



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA**  
**INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA AMBIENTAL,**  
**HIDROGEOLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS**

**MARCELA REBOUÇAS BOMFIM**

**CARACTERÍSTICAS DE ECOSISTEMAS MANGUEZAIS**  
**CONTAMINADOS POR METAIS TRAÇOS**

Salvador  
2014

**MARCELA REBOUÇAS BOMFIM**

**CARACTERÍSTICAS DE ECOSSISTEMAS MANGUEZAIS  
CONTAMINADOS POR METAIS TRAÇOS**

Tese apresentada à câmara de Ensino de Pesquisa e de Pós-Graduação, da Universidade Federal da Bahia, do Curso de Pós-Graduação em geologia, área de concentração em Geologia Ambiental, Hidrogeologia e Recursos Hídricos, submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ciências – Geologia.

Orientador: Prof. Geraldo da Silva Vilas Boas

Co-orientador: Prof. Jorge Antonio Gonzaga Santos

Salvador  
2014

---

B\_\_\_Bomfim, Marcela Rebouças Bomfim  
Características de ecossistemas de manguezais contaminados por  
metais traços/ Marcela Rebouças Bomfim. – Salvador, 2014.  
105f.:il.+ Anexos

Orientador: Prof. Dr. Geraldo da Silva Vilas Boas.  
Tese (Doutorado) – Curso de Pós-Graduação em Geologia,  
Universidade Federal da Bahia, Instituto de Geociências, 2014.

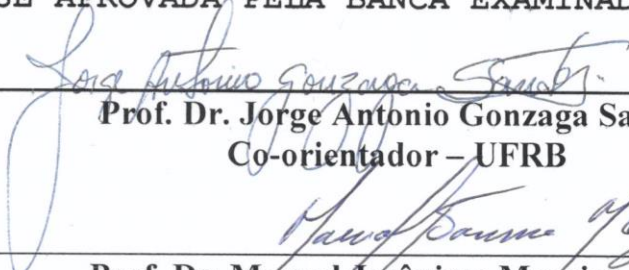
1. Manguezais. 2. Contaminação. 3.  
I.Vilas Boas, Geraldo da Silva.II. Universidade Federal da Bahia.  
Instituto de Geociências. III. Título

**MARCELA REBOUÇAS BOMFIM**

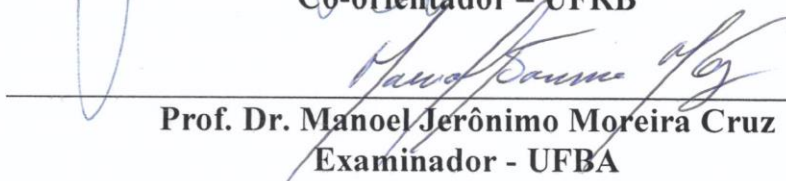
**“Caracterização de Ecossistemas de manguezais  
contaminados com metais traços”**

Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em Geologia da Universidade Federal da Bahia, como requisito para a obtenção do Grau de Doutor em Geologia na área de concentração em Geologia Ambiental, Hidrogeologia e Recursos Hídricos, em 17/06/2014.

**TESE APROVADA PELA BANCA EXAMINADORA:**

  
\_\_\_\_\_

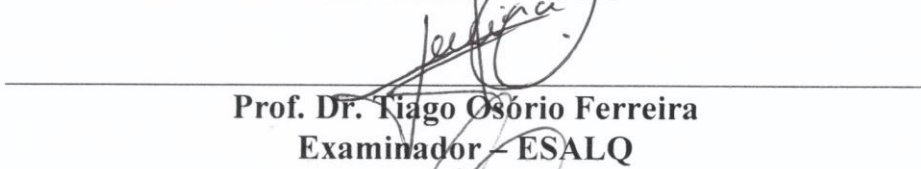
**Prof. Dr. Jorge Antonio Gonzaga Santos**  
Co-orientador – UFRB

  
\_\_\_\_\_

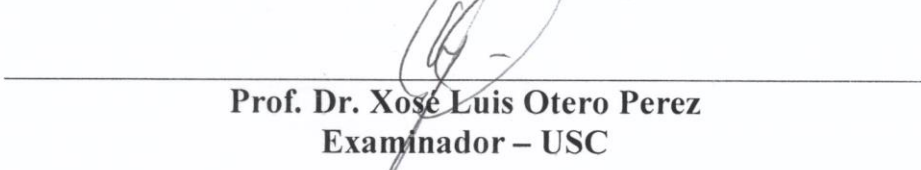
**Prof. Dr. Manoel Jerônimo Moreira Cruz**  
Examinador - UFBA

  
\_\_\_\_\_

**Prof. Dr. Oldair Del Arco Vinhas Costa**  
Examinador – UFRB

  
\_\_\_\_\_

**Prof. Dr. Tiago Osório Ferreira**  
Examinador – ESALQ

  
\_\_\_\_\_

**Prof. Dr. Xosé Luis Otero Perez**  
Examinador – USC

Salvador – BA  
Junho - 2014

Este trabalho é dedicado a minha amada mãe Maria Conceição e aos meus saudosos avós Walter e Eronildes (in memoriam).

Ofereço este trabalho:

à população de Santo Amaro, pessoas atingidas diretamente pelo passivo ambiental causado pela Plumbum Mineração;

aos queridos Valdinei Capelão e Edson Santos, pela dedicação, amizade, lealdade e respeito.

## Agradecimentos

A Deus pela vida, oportunidades e pessoas tão especiais que me presenteou nesta jornada. Agradeço-te Pai, pela força que me destes em todos os momentos, em especial naqueles em que minha Fé se abalava e Tu a mantinha Viva. Agradeço a Ti Pai Eterno pela felicidade de concluir mais uma etapa, em subir mais um degrau. A Ti toda Honra e toda Glória sempre!

Agradeço a Deus pelo meu co-orientador Dr. Jorge Antonio Gonzaga Santos, que me acolheu desde o mestrado e me ajudou a acreditar muito mais em mim. Deus não me deu um orientador, mas um grande amigo, um ser humano que com sua simplicidade e humildade me ensinou a ser uma pessoa melhor. Agradeço imensamente pelos sábios conselhos, estímulo, lições de vida e por me fazer enxergar que poderia ser mais feliz no caminho da pesquisa.

