



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA  
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

ROMILDO LOPES DE OLIVEIRA FILHO

DINÂMICA DE FÓSFORO EM MANGUEZAIS IMPACTADOS POR  
ÁGUAS RESIDUÁRIAS NO ESTADO DO CEARÁ

FORTALEZA

2012

ROMILDO LOPES DE OLIVEIRA FILHO

DINÂMICA DE FÓSFORO EM MANGUEZAIS IMPACTADOS POR  
ÁGUAS RESIDUÁRIAS NO ESTADO DO CEARÁ

Dissertação submetida à coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Linha de pesquisa: Conservação e manejo de recursos naturais

Orientador: Prof. Dr. Tiago Osório Ferreira  
Coorientadora: Profa Dra. Sandra Tédde Santaella

FORTALEZA


2012

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca de Ciências e Tecnologia

- 
- O51d Oliveira Filho, Romildo Lopes de.  
Dinâmica de fósforo em manguezais impactados por águas residuárias no Estado do Ceará /  
Romildo Lopes de Oliveira Filho. – 2012.  
60 f. : il. color., enc. ; 30 cm.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Departamento de  
Biologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Fortaleza, 2012.  
Área de Concentração: Conservação e Manejo de Recursos Naturais.  
Orientação: Prof. Dr. Tiago Osório Ferreira.  
Coorientação: Profa. Dra. Sandra Tedde Santaella.
1. Manguezais – Poluição. 2. Águas residuais. 3. Água - Composição. 4. Solos – Teor de fósforo.  
I. Título.

ROMILDO LOPES DE OLIVEIRA FILHO  
DINÂMICA DE FÓSFORO EM MANGUEZAIS IMPACTADOS POR  
ÁGUAS RESIDUÁRIAS NO ESTADO DO CEARÁ

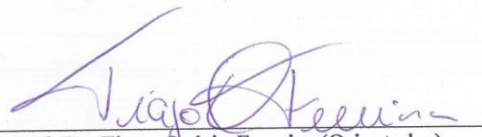
Dissertação submetida à coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

  
Romildo Lopes de Oliveira Filho

Dissertação apresentada em 26/06/2012

Conceito obtido: APROVADO

BANCA EXAMINADORA

  
Prof. Dr. Tiago Osório Ferreira (Orientador)

  
Prof. Dr. Ricardo Espíndola Romero

  
Profa. Dra. Carla Ferreira Rezende

Ao meu pai Romildo Lopes (in memorian),  
mais uma vitória que o senhor não pode  
presenciar em vida, mas sei que estar aqui  
comigo sempre. E não pense que parou por  
aqui, virão mais algumas para o senhor se  
alegrar e ter orgulho.

## AGRADECIMENTOS

Sempre ficava impressionado quando lia os agradecimentos das dissertações e teses, via o cuidado dos autores em destacar o quanto era impossível mencionar todos aqueles que, de alguma forma, foram fundamentais para a realização do trabalho. Agora, estou aqui, me vendo no desempenho dessa tarefa. Agradecer a todos que ajudaram a construir esta dissertação não é tarefa fácil.

Meu maior agradecimento é dirigido aos meus pais, Socorro Costa e Romildo Lopes (*in memoriam*) por terem sido o contínuo apoio em toda minha vida, ensinando-me, principalmente, a importância da construção e coerência de meus próprios valores. Agradeço, de forma muito carinhosa, a atuação de minha mãe no período de construção deste trabalho. Sua paciência infinita e sua crença absoluta na capacidade de realização que a mim foi atribuída, talvez ela tivesse mais fé em mim do que eu, na realização desse trabalho e dessa forma me incentivou a trilhar esse caminho árduo, mas mostrando sempre os louros que iria colher ao final. Agradeço em especial a meu pai, por ter me ensinado a arte de nunca desistir e de ter a persistência, pois quando se obstina uma coisa luta-se até consegui-la. Agradeço-lhe, carinhosamente, por tudo isto.

Agradeço ao meu orientador Tiago Osório Ferreira que aceitou a difícil tarefa de me orientar, agradeço pelos ensinamentos, a dedicação do seu tempo ao meu trabalho e por ter acreditado na minha capacidade de realizar o trabalho proposto.

Agradeço a professora Sandra Tédde Santaella por ter aceitado ser a minha coorientadora e também por muito ter me escutado e aconselhado. À medida que a conhecia mais lhe admirava, por sua postura correta e sincera.

Quero agradecer de forma especial à professora Carla Ferreira Rezende, que não apenas professora, mas como sempre falo para ela “você é minha psicóloga da pesquisa”, obrigado por sempre ter paciência de me escutar e ai sim ver onde pode ajudar e com uma pequena palavra consegue acalmar toda a aflição que corre por dentro da gente.

Ao professor Ricardo Espíndola agradeço por sempre me receber em sua sala e sua disposição em ajudar sempre que podia independente com o que fosse, obrigado.

Agradeço ao professor Rogério Parentoni que muito contribuiu para concretização do entendimento da teoria ecológica que pudesse embasar o meu projeto, obrigado. As nossas conversas sempre bem produtivas.

Agradeço aos professores do PPGERN, pelos ensinamentos repassados.

No processo inquietador de elaboração de uma dissertação, colegas e amigos terminam sempre por ser envolvidos. Agradeço a todos aqueles que fizeram parte da turma 2010.1 do PPGERN. Em especial quero agradecer ao grupo intitulado de “GANGUE” Ellen, Cíntia, Lilian, Bruno, Thiago e Jonathas. Também tenho muito a agradecer a Deborah que me ajudou a tentar entender a bendita da estatística. Enfim, a todos que nos momentos de angústias e dificuldades, tiveram sempre uma palavra de incentivo, agradeço ternamente.

Gostaria de agradecer a todos que fazem parte da Pedologia em especial a Gislaine Marques “irmã de mangue” que me ensinou muito sobre solo e manguezais, além de ser uma grande companheira, obrigado pelas nossas longas conversas; quero agradecer também a Gabriel Nuto por ter sido um grande companheiro de coleta e que muito me ensinou tanto em campo como me orientou bastante no laboratório e com os meus resultados; A Isabel Cristina os meus sinceros agradecimentos pela sua companhia em campo, laboratório e sala de aula, você bem que me aturou bastante, obrigado Bel.

A todos que fazem parte do EQUAL o meu humilde agradecimento, e em especial quero agradecer a Rosa Lucena, Paulo Lima e Willame que sempre me ajudaram durante a caminhada com as análises de água.

Agradeço aos grandes amigos do peito Márcia Daniela, Carla Moreira, Adriano Maciel, Leonardo Cabó, Dayanne Rodrigues, Ladyanne Conrado e Bernadete Malveira.

De modo geral, é preciso destacar o afeto, solidariedade e compreensão dos parentes. Sem o apoio dessas inumeráveis pessoas, a execução desse trabalho teria sido impossível.

Não posso deixar de agradecer a duas pessoas que passaram a fazer parte da minha vida Thayse Trajano e Laryssa Trajano, em um ano de convivência que passou rápido, mas que deixou vários ensinamentos e não só isso; ganhei duas irmãs. É irmãs tive que deixar vocês fisicamente, mas saiba que estou ali bem pertinho é só fazer uma ligação e já estou chegando.

Agradeço a Ronaldo (pescador) que me guiou e muito me ajudou no manguezal em Aracati e a toda a sua família pelo acolhimento, ajudando dessa forma para a

realização do trabalho. Também agradeço ao apoio dado pelo Museu Natural do Mangue Sabiaguaba em especial ao Rusty Sá Barreto que nos acolheu e ajudou em coletas.

Agradeço a Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico - FUNCAP, pela bolsa concedida durante os anos do curso.

Quero agradecer a todos aqueles Amigos que conheci na *Wii Party*, que muitas alegrias me proporcionaram e estão até hoje trazendo felicidade para minha vida.

Gostaria de agradecer ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais – PPGERN e a Universidade Federal do Ceará – UFC pela oportunidade a mim concedida.

Ao Criador muito agradeço por me proporcionar momentos de alegria e obrigado pelos caminhos a mim traçados, sei que tudo é providencia Sua, seja qual fosse o caminho sabia que o Senhor tinha trilhado para mim sabendo que precisava passar por aquilo ou era a melhor coisa para minha evolução aqui na terra.



“Agradeço todas as dificuldades que enfrentei; não fosse por elas, eu não teria saído do lugar. As facilidades nos impedem de caminhar. Mesmo as críticas nos auxiliam muito.”

(Chico Xavier)

## RESUMO

Estudos recentes demonstram a eficácia do manguezal em reter nutrientes e, em especial, a capacidade dos componentes minerais do seu solo em tamponar elevados teores de fósforo. Em geral, os solos dos manguezais têm sido considerados como importantes sumidouros de nutrientes devido a sua grande capacidade de depuração de efluentes. Entretanto, dependendo das condições geoquímicas existentes, esses solos podem funcionar como fonte de fósforo para outros ambientes e/ou para as águas costeiras. Tendo em vista que o comportamento geoquímico do fósforo, bem como seu papel na eutrofização dos corpos d'água, é melhor avaliado através do comportamento de suas diferentes frações, o presente trabalho visa realizar um fracionamento das diferentes formas de fósforo em manguezais impactados por distintos efluentes. O objetivo da presente dissertação é estudar três áreas a fim de se avaliar como as atividades impactantes interferem no processo de ciclagem de nutrientes (com especial ênfase na dinâmica das formas de fósforo) e, como o manguezal suporta o estresse ocasionado por estas atividades. Além disso, se avaliará o potencial de eutrofização de cada uma das atividades antrópicas. Levando-se em consideração os impactos que esses ambientes sofrem em consequência de distintas atividades, foram estabelecidas as seguintes áreas de estudo: um manguezal impactado por efluentes de carcinicultura; um manguezal impactado por efluentes urbanos; e uma área controle localizada em uma área preservada que ainda encontra-se pouco afetada por impactos antrópicos. Nas amostras foram determinados pH, Eh, salinidade, granulometria e teores totais de C e P. Além disso, foi realizada a extração sequencial de fósforo que permite a diferenciação de 7 frações: P trocável (NaCl-P); P associado a óxidos de Fe (Fe-P); P orgânico (AH-P); fósforo ligado a hidróxidos de Al (Al-P); P associado a compostos de cálcio (Ca-P); fósforo associado à matéria orgânica refratária (P-RES) e fósforo não reativo (P-NR). Os resultados obtidos indicam que o descarte de efluentes nos manguezais aumenta a quantidade de fósforo nesses ambientes, principalmente nas formas orgânicas; o fósforo ligado aos compostos de cálcio é a principal fração inorgânica nesses ambientes.

Palavras-chave: ciclagem de nutrientes; extração sequencial; carcinicultura; efluente domiciliar

## ABSTRACT

Recent studies demonstrated the efficacy of mangrove retaining nutrients and, in particular, the ability of the mineral component of the buffer in its high soil phosphorus levels. In general, the mangroves have been considered as important sinks of nutrients due to its high capacity purification of effluents. However, depending on the geochemical conditions exist, these soils can act as a source of phosphorus to other environments and / or coastal waters. Given that the geochemical behavior of phosphorus and its role in eutrophication of water bodies, is best measured by the behavior of its different fractions, this paper aims at a fractionation of the different forms of phosphorus in wetlands impacted by different effluent. The objective of this project is to study three areas in order to assess how activities impacting interfere in the process of nutrient cycling (with special emphasis on the dynamics of phosphorus forms) and, as the marsh supports the stress caused by these activities. Also, if you evaluate the potential for eutrophication of each human activities. Taking into consideration the impact that these environments suffer as a result of separate activities, were established the following areas of study: a marsh impacted by effluents from shrimp, a marsh impacted by effluents, and a control area located in a preserved area that still finds is little affected by human impacts. The samples were determined pH, Eh, salinity, grain size and the total content of C and P. In addition, extraction was performed sequentially phosphorus which allows differentiation of fractions 7: P exchangeable (NaCl-P), P associated with iron oxides (Fe-P); organic P (AH-P), the bound phosphorus hydroxides Al (Al-P), P associated with compounds of calcium (Ca-P); phosphorus associated refracting matter (P-RES) and unreacted phosphorus (P-NR). The results indicate that the discharge of effluents in mangrove increases the amount of phosphorus in these environments, especially in organic form, the phosphorus bound to carbonate is the major inorganic fraction in these environments.

Keywords: nutrient cycling, sequential extraction, shrimp, household wastewater

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b>	12
<b>2 REVISÃO DA LITERATURA</b>	16
<b>2.1. Caracterização do manguezal</b>	16
<b>2.2 Os solos dos manguezais.</b>	19
<b>2.3. Poluição de manguezais por efluentes urbanos</b>	20
<b>2.4. Poluição de manguezais por carcinicultura</b>	20
<b>2.5. O fósforo em águas e solos de manguezais</b>	22
<b>2.6. Qualidade das águas e poluição</b>	23
<b>2.7. Eutrofização</b>	26
<b>3 MATERIAL E METODOS</b>	28
<b>3.1 Áreas de estudo</b>	28
3.1.1 <i>Área de estuário do rio Cocó</i>	29
3.1.2 <i>Área do estuário do rio Jaguaribe</i>	30
3.1.3 <i>Área de estuário do rio Pacoti</i>	31
<b>3.2. Etapas de campo</b>	32
3.2.1 <i>Amostragem dos solos de manguezal</i>	32
3.2.2 <i>Amostragem de água</i>	33
<b>3.3 Processos analíticos</b>	33
3.3.1 <i>Determinações físico-químicas de solo</i>	33
3.3.2 <i>Determinações químicas de solo e água intersticial</i>	34
3.3.3 <i>Determinações físico-químicas na água</i>	34
3.3.4 <i>Extração sequencial de fósforo</i>	35
<b>3.4 Estatísticas</b>	36
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	38
<b>4.1 Variação espacial e o efeito das águas residuárias</b>	38
<b>4.2 Efeitos da variação sazonal sobre a geoquímica de P em solos de manguezais influenciados pela carcinicultura</b>	46
<b>5 CONCLUSÕES</b>	54
<b>REFERÊNCIAS</b>	55

## 1 INTRODUÇÃO

Os manguezais caracterizam-se como ecossistemas costeiros que ocorrem em regiões estuarinas de características tropicais e subtropicais, sendo influenciados diretamente pela dinâmica das marés. Essas particularidades do ecossistema impõem variações extremas nas condições físico-químicas de seus solos (VANNUCCI, 2002).

Os sistemas estuarinos destacam-se por sua alta produtividade biológica, presença de ecossistemas economicamente valiosos e atividades humanas capazes de causar alterações em suas funções e propriedades (BRAGA *et al.*, 2000).

Dentre os ecossistemas estuarinos o manguezal destaca-se por oferecer diversos benefícios, como a produção e exportação de matéria orgânica e o papel de filtro biológico de poluentes (oriundos dos centros urbanos e das indústrias), sedimentos e nutrientes, favorecendo a diminuição do assoreamento da costa e abrandamento da poluição dos corpos hídricos (VANNUCCI, 2002).

Em resposta aos possíveis impactos presentes, os solos dos ecossistemas podem funcionar tanto como sumidouros, como fontes contaminantes em sistemas aquáticos devido suas características físicas e propriedades químicas variáveis (EVANS; HOWARTH; NOMBELA, 2003; PRAVEENA; RADOSEVIC; ABDULLAH, 2007; LAKE *et al.*, 2007; RAINEY *et al.*, 2003).

De fato, estudos demonstraram a eficácia do manguezal em reter nutrientes da água eutrofizada que flui através dele (ÁLVAREZ-ROGEL; JIMÉNEZ-CÁRCELES; EGEA NICOLÁS, 2006; RAMSAR, 2006) e da capacidade dos componentes minerais do solo que tamponam os teores elevados de fósforo (ÁLVAREZ-ROGEL; JIMÉNEZ-CÁRCELES; EGEA NICOLÁS, 2007). Em geral, os manguezais são considerados sumidouros para nutrientes e possuem eficiente capacidade de armazenamento de sedimentos (COELHO *et al.*, 2004, SANCHÉZ; SANLEON; IZCO, 2001). Diferenças nas propriedades químicas de solos podem ser responsáveis por diferenças na capacidade de retenção de fósforo (JIMÉNEZ-CÁRCELES; ÁLVAREZ-ROGEL, 2008).

Ambientes com solos hidromórficos, característicos dos manguezais, são conhecidos por sua capacidade de reter contaminantes (FÖRSTNER; WITTAMNN, 1981). Nesse sentido, alguns estudos mostram que os manguezais podem atuar como depósitos de

fósforo (COELHO *et al.*, 2004). Entretanto, dependendo das variações físico-químicas sofridas pelos solos, esses podem também funcionar como fonte de fósforo para outros ambientes e/ou para as águas costeiras (WOLAVER, JOHNSON; MAROZAS, 1984). Nestes casos, o aporte deste elemento nesses ambientes acarreta transformações geoquímicas que podem proporcionar a distribuição do fósforo em todo o estuário (HAGER; LAURANCE, 1992).

Entretanto, devido ao crescimento das atividades urbanas e industriais nas áreas costeiras, o manguezal vem sendo afetado por diversos empreendimentos gerando, em países da América Latina, cerca de 40% de perda da cobertura original de manguezal (LACERDA; SCHAFFER-NOVELLI, 1999).

Dentre as principais causas de impacto antrópico, na costa semiárida do Nordeste do Brasil, está a contaminação destes ecossistemas por efluentes não tratados, resíduos sólidos, águas de escoamento urbano assim como, o uso de fertilizantes e de outros produtos químicos na agricultura e aquicultura (LACERDA *et al.*, 2006).

Segundo Cintron; Schaeffer-Novelli (1983), o despejo de esgoto em manguezais é problema comum na maioria dos centros urbanos litorâneos, entretanto poucos estudos têm sido feitos a cerca dos efeitos da disposição destes efluentes nesses ecossistemas. Dentro deste mesmo contexto, a descarga de efluentes de fazendas de camarão em águas estuarinas provoca grande preocupação com relação aos efeitos ambientais adversos. Entretanto, poucos são os esforços de investigação existentes sobre os efeitos dos efluentes em águas receptoras, a fim de aperfeiçoar as práticas de gestão da crescente indústria de aquicultura (MCKINNON *et al.*, 2002).

