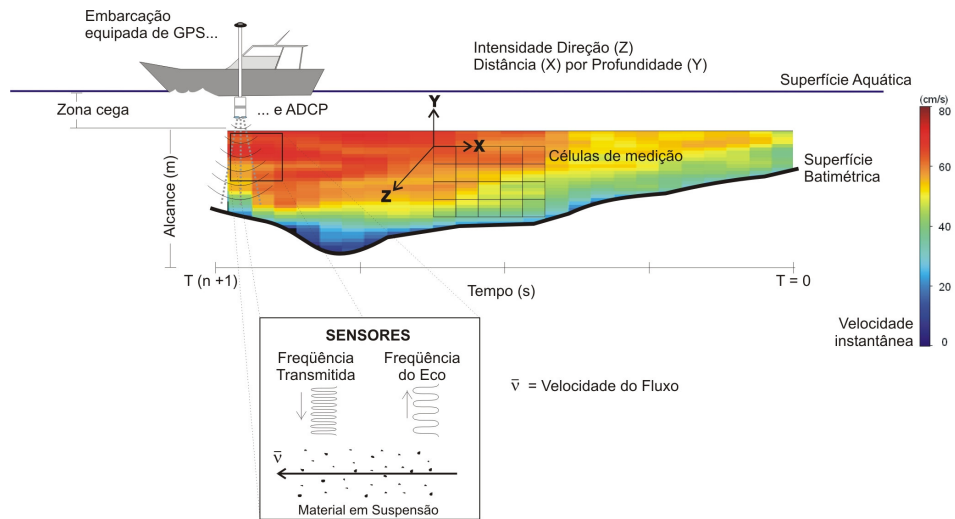


Figura 4.3 – Ilustração do funcionamento do perfilador de correntes ADCP, que calcula as intensidades e direções por célula de medição, ao longo de um perfil. Os cálculos são feitos baseados no efeito doppler, causado pela movimentação das partículas em suspensão na coluna d'água, o qual ecoa uma frequência transmitida. O ponto de referência estático utilizado é a superfície batimétrica.

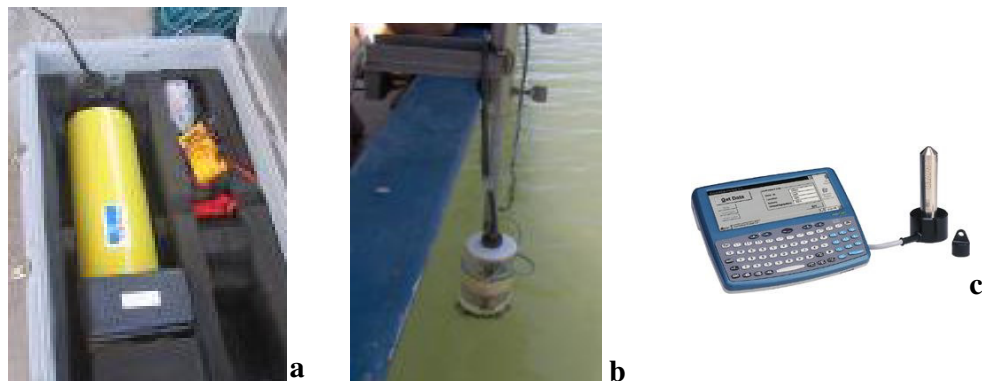


Figura 4.4 – a - Deck box com bateria para sonda. b - sonda em uso. c - sonda de pressão “diver”.

4.8.2 – Volume de água total e volume de água doce na interface ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe.

De posse dos dados de vazão e variação da curva de maré, foi calculado o volume de água total (dv), em m^3 , para cada campanha realizada, a partir da seguinte Equação 1:

$$dv = Qm * \xi \quad \text{Equação (1)}$$

Sendo Q, a média das vazões, calculada a partir de valores horários para a seção durante um ciclo de maré, em $m^3 \cdot s^{-1}$, de acordo com a Equação 2.

ξ , em segundos, foi calculado tendo como base o período de maré no canal estuarino de 12,4 horas.

$$Qm = \frac{\sum_{i=1}^n Q1 + Q2 + \dots + Qn}{n} \quad \text{Equação (2)}$$

Levando em consideração o volume de água total no estuário para cada período avaliado, calculou-se o percentual de água doce existente na massa de água total através da Equação 3, em m^3 .

$$Vfw = \frac{1}{v} \int \frac{So - S}{So} dv \quad \text{Equação (3)}$$

Onde, So é a salinidade observada para a água do mar e S é uma média da salinidade, obtida *in situ*, calculada a partir de medidas horárias, para a seção, durante um ciclo de maré, conforme a Equação 4.

$$S = \sum_i^n \frac{S1 + S2 + \dots + Sn}{n} \quad \text{Equação (4)}$$

4.8.3 – Tempo de Residência na interface ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe.

O tempo de residência (em dias) foi calculado a partir do modelo proposto por Pritchard (1960), que leva em consideração o prisma de maré da região em estudo, segundo a Equação 5:

$$TR = \frac{Vfw}{Qi} \quad \text{Equação (5)}$$

Sendo Qi uma média das vazões de entrada e saída do canal estuarino, durante o ciclo de maré de 12,4 horas.

4.8.4 – Prisma de Maré na interface ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe.

Para o cálculo do prisma de maré, foram calculadas as vazões de entrada (V_{flood}) Equação 6, e saída (V_{ebb}) Equação 7:

$$V_{flood} = \int_{t=0}^{t=r} Q(y, t) dt \quad \text{Equação (6)}$$

$$V_{ebb} = \int_{t=0}^{t=r} Q(y, t) dt \quad \text{Equação (7)}$$

Onde t é o período da maré (em segundos), e $t=0$, $t=r$, representam os instantes de maré baixa e maré alta, respectivamente. O prisma de maré resultante na seção medida foi definido segundo, de Jonge (1992), através da Equação 8, a partir das vazões

$$V_{prism} = V_{flood} - V_{ebb} \quad \text{Equação (8)}$$

4.9 – Descarga de MPS e metais no MPS na interface ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe.

As descargas do material em suspensão foram obtidas conforme a Equação 9:

$$Dm = Qi.ci \quad \text{Equação (9)}$$

Onde: Dm = Descargas do material em suspensão (kg.s^{-1}). Qi = Vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) e ci = Concentração de material em suspensão em cada campanha realizada (mg.L^{-1}). Logo, as descargas de metais no material em suspensão foram obtidas de acordo com a Equação 10:

$$Di = xi.Dm \quad \text{Equação (10)}$$

Onde: Di = Descarga de metais no material em suspensão (kg.s^{-1}) e Xi = Concentração dos metais em cada campanha ($\mu\text{g/g}$). Uma vez determinada Dm e Di , a qual é assumida como a resultante da bacia de drenagem ao estuário, estimaram-se as cargas anuais do material em suspensão e dos metais neste material, segundo a Equação 11:

$$Dt = Dn . 3,1 x 10^4 \quad \text{Equação (11)}$$

Onde Dt é a descarga anual expressa em toneladas/ano. Dn = descarga de material em suspensão e de metais neste material (kg.s^{-1}).

Capítulo 5

RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 – Variação da maré na interface ZR/ZM.

Em setembro de 2005, a variação da curva de maré ideal para um ciclo de maré de 12,4 horas fornecidas pelo DHN para o porto de Areia Branca-Termisa (RN) foi de 1,0 a 2,6 m, com amplitude média de 1,6 m. A curva de maré medida *in situ* mostrou uma variação de 2,1 a 3,3 m, com amplitude de 1,2 m (Figura 5.1.1). Observa-se claramente que entre os picos de maré baixa existe uma defasagem de 3 horas entre a maré medida *in situ* e a maré ideal. Entre os picos de maré cheia uma defasagem de 3 horas é observada, onde uma flutuação diária de 1,6 m na curva de maré ideal resulta em uma flutuação média no estuário de 1,2 m.

Em fevereiro de 2006, a curva de maré ideal apresentou variação de 0,9 a 3,0 m, com amplitude de 2,1 m, enquanto que a maré *in situ* variou de 1 a 2,5 m, apresentando flutuação de 1,5 m (Figura 5.1.2). A defasagem observada entre os picos de maré baixa entre marés foi de 1 hora, enquanto os picos de maré alta entre marés foram de 2 horas, onde uma flutuação ao longo do dia de 2,1 m na curva de maré ideal resulta em uma variação no estuário de 1,5 m.

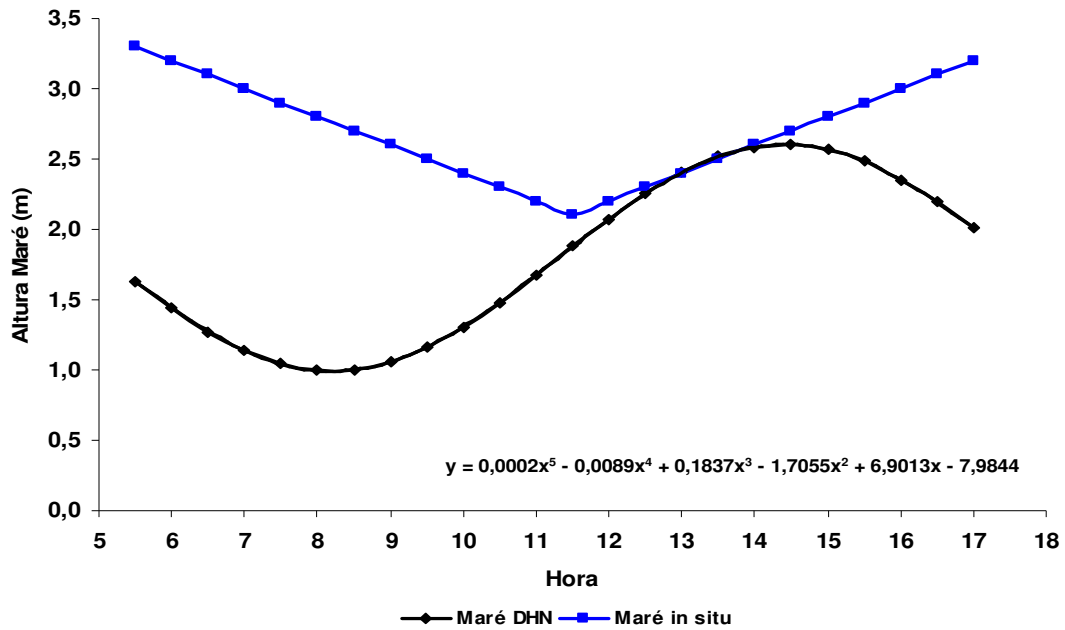


Figura 5.1.1 – Curvas de maré ideal (DHN) e maré medida *in situ* para o estuário do rio Jaguaribe (CE), setembro de 2005.

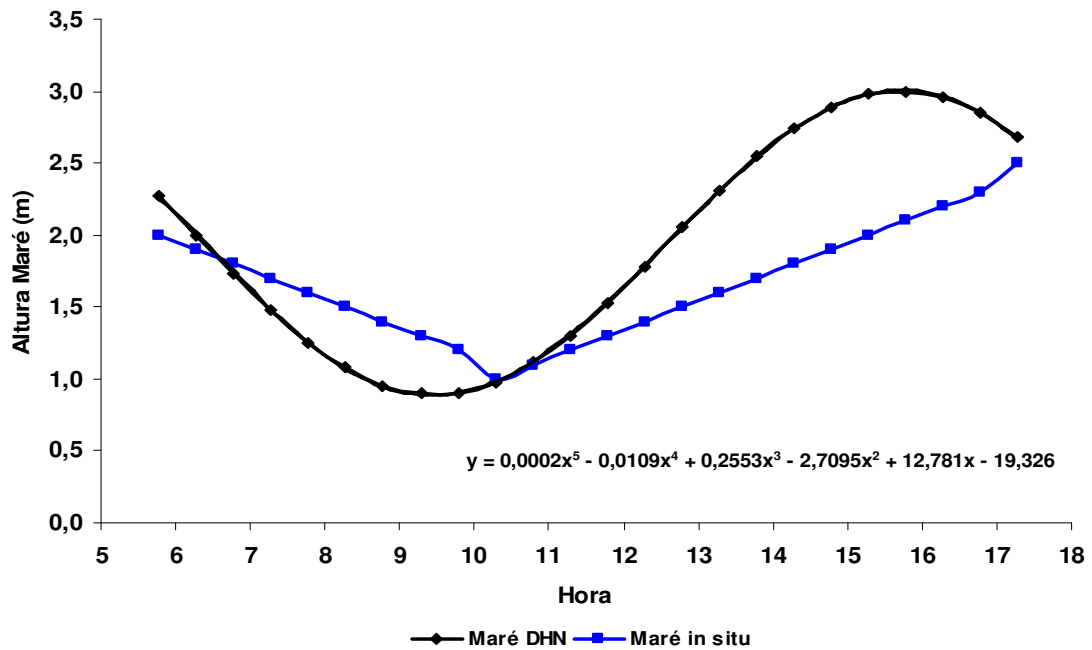


Figura 5.1.2 – Curvas de maré ideal (DHN) e maré medida *in situ* para o estuário do rio Jaguaribe (CE), fevereiro de 2006.

Em junho de 2006 a comparação entre as curvas de maré ideal e medida, foi de 0,6 a 3,0 m, com amplitude média de 2,4 m, e de 1,1 a 2,3 m, com amplitude média de 1,2m, respectivamente (Figura 5.1.3). Entre os picos de maré baixa para as curvas de maré *in situ* e a maré do DHN, a defasagem observada foi de $2^{1/2}$ horas. Para os picos de maré alta foi observada uma defasagem de 2 horas, onde uma flutuação ao longo do dia de 2,4 m na curva de maré ideal, fornecida pelo DHN, resulta em uma variação no estuário de 1,2 m.

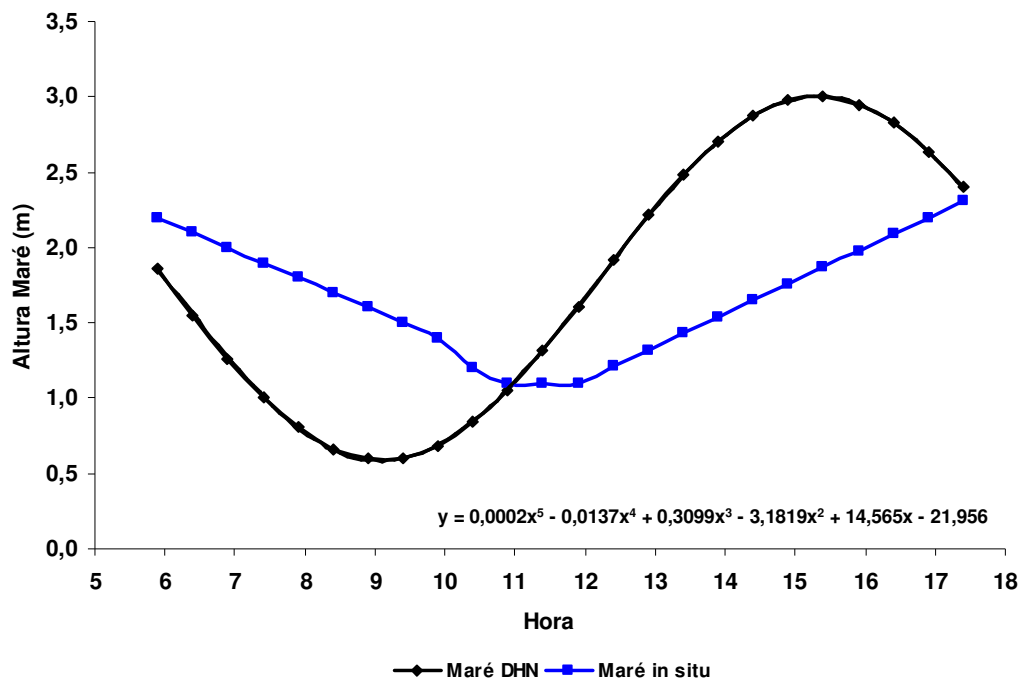


Figura 5.1.3 – Curvas de maré ideal (DHN) e maré medida *in situ* para o estuário do rio Jaguaribe (CE), junho de 2006.

No entanto, vale ressaltar que as curvas de maré ideal fornecidas pelo DHN referentes ao Porto de Areia Branca-Termisa (RGN), apresentam-se de forma simétrica e as curvas de maré medidas *in situ*, com a sonda de pressão são assimétricas, caracterizando as marés do tipo quadratura para fevereiro e junho de 2006, e de sizígia para setembro de 2005.

Ou seja, as forçantes de maré podem alterar, de acordo com o aporte hídrico fluvial do estuário, o sistema, provavelmente devido à intensificação do transporte longitudinal, haja vista que as correntes de maré podem chegar a longas distâncias e podem permanecer no sistema dissipadas em planícies de inundação, mesmo em eventos de maré vazante.

5.2 – Vazão hídrica na interface ZR/ZM.

As velocidades de escoamento expostas na Figura 5.2.1 para setembro de 2005, variaram entre 0,14 a 0,29 m.s^{-1} , onde as velocidades máximas de vazante (Ebb) observadas ocorreram 2 horas antes do pico de maré baixa, com magnitude de 0,20 m.s^{-1} . Entretanto as maiores velocidades de enchente (Flood) ocorreram 3 horas após a maré baixa, com magnitude de -0,27 m.s^{-1} . A variação observada em evento de maré vazante foi de 0,12 a 0,19 m.s^{-1} , e de -0,29 a -0,14 m.s^{-1} , em evento de maré enchente.

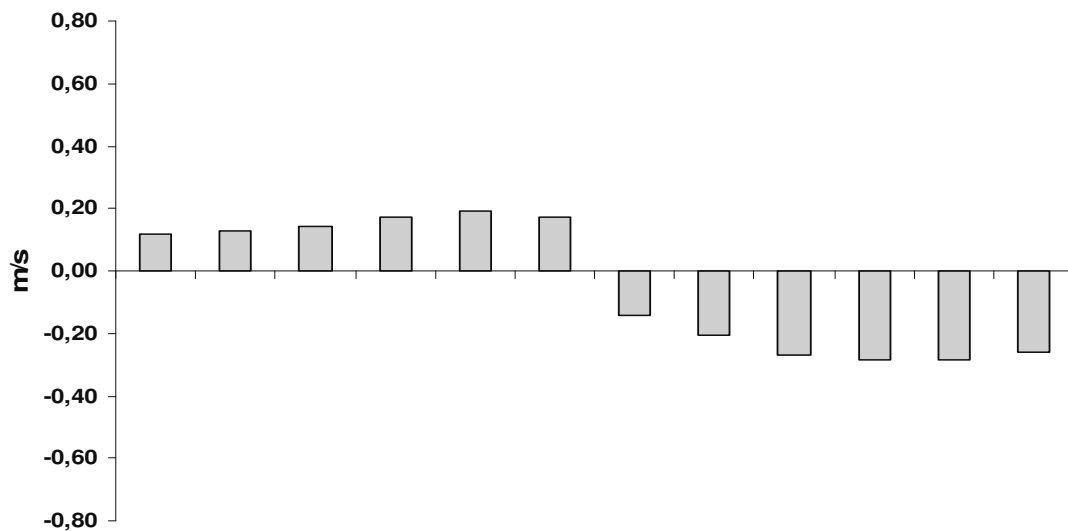


Figura 5.2.1 – Velocidade do escoamento superficial nas marés enchente (Flood) e vazante (Ebb), de 06:00 as 17:00 horas, com medidas horárias, calculadas de acordo com o ADCP, em setembro de 2005.

Para fevereiro de 2006, as velocidades superficiais médias variaram entre 0,01 a 0,63 m.s^{-1} . Em evento de maré vazante a variabilidade observada foi de 0,01 a 0,28 m.s^{-1} , e de -0,63 a -0,23 m.s^{-1} , em maré enchente (Figura 5.2.2). As velocidades máximas de vazante (Ebb) ocorreram 3 horas antes do pico de maré baixa, com magnitude de 0,26 m.s^{-1} . Para as velocidades de enchente (Flood) o máximo observado ocorreu 4 horas após o evento de maré seca, apresentando magnitude de 0,63 m.s^{-1} .

Em junho de 2006, as velocidades superficiais variaram de 0,01 a 0,52 m.s^{-1} . Em eventos de maré vazante e enchente, a variabilidade observada foi de 0,26 a 0,38 m.s^{-1} , e de -0,52 a -0,01 m.s^{-1} , respectivamente (Figura 5.2.3). As velocidades máximas de vazante ocorreram 1 hora antes do pico de maré baixa, com magnitude de 0,32 m.s^{-1} . Entretanto as maiores velocidades de enchente (Flood) ocorreram 2^{1/2} horas após a maré baixa, com magnitude de 0,52 m.s^{-1} .

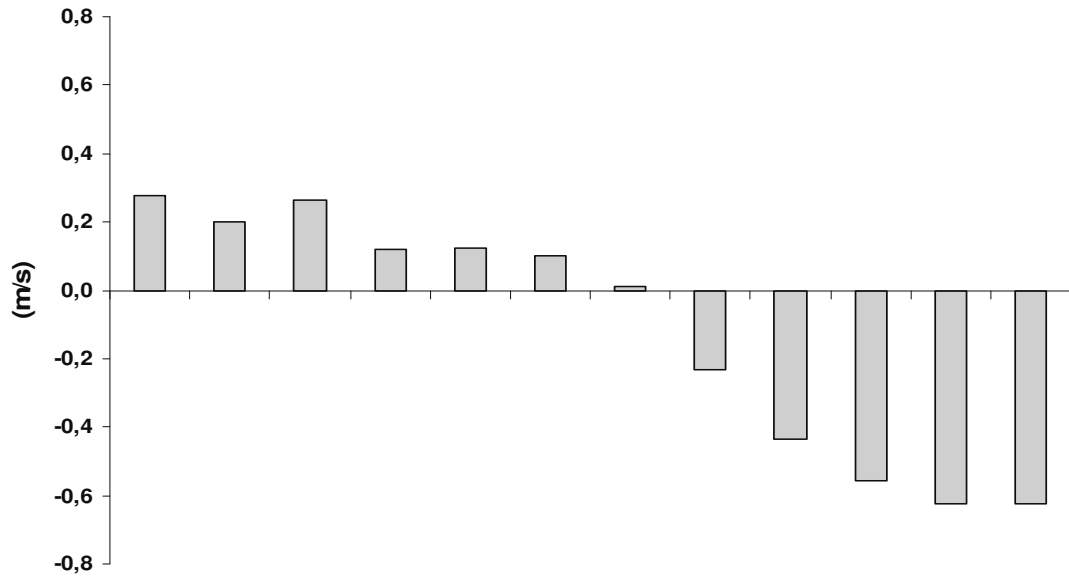


Figura 5.2.2 - Velocidade do escoamento superficial nas marés enchente (Flood) e vazante (Ebb), de 06:00 as 17:00 horas, com medidas horárias, calculadas de acordo com o ADCP, em fevereiro de 2006.