Ao meu orientador Geraldo Vilas Boas, pelo respeito e apoio; aos excelentes profissionais e amigos, professores Oldair Vinhas e Luciano Souza; e ao professor Dr. Manoel Jerônimo pela atenção, respeito, amizade e compreensão.

A minha família: irmãos, tios, primos, padrinhos, sobrinhos e cunhada. Deus tem um propósito na vida de cada filho e este foi o escolhido pra mim! Amo vocês!

Aos pupilos Valdinei e Edson por tudo. Não sei o que seria da “nossa tese” sem a dedicação de vocês. E também a amizade e respeito de pessoas especiais como Flávia, Rogério, Adriana, Samir, Diego, Uasley, Janderson, João Grilo, Aglair, Ludmila, Emylly e José Augusto que me acompanharam nas coletas, no beneficiamento das amostras, nos momentos de angústia e nas análises. E aos demais colegas do grupo ECOSIMPA. Deus esteja sempre com vocês.

Nos momentos de dificuldade, meus fiéis amigos estiveram ao meu lado: Cácio Boechat, Edneia Sena, Erasto Gama, Flavia Conceição, Karla Mattos, Marcos Ribeiro, Renata Patrício, Ronaldo Pedreira e Tatiana Daltro.

A duas pessoas fantásticas que surgiram como porto seguro de humilde carinho, fé e amizade: Marys (Maria Conceição) e Darcilúce.

Aos meus colegas Gileno, Joanito, Carlos e Edinho. A querida Karla Matos que me fez refletir muitas coisas com suas lições de vida. Você é uma amiga especial. E aos adoráveis funcionários da pós-graduação: Nilthon, Nea e Naná. Obrigada por tudo!

Entre as expectativas do curso, veio do doutorado sandwich a experiência em Santiago de Compostela (Espanha), onde foi possível vivenciar momentos, conquistar novos amigos e adquirir conhecimento. Agradeço ao professor Xosé Luiz Otero pela receptividade, paciência e dedicação; a Maria, Paco, Davids e a querida Carmén pelos ensinamentos, presteza e atenção no laboratório de Edafologia. Ao carinho de Dario, Teresa, Adrian, Ruth, Maca e Ramon. Aos meus companheiros de piso Adri, Tirzá e Jhon. E a amizade das queridas Adriana Mendez, Sarah Fiol (e sua linda família), Isabele e Gisele.

Aos queridos funcionários da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia: José Pinto, Márcio, Ícaro, Adriana e aos vigilantes, principalmente do Bloco L (Cristino, Flávio, Florivaldo e Anderson). E aos técnicos Laura Xavier e Moacir Dias pela amizade, presteza e atenção.

A CAPES pela concessão da bolsa de doutorado, a UFBA pelo curso de doutorado, ao Programa Ciências sem Fronteiras pela oportunidade de realizar o estágio doutorado sandwich. Ao CNPq e SEMA, pelo financiamento nos projetos para mapear e caracterizar a contaminação em Santo Amaro e cidades circunvizinhas.

A população de Santo Amaro, em especial à família de Val e Cristiane pela confiança em nossa equipe, pela receptividade em casa e pelo carinho.

Por fim, eu ei de ver as novas gerações seguirem seus sonhos e acreditarem que eles são possíveis de acontecer e mantenho a esperança nas crianças, principalmente as que estão perto de mim: João Pedro, Letícia, Samuel, Maria Rafaela e Beatriz.

Deus abençoe grandemente a todos!

*Pequenos riachos se transformam em rios poderosos. Continue em frente. O que de manhã parecia fora do alcance, pode ficar mais próximo à tarde se você continuar em frente. Caminhe com confiança e ousadia... Há uma mão lá em cima que o ajudará a avançar”.*

Padre Marcelo Rossi



## CARACTERÍSTICAS DE ECOSISTEMAS DE MANGUEZAIS CONTAMINADOS POR METAIS TRAÇOS

Autora: Marcela Rebouças Bomfim

Orientador : Prof. Dr. Geraldo da Silva Vilas Boas

Co-Orientador: Prof. Dr. Jorge Antonio Gonzaga Santos

**RESUMO:** A implantação da Companhia Brasileira de Chumbo em Santo Amaro - Bahia, apesar da prosperidade econômica, deixou um grande impacto sócio-econômico-ambiental na população local. O minério de chumbo beneficiado por 33 anos, provocou significativa contaminação ambiental com a geração de cerca de 500 mil toneladas de escória, rica principalmente em Pb e Cd, os quais por transbordamento da bacia de rejeito, atingiram o Rio Subaé. Considerando os complexos processos dos metais pesados no ambiente, bem como a inexistência de intervenções relevantes para mitigar os impactos ambientais são necessárias investigações do atual cenário para reduzir incertezas sobre a biodisponibilidade de metais nos manguezais e auxiliar na avaliação de riscos. Os objetivos desta pesquisa foram: i) estudar a gênese dos solos de manguezais da região contaminada e ii) Caracterizar a distribuição dos metais traços nestes ecossistemas. Para tanto, foram descritos morfologicamente sete perfis de solos de manguezais, distribuídos do ponto mais próximo ao mais distante da fábrica e coletado amostras de horizontes/camadas para análises físico-químicas, granulométrica e química para classificação de solos e análise de metais traços; para avaliar a distribuição dos metais traços nos solos, foram coletadas amostras em bosques vegetados por *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa*, em ambientes mais próximos e mais distantes da COBRAC em duas profundidades e realizadas análises granulométrica, físico-químicas, químicas e para metais totais. Os resultados analíticos associados aos morfológicos permitiram classificar os solos como Gleissolos Tiomórficos Órticos (sálicos) sódicos neofluvissólico, potencialmente tóxico, muito mal drenado, exceto o perfil 7 que com a mesma classe diferenciou pela ausência da toxicidez. Sugerindo ao Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, a inclusão do caráter sálico no 3º nível categórico pela elevada condutividade elétrica nestes solos. A caracterização dos metais traços nos bosques de manguezais e o Índice de Geoacumulação, permitiram observar maior presença de Cd, Pb, Cr e Ni nos solos dos bosques contaminados *A. schaueriana* e

*R. mangle* e que o *bosque L. racemosa* contaminado apresentou concentrações de metais mais baixos e semelhantes aos bosques não contaminados.