As águas residuárias são uma das principais fontes de nutrientes para as águas costeiras, particularmente em estuários urbanizados. Quando não existem estações de tratamento, a carga de nutrientes é diretamente proporcional à população e a quantidade per capita de água utilizada por habitante (SMITH; SCHWARZ; ALEXANDER, 1997).

Os efluentes de carcinicultura são ricos em nutrientes, por conta do manejo dos tanques de produção com utilização de fertilizantes, cerca de 60 kg de superfosfato triplo por tanque, visando estimular o crescimento fitoplânctônico. Entretanto, parte desse fósforo não é assimilado pelo fitoplâncton e seu excedente é lançado indo parar nos solos de mangue (FIGUEREDO, *et al.*, 2007).

Os efluentes urbanos geram impactos na coluna d'água, hidrodinâmica estuarina, biota, produtores primários e solo. Ocasionalmente prejudicando a qualidade da água e dos solos do estuário além do comprometimento da produtividade do sistema estuarino, da biodiversidade e do ciclo de vida de espécies aquáticas (FILDEMAN, 1999).

Nesses ecossistemas com fortes pressões antropogênicas, os solos podem remover grandes quantidades de fósforo a partir da solução (LEBO, 1991). E a ciclagem e biodisponibilidade para o ambiente dependem diretamente das formas de fósforo presentes (JONGE; VILLERIUS, 1989; PALUDAN; MORRIS, 1999).

Cabe ressaltar que a variabilidade de parâmetros físico-químicos da água e solos impactados pode ocasionar modificações importantes nos processos geoquímicos, influenciando a biodisponibilidade dos nutrientes presentes nos efluentes (QUEIROZ; CELINO, 2008).

O entendimento da relação entre os nutrientes presentes na água dos recursos hídricos e a sua interação com a matriz dos solos de manguezais, poderá facilitar a compreensão da ciclagem dos nutrientes nestes ambientes e do próprio processo de eutrofização. Neste sentido, o fracionamento químico do fósforo em solos pode fornecer importantes informações sobre o comportamento geoquímico e a disponibilidade biológica deste nutriente (PROTAZIO, TANAKA; CAVALCANTE, 2004).

Assim, a eficiência dos solos de mangue em reter nutrientes (p.e, fósforo), deve estar diretamente relacionada com as diferentes fontes destes nutrientes no ambiente, assim como, com as diferentes constituições dos solos de manguezais e sua condição geoquímica; além disso, o entendimento da relação entre nutrientes presentes na água dos recursos hídricos e a matriz dos solos de manguezais poderá contribuir para a compreensão da ciclagem de nutrientes nestes ambientes e do processo de eutrofização.

## **Objetivos**

### **Objetivo Geral**

Contribuir para o entendimento da dinâmica de fósforo em manguezais, que recebem águas eutrofizadas.

### **Objetivos Específicos**

- Analisar a dinâmica de retenção e liberação de fósforo em solos de manguezais impactados e não impactados;
- Identificar a capacidade dos solos de manguezais em estabilizar a carga de fósforo proveniente das águas impactadas por efluentes de diferentes naturezas;
- Verificar a influência de esgotos domiciliares e efluentes de carcinicultura nas diferentes formas de fósforo dos solos de manguezais.



## 2 REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1. Caracterização do manguezal

Manguezal é um ecossistema costeiro que ocorre em regiões estuarinas, características de regiões tropicais e subtropicais, influenciadas diretamente pela dinâmica das marés, que são o principal mecanismo de penetração das águas salinas neste ambiente. Essas particularidades impõem variações de pH e Eh, além de proporcionarem condições permanentemente redutoras para solos e águas intersticiais (VANNUCCI, 2002).

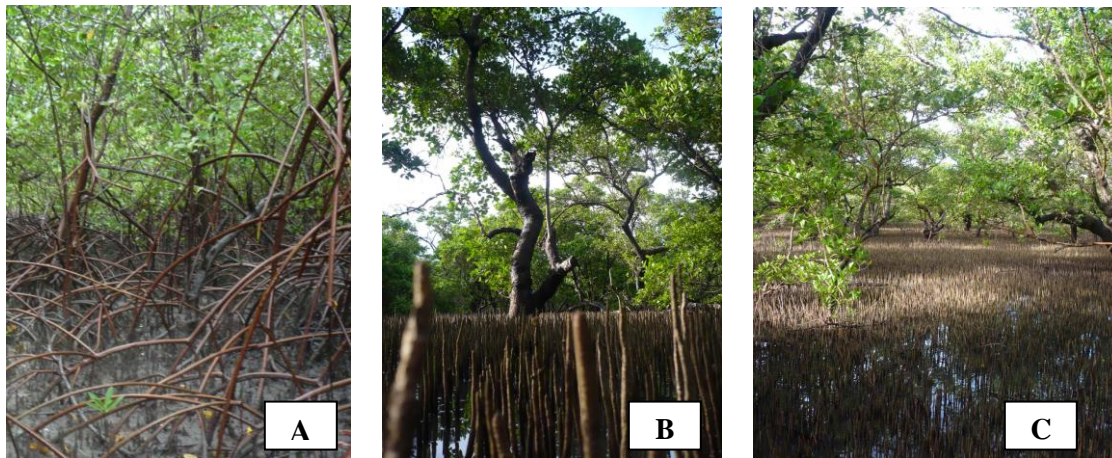
A resolução CONAMA n° 303/2002, define manguezal no Art. 2° inciso IX, como ecossistema litorâneo que ocorre em terrenos baixos, sujeitos à ação das marés, formado por vasas lodosas recentes ou arenosas, às quais se associa, predominantemente, a vegetação natural conhecida como mangue, com influência flúvio-marinha, típica de solos limosos de regiões estuarinas. O Art. 3° inciso X, assegura que o manguezal é área de preservação permanente (APP) (BRASIL, 2002).

Vannucci (2001) define manguezais como ecossistemas com solo pantanoso, que sofrem influência direta das marés. Geomorfologicamente, se desenvolvem por áreas extensas entrecortadas por diversos rios, canais e lagoas, em regiões geralmente planas, litorâneas e de clima tropical.

O ecossistema de manguezal representa a interface entre os ambientes terrestre e marinho. É um ecossistema aberto, totalmente dependente dos ecossistemas vizinhos. Sua importância reside na grande quantidade de matéria orgânica, produzida pelas espécies componentes do ecossistema (ARAGON *et al.*, 1986; LACERDA *et al.*, 1991).

A vegetação dos manguezais nas zonas tropicais é dominada por espécies vegetais de médio e grande porte como as *Rhizophora*, *Avicenia*, *Laguncularia* (Figura 1), que apresentam raízes que trocam gases com a atmosfera e eliminam sais pelas folhas (VANNUCCI, 2002), como meio de adaptação às condições halomórficas e hidromórficas do solo (SHAFFER-NOVELLI, 2000). Essas espécies de mangue são tolerantes ambientalmente, adequando a crescimento em diferentes ambientes (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990).

**Figura 1** - (A) *Rhizophora mangle*; (B) *Avicennia schaueriana* e (C) *Laguncularia racemosa*.



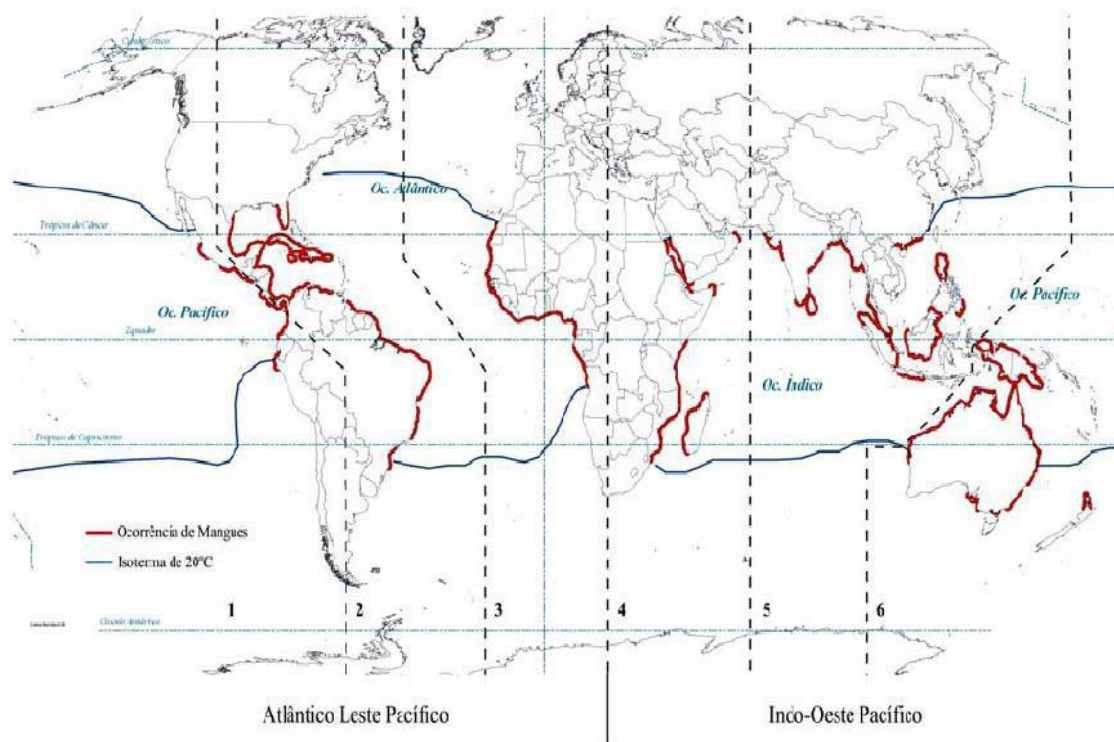
**Fonte:** MARQUES, 2010.

Os manguezais são áreas úmidas no litoral de regiões subtropicais e tropicais. Com adaptações a ambientes impactados e com constantes pressões. Necessitam de uma demanda de nutrientes devido ao crescimento rápido, produtividade primária elevada e ao metabolismo (YANG *et al.*, 2008).

Os manguezais ocupam cerca de 70% da costa tropical e subtropical entre as latitudes 35° N e 38° S (Figura 2), embora o melhor desenvolvimento em termos de biomassa, produtividade e biodiversidade ocorra entre a latitude 10° N e 10° S, onde as condições climáticas e abastecimento de água doce são favoráveis ao desenvolvimento do ecossistema. A extensão global de florestas de mangue atinge cerca de dezesseis milhões de hectares, com cerca de 29% nas Américas, 20% na África e 51% na região do Indo - Pacífico (LACERDA, 2008).

Os manguezais estão presentes em aproximadamente 92% da linha de costa brasileira, estendendo-se do extremo norte no Oiapoque, estado do Amapá, até a Praia do Sonho em Santa Catarina. Este ecossistema desempenha papel fundamental na estabilidade da geomorfologia costeira, na conservação da biodiversidade e na manutenção de muitos recursos pesqueiros, geralmente utilizados pela população local (LACERDA, 1986; MAIA *et al.*, 2005). Na costa Nordeste semiárida, os manguezais ocorrem em pequenas extensões, principalmente em estuários onde são afetados por regime de mesomaré (2 a 4m), (MAIA *et al.*, 2005).

**Figura 2** – Distribuição mundial dos manguezais.



Fonte: SPALDING; BLASCO; FIELD, 1997.

No estado do Ceará, os manguezais correspondem a 23000 ha com áreas influenciadas por 13 rios litorâneos (Tabela 1), (MENEZES, 2005).

**Tabela 1:** Caracterização quantitativa das áreas de manguezais no estado do Ceará.

Rios	Área aproximada de mangues (ha)	%
Timonha/ Ubatuba	10.184	44,40
Coreaú	4.620	20,14
Acaraú	1.907	8,32
Zumbi	1.708	7,45
Jaguaribe	1.260	5,50
Mundaú/ Cruxati	1.071	4,67
Aracatiaçu	498	2,17
Ceará	500	2,17
Remédios	431	1,89
Cocó	375	1,63
Pirangí	200	0,87
Pacoti	158	0,69
Choró	24	0,10
<b>Total</b>	<b>22.936</b>	<b>100,00</b>

Fonte: Adaptado de MENEZES, 2005.

Os ecossistemas de manguezais são reconhecidos pela produtividade elevada entre os ecossistemas naturais (REZENDE *et al.*, 2007). E as trocas de energia interna desse ecossistema podem ser muito altas, devido à intensa reciclagem, dinâmicas físico-químicas e temperatura elevada (VANNUCCI, 2001).

## **2.2 Solos de manguezais.**

Os manguezais são resultado de flutuações do nível do mar e das alterações paleoclimáticas, sendo formados após a submersão da costa brasileira devido a última transgressão, entre 22000 e 14000 anos A.P. (antes do presente). Este processo foi decisivo para a formação de uma planície costeira extensa correspondente à plataforma atual, onde se instalam os sistemas fluviais, manguezais, estuários, campos de dunas, lagoas, lagoas e terraços marinhos pleistocênicos (MEIRELES; RAVENTOS, 2002).

Solos de manguezais possuem características específicas que os distinguem dos outros componentes da biosfera (ar, água e biota), por servirem no controle do transporte de elementos químicos e outras substâncias para a atmosfera, hidrosfera e biota (OTERO *et al.*, 2006).

Eles funcionam como sumidouros de fontes contaminantes em sistemas aquáticos por causa das características físicas e variáveis nas propriedades químicas (EVANS; HOWARTH; NOMBELA, 2003; PRAVEENA; RADOSEVIC; ABDULLAH, 2007; RAINEY *et al.*, 2003). A dinâmica do solo de manguezal é regulada por fatores internos (floculação, dissolução, mistura etc.) e fatores externos (entrada de rios e poluição). Os processos biogeoquímicos em solos de manguezal são fortemente ligados à textura e mineralogia que, por sua vez, controlam a distribuição de nutrientes nos mesmos (LACERDA, 1986; PRASAD; RAMANATAHN, 2008).

Solos de manguezais possuem texturas bastante variáveis, variando de arenosas até muito argilosas. Essa variação ocorre devido à morfologia do estuário e também da natureza dos sedimentos costeiros adjacentes. Os solos de textura fina se localizam em porções mais protegidas das ações das marés, os solos arenosos estão em áreas que sofrem maior influência das ações das marés (SOUZA JÚNIOR *et al.*, 2007)

### **2.3. Poluição de manguezais por efluentes urbanos**

As principais atividades antrópicas potencialmente geradoras de nutrientes e contaminantes no litoral nordeste do Brasil são: a disposição inadequada de águas servidas, incluindo águas residuárias urbanas e industriais não tratadas, diretamente relacionados à população municipal; a agricultura, particularmente devido ao uso de fertilizantes e praguicidas, a pecuária e a carcinicultura. Dentre as fontes naturais, a deposição atmosférica e a erosão do solo também podem contribuir para a emissão de nutrientes e de poluentes para as águas superficiais (LACERDA *et al.*, 2006; LACERDA; SENA, 2005).

Em centros urbanos litorâneos são comum os manguezais sofrerem com a disposição de esgotos, sejam eles tratados ou não. No entanto, a urbanização desenfreada e a falta de planejamento para a destinação das águas residuárias se somam às atividades industriais agravando o problema (LACERDA; SENA, 2005; FERREIRA, 2002).

A liberação de nutrientes para o ambiente através de efluentes é uma das principais fontes de nutrientes para estuários e águas costeiras, particularmente em regiões de densidade populacional elevada (LACERDA; SENA, 2005). E o aumento da disponibilidade de nutrientes na água pode ocasionar maior produção da biomassa (BIUDES; CAMARGO, 2006).

### **2.4. Poluição de manguezais por carcinicultura**

A carcinicultura recebeu a maior atenção de todas as formas de maricultura. A partir do ano 1970 a carcinicultura se expandiu no mundo rapidamente e ainda está em expansão com o aumento constante das toneladas de produção (ISLAM; WAHAB; TANKA, 2004).

No Brasil, o cultivo do camarão expandiu-se a partir da década de 90, com a introdução e fácil adaptação da espécie exótica *Litopenaus vannamei* às características ambientais brasileiras. Até a introdução dessa espécie, outras tentativas de cultivo comercial do camarão com as espécies *Litopenaus subtilis*, *Litopenaus paulensis* e *Litopenaus shimitti* não havia logrado êxito, devido, principalmente, à baixa produtividade e à fraca inter-relação entre os diferentes elos da cadeia produtiva dessas espécies, em

especial, laboratórios de pós-larvas, indústria de ração e fazendas de engorda, dificultando a realização de pesquisas nas áreas de genética, nutrição e doenças (FIGUEIREDO *et al.*, 2005).

Segundo o censo de 2004, realizado pela Associação Brasileira de Criadores de Camarão (ABCC), a região Nordeste corresponde com 93,1% da produção brasileira, sendo o estado do Ceará o segundo maior produtor, com produção de 19.405 toneladas que corresponde a 25,6% da produção brasileira. Em 2011 a produção brasileira chegou a 75.000 toneladas e o estado do Ceará produziu 21.804 toneladas, o que corresponde a 29% da produção brasileira nesse ano.

Com a boa produtividade da carcinicultura apresentada nos cultivos do estuário do rio Jaguaribe, notadamente na região da cidade de Aracati, o *Litopenaus vannamei* foi se firmando como uma espécie rústica tendo atraído definitivamente, empreendimento para a atividade (de outros segmentos econômicos) (CEARÁ, 2008). As características do processo produtivo, com o consumo de diferentes insumos, apresentam emissões significativas de nutrientes para o meio ambiente (LACERDA; SENA, 2005).

Embora a importância da utilização sustentável dos produtos e serviços do manguezal aconteça cada vez mais, especialmente com a redução da captura de pescado do mundo, as dificuldades da aquicultura em áreas de manguezais ainda existem. Eles foram usados para agricultura, aquicultura, desenvolvimento urbano ou industrial ou degradados pelo lançamento de poluentes de atividades antrópicas (LACERDA, 2008).