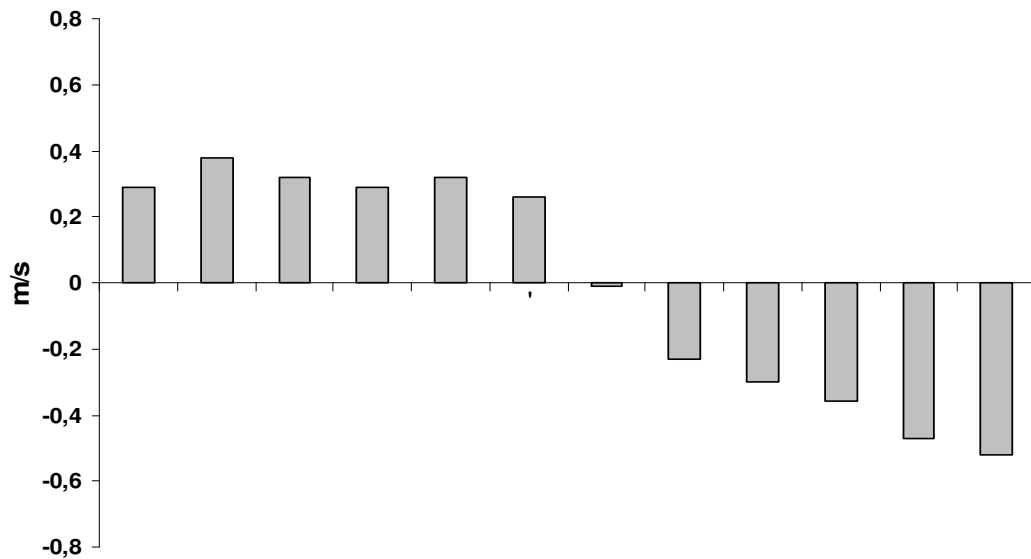


Figura 5.2.3 - Velocidade do escoamento superficial nas marés enchente (Flood) e vazante (Ebb), de 06:00 as 17:00 horas, com medidas horárias, calculadas de acordo com o ADCP, em junho de 2006.

A tabela abaixo mostra a faixa de variação e a média das velocidades das correntes de entrada e saída (Tabela 5.2.1) na ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe, para os meses de setembro de 2005, fevereiro e junho de 2006, que foram semelhantes às velocidades encontradas para o estuário do rio Curimataú – RN (Miranda, *et al.*, 2005).

Tabela 5.2.1 – Velocidades médias do escoamento de enchente (Flood), vazante (Ebb) nos períodos avaliados. Faixa de variação e valores médios.

Velocidades Superficiais Médias		
Período Amostral	Enchente (m/s)	Vazante (m/s)
Setembro 2005	0,14 – 0,29 0,22	0,12 – 0,19 0,17
Fevereiro 2006	0,23 – 0,63 0,49	0,01 – 0,28 0,18
Junho 2006	0,01 – 0,52 0,27	0,26 – 0,38 0,31

A variação da Vazão Hídrica Total (VHT) para o estuário do rio Jaguaribe (CE) no período avaliado variou de 1 a 351 m³.s⁻¹ (Figura 5.2.4). Em setembro 2005 foi observado um aumento considerável na variação da vazão hídrica mínima total, variando de 26 a 226,7 m³.s⁻¹, com média de 101 m³.s⁻¹. Em análise diferenciada entre eventos de maré vazante e enchente observa-se que a variabilidade da vazão hídrica total foi de 26,5 a 111,7 m³.s⁻¹, com média de 65,5 m³.s⁻¹, e de 75,8 a 226,6 m³.s⁻¹, com média de 136,7 m³.s⁻¹, respectivamente.

Para o mês de fevereiro a vazão hídrica total variou entre 1 e 188 m³.s⁻¹, com média de 58 m³.s⁻¹. Em eventos de marés vazante e enchente a variabilidade observada foi de 1 a 53 m³.s⁻¹, apresentando média de 25 m³.s⁻¹, e de 21 a 188,6 m³.s⁻¹, com média de 108,7 m³.s⁻¹, respectivamente.

Em junho de 2006 as vazões hídricas totais variaram entre 2 e 351 m³.s⁻¹, com média de 183 m³.s⁻¹. Em eventos de maré vazante a variação da vazão hídrica total foi de 2 a 351 m³.s⁻¹, com média de 232 m³.s⁻¹. Entretanto, em maré enchente, a variação observada foi de 110 a 201 m³.s⁻¹, com média de 159 m³.s⁻¹.

Tabela 5.2.2 – Variação da vazão hídrica total e vazões de entrada e saída para o período avaliado, em m³.s⁻¹.

Período Amostral	Vazão Hídrica Total		
	Q Entrada	Q Saída	Q média Total
Setembro 2005	75,8 – 226,6 136,7	26,5 – 111,7 65,5	26,5 – 226,7 101
Fevereiro 2006	21 – 188,6 108,7	1 – 53 25	1 – 188,6 58
Junho 2006	110 – 201 159	2 – 351 232	2 – 351 183

Ou seja, a VHT apresentada para o período avaliado mostrou um domínio das vazões de enchente nos meses de setembro de 2005 e fevereiro de 2006, historicamente os meses de menores precipitações para a região em estudo, onde provavelmente pode estar ocorrendo um efeito dissipativo da onda de maré nas planícies de inundação do rio Jaguaribe,

também observado nas flutuações das marés atuantes na região. Em junho de 2006 foi observado o domínio das vazões de vazante, período de balanço hídrico positivo, corroborando com os resultados apresentados por (Medeiros & Kjerfve, 2003), para o sistema estuarino de Itamaracá, que apresentava domínio das vazões de vazante no período de maior aporte fluvial. As vazões obtidas neste estudo mostram que existe realmente uma maior normalização das vazões médias, após a açudagem do rio Jaguaribe, considerados os dados pretéritos (Campos *et al.*, 2000; Krol, *et al.*, 2006), e de que as maiores variações ocorrem nas vazões de vazante do rio, que atingiu seu máximo em junho de 2006, ao final do período de chuvas do ano de 2006.

Ao confrontarmos as vazões hídricas totais obtidas neste estudo com as vazões médias históricas (ANA, 2006) da bacia de drenagem para o estuário do Jaguaribe para os últimos 15 anos, pode-se concluir que o domínio das vazões de entrada ressaltam uma maior atuação de águas marinhas no balanço de massas d'água neste corpo hídrico.

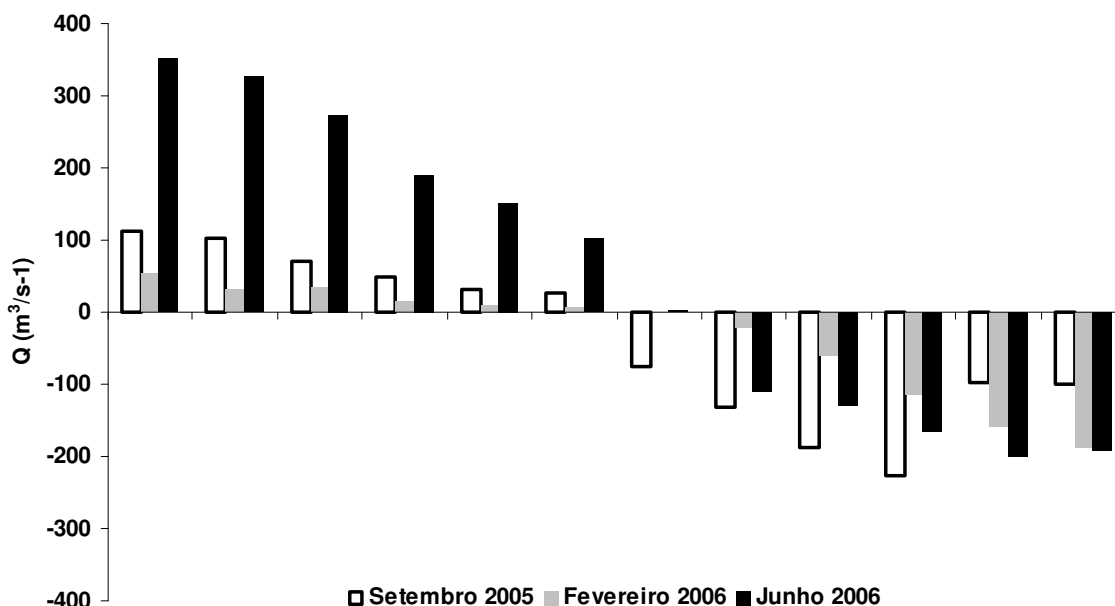


Figura 5.2.4 – Vazões hídricas totais para os meses de setembro de 2005, fevereiro e junho de 2006 de 06:00 às 17:00 horas, medidos com ADCP na ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe (CE).

5.3 – Volume de água e Tempo de Residência (TR) no estuário do rio Jaguaribe (CE).

O período interanual 2005/2006, durante o qual foram feitas as amostragens, pode ser considerado, quanto ao volume de chuvas, como ano de comportamento médio, onde foram observados balanços hídricos positivos, no primeiro semestre e, no segundo semestre, um balanço hídrico negativo.

O volume de água total e o volume de água doce para cada período avaliado, foram calculados considerando-se que toda água doce do estuário tem origem fluvial. Assim, no mês de setembro de 2005 o volume hídrico total foi de $4,5 \times 10^6 \text{ m}^3$, na interface ZR/ZM, onde apenas 11,7% deste volume corresponderam à contribuição fluvial.

Em fevereiro de 2006, o volume de água total atingiu a mesma ordem de grandeza de setembro de 2005, entretanto, em valores absolutos houve uma redução de 43% da vazão estuarina, que totalizou $2,6 \times 10^6 \text{ m}^3$, porém a contribuição fluvial foi similar e atingiu 14,7% do volume hídrico total.

Para o mês de junho de 2006, houve aumento do domínio fluvial com volume hídrico total na ZR/ZM de $8,4 \times 10^6 \text{ m}^3$, representando o dobro da vazão observada no período seco de 2005. Neste período, o volume de água doce atingiu 95% do volume hídrico total.

A contribuição de água doce como de origem estritamente fluvial é uma avaliação preliminar, pois outros fatores podem contribuir para esse aporte, tais como: a rotina de operação dos grandes reservatórios existentes na bacia do rio Jaguaribe, que disponibilizam volumes de água doce compatíveis com a demanda hídrica local; a drenagem da bacia inferior do rio Jaguaribe, que provavelmente tem contribuição significativa dos aquíferos naturais das regiões das grandes dunas presentes na região estuarina, e outros.

Dias (2005a) e Dias *et al.*, (2005c) em estudo realizado no estuário do rio Jaguaribe para o ano de 2004, observaram que o volume de água no canal estuarino variou entre $44 \times 10^6 \text{ m}^3$ a $11 \times 10^6 \text{ m}^3$. Nos meses de maior precipitação o volume de água doce correspondeu a 85% do volume de água total, e no período de estiagem o volume de água doce ainda representava 47% do total de água no canal estuarino, entretanto sabe-se que este foi um ano atípico onde o volume das precipitações registradas foram superiores as médias históricas observadas para a região, mantendo mesmo no período de estiagem, um volume considerável de água doce chegando ao sistema estuarino.

O tempo de residência (TR) das águas estuarinas na interface estudada, no mês de setembro de 2005, foi de 3 horas, passando a 2 horas em fevereiro de 2006 e atingindo o máximo de 12 horas no mês de junho de 2006. Dias *et al.*, (2005d) em estudo realizado no estuário do rio Jaguaribe para o ano de 2004, caracterizaram o tempo de residência (TR) no período chuvoso como sendo de 12 horas, enquanto que, no período seco, o TR foi de até 13 dias. Quando comparados os volumes hídricos medidos nos dois estudos observou-se que apesar do sistema estuarino apresentar um volume considerável de água doce nos períodos chuvosos (em torno de 92% do volume total) a vazão hídrica foi distinta entre os dois

períodos. Em 2006 a vazão hídrica total foi de $183 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, cerca de uma ordem de grandeza inferior àquela do período chuvoso de 2004 de $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. O segundo fator determinante do tempo de residência, as vazões, pode ou não apresentar competência para o rompimento da barreira física imposta pelo regime de marés. Entretanto, também é necessário considerar que estes valores de vazão e, conseqüentemente, de TR foram avaliados por métodos diferentes naquele estudo e no atual. Neste estudo, o método usado foi a aquisição de medidas com o ADCP que gera informações bem mais precisas e em tempo real do que o método do cálculo do TR usando dados de vazões históricas referentes à bacia superior do rio Jaguaribe, método usado anteriormente. Por isso, os dados anteriores devem ser observados com maior critério, pois é evidente que as descargas fluviais para o estuário, em geral, não dependem das vazões do rio acima de Itaiçaba, região do baixo Jaguaribe, onde a existência de uma barreira física, barra fortemente a drenagem.

Entretanto é possível diagnosticar que, nos meses de pouca, ou nenhuma precipitação, onde o volume de água doce é mínimo (cerca de 12% do volume hídrico total), o domínio de águas marinhas é notório fazendo com que a massa d'água entre e saia do sistema estuarino com maior facilidade, diminuindo o TR das águas estuarinas na interface ZR/ZM, enquanto que no período de chuvas o processo é inverso.

5.4 – Prisma de Maré para o estuário do rio Jaguaribe (CE).

Como pode ser observado na Tabela 5.4.1, existem diferenças entre as vazões hídricas totais de entrada (V_{Flood}) e, principalmente, de saída (V_{Ebb}) observadas nas campanhas realizadas em setembro de 2005 e fevereiro de 2006, onde foi observado um domínio das vazões hídricas de entrada no sistema estuarino, resultando em prismas de maré positivos de 71,2 e $83,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, que ficam retidos e/ou são dissipados nas planícies de inundação do sistema estuarino do rio Jaguaribe (CE). Em junho de 2006, as vazões hídricas totais de saída foram superiores as vazões de entrada, apresentando prisma de maré negativo mostrando que o fluxo fluvial era predominante, associado a um balanço hídrico positivo para o período.

Tabela 5.4.1 - Fluxos de enchente (Flood), vazante (Ebb) e do prisma de maré nos períodos avaliados. Valores médios.

Período Amostral	$V_{\text{Flood}} (\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1})$	$V_{\text{Ebb}} (\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1})$	V_{Prism}	$Q (\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1})$	Percentual de água doce (%)
Setembro 2005	136,7	65,5	71,2	101	11,7
Fevereiro 2006	108,7	25,3	83,4	59	14,7
Junho 2006	159,4	232,5	- 73,1	183	95

*: Valores obtidos com a sonda ADCP.

De modo geral, pode-se concluir que a mensuração dos fluxos residuais em estuários bem misturados, como é o caso do rio Jaguaribe (CE), dependem das posições geográficas em que são adquiridas as medidas, amplitude de maré, vazão hídrica total e do sistema fluvial, e das variações meteorológicas atuantes na região. Por exemplo, em setembro de 2005 foram realizadas medidas mais próximas à foz do estuário, na interface zona de mistura estuarina (ZM) e zona costeira (ZC). As vazões de entrada foram em média de $430,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, variando entre 199 a $569 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, três ordens de grandeza superiores às observadas no mesmo período na interface ZR/ZM. A vazão média de saída foi de $323,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, cerca de cinco vezes maior que as vazões medidas na ZR/ZM, resultando em um prisma de maré positivo de $106,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, que é 33% superior ao prisma observado na ZR/ZM, mostrando mais uma vez o forte domínio de águas marinhas sobre o sistema estuarino no período avaliado, e crescente em direção à foz do rio, mesmo a uma distância de 6 km da foz.

A diferença entre os valores de prisma de maré adquiridas na interface ZR/ZM e ZM/ZC, mostram claramente que o sistema de correntes longitudinais observadas no estuário do rio Jaguaribe apresenta de modo geral um padrão muito complexo ao longo de um ciclo de maré, com variações fora do canal principal de circulação do rio. Esta diferenciação no sistema de correntes entre ZR/ZM e ZM/ZC, interfere no transporte e na deposição de substâncias e materiais para a zona costeira adjacente e, conseqüentemente, para o oceano Atlântico Equatorial.

Logo, os valores de prisma de maré obtidos neste estudo foram representativos em cada campanha realizada para a interface ZR/ZM, sendo observados valores negativos para o mês de junho, indicando valores elevados de fluxos de água doce do sistema estuarino do rio Jaguaribe. Nos meses de setembro de 2005 e fevereiro de 2006, com valores positivos de prismas de maré, pode-se observar claramente que os sucessivos barramentos ao longo da bacia de drenagem do rio Jaguaribe permanecem controlando fortemente a baixa disponibilidade hídrica fluvial (água doce) para o sistema estuarino e conseqüentemente para a zona costeira adjacente, interferindo nos múltiplos usos desse bem e muito provavelmente na sustentabilidade do ecossistema estuarino, que permanece neste período com características fortemente marinhas. A amplitude de maré eleva o nível de água no estuário, intensificando o domínio das forçantes de maré existentes no estuário, nos períodos com menores volumes de água doce.

5.5 – Variação da hidroquímica em relação a maré na interface ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe (CE).

A salinidade apresentou uma variabilidade, ao longo do período interanual 2005/2006, entre 1,2 a 36,1, para $n=36$. Na campanha realizada em setembro de 2005 (Figura 5.5.1) foi observado que a salinidade variou de 24,7 a 30,9, para $n=12$. Em evento de maré vazante e enchente a salinidade variou de 24,7 a 27,9 e de 25,8 a 30,9, respectivamente, onde a maior variação ocorreu em evento de maré enchente.

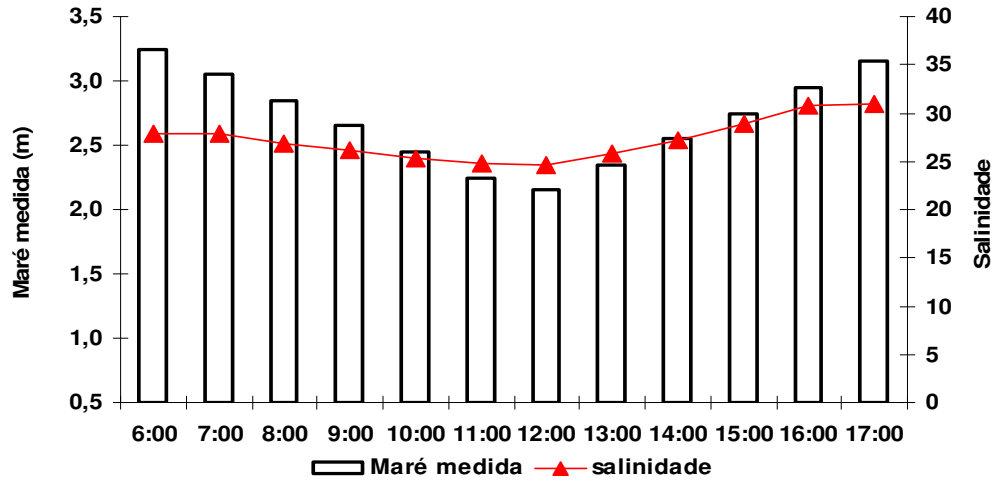


Figura 5.5.1 – Distribuição temporal da salinidade ao longo de um ciclo de maré, setembro de 2005.

Em fevereiro de 2006 (Figura 5.5.2), a variação da salinidade foi de 23,2 a 36,1, para $n=12$. Em evento de maré vazante a faixa de variação de salinidade foi de 27,9 a 34,7, e em evento de maré enchente foi de 23,2 a 36,1, sendo a maior amplitude de valores observada em evento de maré enchente.

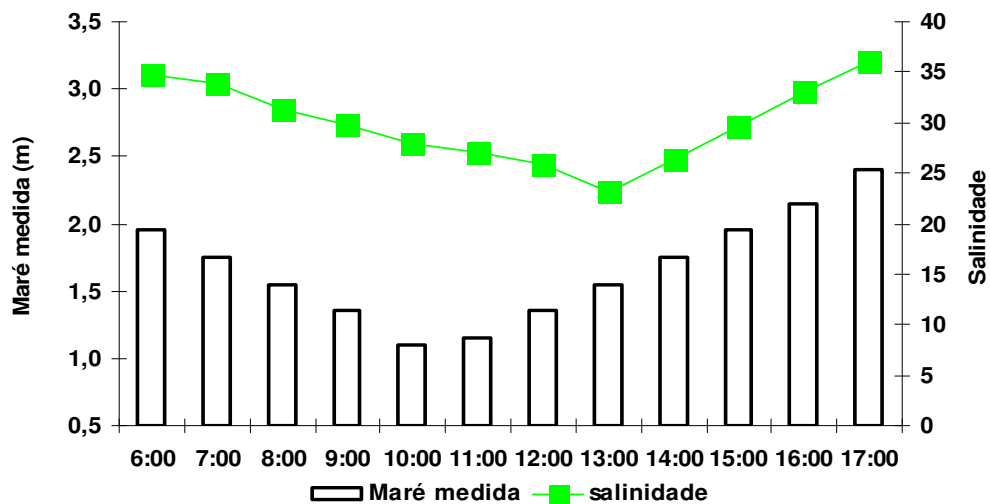


Figura 5.5.2 – Valores de salinidade ao longo de um ciclo de maré, fevereiro de 2006.

Em junho de 2006 (Figura 5.5.3), a salinidade observada foi de 1,2 a 1,8, para $n=12$. Ao serem comparados os eventos de maré enchente e vazante os valores obtidos foram de 1,3 a 1,8 e de 1,2 a 1,8, respectivamente, não sendo percebida a influência do regime de marés em ambos os eventos, confirmando que quando o prisma de maré foi negativo, o aporte de água doce tornou-se suficientemente elevado para tornar a recuperação do gradiente estuarino conforme anteriormente observado por Marins, *et al.*, (2003).

