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

DISPONIBILIDADE DOS METAIS COBRE E CHUMBO EM UM CANAL DE MARÉ RECEPTOR DE EFLUENTES DE CARCINICULTURA.

ROSELINE FREIRE TORRES

ORIENTADOR: Dr. LUIZ DRUDE DE LACERDA

FORTALEZA-CE
AGOSTO/2009

Livros Grátis

http://www.livrosgratis.com.br

Milhares de livros grátis para download.

DISPONIBILIDADE DOS METAIS COBRE E CHUMBO EM UM CANAL DE MARÉ RECEPTOR DE EFLUENTES DE CARCINICULTURA.

ROSELINE FREIRE TORRES

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.

Orientador: Dr. Luiz Drude de Lacerda

FORTALEZA-CE
AGOSTO/2009

FOLHA DE APROVAÇÃO

Após a finalização dos trabalhos da defesa de Dissertação de Mestrado da aluna, **ROSELINE FREIRE TORRES**, intitulada "**Disponibilidade dos metais cobre e chumbo em um canal de maré receptor de efluentes de carcinicultura**", a banca examinadora avaliou o conteúdo do trabalho e a apresentação realizada, considerando a **DISSERTAÇÃO APROVADA**.

_____

Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda

(Universidade Federal do Ceará - Orientador)

_____

Prof. Dr. Eugênio Marcos Soares da Cunha

(Universidade Federal do Rio Grande do Norte – membro externo)

_____

Prof^{a}. Dr^{a}. Rozane Valente Marins

(Universidade Federal do Ceará – membro interno)

Fortaleza, 31 de Agosto de 2009.

E sabemos que todas as coisas concorrem para o bem daqueles que amam a Deus, daqueles que são chamados segundo o seu propósito. Porque os que dantes conheceu, também os predestinou para serem conformes à imagem de seu Filho, a fim de que ele seja o primogênito entre muitos irmãos (Rm 8: 28).

AGRADECIMENTOS

*Ao meu **Deus**, Pai, Senhor, Salvador, Justificador, Consolador e Amigo. Que das mais sublimes formas se ocupa em demonstrar seu amor por mim. Obrigada por permitir a realização deste trabalho.*

*Aos meus pais **Edberto** e **Vera,** pelo amor e dedicação.*

*Aos meus irmãos **Romulo**, **Roselane**, **Antônio**, **Sofia** e **Arthur** pelo amor e carinho.*

*À minha família **Samara**, **Juvina**, **Gilmar**, **Joás**, **Dinha**, **Joel**, **Nayane, Hudson, Keiliane, Ermerson, Gabriel, Nino e Rennê** por toda dedicação, amor e sinceridade que são necessários para a construção de uma história linda como a que compartilhamos. Obrigada por todos os momentos de amizade, alegria e descontração, por todas as orações e entusiasmo. Vocês são presentes de Deus.*

*Ao Professor **Dr. Luiz Drude de Lacerda** pela orientação, oportunidade oferecida e pelo inestimável conhecimento compartilhado.*

*Externo a minha admiração pela Professora **Dra. Rozane Valente Marins** por seu profissionalismo e ética. E minha gratidão por todos os conselhos generosamente prestados.*

*Ao amigo **Msc. José Edvar** pela contribuição essencial nas análises de metais.*

*Ao Engenheiro de Pesca **Breno Costa** pelo auxílio nos trabalhos de campo.*

*Ao Geólogo **Luiz José Cruz Bezerra (Buda)** pela ajuda prestada com os resultados das análises granulométricas e na confecção dos mapas.*

*Aos demais **membros do Laboratório de Biogeoquímica Costeira**: "Dr. Rivelino Cavalcante, Samara Eschrique, Louize Fonseca, Francisco José Dias (Franzé), Talita Soares, Márcia Vanessa, Regina Célia, Lincoln Davi, Tiago Farias, Moisés Bezerra, Adriana Nascimento, José de Paula Filho (Júnior), Saulo Maia, Diógenes Fontenelle, Jailton Filho, Cecília Perdigão e Liana Bittencourt", obrigada pela 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.*

*Agradecimentos ao **Instituto do Milênio Estuários "Transferência de Materiais na Interface Continente-Oceano"** (CNPq N°: 450.050/2005 -1).*

RESUMO

No estuário do rio Jaguaribe se encontra implantada a maior área de produção de camarão em cativeiro do estado do Ceará ocupando 1.316 ha em viveiros, cerca de 50% da atividade em todo estado. A preocupação com a contaminação por metais pesados através da atividade carcinicultura tem levado a realização de estudos com o propósito de medir os impactos dos seus efluentes nos sistemas receptores e particularmente sua incorporação na biota. A disponibilidade dos metais pesados cobre (Cu) e chumbo (Pb) no canal do Cumbe receptor de efluentes da principal área de cultivo da região foi determinada através do uso de biomonitores e de metodologia de extração seletiva. O Cu apresentou valores percentuais variando de 36,8 a 58,3 % na fração fracamente ligada aos sedimentos. As concentrações de Cu variaram de 1,27 a 2,55 (1,59 ± 0,48) (µg/g) nas algas (*Ulva lactuca*), de 18,1 a 22,8 (µg/g) (20,9 ± 1,6) no músculo e de 54,2 a 54,5 (µg/g) (54,4 ± 0,2), no exoesqueleto em camarões (*Litopenaeus schimitti*), de 10,6 a 17,1 (µg/g) (13,8 ± 3,7) no músculo e de 53,2 a 57,9 (µg/g) (55,5 ± 3,3) no exoesqueleto em siris (*Callinectes sapidus),* de 4,6 a 12,0 (µg/g) (7,6 ± 2,3) nas ostras (*Crassostrea rhizophorae*) e de 11,2 a 19,9 (µg/g) (15,6 ± 3,0) em sururus (*Mytella falcata).* O Pb não apresentou concentrações detectáveis tanto nos organismos quanto na fração fracamente ligada aos sedimentos e no MPS no canal do Cumbe em contraste, mostrou percentuais de biodisponibilidade elevados no canal de maré do rio Pacoti. Esse resultado sugere que a crescente da urbanização e a liberação de efluentes da RMF podem estar refletindo no aumento das concentrações de Pb e na diminuição da qualidade ambiental. As concentrações de Cu no MPS variaram de 12,6 a 28,9 (µg/g) (18,1± 5,6) cerca de duas vezes ao longo de todo o canal registrando os maiores valores próximo à região de saída dos efluentes da carcinicultura sendo transportado para a região estuarina adjacente. A análise de perfis sedimentares mostrou um aumento recente nas concentrações de Cu nas camadas mais superficiais. Os resultados mostram que as concentrações mais elevadas desse elemento estão associadas à presença de sedimentos finos e ao aumento nos teores de matéria orgânica oriundos da carcinicultura.

Palavras-chave: Disponibilidade, cobre, chumbo, carcinicultura, rio Jaguaribe.

ABSTRACT

In the Jaguaribe´s river estuary is located the largest area of shrimp farming in the state of Ceará occupying 1,316 ha pond, about 50% of entire shrimp farming activity of the state. The concern about heavy metals contamination through of the shrimp farming activities requires a several studies with the purpose of measuring the impacts of wastewater in receivers systems and particularly the incorporation into the biota. Availability of heavy metals copper (Cu) and lead (Pb) in Cumbe´s channel that receiver wastewater from the main area of shrimp farming acticity in the region was determined through the use of biomonitors and selective extractionmethod. The Cu showed percentages ranging from 36.8 to 58.3% in the weakly fraction bound to sediment. The concentrations of Cu ranged from 1.27 to 2.55 (1.59 ± 0.48) (µg/g) in algae (*Ulva lactuca*), 18.1 to 22.8 (µg/g) (20, 9 ± 1.6) in the shrimp muscle tissue and from 54.2 to 54.5 (µg / g) (54.4 ± 0.2) in the shrimp exoesqueleton (*Litopenaeus schimitti*), 10.6 to 17.1 (µg/g) (13.8 ± 3.7) in the crabs muscle tissue and from 53.2 to 57.9 (µg / g) (55.5 ± 3.3) in the crabs exoesqueleton (*Callinectes sapidus*) of 4, 6 to 12.0 (µg/g) (7.6 ± 2.3) in oysters (*Crassostrea rhizophorae*) and from 11.2 to 19.9 (µg/g) (15.6 ± 3.0) in mussel (*Mytella falcata*). Lead showed no detectable concentrations in both organisms, in the weakly fraction bound to sediment and the SSM in the Cumbe´s channel in opposite, showed high percentuals in the available form in the Pacoti´s channel. The increase in the concentracions of lead may have reflecting the fate of be situated next to urban area. The concentrations of Cu in MPS ranged from 12.6 to 28.9 (µg/g) (18.1 ± 5.6) about two times throughout the channel the highest values near the exit region of the effluent carninicultura of being transported to the adjacent estuarine region. The sedimentary profiles analyzed showed that a recent increase in the concentrations of Cu in the superficial layers. The results showed that the highest concentrations of this element are associated with the fine size grain of sediments and the increase in the organic matter levels from the shrimp farming.

Keywords: Availability, copper, lead, shrimp farming, Jaguaribe river.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Produção nacional da carcinicultura de 1998 a 2007 (ABCC, 2008). **36**

Figura 2 – Viveiros da atividade de carcinicultura na região do Cumbe no Estuário do Rio Jaguaribe- CE. **39**

Figura 3 – Bacias hidrográficas do Estado do Ceará. **43**

Figura 4 – Área de influência da bacia de drenagem do rio Jaguaribe. **45**

Figura 5 – Floresta perenifólia paludosa marítima "*mangue*" rio Jaguaribe – CE. **47**

Figura 6 – Espécies vegetais da floresta de mangue no estuário do rio Jaguaribe. (A) Mangue vermelho (*Rhizophora mangle*) e (B) Carnaúbas (*Copernica prunifera*). **47**

Figura 7– (A) Pescadores e (B) banco de ostras no canal principal do rio Jaguaribe – CE. **48**

Figura 8 – Exemplares da fauna do estuário do rio Jaguaribe - (A) *Uca cumulanta,* (B) *Goniopsis cruentata*, (C) *Ucides cordatus*, (D) *Uca spp.,* (E) *Litopenaeus spp.,* (F) *Balanus spp.,* (G) *Litorina angulifera,* (H) *Diapterus spp.*, (I) *Mugil spp.*, (J) *Neritina spp.*, (L) *Sphoeroides testudineus,* (M) *Cathorops spixii*, (N) *Chironectes minimus e* (O) *Ardea cocoi.* **49**

Figura 9 – Mapa de localização da região estuarina do rio Jaguaribe – CE, Nordeste – Brasil. **50**

Figura 10 – Mapa de Localização do canal do Cumbe no estuário do rio Jaguaribe – CE. Setas indicativas dos pontos principais da liberação de efluentes da carcinicultura. **52**

Figura 11 – Canal do Cumbe no estuário do rio Jaguaribe – CE. **53**

Figura 12 – Estuário do rio Pacoti. **54**

Figura 13 – Mapa de localização do estuário do rio Pacoti. **56**

Figura 14 – Mapa de localização da região estuarina do rio Pacoti – CE, Nordeste – Brasil. **57**

Figura 15 – Distribuição dos pontos de amostragem (P1 e P2) perfis sedimentares; (A) *Anomalocardia brasiliana* e (G1 e G2) sedimento superficial. **58**

Figura 16 – *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828). **58**

Figura 17 – *Mytella falcata* (Lamarck, 1819). **59**

Figura 18 – *Anomalocardia brasiliana* (Gmelin, 1791) **60**

Figura 19 – *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1869) **61**

Figura 20 – *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) **62**

Figura 21 – *Ulva lactuca* (Linnaeus, 1753) **63**

Figura 22 – (A) Sonda multiparâmetros modelo YSI 85 e (B) multivoltímetro ORION modelo 250 A. **66**

Figura 23 – Localização das estações de amostragem no canal do Cumbe no estuário do rio Jaguaribe – Fortim – CE. **68**

Figura 24 – Localização dos pontos de amostragem dos perfis sedimentares na margem direita (T1 e T2) (sentido continente-foz) e na margem esquerda (TA e TB), no detalhe, caracterização da topografia do fundo estimada dos locais de amostragens dos perfis TA e TB. **69**

Figura 25 – Exemplos de amostras dos perfis sedimentares coletados. **69**

Figura 26 – Material biológico analisado (A) *Crassostrea rhizophorae*, (B) *Mytella falcata* e (C) *Callinectes sapidus.* **70**

Figura 27 – Fluxograma de atividades para o procedimento de extração seqüencial dos metais (Cu, Pb e Al) nas amostras de sedimento superficial. **71**

Figura 28 – Fluxograma de atividades para o procedimento de digestão ácida do material biológico. **73**

Figura 29 – Agitador mecânico e conjunto de peneiras. **76**

Figura 30 – Concentrações médias dos metais de Cu, Pb e Al no sedimento superficial do Canal do Cumbe. **88**

Figura 31 – Concentrações médias dos metais de Cu, Pb e Al no sedimento superficial do canal de maré do rio Pacoti. **90**

Figura 32 – Teores médios de material particulado em suspensão (MPS) ao longo do Canal do Cumbe no estuário do rio Jaguaribe. **93**

Figura 33 – Concentração dos metais Cu e Al no material particulado em suspensão (MPS) ao longo do Canal do Cumbe no estuário do rio Jaguaribe. **95**

Figura 34 – Concentrações médias dos metais Cu, Pb e Al e teores de matéria orgânica nos perfis sedimentares TA e TB coletados na margem esquerda (sentido continente-foz) do canal do Cumbe. * No detalhe a representação granulométrica dos perfis sedimentares. **96**

Figura 35 – Concentrações médias dos metais Cu, Pb e Al e teores de matéria orgânica nos perfis sedimentares T1 e T2 coletados na margem direita (sentido continente-foz) do canal do Cumbe. * No detalhe a representação granulométrica dos perfis sedimentares. **97**

Figura 36 – Concentrações médias dos metais Cu, Pb e Al e teores de matéria orgânica nos perfis sedimentares P1 e P2 coletados no estuário do rio Pacoti. **99**

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais alterações e/ou impactos gerados pela atividade antrópica e suas respectivas conseqüências para os ecossistemas estuarinos (adaptado de Rebouças *et al.,*1999; e Capuzzo *et al*.,1985) **20**

Tabela 2 – Resultados da abertura dos padrões de referência NIST 1646a e NIST 2976. As concentrações estão expressas em percentual para Al e em (µg/g) para Cu e Pb (n=12). **75**

Tabela 3 – Estações de amostragem, hora, pH, salinidade, condutividade (µS/cm), condutância (µS/cm), oxigênio dissolvido (O_2)(mg/L), oxigênio percentual (O_2)(%) e temperatura (°C), medidos na água nas estações de amostragem ao longo do canal do Cumbe **78**

Tabela 4 – Estações de amostragem, pH, salinidade, condutividade (µS/cm), condutância (µS/cm), oxigênio dissolvido (O_2)(mg/L), oxigênio percentual (O_2)(%) e temperatura (°C), medidos na água nas estações de amostragem do rio Pacoti. **79**

Tabela 5 – Características sedimentológicas do sedimento superficial do canal do Cumbe. **80**

Tabela 6 – Características sedimentológicas do sedimento superficial do canal de maré do estuário do rio Pacoti. **81**

Tabela 7 – Características sedimentológicas dos perfis sedimentares (TA, TB, T1 e T2) do estuário do rio Jaguaribe. **82**

Tabela 8 – Características sedimentológicas dos perfis sedimentares (P1 e P2) do estuário do rio Pacoti. **84**

Tabela 9 – Concentrações médias do metal Cu (µg/g) biodisponível, não disponível, total e percentual da fração biodisponível no sedimento superficial do canal do Cumbe. **86**

Tabela 10 – Concentrações médias do metal Pb (µg/g) biodisponível, Pb (µg/g) não disponível, e Al (mg/g) total no sedimento superficial do canal do Cumbe. **87**

Tabela 11- Concentrações médias do metal Cu (µg/g) biodisponível, não disponível, total e percentual da fração biodisponível no sedimento superficial do rio Pacoti. **89**

Tabela 12 – Concentrações médias do metal Pb (µg/g) biodisponível, não disponível, total e percentual da fração biodisponível no sedimento superficial do rio Pacoti. **90**

Tabela 13 – Concentrações totais dos metais Cu (µg/g) e Pb (µg/g) no sedimento superficial de diferentes estuários. **92**

Tabela 14 – Variação na concentração dos metais Cu e Pb (µg/g) (peso seco) no tecido muscular e no exoesqueleto abdominais de camarões da região estuarina. **102**

Tabela 15 – Variação na concentração dos metais Cu e Pb (µg/g)(peso seco) no tecido muscular e no exoesqueleto de siris da região estuarina. **103**

Tabela 16 – Concentrações médias dos metais Cu e Pb (µg/g) peso seco obtidas em ostras do gênero *Crassostrea* da região costeira. **105**

Tabela 17 – Tabela 17 – Concentrações médias dos metais Cu e Pb (µg/g) peso seco obtidas em bivalves do gênero *Mytella* em estuários da região costeira. **106**

Tabela 18 – Concentração média dos metais totais Cu, Pb e Al, extraídos com Aqua regia 50% no sedimento superficial do Canal do Cumbe. **134**

Tabela 19 – Concentração média dos metais totais Cu, Pb e Al, extraídos com Aqua regia 50% no sedimento superficial do Canal de maré do rio Pacoti. **134**

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO **17**

1.1 – Impactos associados às atividades antrópicas em regiões estuarinas **17**

1.2 – Ocorrência e toxicidade dos metais pesados **21**

1.1.1 – Cobre (Cu) **22**

1.2.2 – Chumbo (Pb) **24**

1.3 – Comportamento geoquímico dos metais no ambiente estuarino **26**

1.4 – O uso de biomonitores na determinação da qualidade ambiental **30**

1.5 – Metais pesados associados às atividades de carcinicultura **34**

1.6 – A atividade de carcinicultura no Estuário do Rio Jaguaribe **36**

CAPÍTULO 2

OBJETIVOS **41**

2.1 – Objetivo geral **41**

2.2 – Objetivos específicos **41**

CAPÍTULO 3

ÁREA EM ESTUDO **42**

3.1– Caracterização geral da bacia hidrográfica do rio Jaguaribe **42**

3.2 – O estuário do rio Jaguaribe **46**

3.2.1– Caracterização geral do canal do Cumbe **51**

3.3 – O estuário do rio Pacoti **54**

3.3.1 – Caracterização das regiões de amostragem **55**

3.4 – Descrição das espécies utilizadas como biomonitores **58**

3.4.1 – *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) **58**

3.4.2 – *Mytella falcata* (Lamarck, 1819) **59**

3.4.3 – *Anomalocardia brasiliana* (Gmelin, 1791) **60**

3.4.4 – *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1869) **61**

3.4.5 – *Penaeus schimitti* (Burkenroad, 1936) **62**

3.4.6 – *Ulva lactuca* (Linnaeus, 1753) **63**

CAPÍTULO 4

MATERIAIS E MÉTODOS **65**

4.1 – Determinação dos parâmetros hidroquímicos **65**

4.2 – Procedimento amostral **66**

4.2.1 – Material particulado em suspensão **66**

4.2.1 – Sedimento superficial **67**

4.2.3 – Perfis sedimentares **68**

4.2.4 – Material biológico **70**

4.3 - Descrição da metodologia utilizada na digestão das amostras **70**

4.3.1 – Sedimentos e material particulado em suspensão (MPS) **70**

4.3.2 – Material biológico **72**

4.4 – Determinação dos teores de matéria orgânica (MO) no sedimento superficial, nos perfis sedimentares e no material biológico. **73**

4.5 – Quantificação do material particulado em suspensão (MPS) **74**

4.6 – Quantificação das concentrações dos metais Cu, Pb e Al no material particulado em suspensão (MPS), no sedimento superficial e nos perfis sedimentares e dos metais Cu e Pb no material biológico **74**

4.7 – Validação da metodologia analítica **74**

4.8 – Quantificação das frações granulométricas **76**

CAPÍTULO 5

RESULTADOS E DISCUSSÕES **78**

5.1 – Hidroquímica **78**

5.2 – Análise das frações granulométricas **80**

5.2.1 – Sedimento superficial **80**

5.2.2 – Perfis sedimentares **81**

5.3 – Distribuição das concentrações dos metais Cu e Pb no sedimento superficial **86**

5.3.1 – Concentrações médias de Cu e Pb biodisponível e não disponível no sedimento superficial **85**

5.4 – Distribuição dos metais Cu, Pb e Al no material particulado em suspensão (MPS) **93**

5.5 – Distribuição dos metais Cu, Pb e Al nos perfis sedimentares **95**

5.6 – Concentração dos metais Cu e Pb na biota **99**

CAPÍTULO 6

CONCLUSÕES **107**

CAPÍTULO 7

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS **109**

APÊNDICE **134**

Capítulo 1
INTRODUÇÃO

1.1 IMPACTOS ASSOCIADOS ÀS ATIVIDADES ANTRÓPICAS EM REGIÕES COSTEIRAS E ESTUARINAS

Historicamente, as regiões costeiras foram as primeiras a serem ocupadas pelas cidades e núcleos urbanos. As riquezas das zonas costeiras, há séculos, têm sido uma fonte fértil para subsistência das populações e foco do desenvolvimento econômico através da exploração de seus recursos minerais e pesqueiros, turismo e das atividades agropecuárias.

Atualmente, as zonas costeiras englobam menos de 20% da superfície do planeta, entretanto abrigam mais de 45% da população humana. Cerca de 80% de todas as atividades humanas estão concentradas nessa região (Lacerda, 2007).

Com esse cenário de grande atividade econômica e alta concentração populacional essas regiões vêm registrando uma série de impactos relacionados aos usos e a ocupação desordenada. Afetando diretamente a dinâmica natural e produtividade dessas áreas que, por abrigarem uma elevada diversidade de espécies e ecossistemas tornam-se fundamentais para a manutenção da vida e o funcionamento do planeta.

A zona costeira é definida como a zona de transição entre o domínio continental e o domínio marinho. É uma faixa complexa, dinâmica, mutável e sujeita a vários processos ambientais. Abriga diferentes tipos de ecossistemas incluindo estuários, manguezais, lagoas costeiras, dunas, restingas, praias arenosas e lodosas, costões rochosos, recifes, deltas, lagunas, falésias e planícies (marinhas, litorâneas, fluviomarinhas e fluviolacustres).

Os estuários e manguezais destacam-se entre eles por apresentarem elevada diversidade biológica e exercerem inúmeras funções ecológicas, tais como: a proteção contra inundações e tempestades na linha de costa. São vias

na exportação de nutrientes de origem continental e possuem papel de ligação entre os ecossistemas terrestres e marinhos fornecendo abrigo, suporte à reprodução e a alimentação inicial das espécies que habitam os oceanos (Grasso & Tognella, 1995). Podem ainda atuar como zona de deposição de substâncias potencialmente poluidoras (Madocck *et al*.,2003). Portanto, são fundamentais na manutenção dos recursos pesqueiros e na conservação da biodiversidade (Carvalho & Rizzo, 1994).

Dyer (1997) define estuário como um corpo d'água costeiro semifechado com ligação livre com o mar aberto, estendendo-se rio acima até o limite da influência da maré, sendo que em seu interior a água do mar é mensuravelmente diluída pela água doce oriunda da drenagem continental.

Os estuários são ambientes altamente dinâmicos que apresentam mudanças constantes em suas características em resposta à forçantes naturais. Esses ecossistemas apresentam características ambientais únicas que resultam em elevada produtividade biológica. Em média, as águas estuarinas são biologicamente mais produtivas do que as do rio e do oceano adjacente por apresentarem altas concentrações de nutrientes que estimulam a produção primária (Miranda, 2002).

Nesse ambiente, também é possível se constatar uma elevada reatividade geoquímica ocasionada pelas continuas alterações nos parâmetros físicos e químicos de suas águas. O que os torna ecossistemas bastante vulneráveis a impactos de origem antrópica, principalmente àqueles que se caracterizam pelo aporte de substâncias exógenas e promovam alterações na quantidade e na qualidade de suas descargas naturais.

Os estuários possuem um tempo de vida curto na escala geológica. Sua extensão e características ambientais se alteraram drasticamente em virtude dos impactos causados ao meio ambiente pelas mudanças climáticas globais, ocorridas ao longo dos últimos milênios. Essas modificações se devem particularmente às alterações no regime hidrológico das bacias de drenagem continentais e às mudanças nas condições oceânicas (Miranda, 2002).

Além da variabilidade natural induzida pelas mudanças climáticas, os estuários têm sofrido várias intervenções de natureza antrópica que, em geral, tem promovido alterações significativas na sua morfologia, nas suas

características hidroquímicas e sedimentológicas e na estrutura das suas comunidades (Esteves, 1998).

Essas alterações são geralmente decorrentes de atividades como represamento de rios, urbanização e agropecuária, realizadas em suas bacias de drenagem. Entretanto, não são somente essas atividades que refletem em efeitos negativos sobre o ecossistema estuarino. Várias atividades antrópicas instaladas tanto nas bacias de drenagem como nas áreas adjacentes ao estuário podem promover impactos sobre esse ecossistema. A tabela 1 enumera os principais impactos gerados pelas atividades antrópicas e suas respectivas conseqüências para os ecossistemas estuarinos.

Tabela 1: Principais alterações e/ou impactos gerados pela atividade antrópica e suas respectivas conseqüências para os ecossistemas estuarinos (adaptado de Rebouças *et al.*,1999; e Capuzzo *et al*.,1985)

Atividade antrópica	Alterações e/ou Impactos	Consequências para os ecossistemas estuarinos
Construção de represas e barragens	Alterações geomorfológicas no leito do rio e no regime hidrológico ; Alteração no gradiente de salinidade; Intrusão salina em águas subterrâneas; Erosão costeira.	Redução no aporte de nutrientes e sedimentos para o mar; Aumento na salinidade; Avanço de areias marinhas sobre estuários; Alterações na distribuição e na extensão dos manguezais.
Agricultura	Retirada de água para irrigação; Uso de fertilizantes, pesticidas e herbicidas; Denudação física e química dos solos.	Maior transporte de sedimentos para o rio; Eutrofização; Lixiviação de substâncias potencialmente deletérias.
Desmatamento / Conversão da área de mangue para outros usos	Redução de florestas de mangue; Remoção de espécies críticas; Comprometimento dos corredores ecológicos de espécies nativas; Alteração nas rotas migratórias de aves;	Perda da zona de tampão; Aumento da quantidade de material particulado em suspensão; Alterações na composição do sedimento; Alterações nas cadeias alimentares.
Construção de portos, marinas e navegação	Descarga de metais pesados, óleos e substâncias químicas tóxicas.	Contaminação dos sedimentos; Bioacumulação e/ou biomagnificação de substâncias tóxicas.
Industrialização	Lançamentos de efluentes e despejo de material residual.	A acumulação e transferência substâncias xenobióticas e metais pesados nas cadeias alimentares marinhas, incluindo acumulação em espécies de interesse comercial; Biotransformação;
Urbanização desordenada	Lançamentos de águas servidas e lixo.	Liberação de organismos patogênicos, de matéria orgânica, nutrientes e poluentes; Eutrofização;
Indústria pesqueira	Sobrepesca;	Redução nos estoques e no recrutamento de espécies; Alterações nas cadeias alimentares.
Extração de petróleo	Descarga de metais pesados, óleos e substâncias químicas tóxicas.	Efeitos tóxicos de diferentes contaminantes na sobrevivência e na reprodução de organismos marinhos resultando em impactos sobre os ecossistemas marinhos;
Dragagem	Remobilização de substâncias; Aumento da turbidez;	Efeitos tóxicos sobre os organismos; Alterações nas cadeias alimentares.
Aqüicultura	Lançamentos de efluentes; Introdução de espécies exótica;	Aumento da quantidade de matéria orgânica e de nutrientes no sedimento e no material em suspensão; Eutrofização; Remoção de espécies críticas;

1.2 OCORRÊNCIA E TOXICIDADE DOS METAIS PESADOS

Os metais pesados, ou metais-traço, podem ocorrer naturalmente no meio ambiente através do intemperismo e da desagregação das rochas (origem litogênica) ou ainda, ter origem antrópica, destacando as fontes industriais e urbanas como a causa primária da poluição por metais tóxicos (Clark, 1997; Lacerda, 1998). São elementos reativos e persistentes que podem alcançar o ambiente costeiro associados ao material particulado em suspensão e/ou dissolvidos na coluna d'água e ainda por deposição atmosférica (Salomons e Förstner, 1984; Lacerda, 1998).

Dentre os metais de interesse ambiental, o Cu e o Pb destacam-se por representarem problemas particulares para o ambiente aquático, visto que apresentam ao mesmo tempo toxicidade, persistência e bioacumulação na cadeia alimentar (Marcovecchio, 2000; Marins *et al.* 2002). Os efeitos dos metais pesados sobre os organismos aquáticos incluem alterações no crescimento, na reprodução e na distribuição das populações (Esteves, 1998).

Kennish (1992) destaca que a descarga de contaminantes no ambiente estuarino pode alterar a estrutura e a dinâmica das comunidades bióticas, em razão dos efeitos biológicos adversos causados por esses poluentes no metabolismo, no crescimento, nos mecanismos reprodutivos e no recrutamento das populações.

No entanto, alguns metais como Fe, Mg, Zn, Mn, Cu, Co, Mo e B, ainda que em pequenas concentrações, exercem um importante papel no metabolismo dos organismos aquáticos como na construção de estruturas orgânicas, participação no controle dos fluxos de nutrientes e de energia nos organismos, entre outros. Tais elementos atuam em processos metabólicos fundamentais como a fotossíntese (Mg), respiração celular (Fe e Cu), fixação do nitrogênio (Mo) e por tal relevância são classificados como essenciais (Andrade, 2003 ; Esteves, 1998).

Contudo, mesmo com função biológica conhecida, muitos metais-traço, por exemplo, B, Cu, Mn e Zn podem, quando acima de certos níveis de concentração apresentar alta toxicidade aos organismos vegetais e animais (Pais & Jones, 1997; Esteves, 1998).

1.2.1 COBRE (Cu)

O cobre (Cu) apresenta ampla distribuição na natureza em seu estado elementar, como sulfetos, sulfossais, arsenitos, cloretos, carbonatos e fosfatos. Dentre os minerais que contém cobre citam-se a Calcopirita ($CuCeS_2$), a Calcocita (Cu_2S), a Bornita (Cu_5FeS_4), a Cubanita ($CuFe_5S_3$), a Enargita (Cu_3AsS_4) e a Bournonita ($2PbS.Cu_2S.Sb_2S_3$). Na crosta terrestre é encontrada uma abundância natural de aproximadamente 60 mg/Kg e sua concentração em águas marinhas é de $2,5x10^{-4}$ mg/L (Fleming & Trevors, 1989; Pedrozo, 2001; WHO, 1998).

Os processos intempéricos oxidam as partes superficiais dos minérios de cobre e dos sulfetos de cobre que se decompõem na forma de sulfato cúprico estável. No solo pode se transformar e formar óxidos, sulfatos ou carbonatos de cobre e, através de lixiviação podem atingir os corpos d'água (Aguiar, 2005).

Nos ecossistemas aquáticos o cobre pode se apresentar na forma iônica divalente (Cu^{2+}) forma menos freqüente, adsorvida a partículas em suspensão ou complexada a vários ligantes. Os ligantes inorgânicos de maior importância são hidróxidos, carbonatos e cloretos. A formação de sulfeto de cobre pode ser particularmente importante em sedimentos anóxicos, como os estuarinos podendo auxiliar na retenção desse elemento nos sedimentos de fundo. O cobre pode ainda migrar entre os compartimentos ambientais: água, material particulado em suspensão, sedimento e biota (Callahan *et al.,* 1979).

Badri & Aston (1985), estudando sedimentos, determinou a afinidade do cobre as diferentes frações encontrando a seguinte relação: hidratos de óxido de manganês > matéria orgânica > óxidos de ferro hidratados > aluminiossilicatos > argila. Entretanto, a associação desse metal a cada fração geoquímica ou a disponibilidade para incorporação biológica depende de fatores bióticos e abióticos.

Alterações nas variáveis físico-químicas do meio (pH, salinidade e temperatura) podem influenciar na especiação e na disponibilidade para absorção biológica. Em geral a forma mais disponível e mais tóxica para os organismos é quando estão presentes como íons livres em solução (Blasco *et al.*, 1999).

O cobre é amplamente utilizado na indústria eletroeletrônica, naval, automobilística e aeronáutica, na confecção de equipamentos hidráulicos e na indústria química (DNPM, 1988). Outras aplicações incluem seu uso como agente antincrustante (antifoluling / Cu_2O e CuSCN) em tintas e na agricultura. Sendo também produto da excreção humana (Maanan, 2008).

As fontes naturais de cobre para o ecossistema são a deposição atmosférica e a denudação física e química de solos. Dentre as cargas antrópicas destacam-se os efluentes industriais e domésticos, o escorrimento superficial (*runoff*) urbano e a disposição inadequada de rejeitos sólidos (Lacerda, 2006).