No Nordeste do Brasil, cerca de 10% da área total das fazendas de camarão situam-se, inicialmente, nos manguezais, apesar da proteção legal no país que considera os manguezais como áreas de preservação permanente (APP), na lei Nº 4471/1965 e na resolução CONAMA Nº303/2002 (LACERDA, 2008).

No entanto, a legislação e os órgãos fiscalizadores do meio ambiente do Estado ainda não estavam preparados para receber essa nova atividade que se instalou rapidamente, levando em conta que não se sabia em qual competência seria atribuída à normalização legal desses empreendimentos. Hoje, todo o processo de licenciamento e fiscalização desses empreendimentos ainda se encontra em adequação.

Os principais impactos socioambientais negativos atribuídos à carcinicultura e urbanização são: desmatamento em áreas de manguezal, em matas ciliares, áreas de

preservação permanente; contaminação de corpos hídricos por efluentes ricos em nutrientes, matéria orgânica e substâncias químicas; redução e extinção de habitat e perda da biodiversidade estuarina; salinização de solos e de águas superficiais e subterrâneas; modificação da estrutura do solo; extinção de apicuns, assoreamento e soterramento de corpos hídricos, gamboas e canais de maré e alagamento de áreas ribeirinhas; conflitos quanto ao uso da água e da terra, bem como privatização dos acessos aos rios, às gamboas, aos manguezais, às lagoas e ao mar; inviabilização progressiva de atividades de mariscagem, coleta de caranguejos, pesca artesanal, problemas de saúde de trabalhadores causados por produtos químicos (CEARÁ, 2008; LACERDA, 2008).

A produção de camarão aumenta o teor de matéria orgânica e de nutrientes, tornando a água de cultivo hipereutrófica. Parte da matéria orgânica e dos nutrientes é dissolvida ou suspensa na água, enquanto outra parte é acumulada no sedimento (exemplo do fósforo) ou volatilizada via atmosfera (exemplo da amônia). De forma que, quando o sedimento permanece para outros ciclos de produção, a matéria orgânica é degradada e frações de nutrientes ficam em solução na água (PÁEZ-OSUNA; GUERRERO-GALVÁN; RUIZ-FERNÁNDEZ, 1999).

## **2.5. O fósforo em águas e solos de manguezais**

Sabe-se que o fósforo é um limitante potencial do crescimento de algas, da produção primária e pode interferir na produtividade marinha (FYTIANOS; KOTZAKIOTI, 2005). Em excesso, o fósforo acarreta no crescimento exponencial de algas, chamado de eutrofização, alterando a estrutura das comunidades e degradando o ecossistema (BRICKER *et al.*, 1999). Causando a diminuição da biodiversidade, aumento da turbidez, formação de espuma, depleção do oxigênio, morte de seres aquáticos e odores indesejados (FIGUEREDO, *et al.*, 2007).

Nos estuários eutrofizados, o transporte de fósforo em água doce ocorre principalmente adsorvido a óxidos de Fe e Al (LEBO, 1991; ZWOLSMAN, 1994), os quais, durante o assoreamento de estuários, sofrem sedimentação no manguezal (COELHO *et al.*, 2004). Contudo, a concorrência entre os dois óxidos não é controlada só pela

estabilidade termodinâmica, mas também pela abundância dos óxidos disponíveis para ligação com o fósforo (LAKE *et al.*, 2007).

Os fosfatos adsorvidos na superfície do solo são chamados de móveis já que são facilmente substituíveis. Após a adsorção inicial, a superfície os fosfatos continuam a reagir com o solo. A difusão é lenta na matriz do solo e reações de precipitação podem levar à formação de um *pool* relativamente imóvel de fosfatos (GERRITSE, 1993).

O fósforo pode ainda ocorrer no solo sob a forma de fosfatos ligados ao ferro, cálcio ou alumínio precipitados. Os íons de cálcio aceleram o processo de precipitação de fósforo levando a sua incorporação no solo através de compostos fosfatados. O fósforo também pode estar associado a várias formas orgânicas de diferentes graus de labilidade e recalcitrância (ANDRIEUX-LOYER; AMINOT, 2001; ARIAS; DEL BUBBA; BRIX, 2001; DEL BUBBA; ARIAS; BRIX, 2003).

Nos solos de manguezais, os fosfatos estão relacionados com a presença de compostos de cálcio e magnésio, óxidos-hidróxidos metálicos e matéria orgânica (TURNER *et al.*, 2005). As frações ligadas aos carbonatos sofrem influência direta do pH do ambiente, existe frações são sensíveis às variações das condições de oxi-redução, caso da fração ligada ao Fe e Mn, assim, promovendo maior ou menor retenção do fósforo ou liberação do mesmo para o corpo hídrico (JIMENEZ-CARCELES; ALVAREZ-ROGEL, 2008). De certa forma, a dinâmica das frações de fósforo, dependendo das condições ambientais do ecossistema, pode variar podendo ocorrer liberação de parte do fósforo retido, o tornando disponível (RYDIN, 2000).

## **2.6. Qualidade das águas e poluição**

A história da água sobre o planeta Terra é complexa e está diretamente relacionada ao crescimento da população humana, ao grau de urbanização e aos usos múltiplos que afetam a quantidade e a qualidade.

O consumo de água para o abastecimento humano, para uso em diversas indústrias, e para irrigação, por exemplo, pode ser previsto, em função de alguns parâmetros como alcalinidade, cloretos, nitrato, amônia, ortofosfato, entre outros. Por outro lado, a qualidade da água necessária a cada uso também deve atender a determinados



requisitos já estabelecidos. Assim, deve-se garantir o uso múltiplo dos recursos hídricos, com a quantidade e qualidade necessária aos diversos fins (SOARES, 1997).

A qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e da atuação do homem. De maneira geral, pode-se dizer que a qualidade de uma determinada água é função das condições naturais, do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica. Tal se deve a fatores tais como:

- Condições naturais: mesmo com as condições naturais da bacia hidrográfica, preservada, a qualidade das águas é afetada pelo escoamento superficial e pela infiltração no solo, resultantes da precipitação atmosférica. O impacto é dependente do contato da água em escoamento ou infiltração com partículas, substâncias e impurezas no solo. Assim, a incorporação de sólidos em suspensão ou dissolvidos ocorre, mesmo quando as condições naturais da bacia hidrográfica estejam totalmente preservadas. Neste caso, cobertura e composição do solo têm grande influência.
- Interferência dos seres humanos: a interferência do homem, quer de uma forma concentrada, como a geração de despejos domésticos ou industriais, quer de uma forma dispersa, como na aplicação de defensivos agrícolas no solo, contribui para a introdução de compostos na água, afetando a qualidade. Portanto, a forma como o homem usa e ocupa o solo tem implicação direta na qualidade da água (VON SPERLING, 2005).

A diversificação dos usos múltiplos, o despejo de resíduos líquidos e sólidos em rios, lagos e represas e a destruição das áreas alagadas e das matas ciliares tem produzido deterioração contínua e sistemática e perdas elevadas em quantidade e qualidade de água (TUNDISI, 2005).

A descarga de esgotos tratados de modo convencional em lagos, reservatórios e estuários, acelera o processo de eutrofização. A deterioração da qualidade da água, assim resultante, interfere no reuso indireto para abastecimento público e atividades recreativas (FUNASA, 2006). Além disso, Khan e Ansari (2005) definem que os principais contribuintes para entrada de fósforo em recursos hídricos são por escoamento urbanos,

descargas de efluentes brutos ou tratados e atividades agrícolas, como o uso de fertilizantes que possuem concentrações elevadas de fosfatos.

O *bloom* algal causado por entrada de fósforo também modifica vários fatores abióticos do corpo d'água como oxigênio dissolvido, turbidez e pH. Estes fatores governam diretamente o crescimento, a diversidade e a densidade dos componentes bióticos. O impacto da proliferação de algas em um ou alguns desses fatores influi diretamente na estrutura e nas características dos corpos hídricos (KHAN; ANSARI, 2005).

Em áreas urbanas, observou-se a ocupação de áreas ambientalmente frágeis; defasagem no atendimento por rede de coleta e tratamento de esgotos domiciliares e crescente aumento da produção de resíduos sólidos industriais, domésticos e de construção. Assim, constata-se a potencialização da degradação da qualidade da água de recursos hídricos por cargas de poluição de origem pontual e difusa (HAUPT, 2009).

Novotny; Olem (1993) definem poluição como mudança física, química ou biológica da qualidade de um recurso (ar, solo, ou água) causadas pelas atividades humanas que é prejudicial aos usos atuais, pretendidos ou potenciais do recurso. No entanto, a poluição que atinge águas pode ser relacionada a fontes pontuais ou difusas, de acordo com seu transporte e suas características.

As fontes pontuais de poluição da água são caracterizadas por descargas de indústrias, da rede de esgotos urbanos ou de estações de tratamento de esgoto, elas são facilmente identificadas, mensuráveis e controladas. Diferindo das fontes difusas de poluição que emanam de localizações não pontuais (a superfície terrestre ou a atmosfera), estas por sua natureza, são mais difíceis de identificar, mensurar e controlar (OECD, 1986).

São muitas as consequências negativas da poluição da água. Podem ser citados: prejuízos ao abastecimento doméstico, provocando doenças ao homem; assoreamento dos mananciais e aumento da turbidez da água; prejuízos à recreação, com riscos de transmissão de doenças através do contato; danos aos organismos aquáticos; eutrofização da água, resultando na proliferação excessiva de algas e vegetação aquática; e alterações na paisagem, provocando aspectos estéticos desagradáveis (SOARES, 1997).

## 2.7. Eutrofização

Eutrofização artificial consiste no processo de enriquecimento de nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio), que ocorrem na coluna de água, como resultado do excesso de carga de nutrientes (SCHINDLER; DILLON; SCHREIER, 2006; WOOD; HEATHVAITE; HAYGARTH, 2005).

As causas da eutrofização podem estar associadas a vários fatores ou fontes imediatas de nutrientes: esgotos domiciliares, despejos industriais, drenagem urbana, águas de escoamento de áreas agrícolas, águas subterrâneas etc. (ROCHA; BRANCO, 1986).

Estudos têm correlacionado diretamente a carga de nutrientes, particularmente de nitrogênio, com a produtividade primária e, eventualmente, com o avanço do processo de eutrofização. Fica claro que nitrogênio e fósforo deflagram o processo de eutrofização. Com o avanço do processo, entretanto, a variação da carga de nitrogênio passa a ser o principal agente acelerador da eutrofização (LACERDA; SENA, 2005).

Os macronutrientes e os elementos traços encontram-se concentrados na matéria orgânica viva, ou em matéria particulada morta e em decomposição, ou dissolvidos na água. A quantificação de cada um desses compartimentos no sistema aquático é importante e fundamental para compreender os ciclos biogeoquímicos. Portanto, a distribuição e a concentração de um determinado nutriente na água é uma função de processos biológicos, geoquímicos e físicos (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Carbono, fósforo e nitrogênio são a base para a sustentabilidade e reprodução das populações fitoplanctônicas. Constatou-se uma correlação entre a concentração de fósforo solúvel e a biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*). Sendo de fundamental importância a relação estequiométrica entre nitrogênio e fósforo nesse processo (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

A eutrofização pode ser considerada como uma reação em cadeia de causas e efeitos bem evidentes, cuja característica principal é a quebra de estabilidade do ecossistema. Com o rompimento do estado de equilíbrio, devido à eutrofização, o ecossistema passa a produzir mais matéria orgânica do que é capaz de consumir e decompor (ESTEVES, 2011).

Deve-se considerar que a eutrofização é um dos componentes do processo de degradação e, frequentemente, o impacto mais relevante em um recurso hídrico. Entretanto, ela dá início a um conjunto muito grande de outros processos. Acúmulo de substâncias tóxicas e de metais pesados, bem como outros resultados das atividades humanas nas bacias hidrográficas, são componentes adicionados aos recursos hídricos, tornando a recuperação dos ecossistemas eutrofizados complexa e de alto custo (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Os bioindicadores da eutrofização para ecossistemas de rios descrevem a diversidade e ocorrência de ciclos de vida ao longo do eixo longitudinal e dimensões laterais do ambiente. Os fotopigmentos fitoplanctônicos (e.p. clorofila “a”) foram relatados como indicadores de eutrofização de estuários e regiões costeiras. Estes indicadores podem ser rotineiramente incorporados em programas de monitoramento de qualidade de água para avaliar o controle ambiental na estrutura do ecossistema e em função de diferentes escalas espaciais e temporais (KHAN e ANSARI, 2005).

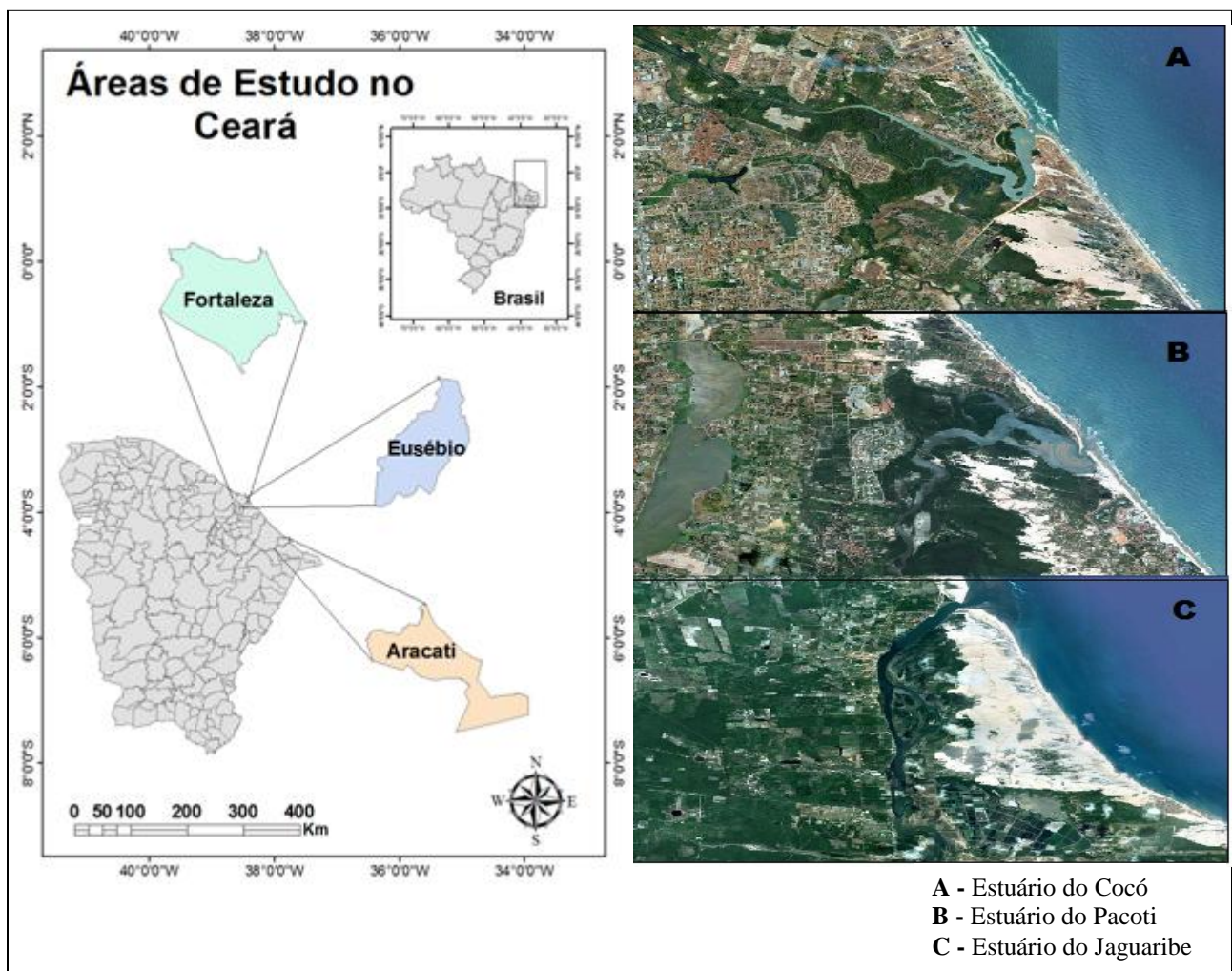
Considera-se o sedimento como o compartimento que reflete todos os processos que ocorrem em um ecossistema aquático, a sua composição também indica o estado trófico. Realmente, na grande maioria dos ecossistemas lacustres de região temperada, a concentração de alguns componentes do sistema reflete o nível de produção do sistema (ESTEVES, 2011).

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Áreas de estudo

Os manguezais estudados estão localizados em três estuários cearenses sob diferentes fontes de pressões antrópicas, o estuário do rio Cocó caracterizado pelos impactos oriundos da cidade de Fortaleza; o estuário do rio Jaguaribe, sob forte influencia das atividades de carcinicultura e o estuário do rio Pacoti como área controle (Figura 1).