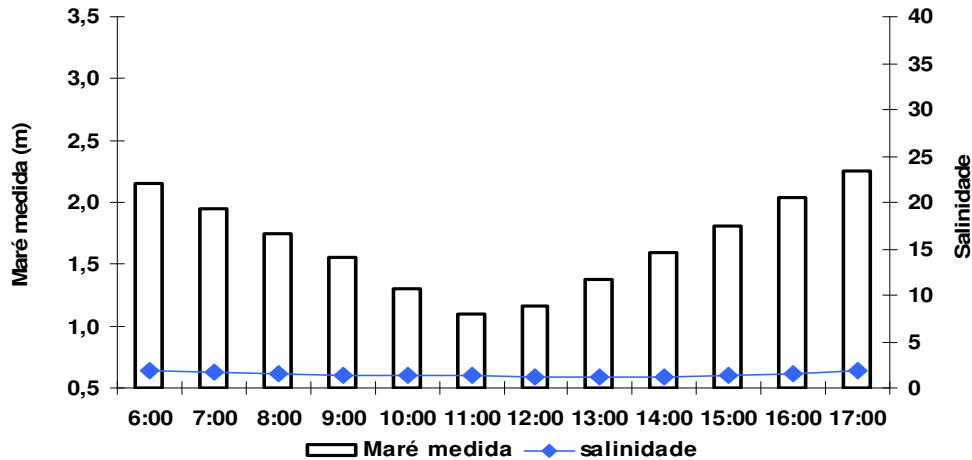


Figura 5.5.3 – Distribuição temporal da salinidade ao longo de um ciclo de maré, junho de 2006.

A temperatura das águas superficiais do estuário do rio Jaguaribe (CE), apresentou valores entre 27,4 a 31,2°C para $n=36$. Em setembro de 2005 a temperatura foi de 27,4 a 29,3 °C, para $n=12$ (Figura 5.5.4). Ao longo de um ciclo de maré foi observada uma amplitude térmica das águas estuarinas de 27,4 a 29,3 °C, e de 28,8 a 29,3 °C, para os eventos de maré vazante e enchente, respectivamente, onde a maior amplitude térmica foi observada na maré vazante.

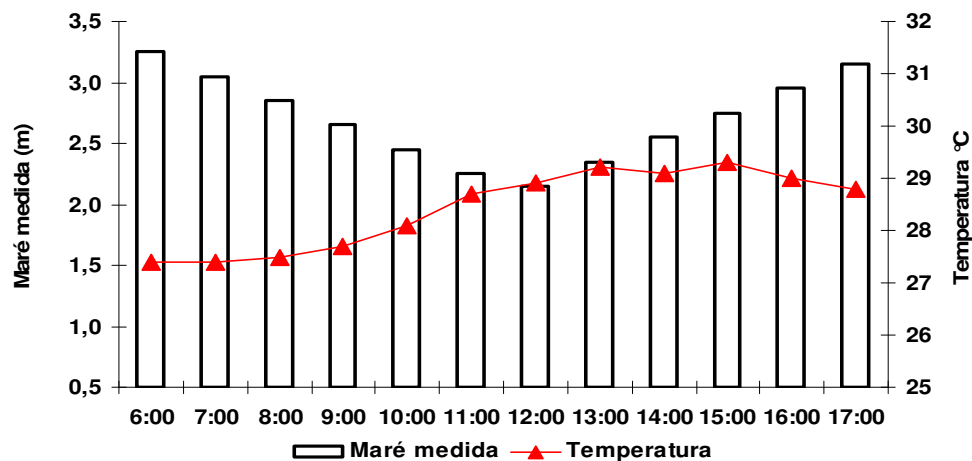


Figura 5.5.4 – Amplitude térmica ao longo de um ciclo de maré, setembro de 2005.

Em fevereiro de 2006 a temperatura variou de 29 a 31 °C, para n=12 (Figura 5.5.5). Em análise diferenciada entre os eventos de maré vazante e enchente, a amplitude térmica observada foi de 29 a 30 °C, e de 30,3 a 31,2 °C, respectivamente, sendo a faixa térmica constante nos dois eventos.

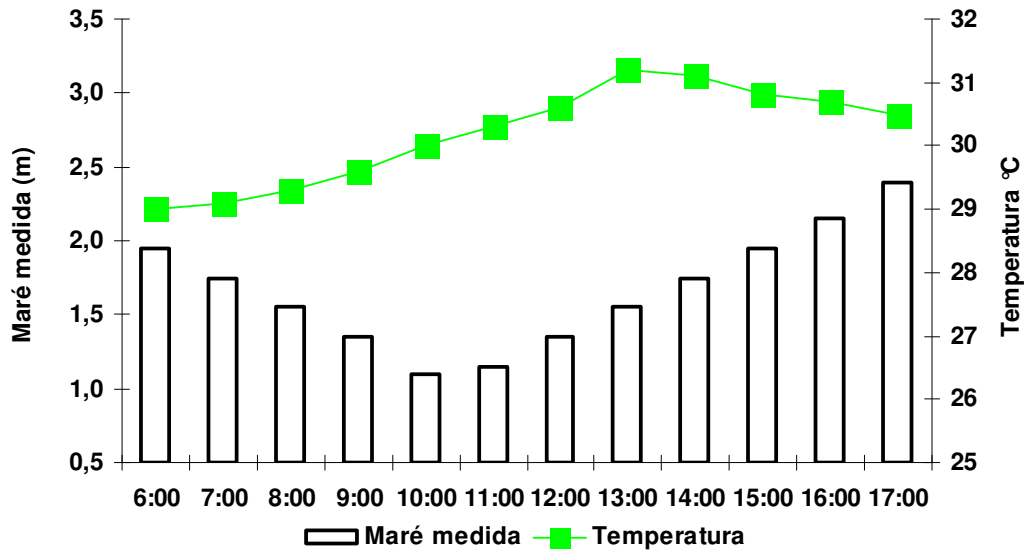


Figura 5.5.5 – Amplitude térmica ao longo de um ciclo de maré, fevereiro de 2006.

Em junho de 2006 a amplitude térmica observada foi de 28,9 a 30,8 °C, para n=12 (Figura 5.5.6). Em evento de maré vazante, a alteração da temperatura foi de 28,9 a 30 °C, e em maré enchente foi de 30,4 a 30,8 °C, sendo que no evento de maré vazante foi observada a maior oscilação térmica.

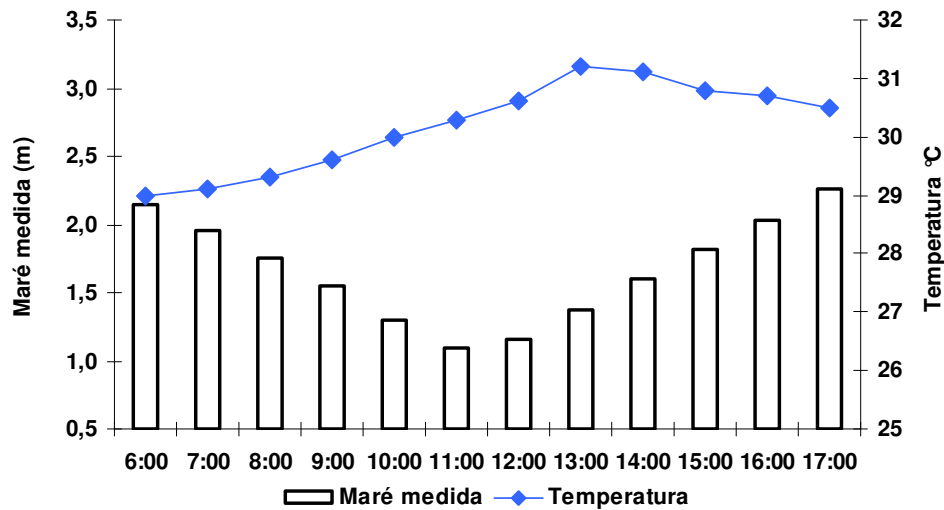


Figura 5.5.6 – Amplitude térmica ao longo de um ciclo de maré, junho de 2006.

Nas três campanhas, observou-se, desta forma, que as águas de vazante sempre apresentaram temperaturas mais elevadas, mesmo quando o sistema estuarino tinha

predominância de águas marinhas. Entretanto, deve-se ressaltar que todas estas medidas coincidiram com períodos de maior insolação diária, o que prolongou por várias horas as temperaturas elevadas das águas estuarinas.

Os valores de pH variaram ao longo das campanhas entre 7,5 a 8,2, para n=36. Em campanha realizada em setembro de 2005, os valores de pH mantiveram-se constantes, entre 7,9 a 8,1, para n=12 (Figura 5.5.7). Em evento de maré vazante, o pH apresentou variabilidade de 7,9 a 8,1, mantendo-se constante em evento de maré enchente 8,1, confirmando a intensidade das forçantes de maré sobre o sistema estuarino.

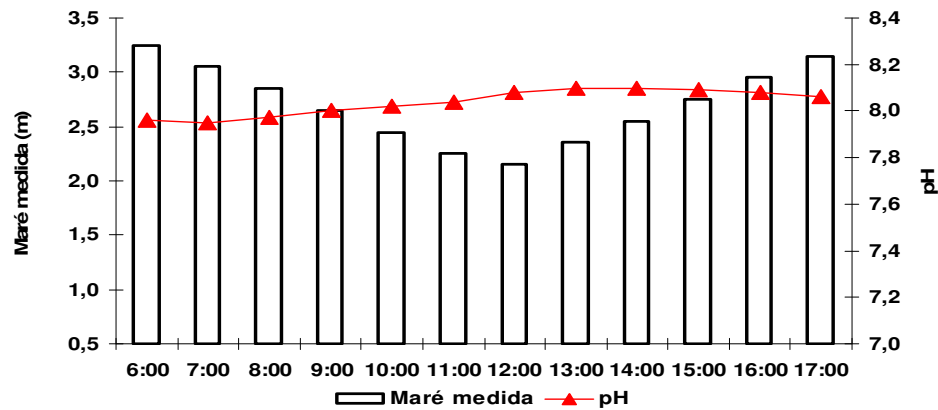


Figura 5.5.7 – Valores de pH ao longo de um ciclo de maré, setembro de 2005.

Em fevereiro de 2006, os valores de pH variaram entre 7,7 a 8,2, para n=12 (Figura 5.5.8). Ao serem comparadas as variações entre os eventos de maré vazante e enchente, pode-se observar que os valores de pH apresentaram-se entre 7,7 a 8,1, e de 7,8 a 8,2, respectivamente, mostrando o mesmo comportamento nos dois eventos e a permanência da predominância das forçantes de maré sobre o sistema estuarino.

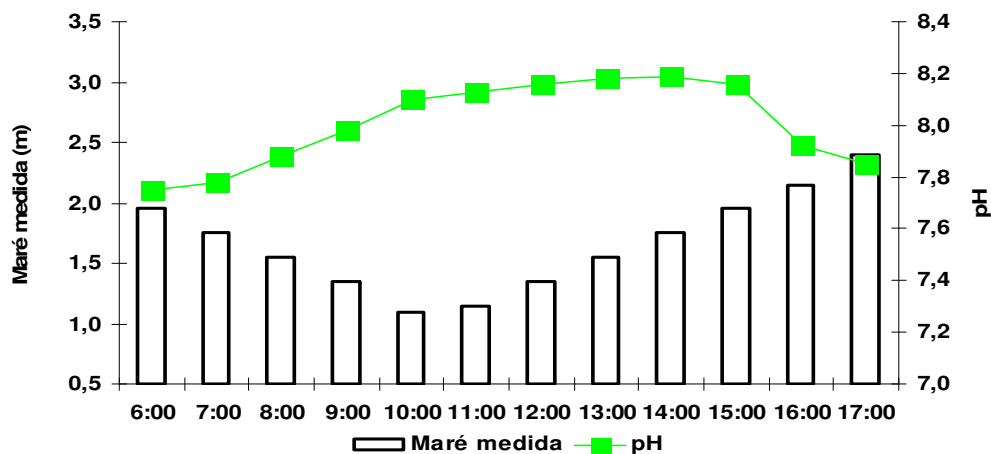


Figura 5.5.8 - Valores de pH ao longo de um ciclo de maré, fevereiro de 2006.

Em junho de 2006, a variação dos valores de pH foi de 7,5 a 8,0, para $n=12$ (Figura 5.5.9). Em observação diferenciada em um ciclo de maré, os valores de pH em maré vazante foram de 7,5 a 7,7, e de 7,7 a 8,0, no evento de maré enchente. Embora nesta ocasião houvesse predominância de água doce no sistema estuarino (95%), o sistema mostrou resiliência para alterar o pH equivalente de águas naturais. Isto muito provavelmente se deve ao teor elevado de carbonatos na região da costa nordeste equatorial (Lacerda & Marins, 2002).

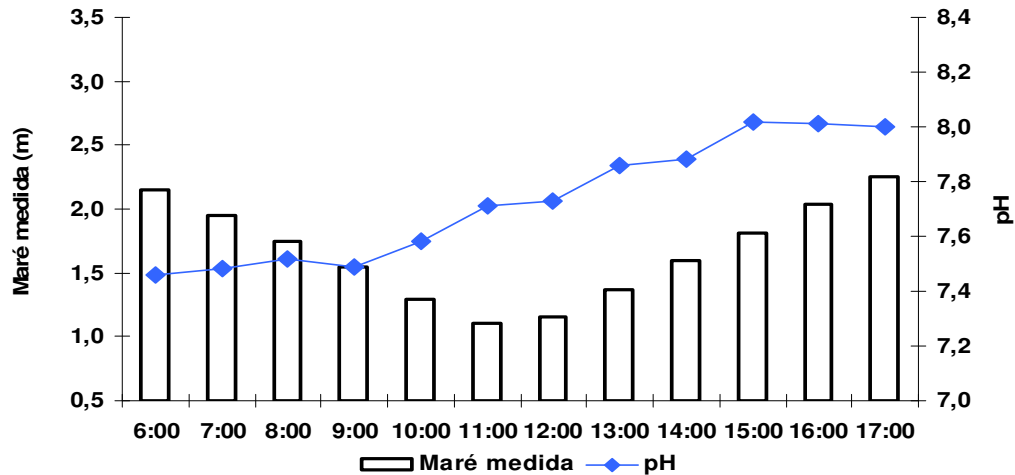


Figura 5.5.9 – Valores de pH ao longo de um ciclo de maré, junho de 2006.

Os teores de oxigênio dissolvido das águas superficiais ao longo do período avaliado foram de 3,2 a 7,2 mg/L, para $n=36$. Em setembro de 2005 os teores de oxigênio dissolvido na interface ZR/ZM foram de 5,4 a 6,9 mg/L, para $n=12$ (Figura 5.5.10). Em maré vazante, os teores de oxigênio dissolvido apresentaram valores mínimos de 5,4, e máximos de 6,9 mg/L, enquanto que, em maré enchente, os teores de oxigênio foram de 6,5 a 6,9 mg/L.

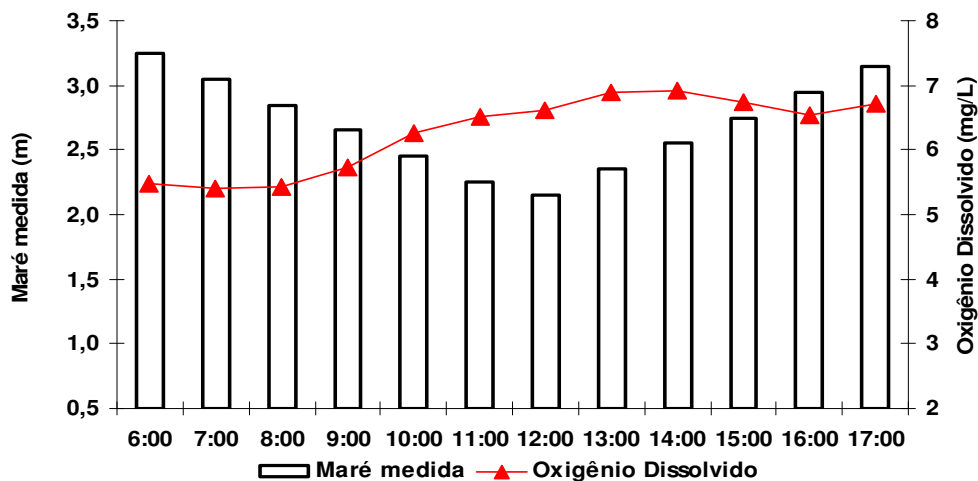


Figura 5.5.10 – Teores de oxigênio dissolvido ao longo de um ciclo de maré, setembro de 2005.

Em fevereiro de 2006, os níveis de oxigênio dissolvido oscilaram entre 3,2 a 6,7 mg/L, para $n=12$ (Figura 5.5.11). Ao longo do ciclo de maré foram de 3,2 a 5,3 mg/L, e de 5,1 a 6,7 mg/L, para os eventos de maré vazante e enchente, respectivamente. Os maiores teores de oxigênio dissolvido foram observados em evento de maré vazante.

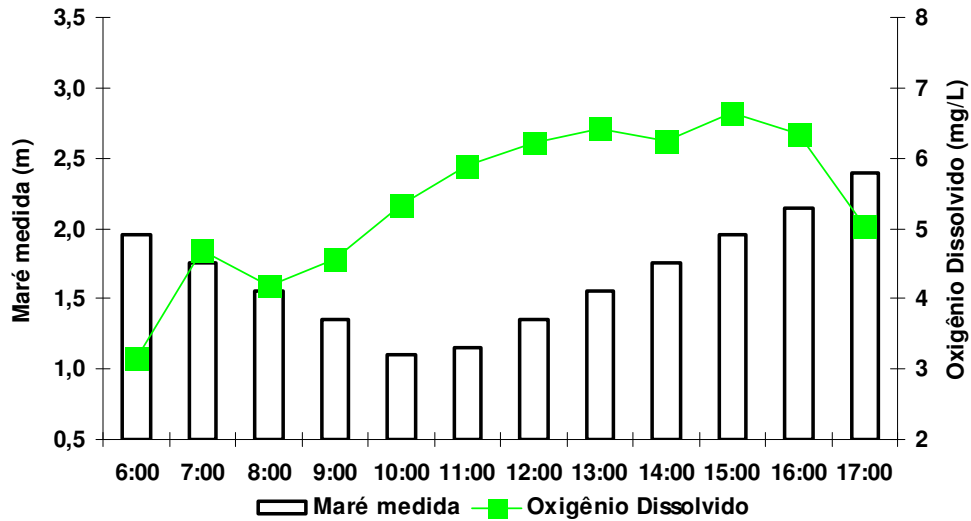


Figura 5.5.11 – Teores de oxigênio dissolvido ao longo de um ciclo de maré, fevereiro de 2006.

Na campanha realizada em junho de 2006, a variabilidade dos teores de oxigênio dissolvido foram de 5,7 a 7,2 mg/L, para $n=12$ (Figura 5.5.12). Os teores variaram de 5,7 a 6,5 mg/L em evento de maré vazante, e de 6,4 a 7,2 mg/L em evento de maré enchente, não sendo observada diferença significativa entre os teores de oxigênio dissolvido, nos eventos de maré.

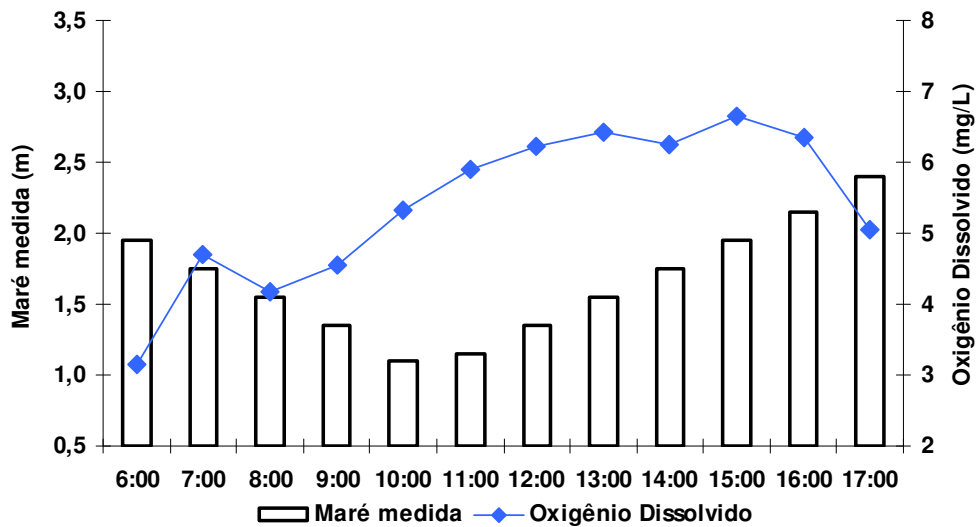


Figura 5.5.12 – Teores de oxigênio dissolvido ao longo de um ciclo de maré, junho de 2006.

Durante o período avaliado (biênio 2005/2006), observou-se que algumas variáveis hidroquímicas apresentaram correlações significativas. Para setembro de 2005 (Tabela 5.5.1) e fevereiro de 2006 (Tabela 5.5.2) se correlacionaram (Maré medida e Salinidade; Maré medida e Vazão; Oxigênio dissolvido e Temperatura; Oxigênio dissolvido e pH; Temperatura e pH), vale ressaltar as correlações para o mês de fevereiro (Maré medida e pH; Oxigênio dissolvido e Salinidade; Salinidade e Temperatura; Salinidade e pH). Para o período chuvoso (Tabela 5.5.3), em junho de 2006, as variáveis que apresentaram correlação foram; (Altura de maré e Salinidade; Altura de maré e Vazão; Oxigênio dissolvido e Temperatura; Oxigênio dissolvido e pH; Salinidade e Vazão; Temperatura e pH; Temperatura e Vazão).

Tabela 5.5.1 – Correlações das variáveis hidroquímicas, altura de maré e vazão para o estuário do rio Jaguaribe (CE) para de setembro de 2005.

	Maré (m)	O2 (mg/L)	Salinidade	Temperatura °C	pH	Q (m ³ /s)
Maré (m)	1					
O2 (mg/L)	0,3708	1				
Salinidade	0,7642	0,0606	1			
Temperatura °C	0,4610	0,9734	0,1297	1		
pH	0,4162	0,9714	0,0789	0,9829	1	
Q (m ³ /s)	0,7995	0,3852	0,4311	0,4733	0,4544	1

Correlações significativas para $n=12$ e $\alpha=0,99$ (0,66) e $\alpha=0,95$ (0,53).

Tabela 5.5.2 – Correlações das variáveis hidroquímicas, altura de maré e vazão para o estuário do rio Jaguaribe (CE) para fevereiro de 2006.

	Maré (m)	O2 (mg/L)	Salinidade	Temperatura °C	pH	Q (m ³ /s)
Maré (m)	1					
O2 (mg/L)	0,1533	1				
Salinidade	0,7140	0,6138	1			
Temperatura °C	0,0261	0,9079	0,6121	1		
pH	0,5718	0,8046	0,8753	0,7720	1	
Q (m ³ /s)	-0,9278	0,1487	-0,4315	0,2860	-0,3046	1

Correlações significativas para $n=12$ e $\alpha=0,99$ (0,66) e $\alpha=0,95$ (0,53).