As atividades agropecuárias também são importantes fontes de cobre para os ecossistemas aquáticos. Os metais oriundos dessas atividades provêm do uso de fertilizantes e agrotóxicos que possuem cobre em suas formulações tanto como princípios ativos quanto como impurezas (Gunther,1998). Por exemplo, a calda bordalesa ou mistura de Bordeaux, o oxicloreto de cobre e o sulfato de cobre pentahidratado são utilizados como fungicidas (Ambrus, *et al.*, 2003). O sulfato de cobre ($CuSO_4$.5H2O) também é comumente aplicado na aqüicultura para reduzir o fitoplâncton (algicida) e inibir o crescimento de bactérias e de protozoários, caracterizando esta atividade como fonte significativa deste metal (Gimeno-García *et al.*, 1996; Boyd & Massaut,1999).

O cobre é um elemento essencial à todos os organismos. A carência deste nutriente pode desencadear disfunções enzimáticas, como por exemplo, das enzimas envolvidas na respiração celular, na defesa contra radicais livres, na função neurotransmissora, na biossíntese de tecidos e no metabolismo de ferro celular e, consequentemente, em inúmeros processos fisiológicos (Flemming & Trevors, 1989; WHO, 1998).

Nos crustáceos, especialmente, o cobre atua na função respiratória constituindo o pigmento hemocianina, transportador dos gases da respiração. Porém, registram-se efeitos deletérios sobre esses organismos, quando expostos a elevadas concentrações desse metal (Rainbow *et al.,* 1999).

O cobre se apresenta como um metal altamente tóxico para os seres humanos sendo utilizado como parâmetro indicador da qualidade de águas. A legislação brasileira estabelece um nível máximo de 0,02 mg/L de cobre dissolvido na água potável e 0,05 mg/L para as salinas e salobras. Efluentes de

qualquer fonte poluidora não podem conter mais que 1,0 g de Cu/L (CONAMA, 2005; BRASIL, 2001).

As vias de exposição humana ao cobre são: através da inalação, da ingestão e através da absorção cutânea. Os efeitos registrados na literatura sobre a exposição humana ao cobre incluem dores de cabeça, dores epigástricas, vômitos, febre e hemólise. Também foi registrada uma síndrome desenvolvida pelos agricultores de Portugal que utilizavam misturas à base de cobre, ditas misturas de Bordeaux em seus vinhedos. Seus sintomas eram a inibição do apetite, a fraqueza muscular e, sobretudo patologias pulmonares e hepáticas.

Na biota aquática os efeitos do cobre variam conforme a espécie e a concentração a que os organismos são expostos. Alterações histopatológicas são registradas em peixes e crustáceos sob exposições agudas e nos bivalves registra-se comprometimento do desenvolvimento larval (Benedetti, *et al.,* 1989; Frias-Espericueta *et al.*, 2008).

1.2.2 CHUMBO (Pb)

O chumbo (Pb) é um elemento de ocorrência natural, se encontra geralmente associado a carbonatos, sulfatos, óxidos, hidróxidos e principalmente a sulfetos, raramente é encontrado no seu estado elementar. Este metal vem sendo utilizado praticamente desde o início da civilização e é um dos contaminantes mais comuns, podendo ser encontrado em praticamente todas as fases do ambiente e em todos os sistemas biológicos. Não desempenha qualquer função fisiológica nos organismos e possui efeito tóxico sobre humanos e animais, sendo observados efeitos após uma exposição aguda a níveis relativamente baixos (Pereira & Soares-Gomes, 2002 ; Xie *et al*., 1998).

São diversas as aplicações de Pb em processos industriais, na fabricação de catalisadores, tintas antincrustantes e inibidores da corrosão do aço, agentes biocidas, cerâmica, cabos, tubulações, equipamentos para proteção radiológica e munições. Destaca-se ainda, o uso de chumbo tetra

etílico (alquil-Pb) como aditivo na gasolina em muitos países. No Brasil desde 1978 este aditivo deixou de ser usado como antidetonante.

As principais fontes desse metal para os ecossistemas aquáticos estão associadas a efluentes industriais e águas servidas. Podendo também atingir os corpos d'água através do runoff urbano e da deposição atmosférica, emitida principalmente pela queima de combustíveis fósseis. O Pb exaurido dos escapamentos de veículo apresenta-se na forma de partículas, as quais são rapidamente convertidas em óxido, carbonatos e sulfato de chumbo (Kabata-Pendias & Pendias, 1984).

A agricultura também se constitui uma atividade potencialmente emissora de Pb para o ecossistema aquático devido o uso de fertilizantes, corretivos e inseticidas com elevadas concentrações deste elemento (Lagerweff & Specht , 1970; Lagerweff, 1972). Através da lixiviação dos solos esse metal pode atingir a bacia de drenagem chegando à zona costeira.

Bosso & Enzweiler (2008) avaliaram a biodisponibilidade de Pb associado às diferentes frações geoquímicas. Os autores reportam que o Pb ligado a carbonatos e associados a partículas de tamanho pequeno (silte/argila) apresenta alta biodisponibilidade. O Pb ligado a sulfatos e óxidos de Fe e Mn apresentam média biodisponibilidade e quando ligado a sulfetos apresentam baixa biodisponibilidade.

A intoxicação por chumbo a longo prazo denomina-se saturnismo ou plumbismo. As principais vias de exposição são a oral, inalatória e cutânea. Uma vez absorvido, o chumbo é transportado pelo sangue e distribuído por três compartimentos: **sangue**; **tecidos mineralizados** (ossos e dentes), onde pode se depositar por longos períodos; **tecidos moles** (fígado, rins, pulmões, cérebro, baço, músculos e coração). Geralmente a excreção do chumbo é extremamente lenta o que favorece a sua acumulação no organismo (Moreira & Moreira, 2004).

O chumbo é um dos mais perigosos metais tóxicos pela quantidade e severidade dos seus efeitos deletérios à saúde humana. A anemia, o aumento da pressão sanguínea, danos aos rins e à medula óssea, abortos, diminuição da fertilidade, e principalmente danos ao sistema nervoso central e periférico são alguns de seus efeitos. O Pb também é identificado como agente carcinogênico (White *et al.,* 2007). Sua toxicidade se atribui ao seu efeito

cumulativo e sua capacidade de provocar alterações em processos bioquímicos fundamentais, que incluem a biosíntese de enzimas e proteínas, a inibição da ação do cálcio e a interferência no funcionamento das membranas celulares (Moreira & Moreira, 2004).

Assim como o cobre sua presença em elevados teores na água é indicativo do padrão de potabilidade e da qualidade ambiental do ecossistema. Segundo a Resolução n° 357 do CONAMA, os teores máximos de chumbo total permitidos na água de abastecimento deve ser 0,033 mg/L e 0,5 mg/L para os demais corpos d'água onde haja pesca ou cultivo de organismos.

Concentrações elevadas de Pb em ecossistemas podem representar risco à vida marinha (e.g. produtores primários, peixes e organismos filtradores), bem como aos consumidores desses organismos, incluindo humanos (Bryan & Langston, 1992; Soto-Jiménez *et al.*, 2008). Nos ecossistemas marinhos em especial, tais efeitos podem acarretar redução do crescimento e fecundidade, destruição celular, alteração no desenvolvimento de sexual de jovens e inibição da respiração e da fotossíntese, devido a distúrbios nas reações de transferências de elétrons, comprometendo a estabilidade do ecossistema (Pereira & Soares-Gomes, 2002).

1.3 COMPORTAMENTO GEOQUÍMICO DOS METAIS NO AMBIENTE ESTUARINO

Os estuários são definidos por sua capacidade retentora de materiais carreados do continente para o mar e por isso são zonas de deposição para diferentes compostos químicos (Dyer, 1997). Por apresentarem características hidrogeoquímicas bastante peculiares e por se tratarem de áreas abrigadas que apresentam altas taxas de sedimentação e elevados teores de matéria orgânica, essas regiões favorecem a acumulação de metais pesados. As concentrações de metais pesados nessas regiões podem atingir níveis elevados, mesmo em áreas onde não existam fontes pontuais significativas destes contaminantes (Lacerda & Salomons, 1998; Salomão *et al.*, 2001).

Apesar de atuarem como sumidouros de substâncias oriundas da dinâmica natural e das atividades antrópicas, esses ecossistemas são

particularmente sensíveis às mudanças nas características ambientais podendo então se constituir em potenciais fontes de poluentes para os ambientes costeiros (Madocck *et al*., 2003).

Os metais pesados chegam aos estuários geralmente associados ao material particulado em suspensão de origem fluvial. E, atingindo essas regiões podem permanecer na fase particulada, migrarem para a fase dissolvida ou através de processos de adsorção e co-precipitação se depositarem nos sedimentos (Maddock *et al.,* 2003).

Entretanto, a permanência desses elementos nos diferentes compartimentos ambientais está diretamente relacionada a uma série de fatores bióticos e abióticos que, somados aos processos físicos da dinâmica natural dos estuários podem fazer com que os metais pesados sejam remobilizados, carreados ou incorporados por organismos. (Esteves, 1998).

As variáveis abióticas mais relevantes na alteração do fluxo dos metais entre os compartimentos geoquímicos no ambiente estuarino são: pH, salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido, potencial redox e condutividade. A quantidade de material particulado em suspensão e o teor de matéria orgânica se caracterizam também como variáveis importantes na distribuição dos contaminantes metálicos no ambiente, pois apresentam elevada afinidade com essas espécies.

Os valores de pH da água estuarina sofrem constantes variações induzidas pela ação marés, da atividade fotossintética e da respiração dos organismos. O pH pode interferir na capacidade de adsorção dos metais sobre as argilas, os óxidos e a matéria orgânica, além de provocar alterações metabólicas nos organismos aquáticos (Krauskopf & Bird, 1995; Kennish, 1992).

A salinidade e o pH são parâmetros determinantes na solubilidade dos íons metálicos no ambiente estuarino. Essas alterações são mais expressivas com a penetração das águas salinas que além das alterações físico-químicas promovem a ressuspensão os sedimentos de fundo, sendo uma via na remobilização dos metais desse compartimento para a coluna d’água.

A condutividade por sua vez, pode favorecer a floculação dos minerais argilosos e hidróxidos coloidais de ferro e alumínio, que por terem uma alta afinidade com os metais podem transferi-los através de processos de arraste

por oclusão ou adsorção das águas superficiais para os sedimentos (Förstner & Wittmann, 1993).

Os sedimentos são considerados importantes compartimentos na acumulação de metais ou fonte de liberação de metais para um sistema aquático. Apresentam maior capacidade de acumulação aqueles formados por partículas finas (silte/argila) e que detenham elevados teores de matéria orgânica (Salomons & Förstner, 1984). A capacidade de adsorção está associada à área de superfície e as propriedades da superfície da partícula e por esta razão partículas pequenas como as de argilo-minerais possuem alta capacidade de adsorção (Salomons & Stigliani, 1995).

Os sedimentos são o último estágio dos contaminantes no ambiente estuarino. Assim, por causa de sua capacidade em reter metais e por realizarem constantes trocas de substâncias com a coluna d'água, o sedimento se constitui num compartimento de suma importância na avaliação das ações naturais e antrópicas a que os corpos d'água estão ou estiveram submetidos (Carvalho, 1995). Para se ter uma interpretação correta da quantidade de metais que estão presentes nos sedimentos, deve-se distinguir entre os processos de origem natural (geológicos, mineralógicos, hidrológicos e biológicos), daqueles que tem como origem à ação do homem.

Devido às associações estabelecidas entre os metais e as diferentes frações do sedimento (trocável, carbonática, oxidável, etc.) a carga total recebida desses contaminantes não fica totalmente imobilizada e nem permanece totalmente disponível para a incorporação biológica, ou seja, a disponibilidade dos metais nos sedimentos é mediada pela intensidade da interação ligante/suporte e pelas mudanças sofridas nas características naturais do ambiente. Portanto, a simples determinação da concentração total de um determinado elemento, em uma amostra de sedimento, não oferece a informação precisa sobre o potencial efeito que os metais podem causar nesse ecossistema.

A determinação da concentração total de um determinado elemento em uma amostra de sedimento agrega todas as formas químicas exibidas pelo metal e sabe-se que sua toxicidade varia de acordo com a espécie química liberada e a sua disponibilidade para incorporação por organismos. Logo, o uso

da concentração total como critério para avaliação do impacto da contaminação dos sedimentos sobre a biota é inadequado.

Portanto, considerar que todas as formas químicas de um metal exercem igual impacto no ambiente é uma afirmação errônea (Tessier *et al.,* 1979). Já que, vários estudos têm demonstrado que a forma lábil ou biodisponível desses metais possui maior toxicidade, do que a forma complexada por ligantes orgânicos ou adsorvida no material particulado (Kennish, 1992). Assim, compreendendo a biodisponibilidade pode-se associar a toxicidade intrínseca de uma substância a sua habilidade de produzir um efeito tóxico aos organismos e consequentemente realizar uma avaliação mais acurada dos potenciais efeitos da contaminação dos sedimentos sobre o ambiente (Burger *et al.,* 2003).

O uso de técnicas de extração seletivas dos metais no sedimento podem auxiliar no reconhecimento das formas disponíveis ou potencialmente mais tóxicas dos metais. Bem como, fornecer informações sobre a origem dos contaminantes nesse compartimento (Aguiar, 2005).

A reatividade e a solubilidade das diferentes espécies de metais controlam a biodisponibilidade e a toxicidade destes elementos. A caracterização da reatividade química de fases metálicas associadas às frações inorgânicas e orgânicas é uma forma muito rápida e indireta de determinar a disponibilidade de metais em matrizes ambientais. As extrações químicas parciais, sequenciais e seletivas são usadas para determinar em que fases se distribuem os diferentes elementos químicos de uma amostra, em geral de sedimentos ou solos.

Na metodologia de extração seqüencial são empregadas soluções de reagentes seletivos, isto é, capazes de extrair para a fase líquida os elementos presentes em tipos específicos de fases, ou frações, por reações de troca iônica, oxi-redução e dissolução. As frações dos metais usualmente obtidas são: a fração trocável, a carbonática, a ligada a óxidos de Fe e Mn, a redutível e a fração residual. Um grande número de métodos de extração seqüencial têm sido relatado na literatura, vários destes são métodos derivados do procedimento de Tessier *et al.* (1979).

1.4 O USO DE BIOMONITORES NA DETERMINAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL

São denominados biomonitores os organismos que apresentam alterações bioquímicas, celulares, fisiológicas e comportamentais em resposta a exposição a um ou mais poluentes (Phillips & Rainbow, 1994; Depledge & Fossi, 1994).

Esses organismos podem acumular substâncias tóxicas oriundos dos diferentes compartimentos ambientais (dissolvidas na água, associadas ao material particulado em suspensão ou incorporados aos sedimentos) por essa razão podem ser utilizados na determinação da qualidade ambiental dos corpos d'água (Maanam, 2008; Silva *et al*.,2001). Os organismos podem assimilar metais pesados através do contato direto com o compartimento contaminado e através das relações tróficas existentes no ecossistema. Transferindo assim, cargas de metais ao longo das cadeias alimentares. Os efeitos da exposição direta aos metais presentes no sedimento podem ser variáveis, e vão, da bioacumulação das substâncias até a letalidade aguda, passando por efeitos crônicos subletais.

A absorção de contaminantes pode interferir na sobrevivência dos organismos nos ecossistemas naturais e também prejudicar o cultivo de organismos nos locais contaminados, além de causar diminuição na quantidade de peixes, crustáceos e moluscos de interesse comercial, trazendo impactos negativos sobre a economia local. Além disso, pode se caracterizar como uma fonte de risco à saúde pública uma vez que a população pode estar exposta a concentrações elevadas de metais através da ingestão de peixes e frutos do mar contaminados, já que estes organismos podem acumular substâncias em seus tecidos (Carvalho *et al.,* 2000, 2001).

Vários estudos incluem o uso de diferentes organismos como de biomonitores do ambiente marinho, como algas (Gosavi *et al.,* 2004; Villares *et al.*, 2001, 2002; Zbikowski *et al*., 2007; Conti& Cecchetti, 2003), poliquetas (Casado-Martinez *et al.,* 2008; Ruelas-Inzunza *et al.,* 2002a), moluscos bivalves (Silva *et al.*,2001; Rebelo *et al*., 2003; Maanan, 2008; Carvaho *et al*. , 2001; Rainbow, 1995b; Ruelas-Inzunza & Páez-Osuna, 2002), crustáceos (Virga *et al.*, 2007 ; Paéz-Osuna & Tron-Mayen, 1996; Paéz-Osuna & Ruiz-

Fernández, 1995a; Chou *et al*., 2002), peixes (Carvalho *et al.,* 2000) e mamíferos (Ruelas-Inzunza & Páez-Osuna, 2002b).

A exposição dos organismos aos metais pesados nesses sistemas dependem da carga total do metal, da composição do solo e sedimentos, das variáveis ambientais (pH, teor de matéria orgânica, concentração de íons e dos complexos ligantes em solução) e dos próprios hábitos do organismo (Plette *et al.*, 1999).

Inúmeros fatores abióticos e bióticos, os quais ainda não são totalmente compreendidos, influenciam na concentração final dos metais observada em certos organismos, e diferentes organismos acumulam diferentes concentrações de metais em seus tecidos e órgãos (Eisler, 1981). Dessa forma, as concentrações de metais nos organismos aquáticos podem variar bastante, mesmo para organismos que habitam uma mesma área (Phillips & Rainbow, 1994).

Macroalgas do gênero *Ulva* podem acumular metais pesados a concentrações até mil vezes maiores que as concentrações correspondentes encontradas na água. Sendo que, as algas assimilam somente íons metálicos, portanto podem ser indicadores das concentrações presentes na fase dissolvida (Bryan & Langston, 1992; Villares *et al.,* 2001). Organismos filtradores como mexilhões e ostras apresentam resposta a concentrações elevadas dos metais nas fases particulada, dissolvida e disponível no sedimento (Silva *et al*., 2001; Rainbow, 1995a).

Silva *et al.* (2006) citam que espécies como *Crassostrea rhizophorae* por geralmente se encontrar presas à raízes de *Rhizophora mangle* e a substratos mais superficiais recebem em grande parte ‘‘*inputs*’’ de metais oriundos da coluna d’água e do material particulado em suspensão. Já espécies como a *Anomalocardia brasiliana* e *Mytella falcata* por se acharem geralmente enterradas no sedimento (*infauna*) tendem a acumular frações ligadas ao sedimento e a água intersticial (Coimbra, 2003).

O fato de diferentes espécimes reagirem diferentemente quando expostos as mesmas concentrações de metais apresenta por um lado vantagens em estudos de poluição, mas também representam limites no uso desses organismos para monitoramento. Portanto, o conhecimento da biologia dos organismos utilizados e o estabelecimento de métodos analíticos

otimizados podem auxiliar e/ou minimizar erros na interpretação dos resultados (Kennish, 1992). O uso de biomonitores tem proporcionado avanços significativos no conhecimento dos processos que envolvem a gerência e o fluxo dos metais no ecossistema assim como os impactos provocados pelas atividades antrópicas.

Os biomonitores têm sido utilizados para estabelecer variações geográficas e/ou temporais em relação à biodisponibilidade de metais em ecossistemas aquáticos. A biodisponibilidade somada ao percentual incorporado através da dieta e as rotas dos metais no sistema representam a fração relevante no estudo ambiental (Perin *et al*., 1997; Wang & Fisher, 1999 a, b).

A diferença entre a utilização de um bioindicador e de compartimentos abióticos do mesmo local consiste em que o primeiro apresenta as concentrações efetivamente biodisponíveis, isto é a fração potencialmente tóxica e ecologicamente relevante, enquanto que as concentrações nos compartimentos abióticos não estão na sua totalidade disponíveis para incorporação pela biota. Por isso, os biomonitores refletem de maneira mais precisa a condição dos metais poluentes no ambiente aquático que somente as medidas das concentrações dos metais presentes no sedimento e da água (Phillips & Rainbow, 1994; Rainbow, 1995; Blackmore *et al.,* 1998).

De acordo com Barbour *et al.* (1999), as vantagens do uso de bioindicadores incidem no fato das comunidades biológicas refletirem a integridade ecológica do ecossistema, integrarem os efeitos de diferentes tipos de perturbação e serem relativamente econômicos, particularmente quando comparados aos custos de testes toxicológicos.

Por sua capacidade de acumular poluentes em seus tecidos em concentrações mais elevadas que as encontradas no sedimento e na água, os moluscos bivalves tem sido freqüentemente utilizados como bioindicadores da qualidade ambiental em programas de monitoramento de poluição em corpos d'água costeiros e estuarinos, conhecidos como "Mussel Watch Programs" (Claisse *et al*., 2001; Vaisman *et al*., 2005, O'Connor, 1996, 1998). Bivalves podem acumular concentrações elevadas de diversos metais disponíveis na água por intervalos de tempo relativamente longos. Também podem assimilar metais através do alimento e da ingestão do material particulado inorgânico,

sinalizando a tanto a presença de contaminantes na água de dispersão recente ou de presença intermitente (Phillips, 1976,1990; Eisler & El Shenawy, 1980). Dessa forma, podem oferecer uma radiografia da qualidade ambiental e dos potenciais impactos gerados por fontes poluidoras.

Os moluscos bivalves são considerados indicadores eficazes por serem organismos sésseis, fáceis de identificar, abundantes, possuírem ciclo de vida relativamente longo, larga distribuição (várias espécies são cosmopolitas), são bastante tolerantes a estressores ambientais como altas concentrações de poluentes e variações no grau de salinidade e na temperatura, fornecerem material suficiente para análise individual e por geralmente apresentarem correlações diretas entre as concentrações encontradas no ambiente com as encontradas em seus tecidos (Rainbow, 1995a ; Lacerda *et al.*, 1983). Esses organismos exibem maiores concentrações em seus tecidos que a maioria dos organismos e não apresentam mecanismos de regulação das concentrações de metais acumulados (Rainbow & Phillips 1993).

Silva *et al.* (2001), Vaisman (2003); Gonçalves *et al.* (2007) e Carvalho *et al.,* (2000) apontam moluscos bivalves como ostra de mangue (*Crassostrea rhizophorae*) e o sururu *(Mytella falcata)* como biomonitores confiáveis da contaminação de metais pesados para estuários do nordeste brasileiro. Sendo utilizados também como monitores das atividades de aquacultura nessa região.

Chou *et al*. (2002) e Paéz-Osuna & Tron-Mayen (1996) utilizaram camarões peneídeos como o *Homarus americanus e Litopenaeus vannamei* para determinar o aumento das concentrações de metais associados aos efluentes de carcinicultura. Os organismos que exibiram as maiores concentrações foram os coletados na área de cultivo e nas áreas adjacentes ao local de despejo dos efluentes. Os autores enfatizaram a importância do monitoramento das atividades por serem emissoras de metais, especialmente do cobre contido nos insumos e nos algicidas utilizados nas áreas de cultivo, que acabam afetando outros organismos além dos organismos alvo.

Brouwer *et al.* (2000) e Wu & Chen (2005) em seus estudos com crustáceos peneídeos caracterizaram os efeitos do cobre sobre o metabolismo dos organismos aquáticos. Esses organismos apresentaram danos histológicos, aumento da quantidade de metalotioneínas e altos níveis de

enzimas antioxidantes após exposição à elevadas concentrações de metais pesados.

Apesar dos crustáceos decápodes apresentarem mecanismos de regulação de certos metais essenciais como o zinco, o cobre e o manganês, esses organismos tendem a serem efetivos acumuladores de elementos não essenciais tais como, chumbo e cádmio refletindo os níveis ambientais e assim, atuando efetivos indicadores para esses metais (Rainbow, 1988).

1.5 METAIS PESADOS E AS ATIVIDADES DE CARCINICULTURA

Nos últimos anos, tem sido crescente a preocupação com os impactos que a aquacultura comercial pode trazer aos ecossistemas costeiros. Aliadas a emissão dos efluentes municipais e a contribuição da agricultura essas atividades têm registrado efeitos deletérios sobre os corpos d'água em razão da emissão de altas cargas de nutrientes, material em suspensão e da matéria orgânica oriundas das águas dos cultivos liberadas para as águas costeiras adjacentes (Jones *et al*., 2001; Burford *et al*., 2003).

O material residual orgânico provém dos restos alimentares, das fezes, da exúvia e dos microrganismos mortos, liberados para áreas próximas ou depositados nos sedimentos de fundo dos tanques, conferindo um aspecto enegrecido e lamoso a esses sedimentos (Bergheim & Asgard, 1996).

Nas áreas de grande concentração de camarões, o excessivo e contínuo processo de descarga resultante da renovação da água, praticada em muitas fazendas acarreta diversos problemas ao meio adjacente, como a eutrofização, alterações na estrutura das comunidades biológicas e contaminação por metais pesados oriundos da alimentação artificial, os quais são contaminantes do ambiente aquático devido ao seu efeito bioacumulativo (Body, 1995).

A preocupação com a contaminação por metais pesados em espécies comerciais nas atividades de criação tem levado a realização de estudos com o propósito de medir a concentração de metais, avaliar os níveis potencialmente perigosos para nutrição humana e fornecer suporte para monitoramento ambiental (Páez-Osuna & Ruiz-Fernández, 1995a; Páez-Osuna & Tron-Mayen, 1996; Guhathakurta & Kaviraj, 2000; Hashmi *et al.*, 2002).

A própria atividade pode ser considerada uma fonte de metais pesados, pois os fertilizantes utilizados como suplemento de nutrientes nos viveiros não são suficientemente purificados durante o processo de manufatura e assim podem conter várias impurezas, dentre elas os metais pesados. Além dos fertilizantes, nos pesticidas e algicidas, os metais traço fazem parte, frequentemente, de seus compostos ativos (Gimeno-García *et al.*, 1996, Boyd & Massaut, 1999). Sendo identificado seu excesso em solos de viveiros da atividade e em sedimentos dos corpos receptores de efluentes (Yuvanatemiya & Boyd, 2006; Mendiguchia *et al.,* 2006; Lopes, 2006).

Na carcinicultura, os baixos índices de produtividade têm sido atribuídos a elevadas concentrações de metais tóxicos (Gosavi *et al*., 2004). Wu & Chen (2005) afirmam que um dos efeitos adversos imediatos dos metais sobre camarões *Litopenaeus vannamei* é o retardo no crescimento do organismo.

Yeh *et al.* (2004) detectaram que a exposição de camarões ao cobre causa aumento na susceptibilidade do *L. vannamei* a patógenos como *Vibrio alginolyticus* que atingem os viveiros de cultivo. Bainy (2000) verificou perdas na produção de camarões cultivados que empregavam uma quantidade elevada de insumos afim e sustentar altas densidades e melhorar desempenho zootécnico dos cultivos.

Diversos estudos demonstram que esses crustáceos são bastante sensíveis a exposição a metais pesados, podendo ser verificada alterações na taxa de sobrevivência, no crescimento, no comportamento alimentar, na freqüência das ecdises, na capacidade de osmoregulação e na respiração (Chen & Lin, 2001; Wu & Chen, 2005; Hossain & Khan, 2001).

Estudos realizados em áreas de carcinicultura reportam alterações nas concentrações de metais (Cu e Zn) sobre os organismos bivalves bentônicos estuarinos (*Crassostrea corteziensis, Mytella strigata* e *Chione subrugosa)* dispostos nos corpos d'água receptores dos efluentes. O aumento nas concentrações foi justificado pela grande quantidade de fertilizantes e pesticidas utilizados na região, particularmente fungicidas metálicos (Paéz-Osuna *et al.,* 1998).

1.6 A ATIVIDADE DE CARCINICULTURA NO ESTUÁRIO DO RIO JAGUARIBE

A atividade de carcinicultura experimentou um rápido crescimento nos últimos anos. Vários foram os fatores que contribuíram para a implementação dessa atividade em diversas áreas no mundo. O principal impulso para a foi atribuído ao declínio dos estoques pesqueiros nos oceanos e a crescente demanda internacional (Nailor *et al.,* 1998).

A implantação dessa atividade se deu principalmente em países costeiros da Ásia e da América. No Brasil, o crescimento da atividade teve como estímulo a sua elevada rentabilidade econômica e o apoio financeiro por meio de órgãos públicos, apoiados na sua capacidade de gerar emprego e renda para o desenvolvimento regional (ABCC, 2001).

A produção nacional variou bastante nos últimos 10 anos, tendo a produção máxima atingido 250 mil toneladas em 2000 e, a mínima em 2001 com 40 mil toneladas (Figura 1). Esse decréscimo na produção foi atribuído a diversos fatores como a ocorrência de patologias, as crescentes densidades empregadas nos viveiros, deficiências no manejo das fazendas e desequilíbrios ambientais (Tupinambá, 2006). Contudo, no período de 10 anos entre 1998 e 2007 a atividade apresentou um incremento de produção de nove vezes (ABCC, 2008).

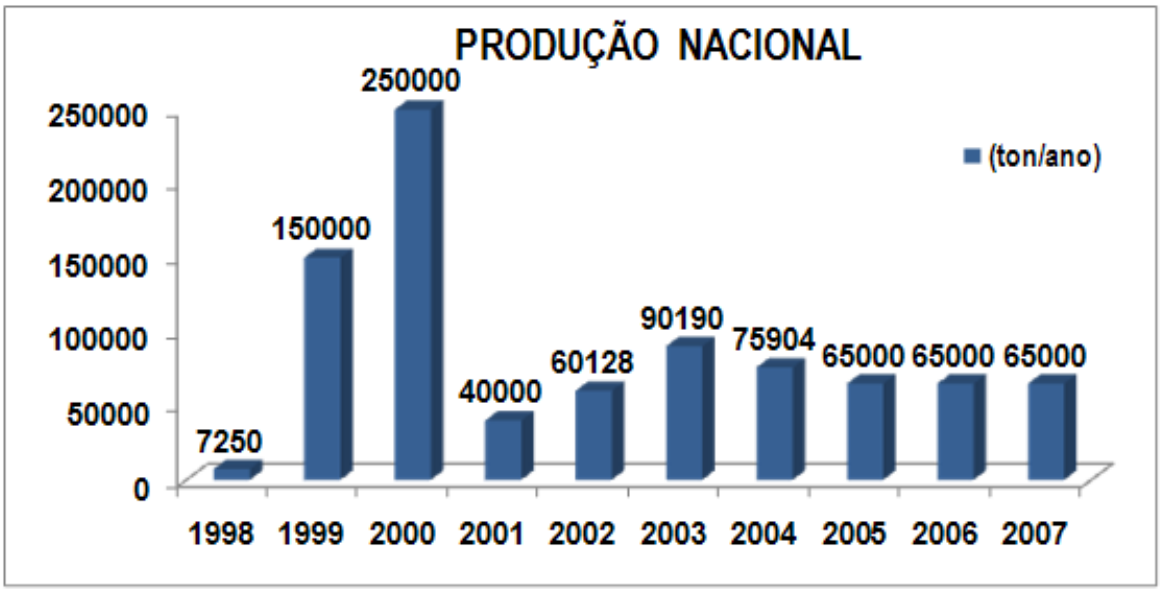

Figura 1 – Produção nacional da carcinicultura de 1998 a 2007 (ABCC, 2008).

A área ocupada por esses empreendimentos no Brasil em 2005 atingiu a marca de 16.000 ha (IBAMA, 2005).

No Brasil, os maiores empreendimentos estão localizados na região Nordeste, principalmente nos estados do Rio Grande do Norte e do Ceará, em ordem de importância da atividade.

O sucesso desses empreendimentos nessa região se atribui à presença de características edafoclimáticas, topográficas e hidrobiológicas que beneficiam o cultivo durante todo o ano e, a queda na produção de camarão de países com relevante participação no mercado mundial (Figueiredo *et al.,* 2005) fez com que essa região tenha registrado um crescimento de cerca de 20% ao ano na última década (Lacerda *et al.,* 2006).

No ano de 1996 o estado do Ceará contava com 560 ha, passando para 1.619 ha em 2001. A produção anual em 2001 foi de 11.333 (ton/ano), passando para 16.383 (ton/ano) em 2002. Em 2002 essa atividade contava com 113 fazendas nos estuários do Rio Jaguaribe e 36 no Pirangi ocupando áreas de 796 e 938,4 hectares respectivamente (Gesteira *et al.*, 1998, 2001; Rocha & Rodrigues, 2002). Em 2003, com um total de 185 fazendas em operação, o Estado do Ceará obteve uma produção de 25.915 (ton/ano) (Rocha *et al*.,2004). Em 2004, o Ceará apresentou uma área total utilizada pela carcinicultura de 3.804 ha e uma produção que atingiu o total de 19.405 (ton/ano) (ABCC, 2004).

Os municípios que têm o maior número de empreendimentos são: Aracati, com 31,4 % do total, Acaraú, com 11,4%, Jaguaruana, com 11,0% e Fortim, com 9,8% do total (IBAMA, 2005).