**Figura 1** – Áreas estudadas



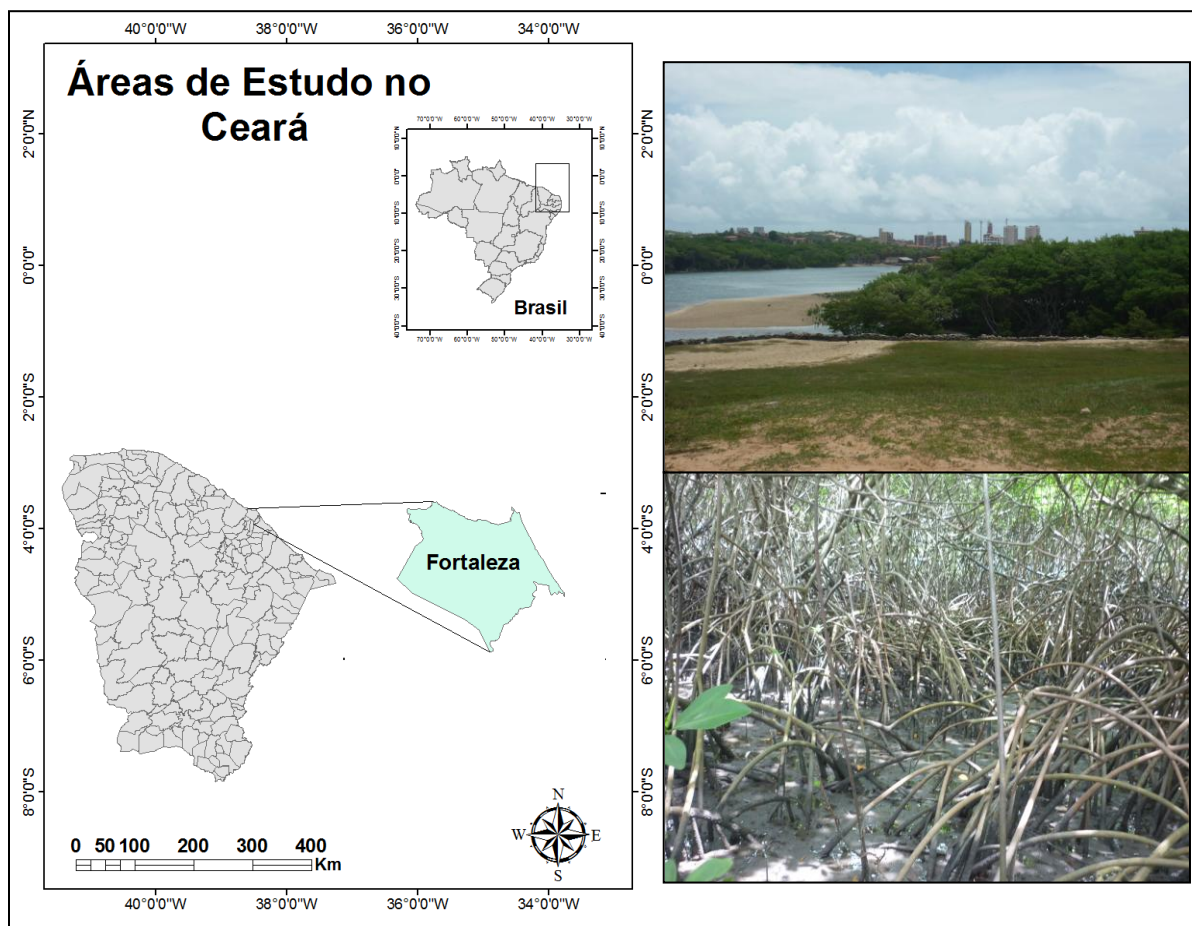
Fonte: [Siscom.ibama.gov.br/shapes/](http://Siscom.ibama.gov.br/shapes/)

Elaborado: Gislaíne Marques Albuquerque e Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.

### 3.1.1 Estuário do rio Cocó

A bacia do rio Cocó tem aproximadamente 500 km<sup>2</sup> e seu curso principal percorre cerca de 50 km entre a nascente, no município de Pacatuba, e a foz na costa leste do município de Fortaleza. O clima da região é tropical úmido com precipitação anual de 1400 mm (FUNCEME/IPECE 2011). O rio Cocó drena cerca de 60% da área da região metropolitana de Fortaleza, com mais de dois milhões de habitantes, recebendo, ao longo do seu percurso, diferentes influências antrópicas. Os últimos 11 km do rio são protegidos como parque ecológico, preservando assim uma superfície de 526 ha de manguezal (MAIA *et al.*, 2006; PARAQUETTI *et al.*, 2008).

**Figura 2** – Estuário do rio Cocó.



Fonte: [Siscom.ibama.gov.br/shapes/](http://Siscom.ibama.gov.br/shapes/)

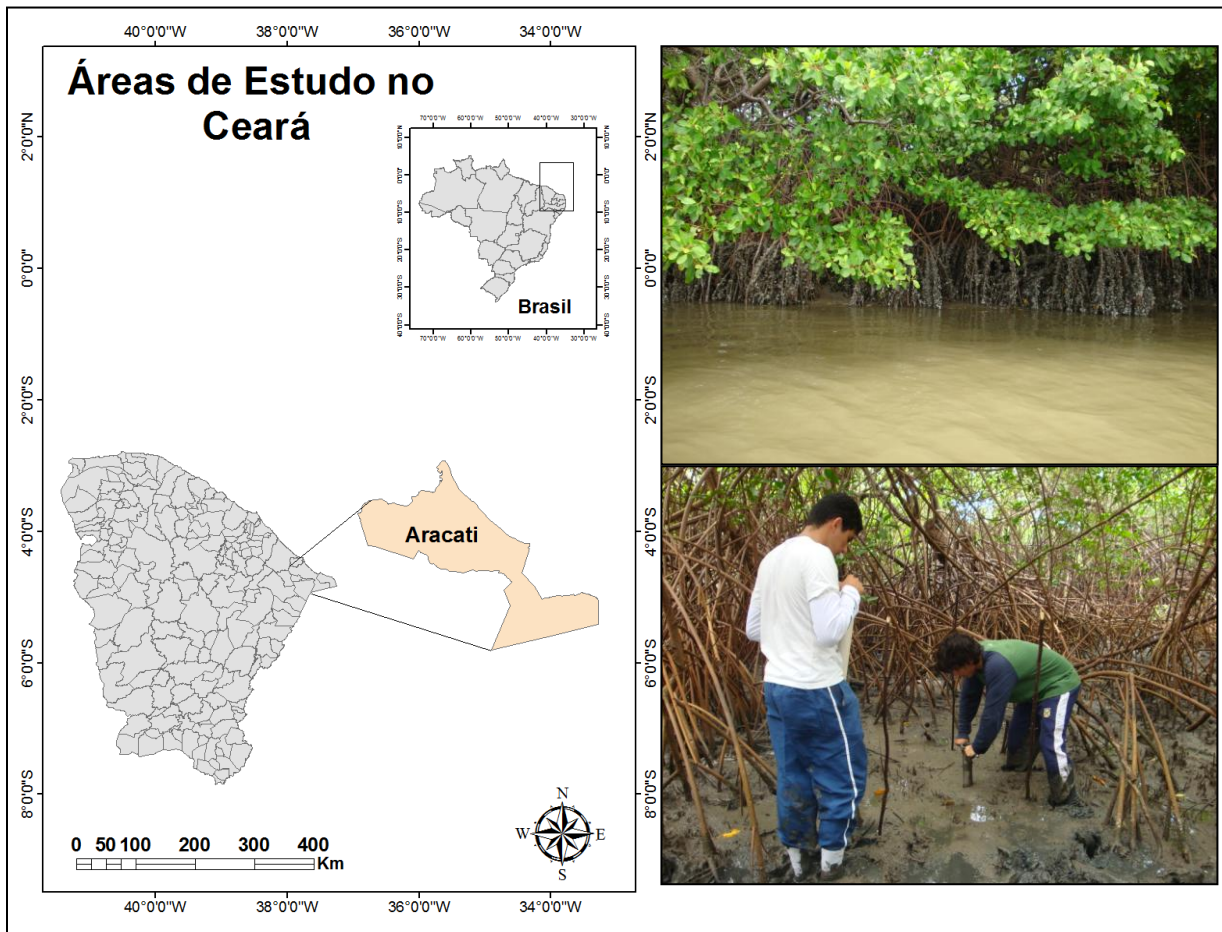
Elaborado: Gislaíne Marques Albuquerque e Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.

### 3.1.2 Estuário do rio Jaguaribe

A bacia do rio Jaguaribe está localizada em sua quase totalidade dentro dos limites do Estado do Ceará, com ínfima parcela estendendo-se ao sul para o Estado de Pernambuco. Ocupa uma área da ordem de 75.669 km<sup>2</sup> que representa 51,9% da área do Estado, situando-se entre as coordenadas de 4°30' e 7°45' de latitude sul e 37°30' e 41°00' de longitude oeste (IBGE, 1999). A bacia do rio Jaguaribe é dividida em três sub-bacias: bacia do alto Jaguaribe, bacia do médio Jaguaribe e bacia do baixo Jaguaribe, na qual está localizada o estuário do rio, próximo ao município de Aracati.

O estuário do Rio Jaguaribe possui uma extensão de 36 km e ocupa uma área de aproximadamente 641.216 km<sup>2</sup>, sendo limitado a montante pela barragem de Itaiçaba (PAULA; MORAIS; PINHEIRO, 2006). A região é marcada pela presença de manguezais em distintas fases de desenvolvimento e regeneração devido, principalmente, aos impactos relacionados à atividade da carcinicultura (Figura 3). Espécies de plantas como *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia schaueriana*, *Batis maritima* e *Conocarpus erecta* são de ocorrência comum no estuário. Nestes locais o regime de maré se destaca por ser semidiurno com amplitudes que variam entre 1,4 e 2,6 metros para as marés de quadratura e sizígia, respectivamente (TANAKA; MAIA, 2006). O clima da região do baixo Jaguaribe é tropical quente semiárido com período chuvoso de janeiro a abril e pluviometria média de 982,6 mm (FUNCEME/IPECE 2011).

**Figura 3 – Estuário do rio Jaguaribe**



Fonte: Siscom.ibama.gov.br/shapes/

Elaborado: Gislaíne Marques Albuquerque e Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.

### 3.1.3 Estuário do rio Pacoti

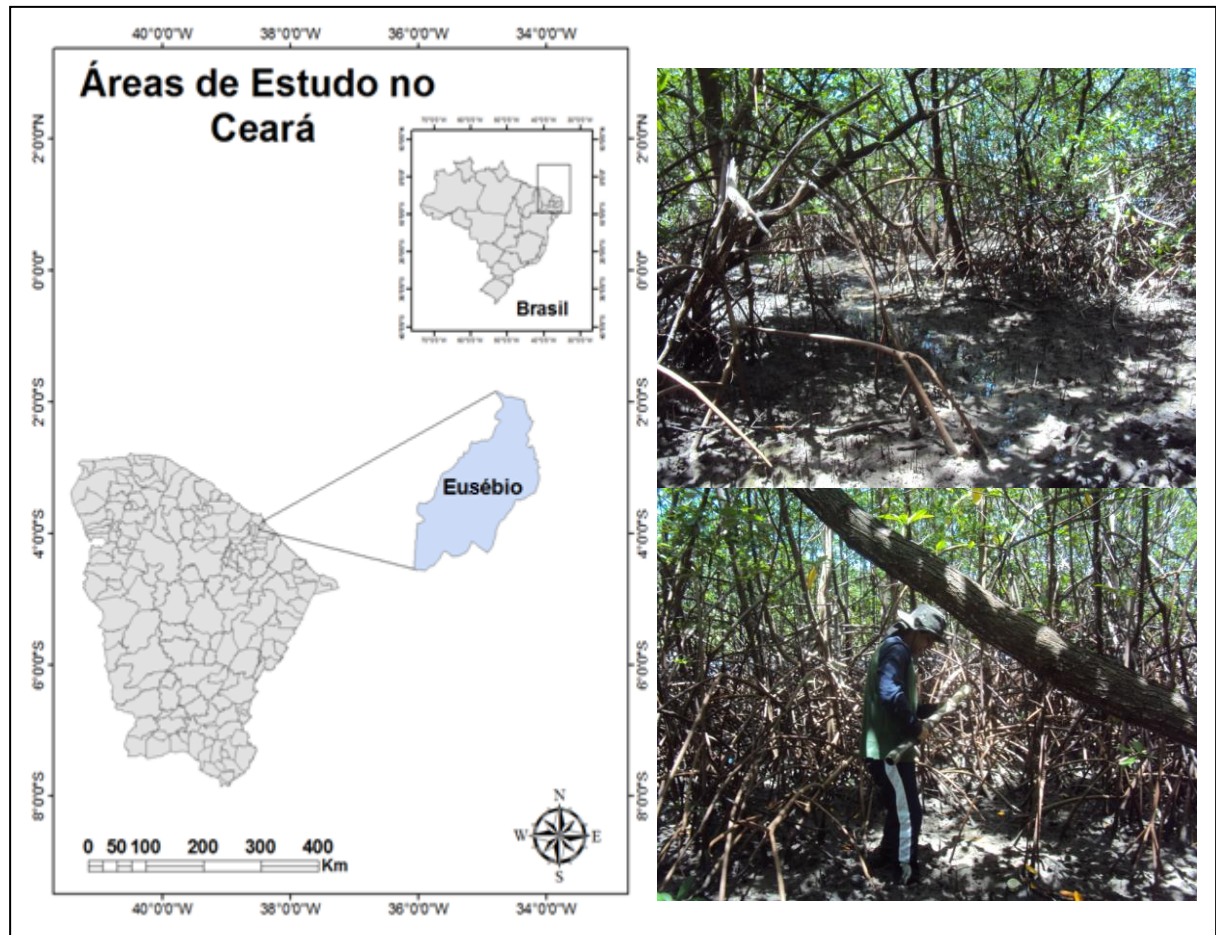
O rio Pacoti se estende ao longo de 150 quilômetros da serra de Baturité até a foz, no município de Eusébio, abrangendo uma área de 1.000 km<sup>2</sup> dos quais 3,84 km<sup>2</sup> são ocupados por manguezais (MAIA *et al.*, 2005; MOLISANI; CRUZ; MAIA, 2006).

A partir do ano 2000, o rio Pacoti passou a ser legalmente protegido: através dos decretos estaduais n° 25.777 e 25.778, ambos de 15/02/2000, criaram a Unidade de Conservação Estadual “Corredor Ecológico do Rio Pacoti” e a área de preservação ambiental (APA) do Rio Pacoti, respectivamente. A APA do rio Pacoti, abrange os municípios de Aquiraz, Eusébio e Fortaleza, foi criada com o intuito de preservar o estuário do rio e os ecossistemas presentes em seu entorno: dunas, manguezal e mata de tabuleiro (SEMACE,



2010), possibilitando a utilização do estuário do rio Pacoti como manguezal de referência para comparação com os outros manguezais (Figura 4).

**Figura 4** – Estuário do rio Pacoti.



Fonte: Siscom.ibama.gov.br/shapes/

Elaborado: Gislaine Marques Albuquerque e Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.

### 3.2. Etapas de campo

#### 3.2.1 Amostragem dos solos de manguezal

Em cada estuário (Cocó, Pacoti e Jaguaribe) foram marcados os pontos de coleta, todos vegetados com *Rhizophora spp.*, em posições fisiográficas similares. As amostras foram coletadas no período seco, mês de outubro e para o estuário do Jaguaribe ocorreram duas coletas, período seco (outubro) e chuvoso (abril).

As amostras foram coletadas no período de maré baixa utilizando tubos de PVC (0,05 m de diâmetro interno e 0,5 m de comprimento) acoplados a um amostrador para solos alagados. As amostras foram coletadas (05 tubos em cada ponto de amostragem) e os tubos com amostra foram fechados hermeticamente, mantidos em refrigeração (caixa de isopor com gelo; aproximadamente 4 °C) e transportados em posição vertical até o laboratório. No laboratório as amostras foram seccionadas (0 a 0,10; 0,10 a 0,20; 0,20 a 0,30; 0,30 a 0,40 m.) e congeladas até o momento da análise. Parte das amostras coletadas nos tubos foi peneirada e seca em casa de vegetação para obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA).

### *3.2.2 Amostragem de água*

A amostragem de água foi realizada durante os períodos de maré baixa. As coletas foram realizadas em áreas de estuários, em três pontos de coleta, cada ponto devidamente localizado em um estuário distinto, e coletadas a meia profundidade com distância aproximada de dois metros da margem. A amostragem foi realizada nos meses de fevereiro, abril, junho, julho, setembro e novembro de 2011 em frascos de vidro de um litro. As amostras foram posteriormente armazenadas e conservadas em caixas térmicas com gelo durante a condução do material até o Laboratório de efluentes e qualidade de água do Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR).

## **3.3 Processos analíticos**

### *3.3.1 Determinações físico-químicas de solo*

Ainda durante a amostragem, foram medidos os valores de pH e Eh após o equilíbrio dos eletrodos com as amostras retiradas com um outro trado de aço inox, cilíndrico semi aberto (0,07 m de diâmetro e 1 m de comprimento). O potencial de oxirredução (Eh) foi obtido com a utilização de um eletrodo de platina e o valor da leitura corrigido adicionando o potencial do eletrodo de referência de calomelano (+244 mV),

enquanto as leituras de pH foram obtidas com um eletrodo de vidro calibrado com soluções padrões de pH = 4,0 e 7,0.

Parte das amostras foram lavadas com álcool etílico 60% para eliminação do excesso de sais, precedida de eliminação de matéria orgânica com peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) 30 volumes. Nestas amostras foi realizada a análise granulométrica adotando-se o método da pipeta seguido da dispersão química com hexametáfosfato de sódio (NaPO<sub>3</sub>)<sub>6</sub> 0,015 mol.L<sup>-1</sup> e agitação mecânica, método proposto por Grohman (1976) e adaptado por Embrapa (1997).

### *3.3.2 Determinações químicas de solo e água intersticial*

No laboratório foram extraídas alíquotas da água intersticial por meio de centrifugação das amostras durante quinze minutos a 6000 RPM, para determinação da salinidade, através de leitura em refratômetro. Em amostras de solo seco foram realizadas determinações de equivalente carbonato de cálcio seguindo-se o método proposto por AOAC (1970) adaptado por Embrapa (1997) e fósforo total com extração acidobásica (BOWMAN, 1989) e leitura do método de Murphy; Riley (1962).

### *3.3.3 Determinações físico-químicas na água*

As variáveis físico-químicas determinadas nesta pesquisa estão descritas na tabela 1. As variáveis foram determinadas conforme os métodos e procedimentos laboratoriais descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

**Tabela 1** - Métodos empregados para determinação de variáveis físico-químicas de água.

<i>Variável</i>	<i>Método</i>	<i>Referência</i>
<i>Fósforo total</i>	<i>Digestão com persulfato; ácido ascórbico</i>	<i>4500-P B; 4500-P E, APHA (2005)</i>
<i>Ortofosfato</i>	<i>Ácido ascórbico</i>	<i>4500-P E, APHA (2005)</i>
<i>pH</i>	<i>Potenciométrico</i>	-
<i>Cloreto</i>	<i>Titulométrico</i>	<i>4500 Cl-B, APHA (2005)</i>
<i>Dureza</i>	<i>Titulométrico</i>	<i>2340 C, APHA (2005)</i>
<i>Salinidade</i>	<i>Refratometria</i>	<i>2520-B, APHA (2005)</i>
<i>Clorofila a</i>	<i>Espectrofotométrico</i>	<i>10200-H, APHA (2005)</i>

Fonte: Adaptado de APHA, 2005.