**Palavras-chave:** Manguezais, gênese e classificação de solos, poluição ambiental.

## CHARACTERISTICS OF MANGROVE ECOSYSTEMS CONTAMINATED BY TRACE METALES

*Author:* Marcela Rebouças Bomfim

*Adviser :* Prof. Geraldo da Silva Vilas Boas, PHD

*Co- Adviser:* Prof. Jorge Antonio Gonzaga Santos, PHD.

**ABSTRACT:** The implementation of Company Brazilian Lead in Santo Amaro - Bahia, despite prosperity economic, leave a great impact socio-economic and environmental situation in the local population. The lead ore benefited for 33 years, has caused significant environmental contamination with the generation of about 500 tons of slag, rich mainly in Pb and Cd, which in overflow tailings basin, reached Subaé River. Considering the complex processes of heavy metals in the environment, as well as the absence of relevant interventions to mitigate impacts environmental are necessary investigations the current scenario to reduce uncertainties about the bioavailability of metals in mangroves and assist in assessing risk. The objectives of this research were: i) to study the genesis of mangrove soils contaminated region and ii) characterize the distribution of trace metals in these ecosystems. To this end, were described morphologically seven soil profiles of mangroves, distributed the closest point the farthest from the factory and collected samples of horizons / layers for physicochemical, chemical and particle size analysis for soil classification and analysis metal traces; to assess the distribution of trace metals in soils, samples were collected in vegetated forests by *R. mangle*, *A. schaueriana* and *L. racemosa*, in environments nearest and farthest from COBRAC at two depths and performed analyzes particle size, physicochemical, chemical and for total metals. The results analytical associated with morphological allowed to classify soils as Gleissolos Tiomórficos Órticos (Salicos), sodic neofluvissólico potentially toxic, very poorly drained, except that the profile 7 with the same class distinguished by the absence of toxicidez. Suggesting the System Brazilian of Classification Soil, the inclusion of the character Salic in the 3rd level category by the high electrical conductivity of these soils. The characterization of trace metals in the woods mangrove and the Index of Geoacumulação allowed to see a greater presence of Cd, Pb, Cr and Ni in soils contaminated forests *A. schaueriana* and *R.*

*mangle* and that the woods *racemosa* contaminated presented concentrations of metals lower and similar to the woods not contaminated.

Keywords: Mangrove, genesis and classification of soils, environmental pollution.

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO .....	13
CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	15
REVISÃO DE LITERATURA .....	16
Histórico da Contaminação .....	16
Manguezais e Metais Traços .....	18
LITERATURA CITADA .....	22
CAPÍTULO 1 .....	28
Gênese e caracterização e classificação de solos de mangue na Bacia do Rio Subaé – Bahia .....	29
Resumo .....	29
Abstract .....	30
Introdução .....	31
Material e Métodos .....	32
Resultados e Discussões .....	36
Conclusões .....	54
Literatura citada .....	55
CAPÍTULO 2 .....	64
Caracterização e distribuição de metais traços em solos de manguezais da Bacia do Rio Subaé .....	65
Resumo .....	65
Abstract .....	66
Introdução .....	67
Material e Métodos .....	68
Resultados .....	72
Discussões .....	86
Conclusões .....	94
Literatura citada .....	95
Anexos .....	103

## 1. INTRODUÇÃO

As zonas costeiras vem sendo ameaçadas ao longo dos anos por impactos oriundos de atividades urbanas, industriais e mineradoras, modificando a dinâmica, dificultando o gerenciamento e a qualidade dos seus ecossistemas. Os manguezais, por exemplo, tem representado o ambiente passivo de descarte dos mais diversos tipos de resíduos pela capacidade de retenção, devidos suas características inerentes como solos lodosos, proximidade com rios e mares, riqueza em matéria orgânica e pobreza em oxigênio.

Os manguezais são ecossistemas costeiros dominantes em regiões tropicais e subtropicais de todo o mundo (Lee & Yeh, 2009), onde ocorrem ligações significativas entre a terra firme, estuário (bacia fisiográfica), o oceano e a atmosfera (Cunha-Lignon et al., 2009). Estes ambientes são formados pela agregação de diversas árvores e arbustos (*Rhizophora mangle*, *Avicennia* sp.), além de algumas gramíneas (*Spartina* sp.), todas halófitas (Suguio, 1998), que constituem as comunidades de plantas dominantes em zonas úmidas de maré salina (Lee & Yeh, 2009), sujeitas a mudanças de temperatura, exposição salina, com diferentes graus de anoxia (Alongi, 2008).

Oferecem importantes serviços socioambientais, imprescindíveis à gestão e sustentabilidade costeira, representando um dos mais importantes e sensíveis habitats costeiros do mundo (Nagelkerken et al., 2008). Funcionam como berçários para diversas espécies como aves, peixes e mariscos, comunidades complexas de suporte a organismos bentônicos (Wilson & Farber, 2008; Nagelkerken et al., 2008; Walters et al., 2008), sendo repositórios da biodiversidade marinha e fornecedores de recursos e serviços naturais vitais à sobrevivência humana (World Resources Institute, 1996).

Os manguezais têm sido considerados excelentes geo-indicadores para a detecção de modificações na dinâmica da zona costeira (Morton, 2002), para caracterizar esses ecossistemas produtivos e obter informações sobre a sua conservação. Estes ambientes também têm sido reconhecidos como retentores de metais, pois os complexos organometálicos formados são relativamente estáveis sob as condições caracteristicamente redutoras (CRA, 2004).

Apesar do seu importante papel sócio-econômico-ambiental (Spalding et al., 2010), as áreas de manguezais vem diminuindo continuamente em todo o mundo a

uma taxa de 1 a 2% ao ano (Duke et al., 2007). O aumento da urbanização, a expansão das atividades industriais e o uso dos recursos naturais de prospecção ao longo da costa têm causado impactos diretos de poluentes ambientais, a exemplo de metais traços ou pesados (Cuong et al., 2005). Elementos traços são aqueles que podem vir a constituir uma potencial fonte de poluição, devido propriedades prejudiciais como a bioacumulação (Santana, 2014), conotando assim, elementos tóxicos (Martins et al., 2011).