No diagnóstico realizado pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA) sobre a atividade de carcinicultura no estado do Ceará, foram identificadas em 2004, ao longo das bacias hidrográficas do Ceará, 245 fazendas de camarão, localizadas em 18 municípios do estado ocupando uma área de 6.069,96 ha. Das 245 fazendas identificadas pelo IBAMA, 35 se encontravam em fase de instalação (14,3%), 165 em operação (67,3%) e 45 estavam desativadas (18,4%). Quanto ao licenciamento ambiental, emitido pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE), somente 81 (49,7%) tinham licença de operação, 68 (41,7%) haviam recebido licença de instalação e 14 (8,6%) receberam licença prévia. Em relação às 68 fazendas que tinham

licença de instalação, 33 encontravam-se irregulares por estarem já em fase de operação (Soares *et al.,* 2007).

Alguns conflitos são registrados no Ceará em razão de impactos causados pela introdução da atividade como o desmatamento das áreas de mangue visando à construção de tanques, canais para a captação de água do rio e a descarga de dejetos sem nenhum tipo de tratamento. Esses impactos podem comprometer o equilíbrio do ecossistema, morfodinâmica estuarina e as relações da população local com o estuário, presentes por meio da pesca artesanal e da coleta de mariscos e caranguejos (Soares *et al.,* 2007).

Do total de fazendas licenciadas no estado 84,1% impactaram diretamente o ecossistema de manguezal (fauna e flora do mangue, apicum e salgado), 25,3% promoveram o desmatamento do carnaubal e 13,9% ocuparam áreas antes destinadas a outros cultivos agrícolas de subsistência. No Rio Jaguaribe 44,2% das piscinas de camarão foram construídas interferindo diretamente no ecossistema manguezal e 63,6% promoveram danos aos carnaubais da região (Teixeira, 2008).

Estima-se que 20% das florestas de mangue tenham sido derrubadas na região do Cumbe para a implantação dessa atividade (Teixeira, 2008). Em contraste, houve abertura de postos de trabalho formal e elevação da qualidade de vida de parte da população demonstrando os aspectos positivos da implantação da atividade (Rodrigues, 2007).

Na região estuarina do rio Jaguaribe se encontra implantada a maior área de produção de camarão em cativeiro do estado do Ceará (cerca de 50 % do total da atividade em todo o estado), ocupando uma área de 1.316 ha em viveiros (Carvalho & Rocha, 2008; Costa, 2009) (Figura 2).

A atividade de carcinicultura nesse ponto do estuário apresentou um aumento expressivo na sua área de produção, cerca de 90% entre os anos de 1999 (700 ha) até 2008 (1300 ha).

Em 2003, essa região contava 36 fazendas, sendo 32 em operação (350 ha) e 4 desativadas. A densidade de estocagem média era de 42 (camarões/m^2), máximo de 60 e mínimo de 30 (camarões/m^2), apresentando ciclo de 90 a 160 dias de cultivo (Costa, 2009).

Figura 2 – Viveiros da atividade de carcinicultura na região do Cumbe no Estuário do Rio Jaguaribe- CE.

Santos (2005) caracterizou a origem e a distribuição de Cu e Zn em três fazendas produtoras da região. Seus resultados mostraram que o sistema de cultivo intensivo do *Litopenaeus vannamei* pode funcionar como um acumulador de metais no sedimento provenientes da alimentação, outros insumos e exúvias.

O balanço de cobre efetuado nesse estudo em viveiros de engorda reportou uma alta carga residual desse metal nos viveiros, ou seja, uma grande parcela de todo cobre inserido na área de cultivo, através da ração e dos insumos como mencionado anteriormente não é assimilado. Podendo assim, ser exportado para as áreas adjacentes já que não existe nenhum tipo de tratamento dos efluentes lançados à jusante da área de cultivo.

Lacerda *et al.* (2006) avaliaram a contribuição relativa dessa atividade na emissão de cobre para a bacia do baixo Jaguaribe através do uso de fatores de

emissão. Seus resultados mostraram que os insumos utilizados nas áreas de cultivo são fontes mensuráveis de metais para esse sistema destacando a atividade como importante fonte na emissão de Cu para a bacia do Baixo Jaguaribe.

Lacerda *et al.* (2006) afirmam que a região apresenta 2,3 ciclos anuais, tendo uma aplicação de insumos na ordem de 10,4 tonelada/ha/ano (7.940 kg de ração, 46 kg de fertilizante e 2.370 kg de calcário), gerando para a área adjacente 534,6 (kg/ha/ano) de MPS e 4.540 (kg/ha/ano) de camarão. Sendo considerado pelos mesmos autores que a entrada de contaminantes para o ambiente se dá por meio da aplicação dos insumos e a exportação deste material para o meio associado ao MPS durante a despesca. Estas substâncias são originadas da ração não consumida pelos animais cultivados, da exúvia e dos insumos utilizados nos viveiros, principalmente fertilizantes e algicidas, como citados anteriormente.

Lopes (2006) em seu estudo sobre o acúmulo dos metais Cu e Zn em sedimentos de viveiros de camarão da região, obteve resultados através da análise de perfis sedimentares que reportam o incremento nas concentrações desses metais ao longo de vários ciclos reprodutivos. Seus resultados também reportam que, os sedimentos mais superficiais apresentavam um aumento significativo das frações biodisponíveis em relação aos sedimentos de fundo. Nesse estudo também foram calculados fatores do enriquecimento dos metais Cu e Zn indicando que a carga originada na carcinicultura para o Zn já superava a de fontes naturais. Para o Cu as fontes naturais ainda eram as mais significativas, entretanto já se observava indícios de que as fontes antrópicas, sobretudo a carcinicultura, começam a se tornar relevantes na contribuição deste metal para o meio.

Os resultados sugeriram a importância da atividade como fonte local de metais para o meio ambiente. Entretanto, o destino e os impactos nos sistemas receptores, particularmente sua incorporação na biota e acumulação em sedimentos ainda não são conhecidos.

O presente trabalho pretende estudar o destino dos metais emitidos pela a atividade de carcinicultura avaliando a sua distribuição nos diferentes compartimentos ambientais em um canal receptor dos efluentes da principal área de cultivo do estuário do rio Jaguaribe

Capítulo 2
OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

- Estudar a distribuição dos metais cobre (Cu) e chumbo (Pb) nos compartimentos ambientais: sedimento, material particulado em suspensão e biota em um canal de maré receptor de efluentes da principal área de cultivo de camarão da bacia inferior do rio Jaguaribe, comparando os teores obtidos aos determinados no estuário do rio Pacoti, considerado uma área preservada da emissão significativa de efluentes de carcinicultura .

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar a disponibilidade dos metais Cu e Pb no sedimento superficial através de extrações seletivas sequenciais. Associando as variações observadas aos principais carreadores geoquímicos: matéria orgânica (MO) e alumínio (Al).

- Estudar a variação da concentração dos metais pesados selecionados Cu e Pb no material particulado em suspensão (MPS), no sedimento superficial e em perfis sedimentares amostrados ao longo do canal de maré.

- Determinar as concentrações dos metais Cu e Pb em algas (*Ulva lactuca),* nos moluscos bivalves (*Crassostrea rhizophorae, Mytella falcata e Anomalocardia brasiliana)* e nos crustáceos (*Callinectes sapidus* e *Litopenaeus schimitti*) amostrados no canal de maré e no canal principal do rio Jaguaribe e do rio Pacoti.

Capítulo 3

ÁREA EM ESTUDO

3.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JAGUARIBE

A bacia hidrográfica do rio Jaguaribe está situada em quase sua totalidade dentro dos limites do Estado do Ceará, apresentando pequena parcela no Estado do Pernambuco. Está subdividida em **15 unidades geoambientais** (Tabuleiros Costeiros, Tabuleiros do Baixo Jaguaribe, Chapada do Apodi, Planície do Jaguaribe, Depressão Sertaneja, Serras Residuais, Depressão de Iguatu, Planalto Sertanejo, Depressão de Tauá, Serra Grande, Patamar de Campos Sales, Tabuleiro de São José do Belmonte, Serra do Pereiro, Depressão do Cariri e Chapada do Araripe), as quais foram agrupadas em função das características fitoecológicas e dos seus condicionantes climáticos (Gatto,1999).

Ocupando uma área total de 72.647 km^2, (49,47% da área total do Estado), a bacia hidrográfica do Jaguaribe está subdividida, segundo o Plano Estadual de Recursos Hídricos (1992) em cinco sub-bacias: a do **Alto Jaguaribe** com 24.636 km^2 de área total, do **Médio Jaguaribe** com 10.376 km^2 de área total, do **Baixo Jaguaribe** com 5.452 km^2, do **Banabuiú** com 19.316 km^2 de área total e do **Salgado** com 12.865 km^2 de área total (Figura 3).

Figura 3 – Bacias hidrográficas do Estado do Ceará

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. As litologias aflorantes na região são formadas por rochas do embasamento pré-cambriano e sedimentos cretáceos, pliopleistocenicos e recentes (Maia, 1993). Os solos encontrados na bacia de drenagem do Rio Jaguaribe, e em grande parte da região do baixo Jaguaribe, podem ser classificados como: areias quartzosas distróficas e marinha, solonchack, aluviais, solonetz solodizado e vertissolo (Andrade, 1991; Dias, 2005).

A formação vegetal dominante na região da bacia é a Savana Estépica ou Caatinga. A temperatura média anual varia entre 24 e 27ºC. A distribuição climática indica quatro tipos climáticos: úmido, subúmido, semi-árido e árido, sendo que 60% da área da bacia é abrangida pelo clima semi-árido caracterizado pela irregular e concentrada distribuição pluviométrica, grande parte desta precipitação (80%) ocorre no período janeiro a maio (Gatto, 1999).

Cerca de 80 municípios do Estado do Ceará, que ocupam 80.547 km^2, e outros 3 no Estado de Pernambuco são atendidos pela Bacia do Jaguaribe (Figura 4). Aproximadamente 29.7% da população cearense residem na área da bacia, considerando que a maior parte da população está distribuída nos centros urbanos (53.6%).

O sistema de esgotamento sanitário é muito deficitário na bacia do rio Jaguaribe, sendo que um grande percentual dos domicílios existentes nos diversos municípios da bacia não apresenta qualquer tipo de escoadouro e instalações sanitárias (Rivas *et al*., 1999).

As principais atividades antrópicas desenvolvidas nas áreas adjacentes à bacia são: **agricultura e pecuária**, que concentram a maior parte da população economicamente ativa. Na atividade agrícola predominam, em função das condições climáticas, principalmente culturas de ciclo curto como a do milho e do feijão. A pecuária situa-se, de um modo geral, como atividade paralela à agricultura. Poucas áreas têm no criatório sua atividade principal. Os rebanhos sejam eles de bovino, ovino ou caprino de maneira geral são pequenos.

Figura 4 – Área de influência da bacia de drenagem do rio Jaguaribe.

O **extrativismo** tem maior expressão na exploração de carnaubais. A atividade pesqueira se apresenta como importante fonte de renda para a região e está presente principalmente no baixo curso e na foz do rio. Onde também se destaca a cata de mariscos e de crustáceos, principalmente a do caranguejo. A pesca marítima é praticada na costa, onde sobressai a pesca da lagosta. A caça de pássaros e pequenos animais é uma prática usual na região, assumindo um caráter de sobrevivência para as populações rurais mais pobres, nos longos períodos de estiagem.

As atividades agropecuárias e os focos de urbanização são as fontes mais significativas de poluição para a essa bacia de drenagem (Lacerda *et al*., 2004b).

3.2 O ESTUÁRIO DO RIO JAGUARIBE

O estuário do rio Jaguaribe, tem seu limite inferior no município de Fortim, e o limite superior no município de Itaiçaba. Tem-se uma distância aproximada de 160 km da capital do estado, Fortaleza. O acesso à área se faz através da Rodovia Federal BR-116 ou pela Rodovia Estadual CE-040.

A floresta perenifólia paludosa marítima "*mangue*" é a vegetação característica ao longo das margens do estuário, ocupando uma área estimada de 11,64 km^2 (Maia *et al.*, 2006) (Figura 5). O manguezal está representado pelas seguintes espécies: mangue vermelho (*Rhizophora mangle*), mangue branco (*Languncularia racemosa*), mangue canoé (*Avicennia germinans*), mangue rajado (*Avicennia schaueriana*) e mangue botão (*Conocarpus erectus*), embria do mangue (*Iresine portulacoides*), samambaia do mangue (*Acrostichum aureum*) e *Spartina spp.*

Tais angiospermas ocorrem exclusivamente no manguezal, sendo plenamente adaptadas ao ecossistema por possuírem mecanismos de controle osmótico e eliminação de sal da zona estuarina (Vannucci, 2001). Algumas espécies possuem estruturas especializadas para se fixar na lama, parênquima nas raízes para garantir o suprimento de oxigênio no solo anóxico, e viviparidade. A distribuição dessas espécies vegetais é determinada por fatores como salinidade, topografia, tipo de substrato, ação de ondas e as

características de cada espécie (Vannucci & Navas-Pereira, 2003). Também se pode observar junto às margens do canal principal a espécie (*Copernica prunifera*) conhecida como carnaúba (Leal, 2003) (Figura 6).

É comum a presença de pescadores artesanais e catadores de mariscos nessa região, distribuídos ao longo do canal principal e nas gamboas adjacentes. Essas atividades representam a principal fonte de renda, e de alimento para as das comunidades ribeirinhas (Figura 7).

Figura 5 – Floresta perenifólia paludosa marítima "*mangue*" rio Jaguaribe – CE.

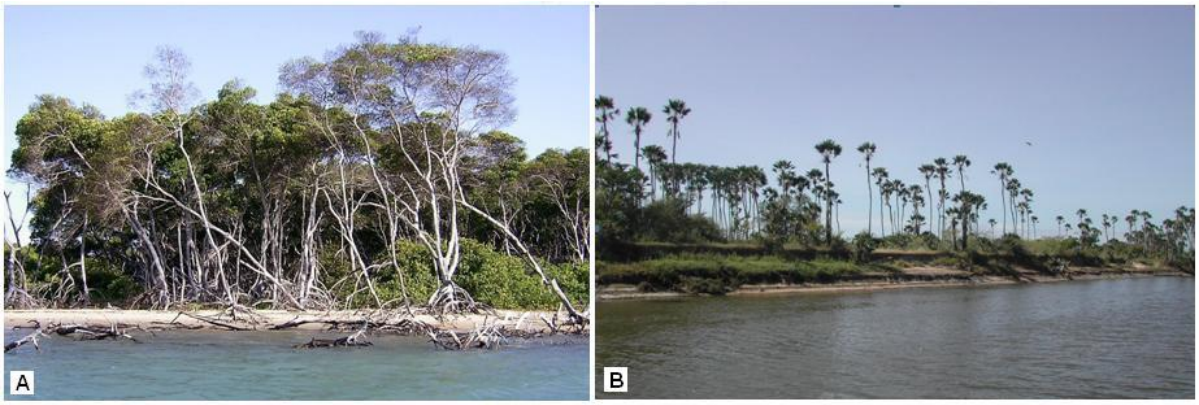

Figura 6 – Espécie vegetais da floresta de mangue no estuário do rio Jaguaribe. (A) Mangue vermelho (*Rhizophora mangle*) e (B) Carnaúbas (*Copernica prunifera*).

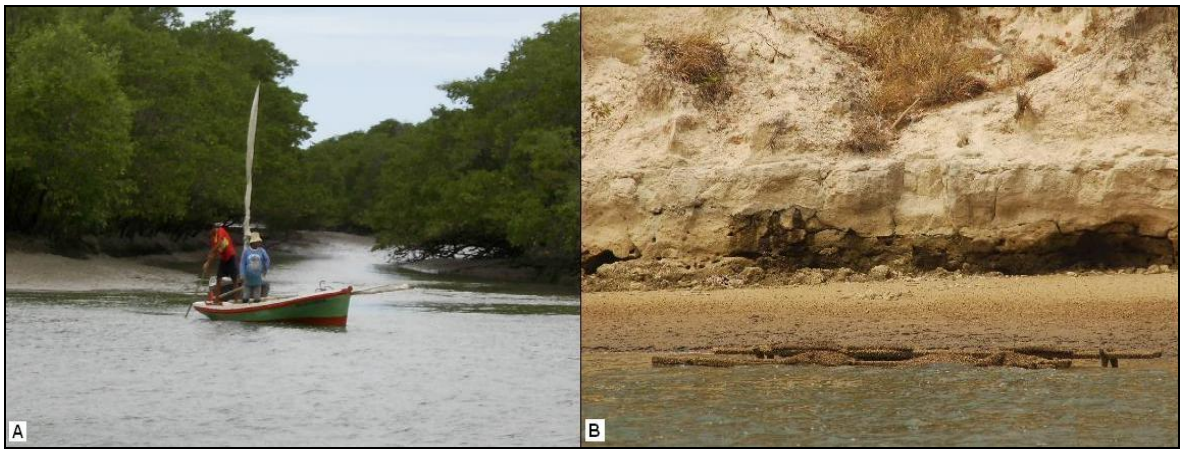

Figura 7 – (A) Pescadores e (B) banco de ostras no canal principal do rio Jaguaribe – CE.

A fauna do estuário do rio Jaguaribe é bem diversificada, composta por espécies terrestres e aquáticas dos seguintes grupos: **Peixes:** Taínha (*Mugil spp.*), Carapeba (*Diapterus spp.*), Baiacu (*Sphoeroides testudineus),* Bagre amarelo (*Cathorops spixii),* **Crustáceos:** Siri (*Callinectes spp.*), Camarão (*Penaeus spp.*), Chama-maré (*Uca spp.),* Guaiamum (*Cardisoma guanhumi*), Aratú (*Goniopsis cruentata*), Caranguejo-uçá (*Ucides cordatus),* **Moluscos**: Vôngole (*Anomalocardia brasiliana),* Ostra-de-mangue *(Crassostrea rhizophorae), S*ururu *(Mytella falcata), Unha-de-velho (Tagelus plebeius),* Litorina *(Littorina angulifera)***,** *(Neritina spp.), Craca (Balanus spp.),* **Poliquetas:** *(Nereis spp.)*, (*Arenicola marina), (Capitella spp.),* **Aves:** garça *(Ardea cocoi),* **Mamíferos:** Cuíca-d`água *(Chironectes minimus)* (Figura 8).

Figura 8 – Exemplares da fauna do estuário do rio Jaguaribe - (A) *Uca cumulanta,* (B) *Goniopsis cruentata*, (C) *Ucides cordatus*, (D) *Uca spp.,* (E) *Litopenaeus spp.,* (F) *Balanus spp.,* (G) *Litorina angulifera,* (H) *Diapterus spp.*, (I) *Mugil spp.*, (J) *Neritina spp.*, (L) *Sphoeroides testudineus,* (M) *Cathorops spixii*, (N) *Chironectes minimus e* (O) *Ardea cocoi.*

O estuário foi subdivido por Dias (2007) em três regiões de acordo com a diferença nos parâmetros hidroquímicos e na quantidade de material particulado em suspensão: zona de maré do rio (ZR), caracterizada pela predominância dos processos de dinâmica fluvial, tendo como limite superior e inferior as cidades de Itaiçaba e Aracati; zona de mistura das águas fluviais e marinhas (ZM); e zona costeira (ZC), com características de ambiente marinho e limites indo da barra na cidade de Fortim até o oceano (Figura 9).

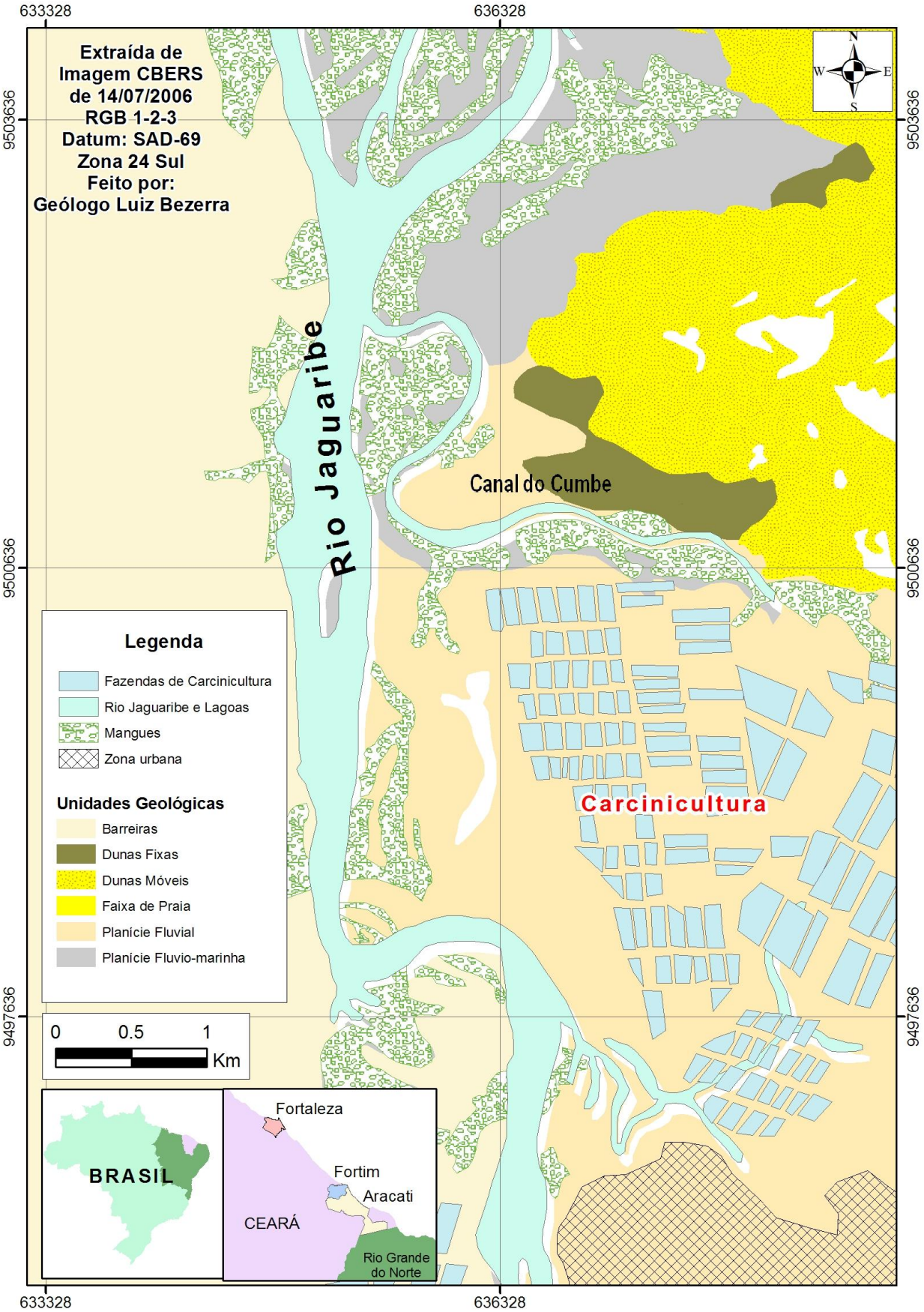

Figura 9 – Mapa de localização da região estuarina do rio Jaguaribe – CE, Nordeste – Brasil.

O estuário está situado numa região que engloba as cidades de Itaiçaba, Aracati e Fortim, que em conjunto apresentam uma população total estimada em 90 mil habitantes. O sistema de esgotamento sanitário é deficiente ou inexistente na maioria dessas cidades, representando a maior fonte de contaminantes para o estuário (Eschrique, 2007).

A região tem sido alvo de crescente urbanização principalmente no entorno do estuário tendo em vista a paisagem cênica da região com a presença de dunas, manguezal, lagoas estabelecidas entre as dunas e o próprio rio. A atividade turística também é presente na região, que abriga pequenas pousadas e restaurantes que comercializam principalmente frutos do mar (caranguejos, camarões, ostras, etc.) e onde são ofertados passeios de barco pelo rio aos visitantes (Rodrigues, 2007).

3.2.1 Caracterização geral do Canal do Cumbe

O canal do Cumbe, área alvo deste estudo, está localizado no estuário inferior do rio Jaguaribe (Figura 10). Trata-se de um canal de maré afluente ao rio, situado à margem direita, sentido continente-foz delimitado pelas coordenadas 4°30’00.92’’S e 37°47’09.54’’ W e 4°30’59.85’’S e 37°45’43.58’’ W.

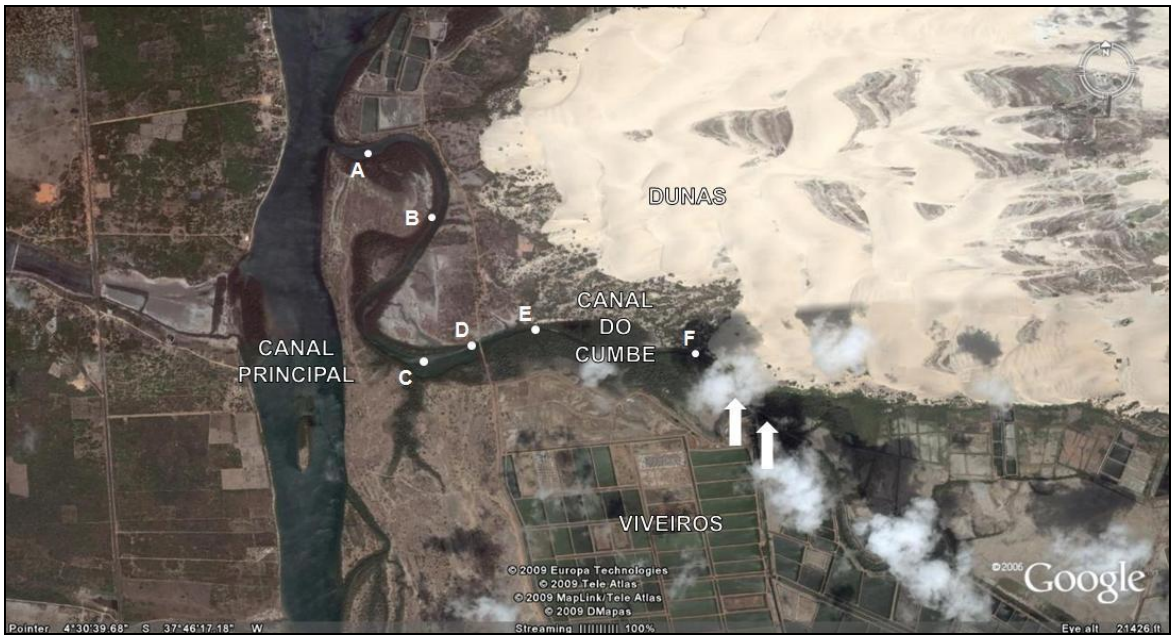

Figura 10 – Mapa de Localização do canal do Cumbe no estuário do rio Jaguaribe – CE (Fonte: Google Earth). Setas indicativas dos pontos principais da liberação de efluentes da carcinicultura.

O canal é cercado por campos de dunas, apicuns e aproximadamente 215,5 ha de vegetação de manguezal (Figura 11). A região (A), de confluência com o canal principal, está situada a uma distância aproximada de 10 km da foz do rio e 5 km da região de emissão dos efluentes das fazendas de camarão. Nesse ponto, o canal apresenta aproximadamente 40 m de largura e profundidade média de 7 m. Na região (B) o canal se estreita ligeiramente apresentando aproximadamente 30 m de largura. Também há uma leve diminuição da profundidade nessa área assumindo um valor médio de 4 m. Esse estreitamento se dá de forma contínua até a região (C) onde o canal tem novamente um alargamento de suas margens para cerca de 140 m e uma diminuição considerável na sua profundidade medindo de 2,5 a 3,0 m. Trata-se aparentemente de uma região de deposição dos sedimentos nas margens do canal. A partir do ponto (D), próximo à ponte, ocorre gradualmente um incremento na profundidade (4,0 – 4,5 m) e novamente o canal começa se estreitar (40 m) até assumir no ponto (E) uma largura aproximada de 20 m e uma profundidade de 3 m. Ocorrendo uma diminuição gradual da profundidade até a região (F), onde são lançados os efluentes da carcinicultura em dois canais dispostos na margem direita.

Ao longo desta margem também se encontra implantada a maior fazenda de produção de camarão em cativeiro do estado, ocupando uma área de 1.316 ha em viveiros de carcinicultura intensiva.

Figura 11 – Canal do Cumbe no estuário do rio Jaguaribe – CE.

As vazões hídricas médias, determinadas no dia 17 de Outubro de 2008 em maré vazante sob influência de maré de quadratura, utilizando um Correntômetro Acústico de Efeito Doppler – ADP/SONTEK nos pontos A, B, C e D desse canal mostraram uma variação de 8,91 a 20,16 $m^3.s^{-1}$. As maiores vazões ocorreram nos perfis C e A, com 20,2 e 14,8 $m^3.s^{-1}$, respectivamente. Na região onde foi realizado o perfil C, o canal do Cumbe recebe uma contribuição de um canal menor e na região do perfil A, o canal do Cumbe recebe contribuição do canal estuarino, explicando assim os valores mais elevados de vazão no canal. Não podendo descartar a contribuição fluvial das fazendas de carcinicultura instaladas na região e que usam o canal de maré como área de descarte na hora da despesca e o aporte fluvial proveniente do campo grande de dunas que se encontra logo atrás do canal do Cumbe.

3.3 O ESTUÁRIO DO RIO PACOTI

O rio Pacoti é o maior dos cursos d'água que atravessam a região metropolitana de Fortaleza (RMF), percorre cerca de 150 km de sua nascente, localizada no extremo sul da Serra de Baturité, até a sua foz localizada, no município de Aquiraz delimitada pelas coordenadas geográficas S 3º 49'32,2" e W 38º 25'2,5", onde alcança o mar (Irving *et al.,* 1988).

De acordo com estudos realizados por Menezes (2006) na zona estuarina do rio Pacoti, esta região possui aproximadamente 158 hectares de manguezais distribuídos ao longo dos cursos d'água até onde se faz sentir a influência das marés atingindo cerca de 20 km da desembocadura do rio. Contígua à área de mangue, existe uma zona de transição formada por gramíneas, caracterizando a mudança da tipologia vegetal. Após essa estreita faixa de transição, observa-se vegetação característica de zona litorânea, onde se inclui o tabuleiro litorâneo e a vegetação de dunas (Oliveira *et al*., 1993)(Figura 12).

Além da ocorrência de manguezais a região concentra fauna marinha bastante expressiva composta por diversas espécies de peixes, invertebrados e aves.

Figura 12 – Estuário do rio Pacoti (Fonte: Google)

O rio percorre seu curso sob terrenos cristalinos, e ao penetrar na RMF, passa a drenar terrenos sedimentares das formações barreiras e dunas

(Brandão, 1995). Seu canal principal apresenta um padrão meandriforme, com a região da desembocadura controlada pela migração de dunas (Maia, 1998).

Desde o ano 2000, no intuito de preservar o estuário do rio e os ecossistemas presentes em seu entorno: dunas, manguezal e mata de tabuleiro, foram criadas a APA (Área de Proteção Ambiental) do Pacoti, compreendida entre a foz do rio e a ponte velha da CE 040, Aquiraz (CE) e a Unidade de Conservação Estadual “Corredor Ecológico do rio Pacoti” que está inserida nos municípios de Aquiraz, Itaitinga, Pacatuba, Horizonte, Pacajus, Acarape e Redenção (SEMACE, 2005).

O maior barramento na bacia registrado é o do conjunto de açudes Pacoti-Riachão-Gavião, criado em 1981, visando à melhoria do abastecimento de água para a Região Metropolitana de Fortaleza se constituindo como seu principal reservatório no abastecimento (SIRH 2008; CAGECE, 2008).

Essa área foi escolhida visando à comparação de dados com a área de interesse principal o canal do Cumbe no estuário do rio Jaguaribe. Em razão de o rio Pacoti ser considerado um rio bem preservado da emissão significativa de efluentes de carcinicultura e do aporte de outros efluentes por se tratar de uma região com baixos índices de urbanização e industrialização.

3.3.1 Caracterização das regiões de amostragem

A área de estudo está localizada no baixo curso do rio Pacoti. Os pontos de amostragem foram distribuídos junto à margem direita no canal principal, sentido foz-continente de onde foram retiradas as amostras dos perfis sedimentares e à esquerda do rio sentido foz-continente onde foram coletadas as amostras biológicas (*Anomalocardia brasiliana*) e o sedimento superficial do canal de maré, onde também foram coletados espécimes da ostra de mangue (*Crassostrea rhizophorae*) (Figura 13).

O canal principal possui aproximadamente 120 m de largura e 2,0 m de profundidade sendo circundado por uma densa faixa de floresta de mangue à margem direita e uma estreita faixa à esquerda no sentido continente- foz.

O canal de maré adjacente encontra-se a esquerda do canal principal. Sendo um estreito canal com aproximadamente 25 m de largura e 0,5 m de profundidade densamente circundado por floresta de mangue (Figuras 14 e 15).