Tabela 5.5.3 – Correlações das variáveis hidroquímicas, altura de maré e vazão para o estuário do rio Jaguaribe (CE) para junho de 2006.

	Maré (m)	O2 (mg/L)	Salinidade	Temperatura °C	pH	Q (m ³ /s)
Maré (m)	1					
O2 (mg/L)	0,3995	1				
Salinidade	0,8694	0,1319	1			
Temperatura °C	-0,1121	0,6352	-0,4725	1		
pH	0,2286	0,7724	-0,1713	0,9322	1	
Q (m ³ /s)	0,6913	-0,1377	0,8127	-0,7176	-0,4651	1

Correlações significativas para $n=12$ e $\alpha=0,99$ (0,66) e $\alpha=0,95$ (0,53).

No período de menor aporte fluvial, setembro de 2005, foi observado que as vazões hídricas totais foram fortemente dominadas pela entrada de águas marinhas, com correlações estatísticas significativas entre vazão e maré, para $\alpha=99\%$, que provavelmente lixiviaram o sistema estuarino com maior facilidade, devido a pouca eficiência e/ou a

inexistência do vetor fluvial, ressaltando as vazões de enchente e prismas de maré positivos. Entretanto, nos períodos de balanço hídrico positivo, as vazões apresentaram correlações estatísticas significativas de ordem inversa, onde o aumento das vazões ocorreram juntamente com a minimização dos efeitos das marés, onde o vetor fluvial foi ressaltado pelo prisma de maré negativo.

Resumindo-se, a salinidade das águas superficiais do estuário do rio Jaguaribe mostrou um padrão de variação diária, de acordo com a influência da maré e do prisma de maré, mostrando um padrão sazonal. Foram observadas correlações estatísticas significativas para $\alpha=99\%$ entre salinidade e maré, para as três campanhas, mesmo na campanha realizada em junho de 2006, onde a salinidade, tipicamente de água doce (salinidade <5), manteve-se constante ao longo dos eventos de maré vazante e enchente, estando dentro da faixa estabelecida por Ekau & Knoppers (1999); Bordalo, *et al.*,(2005); Bordalo & Santos (2005). Mesmo apresentando um padrão semi-diurno, verificou-se um padrão sazonal referente ao comportamento da salinidade, visto que se comparadas às precipitações ocorridas durante o período avaliado ao volume de água doce medido e à atuação das marés, pode-se observar que os maiores valores de salinidades correspondem aos meses mais secos para a região e que apresentam menos de 14% do volume hídrico total considerado doce, quando o sistema era fortemente lixiviado por águas marinhas.

De modo geral, pode-se concluir que os níveis de oxigênio dissolvido, temperatura e pH apresentaram um padrão semi-diurno, com correlações estatísticas significativas para $\alpha=99\%$, aumentando durante o período de maior insolação do dia, de 08:00 às 15:00 horas, vindo a cair ao entardecer, corroborando com os dados apresentados por, Bordalo & Santos (2005); Bordalo, *et al.*,(2005); Cavalcante, *et al.*,(2005). Ou seja, a temperatura da água, fator fortemente controlado pela insolação, controla a produtividade primária e respiração dos organismos aquáticos, onde o seu aumento durante o dia correspondeu aos níveis elevados de oxigênio dissolvido das águas superficiais do estuário do rio Jaguaribe, mostrando que o teor de O_2 é muito provavelmente controlado pela atividade fitoplanctônica, sendo o efeito das marés dinâmica e salina pouco expressiva.

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 e/ou metais traço. Por exemplo, em um ambiente aeróbio e com pH básico, grande parte dos íons Fe^{3+} e Mn^{3+} presentes na coluna d'água encontram-se precipitados ou complexados, podendo carrear metais traço que dependam deste substrato

(Esteves, 1998). Isto pode potencialmente ocorrer com os metais pesados (Cu, Zn, Mn e Pb) avaliados no material particulado em suspensão neste estudo.

5.6 – Quantificação do aporte de MPS no estuário do rio Jaguaribe (CE).

O material particulado em suspensão (MPS) do estuário do rio Jaguaribe (CE), ao longo do período avaliado, foi de 7 a 89 mg/L, para n=36 (Tabela 5.6.1). No período de menor aporte fluvial, setembro de 2005, onde o sistema estuarino foi fortemente lixiviado por águas marinhas, as concentrações de MPS foram de 7,0 a 34,0 mg/L, para n=12. Entretanto, observou-se que as concentrações de MPS aumentaram significativamente nos meses de maior aporte fluvial, que apresentaram prisma de maré negativo associado a TR elevados, as concentrações de MPS foram de 48,0 a 89,7 mg/L, e de 22,4 a 44,7 mg/L, para fevereiro e junho de 2006, respectivamente.

Tabela 5.6.1 – Variação temporal do MPS ao longo de um ciclo de maré de doze horas, em campanhas realizadas nos meses de setembro de 2005, fevereiro e junho de 2006.

Campanhas Horário	Setembro 2005	Fevereiro 2006	Junho 2006
06:00	10,8	48,0	22,4
07:00	14,5	54,6	23,1
08:00	10,3	48,1	36,2
09:00	12,4	61,6	38,9
10:00	34,0	60,6	43,5
11:00	11,6	79,2	44,8
12:00	11,4	62,4	38,4
13:00	10,3	72,0	34,8
14:00	7,0	89,7	35,7
15:00	8,4	69,5	25,9
16:00	10,3	51,7	23,8
17:00	10,1	53,7	23,4

As Figuras 5.6.1 a 5.6.3 mostram a variabilidade do material particulado em suspensão (MPS) em relação à época da amostragem e a variação de maré durante um ciclo de 12,4 horas.

Em setembro de 2005, observou-se uma tendência crescente dos teores de MPS em evento de maré vazante, variando entre 10,2 a 14,4 mg/L. Na mudança da maré observou-se um aumento desse material pela retenção causada pelas das forçantes de maré, onde as concentrações de MPS chegam a ser 3 vezes maiores (34 mg/L) que o valor mínimo observado em maré vazante. Com o evento de maré enchente os teores de MPS se mantiveram constantes, com tendência fracamente decrescente, entre 7,0 a 11,5 mg/L. (Figura

5.6.2). A variabilidade do MPS observada nesta campanha se compara àquelas de águas marinhas, entre 0,5 a 10 mg/L (Chester, 1990; Cavalcante, *et al.*, 2005), provavelmente refletindo a influência da maré de sizígia atuante no período.

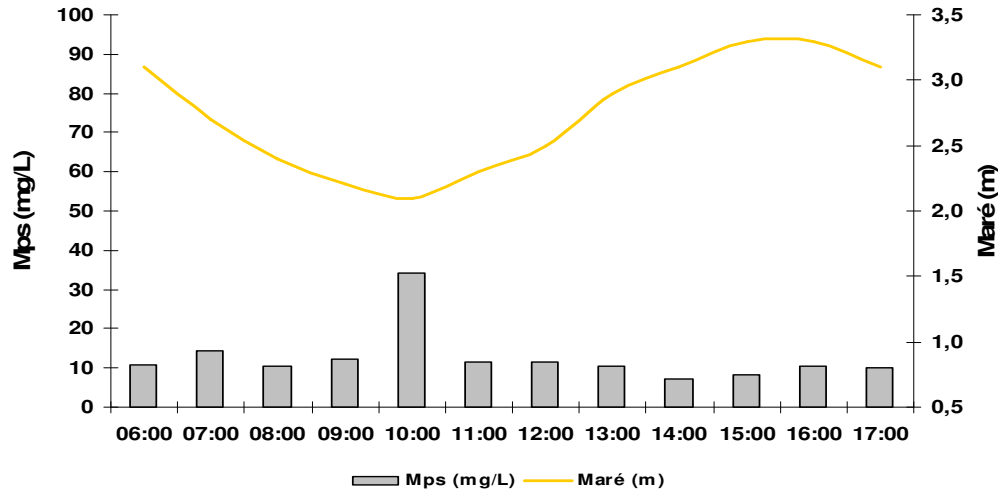


Figura 5.6.1 – Concentrações de MPS em eventos de maré vazante e enchente em campanha realizada em setembro de 2005.

Em fevereiro de 2006, mesmo sob influência de maré de quadratura, foi verificado comportamento semelhante ao observado em setembro de 2005, onde o evento de maré vazante induziu ao aumento das concentrações de MPS, que variam de 48,0 a 79,2 mg/L. Na mudança da maré, observou-se uma maior concentração do MPS promovida pelas forçantes de maré, sendo que mesmo após três horas da mudança da maré mantiveram-se elevadas as concentrações de MPS (69 a 89,7 mg/L). Em seguida, o MPS adquiriu uma tendência decrescente em relação a maré enchente, com variação de 51,7 a 54 mg/L (Figura 5.6.3).

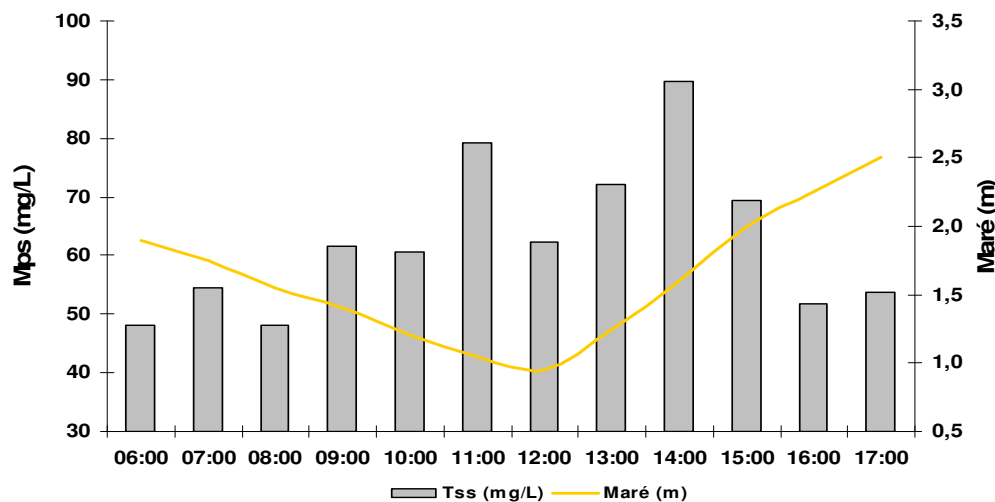


Figura 5.6.2 - Concentrações de MPS em eventos de maré vazante e enchente em campanha realizada em fevereiro de 2006.

Para o mês de junho de 2006, (Figura 5.6.4), em evento de maré vazante observou-se um aumento das concentrações de MPS, variando 22,4 a 44,7 mg/l. Em maré enchente, as concentrações de MPS apresentaram tendência decrescente, com variação de 23,3 a 38 mg/L. Na mudança da maré, novamente observou-se o evento de aumento de concentração do MPS pela retenção das forçantes de maré, gerando uma variação de 35 a 38 mg/L, mesmo depois de duas horas do início do evento de maré enchente.

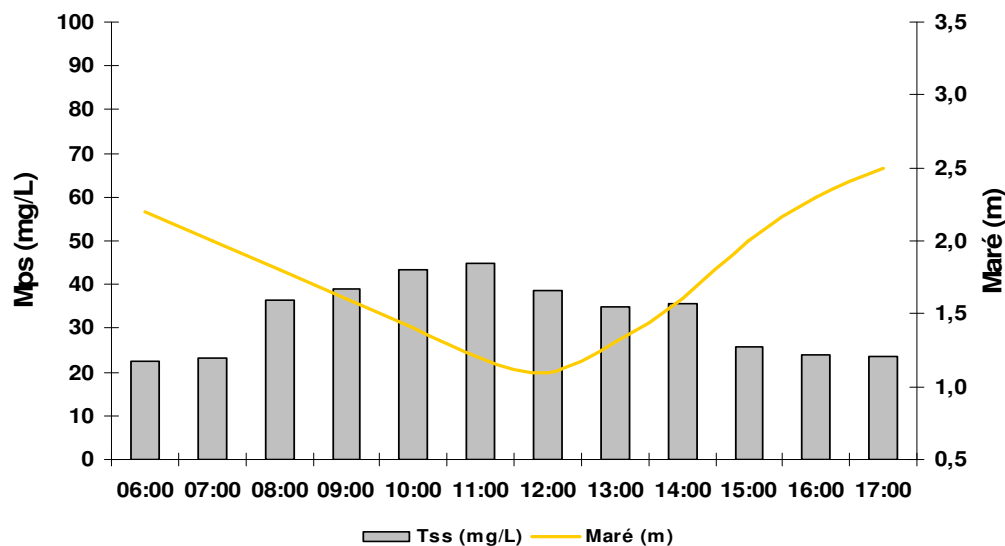


Figura 5.6.3 - Concentrações de MPS em eventos de maré vazante e enchente em campanha realizada em Junho de 2006.

Ou seja, a variabilidade das concentrações de MPS no estuário do rio Jaguaribe para o período 2005/2006 apresentou, para as três campanhas realizadas, um padrão sazonal que varia de acordo com a maré associado a uma forte dependência do TR, gerando maiores descarga de MPS em fevereiro e junho de 2006. Em setembro de 2005, a baixa descarga de MPS provavelmente foi devido às condições impostas ao sistema pelo regime de marés, maré de sizígia, que associadas a um menor aporte fluvial oriundo da bacia de drenagem, e apresentando baixos TR das águas, resultou em baixas concentrações de MPS da bacia de drenagem para o estuário.

Os valores de MPS encontrados neste estudo, estão na faixa de concentrações de MPS reportadas para o Atlântico Sul, 7,5 mg/L no estuário do rio Itajaí (Schettini, *pers. comm*) a 200 mg/L no estuário do Rio *de la Plata* (Framinã & Brown, 1996), podendo chegar distintamente a 2000 mg/L no estuário do rio Amazonas (Biggs, 1987). Cavalcante *et al.*, (2005) na região costeira da baía de Caeté (PA), observaram uma variação de MPS entre 10 e 80 mg/L, de acordo com a pluma de dispersão do rio Caeté. Souza e colaboradores

(2003) no estuário do rio São Francisco nos períodos de seca e chuva, observaram variações entre 13 e 90 mg/L, respectivamente, e os dados apresentados por Salomão e colaboradores (2001) para o rio Paraíba do Sul, variaram nos períodos de seca e chuva, entre 23 e 45 mg/L.

Marins & Dias (2003), em estudo anterior no estuário do rio Jaguaribe observaram valores de MPS de 3,7 a 46,9 mg/L, entre maio de 2000 a março de 2002. 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 $115 \pm 183,2$ mg/L.

5.7 – Quantificação dos teores de matéria orgânica (M.O) no material em suspensão (MPS).

Ao longo das campanhas realizadas, entre 2005/2006, os teores de matéria orgânica (M.O) no MPS variaram entre 4,2 a 90%, para n=36.

Os valores de M.O no MPS para o mês de setembro de 2005, variaram entre 43,2 a 77,3 %, para n=12, mantendo uma tendência constante ao longo do dia (Figura 5.7.1), apresentando maiores valores na maré cheia.

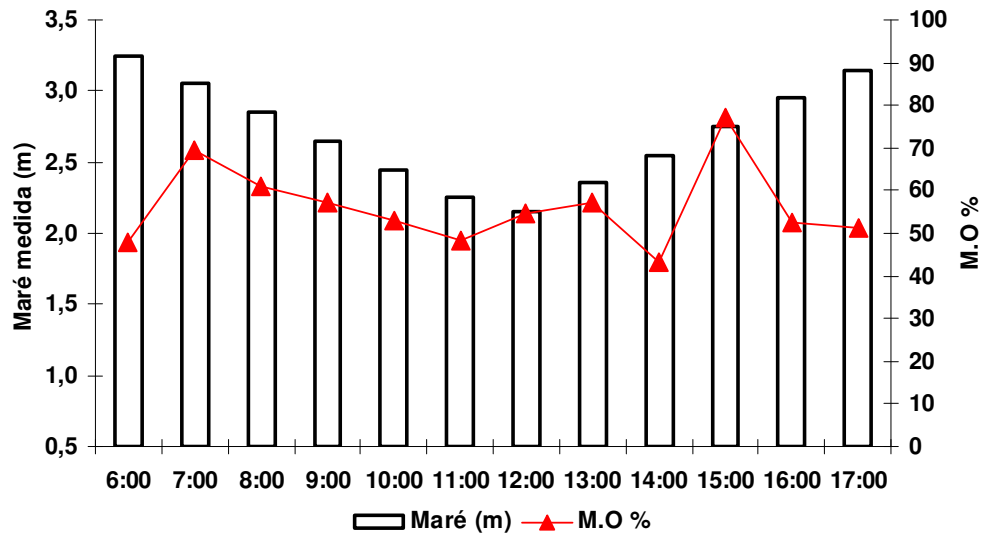


Figura 5.7.1 – Teores de MO no MPS ao longo de um ciclo de maré, setembro de 2005.

Para fevereiro de 2006, os teores de MO no MPS apresentaram menores teores do que os observados para setembro de 2005, entre 4,2 e 17,7%, para n=12, e um comportamento não definido em relação a maré.

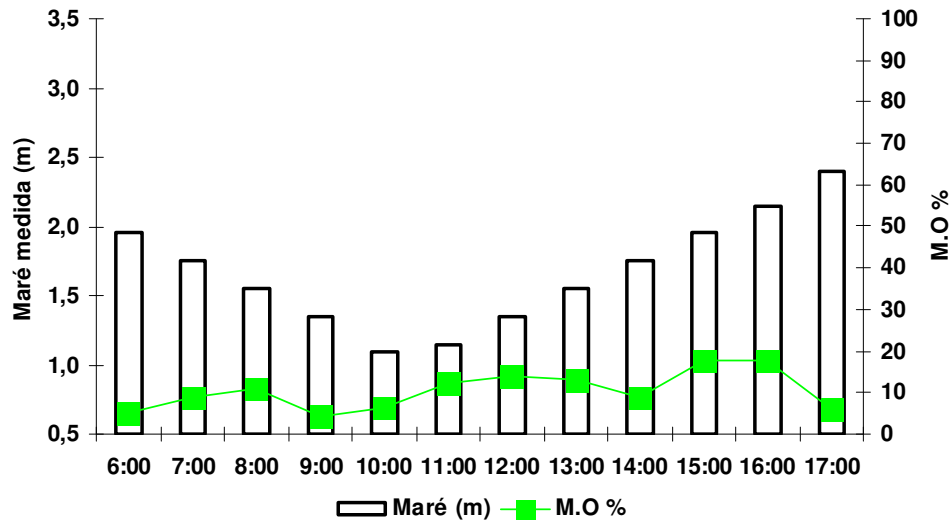


Figura 5.7.2 – Teores de MO no MPS ao longo de um ciclo de maré, fevereiro de 2006.

Em junho de 2006, os teores de MO no MPS foram novamente elevados de 27,6 a 90,0%, para n=12, (Figura 5.7.3). Nesta campanha foi observado, o mesmo comportamento da 1ª campanha, um comportamento decrescente dos teores de MO no MPS em evento de maré vazante, entre 27,6 a 80%, enquanto que em evento de maré enchente observou-se novamente o aumento dos teores de MO no MPS, entre 39,2 a 90,0%.

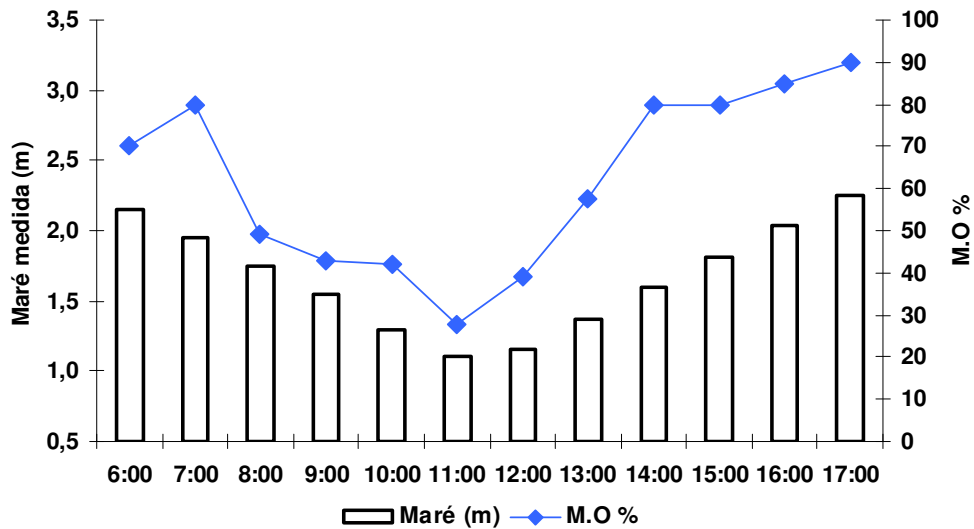


Figura 5.7.3 – Teores de MO no MPS ao longo de um ciclo de maré, junho de 2006.

Podemos observar que os teores de MO no MPS nas campanhas de setembro de 2005 e junho de 2006, apresentaram uma variação fortemente relacionadas às forçantes de maré atuantes na região. Em junho, houve correlação estatística significativa entre MO no MPS e altura de maré ($r=0,8312$ para $n=12$; $\alpha = 0,99$), embora não se possa estabelecer

estatisticamente este padrão de comportamento em setembro de 2005, observou-se a mesma tendência.

Entretanto, alguns autores como Allan (1996), relatam que a MO particulada tende a se acumular na zona de mistura nos eventos de baixa vazão, que apresentam as menores velocidades associadas a mudanças na físico-química estuarina, e voltam a ser transportadas em eventos de altas descargas, apresentando variação diretamente relacionada as vazões hídricas do sistema estuarino. Este comportamento foi observado no estuário do rio Jaguaribe, onde os maiores valores de M.O no MPS foram observadas nos períodos relativos as maiores vazões médias para a região estuarina, setembro de 2005 e junho de 2006, e os teores foram maiores nestas ocasiões em eventos de maré cheia, onde o represamento das águas foi comprovado pelo aumento respectivo do TR das águas estuarinas.

5.8 – Quantificação dos teores de carbonato (CO_3) no material em suspensão (MPS).

Os teores de carbonato no MPS variaram entre 1,8 e 92,3%, para $n=36$, durante o período 2005/2006. Em setembro de 2005 os teores observados de carbonato no MPS, variaram de 2,7 a 25,8%, mostrando uma tendência decrescente ao longo do dia (Figura 5.8.1), e independente da maré.