A presença de metais traços pode acarretar um ciclo de contaminação. No município de Santo Amaro, Bahia, Brasil, concentrações de chumbo e cádmio foram observados nos sedimentos de rio, solos, frutos do mar, na população local, em animais e em plantas, que demonstram cocorrência de um desastre ambiental sem precedentes na região. As perturbações antrópicas podem alterar o fluxos de energia, modificar a dinâmica da qualidade e até mesmo comprometer a existência de ecossistemas costeiros como os manguezais.

A avaliação dos impactos nos ecossistemas costeiros representa um grande desafio para a compreensão dos efeitos da poluição por metais (He et al., 2001) nos ecossistemas de manguezais. O levantamento preliminar da poluição dos manguezais do Município de Santo Amaro da Purificação, Bahia, e as observações em campo têm apontado para a necessidade de realizar-se um estudo mais completo sobre a distribuição de metais nos manguezais.

Considerando os complexos processos que envolvem a presença de metais traços em ambiente, bem como a inexistência de intervenções relevantes para mitigar os impactos ambientais são necessárias investigações do atual cenário para reduzir incertezas sobre a biodisponibilidade destes elementos nos solos de manguezais e auxiliar na avaliação de riscos.

Apesar dos inúmeros trabalhos realizados na área problema, não existem trabalhos que relacionem as características pedológicas e químicas dos solos de manguezais de Santo Amaro. Esse trabalho básico é fundamental para que se estabeleçam estratégias mitigadoras ambientalmente sustentáveis e economicamente viáveis para remover e estabilizar os contaminantes dos manguezais. Dentro deste contexto, o presente trabalhou objetivou: a) Estudar a gênese e classificar os solos de mangue da Região de Santo Amaro, e; b) Determinar a distribuição de metais em solos de manguezais em zonas contaminadas e não

contaminadas para verificar a extensão da distribuição dos metais pela Bacia do Rio Subaé.

## 2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Localizada a leste do Estado da Bahia com aproximadamente 1.233 km<sup>2</sup>, a Baía de Todos os Santos (BTS) é a segunda maior baía do Brasil (Hatje & Andrade, 2009). Sua configuração atual é resultado de um “rift” formado durante a separação entre a América do Sul e África e posterior preenchimento com materiais da Bacia Sedimentar do Recôncavo (Dominguez & Bittencourt, 2009). Entre as falhas geológicas de Salvador e Maragogipe, a BTS é circundada por 177,60 km<sup>2</sup> de manguezais e 10,60 km<sup>2</sup> de apicuns (Hadlich et al., 2008).

A bacia hidrográfica do Rio Subaé está localizada no Estado da Bahia e limita-se ao norte com a bacia do Rio Pojuca, ao leste com a bacia do Rio Jacuípe, ao sul com as bacias dos Rios Joanes e Açú e Baía de Todos os Santos e a oeste com a bacia do Rio Paraguaçu. A nascente da bacia do Rio Subaé está localizada no Município de Feira de Santana, na Lagoa do Subaé, e a sua foz localiza-se na Baía de Todos os Santos, e engloba parte dos municípios de Feira de Santana, São Gonçalo dos Campos, Amélia Rodrigues, Santo Amaro e São Francisco do Conde (Figura 1).

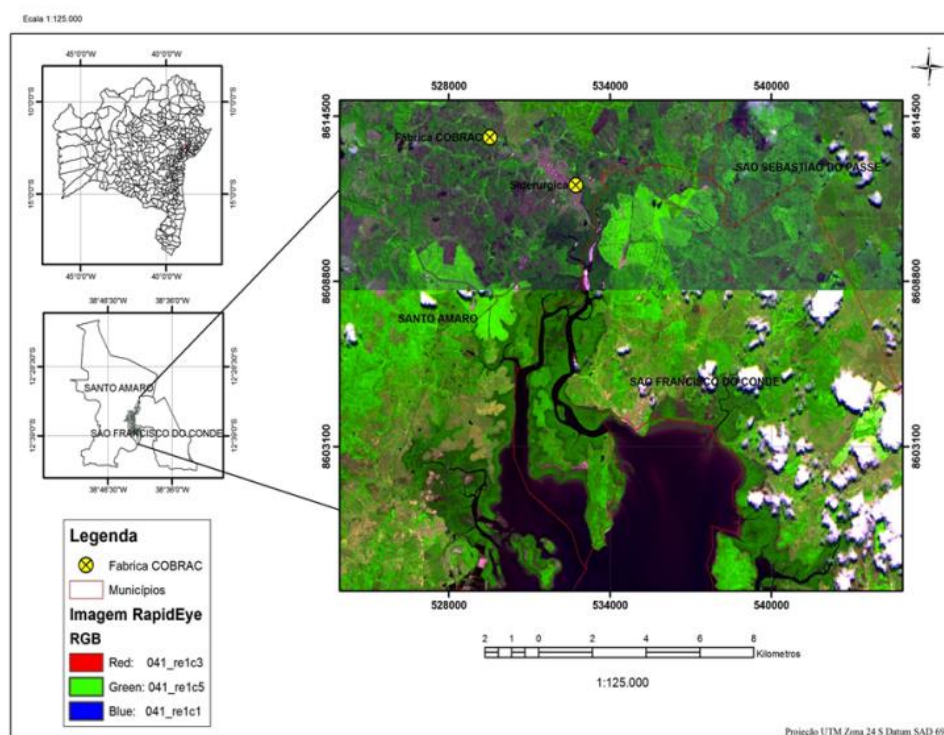


Figura 1. Mapa de localização da região de Santo Amaro-BA.



A área de drenagem é de 655 km<sup>2</sup>, com extensão de 55 km e vazão média do rio Subaé é de 2,71 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (BAHIA, 2009). Os principais afluentes na margem direita são o Rio Sergi, Rio Sergi Mirim, Rio Pitanga ou Pitinga, Rio da Serra e Piraúna (afluente do Sergi), e na margem esquerda o Rio Subaezinho, Rio Traripe, Rio do Macaco (afluente Traripe) e Rio Canto do Muro. A bacia hidrográfica do Rio Subaé apresenta sérios impactos ambientais nos seus principais cursos d'água, decorrentes da poluição por chumbo, cádmio e efluentes domésticos e industriais.