Figura 13 – Mapa de localização do estuário do rio Pacoti (Fonte: Google Earth).

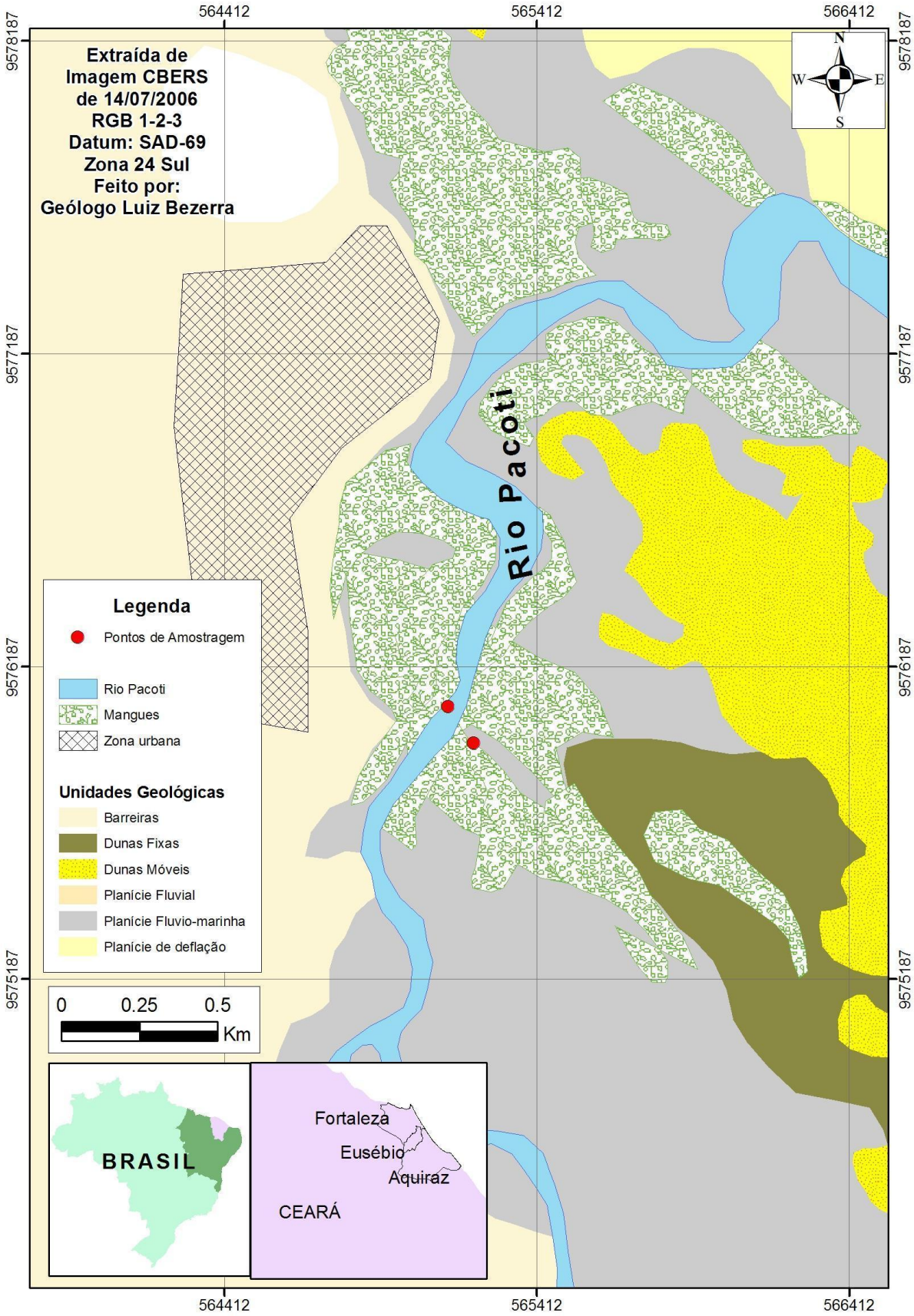

Figura 14 – Mapa de localização da região estuarina do rio Pacoti – CE, Nordeste – Brasil.

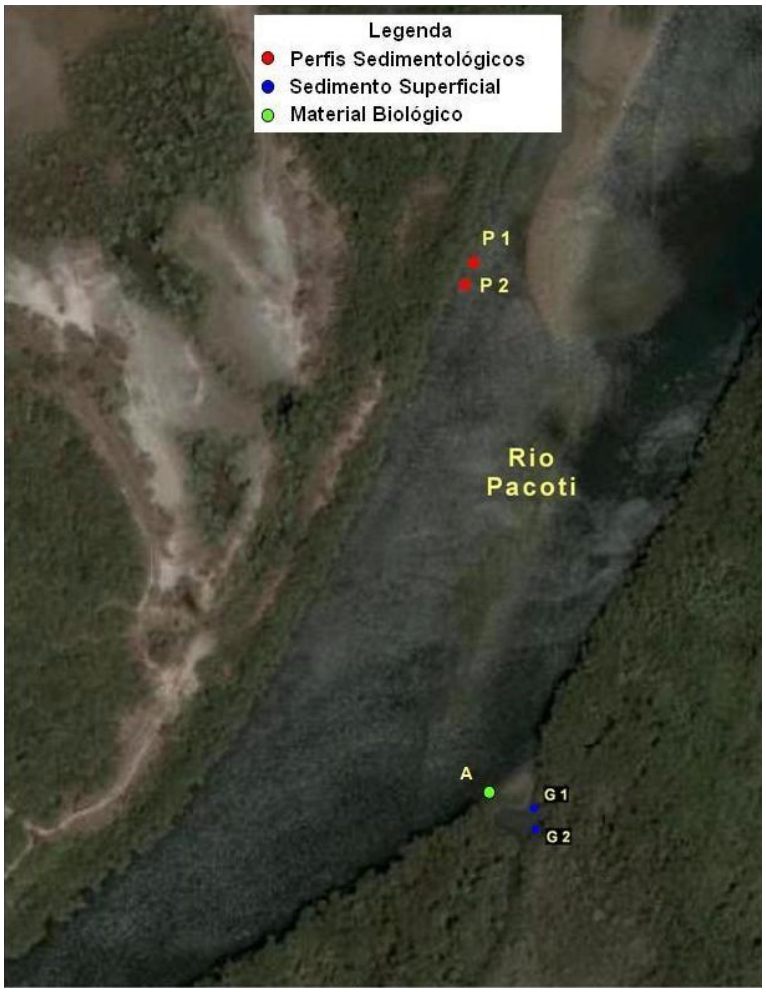

Figura 15 - Distribuição dos pontos de amostragem (P1 e P2) perfis sedimentares; (A) *Anomalocardia brasiliana* e (G1 e G2) sedimento superficial.

3.4 DESCRIÇÃO DAS ESPÉCIES UTILIZADAS COMO BIOMONITORES

3.4.1 *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828).

Figura 16 – *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828)

Popularmente conhecida como ostra-de-mangue, trata-se de um molusco bivalve da família Ostreoidae, com distribuição geográfica no Oceano Atlântico do Caribe até o Brasil (Santa Catarina) (Rios, 1994).

Como todo bivalve, possui a concha com duas valvas que, nesta espécie, são irregulares e ásperas. Tem cor cinzenta e comprimento máximo de cerca de 10 a 12 cm de concha.

A *Crassostrea rhizophorae* vive presa ao substrato, tipicamente nas raízes aéreas das árvores do mangue, preferencialmente no mangue vermelho (*Rhizophora mangle*), podendo formar agregados submersos (bancos). É um organismo filtrador, que se alimenta principalmente de fitoplâncton. Em geral, o processo de gametogênese (macho e fêmea) de *Crassostrea rhizophorae* é quase contínuo, com picos de reprodução nos meses de março e outubro. Podem apresentar inversão sexual. São euritérmicas e eurihalinas e bastante utilizadas na dieta de pescadores.

3.4.2 *Mytella falcata* (Lamarck, 1819).

Figura 17 – *Mytella falcata* (Lamarck, 1819)

Molusco bivalve da família Mytilidade, popularmente conhecido como Sururu, com distribuição geográfica no Oceano Atlântico de Porto Rico até o Brasil (de São Paulo ao Maranhão) e no Oceano Pacífico da Califórnia até o Peru (Rios, 1994). Habitam regiões entre - marés de baías, lagunas e lagoas de águas rasas e abrigadas, sendo freqüentemente encontrados em regiões

estuarinas, enterrados em substratos areno-lodosos distribuídos geralmente agregados entre si.

A reprodução apresenta um ciclo contínuo através do ano com dois períodos principais, um entre setembro e novembro e outro, de fevereiro a março. Atingem a maturidade sexual com comprimento de 3 cm a 5 cm.

Espécie euritérmica e eurihalina que prefere ambientes com altas taxas de sedimentação e elevado índice de partículas em suspensão. Apresentam elevado teor protéico (58%) fazendo parte da dieta de pescadores e sendo exploradas comercialmente.

3.4.3 *Anomalocardia brasiliana* (Gmelin, 1791)

Figura 18 – *Anomalocardia brasiliana* (Gmelin, 1791)

Molusco bivalve da família Veneridae, popularmente conhecido como vôngole ou berbigão, com distribuição geográfica ao longo das regiões costeiras do Caribe, do Suriname, do Uruguai e do Brasil (ocorrendo do Rio Grande do Sul ao Maranhão) (Rios, 1994). Habitam regiões entre - marés de baías e enseadas abrigadas, de águas rasas com profundidade variando entra 0,5 e 1,5 m. Vivem enterrados em substratos arenosos e areno-lodosos a uma profundidade de 5 cm no substrato. Distribuídos geralmente agregados, com preferência por sedimentos que apresentem alto teor de matéria orgânica. É

uma espécie considerada euritérmica e eurihalina vivendo em ambientes com salinidade variando entre 16 a 42.

Apresenta um ciclo sexual contínuo, com picos de reprodução na primavera (agosto a novembro).

Representa importante fonte de proteína animal, cerca de 18% da sua composição. Agrega valor econômico, sendo comercializadas como alimento, como acessórios de bijuterias e artesanato, e ainda exploradas para a fabricação de cal.

3.4.4 *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1869)

Figura 19 – *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1869)

Crustáceo da família Portunidae, popularmente conhecido por siri-azul. A principal característica externa que o diferencia dos demais decápodes, é a modificação de seu último par de apêndices locomotores (patas), que assumem a forma de nadadeiras, conferindo uma maior capacidade de locomoção que a de caranguejos, que se limitam a vida em substratos como areia, rochas e lama. As espécies dessa família ocorrem em todo o mundo em ambientes marinhos e em estuários. A salinidade é um fator importante na distribuição desses organismos no ambiente. Apresentam reprodução fértil liberando de 0,8 a 1,5 milhões de ovos. Após período de incubação que varia

entre 10 a 17 dias dependendo diretamente da temperatura (ideal entre 25 e 28 ºC). A duração estágio larval varia de 20 a 24 dias.

3.4.5 *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936)

Figura 20 – *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936)

Crustáceo da família Penaeidae, conhecido popularmente como camarão-branco ou camarão barba-roxa. Com ampla ocorrência abrangendo das águas do Caribe até as do Brasil. Ocorrendo em praticamente todo o litoral brasileiro, em áreas de baixa salinidade, sendo encontrado do Amapá a Santa Catarina. Vive em fundos moles constituídos principalmente de lodo; pode ocorrer também em fundos arenosos, de 2 a 50 metros de profundidade. Na região costeira vivem em fundos macios de lama e silte, às vezes misturada com areia coralígena e pequenos fragmentos de conchas. Em região estuarina as pós-larvas e juvenis vivem em fundos de lama preferindo locais com elevados teores de matéria orgânica e vegetação abundante. Aparentemente preferem águas tépidas, de 22 a 31°C e de baixa salinidade, sobretudo na fase jovem de 18 a 32. São gregários, e tem um padrão de atividade diurno e noturno. Com tamanho médio entre 14 e 18 cm de comprimento total. Durante o início do estágio larval alimentam-se do fitoplâncton e no estágio pós-larva tornam-se onívoros.

O acasalamento pode ocorrer já a partir do estágio pré-adulto (indivíduos com cerca de 11 a 12 cm de comprimento total). Estima que uma fêmea possa desovar de 500 mil a 1 milhão de ovos, todavia calcula-se em 90% a taxa de mortalidade.

Os camarões do gênero *Penaeus* exibem rostro armado com 7 a 9 dentes na margem dorsal, e 2 dentes na ventral, seus espinhos são longos e finos (quase na metade do comprimento do rostro); ranhura adrostral e crista pequena, não excedendo a metade anterior da carapaça; crista gastrofrontal ausente; crista postfrontal bem definida anteriormente, e posteriormente fraca; sua ranhura mediana é curta e rasa. Ranhuras dorsolaterais muito fracas no último segmento abdominal e sem orla. Antena longa. Porção distal do lado do petasma (em machos) mole, ausência de uma costela em sua superfície interna. Télico (em fêmeas) sem placas laterais, mas com duas costelas paralelas na porção anterior do esternito XIV, cada costela seguida posteriormente por uma protuberância arredondada ou cônica.

3.4.6 *Ulva lactuca* (Linnaeus, 1753)

Figura 21 – *Ulva lactuca* (Linnaeus, 1753)

Clorofícea cosmopolita, da família Ulvaceae, apresenta talo achatado, consistindo em várias lâminas ligeiramente onduladas em sua extremidade

medindo de 10 a 15 cm de comprimento. É freqüentemente encontrada fixada sobre substratos consolidados, como rochas e recifes e, inconsolidados da região entre – marés geralmente em bancos.

Abundantes em áreas com elevados teores de nutrientes e com baixos índices de herbívora como a foz de rios e zonas de despejo de efluentes. É uma espécie bastante tolerante a estressores ambientais como grandes variações de temperatura, salinidade, matéria orgânica e metais pesados. Sua presença geralmente indica inputs de poluição. As espécies desse gênero e as do gênero *Enteromorpha* são consideradas espécies pioneiras. Isto se deve a sua morfologia simples, a sua capacidade fotossintética e sua fecundidade.

Capítulo 4

MATERIAL E MÉTODOS

4.1 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS HIDROQUÍMICOS

No rio Jaguaribe, as medidas dos principais parâmetros físico-químicos da água foram realizadas nas nove estações de amostragem estabelecidas ao longo Canal do Cumbe no dia 28 de agosto de 2007, entre os horários de 10:00h e 14:05h em maré vazante, sob influência de maré de sizígia. Determinadas segundo as tábuas de maré da Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN) para o porto de Areia Branca-Termisa (Rio Grande do Norte).

No rio Pacoti, a amostragem e o levantamento hidroquímico (*in situ*) foram realizados no dia 16/05/07 numa maré vazante de sizígia com amplitude de 2,9 metros segundo as tábuas de maré da DIRETORIA DE HIDROGRAFIA E NAVEGAÇÃO (DHN) tendo como referência o porto do Mucuripe.

O levantamento hidroquímico foi realizado *in* situ com o uso de uma sonda portátil multiparâmetros modelo YSI 85 – Yellow Springs Instrument Company Ohio/USA, previamente calibrada com a solução de O_2 *probe solution*, que mediu parâmetros como, temperatura (ºC), salinidade, condutividade (µS/cm) 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 e pH 10,01 (Figura 22).

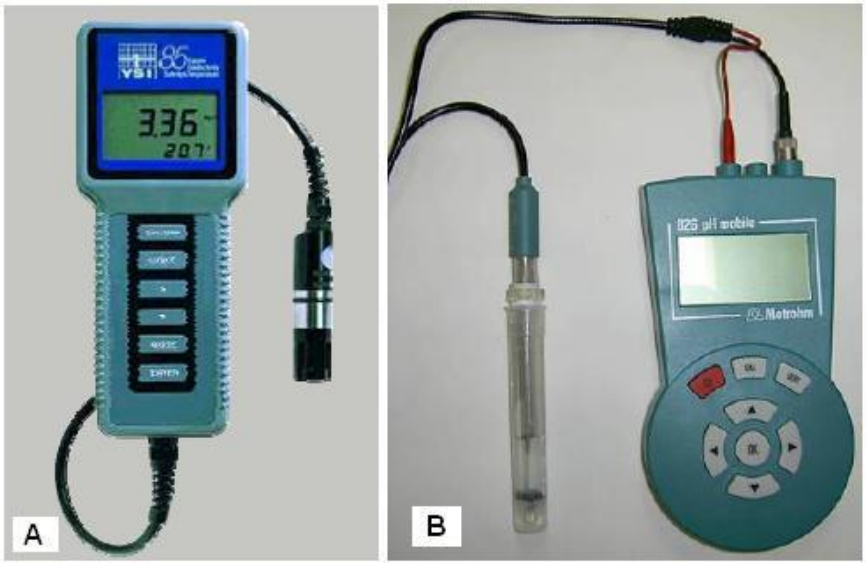

Figura 22 – (A) Sonda multiparâmetros modelo YSI 85 e (B) multivoltímetro ORION modelo 250 A.

4.2 PROCEDIMENTO AMOSTRAL

4.2.1 Material particulado em suspensão (MPS)

Todo o material usado nas determinações de MPS foram previamente tratados com uma solução de HCl 10% e lavados com água de alta pureza (deionizada) para fins de descontaminação segundo metodologia proposta por Melo *et al.* (2003).

Nas nove estações de amostragem definidas para o Canal do Cumbe (rio Jaguaribe) foram coletadas amostras de água acondicionadas em garrafas plásticas do tipo PET com capacidade para 2 litros e, mantidas sob refrigeração a 4°C, até chegada ao Laboratório de Biogeoquímica Costeira LABOMAR/ UFC, onde foram obtidos os teores de material particulado em suspensão (MPS).

A cada estação de amostragem o motor do barco era desligado e então coletada uma duplicata de amostra a montante do barco (sentido continente-foz), para evitar a contaminação das amostras devido a ressuspensão dos sedimentos de fundo.

Em laboratório, com auxílio de uma bomba de vácuo, as amostras de água foram filtradas utilizando filtros de fibra de vidro (Millepore AP040) com porosidade entre 0,5 – 0,7 µm e 47 mm de diâmetro, e em seguida secos em estufa a 60°C.

Não foi realizada coleta para a determinação do material particulado em suspensão no estuário do rio Pacoti.

4.2.2 Sedimento superficial

No estuário do rio Jaguaribe as estações de amostragem foram distribuídas ao longo do canal de maré afluente ao rio receptor de efluentes de carcinicultura, totalizando nove estações (Figura 23). No estuário do rio Pacoti foram coletadas duas amostras de sedimentos superficiais num canal de maré identificado pelos pontos G1 e G2 (Figura 15).

Foram coletadas amostras de sedimento superficial com o auxílio de uma pá plástica, acondicionadas em sacos plásticos, mantidos sob refrigeração até a chegada ao laboratório, onde foram secos em estufa a 60 ºC, maceradas, homogeneizadas, preservadas em frascos plásticos hermeticamente fechados e armazenadas em ambiente climatizado a 20 ºC para posterior caracterização granulométrica e determinação de metais.

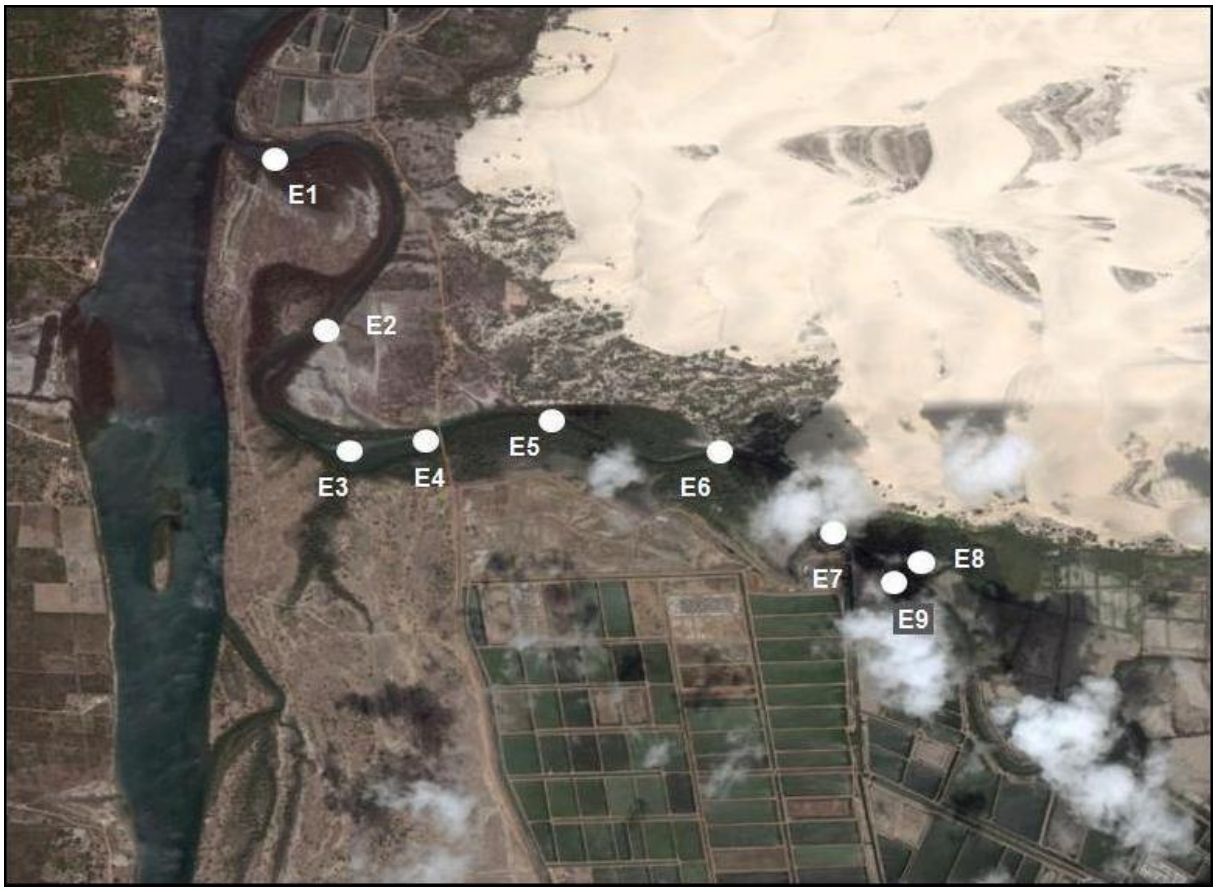

Figura 23 – Localização das estações de amostragem no canal do Cumbe no estuário do rio Jaguaribe – Fortim – CE (Fonte: Google Earth).

4.2.3 Perfis Sedimentares

Os perfis sedimentares no estuário do rio Jaguaribe foram coletados, junto às margens do canal na estação de amostragem (E3) e no estuário do rio Pacoti nos pontos P1 e P2 ambos foram coletados em tubos de PVC, introduzidos por percussão, medindo 1,5 m de comprimento e 5 cm de diâmetro (Figuras 24 e 25). Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos, identificadas e transportadas sob refrigeração até chegada ao laboratório para posterior análise.

Com o auxílio de uma serra circular, os tubos de PVC foram cortados ao meio. Os perfis foram seccionados em frações de 10 cm e/ou de acordo com o aspecto granulométrico. Cada perfil foi subdividido em várias amostras, secas em estufa a temperatura constante (60 °C), maceradas, acondicionadas em

frascos plásticos hermeticamente fechados e armazenadas abrigadas da luz, em ambiente climatizado a 20 ºC, até o momento da determinação dos teores de metais e caracterização granulométrica (Figura 20).

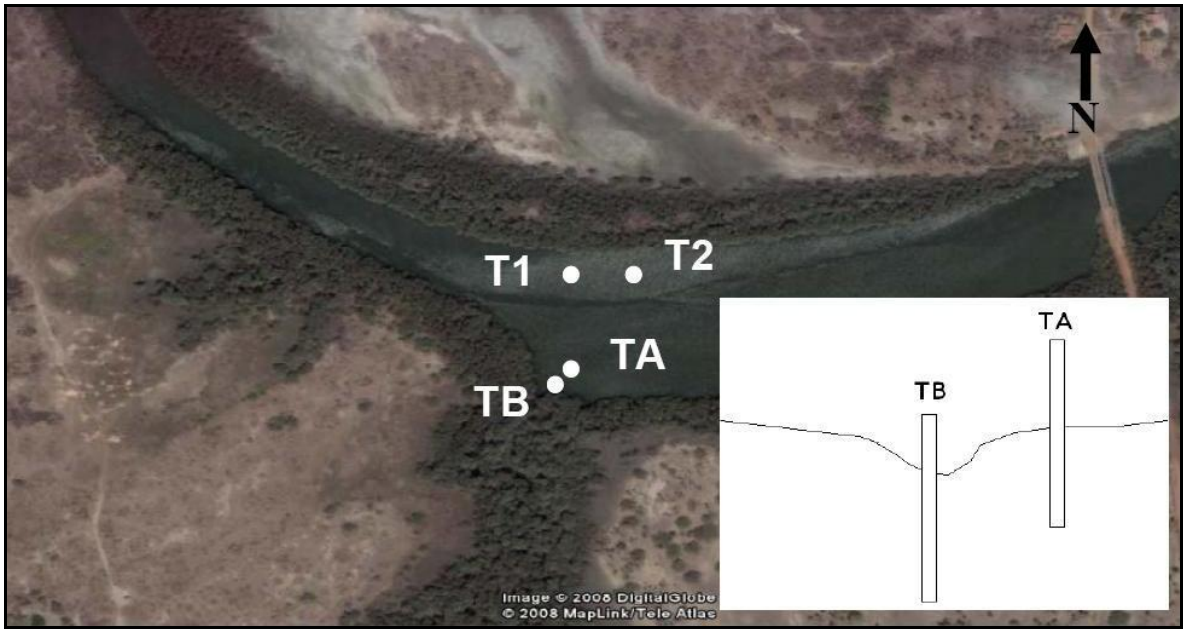

Figura 24 – Localização dos pontos de amostragem dos perfis sedimentares na margem direita (T1 e T2) (sentido continente-foz) e na margem esquerda (TA e TB), no detalhe, caracterização da topografia do fundo estimada dos locais de amostragens dos perfis TA e TB (Fonte: Google Earth).

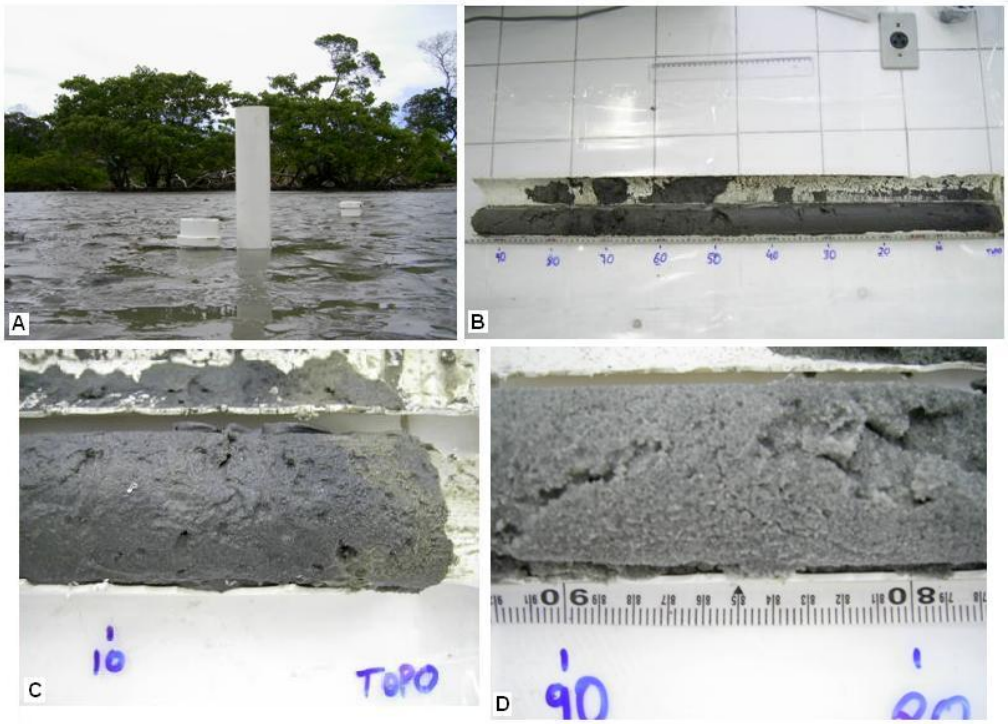

Figura 25 – Exemplos de amostras dos perfis sedimentares coletados.

4.2.4 Material biológico

Os organismos utilizados como biomonitores ambientais foram escolhidos em função da disponibilidade, biomassa de organismos, nicho e sua importância como recurso.

A amostragem das ostras, camarões, siris e algas, ocorreu ao longo do Canal do Cumbe na região inferior ao ponto de emissão de efluentes da carcinicultura no estuário do rio Jaguaribe e no ponto A (*A. brasiliana*) e de ostra de mangue (*C. rhizophorae*) ao longo do canal de maré no estuário do rio Pacoti. Os sururus foram coletados em bancos distribuídos em gamboas adjacentes ao canal principal.

Figura 26 – Material biológico analisado (A) *Crassostrea rhizophorae*, (B) *Mytella falcata* e (C) *Callinectes sapidus.*

4.3 DESCRIÇÃO DA METODOLOGIA UTILIZADA NA DIGESTÃO DAS AMOSTRAS

4.3.1 Sedimentos e material particulado em suspensão (MPS)

Para a extração dos metais potencialmente biodisponíveis no sedimento superficial foi utilizada a metodologia descrita por Aguiar (2007). No procedimento de digestão seqüencial das amostras, feitas em duplicata, foram pesados aproximadamente 2 g de sedimento. Em seguida, foram adicionados 20 mL de solução de ácido clorídrico (HCl) 0,1N às amostras, que foram submetidas à mesa agitadora a 200 rpm por 2 horas e centrifugação para a

extração dos metais fracamente ligados ao sedimento, denominados **metais biodisponíveis**. Ao material sedimentar restante nos Erlenmeyers, foram adicionados 20 mL de água régia 50% ($HCl:HNO_3$ 3:1), aquecidos em banho-maria por 2 horas a temperatura constante 70°C, para a extração dos metais fortemente ligados ao sedimento, denominados **metais não-disponíveis** (Figura 27).

Durante o processo de digestão das amostras foram utilizados reatores termo-cinéticos "dedos-frios" para evitar a perda de elementos voláteis da amostra (Gonçalves, 1993). Essa digestão possivelmente retira todo o metal que esteja na fração trocável, oxidável, redutível e carbonática, considerada a força do reagente usado, excetuando-se somente a fração residual (metal associado a silicatos de origem litogênica, que não caracteriza contaminação antrópica) (Marins, 1998; Aguiar *et al*., 2007).

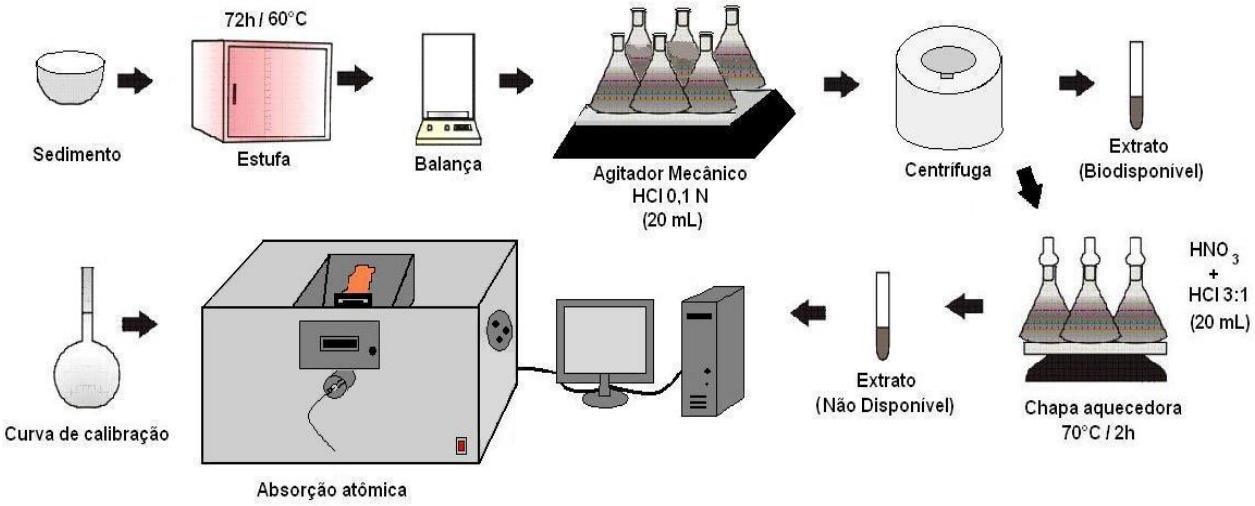

Figura 27 – Fluxograma de atividades para o procedimento de extração seqüencial dos metais (Cu, Pb e Al) nas amostras de sedimento superficial.