Na segunda campanha, realizada em fevereiro de 2006, observou-se a maior variabilidade dos teores de carbonato, entre 50,3 e 92,3%, para $n=12$, não apresentando um comportamento definido ao longo do dia (Figura 5.8.2).

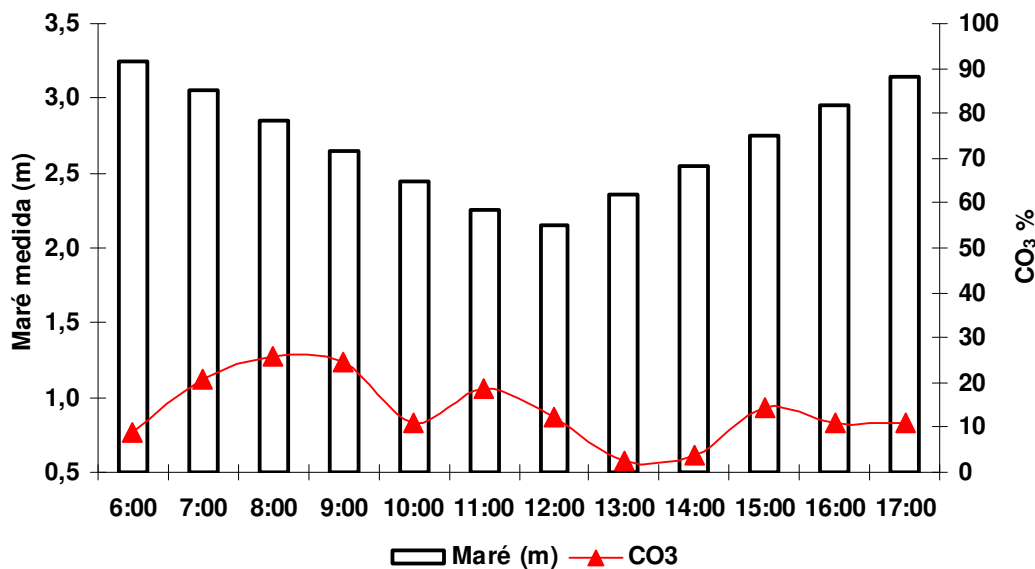


Figura 5.8.1 – Percentual de CO_3 no MPS ao longo de um ciclo de maré, setembro de 2005.

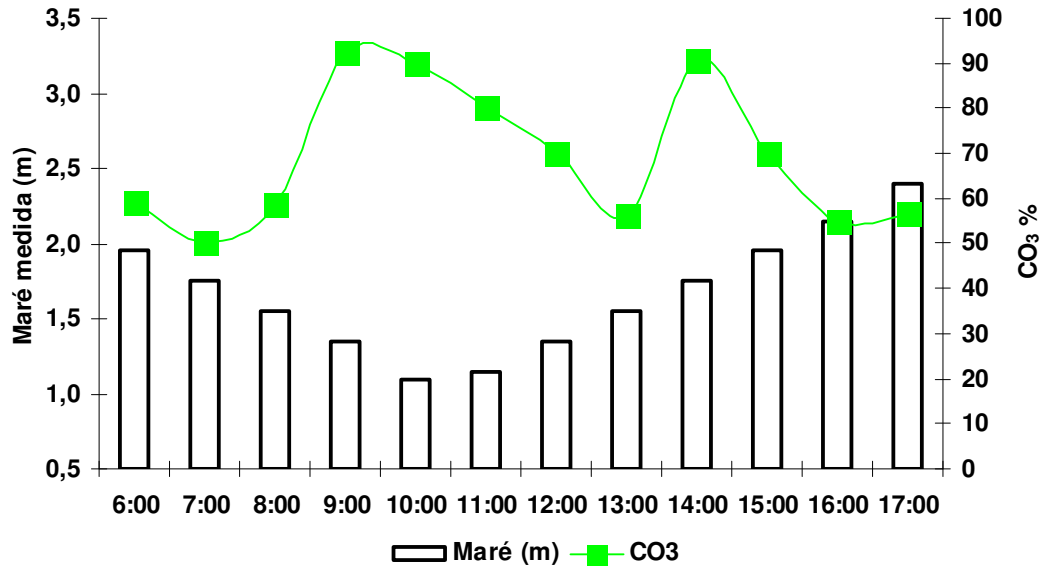


Figura 5.8.2 – Percentual de CO₃ no MPS ao longo de um ciclo de maré, fevereiro de 2006.

Em junho de 2006, os teores de carbonato no MPS foram de 1,8 a 15,9%, para n=12, também não apresentando comportamento definido ao longo do dia (Figura 5.8.3).

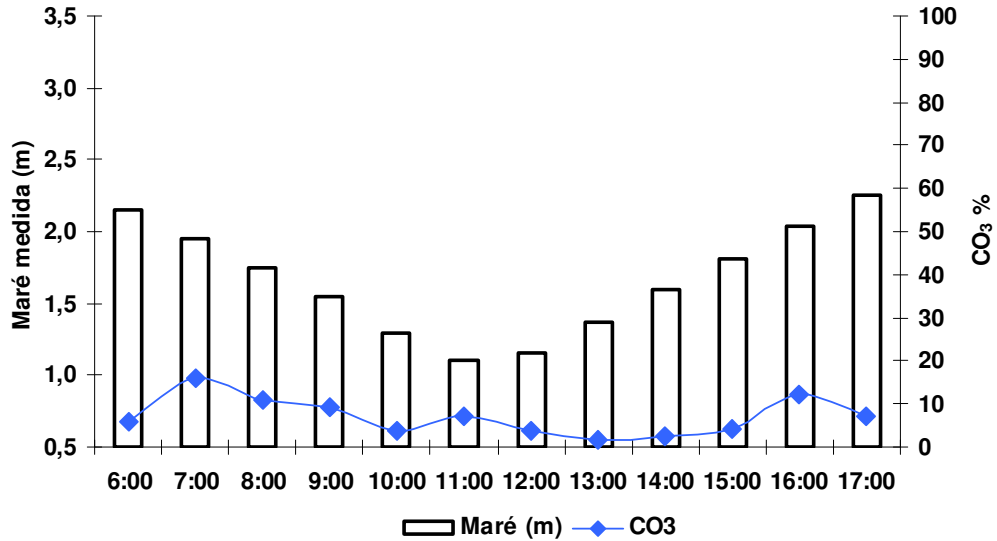


Figura 5.8.3 – Percentual de CO₃ no MPS ao longo de um ciclo de maré, junho de 2006.

Houve correlação estatística significativa entre o aporte de MPS e os teores de CO₃ neste material ($r = 0,8001$ para $n = 36$; $\alpha = 0,99$) e como este foi dependente do regime de marés, como esperado, verificou-se correlação estatística significativa entre o teor de CO₃ no MPS e a Altura de maré ($r = 0,6791$ para $n=36$; $\alpha = 0,99$).

De modo geral, pode-se concluir que o MPS no estuário do rio Jaguaribe (CE) para as campanhas realizadas em setembro de 2005 e junho de 2006 foi predominantemente de origem orgânica, com essa matéria orgânica sendo provavelmente do tipo aquagênica, devido a sua dependência das marés e do TR das águas estuarinas. Na campanha realizada em fevereiro de 2006 o MPS foi predominantemente de origem carbonática.

5.9 – Determinação das concentrações de metais (Cu, Zn, Pb, Mn, Fe e Al) no MPS do estuário do rio Jaguaribe (CE), ao longo de um ciclo de maré.

5.9.1 – Validação da metodologia analítica utilizada.

Paralelamente as análises das concentrações dos metais pesados (Cu, Zn, Pb, Mn, Fe e Al) no MPS do estuário do rio Jaguaribe (CE), foram feitas análises de padrões de referência de sedimentos estuarinos (NIST, 1646a) que têm valores certificados para cada elemento, afim de certificar a eficiência da metodologia analítica utilizada, mostrando que a recuperação dos metais ficaram próximas aos valores certificados, como podemos observar na tabela 5.9.1. Dessa forma, os resultados obtidos neste estudo podem ser considerados exatos para a avaliação proposta (Aguiar, *et al.*, 2007; Aguiar, em preparação).

Tabela 5.9.1 - A tabela reporta os valores certificados, valores médios obtidos, desvio padrão e a recuperação para cada metal analisado com a metodologia analítica empregada.

Metais	Valor Certificado ($\mu\text{g/g}$)	Valor obtido ($\mu\text{g/g}$)	Recuperação %
Cu	10,01	7,22	72
	(0,34)	(0,4)	
Zn	48,9	36,34	74
	(1,6)	(2)	
Mn	234,5	165,5	71
	(1)	(1)	
Pb	11,7	9,52	82
	(1)	(0,5)	
Fe %	20,08	14,25	71
	(2)	(1)	
Al %	22,97	11,92	62
	(1)	(0,9)	

* Os valores reportados pelo padrão de referência para Hg não são certificados.

5.9.2 – Variação das concentrações dos metais no MPS.

As concentrações de Al no MPS ao longo do período 2005/2006 foram de 6,7 a 32,3 mg/g, para n=36. Para a campanha realizada em setembro de 2005, as concentrações de Al no MPS variaram entre 6,7 e 22,2 mg/g. Em fevereiro de 2006, as concentrações de Al no MPS foram de 8,3 a 25,3 mg/g, e, em junho de 2006, as concentrações de Al no MPS oscilou entre 17,3 e 32,3 mg/g.

As concentrações de Fe foram de 4,6 a 51,3 mg/g, para n=36, durante o período avaliado. Para a campanha realizada em setembro de 2005 e fevereiro de 2006, as concentrações de Fe no MPS oscilaram entre 4,6 e 24,7 mg/g, e de 14,4 a 30,3 mg/g, respectivamente. Entretanto, em junho de 2006, as concentrações de Fe no MPS aumentaram em relação as demais campanhas, variando entre 41,6 e 51,3 mg/g.

As concentrações de manganês (Mn) no MPS, durante o ano de 2006, foram de 0,2 a 0,9 mg/g, para n=24, sendo que em fevereiro de 2006, estas concentrações foram de 0,2 a 0,4 mg/g. Para a campanha realizada em junho de 2006, a amplitude observada das concentrações de Mn no MPS foram de 0,6 a 0,9 mg/g. Vale ressaltar que não foram realizadas medidas em setembro de 2005.

Durante o período 2005/2006, observou-se que as concentrações de Cu no MPS apresentaram amplitude de 1,7 a 21,0 ($\mu\text{g/g}$), para n=36. Em setembro de 2005 e fevereiro de 2006, as concentrações de Cu no MPS foram de 8,7 a 20,8 ($\mu\text{g/g}$), e de 1,7 a 17,5 ($\mu\text{g/g}$), respectivamente. Entretanto, em junho de 2006, as concentrações observadas de Cu no MPS foram de 14 a 21 ($\mu\text{g/g}$).

O Zn no MPS foi de não detectável (ND) a 8,9 mg/g, para n=36, durante o período 2005/2006. Em setembro de 2005 as concentrações de Zn no MPS foram de 0,7 e 8,9 mg/g, enquanto que em fevereiro de 2006, a variabilidade observada das concentrações de Zn no MPS foi de 0,8 a 8,9 mg/g. Em junho de 2006, as concentrações de Zn no MPS foram de 0,3 a 1,1 mg/g.

O chumbo (Pb) no MPS, durante o ano de 2006, apresentou uma variabilidade entre 8 e 257 $\mu\text{g/g}$, para n=24. Em fevereiro de 2006, as concentrações de Pb no MPS foram de 29 a 257 $\mu\text{g/g}$, enquanto que e em junho de 2006 a variabilidade observada foi de 8 a 15,9 $\mu\text{g/g}$. Não foram realizadas medidas em setembro de 2005.

Foram avaliadas as correlações geoquímicas entre as concentrações de MPS, metais no MPS, matéria orgânica e carbonatos no MPS, vazões médias e tempo de residência. Observou-se que o comportamento do MPS segue o mesmo padrão de comportamento do TR, onde no período de menor aporte fluvial e de menor TR foi observado que a faixa de

concentração de MPS foi compatível às encontradas em águas marinhas, sendo este material predominantemente de origem orgânica. Nas campanhas que apresentaram as maiores vazões hídricas totais associadas a um elevado TR, as concentrações de MPS foram de duas a três vezes superiores as encontradas na primeira campanha. Entretanto, este material oscilou entre carbonático e orgânico, para fevereiro e junho de 2006, respectivamente.

Logo, de acordo com a qualidade do MPS, observou-se associações específicas entre alguns metais, onde no período em que o MPS foi predominantemente orgânico foram observadas correlações estatísticas entre Cu e Al no MPS (0,5293, para $\alpha=95\%$; 0,8225, para $\alpha=99\%$), para setembro de 2005 e junho de 2006, respectivamente. Logo, as concentrações de Cu e Al no MPS tem a mesma fonte do MPS, muito embora o Fe não se correlacione com o MPS, ele está correlacionado as fontes de Cu e Al. As concentrações de Pb e Mn no MPS apresentaram a mesma fonte, independente do comportamento e da qualidade do MPS. Em junho de 2006, com o MPS fortemente de origem orgânica, foram observadas as seguintes correlações entre metais; Cu e Fe (0,5503 para $\alpha=95\%$); Zn e Al (0,7514 para $\alpha=99\%$). Quando a qualidade do MPS foi carbonática as correlações observadas foram; Cu e Mn (0,5724 para $\alpha=95\%$); Cu e Pb (0,6262 para $\alpha=95\%$); Zn e Al (0,5446 para $\alpha=95\%$).

Tabela 5.9.2 – Correlações entre as concentrações de metais pesados, vazão, MPS, CO₃, MO e TR, para o estuário do rio Jaguaribe (CE), setembro de 2005. n=12.

	Q (m³.s⁻¹)	Cu (mg/g)	Zn (mg/g)	Fe (mg/g)	Al (mg/g)	MPS (mg/L)	CO₃ %	MO %	TR (horas)
Q (m³.s⁻¹)	1								
Cu (mg/g)	0,4004	1							
Zn (mg/g)	0,2063	-0,0548	1						
Fe (mg/g)	-0,3745	0,3106	0,0170	1					
Al (mg/g)	0,4150	0,5293	0,3830	-0,1345	1				
MPS (mg/L)	0,1771	-0,1505	0,0673	-0,1358	0,1392	1			
CO₃ %	0,5034	0,1433	0,0376	-0,7028	0,4725	0,0453	1		
MO %	0,2549	-0,3577	-0,2274	-0,7338	-0,1727	-0,0378	0,4154	1	
TR (horas)	-0,1232	0,0917	-0,5954	0,0402	-0,3812	0,3395	0,1134	-0,1624	1

Tabela 5.9.3 – Correlações entre as concentrações de metais pesados, vazão, MPS, CO₃, MO e TR, para o estuário do rio Jaguaribe (CE), fevereiro de 2006. n=12.

	Q (m³.s⁻¹)	Cu (µg/g)	Zn (µg/g)	Fe (µg/g)	Mn (µg/g)	Pb (µg/g)	Al (µg/g)	MPS (mg/L)	CO₃ %	MO %	TR (horas)
Q (m³.s⁻¹)	1										
Cu (µg/g)	0,2838	1									
Zn (µg/g)	-0,2014	0,0777	1								
Fe (µg/g)	-0,0903	-0,2813	0,4713	1							
Mn (µg/g)	0,2830	0,5724	-0,1336	0,0012	1						
Pb (µg/g)	0,5064	0,6262	-0,1647	-0,2766	0,8155	1					
Al (µg/g)	0,4162	0,0550	0,5446	0,2297	0,0582	0,0910	1				
MPS	-0,2507	-0,5322	0,0556	0,3267	-0,7490	-0,7574	-0,1471	1			
CO₃ %	-0,3697	-0,2347	0,3309	0,6342	-0,3513	-0,7222	0,0106	0,5818	1		
MO %	0,2076	-0,1123	-0,1544	0,3911	-0,0685	-0,0781	-0,4017	0,1804	0,0699	1	
TR (horas)	-0,6088	-0,5996	0,2368	0,4618	-0,7004	-0,7939	-0,2558	0,7346	0,5442	0,3000	1

Tabela 5.9.4 – Correlações entre as concentrações de metais pesados, vazão, MPS, CO₃, MO e TR, para o estuário do rio Jaguaribe (CE), junho de 2006. n=12.

	Q (m³.s⁻¹)	Cu (µg/g)	Zn (µg/g)	Fe (µg/g)	Mn (µg/g)	Pb (µg/g)	Al (µg/g)	MPS (mg/L)	CO₃ %	MO %	TR (horas)
Q (m³.s⁻¹)	1										
Cu (µg/g)	0,0131	1									
Zn (µg/g)	0,0356	0,5271	1								
Fe (µg/g)	0,6021	0,5503	0,2738	1							
Mn (µg/g)	0,6901	-0,4823	-0,1465	0,3048	1						
Pb (µg/g)	0,6420	-0,6440	-0,3947	0,1624	0,8940	1					
Al (µg/g)	-0,1481	0,8225	0,7514	0,5228	-0,4005	-0,6227	1				
MPS	-0,6113	0,6486	0,3356	-0,1650	-0,9050	-0,9888	0,5960	1			
CO₃ %	0,6328	0,2329	0,2741	0,5737	0,4270	0,4283	0,1641	-0,3945	1		
MO %	0,4315	-0,7356	-0,2144	-0,0280	0,7395	0,8514	-0,5475	-0,8814	0,3054	1	
TR (horas)	-0,8127	0,2521	0,3440	-0,4972	-0,7804	-0,8124	0,3262	0,7508	-0,5979	-0,5532	1

De modo geral, pode-se concluir que o TR e o MPS da interface ZR/ZM do Rio Jaguaribe apresentam o mesmo padrão de comportamento, associados a correlações estatísticas significativas (0,7346 e 0,7508, para $\alpha=99\%$, em fevereiro e junho de 2006, respectivamente), exceto na primeira campanha. Observou-se uma depleção das concentrações de Cu, Mn, Pb no MPS, e um aumento dos teores de CO_3 no MPS para fevereiro de 2006. Em junho de 2006, o mesmo padrão de depleção dos metais no MPS foi mantido, exceto para o Cu no MPS que teve comportamento oposto, associado ao aumento das concentrações de Al no MPS e dos teores de MO no MPS.

As maiores concentrações de Al no MPS foram observadas no mês de junho de 2006, provavelmente devido ao maior aporte de material litogênico e o maior aporte de MPS, devido ao período de intensas chuvas. Entretanto, para as campanhas realizadas em setembro de 2005 e fevereiro de 2006 observa-se uma depleção das concentrações de Al no MPS, não apresentando correlação estatística significativa com os teores de MPS e TR das águas estuarinas, confirmando os dados de MO e CO_3 no MPS, que mostraram que nestas ocasiões, setembro de 2005 e fevereiro de 2006 o MPS tinha origem predominantemente orgânica e carbonática, respectivamente.

As concentrações de Fe no MPS têm sua fonte provavelmente ligada à origem litogênica do MPS, e possivelmente ao *runoff* superficial dos solos da bacia de drenagem, onde as condições físico-químicas, tais como; Eh e pH associados a pequenos percentuais de água doce, afetam o equilíbrio das espécies de Fe na coluna d'água, sendo as mesmas precipitadas na forma de óxidos e hidróxidos de Fe.

Correlações estatísticas significativas entre as concentrações de Cu no MPS com Mn (0,5724 para $\alpha=95\%$) e Pb (0,6262 para $\alpha=95\%$) no MPS, e correlações estatísticas significativas de ordem inversa com MPS (-0,5322 para $\alpha=95\%$) e TR (-0,5996 para $\alpha=95\%$) em fevereiro de 2006, mostrou uma diversidade de teores de Cu, para o sistema estuarino, e um comportamento não conservativo do Cu no MPS. Logo, estas correlações mostram que muito provavelmente o aporte destes elementos deve estar atrelado a outras fontes, tais como; despejo de efluentes urbanos, lavagem de solos agrícolas e ao *runoff* urbano. Em junho de 2006, o Cu no MPS se correlacionou significativamente com Fe (0,5503 para $\alpha=95\%$) e Al (0,8225 para $\alpha=99\%$), mostrando que em períodos de maior percentual de água doce no sistema estuarino, estes elementos provavelmente tem origem litogênica, mostrando que o comportamento do Cu apresenta comportamento similar ao MPS. Observaram-se também correlações estatísticas significativas de ordem inversa entre TR com Pb e MO no MPS.

O Zn no MPS em setembro de 2005 apresentou um aumento das concentrações com a diminuição do TR das águas estuarinas. Em fevereiro e junho de 2006, observou-se correlações estatisticamente significativas entre as concentrações de Zn e Al no MPS (0,7514 para $\alpha=99\%$), estando o aporte destes metais muito provavelmente ligados a fontes naturais, por exemplo, denudação física e química dos solos urbanos e agrícolas da bacia de drenagem e a deposição atmosférica (Lacerda, *et al.*, 2004) e foram confirmadas relevantes no presente estudo, mesmo em meses em que o percentual de água doce foi menor que 15%, como observado para fevereiro de 2006.

Observa-se que o comportamento do Pb no MPS não obedece ao comportamento sazonal do MPS, estando a fonte deste metal provavelmente ligadas ao tráfego de embarcações no estuário. Sörme & Lagerkvist (2002), consideram a contribuição do *runoff* urbano como uma fonte potencial de Pb para estuários, entretanto neste caso o Pb não está estatisticamente associado ao MPS.

5.10 – Descargas de MPS e metais no MPS para o estuário do rio Jaguaribe (CE).

Em setembro de 2005, com o sistema estuarino fortemente controlado pelas forçantes de maré, a descarga de MPS foi de $1,9 \times 10^4$ ton.ano⁻¹, correspondentes a descargas de 3×10^2 ton.ano⁻¹ de Fe; $2,8 \times 10^2$ ton.ano⁻¹ de Al; $7,1 \times 10^1$ ton.ano⁻¹ de Zn e de 3×10^2 ton.ano⁻¹ de Cu. Logo, a distribuição das descargas relativas dos metais no MPS foi; Fe>Al>Zn>Cu (Figura 5.10.2). Neste período não foi determinado o teor de Mn e Pb no MPS.

Em fevereiro de 2006, a descarga de MPS foi de $4,6 \times 10^4$ ton.ano⁻¹, com descargas correspondentes de 1×10^3 ton.ano⁻¹ de Fe; $5,6 \times 10^2$ ton.ano⁻¹ de Al; $1,4 \times 10^2$ ton.ano⁻¹ de Zn; $1,8 \times 10^1$ ton.ano⁻¹ de Mn, e de $3,5 \times 10^1$ ton.ano⁻¹ de Cu (Figura 5.10.3). A distribuição relativa das descargas dos metais no MPS para o período foi; Fe>Al>Zn>Mn>Pb>Cu.