O estudo foi conduzido no município de Santo Amaro, localizado na região do Baixo Subaé, no início da área estuarina, em que predominam a vegetação de mangue vermelho (*Rhizophora mangle*) e mangue branco (*Laguncularia racemosa*). Esses ecossistemas estão presentes desde a cidade de Santo Amaro, abrangendo as localidades de São Brás e Acupe, até os municípios de Saubara e São Francisco do Conde.

Geologicamente a área é representada por sedimentos Tércio-Quaternários, denominados de grupo Barreiras, além das formações Complexo ígneo-metamórfico Caraíba-Paramirim, Grupos Brotas, Grupo Santo Amaro, Grupo Ilhas, Sedimentos aluvionares e de mangue do quaternário (Radam, 1981). Cerca de 2/3 do relevo Santamarense é acidentado e constituído de massapê cretáceo, de cor escura, folhelhos, arcóseos, siltitos, conglomerados/brechas, gnaisses, charnockítios, diatécicos (Pedreira, 1977).

### **3. REVISÃO DE LITERATURA**

#### **3.1 Histórico da Contaminação**

Em 1958 a empresa francesa Penarroya Oxide S.A., do grupo Rothchild, que atualmente é uma liderança mundial na produção de óxidos de chumbo destinados à fabricação de baterias, cristais, plásticos e tubos de televisão, criou a subsidiária Companhia Brasileira de Chumbo - COBRAC para atuar no Brasil. Em 1960 a COBRAC iniciou suas atividades no Município de Santo Amaro, produzindo lingotes de chumbo a partir do minério trazido da mina subterrânea localizada no Município de Boquira, na Chapada Diamantina-BA (Portela et al., 2010). Na época a legislação brasileira ainda não havia estabelecido critérios, conceitos e regulamentações com o intuito de evitar e, ou minimizar impactos ambientais decorrentes da implantação de indústrias. Em 1989 empresa foi vendida e incorporada à empresa Plumbum

Mineração e Metalúrgica Ltda. (Figura 2), pertencente ao grupo TREVO, atual proprietária.



Figura 2. Imagens da área do entorno da fábrica (Fonte: Projeto Purifica).

De 1960 a 1993, período de funcionamento dessa indústria, localizada a menos de 300 m do Rio Subaé, houve contaminação do rio através de diversas vias como emissão de material particulado atmosférico, por transbordo da lagoa de rejeitos e por lançamento de material contaminado diretamente nas águas desse rio (Anjos & Sánchez, 2001). Estima-se que mais de 250.000 toneladas de cádmio (Cd) tenham sido lançadas no rio Subaé e pelo menos 150.000 toneladas de Cd e 1.152 toneladas de SO<sub>2</sub> tenham sido lançadas na atmosfera (Machado et al., 2003). Já na década de 1970 um estudo pioneiro sobre a contaminação por metais em um tributário da Baía de Todos os Santos (Reis, 1975) mostrou que as concentrações de Cd e Pb nas águas do Rio Subaé excediam os limites preconizados pela Organização Mundial da Saúde em, respectivamente, 8 e 16 vezes (Hatje & Andrade, 2009). A presença de chumbo e cádmio nos sedimentos e em frutos do mar, na população local, em animais e em plantas tem sido identificada em diversos estudos (Anjos & Sánchez, 2001; Carvalho et al., 2003) na região de Santo Amaro.

As pressões jurídicas e institucionais em prol de ações efetivas da proteção do meio ambiente e indenização começaram a se avolumar contra a empresa a partir da década de 1980, (Di Giulio, 2010). As atividades da empresa foram encerrada na década de 1990 também motivada pelos baixos preços dos metais básicos no mercado internacional, pelo declínio dos teores de chumbo tanto no minério como nas reservas de pequeno porte e pelo alto custo operacional.

A persistência, a toxicidade potencial e a biodisponibilidade dos metais tóxicos representam grande ameaça para a biodiversidade de ambientes aquáticos e dos manguezais (Nigam et al., 2009) uma vez que os metais tendem a acumular nos solos, impondo toxicidade aguda ou crônica aos organismos bentônicos; bem como à saúde humana por meio do consumo de organismos sedimentares e peixes (Marchand et al., 2011; Lacerda, 1998). Esses impactos ambientais e sócio-econômicos nos manguezais podem resultar na supressão ou degradação e modificação da paisagem e saída de populações locais (Schaeffer-Novelli, 2002).

### **3.2 Manguezais e Metais Traços**

Entre os 7400 Km de região costeira do Brasil que abrange uma série de ecossistemas com condições específicas, os manguezais são considerados áreas de preservação permanente (Santos, 2011). São ecossistemas costeiros dominantes em regiões tropicais e subtropicais de todo o mundo (Lee & Yeh 2009), formados pela agregação de diversas árvores e arbustos (*Rhizophora mangle*, *Avicennia* sp.), além de algumas gramíneas (*Spartina* sp.), todas halófitas (Suguio, 1998), que constituem as comunidades de plantas dominantes em zonas úmidas de maré salina (Lee & Yeh 2009), sujeitas a mudanças de temperatura, exposição salina, com diferentes graus de anoxia (Alongi, 2008), ao longo das costas protegidas.

Os manguezais são ambientes abertos, onde ocorrem ligações significativas entre a terra, estuário (bacia fisiográfica), oceano e atmosfera (clima) (Cunha-Lignon1 et al., 2009), caracterizados por substrato lodoso, rico em matéria orgânica e pobre em oxigênio. Oferecem importantes serviços socioambientais, imprescindíveis à gestão e sustentabilidade costeira, representando um dos mais importantes e sensíveis habitats costeiros do mundo (Nagelkerken et al., 2008). Funcionam como berçários para diversas espécies como aves, peixes e mariscos, comunidades complexas de suporte a organismos bentônicos (Wilson & Farber, 2008; Nagelkerken et al., 2008; Walters et al., 2008), sendo repositórios da biodiversidade marinha e fornecedores de recursos e serviços naturais vitais à sobrevivência humana (World Resources Institute, 1996).