Para as amostras dos perfis sedimentares e de material particulado em suspensão (MPS) foram realizadas extrações totais, *i. e*, as amostras foram digeridas diretamente com um solução de água régia 50% ($HCl:HNO_3$ 3:1) (Aguiar, 2007).

As concentrações dos metais de Cu, Pb e Al nas amostras foram determinadas por espectrofotometria de absorção atômica de chama convencional, utilizando um espectrofotômetro modelo AA-6200 – Schimatzu.

4.3.2 Material biológico

Os organismos coletados foram conservados a - 20°C, em invólucros separados, até o momento da análise. Após serem descongeladas à temperatura ambiente, foram separadas as estruturas de interesse para a análise dos metais segundo metodologia específica para cada tipo de organismo. Os **moluscos bivalves:** ostra-de-mangue (*Crassostrea rhizophorae*), sururu (*Mytella falcata*) e vôngole (*Anomalocardia brasiliana*) foram medidos, abertas as valvas com o auxílio de um bisturi cirúrgico e posicionados de modo a permitir o escoamento do líquido intra-valvar. O conteúdo total das valvas foi retirado e depositado em um cadinho de porcelana e levado à estufa a 60°C para determinação do peso seco, ou seja, a determinação do percentual de umidade da amostra. Foram pesados aproximadamente 8g de amostra úmida em cada recipiente. Após a pesagem do material seco em estufa, os cadinhos foram levados para calcinação a 450°C em forno mufla por 16h, e novamente pesados para determinação do teor de matéria orgânica presente nas amostras (Carvalho *et al.,* 1991).

Nos espécimes de **siri** (*Callinectes sapidus*) coletados foram dissecados conforme metodologia descrita por Lacerda *et al.* (1989). Foram separadas a musculatura dos apêndices (quelas) e do abdômem e o exoesqueleto e, posteriormente foram determinados o percentual de umidade e de matéria orgânica.

As amostras de **camarão** (*Litopenaeus schimitti*) foram processadas segundo metodologia descrita por Carvalho *et al.* (1991). Após serem descongeladas, foram separados aproximadamente 5 g de músculo e 2 g de exoesqueleto o tecido muscular e o exoesqueleto abdominal dos organismos para a determinação do percentual de umidade, do teor de matéria orgânica e dos metais de interesse Cu e Pb.

Para a digestão das **algas** foram utilizados aproximadamente 5 g de amostra úmida, determinados os percentuais de umidade e de matéria

orgânica e os metais Cu e Pb através da metodologia sugerida por Carvalho *et al.* (1993).

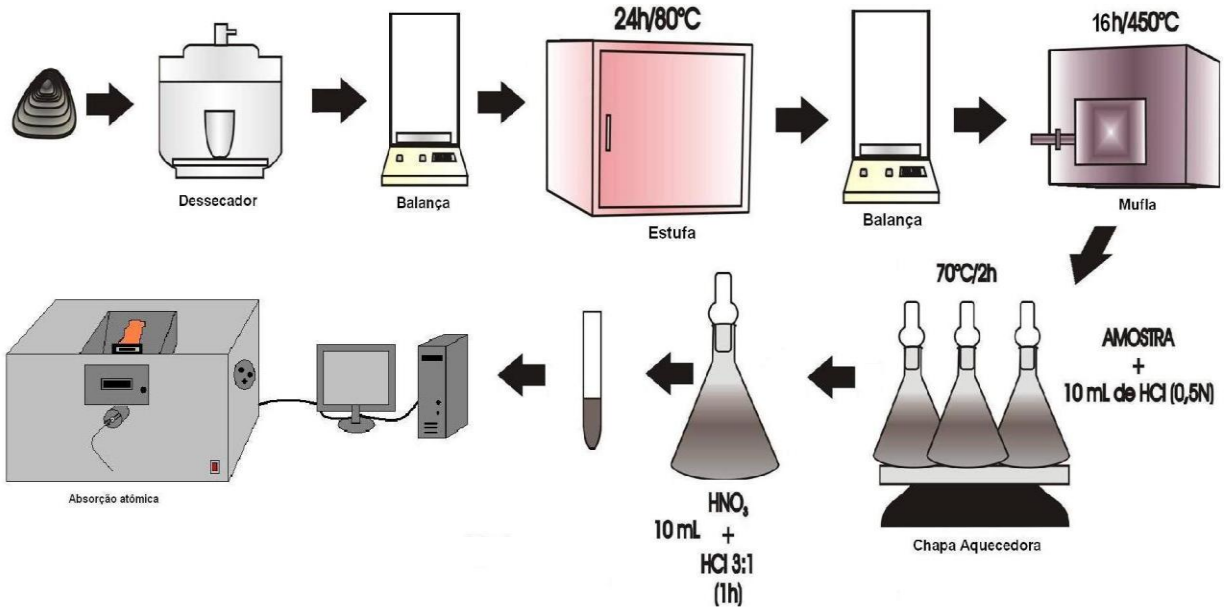

Figura 28 – Fluxograma de atividades para o procedimento de digestão ácida do material biológico.

4.4 DETERMINAÇÃO DOS TEORES DE MATÉRIA ORGÂNICA (MO) NO SEDIMENTO SUPERFICIAL, NOS PERFIS SEDIMENTARES E NO MATERIAL BIOLÓGICO.

Os teores de matéria orgânica nas amostras sedimentares e no material biológico foram determinados através do método gravimétrico, calculando-se diferença no peso das amostras antes e após calcinação em forno mufla, a temperatura de 450°C por 16h, segundo a metodologia analítica proposta por Loring & Rantala (1992).

As determinações foram realizadas em duplicatas de amostras nos sedimentos superficiais e nos perfis sedimentares, e em triplicatas de amostras no material biológico.

4.5 QUANTIFICAÇÃO DO MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO (MPS)

Os teores de MPS foram obtidos por medida gravimétrica, através da diferença entre o peso do filtro antes e após o processo de filtragem segundo metodologia descrita por Strickland & Parsons (1972) e APHA (2001). Sendo expressa a quantidade do material particulado em suspensão em (mg/L).

4.6 QUANTIFICAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DOS METAIS Cu, Pb E Al NO MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO (MPS), NO SEDIMENTO SUPERFICIAL E NOS PERFIS SEDIMENTARES E DOS METAIS Cu E Pb NO MATERIAL BIOLÓGICO

Após o procedimento de digestão das amostras, os extratos foram acondicionados em tubos de ensaio e levados à quantificação da concentração dos metais de interesse em um aparelho de espectrofotometria de absorção atômica de chama convencional (modelo Shimadzu AA-6200), previamente calibrado com soluções-padrões contendo, 1000 ± 2 (mg/L) de Cu (PANREAC), 997 ± 2 (mg/L) de Pb (MERCK) e 1000 ± 2 (mg/L) de Al (MERCK) em solução nítrica (HNO_3 0,2%).

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 expressas em (μg/g)(peso seco).

4.7 VALIDAÇÃO DA METODOLOGIA ANALÍTICA

A exatidão da metodologia empregada na determinação dos metais foi medida a partir da digestão em paralelo dos padrões de referência de

sedimento estuarino NIST 1646a (National Institute of Standards and Technology) e NIST 2976 - Mussel tissue (National Institute of Standards and Technology) de material biológico, juntamente com a digestão de duplicatas de brancos de análise que verificaram a isenção de contaminações (Tabela 2).

Os teores obtidos na análise dos padrões de referência para sedimentos e material biológico foram considerados satisfatórios, apresentando valores de recuperação semelhantes aos obtidos por Aguiar (2007) e Lopes (2006) utilizando mesma metodologia analítica.

Tabela 2 – Resultados da abertura dos padrões de referência NIST 1646a e NIST 2976. As concentrações estão expressas em percentual para Al e em (µg/g) para Cu e Pb. (n=12).

	NIST 1646a (Estuarine sediment)			NIST 2976 (Mussel tissue)		
	Valor certificado	Valor obtido	Recuperação	Valor certificado	Valor obtido	Recuperação
Cu	10,0 ± 0,3	8,8 ± 0,1	88 %	4,02 ± 0,33	3,51± 0,01	87 %
Pb	11,7± 1,2	12,0± 0,4	103 %	1,19 ± 0,18	1,22± 0,12	102 %
Al	2,29 ± 0,02	0,8 ± 0,1	36 %	-	-	-

Também foi realizado o procedimento de digestão ácida utilizando somente uma solução de Aqua regia (50%) nas amostras de sedimento superficial do canal do Cumbe e do canal de maré do rio Pacoti a fim de se verificar possíveis erros analíticos no procedimento de extração sequencial. Como esperado, os resultados obtidos pelos dois métodos de extração não apresentaram diferenças significativas assim com os reportados por Fiszman *et al*. (1984). As concentrações dos metais Cu, Pb e Al obtidas por esse procedimento encontram-se no apêndice.

4.8 QUANTIFICAÇÃO DAS FRAÇÕES GRANULOMÉTRICAS

Após secagem através de estufa a uma temperatura não superior a 60°C, evitando desta forma a alteração dos argilominerais e da matéria orgânica. Foi executado o quarteamento manual para homogeneização das amostras e a pesagem em balança analítica. Posteriormente, foram tomados aproximadamente 100,0g das subamostras dos perfis sedimentares e do sedimento superficial coletados para análise granulométrica, excetuando as amostras dos perfis sedimentares TA (0 - 10 cm, 10 - 20 cm e 20 - 30 cm) e TB (0 - 10 cm, 10 - 20 cm, 20 - 30 cm e 30 - 40 cm) do estuário do rio Jaguaribe e P1 (0 – 3 cm, 3 – 6 cm) e P2 (0 – 3 cm, 3 – 6 cm) do estuário do rio Pacoti foram tomados aproximadamente 50,0 g em virtude da insuficiência de material.

A análise granulométrica dos sedimentos consiste de um processo mecânico que permite estabelecer uma expressão quantitativa da distribuição granulométrica de certos materiais. Este tipo de análise pode oferecer informações sobre a relação temporal do ambiente de deposição.

As amostras foram submetidas a um agitador mecânico (*rot up*) acoplado a um conjunto de peneiras por 10 minutos para separar as classes arenosas e cascalhos, ou seja, frações de 0,062 mm até 2,00 mm diametrais para as classes de areia e frações com diâmetro superior a 2,00 mm para as definições de cascalho (Figura 29). Ao final, cada fração obtida foi armazenada em saco plástico, devidamente identificada e posteriormente pesada.

Figura 29 – Agitador mecânico e conjunto de peneiras.

Os resultados das análises granulométricas foram submetidos ao Programa de análise granulométrica ANASED 5j, desenvolvido no Laboratório de Geologia Marinha e Aplicada – UFC. Neste programa os parâmetros granulométricos são calculados a partir de dados gráficos obtidos das curvas acumulativas de distribuição e freqüência elaborada na escala (phi), caracterizando a curva em relação a sua tendência central, grau de dispersão, grau de assimetria e grau de agudez dos picos. Estes valores avaliam a descrição dos sedimentos em termos de suas várias propriedades, incluindo a média e a mediana, obtendo-se ainda as medidas de tendência central, o grau de seleção, grau de assimetria e a curtose.

A interpretação dos parâmetros de cada amostra permite classificar os sedimentos e tentar correlacioná-los de modo a inferir aspectos sobre a sua gênese, transporte e modo deposição (Suguio, 1973; Bezerra *et al.,* 2007).

Capítulo 5

RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 HIDROQUÍMICA

As medidas hidroquímicas realizadas no Canal do Cumbe (rio Jaguaribe) mostraram as seguintes variações: pH entre 6,0 e 7,7 (6,6 ± 0,8), salinidade de 20,5 a 24,7 (23,5 ± 1,2), condutividade elétrica de 33,4 a 42,8 (39,3 ± 2,7) (µS/cm), condutância entre 33,6 e 39,0 (37,2 ± 1,6) (µS/cm), oxigênio dissolvido entre 5,1 e 9,3 (6,9 ± 1,7) (mg/L), 79,9 e 139 % (100 ± 24) e temperatura (ºC) de 23,6 a 30,2 ºC (27,7 ± 1,9) (Tabela 3).

Tabela 3 – Estações de amostragem, hora, pH, salinidade, condutividade (µS/cm), condutância (µS/cm), oxigênio dissolvido (O_2)(mg/L), oxigênio percentual (O_2)(%) e temperatura (°C), medidos na água nas estações de amostragem ao longo do canal do Cumbe.

Estação	Hora	pH	Salinidade	Condutividade	Condutância	O_2 (mg/L)	O_2 (%)	°C
E1	10:00	7,7	20,5	33,4	33,6	5,8	80,1	27,4
E2	10:15	7,7	24,2	40,0	38,3	5,1	79,9	27,6
E3	10:30	7,7	23,9	39,3	37,8	5,2	80,6	27,3
E4	11:15	6,2	22,8	39,5	37,7	6,3	90,1	27,4
E5	11:45	6,0	23,9	37,9	36,3	6,0	88,0	23,6
E6	12:10	6,1	23,2	38,6	36,8	6,4	92,1	27,6
E7	13:50	6,1	24,7	42,8	39,0	9,2	133,0	30,4
E8	14:05	6,2	23,9	40,2	37,7	8,3	121,4	28,4
E9	13:55	6,0	24,1	41,6	38,1	9,3	139,0	29,6

Os menores valores de pH foram obtidos nas estações de amostragem mais próximas à saída dos efluentes da carcinicultura, ou seja, da estação E9 a E5 onde o canal gradativamente se alarga até a região de encontro com o canal central do rio Jaguaribe. A diminuição do pH nessa região do canal pode ser justificada pela entrada de águas mais doces liberadas nos efluentes e aos teores elevados de matéria orgânica natural promovendo uma acidificação do efluente.

A salinidade, condutividade elétrica e condutância apresentaram variabilidade semelhante em todo o canal, com desvios em torno de 5% dos valores médios para os três parâmetros e apresentando um aumento progressivo de montante à jusante com os menores e maiores valores ocorrendo nas estações E1 e E7, respectivamente.

Os maiores valores de oxigênio (mg/L e %) foram obtidos nas estações mais próximas à região de lançamento dos efluentes de carcinicultura, provavelmente associado a um fluxo de água mais turbulento nesse ponto que apresentou elevada quantidade de MPS, seguido de um decréscimo a medida que se aproximava da calha principal do rio.

As medidas hidroquímicas determinadas no rio Pacoti estão relacionadas na Tabela 4.

Tabela 4 – Estações de amostragem, pH, salinidade, condutividade (µS/cm), condutância (µS/cm), oxigênio dissolvido (O_2)(mg/L), oxigênio percentual (O_2)(%) e temperatura (°C), medidos na água nas estações de amostragem do rio Pacoti.

Estação	pH	Salinidade	Condutividade	Condutância	O_2 (mg/L)	O_2 (%)	°C
P1/ P2	7,7	22,9	29,1	36,4	4,2	62,6	29,1
A	7,5	21,4	37,3	34,1	4,5	66,2	29,6
G1	7,4	29,2	51,1	45,4	6,5	110,1	31,3
G2	7,7	29,1	51,0	46,1	6,4	109,7	31,2

Os valores de pH e de salinidade são semelhantes aos apresentados nas estações de amostragem adjacentes ao Canal principal do rio Jaguaribe

(E1 a E3). As estações de amostragem G1 e G2, localizadas num canal de maré, apresentaram valores de temperatura, salinidade e saturação de oxigênio semelhantes aos apresentados na parte mais interior do canal do rio Jaguaribe.

5.2 ANÁLISE DAS FRAÇÕES GRANULOMÉTRICAS

5.2.1 Sedimento superficial

Os resultados das análises granulométricas do sedimento superficial coletado ao longo do Canal do Cumbe no estuário do rio Jaguaribe estão expressos na Tabelas 5.

Tabela 5 – Características sedimentológicas do sedimento superficial do canal do Cumbe.

Amostra	Cascalho (%)	Areia (%)	(<63 µm) (%)	F&W-Media	% MO
E1	0,0	91,82	8,18	Areia Fina	6,3
E2	0,0	94,79	5,21	Areia Fina	7,0
E3	0,0	90,26	9,74	Areia Fina	16,2
E4	0,0	97,05	2,95	Areia Fina	13,3
E5	0,0	99,10	0,90	Areia Fina	4,7
E6	0,0	98,02	1,98	Areia Fina	2,0
E7	0,0	99,00	1,00	Areia Fina	5,2
E8	0,0	99,33	0,67	Areia Fina	1,9
E9	0,0	94,85	5,15	Areia Fina	3,6

O Canal do Cumbe apresentou em todas as estações de amostragem a presença de sedimentos definidos como areia fina segundo a classificação de Folk & Ward. Apresentando variação de 90,26 a 99,33% de areia, 0,90 a 9,74% na fração fina (<63 µm).

Os teores de matéria orgânica encontrados nas amostras de sedimento variaram de 1,9 a 16,2 % (6,7 ± 4,9), caracterizados como sedimentos orgânicos por Esteves (1998) em razão dos percentuais obtidos. Esses valores

são mais elevados que os obtidos por Paula Filho (2004) em amostras de sedimentos do rio Jaguaribe, onde os teores variaram de 0,61% a 9,46%. As estações de amostragem E1 e E3 exibiram os teores mais elevados de finos e os teores de matéria orgânica mais elevados foram medidos nas estações E3 e E4.

A composição granulométrica demonstra claramente a deposição de material mais fino na estação de amostragem E3, ficando confirmada zona de menor energia para deslocamento das partículas. O teor de matéria orgânica elevado corrobora com a fração granulométrica daquela área, onde nas frações areia fina e silte que, através da adsorção e pela própria hidráulica do estuário podem auxiliam na retenção de materiais nessa área do canal sofrendo pouca alteração nos eventos de mudanças da maré.

Os sedimentos amostrados no canal de maré do rio Pacoti, amostras G1 e G2, também foram classificados como areia fina constituída basicamente por grãos de quartzo, restos de conchas e fragmentos de vegetais não decompostos característicos de ambiente redutor e exibindo um percentual de cascalho muito pequeno variando de 0,05 a 0,40% para as estações G2 e G1, respectivamente (Tabela 6). E, apresentando um percentual na fração fina (<63µm) semelhante aos apresentados na estação de amostragem E3 do rio Jaguaribe.

Tabela 6 – Características sedimentológicas do sedimento superficial do canal de maré do estuário do rio Pacoti.

Amostra	Cascalho (%)	Areia (%)	(<63µm) (%)	F&W-Media	% MO
G1	0,40	89,55	10,05	Areia Fina	9,8
G2	0,05	89,52	10,43	Areia Fina	7,7

5.2.2 Perfis sedimentares

Os resultados da análise granulométrica dos perfis sedimentares TA e TB (margem esquerda) e T1 e T2 (margem direita), sentido continente-foz, coletados no estuário do rio Jaguaribe estão expressos nas Tabelas 7.

Tabela 7 – Características sedimentológicas dos perfis sedimentares (TA, TB, T1 e T2) do estuário do rio Jaguaribe.

Amostra	Profundidade (cm)	Cascalho (%)	Areia (%)	(<63µm) (%)	F&W-Media	% M.O.
TA	00 – 10	0.00	95,98	4,02	Areia Fina	15,4
TA	10 – 20	0.00	95,48	4,52	Areia Fina	14,7
TA	20 – 30	0.00	98,98	1,02	Areia Fina	13,1
TA	30 – 40	0.00	96,58	3,42	Areia Média	8,2
TA	40 – 50	0.00	82,97	17,03	Areia Muito Fina	4,7
TA	50 – 60	0.00	99,73	0,27	Areia Média	0,7
TA	60 – 70	0.00	99,57	0,43	Areia Média	0,7
TA	70 – 80	0.00	99,59	0,41	Areia Média	0,6
TA	80 – 85	0.00	99,73	0,27	Areia Média	0,6
TB	00 – 10	0.00	95,30	4,70	Areia Fina	15,2
TB	10 – 20	0.00	83,70	16,30	Silte Grossa	15,4
TB	20 – 30	0.00	93,36	6,64	Areia Fina	16,3
TB	30 – 40	0.00	77,52	22,48	Silte Grossa	13,7
TB	40 – 50	0.00	95,59	4,41	Areia Média	8,7
TB	50 – 60	0.00	97,08	2,92	Areia Fina	4,58
TB	60 – 70	0.00	96,60	3,40	Areia Fina	4,26
TB	70 – 80	0.00	96,88	3,12	Areia Média	1,50
TB	80 – 90	0.00	75,86	24,14	Areia Muito Fina	1,12
T1	00 – 10	0.00	70,90	29,10	Silte Grossa	10,7
T1	10 – 20	0.00	91,60	8,40	Areia Fina	10,3
T1	20 – 30	0.00	95,08	4,92	Areia Fina	12,2
T1	30 – 40	0.00	85,46	14,54	Areia Muito Fina	11,3
T1	40 – 50	0.00	94,35	5,65	Areia Fina	10,5
T1	50 – 60	0.00	86,47	13,53	Areia Fina	9,8
T1	60 – 70	0.00	97,5	2,50	Areia Fina	9,4
T1	70 – 80	0.00	85,65	14,35	Areia Fina	6,4
T1	80 – 90	0.00	87,30	12,70	Areia Fina	5,3
T2	00 – 10	0.00	98,14	1,86	Areia Fina	8,5
T2	10 – 20	0.00	97,04	2,96	Areia Fina	8,4
T2	20 – 30	0.00	82,62	17,36	Areia Fina	9,2
T2	30 – 40	0.00	97,03	2,92	Areia Muito Fina	9,7
T2	40 – 50	0.05	97,76	2,19	Areia Média	9,5
T2	50 – 60	0.04	79,66	20,30	Areia Muito Fina	7,9
T2	60 – 70	0.00	94,38	5,62	Areia Fina	6,7
T2	70 – 80	0.00	91,39	8,61	Areia Fina	4,8

Os perfis sedimentares TA e TB coletados na margem esquerda do Canal do Cumbe apresentaram característica fluída e bastante enegrecida com decréscimo nos teores de matéria orgânica e no percentual de finos com o aumento da profundidade. Encontrando os maiores teores e percentuais até os 40 cm. As demais profundidades exibiam aparência compacta e arenosa.

De 0 - 40 cm, as análises resultaram segundo a classificação de Folk & Ward como areia fina, silte grossa e areia muito fina variando de 3,42 a 22,48% de areia com teor de matéria orgânica (MO) variando de 8, 2 a 16,3%. De 40 - 90 cm apresentou valores variando de 75,86 a 97,08 % de areia e 0,6 a 8,7 % de MO.

Os perfis sedimentares T1 e T2, coletados na margem oposta apresentaram uma coloração bastante enegrecida e fluída por todo o perfil. Com a análise granulométrica pôde se verificar uma distribuição bastante homogênea dos teores de finos e um leve decréscimo nos teores de matéria orgânica com o aumento da profundidade.

Segundo a classificação de Folk & Ward os sedimentos foram classificados como areia fina, silte grossa e areia muito fina variando 70, 9 a 98,14% de areia com teor de matéria orgânica (MO) variando de 4,8 a 12,2% de e 1,86 – 29,10% de fração fina (<63µm). O percentual de cascalho foi bastante reduzido ou inexistente em todos os perfis coletados nesse canal.

Os resultados das análises granulométricas dos perfis sedimentares P1 e P2 coletados no estuário do rio Pacoti estão expressos na Tabela 8.

Tabela 8 – Características sedimentológicas dos perfis sedimentares (P1 e P2) do estuário do rio Pacoti.

Perfil	Profundidade (cm)	Cascalho (%)	Areia (%)	(<63 µm) (%)	F&W-Media	% M.O.
P1	0 – 3	2,31	97,69	0	Areia Média	1,52
P1	3 – 6	2,29	97,71	0	Areia Média	1,54
P1	6 – 10	2,28	97,72	0	Areia Média	1,54
P1	10 – 14	0,00	100,00	0	Areia Média	1,77
P1	14 – 19	4,28	95,72	0	Areia Média	1,46
P1	19 – 25	3,49	96,51	0	Areia Média	1,87
P1	25 – 33	7,67	92,32	0	Areia Grossa	1,35
P1	33 – 35	11,47	88,53	0	Areia Grossa	1,15
P1	35 – 47	16,68	83,32	0	Areia Grossa	2,00
P1	47 – 51	16,41	83,59	0	Areia Grossa	1,54
P1	51 – 59	11,88	88,12	0	Areia Grossa	1,04
P1	59 – 70	12,76	87,24	0	Areia Grossa	0,89
P2	0 – 3	3,21	96,79	0	Areia Média	2,51
P2	3 – 9	3,23	96,77	0	Areia Média	2,46
P2	9 – 12	1,97	98,03	0	Areia Média	2,03
P2	12 – 16	1,01	98,99	0	Areia Média	2,00
P2	16 – 28	7,77	92,23	0	Areia Média	1,31
P2	28 – 31	6,02	93,98	0	Areia Grossa	1,43
P2	31 – 37	10,54	89,46	0	Areia Grossa	1,03
P2	37 – 44	18,03	81,97	0	Areia Grossa	0,77
P2	44 – 55	18,00	82,00	0	Areia Grossa	1.32
P2	55 – 66	5,72	94,28	0	Areia Média	0,91

O perfil sedimentar (P1) apresentou coloração acinzentada e alguns fragmentos de conchas nos primeiros 10 cm. A partir desse ponto o sedimento exibia coloração mais escura e poucos fragmentos de conchas. De 0 - 25 cm, as análises resultaram segundo a classificação de Folk & Ward como areia média variando de 0 a 4,28% de cascalho e 96,51 a 100 % de areia com teor de matéria orgânica(MO) variando de 1,52 a 1,87%. De 25 - 70 cm o pacote é arenoso de coloração escura com grãos maiores e presença de conchas reduzida, caracterizado por areia grossa variando de 7,67 a 16, 68% de cascalho, 83,32 a 96,51 % de areia e 0,89 a 2,0 % de MO.

O perfil sedimentar (P2) apresentou aparência argilosa de coloração escura. De 0 a 28 cm apresentou sedimentos areno-argilosos de coloração escura com poucos fragmentos de conchas, caracterizada por areia média variando de 1,01 a 7,7 % de cascalho e 92,23 a 98,99% de areia e teor de MO de 1,31 a 2,51%. De 28 a 55 cm temos um sedimento arenoso de cor clara, identificado por areia grossa apresentando variação de 0,77 a 1,43% no teor de MO, 81,97 a 93,98 % de areia e 6,02 a 18,03% de cascalho. De 55 a 66 cm o sedimento é definido como areia média com 0,91% de MO, 5,72% de cascalho e 94, 28% de areia.

A composição granulométrica demonstra a deposição de material mais grosseiro naquela parte do estuário. Os baixos teores de matéria orgânica corroboram com a fração granulométrica daquela área, onde nas frações areia média e grosso tem incompetência na retenção deste material, sendo facilmente carreado com as simples mudanças da maré além da hidráulica do estuário.

5.3 DISTRIBUIÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DOS METAIS Cu e Pb NO SEDIMENTO SUPERFICIAL

5.3.1 Concentrações médias de Cu e Pb biodisponível e não disponível no sedimento superficial

O percentual de matéria orgânica, as concentrações biodisponíveis e as não disponíveis, *i.e.,* as frações fracamente ligada e fortemente ligada, respectivamente, dos metais nos sedimentos amostrados ao longo do canal do Cumbe no estuário do rio Jaguaribe são representados na Tabela 9.

Os valores de Cu, Pb e Al total foram obtidos através da soma das concentrações biodisponíveis e não disponíveis dos metais nos sedimentos. E, o percentual de Cu biodisponível foi calculado a partir da concentração total obtida.

Tabela 9- Concentrações médias do metal Cu (µg/g) biodisponível, não disponível, total e percentual da fração biodisponível no sedimento superficial do canal do Cumbe.

Estação	Cu (µg/g) (biodisponível)	Cu (µg/g) (não disponível)	Cu (µg/g) (total)	Cu (biodisponível) (%)
E1	2,9 ± 0,0	4,4 ± 0,1	7,3	39,7
E2	4,3 ± 0,1	5,4 ± 1,8	9,7	44,5
E3	11,5 ± 0,2	11,9 ± 0,2	23,3	49,1
E4	14,3 ± 0,1	10,1± 0,1	24,2	58,3
E5	3,5 ± 0,1	5,2 ± 0,1	8,7	40,0
E6	2,0 ± 0,0	1,6 ± 0,0	3,7	55,2
E7	3,4 ± 0,0	4,7 ± 0,3	8,1	41,8
E8	1,7 ± 0,0	1,8 ± 0,1	3,6	48,7
E9	2,4 ± 0,1	4,2 ± 0,2	6,7	36,8

As concentrações de Cu biodisponível variaram de 1,7 a 14,3 (µg/g) (5,1 ± 4,5 µg/g), cerca de oito vezes ao longo de todo o canal. Os resultados obtidos demonstraram que o Cu apresentou as maiores porcentagens de biodisponibilidade em relação às frações não disponíveis nas estações E3, E4 e E6. Nas estações E3 e E4 também estações também exibiram os maiores teores de matéria orgânica e percentual de finos nos sedimentos.

Segundo Förstner (1989) a ligação com os finos grãos, a precipitação pelo hidróxido de ferro e de manganês e a associação com a matéria orgânica são mecanismos que favorecem a acumulação de metais nos sedimentos.

Em estudo realizado por Farias *et al.* (2004) os valores de Cu biodisponível variaram de 0,001 a 1,75 (µg/g) em sedimentos de manguezais da Baía de Guanabara, RJ.

As concentrações de Pb biodisponível se apresentaram abaixo do limite de detecção em todas as estações de amostragem do canal (LD= 0,027 µg/g). As concentrações de Pb não disponível variaram de 5,3 a 16,1 (µg/g) (9,5 ± 3,3 µg/g). Os maiores valores foram obtidos nas estações E3 e E4 apresentando valores 16,1 e 13,3 (µg/g), respectivamente (Tabela 10). .

Esse comportamento sugere que as fases desse metal se encontram encapsuladas por silicatos, sulfetos e a óxidos de Fe e Mn diminuindo a sua solubilidade e indicando aportes naturais desse metal.

As concentrações obtidas para o Al total variaram de 3,5 a 24,2 (mg/g) (12,6 ± 7,2 mg/g) (Figura 30).

Tabela 10 – Concentrações médias do metal Pb (µg/g) biodisponível, Pb (µg/g) não disponível, e Al (mg/g) total no sedimento superficial do canal do Cumbe.

Estação	Pb (µg/g) (biodisponível)	Pb (µg/g) (não disponível)	Al (µg/g) (total)
E1	< LD	6,2 ± 0,3	8,7
E2	< LD	8,1 ± 0,8	15,4
E3	< LD	16,1 ± 1,0	24,2
E4	< LD	13,3 ± 0,7	21,1
E5	< LD	10,3 ± 0,2	13,5
E6	< LD	5,3 ± 0,1	3,5
E7	< LD	8,9 ± 0,3	7,8
E8	< LD	8,5 ± 0,6	4,1
E9	< LD	8,7 ± 0,8	10,2

***(LD = 0,027 µg/g).**

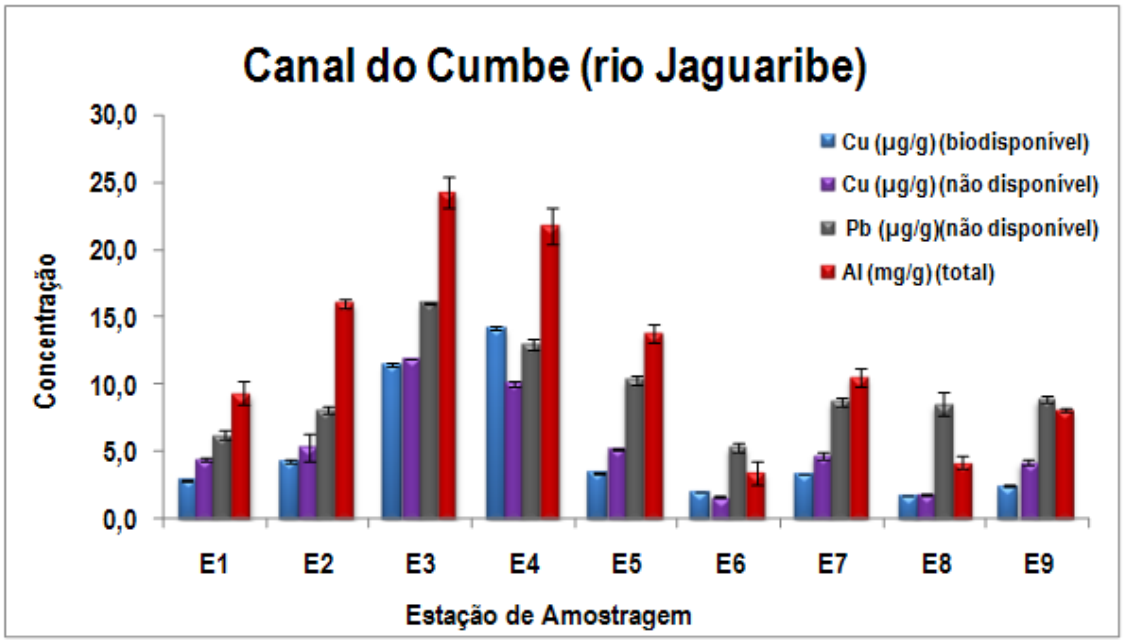

Figura 30 – Concentrações médias dos metais de Cu, Pb e Al no sedimento superficial do Canal do Cumbe.