### 3.3.4 Extração sequencial de fósforo

Nas amostras seccionadas foi realizada a extração sequencial de fósforo, que extrai frações distintas (PALUDAN; JANSEN, 1995; PALUDAN; MORRIS, 1999). Essa sequencial foi realizada em 2g da amostra sendo adicionada sequencialmente 30 mL das soluções extratoras durante o tempo determinado, detalhado a seguir (Figura 5). Após centrifugação de 6000 RPM por 15 minutos, o sobrenadante foi recolhido e entre as extrações as amostras foram submetidas à lavagem 30 mL de água destilada.

A primeira etapa da extração remove as formas reativas de fósforo trocável (NaCl-P), com solução de NaCl 0,35M em agitação por uma hora. A segunda etapa extrai os fosfatos ligados as formas reduzíveis de Fe e Mn (Fe-P) através de extração com solução de Bicarbonato-Ditionito (BD) 0,11M com agitação de uma hora.

Na terceira, utiliza-se NaOH 0,1M por dezesseis horas sob agitação, para extração do P orgânico associado aos ácidos húmicos e o P associado às argilas e hidróxidos de Al. Passadas as dezesseis horas as amostras foram centrifugadas à 6000 RPM por quinze minutos e separadas em duas partes: sobrenadante e *pellet* (resíduo da extração com NaOH 0,1M). Ao sobrenadante foi adicionado HCl 1M até pH 1 para precipitação dos ácidos húmicos. Os precipitados gerados pela acidificação foram filtrados e separados do sobrenadante (utilizado na determinação do Al-P). Os mesmos precipitados filtrados foram posteriormente carbonizados em forno mufla a 550°C e suas cinzas fervidas em HCl 1M, para determinação da fração associada aos ácidos orgânicos (AH-P). No sobrenadante

gerado após a acidificação foi determinado o fósforo ligado aos silicatos e hidróxidos de Al (Al-P).

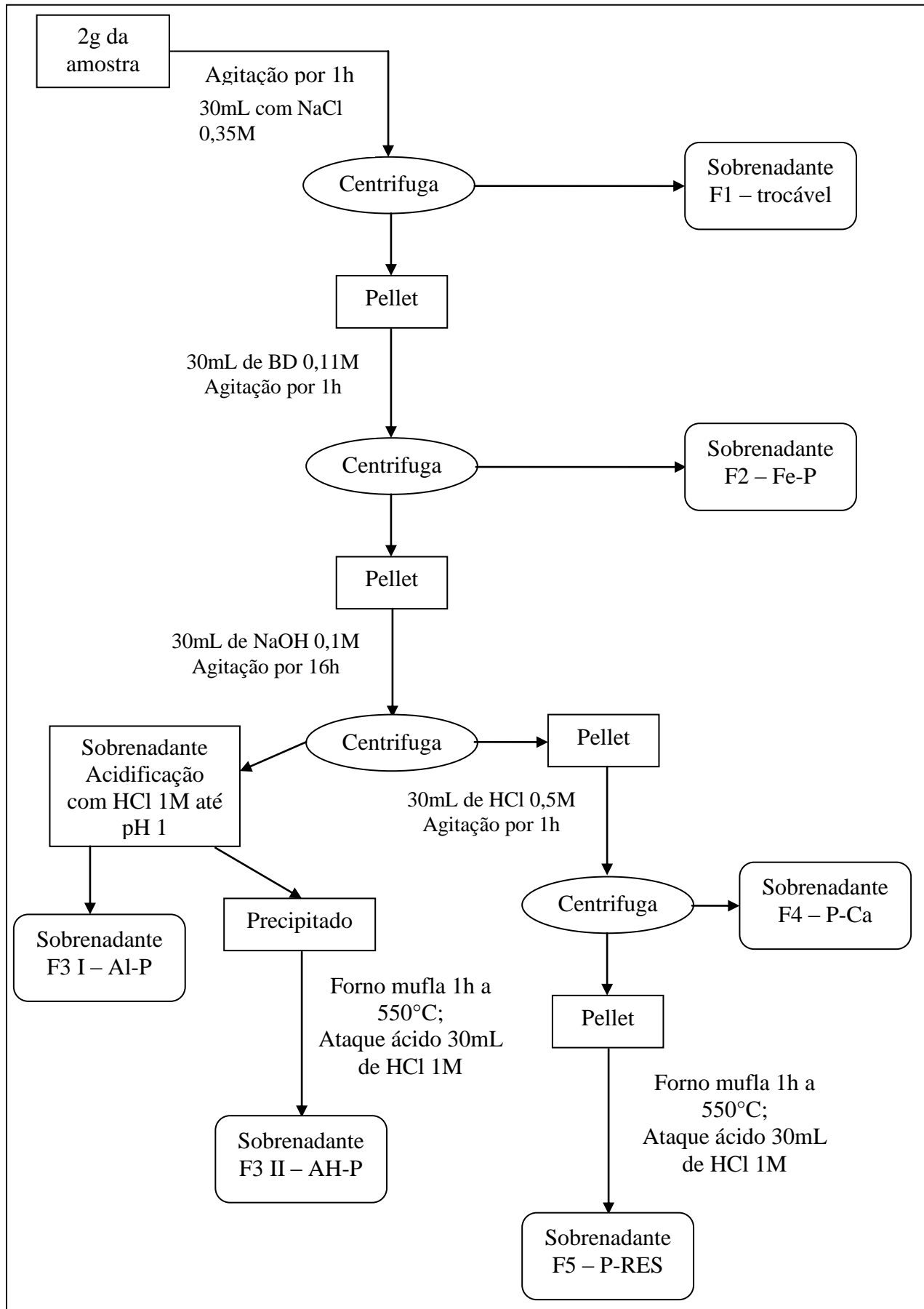
Ao *pellet* residual da extração com NaOH 0,1M foram adicionados 30mL de HCl 0,5M para remoção dos fósforos ligados aos carbonatos e apatita (P-Ca).

O *pellet* final (resíduo da extração com HCl 0,5M) foi levado ao forno mufla à 550°C por uma hora e posteriormente fervidos com HCl 1M para determinação dos fósforos ligados à matéria orgânica refratária (P-RES), (SCHILICHTING *et al.*, 2002). O fósforo não reativo (P-NR) foi encontrado através de subtração dos valores de fósforo total e o somatório das demais frações (SØNDERGAARD; WINDOLF; JEPPESEN, 1996).

### **3.4 Estatísticas**

Para o referido trabalho realizou-se teste estatísticos como Anova, Teste T e correlação de Spearman utilizando o programa BioStastic 5.3.

**Figura 5**– Fluxograma Sequencial de Fósforo



## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Variação espacial e o efeito das águas residuárias

Todos os solos dos mangues estudados apresentaram valores de Eh mais elevados em superfície com decréscimo em profundidade (Jaguaribe, Cocó e Pacoti). Na subsuperfície, o solo da área do Cocó apresentou os maiores valores de Eh (+269 mV).

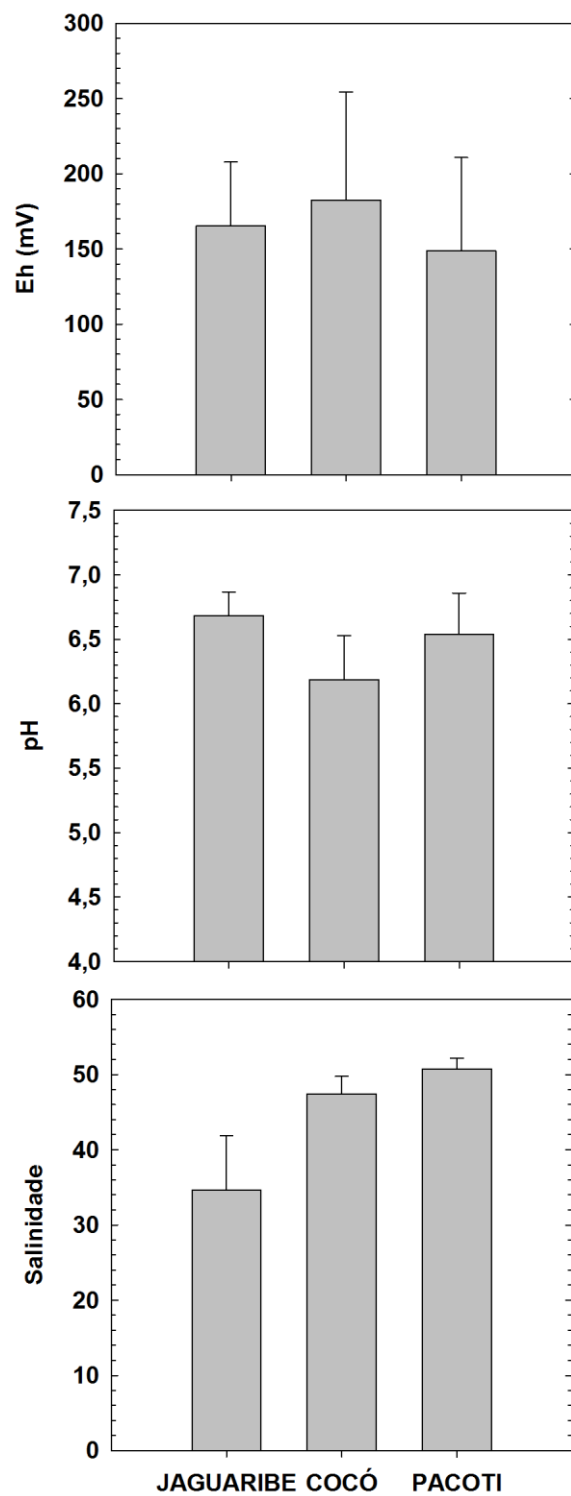
Para o pH ocorreu pouca variação entre as áreas caracterizando médias de 6,68 (desvio padrão = 0,1844) para o Jaguaribe, 6,18 (desvio padrão = 0,3394) para o Cocó e 6,53 (desvio padrão = 0,3198) para o Pacoti.

Os valores de pH (Figura 6), quando comparados com os resultados obtidos por Araújo Júnior *et al.* (2011) para o estuário do Jaguaribe mantiveram-se próximo. Os outros dois ambientes mantiveram o mesmo padrão do estuário do Jaguaribe, com pH levemente ácidos.

Os ambientes seguem esta sequência EP>EC>EJ, quanto à salinidade. Em EP o valor médio foi 50,75, para EC foi 34,62 e EJ 27,93 (Figura 6). Os valores maiores encontrados para EP e EC podem ser atribuídos à proximidade dos pontos de coleta com o mar, o que promove maior intrusão da cunha salina, promovendo maior concentração iônica nos solos e na água intersticial, já em EJ, o ponto de coleta se encontra mais distante da linha de costa.

Os dados de salinidade em água nos pontos de coleta também corroboram essa hipótese de aumento da intrusão salina, pois os ambientes mantiveram EP>EC>EJ para salinidade da água com médias em EP 39,33, EC 31,33 e EJ 28,33. Com águas salinas sendo difundida no ambiente ocorre uma distribuição de sais no solo e com a diminuição da maré e exposição do solo a elevadas temperaturas ocorre à evaporação da água e ocorrendo maior concentração catiônica de sais no solo fomentando o aumento da salinidade do solo.

**Figura 6** – Valores de pH, Eh e salinidade encontrados nas áreas estudadas.



Fonte: Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.



A análise granulométrica mostra a diferença que ocorre na formação dos estuários em estudo. O EJ (estuário do rio Jaguaribe) se diferencia de EC (estuário do rio Cocó) e EP (Estuário do rio Pacoti) que mantém uma semelhança na constituição granulométrica (Tabela 1), o que indica semelhança entre as duas áreas.

**Tabela 1** – Composição granulométrica nas áreas estudadas

Prof. (cm)	GRANULOMETRIA em %					
	EJ		EC		EP	
	AREIA	ARGILA+SILTE	AREIA	ARGILA+SILTE	AREIA	ARGILA+SILTE
0 - 10	14,10	85,90	82,75	17,25	77,20	22,80
10 - 20	7,68	92,32	90,00	10,00	89,05	10,95
20 - 30	36,55	63,45	88,25	11,75	87,50	12,50
30 - 40	26,81	73,19	92,40	7,60	83,15	16,85

Fonte: Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.

Os solos dos estuários Cocó e Pacoti se caracterizaram como solos mais arenosos, esta característica infere diretamente as condições físico-químicas do solo o acarretou nos resultados de Eh elevados e queda no pH. Segundo Otero *et al.* (2009) isso ocorre pois em ambientes com maior porosidade, caso dos dois estuários, ocorre maior difusão de oxigênio no solo ocorrendo oxidação por isso valores de Eh elevados, com essa oxigenação do ambiente as bactérias sulfato redutoras agem no ambiente reduzindo sulfato a sulfeto e com esse processo ocorre liberação de ácido sulfúrico para o ambiente o que ocasiona a queda do pH.

Para carbono orgânico foi verificado o mesmo padrão nas três áreas, com maiores valores em superfície e decaindo de acordo com o aumento da profundidade (Tabela 2). O maior valor encontrado (4,3%) foi em EP (na profundidade de 10 a 20 cm) enquanto o menor valor foi registrado em EC (1,4%) na profundidade de 30 a 40 cm.

Observando os menores teores de carbono orgânico em EC (Tabela 1) infere-se que há uma maior mineralização da matéria orgânica presente, uma vez que os valores do Eh são elevados, caracterizando ambientes mais oxidantes. Os resultados de Eh podem ser atribuídos as maiores quantidades de areia (Tabela 1) que permitem maior fluxo descendente de água e maior difusão do oxigênio para o interior do solo.

Para equivalente carbonato de cálcio, os maiores valores foram encontrados para EJ com valor médio de 23,27 g/kg (Tabela 2), para EP e EC os valores médios foram

menores (6,25 g/kg e 12,95 g/kg respectivamente), esta variação em EP e EC pode ser atribuída aos baixos valores de pH, caracterizando o solo em ácido. Sendo que a disponibilidade de carbonato de cálcio é governada pela salinidade e pH. Em sedimento ácido, são encontrados baixas concentrações de carbonatos bem como em ambientes de baixa salinidade (JONGE; VILLERIUS, 1989).

**Tabela 2** – Teor de carbonato de cálcio e carbono nas três áreas estudadas.

Profundidade em cm	Carbonato de Cálcio (g/Kg)			Carbono Orgânico (%)		
	EJ	EC	EP	EJ	EC	EP
0 - 10	17,50	10,00	7,83	3,56	3,10	4,05
10 - 20	25,83	6,33	5,67	3,83	2,20	4,30
20 - 30	16,00	1,75	20,33	1,76	2,20	3,40
30 - 40	33,75	6,92	18,00	2,90	1,40	3,30

Fonte: Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.

Para caracterização do ambiente foram realizadas determinações em água para os ambientes ajudando a fortalecer a discussão da dinâmica do fósforo nos ambientes, a seguir os dados de fósforo total e clorofila “a” (Tabela 3).

**Tabela 3** – Concentração das determinações em água nos ambientes.

Áreas	Determinações água	
	Pt (mg/L)	Clo. "a" (µg/L)
JAGUARIBE	1,6240	0,16 1
COCÓ	1,334	0,117
PACOTI	0,803	0,002

Fonte: Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.

Apesar dos valores de fósforo total não indicarem um efeito da eutrofização nos estuários EJ e EC o fracionamento do fósforo indica o predomínio de formas mais labéis e reativas nestes estuários. Porém os resultados nos mostra de indícios de eutrofização para os ambientes.

O fósforo orgânico refere-se à soma das frações AH-P, P-RES e P-NR, os valores variaram de 158,02 a 1269,32 µg/g. A fração P-RES entre as formas orgânicas obteve valores maiores para EJ (Tabela 4 e Figura 8). O P-RES quando elevado é característico dos efluentes, justificativa fortalecida pela diferença significativa encontrada ( $F=17,9006$   $p<0,0001$ ). Que segundo Jones, Shaw e Haan (1993), isso ocorre através da possível formação de complexos organometálicos, os quais sequestram fósforo reativo, diminuindo sua disponibilidade. E as concentrações de fósforo orgânico decresce com a

profundidade, provavelmente devido à contínua mineralização de fósforo nas camadas mais profundas (COELHO *et al.*, 2004),

As maiores concentrações da fração AH-P nos solos dos manguezais em estudos foram de 31,58 µg/g (EJ), 22,05 µg/g (EC) e 22,39 µg/g (EP), foram verificados os maiores valores em EJ área que têm menor gradiente de salinidade. A exemplo do observado para a fração P-RES, a fração AH-P ocorreu em maiores concentrações no estuário EJ (Tabela 4 e Figura 8). Que segundo Paludan, Morris (1999), a capacidade de sedimentos de ácidos húmicos se ligarem ao fósforo diminui com o aumento da salinidade.