Reconhecidos como repositórios da biodiversidade marinha, os manguezais fornecem recursos e serviços naturais que são vitais a sobrevivência humana (World

Resources Institute, 1996). Por outro lado, são reconhecidos como retentores de metais, pois os complexos organometálicos formados são relativamente estáveis sob as condições caracteristicamente redutoras (CRA, 2004). A presença de metais traços proporciona uma grande problemática, principalmente porque os manguezais sustentam e abrigam várias espécies as quais são consumidas pelo ser humano e podem acarretar um ciclo de contaminação a depender da biodisponibilidade. A mobilização destes metais a partir dos solos de manguezais é potencialmente perigosa, não somente para o ecossistema, mas para o suprimento de água potável.

As perturbações antrópicas nos manguezais podem se assemelhar a um fenômeno natural, onde a restauração ocorre rapidamente, como também, em alguns casos, podem transformar drasticamente os fluxos de energia e materiais, ou deixar resíduos tóxicos que impedem a regeneração e desenvolvimento das plantas. Por isso, a restauração destas áreas e suas funções são usualmente mais caras e trabalhosas do que a prevenção por um coerente plano de manejo (Citrón & Schaeffer-Novelli, 1992).

Nestas extensas regiões litorâneas, se instalaram, ao longo de décadas, indústrias para beneficiamento de matérias-primas como derivados de petróleo e ligotes metálicos, que não apresentavam aliados a sua produção, um comprometimento com a minimização dos impactos gerados por suas atividades (He et al., 2001). Um exemplo clássico dessa situação ocorreu em 1960, quando foi instalado o complexo minero-metalúrgico a 2,5 km a noroeste da Cidade de Santo Amaro, no Estado da Bahia, para a produção de ligas de chumbo (Pb), que, além da contaminação atmosférica, deixou um passivo de cerca de 500 mil toneladas de escória (21% de Cd e até 3% de Pb) (Manzoni; Minas, 2009), resultando na contaminação do Rio Subaé por transbordamento da bacia de rejeito (Anjos, 2003; Alcântara, 2010).

Há mais de quarenta anos a população de Santo Amaro, Bahia, Brasil, vem sofrendo com as conseqüências da poluição derivada de altas concentrações de metais pesados, principalmente Pb e Cd, em níveis endêmicos (Anjos, 2003; Carvalho et al., 2003; Machado et al., 2004). A presença de chumbo e cádmio tem sido constatada em sedimentos (Andrade Lima; Bernadez, 2011; Machado et al., 2004), alimentos (Almeida;Pena, 2011) e na população local (Anjos & Sánchez, 2001; Carvalho et al., 2003) de Santo Amaro e cidades vizinhas. Diferentemente de

metais como ferro, zinco, cobalto, cromo, manganês e cobre, o chumbo é um elemento absolutamente estranho ao metabolismo humano, em qualquer quantidade. Levantamentos epidemiológicos indicaram níveis sanguíneos elevados de Pb em crianças que viviam perto da fundição nascido depois que fundição de chumbo fechou (Carvalho et al., 2008).

Dentre os vários poluentes existentes, o chumbo (Pb) é o maior contaminante de solo (Gratão et al., 2005) e o maior problema ambiental do mundo moderno (Shen et al., 2002), sendo, notoriamente, o metal pesado que oferece maior risco de envenenamento aos seres humanos, especialmente às crianças (Lasat, 2002). De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), o chumbo é reconhecido como um dos elementos químicos mais perigosos para a saúde humana (WHO, 1999). Seu acúmulo no corpo pode causar déficits no sistema nervoso central e periférico (Rubens et al., 2001), no sistema renal (Moreira & Moreira, 2004), endocrinológico interferindo na conversão da vitamina D (Moreira & Moreira, 2004) estendendo-se a problemas de atenção, memória e rendimento escolar Capellini et al., 2008; Davis et al., 2004).

Todas as formas de vida são afetadas pela presença de metais dependendo da dose e da forma química. Muitos metais são essenciais para o crescimento de todos os tipos de organismos, desde as bactérias até mesmo o ser humano, mas eles são requeridos em baixas concentrações, enquanto que estes em elevadas concentrações ou metais não essenciais podem danificar sistemas biológicos (Costa et al., 1993). A mobilização de metais pesados a partir de sedimentos é potencialmente perigosa, não somente para o ecossistema, mas para o suprimento de água potável. Bordas e Bourg (2001), estudando a remobilização do cobre, chumbo, cádmio e zinco em sedimentos de rios poluídos, concluíram que a dependência da solubilização de metais na água da concentração do sedimento em suspensão pode ter conseqüências importantes do ponto de vista ambiental.

O Pb é um metal encontrado na natureza em estado livre, bem como em composição com vários outros elementos. Apresenta número atômico igual a 82, peso atômico igual a 207,21 e ponto de fusão igual a 327°C. A partir de 550°C começa a produzir vapor, entrando em ebulição ao atingir cerca de 1740°C. Em interação com outros elementos dá origem a compostos tais como sulfato de chumbo, cromato de chumbo, arsenato de chumbo, dióxido de chumbo, brometo de chumbo, chumbo-tetraetila, chumbo-tetrametila, litargírio (PbO), zarcão (Pb<sub>3</sub>O<sub>4</sub>) e

alvaiade  $[PbCO_3.Pb(OH)_2]$  (Spínola et al., 1980). Está presente em grande variedade de minérios, sendo a galena (PbS), anglesita ( $PbSO_4$ ) e a cerussita ( $PbCO_3$ ) os mais importantes, contendo respectivamente 86%, 68% e 77% desse metal (Fortunato, 2009).

A deposição de argila e silte e o acúmulo de matéria orgânica garantem características físico-químicas dos manguezais favoráveis à retenção e acumulação de metais pesados; nesses ambientes a precipitação dos metais é favorecida pela inundação, elevação de pH, redução de Eh e disponibilidade de sulfetos, devido às condições de redução na camada sub-superficial do sedimento (Onofre et al., 2007). A persistência, toxicidade potencial e biodisponibilidade dos metais pesados representa grande ameaça à biodiversidade e à saúde humana, causando preocupação em numerosos ecossistemas costeiros (Nigam et al., 2009).

Ao serem absorvidos por organismos, os metais tóxicos geralmente são retidos por proteínas e então transportados pelo sangue até tecidos onde podem ser estocados ou biotransformados.