Foi constatada uma grande variabilidade nas concentrações dos metais ao longo do canal do Cumbe. Essa variabilidade deve ser atribuída às características físicas e químicas de um sistema com intensos processos termodinâmicos (ex: ciclos de maré, mudanças no potencial oxi-redução) e as flutuações do aporte fluvial.

A distribuição das concentrações dos metais ao longo do canal demonstrou um padrão para as duas frações analisadas (fracamente ligada "biodisponível" e fortemente ligada "não disponível"). As maiores concentrações de Cu e Pb foram obtidas nas estações de amostragem E3 e E4, reforçada pela distribuição semelhante dos teores de matéria orgânica, do MPS e do Al, utilizado como elemento indicador da contribuição litogênica, considerando sua baixa mobilidade. Esses resultados confirmam uma grande área de retenção de materiais nesta porção do canal.

Próximo ao lançamento dos efluentes da carcinicultura (E7 a E8) também ocorrem concentrações mais elevadas que nas demais estações com exceção das estações E3 e E4. A análise granulométrica demonstra que essa porção do canal contém um percentual de finos (<63µm) pouco menor que as outras estações de amostragem, excetuando a estação E9.

As concentrações de Cu biodisponíveis e não disponíveis apresentaram correlações significativas com o teor de matéria orgânica (r =0,92; p<0,01) e (r =0,97; p< 0,01) e com Al (r = 0,89; p<0,01) e (r = 0,95; p< 0,01) (n= 18).

Estudos realizados Zocatelli *et al*. (2007), sobre a origem da matéria orgânica nos sedimentos do canal do Cumbe, utilizando razões C:N e isótopos estáveis de N, sugerem fortemente que esta é originada nos efluentes de carcinicultura. No mesmo trabalho os autores descrevem que os sedimentos desse canal possuem assinaturas similares as rações de camarão analisadas utilizada na área de cultivo, as quais também são fontes de Cu para as regiões receptoras (Lacerda *et al.,* 2006; Santos, 2005).

As concentrações de Pb não disponível apresentaram correlações significativas com as concentrações de Al (r =0,90; p<0,01)(n=18), sugerindo sua associação com materiais geogênicos. Sua distribuição espacial (Figura 30), entretanto, sugere que este pode também estar associado aos efluentes da carcinicultura, provavelmente resultante da erosão de taludes provocada por pás de aeração nos tanques.

Os resultados obtidos na determinação das concentrações de dos metais biodisponíveis determinadas no canal de maré, estações G1 e G2, do estuário do rio Pacoti estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Concentrações médias do metal Cu (µg/g) biodisponível, não disponível, total e percentual da fração biodisponível no sedimento superficial do rio Pacoti.

Estação	Cu (µg/g) (biodisponível)	Cu (µg/g) (não disponível)	Cu (µg/g) (total)	Cu (biodisponível) (%)
G1	2,5 ± 0,1	7,7 ± 0,1	10,2	24,5
G2	1,7 ± 0,0	6,0 ± 0,8	7,7	22,1

As concentrações de Cu biodisponível no canal de maré do rio Pacoti apresentaram as porcentagens de 24,5% e 22,1% para as estações G1 e G2, respectivamente. Percentuais mais baixos quando comparados aos obtidos no Canal do Cumbe.

As concentrações biodisponíveis de Pb no canal do rio Pacoti apresentaram valor médio de (5,9 ± 1,2) e de (4,9 ± 0,7) e não disponíveis (5,6 ± 0,8) e de (3,9 ± 0,6) para as estações G1 e G2, respectivamente (Tabela 12). Os percentuais obtidos de Pb na fração biodisponível foram de 51,3% e 55,7% em G1 e G2.

Tabela 12 – Concentrações médias do metal Pb (µg/g) biodisponível, não disponível, total e percentual da fração biodisponível no sedimento superficial do rio Pacoti.

Estação	Pb (µg/g) (biodisponível)	Pb (µg/g) (não disponível)	Pb (µg/g) (total)	Pb (biodisponível) (%)
G1	5,9 ± 1,2	5,6 ± 0,8	11,5	51,3
G2	4,9 ± 0,7	3,9 ± 0,6	8,8	55,7

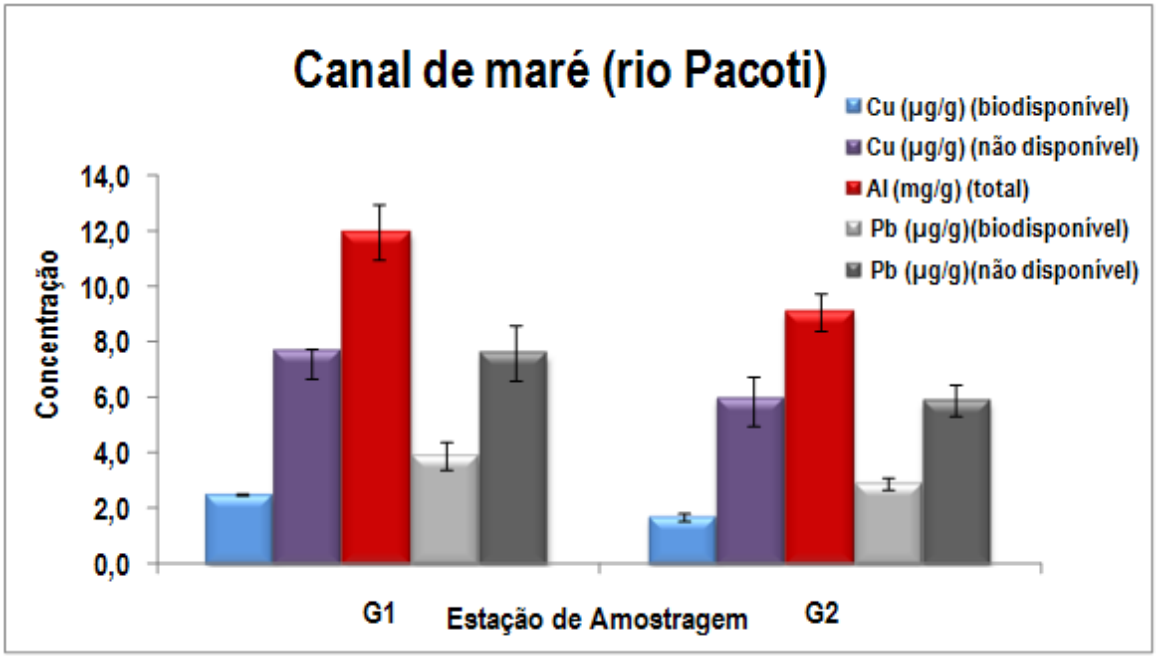

Figura 31 – Concentrações médias dos metais de Cu, Pb e Al no sedimento superficial do canal de maré do rio Pacoti.

As concentrações de Cu e Al no sedimento superficial são maiores que as observadas em estudo anterior para os sedimentos do canal principal do rio Pacoti onde as concentrações variaram de níveis não detectáveis a 1,95 (µg/g) para Cu e 0,38 a 2,43 (mg/g) para Al (Aguiar, 2005).

Os valores obtidos nas concentrações de Cu para os sedimentos do canal do Cumbe são maiores que os reportados por Aguiar (2005) e Lacerda *et al.* (2004a) nos estuários do rio Ceará e Piranhas-Açu considerados como rios que registram carga antrópica moderada (Tabela 13).

Tabela 13 – Concentrações totais dos metais Cu (µg/g) e Pb (µg/g) no sedimento superficial de diferentes estuários.

Local	Cu	Pb	Estudo
Canal do Cumbe (Rio Jaguaribe, CE) ▲	3,6 – 24,2 (10,6 ± 7,8)	5,3 -16,1 (9,5 ± 3,3)	Este estudo
Canal de maré (Rio Pacoti, CE)	6,0 – 7,7 (6,9 ± 1,2)	8,8 -11,5 (10,2 ± 1,9)	Este estudo
Rio Jaguaribe, CE▲	3,3 – 16,5 (9,1 ± 4,0)	0,2 - 7,2 (3,2 ± 0,9)	(Lacerda *et al*., 2004b)
Rio Jaguaribe, CE*	10,3 – 16,5	-	(Santos, 2005)
Rio Pacoti, CE	nd - 1,95 (1,28± 0,07)	-	(Aguiar, 2005)
Rio Pacoti, CE	3,1	-	(Lopes *et al.,* 2005)
Rio Ceará, CE	0,6 - 20,4 (4,6 ± 0,13)	-	(Aguiar, 2005)
Rio Ceará, CE	3,6	-	(Lopes *et al.,* 2005)
Rio Cocó, CE	6,0	-	(Lopes *et al.,* 2005)
Rio Curimataú ,RN▲	0,05 – 11,5 (0,7±,1)	0,05 - 15,3 (7,6 ± 2,2)	(Lacerda *et al*., 2004a)
Rio Piranhas-Açu ,RN	0,05 -35,5 (15,3± 9)	0,05 - 14,4 (6,7 ± 2,0)	(Lacerda *et al*., 2004a)
Rio Paraíba do Sul, RJ	28 - 34 (32 ± 3)	-	(Rangel *et al*., 2007)
Rio Paraíba do Sul, RJ	19 - 35 (27± 8)	-	(Rangel *et al*., 2007)
Pearl River,China ▲	49,6 - 86,8 (64,5± 10,4)	20,6 – 65 (35,3± 15,6)	(QuShangLi *et al.,* 2007)
Galícia Rias, Espanha ▲	21,4 ± 7,75	44,3 ± 15,4	(Otero *et al.* , 2005)
Oualidia lagoon, Marrocos	20 - 90 (36,5 ± 22,86)	30,6 - 88 (54,6 ± 16,62)	(Zourarah *et al.,* 2007)
New Brunswick, Canada ▲	21,5 – 38,5	-	(Chou *et al.,* 2002)

*** coleta em área de cultivo ▲ áreas que apresentam atividade de aquacultura.**

5.4 DISTRIBUIÇÃO DOS METAIS Cu, Pb E Al NO MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO (MPS)

Os teores de MPS variaram de 34,1 a 140,1 (mg/L) (88,0 ± 43,3) ao longo do canal estuarino. Os maiores valores foram registrados nas estações de amostragem E4, E7 e E9 apresentando 136,3 (mg/L), 140,1 (mg/L) e 110,1 (mg/L) respectivamente (Figura 32).

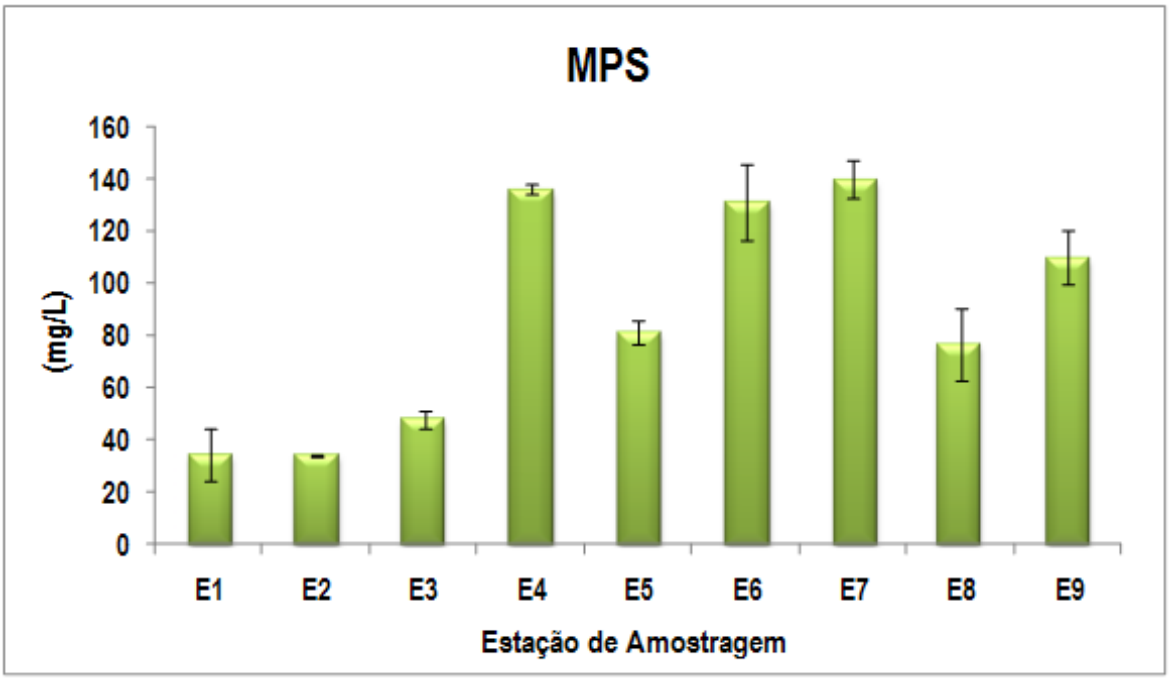

Figura 32 – Teores médios de material particulado em suspensão (MPS) ao longo do Canal do Cumbe no estuário do rio Jaguaribe.

As concentrações de Cu no MPS variaram de 12,6 a 28,9 (µg/g) (18,1± 5,6) cerca de duas vezes ao longo de todo o canal. Sendo registrados os maiores valores nas estações E7 e E6 com 28,9 e 23,2 (µg/g). O Pb não apresentou níveis detectáveis no MPS ao longo do canal (LD= 0,019 µg/g) para os volumes amostrados. As concentrações de Al variaram de 26,4 a 46,7 (mg/g) (37,5 ± 8,0). Os valores máximos obtidos para esse metal foram nas estações E3 e E5 com 46,5 e 46,7 (mg/g), respectivamente (Figura 33).

Os valores obtidos nesse estudo tanto na concentração dos metais Cu e Al, quanto para os teores de MPS são maiores em até uma ordem de grandeza que os obtidos por Dias (2007) para o estuário do rio Jaguaribe admitindo

valores de 7,0 a 89,7 (mg/L) para o MPS, 1,7 a 21, (µg/g) para Cu e 6,7 a 32,3 (mg/g) para Al.

Marins & Dias (2003) encontraram teores de MPS variando de 3,7 a 46,9 (mg/L) ao longo do canal estuarino e classificaram o estuário como do tipo bem misturado não apresentando gradientes significativos no perfil de estratificação salina ou térmica.

O Cu associado ao MPS apresentou comportamento ascendente ao longo do canal estuarino atingindo os maiores valores nas estações de amostragem mais próximas à região de lançamento dos efluentes da carcinicultura (E6 a E9). Os percentuais de saturação de oxigênio também apresentaram os valores mais elevados nessa porção do canal podendo ser resultante da atividade fotossintetizante, caracterizada como umas das principais fontes de oxigênio para o meio aquático juntamente com a troca atmosférica (Esteves, 1998). A elevada produtividade primária nessa área provavelmente está associada às altas taxas de compostos fosfatados e nitrogenados provenientes dos efluentes da atividade de carcinicultura (Lacerda, 2006).

O Al apresentou comportamento inverso ao do Cu sendo registrados valores mais elevados de E1 a E5 e assumindo valores mais baixos nas estações E7, E8 e E9 mais próximas à região de lançamento dos efluentes da carcinicultura.

Relações inter-elementares fornecem informações sobre as possíveis fontes dos metais nos diferentes compartimentos ambientais. No caso dos metais Cu e Al os resultados não demonstraram correlações estatisticamente significativas entre o Cu e o Al. Esse resultado mostra que o Cu e o Al associados ao MPS apresentam origens distintas O Al apresentando origem majoritariamente litogênica e o Cu muito provavelmente de origem antrópica, considerando a labilidade do metal observada nos sedimentos. A distinção entre a origem litogênica e antrópica observadas pode ser de especial importância na avaliação dos riscos de impactos da atividade na área estudada.

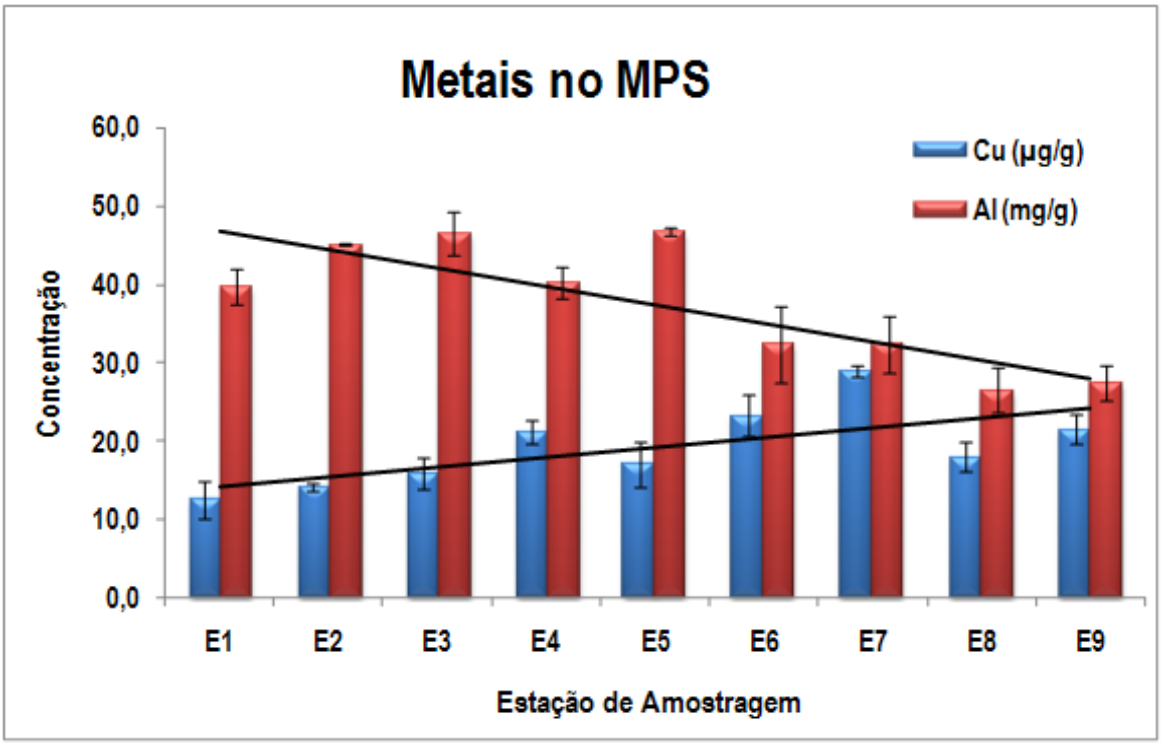

Figura 33 – Concentração dos metais Cu e Al no material particulado em suspensão (MPS) ao longo do Canal do Cumbe no estuário do rio Jaguaribe.

5.5 DISTRIBUIÇÃO DOS METAIS Cu, Pb E Al NOS PERFIS SEDIMENTARES

Os perfis sedimentares coletados na margem esquerda do canal do Cumbe (TA e TB) exibiram variações na concentração de Cu de 0,3 a 18,5 (µg/g) (11,1 ± 6,9) de Pb 1,7 a 17,8 (µg/g) (11,9 ± 6,1) e de 1,0 a 38,4 (mg/g) (20,8 ± 13,6) para Al.

Nos perfis sedimentares (TA e TB) pode-se constatar os maiores valores para os metais Cu, Pb e Al nas camadas mais superficiais até aproximadamente os 40 cm. Os maiores valores nas concentrações desses metais estão associados à presença de sedimentos mais finos nessas porções dos perfis corroborando com os teores mais elevados de matéria orgânica (Figura 34).

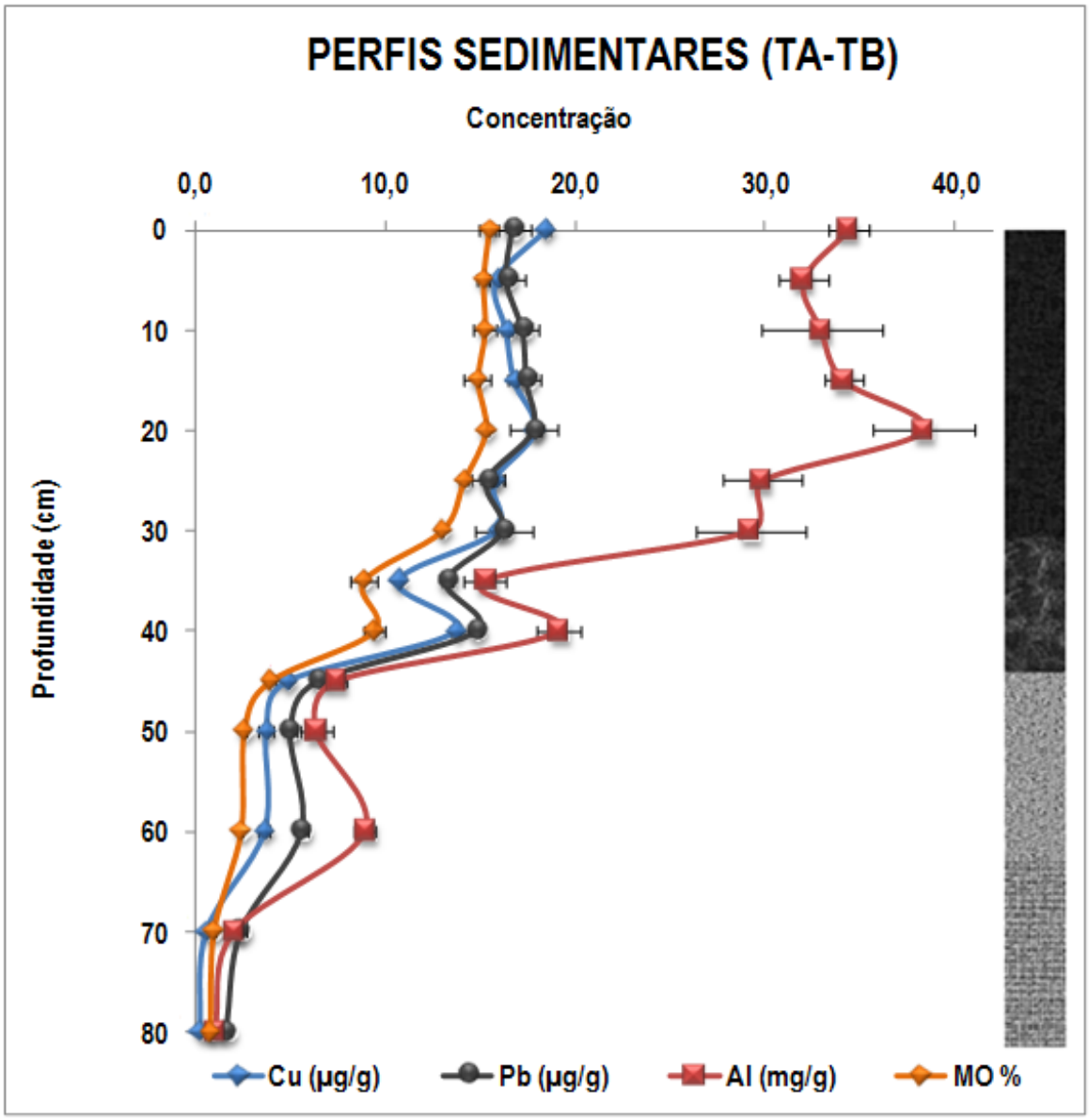

Figura 34 – Concentrações médias dos metais Cu, Pb e Al e teores de matéria orgânica nos perfis sedimentares TA e TB coletados na margem esquerda (sentido continente-foz) do canal do Cumbe. * No detalhe a representação granulométrica dos perfis sedimentares.

Os perfis sedimentares coletados na margem direita do canal do Cumbe (T1 e T2) exibiram variações na concentração de Cu de 7,7 a 15,2 (µg/g) (12,9 ± 2,1) de Pb 9,2 a 14,6 (µg/g) (12,8 ± 1,5) e de 9,4 a 27,5 (mg/g) (22,5 ± 5,1) para Al.

Pode-se verificar um comportamento linear das concentrações nos perfis T1 e T2 exibindo maiores valores no topo e decrescendo suavemente nas camadas mais inferiores (Figura 35). Também pode ser observado esse

comportamento no teor de matéria orgânica e de finos ao longo dos dois perfis mostrando um padrão característico de deposição com concentração de todas as variáveis diminuindo com a profundidade. Os valores médios dos perfis coletados (TA e TB) apresentam correlações positivas entre Cu e os metais Pb e Al e o teor de matéria orgânica (r = 0,99; p<0,01), (r = 0,98; p<0,01), (r = 0,99; p<0,01) (n=14)., respectivamente. Nos perfis (T1 e T2) as correlações também foram significativas entre o Cu e os metais Pb, Al e teor de matéria orgânica (r = 0,86; p<0,01), (r = 0,97; p<0,01), (r = 0,97; p<0,01) (n=18).

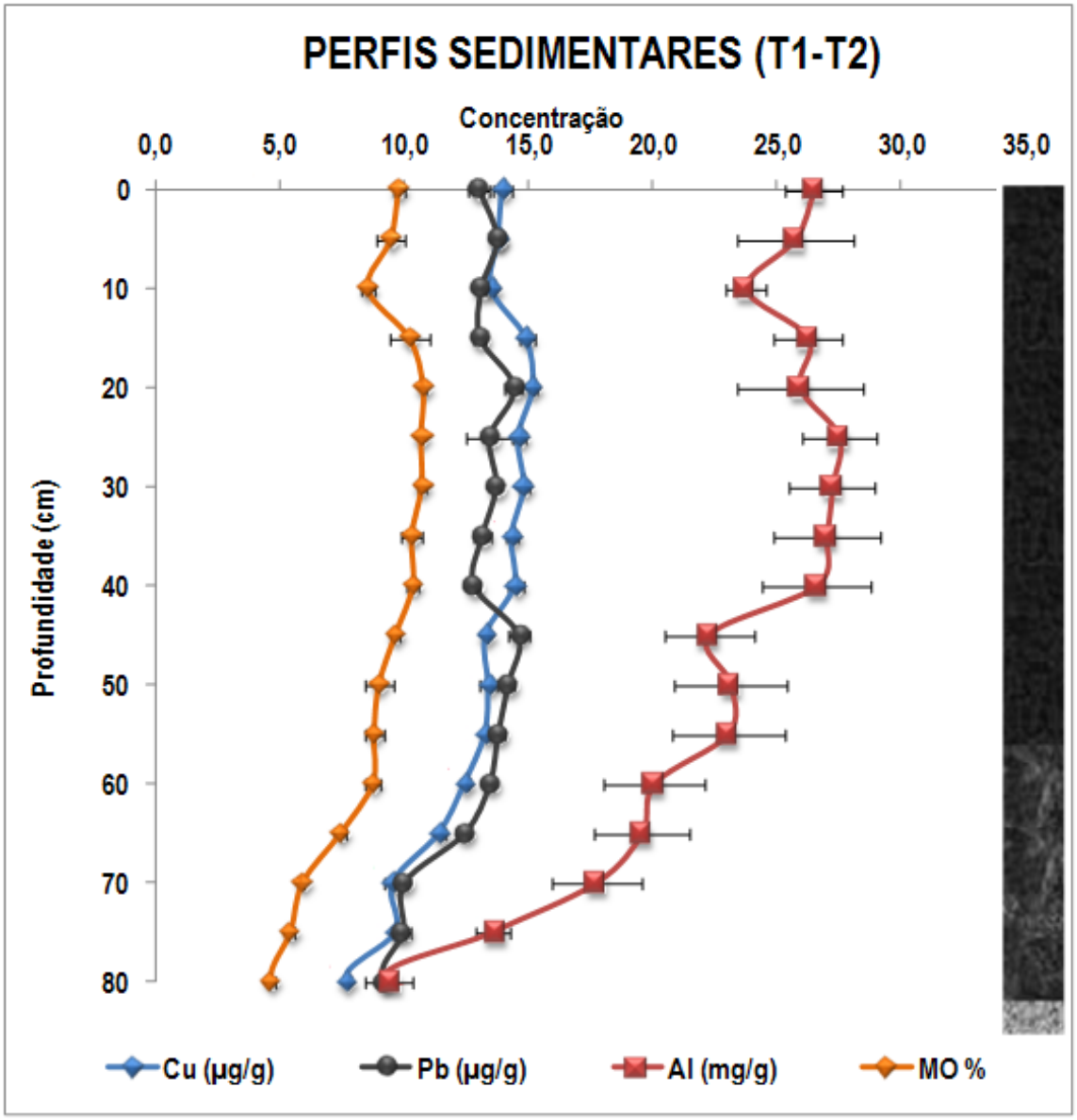

Figura 35 – Concentrações médias dos metais Cu, Pb e Al e teores de matéria orgânica nos perfis sedimentares T1 e T2 coletados na margem direita (sentido continente-foz) do canal do Cumbe. * No detalhe a representação granulométrica dos perfis sedimentares.

As distribuições do Cu e os teores de matéria orgânica apresentaram um padrão similar ao encontrado em viveiros da atividade carcinicultura em estudo realizado por Lopes (2006) nessa região. As concentrações de Cu mostram um comportamento ascendente da camada mais profunda até a superfície do perfil. A descrição das características dos perfis sedimentares analisados por Lopes (2006) é compatível com as reportadas nesse estudo.

As concentrações de Cu encontradas nos perfis TA e TB estão próximas a valores reportados por Santos (2005) para fazendas do baixo Jaguaribe, em que a concentração de cobre variou de 10,3 a 16,5 (µg/g). Em contraste, nos perfis T1 e T2 as concentrações são mais elevadas. Esses valores também são mais altos quando comparados aos encontrados por Mendiguchia *et al.* (2006) que, ao realizar estudo sobre o enriquecimento de sedimentos por metais traço na Espanha, encontraram concentrações de cobre apresentando valor médio de 15,49 (µg/g) de Cu em viveiros da atividade de piscicultura. Esse valor indicava enriquecimento médio do sedimento em relação aos valores de “background” naturais de até 362%. Lopes (2006) reporta o enriquecimento de cobre de 52,25% e 122,4% para viveiros com menor e maior tempo de atividade em duas regiões de cultivo da costa nordeste brasileira.

Smith (1996) e Gosavi *et al.* (2004) encontraram 45 e 40 µg/g de Cu em sedimentos de viveiros na Austrália. Este último trabalho associou o nível de cobre obtido nos viveiros com ambientes altamente contaminados, como aqueles expostos a poluição urbana e industrial e a efluentes de mineração.

Yuvanatemiya & Boyd (2006) obtiveram concentrações médias de 7,5 µg/g de Cu em viveiros de piscicultura nos Estados Unidos.

As concentrações dos metais Cu, Pb e Al obtidas nos perfis P1 e P2, coletados no rio Pacoti, são bem menores para esses metais que as registradas nos perfis coletados no rio Jaguaribe (Figuras 36). Os perfis sedimentares (P1 e P2) apresentaram valores médios variando de 0,1 a 4,3 (µg/g) (1,1 ± 1,1) para Cu, 1,7 a 6,4 (µg/g) (2,6 ± 1,2) para Pb e 0,7 a 9,6 (mg/g) (2,5 ± 2,4) para Al. Contudo, o leve aumento das concentrações dos metais nesses perfis nas camadas mais superficiais pode indicar um aumento no aporte de cargas antrópicas de metais para esse estuário. Os perfis (P1 e P2) apresentaram correlações positivas significativas o Cu e os metais Pb e Al

e o percentual de matéria orgânica (r = 0,93; p<0,01), (r = 0,98; p<0,01), (r = 0,74; p<0,01)(n=14).