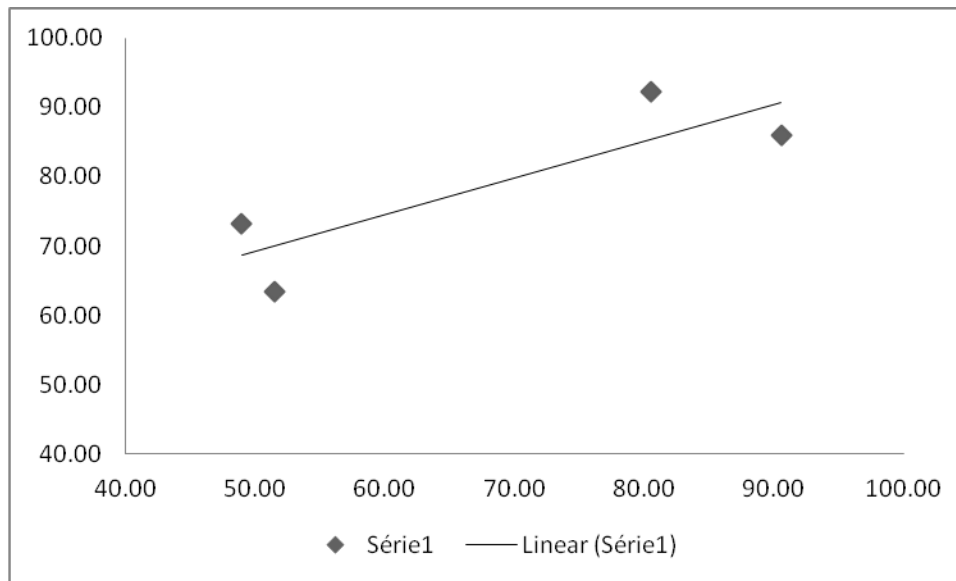
No que se refere às formas inorgânicas (soma das frações NaCl-P, Fe-P, Al-P e Ca-P) os maiores valores foram encontrados nas áreas eutrofizadas EJ e EC (Tabela 4),

A fração referente ao fósforo trocável segue a dinâmica EJ>EC>EP ocorrendo diferença significativa entre as áreas quando comparado em superfície ( $F=15,4442$  e  $p<0,0001$ ), esse fósforo foi disponibilizado para a água influenciando diretamente na quantidade de fósforo disponível (EJ – 1,624 mg/L; EC – 1,334 mg/L; EP – 0,803 mg/L) e conseqüentemente ocorrendo disponibilização de fósforo para a comunidade fitoplanctônica contribuindo para a eutrofização do estuário com o aumento da biomassa (EJ – 0,1615 µg/L; EC – 0,0079 µg/L; EP – 0,0029 µg/L).

No que diz respeito à fração Fe-P, foram encontrados maiores valores da mesma em EC (65,3 µg/g) e EJ (43,5 µg/g). Os maiores valores em EC (equivalendo a cerca de 15% do P total; Figura 8), estão de acordo com a presença de ambientes mais oxidante neste local o que favorece a ação dos óxidos na adsorção do fósforo (AZZONI; GIORDANI; VIAROLI, 2005; OTERO; ANTA; MACIAS, 2006; OTERO *et al.*, 2009).

A forma inorgânica Al-P apresentou maiores concentrações em EJ (Tabela 4), Estes resultados podem estar relacionados á granulometria mais fina dos solos neste local (Tabela 1) indicando maior presença de filossilicatos secundários e, portanto, mais reativos. A correlação positiva e significativa entre Al-P e silte+argila corrobora esta hipótese (Figura 7).

**Figura 7** – Correlação entre a fração Al-P e silte+argila.



Fonte: Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.

A fração Ca-P se destacou entre as frações inorgânicas, sendo a fração dominante no EJ com valor médio de 83,53  $\mu\text{g/g}$  seguido do estuário EC (32,51  $\mu\text{g/g}$ ) e EP (30,33  $\mu\text{g/g}$ ). Os maiores valores desta fração em EJ estão de acordo com as maiores quantidades de  $\text{CaCO}_3$  encontrados nestes solos (Tabela 3), Da mesma forma com os maiores valores de pH encontrados em EJ seriam favoráveis a manutenção destas formas de fósforo, sendo a água do mar uma fonte de carbonato de cálcio para os estuários e consequentemente para os manguezais (JONGE; VILLERIUS, 1989).

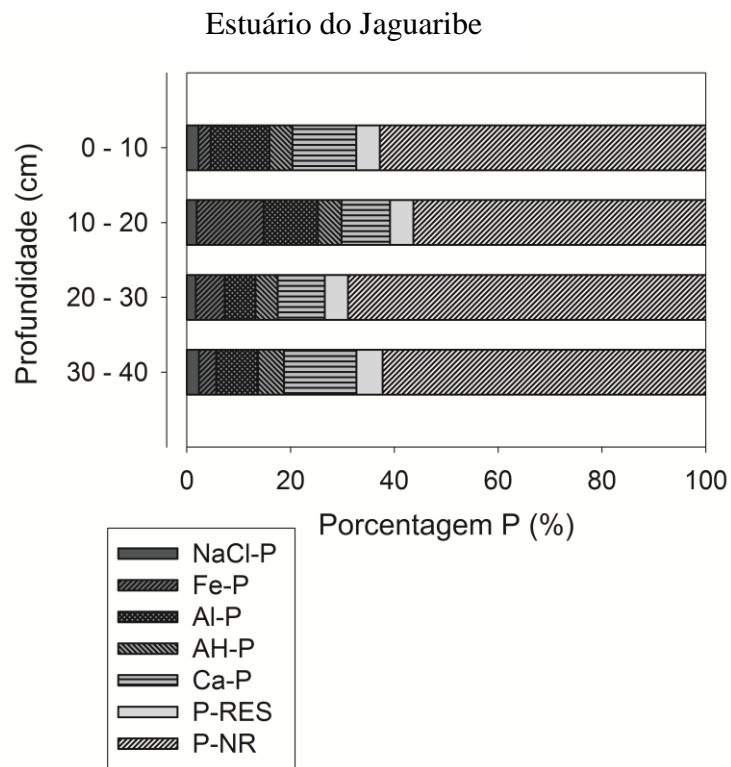
A fração Ca-P foi a mais importante nos estuários agregando aos ambientes um *pool* de Ca-P nos ambientes, como também em estuários estudados em zonas temperadas (ADRIEUX-LOYER; AMINOT, 2001; COELHO *et al.*, 2004; PALUDAN; MORRIS, 1999). No entanto, não foi encontrada correlação entre a fração Ca-P e os carbonatos em solo, que Andrieux-Loyer; Aminot (2001) em estudos para estuários na Europa também não encontraram correlação entre os dois.

**Tabela 4** – Valores das médias de concentração de fósforo ( $\mu\text{g/g}$ ) em cada área, em suas respectivas frações.

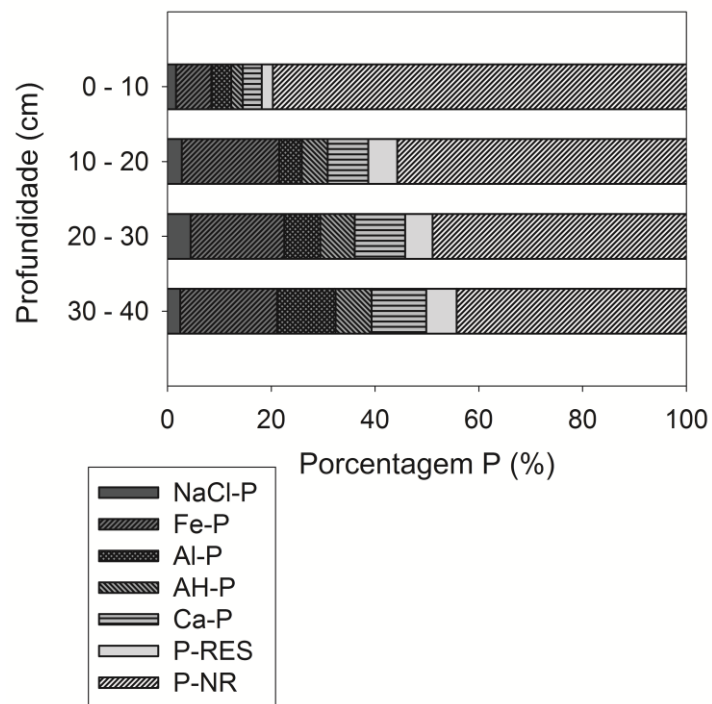
ESTUÁRIO JAGUARIBE ( $\mu\text{g/g}$ )										
	NaCl-P	Fe-P	Al-P	AH-P	Ca-P	P-RES	P NR	P TOTAL	P-Reativo	P-Inorgânico
J 0-10	17,94	19,16	90,56	35,74	98,40	36,52	503,56	801,88	198,88	226,05
J 10-20	14,74	99,22	80,54	31,96	71,77	31,03	432,10	769,83	337,73	219,79
J 20-30	10,50	51,32	51,50	28,24	80,73	28,44	635,00	925,17	302,55	242,35
J 30-40	14,23	20,23	48,92	30,37	84,83	30,57	377,93	607,08	183,32	168,21
<b>Média</b>	14,35	47,48	67,88	31,58	83,93	31,64	487,15	775,99	255,62	214,10
ESTUÁRIO COCÓ ( $\mu\text{g/g}$ )										
	NaCl-P	Fe-P	Al-P	AH-P	Ca-P	P-RES	P NR	P TOTAL	P-Reativo	P-Inorgânico
C 0-10	16,09	76,59	45,90	27,02	38,30	25,52	955,24	1198,26	162,01	193,05
C 10-20	10,61	73,44	17,23	19,46	30,73	19,85	218,42	391,94	173,52	107,53
C 20-30	13,74	55,87	18,10	20,59	30,03	15,71	148,27	309,34	148,02	114,01
C 30-40	7,47	55,37	34,31	21,13	30,98	16,35	135,02	305,02	136,00	131,59
<b>Média</b>	11,98	65,32	28,88	22,05	32,51	19,36	364,24	551,14	154,89	136,54
ESTUÁRIO PACOTI ( $\mu\text{g/g}$ )										
	NaCl-P	Fe-P	Al-P	AH-P	Ca-P	P-RES	P NR	P TOTAL	P-Reativo	P-Inorgânico
P 0-10	2,53	33,81	48,59	21,13	30,90	22,14	1089,08	1248,19	106,07	115,84
P 10-20	1,97	55,23	55,84	23,01	27,90	22,29	777,06	973,67	186,23	112,74
P 20-30	1,94	10,10	52,65	23,39	33,00	23,71	125,66	269,27	154,72	109,30
P 30-40	1,96	8,69	42,54	22,03	29,51	22,72	89,34	208,85	93,97	72,72
<b>Média</b>	2,10	26,96	49,90	22,39	30,33	22,71	520,28	674,99	135,25	102,65

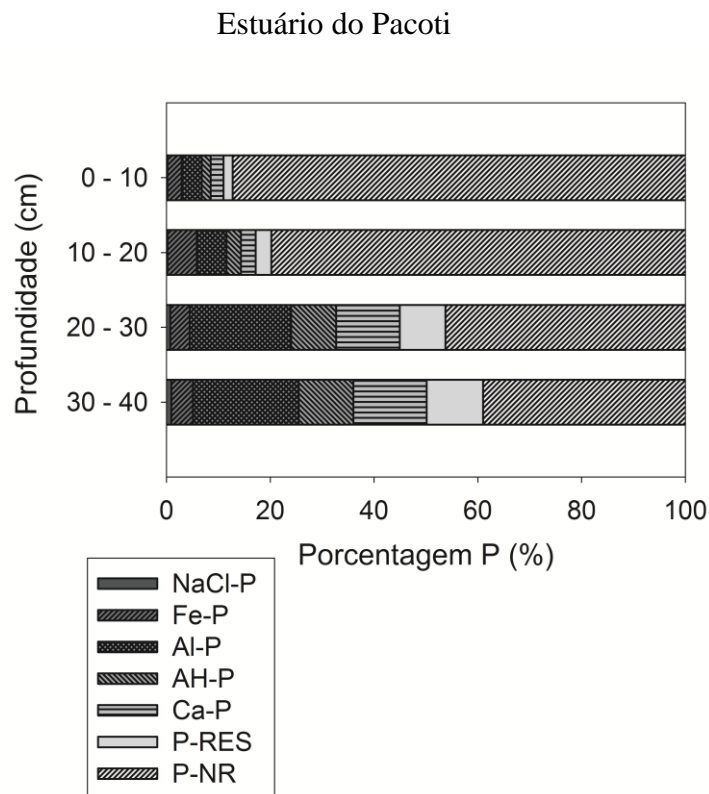
Fonte: Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.

**Figura 8** – Percentual de cada fração para o fósforo total no solo, de acordo com a área.



**Estuário do Cocó**





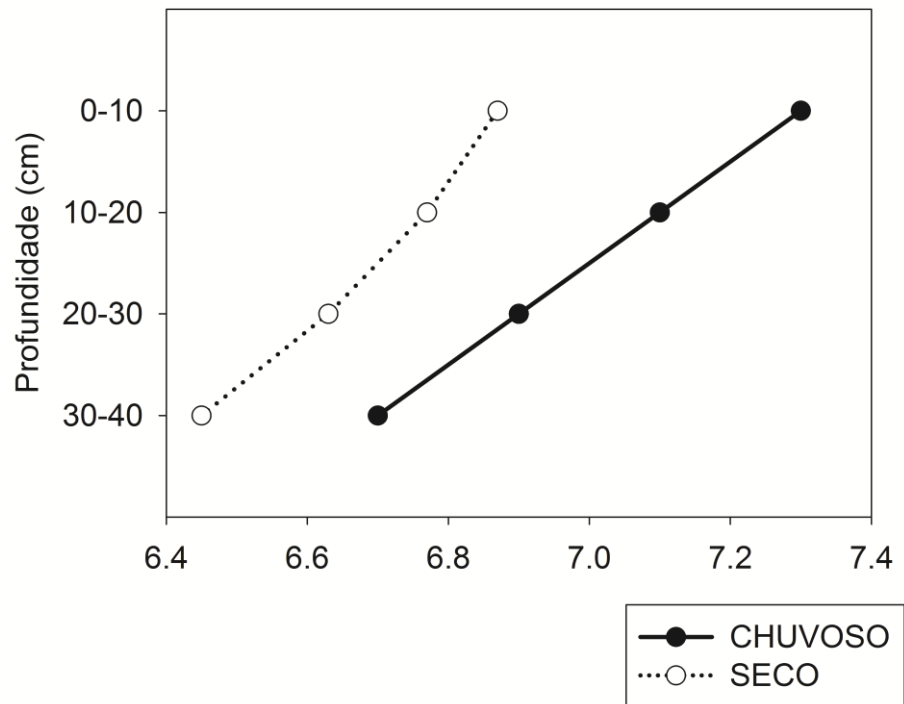
Fonte: Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.

#### ***4.2 Efeitos da variação sazonal sobre a geoquímica de P em solos de manguezais influenciados pela carcinicultura***

As variações sazonais (entre época chuvosa e seca) imprimiram nítidas diferenças físico-químicas no solo de mangue no rio Jaguaribe. Durante o período chuvoso, os valores de pH variaram entre 7,3 (0-10 cm) e 6,7 (30-40 cm). Já no período seco foi observada uma brusca queda nos valores de pH os quais variaram entre 6,87 (0-10 cm) e 6,45 (30-40 cm), (Figura 9).

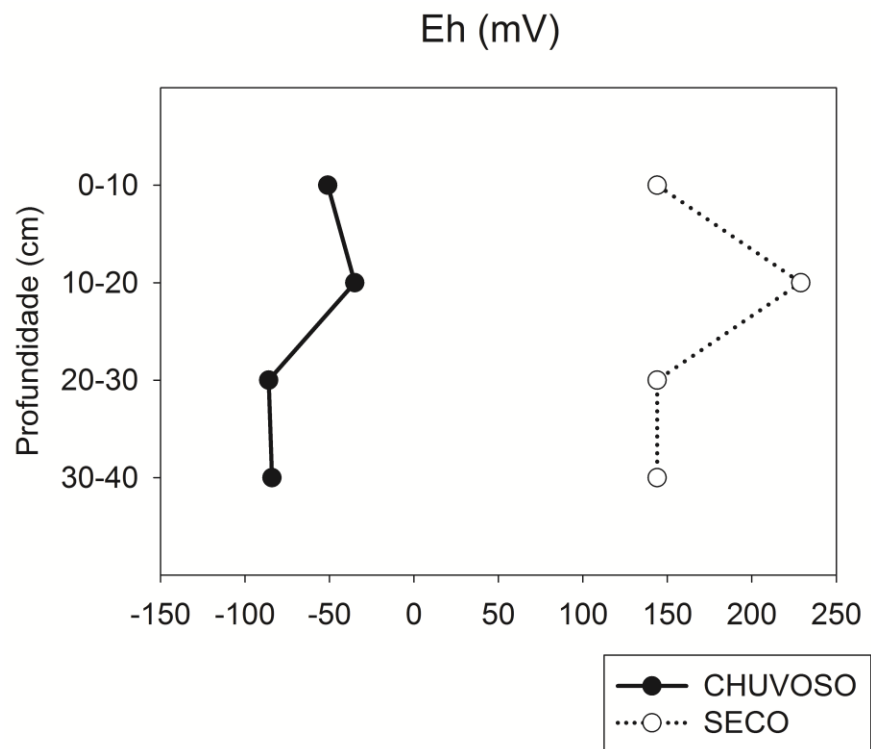
Da mesma forma, os valores de potencial redox (Eh) variaram de forma significativa entre épocas estudadas. No período chuvoso estes valores permaneceram sempre próximos a 0 mV (-35 a -86 mV) indicando a predominância de condições anóxicas. Contrariamente durante o período seco os solos apresentaram valores de Eh entre +144 e +229 mV, evidenciando a ocorrência de condições mais oxidantes (sub-óxicas) (Figura 10).