A avaliação dos impactos nos ecossistemas costeiros representa um grande desafio para a compreensão dos efeitos da poluição de metal pesado (He et al., 2001) nos ecossistemas de manguezais. Os manguezais têm sido considerados excelentes geo-indicadores para a detecção de modificações na dinâmica da zona costeira (Morton, 2002). Para caracterizar esses ecossistemas produtivos e obter informações sobre a sua conservação, o conhecimento das propriedades físico-químicas dos ecossistemas e seus solos são muito importantes (Inoue et al., 2011; Boaventura et al., 2011).

#### 4. LITERATURA CITADA

ALONGI, D. M. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 76:1-13, 2008.

ANDRADE LIMA, L. R. P.; BERNARDEZ, L. A. Characterization of the lead smelter slag in Santo Amaro, Bahia, Brazil. **Journal of Hazardous Materials**, 189(30):692-699, 2011.

ANJOS, J. A. S. A. dos. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (*wetland*) no controle da poluição por metais pesados: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação - BA**. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral) - Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, São Paulo, 227p, 2003.

ANJOS, J. A. S. A. dos; SANCHEZ, L. E. **Plano de Gestão ambiental para sítios contaminados com resíduos industriais: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação - BA**. In: Bahia Análise & Dados, Salvador/BA, 10(4):306-309, 2001. Disponível em: [http://jangello.unifacs.br/downloads/Projeto\\_Purifica.pdf](http://jangello.unifacs.br/downloads/Projeto_Purifica.pdf). Acesso em: 10 jan. 2014.

BORDAS. F.; BOURG, A. C. M. Effect of solid/liquid ratio on the remobilization of Cu, Pb, Cd and Zn from polluted river sediment. **Water Air Soil Poll**, 128:391-400, 2001.

CAPELLINI, V. L. M. F.; RODRIGUES, O. M. P. R.; MELCHIORI, L. E.; VALLE, T. G. M. Crianças contaminadas por chumbo: Estudo comparativo sobre desempenho escolar. **Estudos em Avaliação Educacional**, 19:155-180, 2008.

CARVALHO, F. M.; NETO, A. M. S.; TAVARES, T. M.; COSTA, A. C. A.; CHAVES, C. E. R.; NASCIMENTO, L. D.; REIS, M. A. Chumbo no sangue de crianças e passivo ambiental de uma fundição de chumbo no Brasil, **Revista Panamericana de Salud Pública**, 13:19-24, 2003.

CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Ecology and Management of New World Mangroves**. In: SEELIGER, U. (ed.). Coastal Plant Communities of Latin America. San Diego: Academic Press, 1992, p.157-193.

COSTA, C. A.; CASALI, V. W. D. LORES, E. G.; CECON, P. R.; JORDÃO, C. P. Teor de Metais pesados em Alface (*Lactuca sativa* L.) Adubada com Composto Orgânico de Lixo Urbano. **Revista Ceres**, 41:629-640, 1993.

CRA - Centro de Recursos Ambientais. **Diagnóstico da concentração de metais pesados e hidrocarbonetos de petróleo nos sedimentos e biota da Baía de Todos os Santos: diagnóstico da contaminação química**. Salvador: Consórcio BTS Hydros CH2M Hill, Governo do Estado da Bahia, 394 p., 2004. (Relatório Técnico, Vol. II).

CUNHA-LIGNON, M.; COELHO-JR., C.; ALMEIDA, R.; MENGHINI, R.; CORREA, F.; SCHAEFFERNOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; DAHDOUHUEBAS, F. Mangrove forests and sedimentary processes on the south coast of São Paulo State (Brazil). **Journal of Coastal Research Special**, 56:405-409, 2009.

CUONG, D.T.; BAYEN, S.; WURL, O.; SUBRAMANIAN, K.; WONG, K. K. S.; SIVASOTHI, N.; OBBARD, J. P. Heavy metal contamination in mangrove habitats of Singapore. **Baseline/Marine Pollution Bulletin**, 50:1713-1744. 2005.

DUKE, N.C.; MEYNECKE, J.-O.; DITTMANN, S.; ELLISON, A.M.; ANGER, K.; BERGER, U.; CANNICCI, S.; DIELE, K.; EWEL, K.C.; FIELD, C.D.; KOEDAM, N.; LEE, S.Y.; MARCHAND, C.; NORDHAUS, I.; SMITH III, T.J.; DAHDOUH-GUEBAS, F. A world without mangroves? **Science**, 317:41–42, 2007.

FORTUNATO, J. M. **Comportamento dos Íons Chumbo, Cobre, Níquel e Zinco em Área de Manguezal Associado a Antigo Lixão no Município de Santos - SP**. Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) - Universidade de São Paulo, 64 p. 2009.



GRATÃO, P.L.; PRASAD, M. N.V.; CARDOSO, P. F.; LEAD, P.J.; AZEVEDO, R.A.A. Phytoremediation: green technology for the clean up of toxic metals in the environment. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, Campinas, 17(1):53-64, 2005.

HATJE, V.; ANDRADE, J.B. Contaminação química. In: HATGE, V; ANDRADE, J.B. **Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos**. Salvador: EDUFBA, 2009, p. 19-22.

HE, M.; WANG, Z.; TANG, H. Modeling the ecological impact of heavy metals on Aquatic ecosystems: a framework for the development fan ecological model. **The Science of the Total Environment**, 266:291-298, 2001.

LACERDA, L. D. Trace metals biogeochemistry and diffuse pollution in mangrove ecosystems. Okinawa: **International Society for Mangrove Ecosystems**, 1998, 65 p.

LASAT, M. M. Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. **Journal of Environmental Quality**, 31:109-120, 2002.

LEE, T-M.; YEH, H-C. Applying remote sensing techniques to monitor shifting wetland vegetation: A case of study of Danshui River estuary mangrove communities, Taiwan. **Ecological Engineering**, 35:487-496, 2009.

MACHADO, S. L.; RIBEIRO, L.D.; KIPERTOK, A.; BOTELHO, M.A.B. e CARVALHO, M.F. Diagnóstico da Contaminação por Metais Pesados em Santo Amaro-BA. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 9(2):140-155, 2004.

MACHADO, S. L.; SAMPAIO, M. P.; CARVALHO, M. de F. **Contaminação por metais pesados em Santo Amaro da Purificação – BA – Modelagem numérica do transporte de poluentes**. In: V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental – REGEO, Porto Alegre, 2003.