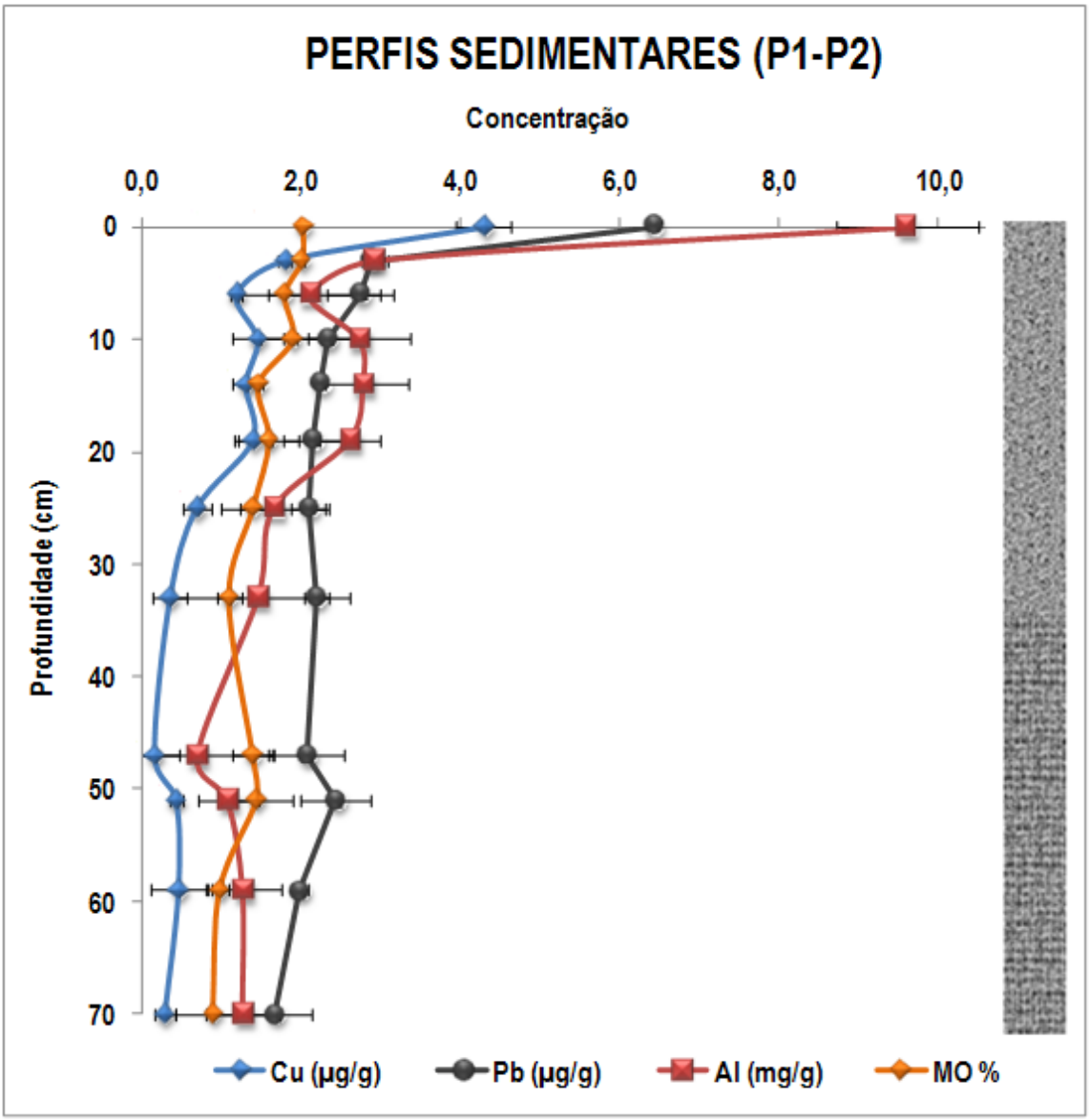

Figura 36 – Concentrações médias dos metais Cu, Pb e Al e teores de matéria orgânica nos perfis sedimentares P1 e P2 coletados no estuário do rio Pacoti.

5.6 CONCENTRAÇÃO DOS METAIS Cu E Pb NA BIOTA

Em áreas adjacentes à estação E3 do canal do Cumbe foram coletadas algas (*Ulva lactuca*), camarões (*Litopenaeus schimitti*) e ostras (*Crassostrea rhizophorae*).

Nas algas (*Ulva lactuca*) as concentrações de Cu variaram de 1,27 a 2,55 (1,59 ± 0,48) (µg/g) para Pb esse organismo não apresentou concentrações detectáveis (LD=0,027 µg/g) número de amostras (n=6).

Phaneuf *et al.* (1999) obtiveram concentrações na costa canadense mais elevadas com valores máximos de 19,2 (µg/g)(peso seco) de Cu e 1,64 (µg/g)(peso seco) de Pb na espécie *Ulva lactuca* e valor máximo de 22,7 (µg/g)(peso seco) de Cu e 3,2 (µg/g)(peso seco) de Pb na espécie *Enteromorpha spp.*

Gosavi *et al.* (2004) utilizando macroalgas como biomonitores para determinar a contaminação por metais em áreas de aquacultura obteve valores médios de 1,07 ± 0,55 (µg/g) de Cu em *Enteromorpha spp.* e 0,33 ± 0,06 (µg/g) de Cu no gênero *Ulva.*

As concentrações de Cu obtidas em camarões (*Litopenaeus schimitti*) a variaram de 18,1 a 22,8 (µg/g) (20,9 ± 1,6) no músculo e de 54,2 a 54,5 (µg/g) (54,4 ± 0,2) (n=7), no exoesqueleto (n=3). Para Pb esse organismo também não apresentou concentrações detectáveis (Tabela 14).

Os teores obtidos nesse estudo estão na mesma faixa de concentração que os reportados por Lopes (2006) em fazendas de camarão da no rio Jaguaribe e no rio Pardo com a espécie *Litopenaeus vannamei,* onde o autor obteve variações de 14,7 ± 1,9 (µg/g) (peso seco) a 36,6 ± 2,9 na musculatura abdominal e 34,2 ± 4,6 (µg/g) (peso seco) a 58,0 ± 4,6 (µg/g) (peso seco) no exoesqueleto abdominal.

Lacerda *et al*. (1993) encontrou valores médios de 72,2 (µg/g) (peso seco) de Cu e 11,8 (µg/g) (peso seco) de Pb em *Litopenaeus schimitti* na Baía de Sepetiba, local que além de abrigar um diversificado parque industrial também está submetido a outras pressões ambientais como: esgotos domésticos e efluentes da atividade agropecuária (Coimbra, 2003).

As concentrações de cobre em camarão calculadas por Santos (2005) em fazendas da região do baixo Jaguaribe se apresentam ligeiramente maiores variando de 33,4 a 42,2 (µg/g) (peso seco) de cobre no músculo e 74,0 a 87,2 (µg/g) (peso seco) no exoesqueleto, contudo estão na mesma ordem de grandeza que as encontradas neste trabalho.

White & Rainbow (1984) afirmam que os crustáceos acumulam Cu em quantidades próximas as suas exigências metabólicas. Avaliando o

requerimento metabólico de Cu para crustáceos (carga corpórea total, incluindo exoesqueleto) a maior parte dos dados publicados reportam valores médios de 70 a 122,5 (µg/g) de Cu (peso seco) (Eisler, 1981; Rainbow, 1988; Depledge, 1989).

Observa-se, no entanto que as concentrações de cobre determinadas no exoesqueleto dos camarões ultrapassam em até duas vezes as concentrações obtidas na musculatura. As maiores concentrações deste metal medidas no exoesqueleto sugerem que os animais podem estar sujeitos à níveis anômalos de Cu ultrapassando suas necessidades fisiológicas resultando assim, no desenvolvimento de processos de detoxificação no animal. Esse mecanismo se dá através da transferência do excesso desse metal para o exoesqueleto que, posteriormente é liberado com a ecdise. Uma vez que esse processo é realizado através de transporte ativo, isto é, com gasto de energia, podendo levar a uma diminuição na taxa de crescimento do organismo.

Tabela 14 – Variação na concentração dos metais Cu e Pb (µg/g) (peso seco) no tecido muscular e no exoesqueleto abdominais de camarões da região estuarina.

Local	Organismo	Cu (músculo)	Cu (Exoesqueleto)	Pb (músculo)	Pb (Exoesqueleto)	Estudo
Canal do Cumbe (Rio Jaguaribe, CE)▲	*Litopenaeus schimitti*	18,1 - 22,8 (20,9 ± 1,6)	54,2 – 54,5 (54,4 ± 0,2)	<0,03	<0,03	Esse estudo
Rio Jaguaribe, CE*	*Litopenaeus vannamei*	15,7 - 39,9	29,5 - 63,1	-	-	(Lopes, 2006)
Rio Pardo, BA*	*Litopenaeus vannamei*	12,3 - 40,2	31,9 - 63,1	-	-	(Lopes, 2006)
Rio Jaguaribe, CE*	*Litopenaeus vannamei*	33,4 – 40,1	74,0 – 87,2	-	-	(Santos, 2005)
Rio Jaguaribe, CE*	*Litopenaeus vannamei*	26,0 – 33,3	79,0 – 92,3			(Lacerda *et al*., 2004b)
Litoral do México ▲	*Litopenaeus vannamei*	22,7 - 27,5	-	-	-	(Paéz-Osuna & Ruiz-Fernandez, 1995a)
Litoral do México ▲	*Litopenaeus vannamei*	18,5 – 19,2	66,1 - 71,4	-	-	(Paéz-Osuna & Tron-Mayen, 1996)
Litoral do México ▲	*Litopenaeus stlirostris*	13,9 – 70,3	-	-	-	(Paéz-Osuna & Ruiz-Fernandez, 1995b)
Sepetiba, RJ	*Litopenaeus schimitti*	5,2 – 32,3	-	-	-	(Lacerda *et al*., 2004b)
Sepetiba, RJ	*Litopenaeus schimitti*	3,0 – 33,3	79,0 – 92,3	-	-	(Carvalho *et al*., 1991)

*** coleta em área de cultivo ▲ áreas que apresentam atividade de aquacultura.**

Nos siris (*Callinectes sapidus)* as concentrações de Cu variaram de 10, 6 a 17,1 (µg/g) (13,8 ± 3,7) no músculo (apêndice) e de 53,2 a 57,9 (µg/g) (55,5 ± 3,3) no exoesqueleto. Essas concentrações são bem mais baixas quando comparadas as obtidas por Virga *et al*. (2007) no estuário do rio Cubatão, área que registra intensa atividade industrial (Tabela 15).

Tabela 15 – Variação na concentração dos metais Cu e Pb (µg/g)(peso seco) no tecido muscular e no exoesqueleto de siris da região estuarina.

Local	Organismo	Cu (músculo)	Cu (Exoesqueleto)	Pb (músculo)	Pb (Exoesqueleto)	Estudo
Canal do Cumbe (Rio Jaguaribe, CE) ▲	*Callinectes sapidus*	10,6 – 17,1 (13,8 ± 3,7)	53,2 – 57,9 (55,5 ± 3,3)	<0,03	<0,03	Esse estudo
Rio Cubatão, SP	*Callinectes spp.*	11,1 - 216 (72 ± 50)	-	<0,3 -12,7 (5,74 ± 0,63)	-	(Virga *et al*., 2007)

▲ área que apresenta atividade de aquacultura.

As ostras (*Crassostrea rhizophorae*), coletadas no canal do Cumbe e no canal principal do rio Jaguaribe, apresentaram concentrações variando entre 4,6 a 12,0 (µg/g) (7,6 ± 2,3) para Cu, para Pb (n= 18) as concentrações se apresentaram abaixo do limite de detecção. As concentrações estão na mesma ordem de grandeza que as observadas por Lopes *et al.* (2005) (Tabela 16).

Apesar das baixas concentrações determinadas de Cu nas ostras foi observada a presença de poucos indivíduos distribuídos no canal do Cumbe. Esse comportamento pode estar associado à elevada turbidez da área onde foram coletados os espécimes já que nessa região foram detectados os maiores teores de MPS do canal.

Amostras de ostras (*Crassostrea rhizophorae*) e de vôngole (*Anomalocardia brasiliana*) coletadas no do rio Pacoti apresentaram concentrações de Cu variando de 7,3 a 9,6 (µg/g) (7,7 ± 1,7) nas ostras e de 3,9 a 14,8 (µg/g) (8,5 ± 5,9) nos vôngoles. As concentrações de Pb variaram de

1,6 a 2,86 (µg/g) (2,2 ± 0,6) nas ostras e de 3,2 a 12,7 (µg/g) (6,7 ± 2,9) nos vôngoles (n=5) e (n=11), respectivamente.

Nos espécimes de *Mytella falcata* (sururu) coletados em bancos no Canal principal do rio Jaguaribe localizado a jusante do Canal do Cumbe as concentrações obtidas para Cu variaram de 11,2 a 19,9 (µg/g) (15,6 ± 3,0), apresentando também níveis de Pb abaixo do limite de detecção (n=23) (Tabela 17).

Lopes *et al.* (2005) analisando os teores de Cu nas mesmas espécies de moluscos bivalves de estuários da região Metropolitana de Fortaleza obteve os seguintes resultados. No rio Ceará, as ostras apresentaram concentrações de Cu variando de 25,9 a 121,3 (µg/g). Nos vôngoles a concentração de Cu foi de 9,3 (µg/g). No rio Cocó, as ostras apresentaram concentração de Cu variando de 47,6 a 66,2 (µg/g). No sururu a concentração de Cu variou de 9,2 a 12,5 (µg/g). No rio Pacoti , as ostras apresentaram 40,2 (µg/g) de Cu. Nos vôngoles obtiveram-se valores de 7,8 a 8,1 (µg/g) de Cu. Os sururus apresentaram 6,1 (µg/g) de Cu.

Wallner-Kersanach *et al.* (1994), ao analisarem espécimes de *Anomalocardia brasiliana* coletados na baía de Todos os Santos (BA) obtiveram concentração média de 9,3 (µg/g). Carvalho *et al.* (1993) reportam concentrações médias de 4,5 (µg/g) para Cu e 1,4 (µg/g) para Pb. Coimbra (2003) reporta valores de 27,6 e 18,1 (µg/g) de Cu, respectivamente em indivíduos da mesma espécie em Coroa Grande e Enseada das Garças, na Baía de Sepetiba, litoral do Rio de Janeiro.

Teixeira *et al* (2007) ao avaliar a bioacumulação dos metais Cd, Cu e Pb, por exemplares de *Anomalocardia brasiliana, Brachidontes exustus, Iphigenia brasiliana e Crassostrea spp.,* através do teste de Kruskal-Wallis que analisa o grau de variabilidade dos dados, apontou a espécie *Anomalocardia brasiliana* como a espécie bioindicadora de contaminação para os metais que apresenta os melhores resultados, exibindo os menores coeficientes de variação na concentrações dos metais. Podendo inclusive ser utilizada em programas de monitoramento dada a sua ampla distribuição pelos estuários da região.

Tabela 16 – Concentrações médias dos metais Cu e Pb (µg/g) peso seco obtidas em ostras do gênero *Crassostrea* da região costeira.

Local	Organismo	Cu	Pb	Estudo
Canal do Cumbe (Rio Jaguaribe, CE) ▲	*Crassostrea rhizophorae*	4,6 - 12,0	<0,03	Esse estudo
Rio Pacoti, CE	*Crassostrea rhizophorae*	7,3 - 9,6	1,6 - 2,86	Esse estudo
Rio Potengi, RN▲	*Crassostrea rhizophorae*	33 - 234	1,8 - 7,8	(Silva *et al.*, 2001)
Rio Potengi, RN▲	*Crassostrea rhizophorae*	18,0- 39,0	-	(Silva *et al.*, 2003)
Macau, RN▲	*Crassostrea rhizophorae*	21,3- 281	-	(Silva *et al.*, 2003)
Rio Pacoti, CE	*Crassostrea rhizophorae*	40,2	-	(Lopes *et al.,* 2005)
Rio Ceará, CE	*Crassostrea rhizophorae*	25,9 - 121,3	-	(Lopes *et al.,* 2005)
Rio Ceará, CE	*Crassostrea rhizophorae*	28,31	-	(Gonçalves *et al*., 2007)
Rio Cocó, CE	*Crassostrea rhizophorae*	47,6 – 66,2	-	(Lopes *et al.,* 2005)
Rio Cocó, CE	*Crassostrea rhizophorae*	8,67	-	(Gonçalves *et al*., 2007)
Rio Vaza-Barris, SE*	*Crassostrea spp.*	4,27 – 10,94	nd	(Siqueira, 2008)
Sepetiba, RJ	*Crassostrea brasiliana*	24,5	13,4	(Carvalho *et al*., 1993)
Angra dos Reis, RJ	*Crassostrea brasiliana*	227,4	nd	(Carvalho *et al*., 1993)
Pearl River, China▲	*Crassostrea gigas*	398 – 1411	3 – 37	(Liu & Deng, 2007)
Oualidian lagoon, Marrocos	*Crassostrea gigas*	3,64 – 42,1	1,2 – 7,4	(Maanan , 2008)
Ussuriyskiy bay, Japan	*Crassostrea gigas*	250 – 6576	4.1 – 36	(Shulkin *et al.*, 2003)
Cananéia, SP	*Crassostrea brasiliana*	0,376	0,008	(Machado *et al.* , 2002)

*** coleta em área de cultivo ▲ áreas que apresentam atividade de aquacultura.**

Tabela 17 – Concentrações médias dos metais Cu e Pb (µg/g) peso seco obtidas em bivalves do gênero *Mytella* em estuários da região costeira.

Local	Organismo	Cu	Pb	Estudo
Rio Jaguaribe, CE▲	*Mytella falcata*	11,2 - 19,9	<0,03	Esse estudo
Rio Cocó, CE	*Mytella falcata*	9,2 – 12,5	-	(Lopes *et al.,* 2005)
Rio Pacoti, CE	*Mytella falcata*	6,1	-	(Lopes *et al.,* 2005)
Enseada das Garças, RJ	*Mytella guyanensis*	14,7	-	(Coimbra , 2003)
Coroa Grande, RJ	*Mytella guyanensis*	15,9	-	(Coimbra , 2003)

▲ área que apresenta atividade de aquacultura.

Os teores levemente acentuados detectados nos vôngoles comparados ao das ostras pode ser justificado por esse organismo se apresentar enterrado à alguns centímetros de profundidade assim como o sururu (*infauna*) assimilando metais através da filtração do MPS e da água intersticial. A ostra de mangue exibe comportamento diferente encontrando-se geralmente aderida às raízes de mangue absorvendo os metais associados ao MPS primariamente. As algas, no entanto, assimilam metais na forma dissolvida se constituindo bons indicadores para essa fração.

Visando facilitar a comparação com as concentrações máximas permitidas pelo Ministério da Saúde (55871/65), expressas em peso úmido, considerou-se as concentrações dos metais obtidas na unidade (µg/g)(peso seco) que foram multiplicadas pelo percentual de umidade para obter os valores de concentração de metais em bivalves por peso úmido (Coimbra, 2003).

Todas as espécies analisadas nesse estudo apresentaram concentrações de Cu e de Pb abaixo dos limites estabelecidos para o consumo humano permitidos pela legislação brasileira (Decreto 55871/65). Portanto, seu consumo não caracteriza risco à saúde da população. Os valores permitidos para os metais são: 30 (µg/g) (peso úmido) aproximadamente 150 (µg/g) (peso seco) para Cu e 2,0 (µg/g) (peso úmido) para Pb, cerca de 10 (µg/g) (peso seco).

Capítulo 6
CONCLUSÕES

Os resultados obtidos das concentrações de Cu no sedimento superficial do canal do Cumbe mostraram que a fração biodisponível, ou seja, fracamente ligada aos sedimentos foi representativa na maioria dos pontos de coleta do canal do Cumbe. Enquanto que o Pb não apresentou concentrações biodisponíveis detectáveis. As porcentagens de biodisponibilidade para Cu foram mais elevadas no canal do Cumbe que as observadas para o canal de maré do rio Pacoti. Em contraste, o percentual de Pb biodisponível calculado para o canal do rio Pacoti apresentou resultados expressivos sugerindo que a entrada de Pb biodisponível nesse sistema provavelmente esteja relacionada com a entrada de água marinha o que, por sua vez, pode estar refletindo influência direta da pluma oceânica da região metropolitana de Fortaleza comprometendo a qualidade do ambiente.

O Cu apresentou as maiores porcentagens de biodisponibilidade em relação às frações não disponíveis nas estações E3 e E4 do canal do Cumbe. Os elevados teores de matéria orgânica, o elevado percentual de finos nos sedimentos e a diminuição significativa nos teores de MPS caracterizam essa região como uma zona de deposição de partículas no canal do Cumbe.

O Cu associado ao MPS apresentou comportamento ascendente ao longo do canal estuarino atingindo os maiores valores nas estações de amostragem mais próximas à região de lançamento dos efluentes da carcinicultura (E6 a E9). Nessa região também foram registrados os maiores valores de oxigênio percentual sugerindo intensa atividade fitoplanctônica nessa região do canal, provavelmente associada às concentrações elevadas de nutrientes e de microrganismos oriundos dos efluentes das fazendas.

As concentrações obtidas dos metais Cu e Al no MPS apresentaram correlações estatisticamente significativas entre esses elementos. Esse

resultado mostra que o Cu e o Al no MPS apresentam origens distintas. O Al apresentando origem majoritariamente litogênica e o Cu origem antrópica.

Foi possível observar um aumento significativo nas concentrações dos metais Cu, Pb e Al do fundo até a superfície nos perfis sedimentares mostrando um enriquecimento recente nas concentrações desses metais. Esses resultados sugerem que esse enriquecimento está diretamente ligado aos elevados teores de MPS oriundos dos efluentes e que a carcinicultura pode está acelerando o processo de sedimentação com material fino retendo metais de origem litogênica e/ou antrópica. E, que enriquecem, quando de origem antrópica, a fração biodisponível nos sedimentos. Fato que pode ser monitorado através do uso organismos como a ostra de mangue (*Crassostrea rhizophorae*), e os vôngoles (*Anomalocardia brasiliana*) capazes de refletir aportes de metais no ambiente, além de serem abundantes na região e fáceis de coletar.

As concentrações Cu nos organismos analisados do canal do Cumbe são mais elevadas que as encontradas para outros estuários da região nordeste refletindo o aumento nos aportes desse metal através da atividade de carcinicultura e se mostrando eficazes no monitoramento da qualidade ambiental. Contudo, as espécies analisadas nesse estudo apresentaram concentrações de Cu e de Pb abaixo dos limites estabelecidos pela legislação brasileira para o consumo humano e portanto, seu consumo não constitui risco à saúde da população.

Capítulo 7

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABCC – Associação Brasileira de Criadores de Camarão. 2001. **Plataforma Tecnológica do Camarão Marinho Cultivado: seguimento do mercado/Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.** Departamento de Pesca e Aqüicultura – Brasília: MAPA/SARC/DPA, CNPq. ABCC, 276p,

ABCC – Associação Brasileira de Criadores de Camarão. **Censo do camarão 2004.** <http://www.abcc.com.br/, acessado em 15 de janeiro de 2009.

ABCC – Associação Brasileira de Criadores de Camarão. **Site institucional. Disponível em: <http://www.abccam.com.br>, Acesso em: 12 de outubro de 2008.**

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. 2005. **Monografia. Título: Geoquímica de metais-traço em sedimentos superficiais nos estuários dos rios Ceará e Pacoti, CE**.– Universidade Federal do Ceará. 62p.

AGUIAR, J. E. 2007. **Dissertação de mestrado. Título: Comparação de metodologias para caracterização geoquímica de metais-traço em sedimentos da Plataforma continental do Ceará.** Instituto de Ciências do mar - Universidade Federal do Ceará. 114p.

AGUIAR, J. E., MARINS R.V. & ALMEIDA, M.D. 2007. **Comparação de metodologias para a determinação da partição geoquímica de metais em sedimentos da Plataforma Continental Nordeste.** XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar - XII COLACMAR – 2007.

AMBRUS, A.; HAMILTON, D. J.; KUIPER, H. A. & RACKE, K. D. 2003. **Significance of impurities in the safety evaluation of crop protection products (IUPAC Technical Report).** *Pure and Applied Chemistry*, v. 75, n. 7, 937-973p.

ANDRADE, F. P. P. (Coord.) 1991. **Diagnóstico do uso de fertilizantes para o incremento da produtividade agrícola no ceará.** Governo do Estado do Ceará. Secretarias de Industria e Comércio (SIC) , Agricultura e Reforma Agrária (SEARA) e Planejamento e Coordenação (SEPLAN), Fortaleza: 83 p.

ANDRADE, C. F. F. D.; 2003. **Uma Introdução à Bioinorgânica.** Instituto de Química e Geociências. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas. 46 p.

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

BADRI, M. A. & ASTON, S. R. 1985. **Heavy metal occurrence and geochemical fractionation: the relationship of catchment soils to associated estuarine sediments.** Environmental Pollution 10, 61-75p.

BAINY, C. D. 2000. **Biochemical responses in penaeids caused by contaminants.** Aquaculture 191: 163-168p.

BENEDETTI, I.; ALBANO, A. G. & MOLA, L. 1989. **Histomorphological changes in some organs of the Brow bullhead *Ictalurus nebulosus* Le Sueur, following short and long-term exposure to copper.** Journal of Fisheries Biology, v. 34, 273-280p.

BERGHEIM, A. & ASGARD, T., 1996. **Waste production from aquaculture.** In: Baird, D.J., Beveride, M.C.M., Kelly, L.A., Muir, J.F. (Eds.), Aquaculture and Water Resource Management. Blackwell, Oxford, 50–80p.

BLACKMORE, G., MORTON, B. & HUANG, Z.G.; 1998. **Heavy metals in *Balanus amphitrite* and *Tetraclita squamosa* (Crustacea: Cirripedia) collected from the coastal waters of Xiamen, China.** Marine Pollution Bulletin 36, 32-40p.

BLASCO, J.; ARIAS, A. M. & SÁENZ, V. 1999. **Heavy metals in organisms of the river Guadalquivir estuary: possible incidence of the Aznacóllar disaster.** Science of Total Environment, v. 242, 249-259p.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J; SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B.; 1999. **Rapid bioassessment protocols for use in stream and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish.** 2 ed. EPA-Environmental Protection Agency, Office for Water; Washington-USA.

BESADA, V. ; FUMEGA, J. & VAAMONDE, A. 2002. **Temporal trends of Cd, Cu, Hg, Pb and Zn in mussel (*Mytilus galloprovincialis*) from the Spanish North-Atlantic coast 1991e1999.** Science of the Total Environment 288,239-253p.

BEZERRA, L. J. C. ; MAIA, L. P.; DIAS, F. J. S.; GASTÃO, F. G. & COSTA, B. G. B. 2007. **Sedimentologia da zona estuarina do rio Jaguaribe – Ceará – Brasil.** Anais do XII Congresso Latino Americano de Ciências do Mar.

BOSSO, S. T. & ENZWEILER, J. 2008. **Ensaios para determinar a (bio)disponibilidade de chumbo em solos contaminados: revisão.** Química Nova, Vol. 31, No. 2, 394-400p.

BOYD, C.E., 1995. **Bottom Soil, Sediments and Pond Aquaculture.** Chapman and Hall, New York, USA. 350 p.

BOYD, C. E. & MASSAUT, L.; 1999. **Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture.** Aquacultural Engineering, v. 20, 113-132p.

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

BRASIL. **Decreto nº 55871/65 de 26 mar. 1965. Modifica o decreto nº 50040/61, de 24 jan. 1961 referente a normas regulamentadoras do emprego de aditivos para alimentos, alterado pelo Decreto nº 691/62, de 13 de mar.1962.** Diário Oficial. Brasília, 9 abr. 1965.

BROUWER, M.; BROUWER, T. H. & SYRING, R. A. 2000. **Novel forms of copper-metallothionein and anti-oxidant defense enzymes in crustacea that use copper for oxygen transport.** Marine Environmental Research, v. 50: 103-106p.

BRYAN, G.W. & LANGSTON, W.J. 1992. **Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom Estuaries: a review**. Environmental Pollution 76, 89–131p.

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

BURGER, J. DIAZ-BARRIGA,F.; MARAFANTE,E.; POUNDS,J. & ROBSON, M. 2003. **Methodologies to examine the importance of hosts factors in bioavailability of metals**. Ecotoxicology and Environmental Safety 56 : 20-31p.

CAGECE. COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO CEARÁ. **Abastecimento integrado de água da R. M. F.**, Disponível em:

http://www.cagece.com.br/abastecimento_agua_RMF.asp Acesso em: maio de 2008.

CALLAHAN, M. A. 1979. **Water-related environmental fate of 129 priority pollutants.** Report Vol I. EPA-440/4-79-029a. National Technical Information Service, Springfield, Virginia

CARVALHO, C. E. V.; LACERDA, L. D. & GOMES, M. P. 1991. **Heavy metal contamination of the marine biota along the Rio de Janeiro coast, SE-Brasil.** Water, Air and Soil Pollution, v. 57/58, p. 645-653p.

CARVALHO, C. E. V. ; LACERDA, L. D. & GOMES, M. P.; 1993. **Metais pesados na biota bêntica da Baía de Sepetiba e Angra dos Reis, RJ.** Acta Limnologica Brasiiensia v.6: 222-229p.

CARVALHO, I. G. 1995. **Fundamentos da geoquímica dos processos exógenos.** Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia-UFBA, 239p.

CARVALHO, V. C. & RIZZO, H.; 1994. **A zona costeira brasileira- subsídios para uma avaliação ambiental.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal – MMA, Secretaria de Coordenação de Assuntos de Meio Ambiente – SCA. 211p.

CARVALHO, R. A. P. L. F. & ROCHA, I. P. 2008. **O aumento do consumo e as mudanças no perfil do mercado de camarão cultivado no Brasil**. Revista da Associação Brasileira de Criadores de Camarão - ABCC. ANO IX 50-53p.

CARVALHO, G. P.; CAVALCANTE, P.R.S.; CASTRO, A.C.L. & ROJAS, M.O.A.I. 2000. **Preliminary assessment of heavy metal levels in *Mytella falcata* (Bivalvia, Mytilidae) from Bacana River Estuary, São Luís, State of Maranhão, Northeastern Brazil.** Revista Brasileira de Biologia, 60(1): 11-16p.

CASADO-MARTINEZ, M.C. ; SMITH, B.D. ; DELVALLS, T.A. & RAINBOW, P.S. 2008. **Pathways of trace metal uptake in the lugworm *Arenicola marina***. Aquatic Toxicology (2008), doi:10.1016/j.aquatox.2008.12.010.

CAPUZZO, J.M.; BURT, W. V.; & DUEDALL, I.W. 1985. **The impacts of waste disposal in near shore environments, in Wastes in the Ocean.** Vol. 6 3ed.John Wiley & Sons, New York.

CHEN, J. & LIN, C. 2001. **Toxicity of copper sulfate for survival, growth, molting and feeding of juveniles of the tiger shrimp *Penaeus monodon*.** Aquaculture, v. 192, 55-65p.

CHOU C. L.; HAYA, K.; PAON, L. A.; BURRIDGE, L. & MOFFATT, J. D. 2002. **Aquaculture-related trace metals in sediments and lobsters and relevance to environmental monitoring program ratings for near-field effects**. Marine Pollution Bulletin 44:1259–1268p.

CLAISSE, D.; COSSA, D.; BRETAUDEAU-SANJUAN, J.; TOURCHARD, G. & BOMBLED, B. 2001. **Methylmercury in molluscs along the French coast.** Marine Pollution Bulletin 42,329-332 p.

CLARK, R. B. 1997. **Marine Pollution**. *U.K.: Clarendon Press.* 161p.

COIMBRA, A. G. 2003. **Dissertação de mestrado. Título: Distribuição de metais pesados em moluscos e sedimentos nos manguezais de Coroa Grande e da Enseada da Garças, Baía de Sepetiba, RJ.** Universidade Federal Fluminense – Niterói, RJ. 72p.

CONTI, M. E. & CECCHETTI, M. 2003. **A biomonitoring study: trace metals in algae and mollusk from Tyrrhenian coastal areas**, Environmental Research, 93, 99-112p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA N° 357/ 17 de março de 2005.**

COSTA B. G. B. 2009 . **Dissertação de mestrado. Título: Distribuição de mercúrio (Hg) em sedimento, água e biota da região de influência do efluentes da carcinicultura, na Gamboa do Cumbe – Rio Jaguaribe – Ceará.** Instituto de Estudos do Mar – Universidade Federal do Ceará. 60p.

DEPLEDGE, M. H. 1989. **Re-evaluation of metabolic requirements for copper and zinc in decapod crustaceans.** Marine Environmental Research, v. 27, 115-126p.

DEPLEDGE, M.H. & FOSSI, M.C.; 1994. **The role of biomarkers in environmental assessment: Invertebrates**. Ecotoxicology 3, 161–172p.

DIAS, F. J. DA SILVA. 2005. **Monografia. Título: Avaliação de descarga e geoquímica do material em suspensão no estuário do Rio Jaguaribe, CE**. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza-CE. 107p.

DIAS, F. J. DA SILVA. 2007. **Dissertação de mestrado. Título: Hidrodinâmica das descargas fluviais para o estuário do Rio Jaguaribe (CE).** Instituto de Ciências do Mar - Universidade Federal do Ceará. Fortaleza-CE. 112p.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL (DNPM), Companhia Vale do Rio Doce (CVRD) 1988. **Principais Depósitos Minerais do Brasil**. Vol.III. Cap. I e VIII.

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

DYER, K. D. 1997. **Estuaries – A physical Introduction.** Chichester: J. Wiley & Sons, 195p.

EISLER R., & EL SHENAWY, N. S.; 1980. **Trace metal concentration in marine organisms: Ecotoxicological studies on the effects of the organic**

pesticides (Atrazine and Lindane) on the marine mussel, *Mytillus edulis*. Pergamon Press, Oxford.

EISLER, R. 1981. ***Crustacea*. In Trace Metal Concentrations in Marine Organisms.** Pergamon Press, New York, 326-401p.