**Figura 9** – Valores de pH registrados para o período seco e chuvoso



Fonte: Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012,

**Figura 10** – Valores de potencial redox (Eh) encontrados sazonalmente



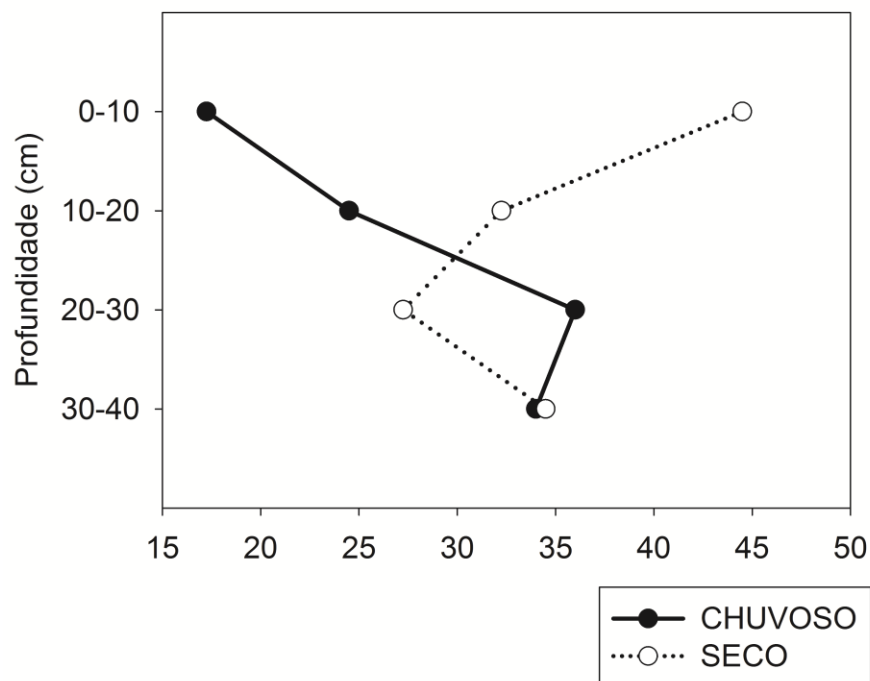
Fonte: Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012,



Com a variação no aporte de água ocorre alterações nas condições de oxidação-redução, alterando o valor de pH. Esse aumento de Eh e queda do pH no período seco se relaciona com a oxidação dos sulfetos formados no ecossistema, e ocorrendo formação de ácido sulfúrico (BREEMAN; BURMAN, 2003). O processo de mineralização da matéria orgânica nos manguezais ocorre através da formação de sulfetos via redução do sulfato (HOWART, 1984).

O gradiente de salinidade para o período chuvoso seguiu o mesmo padrão observado para o potencial redox caracterizado por um significativo aumento. Durante a estiagem (27,25 a 44,50; Figura 11). Este incremento de sais se explica pela queda no aporte de água doce no período seco, fazendo com que ocorra o aumento da pluma salina no estuário, ocorrendo maior concentração de sais no solo. Além disso, a maior evaporação durante a época seca promove uma maior concentração iônica nos solos (OTERO; MACIAS, 2002),

**Figura 11** – Valores de salinidade encontrados sazonalmente



Fonte: Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.

Os valores de carbono orgânico variaram de 1,76 a 4,21 %, os maiores teores foram encontrados no período chuvoso (Tabela 5). Essa variação também foi encontrada

por Nóbrega (2010), em estudo realizado no estuário do rio Acaraú que também é impactado por efluentes da carcinicultura.

**Tabela 5** – Teor de carbono.

Profundidade (cm)	CARBONO ORGÂNICO (%)	
	CHUVOSO	SECO
0 a 10	3,95	3,56
10 a 20	4,06	3,83
20 a 30	4,11	1,76
30 a 40	4,21	2,9

Fonte: Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.

Esta dinâmica de carbono (Chuvoso > Seco), ocorre por conta da maior difusão de oxigênio que ocorre no período seco, elevando o potencial redox do ambiente (Figura 10), com a presença de oxigênio no ambiente as bactérias ficam mais eficiente na degradação da matéria orgânica, diminuindo o tempo de mineralização, justificando assim os baixos valores encontrados no período chuvoso (FERREIRA *et al.*, 2007a; OTERO, 2000).

As variações das condições físico-químicas do solo estudado encontradas entre épocas parece ter afetado as diferentes formas de fósforo.

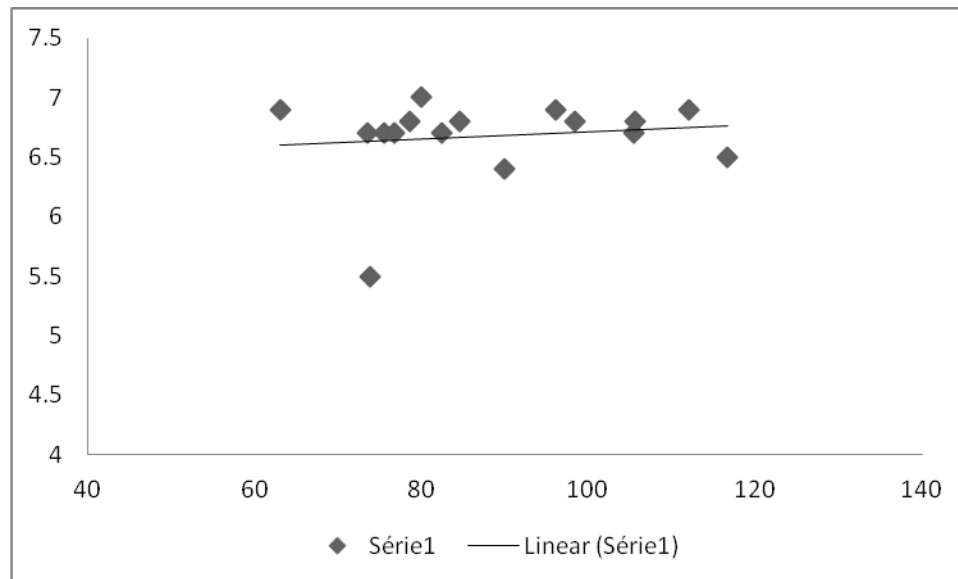
O fósforo total apresentou maiores valores durante o período chuvoso, com valor médio de 695 µg/g com desvio padrão de 214,55. Enquanto para o período seco o valor médio foi de 733 µg/g e desvio padrão de 336,30 (Tabela 7).

Os resultados de fósforo total parecem indicar uma perda de P durante a estação seca. De fato, os dados de P associado às formas orgânicas (AH-P+P-RES+P-NR) indicam uma queda destas frações durante o período seco (Tabela 7). Os maiores valores de P orgânico foram encontrados no período chuvoso, corroborando as maiores concentrações de carbono orgânico total nesse período (Tabela 5). Estes resultados indicam uma maior mineralização da matéria orgânica durante o período mais seco, em resposta as condições mais oxidantes já descritas anteriormente.

A perda de P orgânico durante a época seca deve promover um aumento das formas mais disponíveis de fósforo. De fato, o fósforo trocável (NaCl-P) variou com a estacionalidade com valores significativamente ( $F=52,5482$ ;  $p<0,0001$ ;  $t=7,2490$ ;  $p<0,001$ ) maiores durante o período seco. As correlações negativas e significativas entre NaCl-P e P-RES ( $r=-0,811$ ;  $n=8$ ;  $p=0,0145$ ) e entre NaCl-P e AH-P ( $r=0,763$ ;  $n=8$ ;

$p=0,0276$ ) apoiam esta hipótese. Outra possível explicação para o aumento das formas trocáveis de fósforo durante o período seco seria a dissolução de carbonatos. Os resultados indicam uma queda da fração Ca-P durante a época seca, provavelmente devido à existência de uma condição mais acida (Figura 9), favorecendo a dissolução destes minerais. A correlação positiva e significativa ( $r=0,749$ ;  $n=8$ ;  $p=0,0325$ ; Figura 12) entre os valores de pH e a fração Ca-P corroboram hipótese de dissolução de carbonatos sob condições de pH mais baixo.

**Figura 12** – Correlação entre a fração Ca-P e pH.



Fonte: Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.

Cabe ressaltar que as perdas de fósforo constatadas durante a época seca (AH-P, P-RES, P-NR e Ca-P) parecem não somente fomentar o aumento das formas trocáveis, mas também o aumento do P total dissolvido em água. De fato, as análises de água indicam significativo aumento de fósforo do período úmido (0,215 mg/L) para seco (1,624 mg/L), afetando diretamente a comunidade fitoplancônica, ocasionando a mesma variação para a clorofila “a” com valores de 0,0029 µg/L para período chuvoso e 0,1615 µg/L para o seco (Tabela 6).

**Tabela 6** – Concentrações das determinações em água do estuário do Jaguaribe.

PERÍODO	Determinações água	
	Pt (mg/L)	Clo "a" (µg/L)
CHUVOSO	0,215	0,002
SECÓ	1,624	0,161

Fonte: Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.

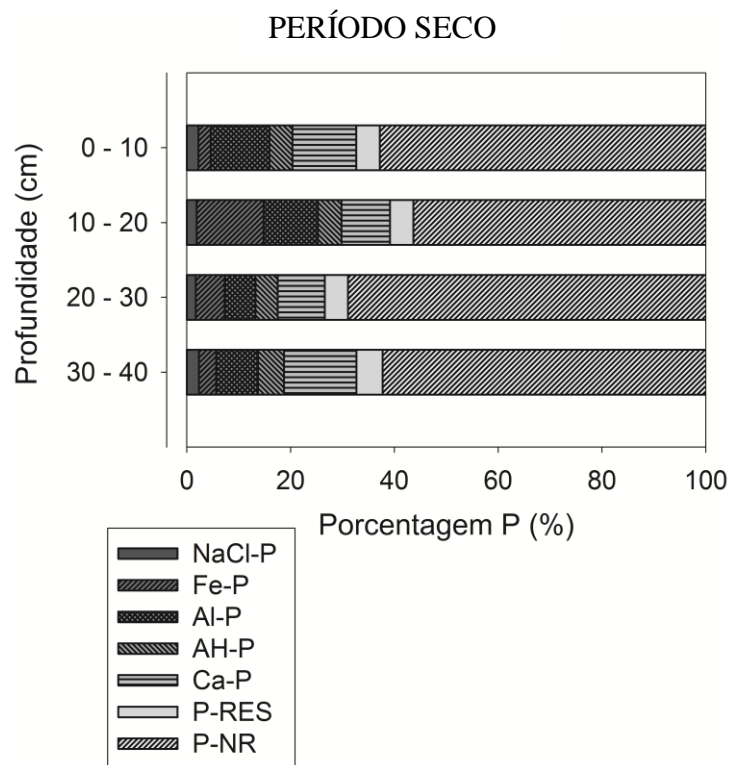
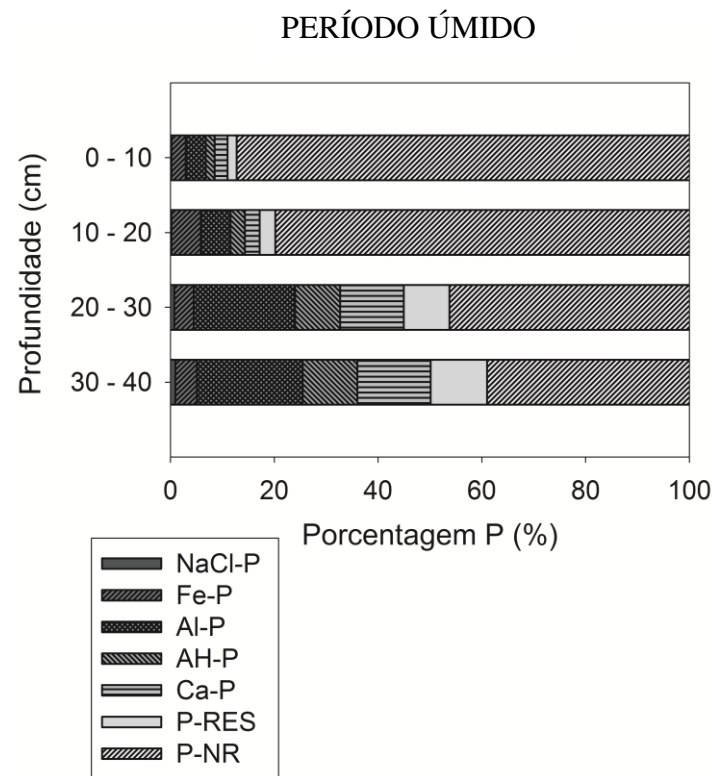
Contrariamente ao observado para as demais frações, o P associado aos óxidos de Fe e Mn aumentaram significativamente durante o período seco (Tabela 7, Figura 13). Este aumento está relacionado à existência de ambiente mais oxidante durante a estação do ano conforme comprovados pelos maiores valores de Eh encontrados. Sob estas condições, boa parte do Fe liberado no processo de oxidação de sulfetos como pirita e AVS precipita-se na forma de óxidos (AZZONI; GIORDANI; VIAROLI, 2005; OTERO, *et al.*, 2009), favorecendo os processos de adsorção. Resultados semelhantes foram relatados por Coelho *et al.* (2004), em estuários de clima temperado.

**Tabela 7** – Valores das médias de concentração de fósforo ( $\mu\text{g/g}$ ), em suas respectivas frações para estuário do rio Jaguaribe.

	PERÍODO CHUVOSO ( $\mu\text{g/g}$ )									
	NaCl-P	Fe-P	Al-P	AH-P	Ca-P	P-RES	P NR	P TOTAL	P-Reativo	P-Inorgânico
J 0-10	4,75	44,19	64,97	66,93	103,36	61,55	729,53	1088,33	345,75	173,81
J 10-20	4,08	21,57	58,73	72,47	109,06	59,55	433,28	758,73	260,36	154,74
J 20-30	3,76	31,71	35,72	50,89	90,09	57,32	433,76	703,25	269,49	139,78
J 30-40	2,94	25,26	41,92	48,89	78,23	47,37	749,66	811,33	195,69	148,35
<b>Média</b>	3,88	30,68	50,33	59,79	95,18	56,45	586,56	840,41	267,82	154,17
	PERÍODO SECO ( $\mu\text{g/g}$ )									
	NaCl-P	Fe-P	Al-P	AH-P	Ca-P	P-RES	P NR	P TOTAL	P-Reativo	P-Inorgânico
J 0-10	17,94	19,16	90,56	35,74	98,40	36,52	503,56	801,88	198,88	226,05
J 10-20	14,74	99,22	80,54	31,96	71,77	31,03	432,10	769,83	337,73	219,79
J 20-30	10,50	51,32	51,50	28,24	80,73	28,44	635,00	925,17	302,55	242,35
J 30-40	14,23	20,23	48,92	30,37	84,83	30,57	377,93	607,08	183,32	168,21
<b>Média</b>	14,35	47,48	67,88	31,58	83,93	31,64	487,15	775,99	255,62	214,10

Fonte: Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.

**Figura 13** – Percentual de cada fração para o fósforo total no solo.



Fonte: Romildo Lopes de Oliveira Filho, 2012.

## 5 CONCLUSÕES

Os lançamentos de efluentes brutos ou tratados em áreas de manguezais aumentam as concentrações de fósforo no solo. No entanto, quando diferenciado os lançamentos de efluentes ocorreu diferença para as concentrações das frações. Para as áreas com lançamentos difusos de efluentes urbanos ocorreu menor concentração de fósforo quando foi comparado aos valores das áreas atribuídas ao lançamento pontual de efluentes de carcinicultura.

No entanto apesar dos conteúdos de fósforo total não indicarem diferenças marcantes quanto ao grau de eutrofização dos solos, as áreas impactadas apresentaram predominância das formas mais reativas e lábeis do que a área controle. Com maior grau de eutrofização no estuário do rio Jaguaribe em relação aos demais.

As condições físico-químicas (pH e Eh) dos estuários Cocó e Pacoti sofrem influencia da granulometria por serem solos mais arenosos, dessa forma ocorre maior difusão de oxigênio e acarretando no aumento dos valores de Eh e queda do pH. Estas variações físico-químicas vem influir nas frações ligadas aos óxidos (p, e, Fe-P), e na fração Ca-P, pois em pH baixo ocorre dissolução de carbonatos e conseqüentemente aumento da fração Ca-P. Para o estuário do Jaguaribe a granulometria afetou a fração Al-P, por ter uma granulometria mais fina, com mais presença de filossilicatos secundários e, portanto, mais reativos.

Para a influencia da estacionalidade no estuário do rio Jaguaribe, apresentou-se um contraste das condições físico-químicas (Eh e pH). Esta variação afeta diretamente a mineralização da matéria orgânica, promovendo o aumento do fósforo trocável (NaCl-P) e dissolvido no ambiente. Além disso, promove a dissolução dos carbonatos e conseqüentemente o aumento do fósforo associado a fração óxidos.

## REFERÊNCIAS

- ABDEL-SATAR, A. M.; SAYED, M. F. Sequential fractionation of phosphorus in sediments of El-Fayum lakes – Egypt. **Environ. monit. assess.** v. 169, p. 169-178, 2010.
- ÁLVAREZ-ROGEL, J; JIMÉNEZ-CÁRCELES, F. J.; EGEEA-NICOLÁS, C. Phosphorus and nitrogen content in the water of a coastal wetland in the mar menor lagoon (SE SPAIN): relationships with effluents from urban and agricultural areas. **Water, air, and soil pollution.** v. 173, p. 21-38, 2006.
- ÁLVAREZ-ROGEL, J; SIMÉNEZ-CÁRCELES, F. J.; EGEEA-NICOLÁS, C. Phosphorus retention in a coastal salt marsh in SE Spain. **Science of the total environment.** v. 378, p. 71-74, 2007.
- ANDRIEUX-LOYER, F.; AMINOT, A. Phosphorus forms related to sediment grain size and geochemical characteristics in French coastal areas. **Estuarine, coastal and shelf science.** v. 52, p. 617-629, 2001.
- APHA (American Public Health Association). **Standard methods for the examination of water and waste water.** 21<sup>a</sup> ed. Ed. APHA. New York, 2005.
- ARAGON, G. T. *et al.* Distribuição espacial de nutrientes e metais pesados em sedimentos de águas superficiais em um ecossistema de manguezal. **Acta Limnol. Brasil.** v. 1, p. 365-385, 1986.
- ARAÚJO JUNIOR, J. M. C., *et al.* Selective geochemistry of iron in mangrove soils in a semiarid tropical climate: effects of the burrowing activity of the crabs *Ucides cordatus* and *Uca maracoani*. **Geo. Mar. Lett.** *no prelo*, 2011.
- ARIAS, C. A.; DEL BUBBA, M.; BRIX, H.. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Water research.** v. 35, n<sup>o</sup> 5, p. 1159-1168, 2001.
- AZZONI, R.; GIORDANI, G; VIAROLI, P. Iron-sulphur-phosphorus interactions: implications for sediment buffering capacity in a mediterranean eutrophic lagoon (Sacca di Goro, Italy). **Hidrobiologia.** v. 550, p. 131-148, 2005.
- BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M.. Changes in biomass, chemical composition and nutritive value of *Spartina alterniflora* due to organic pollution in the Itanhaém river basin (SP, Brazil). **Braz. J. biol.** v. 66, p. 781-789, 2006.
- BOWMAN, R. A.. a sequential extraction procedure with concentrated sulfuric acid and dilute base for soil organic phosphorus. **Soil chemistry.** v. 53, p. 362-366, 1989.
- BRAGA, E. S. *et al.* Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista estuarine system – Brazil. **Marine pollution bulletin.** v. 40, p. 165-173, 2000.