Em junho de 2006, onde o sistema estuarino era fortemente controlado pelo intenso regime fluvial, com 95 % do aporte hídrico total considerado como água doce, a descarga de MPS foi de $2,5 \times 10^5$ ton.ano⁻¹, com descargas correspondentes de $1,2 \times 10^4$ ton.ano⁻¹ de Fe; $6,9 \times 10^3$ ton.ano⁻¹ de Al; $2,3 \times 10^2$ ton.ano⁻¹ de Zn; 2×10^2 ton.ano⁻¹ de Mn; $4,7$ ton.ano⁻¹ de Cu, e de $2,8$ ton.ano⁻¹ (Pb) (Figura 5.10.4). A distribuição dos fluxos dos metais no MPS para a estação chuvosa foi; Fe>Al>Zn>Mn>Cu>Pb.

Como conseqüência a um menor transporte de sedimentos no período de menor aporte fluvial, o estuário não consegue descolar efetivamente os sedimentos para a zona

marinha, existindo conseqüentemente uma maior retenção destes ao longo da desembocadura, conforme pode ser visto no mapa batimétrico (Figura 5.10.1).

Este processo de sedimentação ao longo do estuário do Jaguaribe vem dificultando a navegação, restringindo à mesma a apenas dois canais principais de acesso ao estuário, que por sua vez também já se encontram em processo de assoreamento.

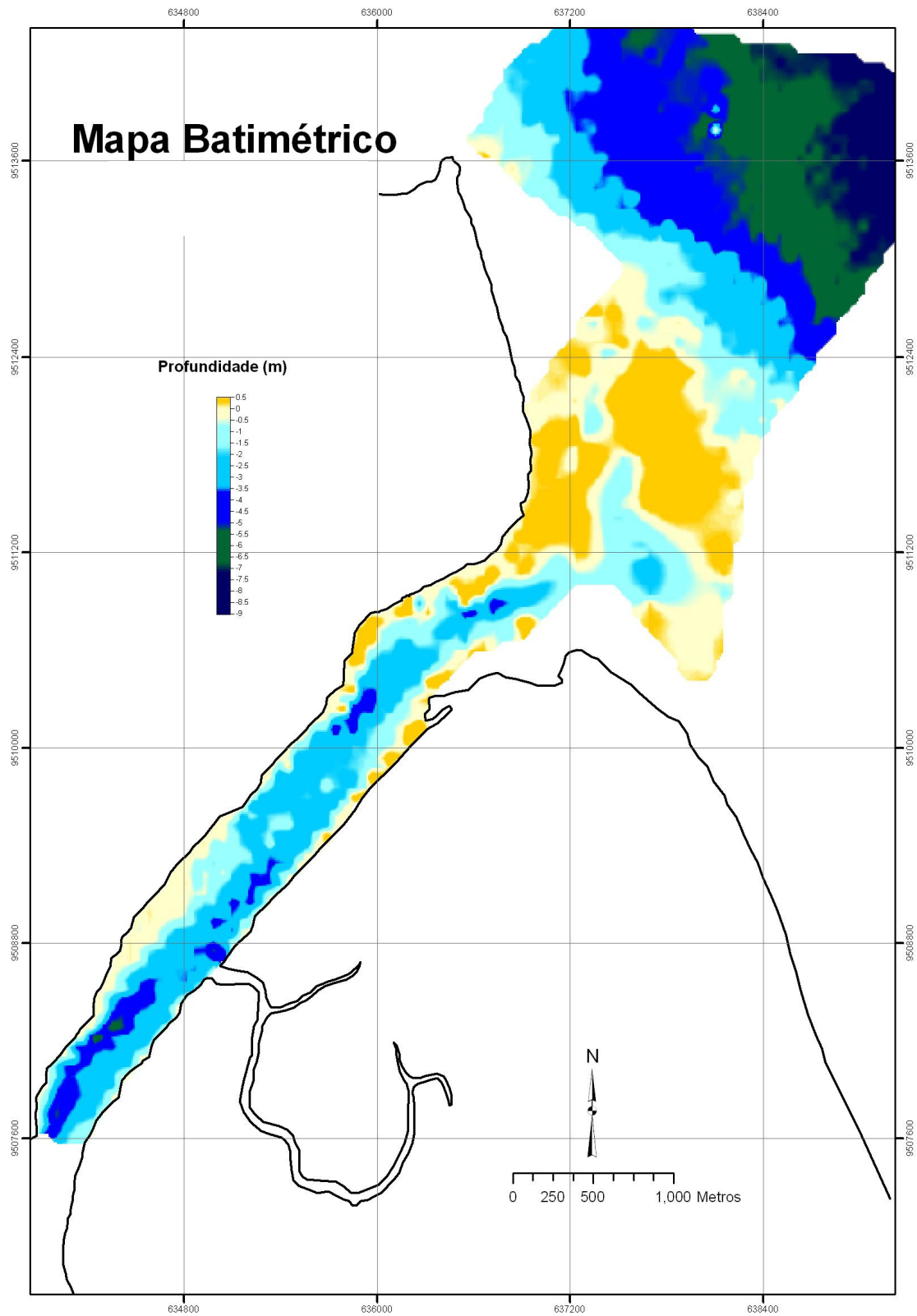


Figura 5.10.1 – Mapa batimétrico da região referente a foz do estuário do rio Jaguaribe(CE), cedido por Maia, *et al.*, (2007).

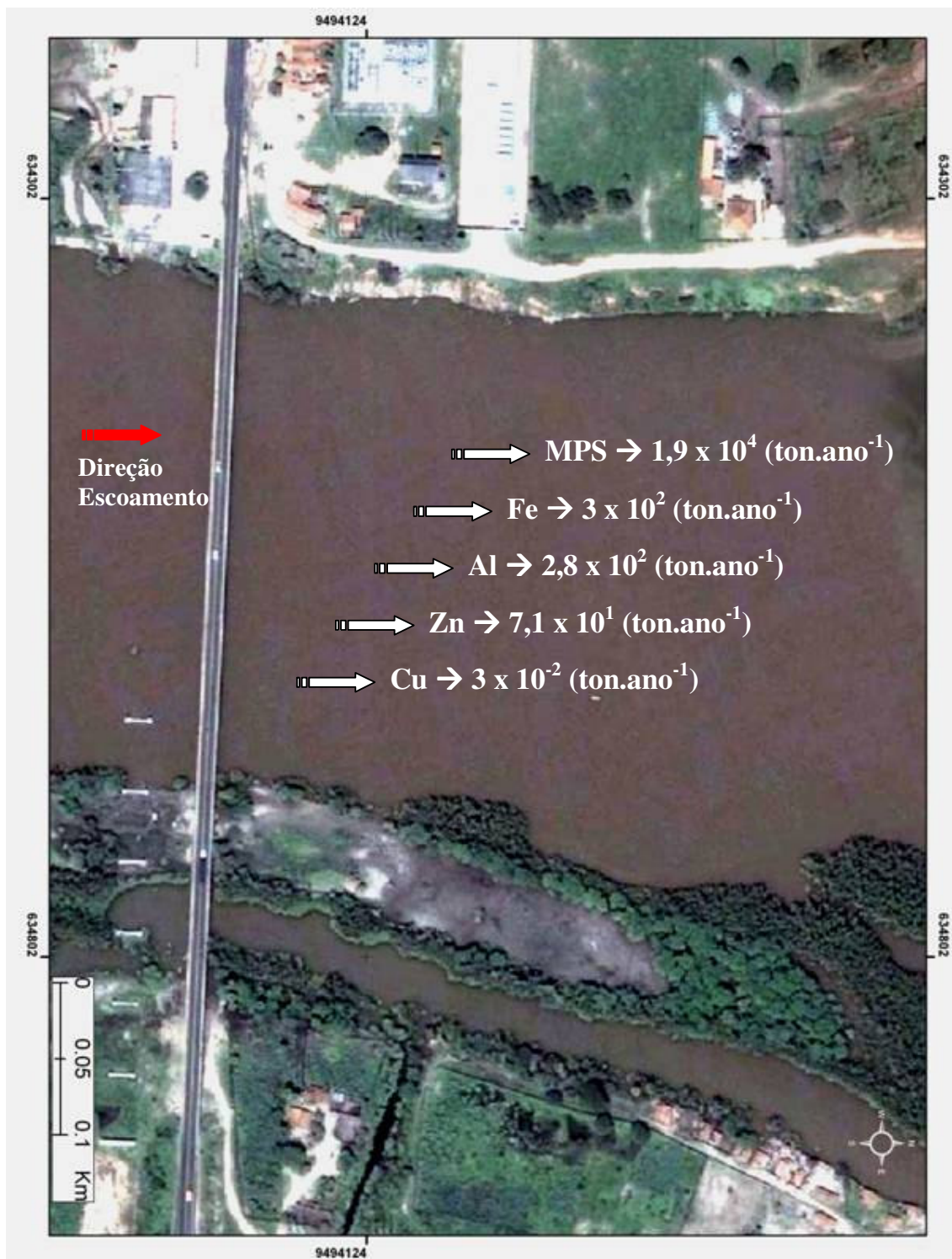


Figura 5.10.2 – Descargas de metais pesados no MPS do estuário do rio Jaguaribe (CE), setembro de 2005.

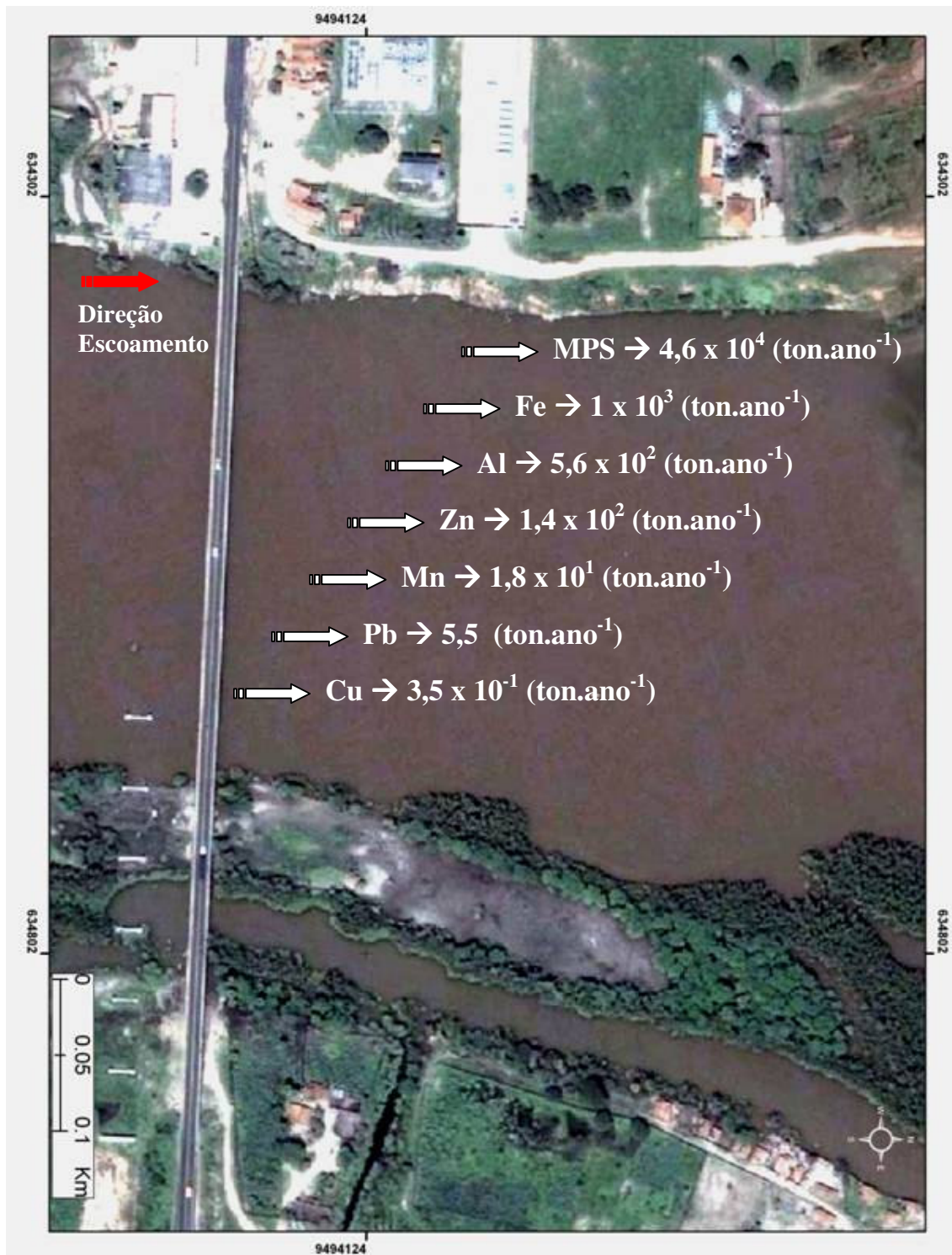


Figura 5.10.3 – Descargas de metais pesados no MPS do estuário do rio Jaguaribe (CE), fevereiro de 2006.

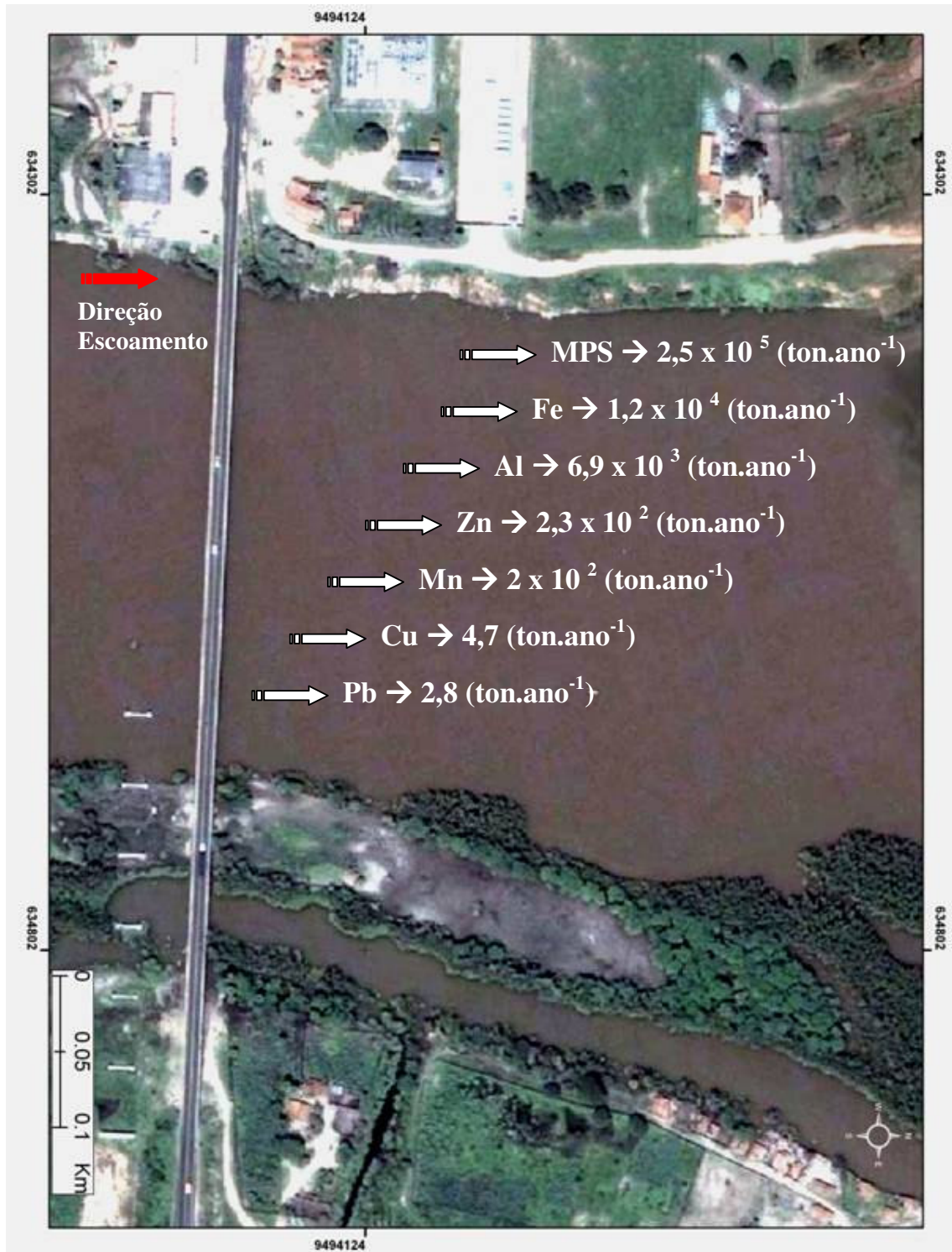


Figura 5.10.4 – Descargas de metais pesados no MPS do estuário do rio Jaguaribe (CE), junho de 2006.

De modo geral, podemos concluir que a descarga de MPS e de metais no MPS, apresentaram os maiores valores no período de domínio fluvial eminente, variando de $1,9 \times 10^4 \text{ ton.ano}^{-1}$ em setembro de 2005 (12 % do aporte hídrico total considerado doce) a $2,5 \times 10^5 \text{ ton.ano}^{-1}$ no período com 95 % do volume hídrico considerado como água doce. A exceção deste comportamento ocorreu com as vazões de Pb no MPS, que apresentou os maiores valores no período de domínio marinho.

O material particulado em suspensão (MPS) transportado pelos rios aos estuários e posteriormente a zona costeira adjacente, refletem processos de erosão dos solos das bacias de drenagem e o controle geoquímico ou hidrogeoquímico das diversas substâncias nocivas ao meio ambiente (metais pesados, micropoluentes orgânicos e inorgânicos) (Neal *et al.*, 1997; Mayer *et al.*, 1998; Horowitz *et al.*, 2001; Lawson *et al.*, 2001). Entretanto, o conhecimento exato a cerca do comportamento do MPS nas duas variáveis, hidrológica (ciclos sazonais) e as características da bacia de drenagem, são necessárias para estimativa de cargas e balanços de massas do sistema fluvial como um todo (Schäfer *et al.*, 2002; Audry *et al.*, 2004).

Considerando que os valores históricos das vazões oriundas da bacia de drenagem vêm apresentando ao longo dos anos uma diminuição gradativa, pode-se observar que a dinâmica estuarina está sendo fortemente afetada, com o sistema estuarino não transportando efetivamente os sedimentos para a zona marinha, existindo conseqüentemente uma maior retenção e/ou deposição destes ao longo do canal estuarino e principalmente na desembocadura, tornando possível a formação de novas ilhas de deposição e o assoreamento do canal estuarino, conforme pode ser visto na Figura 5.2.5.

A capacidade de diluição e transporte de materiais do estuário do rio Jaguaribe esta fortemente relacionada às características físicas e hidrológicas, tais como; volume de água total e volume de água doce, prisma de maré e tempo de residência, características comumente usadas para estimar a susceptibilidade dos estuários aos poluentes, se fazendo necessário o monitoramento destas grandezas para uma melhor compreensão dos processos que as controlam (APE, 2007).

Capítulo 6

CONCLUSÕES

A comparação da variação da maré medida na ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe, que apresenta uma curva assimétrica, com a curva de maré simétrica fornecida pelo DHN referente ao Porto de Areia Branca-Termisa (RGN), caracteriza as marés atuantes no período avaliado como sendo do tipo quadratura para fevereiro e junho de 2006, e, de sizígia, para setembro de 2005. Ou seja, as forçantes de maré podem determinar, de acordo com o aporte hídrico fluvial do estuário, a morfologia do sistema, possibilitando a formação de novas ilhas de sedimentação e/ou deposição possivelmente devido a intensificação do transporte longitudinal, interferindo diretamente nesta razão nos períodos de pouca ou nenhuma descarga fluvial, haja vista que as correntes de maré podem chegar a longas distâncias e serem dissipadas na planície de inundação.

As vazões hídricas totais observadas, para o período avaliado, mostraram um domínio das vazões de enchente nos meses de setembro de 2005 e fevereiro de 2006, onde provavelmente pode estar ocorrendo um efeito dissipativo da onda de maré nas planícies de inundação do rio Jaguaribe, também observado nas flutuações das marés atuantes na região. Em junho de 2006 foi observado o domínio das vazões de vazante.

Considerando que os valores históricos das vazões oriundas da bacia de drenagem vêm apresentando, ao longo dos anos, uma diminuição gradativa (ANA, 2006), devido a construção de sucessivos barramentos, ao longo da bacia de drenagem, com as vazões obtidas neste estudo, pode-se observar que a dinâmica estuarina está sendo fortemente afetada e dominada ao longo do ano pelo regime de marés.

O volume de água total variou de acordo com o tipo de maré atuante em cada campanha, e com o aporte hídrico fluvial, onde o maior volume de água total foi observado no mês de junho de 2006, juntamente com a maior quantidade de água doce no sistema, chegando a 95% do volume total, caracterizando o domínio fluvial neste período. No mês de setembro de 2005 observou-se um volume de água total 44% maior que o volume observado para o mês de fevereiro de 2006, sendo este fato relacionado à maré de sizígia observada em setembro. Entretanto, o volume de água doce nos dois períodos foram praticamente iguais, variando entre 11,7% e 14,7%, para setembro e fevereiro, respectivamente.

O tempo de residência (TR) também variou de acordo com as forçantes de maré atuantes na região e com o aporte fluvial, passando de 2 horas no período de menor volume de água doce para 12 horas em junho de 2006. Além do volume de água, a vazão, é um fator determinante para o aumento do TR das águas estuarinas do rio Jaguaribe, pois pode ou não apresentar competência para o rompimento da barreira física imposta pelo regime de marés. Ou seja, nos meses de pouca ou nenhuma precipitação onde o volume de água doce é mínimo (cerca de 12% do volume hídrico total) o domínio de águas marinhas é notório fazendo com que essa massa d'água marinha entre e saia do sistema estuarino com maior facilidade, diminuindo o TR das águas estuarinas na interface ZR/ZM.

Os valores de prisma de maré obtidos neste estudo apresentaram valores negativos para o mês de junho de 2006, indicando valores elevados de fluxos de água doce do sistema estuarino do rio Jaguaribe, podendo ser caracterizado o estuário como exportador de materiais. Nos meses de setembro de 2005 e fevereiro de 2006, com valores positivos dos prismas de maré, pode-se observar claramente uma maior capacidade de lixiviação do estuário por águas marinhas e, devido aos sucessivos barramentos ao longo da bacia de drenagem do rio Jaguaribe, a disponibilidade hídrica fluvial (água doce) para o sistema estuarino fortemente alterada, conseqüentemente também alterando esta disponibilidade a zona costeira adjacente. Muito provavelmente estas alterações podem afetar a sustentabilidade do ecossistema estuarino.