ESCHRIQUE, S. A.; 2007. **Dissertação de mestrado. Título: Hidrogeoquimica do fósforo no estuário do Jaguaribe (CE).** Instituto de Ciências do Mar - Universidade Federal do Ceará, 2006. 100p.

ESTEVES, F. A; 1998. **Fundamentos de Liminologia.** 2.ed. - Rio de Janeiro: Interciência, 602p.

FARIAS, C. O.; HAMACHER, C.; CAMPOS, R. C. & WAGENER, A. L. R. 2004. **Avaliação da biodisponibilidade de metais traço em sedimentos de manguezais da Baía de Guanabara.** 29ª Reunião da Sociedade Brasileira de Química.

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

FISZMAN, M.; PFEIFFER, W. C. & LACERDA, L. D. 1984. **Comparision of methods used for extraction and geochemical distribution of heavy metals in bottom sediments from Sepetiba Bay, R.J.** Science and Technology Letters, 5: 567-575p.

FLEMMING, C. A. & TREVORS, J. T.; 1989. **Cooper toxicity and chemistry in the environment: A review**. Water Air Soil Pollut., v.44, 43-158p.

FÖRSTNER, U. & WITTMANN, G.T.W.; 1993. **Metal pollution in the aquatic environment.** 2ª ed., Berlin, Springer-Verlag.

FÖRSTNER, U.; 1989. **Contaminated Sediments.** Lecture Notes in Earth Sciences. Bhattacharji, S; Friedman, G. M.; Neugebauer, H. J.; Seilacher, A. (Eds). Springer-Verlag. Berlin. v. 21, 157p.

FRIAS-ESPERICUETA, M. G.; CASTRO-LONGORIA, R., GALLARDO, G. J., OSUNA-LOPEZ, J.J.; ABAD-ROSALES, S. M., PAÉZ-OSUNA, F. & VOLTROLINA, D.; 2008. **Histological changes and survival of *Litopenaeus vannamei* juveniles with different cooper concentrations.** Aquaculture 278, 97-100p.

GATTO, L. C. S. 1999. **Diagnóstico Ambiental da Bacia do Rio Jaguaribe – Diretrizes Gerais para a Ordenação Territorial. Ministério de Planejamento e Orçamento** – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 77p.

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

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

GIMENO-GARCÍA, E. ; ANDREU, V.; BOLUDA, R.; 1996. **Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils.** *Environmental Pollution*, v. 92, n. 1, 19-25p.

GONÇALVES, G. O. 1993. **Instruções Técnicas IT 003**, Biblioteca CETEM/CNPq, Rio de Janeiro 6p.

GONÇALVES, R. S. L.; SÁ FREIRE, G. S. & NASCIMENTO NETO, V. A.; 2007. **Determinação das concentrações de cádmio, cobre, cromo e zinco na ostra *Crassostrea rhizophorae* dos estuários dos rios Cocó e Ceará.** Revista de Geologia, vol. 20, n°1, 57-63p.

GOSAVI, K.; SAMMUT, J.; GIFFORD, S. & JANKOWSKI, J.; 2004. **Macroalgal biomonitores of trace metal contamination in acid sulfate soil aquaculture ponds**. Science of the Total Environment, 324:25-39p.

GRASSO, M. & TOGNELLA, M. M. P.; 1995. **Valor ecológico e sócio-econômico, In: Yara Schaeffer-Novelli (Org.). Manguezal: Ecossistema entre a terra e o mar**, São Paulo: Caribbean Ecological Research, cap. 10, 43-47p.

GUHATHAKURTA, H. & KAVIRAJ, A. 2000. **Heavy metal concentration in water, sediment, shrimp (Penaeus monodon), and mullet (Liza parsia) in some brackish water ponds of Sunderban, India.** Marine Pollution Bulletin, v. 40, issue 11:914-920p.

GUNTHER, W. M. R.; 1998. **Tese de Doutorado. Título: Contaminação ambiental por disposição inadequada de resíduos industriais contendo metais pesados: estudo de caso.** Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo.

HASHMI, M. I.; MUSTAFA, S. & TARIQ, S. A. 2002. **Heavy metal concentrations in water and tiger prawn (*Penaeus monodon*) from grow-out farms in Sabah, North Borneo.** *Food Chemistry*, v. 79, p. 151-156p.

HOSSAIN, S. & KHAN, Y. S. A. 2001. **Trace metals in Penaeid shrimp and Spiny lobster from the Bay of Bengal.** Science Asia, v.27: 165-168. 2001.

IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2005. **Diagnóstico da Carcinicultura no Estado do Ceará.** Diretoria de Proteção Ambiental (DIPRO), Diretoria de Licenciamento e

Qualidade Ambiental (DILIQ) e Gerência Executiva do Ceará (GEREX-CE). Vol. I, 177f; Vol. II (MAPAS). Brasilía/DF, 2005.

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

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

KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. 1984. **Trace elements in soils and plants.** Boca Raton: CRC Press. 315p.

KRAUSKOPF, K.B & BIRD, D.K. 1995. **Introduction to Geochemistry**, 3ed. McGraw-Hill, Nova York. 647 p.

KENNISH, M. J. 1992. **Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects.** *CRC Press.* 494 p.

LACERDA, L. D.; 1998. **Trace Metals Biogeochemistry and Diffuse Pollution in Mangrove Ecosystems.** ISME Mangrove Ecosystems Occasional Papers No 2. International society for Mangrove Ecosystems.

LACERDA, L. D. 2006. **Inputs of Nitrogen and phosphorus to estuaries of northeastern Brazil from intensive shrimp farming.** Brazilian Journal Aquatic Science Technology, n. 10 v. 2, 13-27p.

LACERDA, L. D. 2007. **A zona costeira: O domínio das interações.** Instituto Milênio Estuários. http://www.institutomilenioestuarios.com.br/zonacosteira.html acessado em 13/03/2008.

LACERDA, L. D. ; LIMA, N. R. W., PFEIFFER, W. C. & FISZMAN, M. 1983. **Size and metal concentration in mangrove mussel Mytella guyanensis (Mollusca: Bivalvia) from Baía de Sepetiba, Brazil.** Revista de Biologia Tropical, v.31, n.2. 333-335p.

LACERDA, L. D.; CARVALHO, C. E. V. & GOMES, M. P. 1989. **Nota sobre a distribuição de Mn, Zn e Cu em siris da Baía de Sepetiba.** Revista Brasileira de Biologia 49(3):847-849p.

LACERDA, L. D. & SALOMONS, W. 1998. **Mercury contamination from gold and silver mining: A chemical time bomb.** Springer Verlarg, Berlin, 146 p.

LACERDA, L. D; MARINS, R. V.; VAISMAN, A.G.; AGUIAR, J. E. & DIAS, F. J. S. 2004 (a). **Contaminação por metais pesados nas bacias inferiores dos Rios Curimataú e Açu (RN) e Rio Jaguaribe (CE).** Sociedade Internacional para Ecossistemas de Manguezal do Brazil (ISME/BR); Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR-UFC); Associação Brasileira dos Criadores de Camarão (ABCC). Fortaleza, 63 p.

LACERDA, L. D.; SANTOS, J. A.; MARINS, R. V.; MAIA, S. R. R. & VAISMAN, A. G.; 2004(b). **Impacto potencial da emissão antrópica de Cu e Zn sobre a carcinicultura na Bacia inferior do Rio Jaguaribe, CE**. Revista da Associação Brasileira de Criadores de Camarão (ABCC), Recife, ano 6, n. 1, p. 82-86p.

LACERDA, L. D.; MARINS, R. V.; BARCELLOS,C. & MOLISANI, M. M. 2004 (c) **Sepetiba Bay: A case study of the Environmental Geochemistry of Heavy Metal in a Subtropical Coastal Lagoon.** 293-318p. In: Lacerda,L.D.; Santelli, R.E.; Duursma, E.K. & Abrao, J.J. Environmental Geochemistry in Tropical and Subtropical Environments. Springer-Verlag, v.1, 397 p., Berlin.

LACERDA, L. D., SANTOS, J. A. & MADRID, R. M. 2006. **Copper emission factors from intensive shrimp aquaculture.** Marine Pollution Bulletin, v.52, 1784-1832p.

LAGERWEFF, J. V. 1972. **Lead, mercury, and cadmium as environmental contaminants.** In: MORVEDT, J.J.;GIORDANO, P.M.; LINDSAY, W. L. (Eds.). Micronutrients in agriculture. Madison: Soil Sciences Society of America, 593-636p.

LAGERWEFF, J.V. & SPECHT, A.W. 1970. **Contamination of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead, and, zinc.** Environmental Science Technology, v. 4, 583-586p.

LEAL, J. R. L. V. 2003. **Dissertação de mestrado. Título: Zoneamento geoambiental da área de proteção ambiental de Canoa Quebrada- Aracati - Ceará**. Departamento de Geologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 210 p.

LEITÃO, S. N. 1995**. A fauna do manguezal, In: Yara Schaeffer-Novelli (Org.). Manguezal: Ecossistema entre a terra e o mar,** São Paulo: Caribean Ecological Research, cap. 5, 23-27p.

LIU, W. & DENG, P. Y. 2007. **Accumulation of Cadmium, Copper, Lead and Zinc in the Pacific Oyster, *Crassostrea gigas*, Collected from the Pearl River Estuary, Southern China**. *Bulletin of Environmental Contamination Toxicolology v.*78, 535–538p.

LORING, D. H. & RANTALA, R. T. T. 1992. **Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter.** *Earth-Science Reviews, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam:* 32, 235-283p.

LOPES, D. V. 2006. **Dissertação de mestrado. Título: Acúmulo de metais traço cobre (Cu) e zinco (Zn) em viveiros de cultivo de camarão.** Instituto de Estudos do Mar - Universidade Federal do Ceará.

LOPES, D. V.; PIMENTA, M.G.R.; SANTOS, J. A.; MARINS, R. V. & LACERDA, L. D.; 2005. **Contaminação por Cu, Zn e Cd em bivalves nos estuários de Fortaleza.** Anais da 57ª Reunião Anual da SBPC - Fortaleza, CE.

MAANAN, M.; 2008. **Heavy metal concentrations in marine molluscs from the Moroccan coastal region.** *Environmental Pollution* n° 153, 176-183p.

MACHADO, I. C.; MAIO, F. D.; KIRA, C. S. & CARVALHO, M. F. H. 2002. **Estudo da ocorrência dos metais pesados Pb, Cd, Hg, Cu e Zn na ostra de mangue *Crassostrea brasiliana* do estuário de Cananéia-SP, Brasil.** *Revista do Instituto Adolfo Lutz.* 61(1), 13-18p,

MADDOCK, J. E.L.; REES, J.G. & BREWARD, N. 2003. **O estuário como ‘‘trap’’ de metais: balanço da Baía de Sepetiba (RJ).** Anais do IX Congresso de Geoquímica, 467-472p.

MAIA, L. P. 1993. **Dissertação de Mestrado. Título: Controle tectônico e evolução geológica/sedimentológica da região da desembocadura do Rio Jaguaribe – CE.** Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 144p.

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

MAIA, L. P.; LACERDA, L. D.; MONTEIRO, L. H. U. & SOUZA, G. M. 2006. **Atlas dos Manguezais do Nordeste do Brasil: Avaliação das Áreas de Manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco.** Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar e outros. Fortaleza: Semace. 125p.

MARCOVECCHIO, J. E.; 2000. **Overview on land-based sources and activities affecting the marine, coastal and associated freshwater environment in the Upper Southwest Atlantic Ocean.** *UNEP Regional Seas Reports and Studies* N°. 170, UNEP/GPA coordination Office, The Hague, 78 p.

MARINS, R. V. 1998. **Tese de Doutorado. Título: Avaliação da Contaminação por Mercúrio Emitido por Fontes Difusas em Sistema**

Costeiro Subtropical. - O caso da Baía de Sepetiba, SE, RJ. Universidade Federal Fluminense. 77p.

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., MARSHALL-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 e Studies* N°. 21, 92-98p.

MARINS, R. V. & DIAS, F. J. F.; 2003. **Alterações na hidroquímica do estuário do rio Jaguaribe (CE): descarga ou retenção de materiais?** Anais do IX Congresso brasileiro de Geoquímica. 480 – 481p.

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.

MENDIGUCHIA, C.; MORENO, C.; MANUEL-VEZ, M. P. & GARCIA-VARGAS, M. 2006. **Preliminary investigation on the enrichment of heavy metals in marine sediments originated from intensive aquaculture effluents.** Aquaculture , v. 254, issue 1-4: 317-325p.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo: Edusp. 417 p.

MOREIRA, F.R. & MOREIRA, J.C. 2004. **A importância da análise de especiação do chumbo em plasma para a avaliação dos riscos à saúde.** *Química Nova,* Vol. 27, N°. 2, 251-260p.

NAILOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; MOONEY, H.; BEVERIDGE, M.; CLAY, J.; FOLKYE, C.; KAUTSKY, N.; LUBCHENCO, J.; PRIMAVERA, J. H. &

WILLIAMS, M. 1998. **Ecology – Nature's Subsidies to Shrimp and Salmon Farming**. Science. 282 (5390):p. 883-884p.

O'CONNOR,T. P.; 1996. **Trends in chemical concentrations in mussels and oysters collected along the US coast from 1986 to 1993.** Marine Environmental Research 41:183–200p.

O'CONNOR, T. P. 1998. **Mussel Watch results from 1986 to 1996.** Marine Pollution Bulletin 37: 14-19p.

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

OTERO, X. L.; VIDAL-TORRADO, P.; CALVO DE ANTA, R. M. & MACÍAS, F. 2005. **Trace elements in biodeposits and sediments from mussel culture in de Ría de Arousa (Galícia, NW Spain).** Environmental Pollution 136, 119-134p.

PAÉZ-OSUNA, F. & RUIZ-FERNANDEZ, C. 1995(a). **Trace metals in the mexican shrimp *Penaeus vannamei* from estuarine and marine environments.** Environmental Pollution, v. 87: 243-247p.

PAÉZ-OSUNA, F. & RUIZ-FERNÁNDEZ, C. 1995(b).**Comparative Bioaccumulation of Trace Metals in *Penaeus stylirostris* in Estuarine and Coastal Environments.** Estuarine, Coastal and Science, v. 40, 35-44p.

PAÉZ-OSUNA, F.; GUERRERO-GALVÁN, S.R. & RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C.; 1998. **The environmental impact of shrimp aquaculture and coastal pollution in Mexico.** Marine Pollution Bulletin, vol. 36,N°1. 65-75p.

PAÉZ-OSUNA, F. & TRON-MAYEN, L.; 1996. **Concentration and distribution of heavy metals in tissues of wild and farmed shrimp *Penaeus vanamei***

from the North-West Coast of Mexico, Environmental International, vol.22,N°4. 443-450p.

PAIS, I. & JONES, J. B.; 1997. **The Handbook of Trace Elements.** Delray Beach, FL: St. Lucie Press.

PAULA FILHO, F. J. 2004. **Dissertação de mestrado. Título: Distribuição e partição geoquímica do fósforo em sedimentos estuarinos do Rio Jaguaribe - CE.** Instituto de Ciências do Mar - Universidade Federal do Ceará, 100p.

PEDROZO, M. F. M. 2001. **Ecotoxicologia do cobre e seus compostos.** Salvador: Cadernos de referência ambiental, v.2, 128p.

PEREIRA, R. C. & SOARES-GOMES, A. 2002. **Biologia Marinha**. Editora Interciência, Rio de Janeiro, 382p.

PERIN, G.; FABRIS, R.; MANENTE, S.; WAGENER, A.R.; HAMACHER, C. & SCOTTO, S. 1997. **A Five-year study of the heavy-metal pollution of Guanabara Bay sediments (Rio de Janeiro, Brasil) and evaluation of the metal bioavalibility by means of geochemical speciation**. Water Research Vol. 31, No. 12 :3017-3028p.

PHANEUF, D. , COTÉ , I., DUMAS, P., FERRON, L. A. & LEBLANC, A., 1999. **Evaluation of the Contamination of Marine Algae (Seaweed) from the St. Lawrence River and Likely to Be Consumed by Humans.** Environmental Research Section v.80, 175-182p.

PHILLIPS, D.J.H. 1976. **The common mussel Mytilus edulis as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper.** I. Efects of environmental variables on uptake of metals. Marine Biology 38:71-80p.

PHILLIPS, D.J.H. 1990. **Use of macroalgae and invertebrates as monitors of metal levels in estuaries and coastal waters.** In: Furness, R.W., Rainbow,

P.S. (Eds.), Heavy Metals in the Marine Environment. CRC Press, Boca Raton, FL, 81-99p.

PHILLIPS, D.J.H. & RAINBOW, P.S.; 1994. **Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants.** Chapman and Hall, London. 2ed., 371p.

PLETTE, A. C. C., NEDERLOF, M. M., TEMMINGHOFF, E. J. M. & VAN RIEMSDIJK, W. H. 1999. **Bioavailability of heavy metals in terrestrial and aquatic systems: a quantitative approach**, Environmental Toxicology Chemistry 18: 1882–1890p.

QUSHENG LI ; ZHIFENG WU; BEI CHU; NA ZHANG; SHASHA CAI & JIANHONG FANG. 2007. **Heavy metals in coastal wetland sediments of the Pearl River Estuary, China.** Environmental Pollution 149 ,158-164 p.

RAINBOW, P. S. 1988. **The significance of trace metal concentrations in decapods.** Symp. Zool. Soc. Lond, v. 59, 291-313p.

RAINBOW, P.S.; 1995a. **Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment.** Marine Pollution Bulletin 31:183–192p.

RAINBOW, P.S.; 1995b. **Physiology, physiochemistry and metal uptake — a crustacean perspective.** Marine Pollution Bulletin 31, 55–59p.

RAINBOW, P.S.; AMIARD-TRIQUET,C.;AMIARD,J.C.; SMITH,B.D.; BEST,S.L.; NASSIRI,Y. & LANGSTON, W. J. 1999. **Trace metal uptake rates in crustaceans (amphipods and crabs) from coastal sites in NW Europe differentially enriched with trace metals.** Marine Ecology Progress Series, v.183:189-203p.

RAINBOW, P.S. & PHILLIPS, D.J.H. 1993. **Cosmopolitan biomonitors of trace metals.** Marine Pollution Bulletin 26, 593-601p.

RANGEL, T. P; MARQUES, J. S. J. & BRITO, F. P. 2007. **Geoquímica de metais pesados nos sedimentos da porção inferior e estuário interno do Rio Paraíba do Sul.** XII Congresso Latino-Americano de Ciências do mar – COLACMAR.

REBELO, M. F.; AMARAL, M. C. R. & PFEIFFER, W. C.; 2003. **High Zn and Cd accumulation in oyster *Crassostrea rhizophorae*, and its relevance as a sentinel species,** Marine Pollution Bulletin, 46, 1341-1358p.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B. & TUNDISI, J. G. 1999. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.** Escrituras Editora, São Paulo. 717p.

RIOS, E. 1994. **Seashells of Brasil.** Rio Grande: FURG (Universidade Federal do Rio Grande), 492p.

RIVAS, M. P.; FORTUNATO, F. F.; SANTIAGO FILHO, A. L.; OLIVEIRA, F. C.; GATTO, L. C. S.; CUNHA, R. C. M. B.; BOAS, J. H. V.; PINTO, G. C. V. C. & SOKOLONSKI, H. H. 1999. **Diagnostico ambiental da Bacia do Rio Jaguaribe – Diretrizes gerais para a ordenação territorial.** IBGE, Salvador.

ROCHA, I. P. & RODRIGUES, J. F.; 2002. **As estatísticas da carcinicultura brasileira em 2001.** In:Revista da Associação Brasileira de Criadores de Camarão - ABCC, ano 4, n.1, Recife.

ROCHA, I. P.; RODRIGUES, J. & AMORIM, L. A. 2004. **Carcinicultura Brasileira em 2003.** *Revista da ABCC*, ano 6, n. 1, 30-36p.

RODRIGUES, F. G. S. 2007. **Dissertação de mestrado. Título: O agronegócio da carcinicultura marinha e conflitos sociais e ambientais de uso e ocupação do estuário do rio Jaguaribe no município de Aracati-CE**. Universidade Federal do Ceará. 122p.

RUELAS-INZUNZA, J. R. & PÁEZ-OSUNA, F.; 2002a. **Comparative bioavailability of trace metals using three filter-feeder organism in a subtropical coastal environment (Southeast Gulf of California),** Environmental Pollution,107, 437-444p.

RUELAS-INZUNZA, J. R. & PÁEZ-OSUNA, F.; 2002b. **Distribution of Cd, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in selected tissues of juvenile whales stranded in the SE Gulf of California (Mexico).** Environment International 28 (2002) 325–329p.

RUELAS-INZUNZA, J. R ; PÁEZ-OSUNA, F. & SOTO, L. A. 2002. **Bioaccumulation of Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb and Zn in trophosome and vestimentum of the tube worm *Riftia pachyptila* from Guaymas basin, Gulf of California.** Deep-Sea Research Part I, v.52, 1319-1323p.

SALOMÃO, M. S. M. B.; MOLISANI, M. M.; OVALE, A. R. C.; REZENDE, C. E.; SALOMONS, W. & STIGLIANI, W. M.; 1995. **Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments**. Springer-Verlag. Berlim. 343p.

SALOMONS, W. & FORSTNER, U.; 1984. **Metals in the hydrocicle**. Springer-Verlag. Berlin, 349p.

SANTOS, J. A. 2005. Dissertação de mestrado. Título: **Determinação de cobre e zinco em fazendas produtoras de camarão do litoral leste do estado do Ceará**. Instituto de Ciências do Mar - Universidade Federal do Ceará. 73p.

SEMACE (SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE); 2005. **Unidades de conservação estaduais.** Disponível em: <http://www.semace.ce.gov.br/ biblioteca/unidades/mapaestadual.asp> Acesso em 08/11/2008.

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

SHULKIN, V. M., PRESLEY, B. J. & KAVUN, V. I. 2003. **Metal concentrations in mussel *Crenomytilus grayanus* and oyster *Crassostrea gigas* in relation to contamination of ambient sediments.** Environment International 29, 493 -502p.

SILVA, C. A. R., RAINBOW, P. S., SMITH, B. D., SANTOS, Z. L. 2001. **Biomonitoring of trace metal contamination in the Potengi Estuary, Natal (Brazil), using the oyster *Crassostrea rhizophorae*, a local food source.** Water Research Vol. 35, No. 17, 4072–4078p.

SILVA, C. A. R., RAINBOW, P. S. & SMITH, B. D., 2003. **Biomonitoring of trace metal contamination in mangrove lined Brazilian coastal systems using the oyster *Crassostrea rhizophorae*: comparative study of regions affected by oil, salt pond and shrimp farming activities.** Hydrobiologia 501, 199-206p.

SILVA, C. A. R., SMITH, B. D. & RAINBOW, P. S., 2006. **Comparative biomonitors of coastal trace metal contamination in tropical South America (N. Brazil).** Marine Environmental Research 61, 439- 455p.

SIQUEIRA, K. L. F. 2008. **Dissertação de mestrado. Título: Avaliação do sistema de cultivo de ostra do gênero *Crassostrea* (Sacco,1897) no estuário do rio Vaza-Barris (Sergipe).** Universidade Tiradentes – UNIT. Aracajú (SE). 77p.

SMITH, P. T. 1996**. Physical and chemical characteristics of sediments from prawn farms and mangrove habitats on the Clarence River, Australia.** Aquaculture, v. 146: 47-83p.

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

SOTO-JIMÉNEZ, M. F.; PÁEZ-OSUNA, F.; SCELFO, G.; HIBDON, S.; FRANKS, R.; AGGARAWL, J. & FLEGAL, R. 2008. **Lead pollution in subtropical ecosystems on the SE Gulf of California Coast: A study of concentrations and isotopic composition.** Marine Environmental Research n°66, 451–458p.

STRICKLAND, J. D. H. & PARSONS, T. R. 1972. **A practical handbook of sea water analysis.** *Bulletim Fisheries Research Board of Canada,Otawa.* v.167, 1-311p.

SUGUIO, K. 1973. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo, Edgard Blüncher, EDUSP. 317 p.

TEIXEIRA, A. C.; SIMÕES, R. C.; BRANDÃO J. M.; MATOS, W. N.; FONTES V. M. S.; FERNANDEZ, L. G.. 2007. **Análise da capacidade de bioacumulação de metais pesados por quatro espécies de moluscos bivalves (*Anomalocardia brasiliana, Brachidontes exustus, Iphigenia brasiliana, Crassostrea sp*.) da praia de Cabuçu (Saubará, Bahia).** *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG.*

TEIXEIRA, R. R. A. 2008. **Tese de doutorado. Título: O trabalho no mangue nas tramas do (des)envolvimento e da (des)ilusão com "Esse furacão chamado Carcinicultura" conflito socioambiental no Cumbe, Aracati-CE.** Universidade Federal do Ceará. Fortaleza 319p.

TESSIER, A.; CAMPBELL, P.G.C. & BISSON, M. 1979. **Sequential Extraction Procedure for the speciation of particulate trace metals.** Analytical Chemistry, vol. 51, no7.

TUPINAMBÁ, S. V. 2006. **Criação de camarões degrada manguezais no Nordeste.** Oitava Conferencia das Partes da Convenção sobre Diversidade.. Disponível em : <http://www.cdb.gov.br/Members/carlost/criacao-de-camaroes-degrada-manguezaisno- nordeste>.Acesso em: 06 junho 2009.

VAISMAN, A. G. 2003. **Dissertação de mestrado. Título: Caracterização da ostra de mangue *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) como biomonitor de poluição por mercúrio em estuários cearenses.** Instituto de Estudos do Mar - Universidade Federal do Ceará. 89p.

VAISMAN, A. G.; MARINS, R. V. & LACERDA, L. D. 2005. **Characterization of the Mangrove Oyster, Crassostrea rhizophorae, as a biomonitor for mercury in tropical Estuarine Systems, Noetheast Brazil.** Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, no. 74, p. 582 – 588p.

VANNUCCI, M. & NAVAS-PEREIRA, D.; 2003. **Os manguezais e nós**, São Paulo: Edusp, 2ª edição, 233p.

VANNUCCI, M.; 2001. **What is so special about mangroves**? Brazilian Journal of Biology.v. 61, n. 4, 599-603p.

VILLARES, R.; PUENTE, X. & CARBALLEIRA, A. 2001. ***Ulva* and *Enteromorpha* as indicators of heavy metal pollution.** Hydrobiologia 462, 221-232p.

VILLARES, R.; PUENTE, X. & CARBALLEIRA, A.; 2002. **Seasonal variation and background levels of heavy metals in two green seaweeds.** Environmental Pollution 119, 79-90p.

VIRGA, R. H. P., GERALDO, L. P. & SANTOS, F. H. 2007. **Avaliação de contaminação por metais pesados em amostras de siris azuis.** Ciência e Tecnologia de Alimentos, Campinas, 27(4): 787-792p.

WALLNER-KERSANACH, M.; LOBO, S. E. & DA SILVA, E. M. 1994. **Depuration effects on trace metals in *Anomalocardia brasiliana*.** Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, v.52. 840-847p.

WANG, W.X. & FISHER, N.S., 1999a. **Delineating metal accumulation pathways for aquatic invertebrates.** Science of the Total Environment 237/ 238, 459–472p.

WANG, W.X. & FISHER, N.S., 1999b. **Assimilation efficiencies of chemical contaminants in aquatic invertebrates: a synthesis.** Environmental Toxicology and Chemistry 18, 2034–2045p.

WHITE, S. L. & RAINBOW, P. S. 1984. **Regulation of zinc concentration by *Palaemon elegans* (Crustacea, Decapoda): zinc flux and effects of temperature, zinc concentration and moulting.** *Marine Ecology Progress Series*, v. 16, 135-147 p.

WHITE, L. D.; CORY-SLECHTA D. A.; GILBERT M. E.; TIFFANY-CASTIGLIONI E.; ZAWIA N. H.; VIRGOLINI M.; ROSSI-GEORGE A.; LASLEY S. M.; QIAN Y. C. & BASHA M. R. 2007. **New and evolving concepts in the neurotoxicology of lead.** Toxicology and applied pharmacology, 255: 1-27p.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Copper. Geneva.** 1998. (Environmental Health Criteria)

WU, J. P. & CHEN, H. C. 2005. **Effects of Cadmium and Zinc on the Growth, Food Consumption, and Nutritional Conditions of the White Shrimp, Litopenaeus vannamei (Boone).** Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 74:234- 241p.

YEH, S. T; LIU, C. H & CHEN, J. C. 2004. **Effect of copper sulfate on the immune response and susceptibility to Vibrio alginolyticus in the white shrimp Litopenaeus vannamei.** Fish and Shellfish Immunology17: 437-446p.

YUVANATEMIYA, V. & BOYD, C.E. 2006**. Physical and chemical changes in aquaculture pond bottom soil resulting from sediment removal.** Aquacultural Engineering v.35, issue 2: 199-205p.

XIE, Y.; CHIBA, M. ; SHINOHARA, A. ; WATANABE, H. & INABA, Y. 1998. ***Ind. Health,*** 36, 234p.

ZBIKOWSKI, R.; SZEFER, P. & LATALA, A. 2007. **Comparison of Green algae *Cladophora sp.* And *Enteromorpha sp.* as potential biomonitores of chemical elements in southern Baltic**. Science of the Total Environmental, 42 - 49 p.

ZOCATELLI, R. O.; BERNARDES, F.; PEREIRA, U. J.; MARINS, R.& LACERDA, L. D. 2007. **Distribuição e caracterização da matéria orgânica no gradiente estuarino do Rio Jaguaribe, CE, Brasil.** XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar – XII COLACMAR.

ZOURARAH, B.; MAANAN, M.; CARRUESCO, C. & AAJJANE, A. 2007. **Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution in the lagoon of Oualidia (Moroccan Atlantic coast).** Estuarine, Coastal and shelf science v. 72: 359-369p.

APÊNDICE

Tabela 18- Concentração média dos metais totais Cu, Pb e Al, extraídos com Aqua regia 50% no sedimento superficial do Canal do Cumbe.

Estação	Cu (µg/g)	Pb (µg/g)	Al (mg/g)
E1	7,4 ± 0,2	6,3 ± 0,1	8,1 ± 0,8
E2	10,4 ± 0,1	8,7 ± 0,1	16,7 ± 0,9
E3	23,5 ± 0,5	13,1 ± 0,1	34,0 ± 1,6
E4	23,8 ± 0,2	5,4 ± 0,0	24,8 ± 0,7
E5	8,1 ± 0,0	7,9 ± 0,0	12,1 ± 2,1
E6	4,1 ± 0,3	3,9 ± 0,1	4,7 ± 0,0
E7	8,4 ± 0,2	6,9 ± 0,0	7,6 ± 0,1
E8	3,5 ± 0,2	5,2 ± 0,6	2,1 ± 0,0
E9	6,7 ± 0,0	6,7 ± 0,1	7,2 ± 0,4

Tabela 19- Concentração médias dos metais totais Cu, Pb e Al, extraídos com Aqua regia 50% no sedimento superficial do canal de maré do rio Pacoti.

Estação	Cu (µg/g)	Pb (µg/g)	Al (mg/g)
G1	11,1 ± 0,1	9,4 ± 0,6	15,2 ± 1,6
G2	8,8 ± 0,3	7,8 ± 0,6	9,5 ± 0,4

Livros Grátis

(http://www.livrosgratis.com.br)

Milhares de Livros para Download:

Baixar livros de Administração
Baixar livros de Agronomia
Baixar livros de Arquitetura
Baixar livros de Artes
Baixar livros de Astronomia
Baixar livros de Biologia Geral
Baixar livros de Ciência da Computação
Baixar livros de Ciência da Informação
Baixar livros de Ciência Política
Baixar livros de Ciências da Saúde
Baixar livros de Comunicação
Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE
Baixar livros de Defesa civil
Baixar livros de Direito
Baixar livros de Direitos humanos
Baixar livros de Economia
Baixar livros de Economia Doméstica
Baixar livros de Educação
Baixar livros de Educação - Trânsito
Baixar livros de Educação Física
Baixar livros de Engenharia Aeroespacial
Baixar livros de Farmácia
Baixar livros de Filosofia
Baixar livros de Física
Baixar livros de Geociências
Baixar livros de Geografia
Baixar livros de História
Baixar livros de Línguas

Baixar livros de Literatura
Baixar livros de Literatura de Cordel
Baixar livros de Literatura Infantil
Baixar livros de Matemática
Baixar livros de Medicina
Baixar livros de Medicina Veterinária
Baixar livros de Meio Ambiente
Baixar livros de Meteorologia
Baixar Monografias e TCC
Baixar livros Multidisciplinar
Baixar livros de Música
Baixar livros de Psicologia
Baixar livros de Química
Baixar livros de Saúde Coletiva
Baixar livros de Serviço Social
Baixar livros de Sociologia
Baixar livros de Teologia
Baixar livros de Trabalho
Baixar livros de Turismo