BRASIL. Resolução CONAMA nº 303 de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetro, definição e limites de áreas de preservação permanente. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 13 de maio de 2002. Seção 1, p. 68.

BREEMEN, V. N.; BURMAN, P. **Soil formation**. 2ª edição, Dordrecht, Kluwer, 2003, 419p.

BRICKER, S. B. *et al.* National Estuarine Eutrophication Assessment. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries, 1999. **NOAA - NOS Special Projects Office**. Ref Type: Report.

CEARÁ, Assembléia Legislativa do Estado do. **Cenário atual dos recursos hídricos do Ceará**. INESP. Fortaleza, 2008.

CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Introducción a la ecología del manglar**. Montevideo: oficina regional de ciencia y tecnología de La Unesco para América Latina y el Caribe, 1983. 109p.

COELHO, J. P. *et al.* Phosphorus speciation and availability in intertidal sediments of a temperate estuary: relation to eutrophication and annual P-fluxes. **Estuarine, coastal and shelf science**. v. 61, p. 583-590, 2004.

DEL BUBBA, M.; ARIAS, C. A.; BRIX, H.. Phosphorus adsorption maximum of sands for use as media subsurface flow constructed reed beds as measured by the Langmuir isotherm. **Water research**. v. 37, p. 3390-3400, 2003.

EMBRAPA, Empresa brasileira de pesquisa agropecuária. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro. Centro nacional de pesquisa de solos, 1997.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de limnologia**. 3ª edição. Editora Interciência. Rio de Janeiro, 2011. 790p.

EVANS, G.; HOWARTH, R. J.; NOMBELA, M. A. Metals in the sediment of enseada de San Simon (inner Ria de Vigo), Galicia, NW Spain. **Applied geochemistry**. v. 18, p. 973-996, 2003.

FERREIRA, T. O., *et al.* Are mangrove Forest substrates sediments or soils? A case study in southeastern Brazil. **Catena**. v. 70, p. 79-91, 2007b.

FERREIRA, T. O., *et al.* Redox processes in mangrove soils under *Rhizophora mangle* in relation to different environmental conditions. **Soil science society of America Journal**. v. 71, p. 484-491, 2007a.

FERREIRA, T. O.. **Solos de mangue do rio Crumahú (Guarujá-SP): pedologia e contaminação por esgoto doméstico**. 2002. Dissertação (mestrado em agronomia). Escola superior de agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

FIGUEIREDO, M. C. B. *et al.* Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores. **Engenharia sanitária ambiental**. v. 10, n. 2, p. 167-174, abr/jun, 2005.

FILDEMAN, P. I. J. Impactos ambientais: manguezais da zona urbana de Ilhéus (Bahia, Brasil). In: **congresso latinoamericano sobre ciências Del mar**, 8, peru: 1999. Resúmenes ampliados, p. 843-844.

FÖRSTNER, U.; WITTMAN, G. T. W. **Metal pollution in the aquatic environment**. 2ª edição. Spinge Verlag, Berlin Heidelberg. New York: revised, 1981

FUNCEME/IPECE. Instituto de pesquisa e estratégia econômica do Ceará. **Perfil básico Municipal – Aracati, Cocó e Eusébio**. 2011.

FUNASA, Fundação Nacional de Saúde-FUNASA. **Manual de saneamento**. 3ª Edição. Editora FUNASA. Brasília, 2006.

FYTIANOS, K.; KOTZAKIOTI, A. Sequential fractionation of phosphorus in lake sediments of northern Greece. **Environmental monitoring assess.** v. 100, p. 191-200, 2005.

GERRITSE, R. G.. Prediction of travel times of phosphate in soils at a disposal site for wasterwater. **Water research**. v. 27, n. 2, p. 263-267, 1993.

HAGER, S. M.; SCHEMEL, J. Sources of nitrogen and phosphorus to northern San Francisco bay. **Estuaries**. v. 15, p. 1342-1352, 1992.

HAUPT, J. P. de O. **Metodologia para avaliação do potencial de produção de poluição difusa: estudo de caso da bacia do rio Jundiá**. 2009. Dissertação (mestrado em engenharia). Escola politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

HOWART, R. W. The ecological significance of sulfur in the energy of salt marsh and coastal marine sediments. **Biogeochemistry**. v. 1, p. 5-27, 1984.

IBGE. **Diagnóstico ambiental da bacia do rio Jaguaribe. Diretrizes gerais para a ordenação territorial**. Salvador. 1999.

ISLAM, M. S.; WAHAB, M. A.; TANAKA, M. Seed supply for coastal brachishwater shrimp farming : environmental impacts and sustainability. **Marine pollution bulletin**. v. 48, p. 7-11, 2004.

JIMÉNEZ-CÁRCELES, F. J.; ÁLVAREZ-ROGEL, J. Phosphorus fractionation and distribution in salt marsh soils affected by mine wastes and eutrophicated water: A case study in SE Spain. **Geoderma**. v. 144, p. 299-309, 2008.

JONES, R. I.; SHAW, P. J.; HAAN, H. de. Effects of dissolved humic substances on the speciation of iron and phosphate at different pH and ionic strength. **Environmental science technology**. v. 27, p. 1052-1059, 1993.

JONGE, V. N. de; VILLERIUS, L. A. Possible role of carbonate dissolution in estuarine phosphate dynamics. **Limnology oceanography**. v. 34, p. 332-340, 1989.

KHAN, F. A.; ANSARI, A. A.. Eutrophication: an ecological vision. **The botanical review**. v. 71, p. 449-482, 2005.

LACERDA, L. D. ; SENA, D. L. Estimativas de cargas de nitrogênio, fósforo e metais pesados de interesse ambiental para as bacias inferiores do estado do Ceará. **Zoneamento ecológico e econômico da zona costeira do estado do Ceará**. Fortaleza: SEMACE/LABOMAR, 2005.

LACERDA, L. D. Biogeoquímica de contaminantes no antropoceno. **Oecol. bras.** v. 11, n. 2, p. 297-301, 2007.

LACERDA, L. D. *et al.* Iron and chromium transport and accumulation in a mangrove ecosystem. **Water, air, and soil pollution**. 57-58, p. 513-520, 1991.

LACERDA, L. D. *et al.* Relative importance of nitrogen and phosphorus emissions from shrimp farming and other anthropogenic sources for six estuaries along the NE Brazilian coast. **Aquaculture**. v. 253, p. 433-446, 2006.

LACERDA, L. D. Neotropical mangroves. **Tropical biology and conservation management**. v. 4, p. 132-152, 2008.

LACERDA, L. D. Pesquisas brasileiras sobre ciclagem de nutrientes em ecossistemas costeiros: identificação de prioridades. **Acta. Limnol. Brasil**. v. 1, p. 3-27, 1986.

LACERDA, L. D.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Mangroves of latin america: The need for conservation and sustainable utilization. México: **Ecossistemas de Manglar em América Tropical**. Instituto de ecologia A. C., cap. 2, p. 5-8, 1999.

LAKE, B. A. *et al.* Factors contributing to the internal loading of phosphorus from anoxic sediments in six Maine, USA, lakes. **Science of the total environment**. v. 373, p. 534-541, 2007.

LEBO, M. E. Particle-bound phosphorus along an urbanized coastal plain estuary. **Marine chemistry**. v. 34, p. 225-246, 1991.

MAIA, L. P. *et al.* **Estudo das áreas de manguezais do nordeste do Brasil** : avaliação das áreas de manguezais dos estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco. Fortaleza: Associação brasileira de criadores de camarão, 2005.

MARQUES, A. G. B.. **Caracterização e gênese de solos de mangue, apicum e tabuleiro da região costeira de Acaraú-CE.** 2010. Dissertação (mestrado em solos e nutrição de plantas). Centro de ciências agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.

MCKINNON, A. D. *et al.* The trophic fate of shrimp farm effluent in mangrove creek of North Queensland, Australia. **Estuarine, coastal and shelf science.** v. 55, p. 655-671, 2002.

MEIRELES, A. J. de A.; RAVENTOS, J. S.. Um modelo geomorfológico integrado para a planície costeira de Jericoacoara/Ceará. **Mercator – revista de geografia da UFC.** Ano 1, n. 1, 2002.

MENEZES, F. G. R. de.. **Diversidade de *Vibrio* spp. em estuários no estado do Ceará associada à atividade de carcinicultura.** 2005. Dissertação (mestrado em ciências marinhas). Instituto de ciências do mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.

MOLISANI, M. M.; CRUZ, A. L. V.; MAIA, L. P. Estimativa da descarga fluvial para os estuários do estado do Ceará, Brasil. **Arq. Ciên. Mar.** Fortaleza, v, 39, p. 53-60, 2006.

MURPHY, J.; RILEY J. P.. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica chimica acta.** v. 27, p. 31-36, 1962.

NÓBREGA, G. N.. **Eutrofização e metais pesados em manguezais do rio Acaraú (Ceará): o efeito dos resíduos de carcinicultura.** Monografia (Graduação em Agronomia) Centro de ciências agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.

NOVOTNY, V.; OLEM, M. **Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution.** New York, 1993. 1054p.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **Water pollution by fertilizers and pesticides.** Paris, 1986. 144p.

OTERO, X. L. **Biogeoquímica de metais pesados en ambientes sedimentarios marinos: I- Fluvisoles de la Ría de Ortigueira (NO Península Ibérica). II – Sedimentos de la Fosa hidrotermal de Guaymas (Golfo de California – México).** Tese (doutorado) Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela, 2000.

OTERO, X. L. *et al.* Geochemistry of iron and manganese in soils and sediments of a mangrove system, Island of Pai Matos (Cananeia –SP, Brazil). **Geoderma.** v. 148, p. 318-335, 2009.

OTERO, X. L. *et al.* Spatial variation in pore water geochemistry in a mangrove system (Pai Matos island, Cananeia – Brazil). **Applied geochemistry.** v. 21, p. 2171-2186, 2006.

OTERO, X. L.; ANTA, R. M. C. de; MACÍAS, F. Sulphur partitioning in sediments and biodeposits below mussel rafts in the Ría de Arousa (Galicia, NW Spain). **Marine environmental research.** v.61, p. 305-325, 2006.

OTERO, X. L.; MACIAS F.. Variation with depth and season in metal sulfides in salt marsh soils. **Biogeochemistry**. v. 61, p. 247-268, 2002.

PÁEZ-OSUNA, F.; GUERRERO-GALVÁN, S. R.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C. Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal Waters of the gulf of Califórnia. **Marine pollution bulletin**. v. 38, n. 7, p. 585-592, 1999.

PALUDAN, C.; JENSEN, H. S.. Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediments: significance of humic acids. **Wetlands**. v. 15, p. 365-373, 1995.

PALUDAN, C.; MORRIS, J. T.. Distribution and speciation of phosphorus along a salinity gradient in intertidal marsh sediments. **Biogeochemistry**. v. 45, p. 197-221, 1999.

PARAQUETTI, H. H. M. *et al.*. Avaliação preliminar da distribuição de mercúrio no estuário do rio Cocó, Ceará, Brasil. In: III Congresso Brasileiro de Oceanografia, 2008. Fortaleza. **Anais**. Fortaleza: Associação brasileira de oceanografia, 2008.

PAULA, D. P.; MORAIS, J. O.; PINHEIRO, L. S. Análise geoambiental do estuário do rio Jaguaribe-Ce: tensores naturais e antrópicos. **VI Simpósio nacional de geomorfologia**. 6 a 18 de setembro de 2006, Goiania.

PRADA-GAMERO, R. M.; VIDAL-TORRADO, P.; FERREIRA, T. O.. Mineralogia e físico-química dos solos de mangue do rio Iriri no canal de Bertioga (Santos, SP). **Revista brasileira de ciência do solo**. v. 28, p. 233-243, 2004.

PRASAD, M. B. K.; RAMANATHAN, A. L. Sedimentary nutrient dynamics in a tropical estuarine mangrove ecosystem. **Estuarine, coastal and shelf science**. v. 80, p. 60-66, 2008.

PRAVEENA, S. M.; RADOSEVIC, M.; ABDULLAH, M. H. The assessment of mangrove sediment quality in mengkabong lagoon: na índex analysis approach. **International journal of environmental & science education**. v. 2, n. 3, p. 60-68, 2007.

PROTÁZIO, L.; TANAKA, S. M. C. N.; CAVALCANTE, P. R. S. Avaliação de procedimentos de extração seqüencial de fósforo em sedimento. **Revista analytica**. n. 8, 2004.

QUEIROZ, A. F. de S.; CELINO, J. J. Capítulo 1 – manguezais e ecossistemas estuarinos da baía de todos os santos. **Avaliação de ambientes na Baía de Todos os Santos: aspectos geoquímicos, geofísicos e biológicos**. QUEIROZ, A. F. de S. & CELINO, J. J. organizadores; UFBA, Salvador, 2008.

RAINEY, M. P. *et al.* Mapping intertidal estuarine sediment grain size distributions through airborne remote sensing. **Remote sensing of environment**. v. 86, p. 480-490, 2003.

RAMSAR. **The Ramsar convention manual: a Gride to the conventionon wetlands** (RAMSAR, Iran, 1971), 4º ed. Gland, Swatzerland: Ramsar Convention Secretarial, 2006, 118p.

REZENDE, C. E. *et al.* Dial organic carbon fluctuations in a mangroves tidal creek is Sepetiba bay, Southeast Brazil. **Braz. j. biol.** v. 67, n. 4, p. 673-680, 2007.

ROCHA, A. A.; BRANCO, S. M. A eutrofização e suas implicações na ciclagem de nutrientes. **Acta. Limnol. brasil.** v. 1, p. 201-242, 1986.

RYDIN, E. Potentially mobile phosphorus in lake Erken sediment. **Water research.** v. 34, p. 2037-2042, 2000.

SÁNCHEZ, J. M.; SANLEON, D. G.; IZCO, J. Primary colonization of mundflat estuaries by spartina maritime (curtos) Fernald in Northwest Spain: vegetation structure and sediment accretion. **Aquatic. botany.** v. 69, p. 15-25, 2001.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. *et al.* Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. **Estuaries.** v. 13, p. 204-218, 1990.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.. **Grupo de ecossistemas: manguezal, marisma e apicum.** São Paulo, 2000.

SCHINDLER, D.W.; DILLON, P. J.; SCHREIER, H.. A review of anthropogenic sources of nitrogen and their effects ou Canadian aquatic ecosystems. **Biogeochemistry.** v. 79, p. 25-44, 2006.

SCHLICHTING, A. *et al.*, Sequentially extracted phosphorus fractions in peat-derived soils. **Plant. Nutr. Soil Sci.** v. 165, p. 290-298, 2002.

SEMACE. Corredor ecológico do rio Pacoti. **Superintendência estadual do meio ambiente – SEMACE**, Fortaleza, 23 mai. 2010. Disponível em: <http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/unidades/corrRioPacoti>. Acesso em: 23 maio. 2010.

SMITH, R. A.; SCHWARZ, G. E.; ALEXANDER, R. B. Regional interpretation of water-quality monitoring data. **Water resources research.** v.33, p. 2781-2798, 1997.

SOARES, J. B. **Água: microbiologia, poluição e tratamento.** Editora UFC. Fortaleza, 1997.

SØNDERGAARD, M.; WINDOLF, J.; JEPPESEN, E.. Phosphorus fractions and profiles in the sediment of shallow Danish lakes as related to phosphorus load, sediment composition and lake chemistry. **Wat. Res.** v. 30, p. 992-1002, 1996

SOUZA-JUNIOR, V. S. de. Evolução quaternária, distribuição de partículas nos solos e ambientes de sedimentação em manguezais do estado de São Paulo. **Revista brasileira de ciências do solo**. v. 31, p. 753-769, 2007.

SPALDING, M. D.; BLASCO, F.; FIELD, C. D.. World mangrove atlas. **The international society for mangrove ecosystems**, Okinawa, Japão, 1997.

TANAKA, M. O.; MAIA, R. C. Shell morphological variation of *Littoraria angulifera* among and within mangroves in NE Brazil. **Hidrobiologia**. v. 559, p. 193-202, 2006.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI**: enfrentando a escassez. 2ª Edição. Editora Rima. São Carlos, 2005.

TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. Oficina de textos. São Paulo, 2008.

TURNER, B. L. *et al.* Extraction of soil organic phosphorus. **Talanta**. v. 66, p. 294-306, 2005.

VANNUCCI, M. **Os manguezais e nós**: uma síntese de percepções. 2ª edição. Editora da universidade de São Paulo. São Paulo, 2002.

VANNUCCI, M. What is so special about mangroves? **Braz. j. biol.** v. 61. p. 599-603, 2001.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3ª Edição. Volume 1: Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Editora UFMG. Belo Horizonte, 2005.

WOLAVER, T. G.; JOHNSON, W.; MAROZAS, M. Nitrogen and phosphorus concentrations within North Inlet, South Carolina – Speculation as to sources and sinks. **Estuarine, coastal and shelf science**. v. 19, p. 243-255, 1984.]

WOOD, F. L.; HEATHWAITE, P. M.; HAYGARTH, P. M.. Evaluating diffuse and point phosphorus contributions to river transfers at different scales in the Taw catchment, Devon, UK. **Journal of Hydrology**. v. 304, p. 118-138, 2005.

YANG, Q. *et al.* Potential use of mangroves as constructed wetland for municipal sewage treatment in Futian, Shenzhen, China. **Marine pollution bulletin**. v. 57. p. 735-743, 2008.

ZWOLSMAN, J. J. G. Seasonal variability and biogeochemistry of phosphorus in the Scheldt estuary, South-west Netherlands. **Estuarine, coastal and shelf science**. v. 39, p. 227-248, 1994.