De modo geral, pode-se concluir que no período de menor aporte fluvial, na interface ZR/ZM do estuário do rio Jaguaribe, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2006, foram observados os menores volumes de água doce para o sistema (15% do aporte hídrico considerado doce), onde as vazões hídricas totais variaram entre 58 e 101 m³.s⁻¹, associadas a salinização das águas estuarinas que chegaram a 36,1. Neste período, o sistema foi fortemente lixiviado pelas águas marinhas, apresentando prismas de maré positivos associados a baixos TR que variaram entre 3 e 2 horas, sendo as descargas de materiais da bacia de drenagem para

o estuário minimizadas, onde as descargas de MPS variaram entre $1,9 \times 10^4$ e $4,6 \times 10^4$ ton.ano⁻¹, estando acima da faixa de variação de 32 a 450 ton.ano⁻¹ proposta por Cavalcante, *et al.*, (2000), para o estuário do rio Jaguaribe, e abaixo dos 317.000 ton.ano⁻¹ reportado para o rio São Francisco (Medeiros, *et al.*, 2007). As descargas de metais no MPS também foram menores nestes períodos, exceto no caso do Pb.

Em junho de 2006, período de maior aporte fluvial, com 95% do volume hídrico total considerado água doce, associado à baixas salinidades (1,2 a 1,8), prismas de maré negativos e elevados TR, que atingem 12 horas, as vazões hídricas totais foram de $183 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, tendo ocorrido o aumento das descargas de MPS na interface ZR/ZM ($2,5 \times 10^5$ ton.ano⁻¹), cerca de 10 vezes superior ao valor de 26.000 ton.ano⁻¹, reportado por Cavalcante, *et al.*, (2000), e abaixo dos 497.000 ton.ano⁻¹, para o período de chuvas do rio São Francisco (Medeiros, *et al.*, 2007). Similarmente ocorreu o aumento das descargas de metais no MPS, com $6,9 \times 10^3$ ton.ano⁻¹ de Al; $1,2 \times 10^4$ ton.ano⁻¹ de Fe; 2×10^2 ton.ano⁻¹ de Mn; $4,7$ ton.ano⁻¹ de Cu; $2,3 \times 10^2$ ton.ano⁻¹ de Zn, exceto no caso do chumbo que teve como citado anteriormente, comportamento diferenciado dos demais metais contidos no MPS.

Os valores das descargas de MPS obtidas neste estudo, com medidas, *in situ*, para os períodos de menor e maior aporte fluvial são cerca de 5 a 10 vezes maiores que os reportados por Cavalcante, *et al.*, (2000) para o estuário do rio Jaguaribe, utilizando dados secundários, ressaltando que estimativas realizadas com dados secundários podem subestimar as descargas de materiais da bacia de drenagem para o estuário, ressaltando a importância da aquisição de dados *in situ*.

Ou seja, os resultados obtidos com o auxílio do modelo hidrodinâmico determinístico empregado neste estudo para ZR/ZM do sistema estuarino do rio Jaguaribe (CE) Tabela 6.1, ressaltam a importância do controle e do monitoramento do descarte de efluentes urbanos e domésticos nos meses em que as vazões fluviais não sejam suficientemente fortes para romper as forçantes da maré, podendo gerar diversos problemas a este ecossistema aquático, devido a elevação do TR, com diminuição da capacidade de depuração das águas estuarinas.

Tabela 6.1 – Parâmetros observados de acordo com o modelo hidrodinâmico determinístico.

	Setembro de 2005	Fevereiro de 2006	Junho de 2006
Tipo de maré	Sizígia	Quadratura	Quadratura
Q média (m³.s⁻¹)	101	58	183
Volume de água total (m³)	4,5 x 10 ⁶	2,6 x 10 ⁶	8,4 x 10 ⁶
% de água doce	11,7	14,7	95
TR (horas)	3	2	12
Prisma de maré	71,2	83,4	- 73,1
Salinidade	24,7 - 30,9	23,2 - 36,1	1,2 - 1,8
Descarga MPS (ton.ano⁻¹)	1,9 x 10 ⁴	4,6 x 10 ⁴	2,5 x 10 ⁵
Descarga de Al no MPS (ton.ano⁻¹)	2,8 x 10 ²	5,6 x 10 ²	6,9 x 10 ³
Descarga de Fe no MPS (ton.ano⁻¹)	3 x 10 ²	1 x 10 ³	1,2 x 10 ⁴
Descarga de Mn no MPS (ton.ano⁻¹)	**	1,8 x 10 ¹	2 x 10 ²
Descarga de Cu no MPS (ton.ano⁻¹)	3 x 10 ⁻²	3,5 x 10 ⁻¹	4,7
Descarga de Zn no MPS (ton.ano⁻¹)	7,1 x 10 ¹	1,4 x 10 ²	2,3 x 10 ²
Descarga de Pb no MPS (ton.ano⁻¹)	**	5,5	2,8

Capítulo 7

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRANTES, F.; AMBAR, I.; ZENK, W.; HINRICHSEN, H.; ZAHN, R. 1994. **Suspended matter of the Mediterranean water outflow off Portugal**. In: *Proceedings of the Oceans Sciences Meeting, American Geophysical Union, San Diego*.
- ABREU, I. M. 2004. **Distribuição geoquímica de carbono, nitrogênio e fósforo em sedimentos estuarinos do rio Jaguaribe-Ce**. Programa de Pós-Graduação em Geociências – Departamento de Geologia. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Ceará. 95p.
- ABREU, I. M.; LACERDA, L. D.; MARINS, R. V. 2003. **Estimativa das emissões de carbono, nitrogênio e fósforo para o estuário do rio Jaguaribe (CE)**. In: Anais do VI Congresso de Ecologia do Brasil – Ecossistema aquáticos, costeiros e continentais. P 163-164. Fortaleza – CE.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. 2006. **Atlas Nordeste – Abastecimento urbano de água: Alternativas de oferta de água para as sedes municipais da região nordeste do Brasil e do norte de Minas Gerais**. Superintendência de planejamento e recursos hídricos. Brasília-DF. 82p. disponível em: www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/arquivos/atlas.pdf
- AGUIAR, J. E.; MARINS, R. V. 2007. **Comparação de metodologias para determinação da partição geoquímica de metais em sedimentos da plataforma continental do Ceará**. Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais – Labomar. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Ceará. 100p.
- AGUIAR, J. E.; MARINS, R. V.; ALMEIDA, M. D. 2007. **Comparação de metodologias para determinação da partição geoquímica de metais em sedimentos da plataforma continental nordeste brasileira**. In: Anais do XII Congresso Latino Americano de Ciências do Mar – COLACMAR. Florianópolis – SC. 3p.

- ALMEIDA, F.F.M.; HASUY, Y. 1984. **O Pré-Cambriano do Brasil**. São Paulo, Ed. Blucher, 379p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, AND WATER ENVIRONMENT FEDERATION. 1998. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th ed. L.S. Clesceri, A.E. Greenberg, A.D. Eaton (eds). Washington, DC.
- AMOS, C., 1996. **Siliciclastic tidal flats**. In: PERILLO, G. M. E. (ed.), *Geomorphology and sedimentology of estuaries* (2nd edition), Elsevier, Amsterdam, 273–306.
- AUDRY S, BLANC G, SCHÄFER J. 2004. **Cadmium transport in the Lot-Garonne River System (France). Temporal variability and a model for flux estimation**. *Science of the Total Environment*. 319:197 –213.
- BARCELLOS, C.; LACERDA, L. D.; CERADINE, S. 1997. **Sediment origin na budget and Sepetiba Bay – an approach based on multi-element analysis**. *Enviromental Geology* 32: 203-209
- BIBBY, R. L.; WEBSTER-BROW, J. G. 2005. **Characterisation of urban catchement suspended particulate matter (Auckland, New Zealand); A comparison with non-urban SPM**. *Science of the Total Environmental*. 343. 177-197.
- BIGGS, R. J. 1987. **Sources of estuarine cohesive sediment and their coagulation**. In: *Sedimentation control to reduce maintenance dredging of navigational facilities in estuaries*. Report and Symposium Proceedings, National Academy Press, Washington, D.C., 32–52.
- BLAIR, N.E., LEITHOLD, E.L., ALLER, R.C., 2004. **From bedrock to burial: the evolution of particulate organic carbon across coupled watershed-continental margin systems**. *Marine Chemistry* 92, 141e156.
- BLAIR, N.E., LEITHOLD, E.L., FORD, S.T., PEELER, K.A., HOLMES, J.C., PERKEY, D.W., 2003. **The persistence of memory: the fate of ancient sedimentary organic carbon in a modern sedimentary system**. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 67, 63-73.
- BONNETI, J. F.; MIRANDA, L. B. 1997. **Estimativa da descarga fluvial no sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguapé**. *Revista Brasileira de Oceanografia*, São Paulo, 45 (1/2): 89-94.
- BORDALO, A. O.; BARBOSA, L. P. F.; MONTEIRO, S. M. 2005. **Estudo de parâmetros físico-químicos nas águas superficiais do estuário do rio Caeté-PA**. In: *Anais do X Congresso Brasileiro de Geoquímica e II Simpósio de Geoquímica dos Países do Mercosul Porto de Galinhas, Pernambuco, Brasil*.
- BORDALO, A. O.; SANTOS, M. L. S. 2005. **Análise dos parâmetros físico-químicos em meio ciclo de maré na água superficial do furo grande-bragança, PA**. In: *Anais do X Congresso Brasileiro de Geoquímica e II Simpósio de Geoquímica dos Países do Mercosul Porto de Galinhas, Pernambuco, Brasil*.
- BRICKER, S. B.; CLEMENT, C. G.; PIRHALLA, D. E.; ORLANDO, S. P.; FARROW, D. R. G. 1999. **National estuarine eutrophication assessment: effects of nutrient**

- enrichment in the nation's estuaries.** NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science. Silver Spring, MD, USA, 71p.
- BROWN, S. A. P.; VAN NIEKERK, A. M., 1998, **Strategic Approaches to the Development and Implementation of Water Quality Management Plans.** *Water Science and Technology*, Vol.38 (11), 15-21.
- CAMPOS, A. A.; 2003. **A zona costeira do Ceará: Diagnóstico para a gestão integrada.** Fortaleza – Ceará, Ed. Aquasis. 248p.
- CAMPOS, J. N. B.; STUDART, T. M. C.; LUNA, R.; FRANCO, S. 2000. **Hydrological Transformations in Jaguaribe River Basin during 20th Century.** Proceedings of the 20th Annual American Geophysical Union. Fort Collins, Co: *Hydrology Days Publications*, v.1. p:221-227. (Disponível em: <http://www.deha.ufc/nilson/jaguaribe> . Acesso em: 10 de outubro 2004).
- CAMPOS, M.; BRAGA, A. P. G.; MELLO, A. A.; SOUZA, E. M.; SILVA, F.A. F.; FRANÇA, J. B. 1979. **Projeto Rio Jaguaribe, estados do Ceará, Rio Grande do Norte e Paraíba:** relatório final de geologia. Brasília: DNPM.149 p.
- CAMPOS, R. O. G, 2001, **Inundações Urbanas: Considerações Gerais e Modelação Matemática com Incorporação da Obstrução por Resíduos Sólidos,** Tese de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- CAVALCANTE, A. A. 2000. **Impactos ambientais na região do baixo Jaguaribe, CE.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 317p.
- CAVALCANTE, S. G. H.; KJERFVE, B.; KNOPPERS, B.; DICLE, K.; BARRETO, R. C.; 2005. **Comportamento dos sedimentos em suspensão, temperatura e salinidade na região costeira adjacente a Baía do Caeté – PA.** *In:* Anais do X Congresso Brasileiro de Geoquímica e II Simpósio de Geoquímica dos Países do Mercosul Porto de Galinhas, Pernambuco, Brasil.
- CHESTER, R., 1990. **Marine Geochemistry.** Unwin Hyman, London: 346 – 421 p.
- COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS. 2006. **XIII seminário de alocação das águas dos vales do Jaguaribe e Banabuiú.** Relatório Interno.
- COYNEL, A.; SCHAFER, J.; HURTREZ, J. E.; DUMAS, J.; ETCHEBER, H.; BLANC, G. 2004. **Sampling frequency and accuracy of SPM flux estimates in two contrasted drainage basins.** *Science of the Total Environment*. 330.p. 233–247.
- CUCCO, A.; UMGIESSER, G., 2005. **Modeling the tide induced water exchanges between the Venice Lagoon and the Adriatic Sea.** *In:* Campostrini, P. (Ed.), Scientific Research and Safeguarding of Venice. *Proceedings of the Annual Meeting of the Corila Research Program, 2003 Results*, vol. III. Corila, Venezia, pp.385–402.
- CUMMINS, K. W. 1974. **Structure and function of stream ecosystems.** *Bioscience*. 24. 631-641.
- CUNGE, J.A.; HOLLY JR., F.M.; VERWEY, A., 1980, **Practical Aspects of Computational River Hydraulics.** Inglaterra: Pitman Advanced Publishing Program.

- DALRYMPLE, R. W.; ZAITLIM, B.B.; Boyd, R. 1992. **A conceptual model of estuarine sedimentation.** *Sedimentary Petrology*. 62. p 1130-1146.
- DE JONGUE, V. N. 1992. **Tidal flows and residual flow in the Ems estuary.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Vol.34. 1-22.
- De MAGALHÃES, L. P. C. 2005. **Modelo integrado para simulação de sistemas hídricos.** Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Tese de Mestrado. 100p.
- DEPARTAMENTO DE HIDROGRAFIA E NAVEGAÇÃO. 2006. **Tabuas de Maré.** (www.dhn.mar.mil.br; acesso em 2 de Agosto de 2006).
- DIAS, C. M. F.; SOUZA, C. M. M.; MONERATTI, P. H. 2001. **Distribuição de metais pesados em solos de lavouras de tomate, pimentão, abacaxi e cana-de-açúcar.** Anais do VIII Congresso Brasileiro de Geoquímica. Curitiba, p:110.
- DIAS, F. J. S. 2005a. **Avaliação da descarga e geoquímica do material em suspensão no estuário do rio Jaguaribe – Ce.** Departamento de Geologia. Monografia. Universidade Federal do Ceará. 107p.
- DIAS, F. J. S.; MARINS, R. V.; MAIA, L. P. 2005b. **Descargas de cobre e zinco no material em suspensão do estuário do rio Jaguaribe (CE), Nordeste - Brasil.** In: Anais do X Congresso Brasileiro de Geoquímica e II Simpósio de Geoquímica dos Países do Mercosul Porto de Galinhas, Pernambuco, Brasil.
- DIAS, F. J. S.; MARINS, R. V.; MAIA, L. P. 2005c. **Modelo de funcionamento hidrológico para o estuário do rio Jaguaribe – CE.** In: X Congresso Brasileiro de Limnologia, 2005, Ilhéus – Ba. In: CD-ROOM Anais do X Congresso Brasileiro de Limnologia. São Paulo: Sociedade Brasileira de Limnologia.
- DIAS, F. J. S.; MARINS, R. V.; MAIA, L. P. 2005d. **Avaliação da hidroquímica e tempo de residência no estuário do rio Jaguaribe - CE.** In: Anais/Resumos da 57ª Reunião Anual da SBPC, Fortaleza. SBPC. Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, São Paulo: <http://www.sbpnet.org.br/livro/57ra>
- DIAS, F. J. S.; MARINS, R.V.; MAIA, L. P. 2007. **Hydrology of a well-mixed estuary at the semi-arid NE Brazilian coast.** *No prelo.*
- DOOGE, J. C., 1973, **Linear Theory of Hydrologic Systems.** Estados Unidos: US Department of Agriculture.
- DUARTE, C.M.; MIDDELBURG, J.J.; CARACO, N. 2005. **Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle.** *Biogeosciences* 1, 173–180.
- DUURSMA, E. K. 2002. **Rainfall, river flow and temperature profile trends: Consequences for waters resources.** *Netherlands: Heineken.* 32p.
- DYER, K. D. 1997. **Estuaries - A physical Introduction.** Chichester: J. Wiley & Sons., 195p.
- EKAU, W.; KNOPPERS, B. 1999. **An introduction to the pelagic system of the norte-east and east brazilian shelh.** *Archive of fishery and marine research.* 47 (2-3). P. 113-132.

- EMERY, K.O.; LEPPLE, F.; TONER, L.; UCHUPI, E.; RIOUX, R.H.; POPLÉ, W.; HULBURT, E.M. 1974. **Suspended matter and other properties of surface waters of the North-eastern Atlantic Ocean.** *Journal Sedimentary Petrology* 44, 1087–1110.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2007. **Volunteer Estuary Monitoring – A methods manual.** *The Ocean Conservancy*. Second Edition. 396 p.
- ESTEVEZ, F. de A. **Fundamentos de Limnologia.** 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência. 1998. 602 p.
- FIZMAN, M.; PFEIFFER, W. C. & LACERDA, L. D. 1984. **Comparison of methods used for extraction and geochemical distribution of heavy metals in bottom sediments from Sepetiba Bay, R.J.** *Science and Technology Letters*, v. 5, p. 567-575.
- FRAMINÁN, M. B.; BROWN, O. B., 1996. **Study of the Río de la Plata turbidity front, Part 1: Spatial and temporal distribution.** *Continental Shelf Research*, 16, 1259–1282.
- FRANKIGNOULLE, M.; ABRIL, G.; BORGES, A.; BOURGE, I.; CANON, C.; DELILLE, B.; LIBERT, E.; THÉATE, J.M. 1998. **Carbon dioxide emission from European estuaries.** *Science* 282, 434–436.
- FREITAS, P. S. & ABRANTES, F. 2002. **Suspended particulate matter in the Mediterranean water at the Gulf of Cadiz and off the southwest coast of the Iberian Península.** *Deep-Sea Research II* 49 (2002) 4245–4261.
- FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA. 2004. **Precipitações históricas para o baixo Jaguaribe.** Em: (www.funceme.br/monitoramento/graficosdechuvras). Acesso em 10 de março de 2004.
- FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA. 2006. **Precipitações mensais para o baixo Jaguaribe.** Em: (www.funceme.br/monitoramento/graficosdechuvras). Acesso em 10 de março de 2007.
- GAZE, F. N. 2005. **Tempo de residência na baía do Espírito Santo.** Monografia. Departamento de Ecologia e Recursos Naturais. UFES. 60p.
- GOLLEY, F. B.; MC GUINNESS, J. T.; CLEMENTS, R. G.; CHILD, G. I.; DUEVER, M. J. 1978. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida.** Edusp. São Paulo. 256 p.
- GÓMEZ-GESTEIRA, M.; DECASTRO, M.; PREGO, R. 2003. **Dependence of the water residence time in Ria of Pontevedra (NW Spain) on the seawater inflow and the river discharge.** *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 58. p. 567–573.
- GONÇALVES, G.O. (1993). **Instruções Técnicas IT 003**, Biblioteca CETEM/CNPq, Rio de Janeiro 6p.
- GONI, M. A.; MONACCI, N.; GISEWHITE, R.; OGSTON, A.; CROCKETT, J.; NITTRouer, C. 2006. **Distribution and sources of particulate organic matter in the water column and sediments of the Fly River Delta, Gulf of Papua (Papua New Guinea).** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 69. p. 225-245.

- GORDON, E.S., GONI, M.A., 2004. **Controls on the distribution and accumulation of terrigenous organic matter in sediments from the Mississippi and Atchafalaya river margin.** *Marine Chemistry* 92, 331-352.
- GRIGAL, D. F.; NATER, E. A.; HOMANN, P. S. 1984. **Spatial distribution patterns of mercury in an east-central Minnesota landscape.** In: Watras, C. J.; Huckabee, J. W. (ed), *Mercury Pollution: Integration and Synthesis*. Lewis Publishers, Boca Raton, 725p.
- GUIMARÃES, M.R.F. & MARONE, E. 1996. **Oceanografia Física com ênfase em Ambientes Estuarinos.** Apostila. FURG. Santa Maria. 147p.
- HEDGES, J.I., KEIL, R.G.; 1999. **Organic geochemical perspectives on estuarine processes: sorption reactions and consequences.** *Mar.Chem.* 65, 55–65.
- HOLMGREN, G. G. S.; MEYER, M. W.; CHANEY, R. L.; Daniels, R. B. 1993. **Cadmium, lead, zinc, copper and nickel in agricultural soils of the United States of America.** *Journal of Environmental Quality* 22: 335-348.
- HOROWITZ AJ, ELRICK K, SMITH J. 2001. **Estimating suspended sediment and trace element fluxes in large river basins: methodological considerations as applied to the NASQAN programme.** *Hydrol Process* 2001;15:1107 –1132.
- INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. 2007. **Climate change 2007: The physical sciences basis.** 55p. Disponível em: http://ipcc-wg1.vcar.edu/restricted/drafts/plenary/docs/doc_2a_spm.pdf
- IPLANCE. **Atlas do Ceará.** Fortaleza: Fundação Instituto de Planejamento do Ceará, 1997 – 1 Atlas. Escalas Variadas. 1 CD-ROM.
- JEFERY, G.H.; BASSETT, J.; MENDHAM, J.; DENNEY, R.C., 1992. *Vogel: química analítica quantitativa.* 5ª ed. Tradução de Horácio Macedo. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 712 p.
- JOUON, A.; DOUILLET, P.; OVILLON, S.; FRAUNIÉ, P. 2006. **Calculations of hydrodynamics time parameters in a semi-opened coastal zone using a 3D hydrodynamic model.** *Continental shelf research.* 26. 1395-1415.
- KITHEKA, J. U.; OBIERO, M.; NTHENGE, P. 2005. **River discharge, sediment transport and exchange in the Tana Estuary, Kenya.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 63, 455-468.
- KJERFVE, B. 1990. **Manual of investigation of hydrological processes in mangroves ecosystems.** P 79. Unesco/United Nations Development Program Regional Mangrove Project. RAS 79/002 and RAS 86/120. OCCAS. PAP.
- KJERFVE, B.; SCHETTINI, C. A. F.; KNOPPERS, B.; LESSA, G.; FERREIRA, H. O. 1996. **Hydrology and salt balance in a large, hypersaline coastal lagoon: Lagoa de Araruama, Brazil.** *Estuarine Coastal and Shelf Science.* 42: 701-725.

- KJERFVE, B.; RIBEIRO, C. H. A.; DIAS, G. T. M.; FELIPO, A. M.; QUARESMA, V. S. 1997. **Oceanographic characteristics of na impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil.** *Continental Shelf Research*, Vol. 17, Nº 13, pp. 1609-1643.
- KOMADA, T.; REIMERS, C.E. 2001. **Resuspension-induced partitioning of organic carbon between solid and solution phases from a river–ocean transition.** *Mar. Chem.* 76, 155–174.
- KRAUSKOPF, K. B.; BIRD, D. 1995. **Introduction to geochemistry.** 3a edição. Nova York. 647 p.
- KROL, M.; JAEGER, A.; BRONSTERT, A.; GUNTNER, A. 2006. **Integrated modelling of climate, water, soil, agricultural and socio-economic processes: A general introduction of the methodology and some exemplary results from the semi-arid north-east of Brazil.** *Journal of Hydrology.* 328, 417– 431.
- KUNDZENWICZ, Z.; SOMLYÓDY, L.(1993).**Climate Impact on Water Resources: A Systems View.** WP-93-30, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria.
- LACERDA, L. D. 2002. **Mangrovy ecosystems: Function and management.** Springer Verlag, Berlin, 332p.
- LACERDA, L. D. 2005. **Estimativas de carga de nitrogênio, fósforo e metais pesados de interesse ambiental para as bacias inferiores do litoral do estado do Ceará.** Relatório técnico. *In:* Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE) da Zona Costeira do Estado do Ceará. Semace/Labomar.
- LACERDA, L. D.; MARINS, R. V. 2002. **River damimng and changes in mangrove distribution.** ISME/Glomis. *Electronic Journal.* (2)1. 1-4. (<http://www.glomis.com/ej/pdf/ej03/pdf>).
- LACERDA, L. D.; MARINS, R. V.; VAISMAM, A. G.; MAIA, S. R. R.; AGUIAR, J. E.; DIAS, F. J. S. 2004. **Contaminação por metais pesados nas bacias inferiores dos rios Curimataú e Açu (RN) e Rio Jaguaribe (CE).** Sociedade Internacional para Ecossistemas de Manguezal do Brasil (ISME/BR); Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR/UFC); Associação Brasileira dos Criadores de Camarão (ABCC). Fortaleza, 63p.
- LACERDA, L. D.; MARTINELLI, L. A.; REZENDE, C. A.; MOZETTO, A.A.; OVALLE, A. R. C.; VICTORIA, R. L.; SILVA, C. A. R.; NOGUEIRA, F. B. 1988a. **The fate of trace metals in suspended matter in a mangrove creek during a tidal cycle.** *The Science of the Total Enviroment* 75: 249-259.
- LACERDA, L. D.; PARAQUETTI, H. H. M.; REZENDE, C. E.; SILVA, L. F. F.; SILVA FILHO, E. V.; MARINS, R. V.; RIBEIRO, M. G. 2002. **Mercury concentrations in bulk atmospheric deposition over the coast of Rio de Janeiro, Southeast Brazil.** *Journal of the Brazilian Chemical Society* 13(2): 165-169.
- LACERDA, L. D.; SALOMONS, W. 1998. **Mercury contamination from gold qand silver mining: A chemical time bomb.** *Springer Verlarg*, Berlin, 146 p.

- LACERDA, L. D.; SANTOS, J. A.; MARINS, R. V. & MAIA, S. R. R. M. 2004. **Impacto potencial da emissão antrópica de Cu e Zn sobre a carcinicultura na bacia inferior do rio Jaguaribe, Ce.** Revista da Associação Brasileira dos criadores de Camarão – ABCC. p 83-86.
- LACERDA, LD; KJERFVE, B.; SALOMONS, W.; KREMER, H.H. 2002. **Regional assessment and sunthesis: South America. IN: South American basin: Human dimension in the coastal zone.** Lacerda, L.D.; Kremer, H.; Kjerfve, B; Salomons, W.; Marshall-Crossland, JI, Crossland JC (eds.) South American Basins: LOICZ Global Change Assessment and Synthesis of River Catchment – Coastal Sea Interaction and Human Dimensions. LOICZ R&S n°21: 7-52.
- LAWSON NM, MASON RP, LAPORTE JM. 2001. **The fate and transport of mercury, methylmercury, and other trace metals in Chesapeake Bay tributaries.** Water Res 2001;35:501 –515.
- LEAL, J. R. L. V. **Zoneamento geoambiental da área de proteção ambiental de Canoa Quebrada- Aracati - Ceará.** 2003. 210 p. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Departamento de Geologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza 2003.
- LEITE, M. A. 1998. **Variação especial e temporal da taxa de sedimentação no reservatório de Salto Grande (Americana – SP) e sua influência sobre as características limnológicas do sistema.** Escola de Engenharia de São Paulo da Universidade de São Paulo. Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Tese de Mestrado.164p.
- LINDBERG, S.; HARRIS, R. C. 1981. **The role of atmospheric deposition in an eastern US deciduous forest.** *Water, Air & Soil Pollution.* 16: 13-31.
- LORING, D.H. & RANTALLA, R.T.T.1992. **Manual for the geochemical analysis of marine sediments and suspended matter.** *Earth Sci. Res.* 32: 235-283 p.
- LUDWIG, W.; PROBST, J.L.; KEMPE, S. 1996. **Predicting the oceanic input of organic carbon by continental erosion.** *Glob. Biogeochem. Cycles* 10, 23–41.
- MACHADO, W.; MOSCATELLI, M.; REZENDE, L.G.; LACERDA, L. D. 2002. **Mercury, zinc and copper acumulation in mangrove sediments affected by landfill wastewater.** *Enviromental Pollution* 120(2): 455-461.
- MAGALHÃES, L.P.C de, 2003, **Modelo Hidráulico-Hidrológico Distribuído – Estudo de Caso: Bacia do Rio Joana,** Projeto Final de Curso, Escola de Engenharia/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- MAIA, L. P. 1993. **Controle tectônico e Evolução Geológica Sedimentológica da Região da Desembocadura do Rio Jaguaribe – Ce.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. 144p.
- MAIA, L. P.; BEZERRA, L. J. C.; DE FARIAS, E. G. G.; DIAS, F. J. S. 2007. **Relatório geoambiental e hidrodinâmico do estuário do rio Jaguaribe – CE.** Relatório técnico. CONFIDE. 210p.

- MANHEIM, F.; MEADE, R.; BOND, G. 1970. **Suspended matter in the surface waters of the Atlantic continental margin from Cape Cod to the Florida Keys.** *Science* 167, 371–376.
- MARINS, R. V. 1998. **Avaliação da Contaminação por Mercúrio Emitido por Fontes Difusas em Sistema Costeiro Subtropical. - O caso da Baía de Sepetiba, SE, RJ.** Tese de Doutorado. Universidade Federal Fluminense.
- MARINS, R. V.; DIAS, F. J. S. 2003. **Alterações na hidrogeoquímica do estuário do rio Jaguaribe-Ce: Descarga ou retenção de materiais?** In: Anais do IX Congresso Brasileiro de Geoquímica. Belém, 480-482 p.
- MARINS, R. V.; FREIRE, G. S.S.; MAIA, L. P.; LIMA, J. P. R.; LACERDA, L. D. (2002). **Impacts of land-based activities on the Ceará coast, NE Brazil.** In: Lacerda, L. D.; Kremer, H. H.; Kjerfve, B.; Salomons, W.; Marshal-Crossland, J. I.; Crossland, J. C. (eds). South American Basins: LOICZ Global Change Assessment and Synthesis of River Catchment – Coastal Sea Interaction and Human Dimensions. LOICZ Reports & Studies n°21: 92-98.
- MARINS, R. V.; LACERDA, L. D.; ABREU, I. M. & DIAS, F. J. S. 2003. **Efeitos da açudagem no rio Jaguaribe.** Revista Ciência Hoje, 33(197): 66-70.
- MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J.; MAIA, S. R. R.; LACERDA, L. D. MARQUES, W. S. 2004. **Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira.** Química Nova. Vol. 27. 5. 763-770.
- MAYER LM, KEIL RG, MACKO SA, JOYE SB, RUTTENBERG KC, ALLER RC. 1998. **Importance of suspended particulates in riverine delivery of bioavailable nitrogen to coastal zones.** *Global Biogeochem Cy* 1998;12:573 –579.
- MEDEIROS, C.; KJERFVE, B. 1993. **Hydrology of a tropical estuarine system: Itamaracá, Brazil.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 36: 495-515.
- MEDEIROS, P.R.P.; KNOPPERS, B.A.; SANTOS JUNIOR, R.C.; SOUZA, W.L. 2007. **Aporte fluvial de material em suspensão do rio São Francisco (se/al), de novembro de 2000 a março de 2002.** in: Anais do XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar - XII COLACMAR. Florianópolis – SC. 4p.
- MELO, G. U.; BATISTA NETO, J. A.; MALM, O.; PATCHINEELAM, S. M.; 2003. **Metais pesados no material particulado em suspensão na Baía de Guanabara – RJ.** In: Anais do IX Congresso Brasileiro de Geoquímica – Belém – PA.
- MELO, W. Z. 2001. **Precipitation chemistry in the coast of the metropolitan region of Rio de Janeiro, Brazil.** *Environmental Pollution* 114: 235-242.
- MELO, W. Z. 2003. **Composição química da chuva no litoral da região metropolitana do Rio de Janeiro.** Anais do IX Congresso Brasileiro de Geoquímica. Belém. P. 6-8.
- MEYBACK, M.; HOROWITZ, A. J.; GROSBOIS, C. 2004. **The geochemistry of Seine River Basin particulate matter: distribution of an integrated metal pollution index.** *Science of the Total Environment*. 328. 219-236.

- MICLER, L.C.; MICLER, J.N. 1994. **Statistics for analytical chemistry, ellis holwood and prentice hall**; London. 256p.
- MIGUEZ, M. G., 2001 **Modelo Matemático de Células de Escoamento para Bacias Urbanas**, Tese de D.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2006. **Plano nacional de recursos hídricos**. Síntese executiva-português (PNRH). Secretaria de recursos hídricos (SRH). Brasília – DF. 143 p. www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/arquivos/pnrhportuguessintese.pdf
- MIRANDA, L. B.; BÉRGAMO, A. L.; CASTRO, B. M. 2005. **Interactions of river discharge and tidal modulation in a tropical estuary, NE, Brazil**. *Ocean Dynamics*. DOI 10.1007/s10236-005-0028-z. 12p.
- MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo: Edusp. 417 p.
- MOLISANI, M. M. 2004. **Estimativa de carga e caracterização do transporte de mercúrio para a Baía de Sepetiba oriundo da transposição do rio Paraíba do Sul**. Tese de Doutorado, Niterói, Universidade Federal Fluminense. 89 p.
- MULDER, T.; SYVITSKY, J. P. M. 1996. **Geomorfic/tectonic control of sediment discharge to the ocean: The importance of small mountainous rivers**. *Journal Geology*. 104, 509-523.
- NEAL C, HOUSE WA, LEEKS GJL, MARKER AH. 1997. **UK fluxes to the North Sea, Land Ocean Interaction Study (LOIS): river basins research, the first 2 years 1993–1995**. *Science of the Total Environment*;194:1 –4.
- NIST – National Institute of Standards & Technology. 2004. **Certificate of Analysis: Standard reference material 1646a, Estuarine Sediments**. Gaithersburg, MD 20899. (<http://www.nist.gov/srm>).
- NOBRE, C. A. 2003. **Mudanças climáticas globais: possíveis impactos nos ecossistemas do país**. *Parcerias estratégicas*. Número 12. 239-258p.
- NRC (National Research Council). 2000. **Clean Coastal Waters. Understanding and reducing the effects of nutrient pollution**. *National academy press, Washington*.
- NRC (National Research Council). 2003. **Clean Coastal Waters. Understanding and reducing the effects of nutrient pollution**. *National academy press, Washington*.
- NRIAGU, J. O. 1989. **A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals**. *Nature* 338: 47-49.
- NRIAGU, J. O.; PACYNA, J. M. 1998. **Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals**. *Nature* 333 (6169): 134-139.
- OLIVEIRA, L. C. K. 2003. **Papel do monitoramento e da previsão de vazões no gerenciamento de bacias hidrográficas**. Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Tese de Doutorado. 145p.

- OWENS, R. E.; BALLS, P. W.; PRINCE, N. B. 1997. **Physicochemical Processes and their Effects on the Composition of Suspended Particulate Material in Estuaries: Implications for Monitoring and Modelling.** *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 34, N°. I, p. 51-60.
- PÁEZ-OSUNA, F.; GARCIA, A.; FLORES-VERDUGO, F.; LYLE-FRITCH, L. P.; ALONSO-RODRIGUEZ, R.; ROQUE, A.; RUIZ-FERNANDEZ, A. C. (2003). **Shrimp aquaculture and the environment in the gulf califórnia ecoregion.** *Marine Pollution Buletin* 46: 806-815.
- PATCHINEELAM, S.M.; KJERFVE, B.; GARDNER, L. R. 1999. **A preliminary Sediment budget for the Winyah Bay estuary, South Carolina, USA.** *Marine Geology* 162 (1): 133-144.
- PAULA FILHO, F. J. 2004. **Distribuição e partição geoquímica de fósforo em sedimentos estuarinos do rio Jaguaribe - CE.** Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais. Tese de Mestrado. Universidade Federal do Ceará. 100p.
- PEDROZO, M. F. M. 2003. *in* **Metais, gerenciamento da toxicidade.** Atheneu / Inter Tox. p. 143-182. São Paulo – SP.
- PERRIN, C.; MICHEL, C.; ANDRÉASSIAN, V., 2001, **Does a Large Number of Parameters Enhance Model Performance? Comparative Assessment of Common Catchment Model Structures of 429 Catchments.** *Journal of Hydrology*, 242, 275-301.
- PONCE, Victor Miguel. 1989, **Engineering Hydrology: Principles and Practices.** San Diego State University, Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- PRITCHARD, D. W. (1960). **Salt-balance and exchange rate for the Chincoteague Bay, Chesapeake.** *Science*. Vol.1. 48-57.
- RAMALHO, J. F. G. P; SOBRINHO, N. M. B. A. 2001. **Metais pesados em solos cultivados com cana-de-açúcar pelo uso de resíduos agroindustriais.** *Floresta & Ambiente* 8(1): 120-129.
- RAMALHO, J. F. G. P; SOBRINHO, N. M. B. A.; Veloso, A. C. X. 2000. **Contaminação da microbacia de Caetés com metais pesados pelo uso de agroquímicos.** *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 35(7): 1289-1303.
- RAUCH, W. et al., 1998, **River Water Quality Modelling: I State of the Art.** *Water Science and Technology*, Vol.38 (11), 232-244.
- REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. 2006. **Águas doce no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação.** 3ª ed. São Paulo – SP. Escrituras Editora. 784 p.
- REBOUÇAS, A. R. 2004. **Uso inteligente da água.** Ed. Escrituras. São Paulo – SP. 207p.
- RESTREPO, J. D.; KJERFVE, B. 2000. **Water discharge and sediment load from the western slopes of the Colobian Andes with focus on rio San Juan.** *Journal of Geology*, 108: 17-33.

- ROLINSKI, S.; UMGIESSER, G. 2005. **Modelling short-term dynamics of suspended particulate matter in Venice Lagoon, Italy.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 63. p. 561 e 576.
- ROSA, G. M.; DIAS, F. J. S.; MARINS, R. V. 2005. **Distribuição dos teores de carbono e carbonato em sedimentos estuarinos da costa cearense.** *In: Anais do XXIV Encontros Universitários de Iniciação a Pesquisa da Universidade Federal do Ceará.*
- RUEDA, F.; MORENO-OSTOS, E.; ARMENGOL, J. 2006. **The residence time of river water in reservoirs.** *Ecological Modelling*. 191. 260-274.
- SÁ, E.F.J. 1984. **A Evolução Proterozoica da Província Borborema.** Anais do XI Simpósio de Geologia do Nordeste. Natal. P.297-316.
- SALOMÃO, M. S. M. B.; MOLISANI, M. M.; OVALE, A. R. C.; REZENDE, C. E.; LACERDA, L. D.; CARVALHO, C. E. V. 2001. **Particulate heavy metal transport in the lower Paraíba do Sul River basin, southeastern, Brazil.** *Hydrological Processes*. Vol. 15. (4). 587-593.
- SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. 1984. **Metals in the hydrocycle.** Springer Verlag, Berlin, 349 p.
- SCHÄFER J, BLANC G, LAPAQUELLERIE Y, MAILLET N, MANEUX E, ETCHEBER H. 2002. **Ten-year-observation of the gironde tributary fluvial system: fluxes of suspended matter, particulate organic carbon and cadmium.** *Marine Chemistry*. 79:229 –242.
- SCHARLER, U. M.; BAIRD, D. 2000. **The effects of a single freshwater release into the Kromme Estuary. General description of the study area and physico-chemical responses.** *Water, S. A.* Vol. 26 N° 3.
- SCHETTINI, C. A. F. 1994. **Determinantes hidrológicos na manutenção da condição hipersalina da lagoa de Saquarema.** Dissertação de Mestrado, Niterói, Universidade Federal Fluminense. 75 p.
- SCHETTINI, DR. CARLOS A. F. **Personal Communication.** Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI, Centro de Ciências Tec. da Terra e do Mar—CTTMar, C.P. 360 – Itajaí - SC - Brasil.
- SCHLESINGER, W. H.; GRAY, J. T.; GILLIAM, F. S. 1982. **Atmospheric deposition processes and their importance as sources of nutrients in a chaparral ecosystem of southern California.** *Water Resources Research* 18:623-629.
- SCHREIBER, P. 1904. **Über die beziehungen zwischen dem niederschlag und der wasserfhpfung der flusse in middleuropa.** *Meteorologische Zeitungen*. 21. 441-452.
- SHANAHAN, P. et al., 1998, **River Water Quality Modelling: II Problems of the Art.** *Water Science and Technology*, Vol.38 (11), 245-252.
- SILVA FILHO, E. V.; WASSERAN, J. C.; LACERDA, L. D. 1998. **History of metals inputs recorde on sediment cores from a remote environment.** *Ciência e cultura*. 50(5): 374-376.

- SILVA, L. F. 1996. SOLOS TROPICAIS: Aspectos pedológicos, ecológicos e de manejo. Terra Brasillis Editora, São Paulo, 137 p.
- SOMLYÓDY, L. et al., 1998, **River Water Quality Modelling: III Future of the Art.** *Water Science and Technology*, Vol.38 (11), 253-260.
- SORME, L.; LAGERKVIST, R. 2002. **Sources of heavy metals in urban wastewater in stockholme.** *The Science of the Total Enviroment*. Vol 28. ISSUE 1- 3. p. 131-145.
- SOUZA, A. D.; TUNDISI, J. G. 2003. **Water quality in watershed of the Jaboatão river (Pernambuco, Brasil): A case study.** *Braziliam Archives of Biology and Brazil*. v 46. n° 4. p 711-721.
- SOUZA, W. F. L.; KNOPPERS, B.; BALZER, W.; LEIPE, T. 2003. **Geoquímica e fluxos de nutrientes, Ferro e Manganês para a costa leste do Brasil.** *Geochimica Brasiliensis*. 17(2). 130-144.
- SOUZA, W. P. 2000. **Determinação de mercúrio e carbono orgânico em solos e sedimentos da região norte de estado do Rio de Janeiro.** Tese de Mestrado. UENF, Campos, 75p.
- SRH. SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO CEARÁ (1992). **Plano Estadual de Recursos Hídricos.** *Estudos de Base II*, Fortaleza: 244p.
- STEIN, R., MACDONALD, R.W., 2004. **The Organic Carbon Cycle in the Arctic Ocean.** Springer, 363 pp.
- STRICKLAND, J.D.H. & PARSONS, T.R., 1972. **A practical handbook of sea water analysis.** *Bulletim Fisheries Research Board of Canada*, v.167, p. 1-311. *Otawa*.
- TANNER, P. A.; WONG, A. Y. S. 2000. **Soluble trace metals and major ionic species in the bulk deposition and atmosphere in Hong Kong.** *Water, Air & Soil Pollution* 122: 261-279.
- TAPPIN, A. D. 2002. **An examination of the fluxes of nitrogen and phosphorus in temperate and tropical estuaries: current estimates and uncertainties.** *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 55: 885-901.
- TRENTO, A. E. 2005. **Dinâmica da flocculação no transporte de sedimentos finos.** Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Tese de Doutorado. 170p.
- TUCCI, C.E.M., 1998, **Modelos Hidrológicos.** Porto Alegre: Ed. da Universidade, ABRH, EDUSP.
- TUNDISI, J.G. 2005a. **Recursos hídricos – parcerias estratégicas.** Brasília – DF. p 727 – 746.
- TUNDISI, J.G. 2005b. **Gerenciamento integrado de recursos hídricos: Novas perspectivas.** Instituto Brasil PNUMA. Rio de Janeiro – RJ. n 75. p 4-5.

- TURNER, A. 2000. **Trace metal contamination in sediments from U.K estuaries: An empirical evaluation of the role of hydrous iron and manganese oxides.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. V.50. p355-371.
- UNCLES, R. J.; SMITH, R.E. 2005. **A note on the comparative turbidity of some estuaries or Americas.** *Journal of Coastal Research*. 21. 4. 845-852.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMIN S, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. 1980. **The river continuum concept.** *Aquatic Science*. 37. 130-137.
- VERÍSSIMO, L.S.; MEDEIROS, M.F.; SOUZA, J.E. & ANDRADE, F.T.B. 1996. **Avaliação das potencialidades hídrica e mineral do médio-baixo Jaguaribe (Ce).** Fortaleza. CPRM, Programa de gestão e administração territorial, 89p.
- WALLING, D. E.; MOOREHEAD, P. W. 1989. **The particle size characteristics of fluvial suspended sediment: an overview.** *Hidrobiol.* 176/177. 125-149.
- WANG, C. F.; HSU, M. H.; KUO, A. Y. 2004. **Residence time of the danshuei river estuary, Taiwan.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60. 381-393.
- WAREM, L. A. ZIMMERMAM, A. P. 1993. **Trace metal/SPM associations in a fluvial system: physical and chemical influences.** *In: particulate matter and aquatic contaminants.* Ed. Rao SS. Lewis Publishers. P. 425.
- WOLANSKI, E.; SPAGNOL, S. 2003. **Dynamics of the turbidity maximum in King Sound, Tropical Western Australia.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 877-890.
- YEVJEVICH, V. M. 1974. **Determinism and Stochasticity in Hydrology.** *Journal of Hydrology*, Vol.22, 225-238.