MARCHAND, C.; M. ALLENBACH; E. LALLIER-VERGÈS. Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New Caledonia). **Geoderma**,160:444-456, 2011.

MANZONI, P. & MINAS, R. **Poluição por chumbo em Santo Amaro da Purificação**. 2009. Disponível em: <<http://www.ida.org.br/denuncias/77-poluicao/173-poluicao-por-chumbo-emsanto-amaro-da-purificacao>>. Acesso em: 10 abr. 2014.

MARTINS, C. A. da S.; NOGUEIRA, N. O.; RIBEIRO, P. H.; RIGO, M. M. I. A dinâmica de metais-traço no solo. **R. Bras. Agrobiologia**, Pelotas, v.17, n.3-4, p.383-391, jul-set, 2011.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde. **Revista Panamericana de Salud Publica**, 15:119-128, 2004.

MORTON, R. A. Coastal geoindicators of environmental change in the humid tropics. **Environment Geology**, 42:711-724, 2002.

NAGELKERKEN, I.; BLABER, S. J. M.; BOUILLON, S.; GREEN, P.; HAYWOOD, M.; KIRTON, L. G.; MEYNECKE, J. O.; PAWLIK, J.; PENROSE, H. M.; SASEKUMAR, A.; SOMERFIELD, P. J. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. **Aquatic Botany**, 89: 155-85, 2008.

NIGAM, R.; LINSKY, V.N.; KURTARKAR, S.R.; SARASWAT, R. Effects of sudden stress due to heavy metal mercury on benthic foraminifer *Rosalina leei*: Laboratory culture experiment. In E. Romano & L. Bergamin (Eds.), *Foraminifera and marine pollution*, **Marine Pollution Bulletin**, 59:362–368, 2009.

ONOFRE, C. R. de E.; CELINO, J. J.; NANO, R. M. W.; QUEIROZ, A. F. de S. Biodisponibilidade de metais traços nos sedimentos de manguezais da porção norte

da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, 7(2):65-82, 2007.

REIS, J. O. N. **Determinação polarográfica de Pb<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> em águas do rio Subaé, Santo Amaro, Bahia**. Dissertação para concurso público de professor, Universidade Federal da Bahia, Brasil. 1975, 81p.

RUBENS, O.; LOGINA, I.; KRAVALE, I.; EGLITE, M.; DONAGHY, M. Peripheral neuropathy in chronic occupation inorganic lead exposure: A clinical and eletrophysiolocil study. **Journal of Neurology, Neuro surgery and Psychiatry**, 71:200-204, 2001.

SANTANA, G.P. Elemento-traço ou metal pesado. Disponível em: [http://www.cq.ufam.edu.br/Artigos/Elemento\\_metal\\_pesado/Elemento\\_metal\\_pesado.html](http://www.cq.ufam.edu.br/Artigos/Elemento_metal_pesado/Elemento_metal_pesado.html). Acesso em: 04 abr. 2014.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Manguezal: ecossistema que ultrapassa suas próprias fronteiras**. p. 34-37. In: E.L. Araújo, A.N. Moura, E.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari, J.M.T. Carneiro (eds.). Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil. Recife: UFRPE, Imprensa Universitária. 2002.

SHEN, Z. G., LI, X. D., WANG, C. C., CHEN, H. M.; CHUA, H. Lead phytoextraction from contaminated soil with high biomass plant species. **Journal Environmental Quality**, 31:1893-1900, 2002.

SPALDING, M.; KAINUMA, M.; COLLINS, L. **World Atlas of Mangrove**. London: Earthscan Publications. 2010, 336 p.

SPÍNOLA, A. G.; FERNÍCOLA, N. A. G. G. & MENDES, R. **Intoxicação profissional por chumbo**. In: *Medicina do Trabalho – Doenças Profissionais* (R. Mendes, ed.), São Paulo: Sarvier, 1980, p. 437-460.

SUGUIO, K. **Dicionário de geologia sedimentar e áreas afins**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1998. 1222p.

WALTERS, B.B.; RONBÄCK, P.; KOVACS, J.M.; CRONA, B.; HUSSAIN, S.A.; BADOLA, R.; RIMAVERA, J.H.; BARBIER, E.; DAHDOUH-GUEBAS, F. Ethno biology, socio economics and management of mangrove forests: a review. **Aquatic Botany**, 89:220–236, 2008.

WILSON, M.A.; FARBER, S. Accounting for ecosystem goods and services in Coastal estuaries. In: Pendleton, L.H. (ed.), *The Economic and Market Value of CoastsAnd Estuaries: What'sat Stake?* Arlington, Virginia: **Restore America's Estuaries**, 2008, p. 13–32.

World Resources Institute. **World Resources 1996-1997**. Oxford University Press, Oxford, 1996, 365 p.

## **CAPITULO 1**

---

## GÊNESE E CARACTERIZAÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DE SOLOS DE MANGUE NA BACIA DO RIO SUBAÉ – BAHIA

Autora: Marcela Rebouças Bomfim

Orientador : Prof. Dr. Geraldo da Silva Vilas Boas

Co-Orientador: Prof. Dr. Jorge Antonio Gonzaga Santos

**RESUMO:** Os manguezais são ecossistemas de elevada importância sócio-econômica-ambiental e o seu uso exige entre outros conhecimentos, o da gênese, morfologia e classificação de seus solos, o que é de fundamental importância para o entendimento da dinâmica e gestão sustentável dos seus recursos e conservação do solo. Este trabalho teve por objetivo estudar a gênese e classificar solos de manguezais na Bacia do Subaé, em ambientes impactados pela atividade da indústria de processamento do chumbo. Foram escolhidos sete perfis representativos de manguezais, coletados ao longo do curso do rio Subaé e analisados morfologicamente. Nas amostras dos horizontes/camadas foram realizadas análises físico químicas, granulométrica e química para fins de classificação, além da determinação de metais traço. Os solos apresentaram condições subóxicas com valores de  $E_H < 350$  mV e pH variando entre moderadamente ácido a alcalino. O complexo sortivo dos perfis estudados apresentou-se dominado pelos cátions  $Na^{2+} > Mg^{2+} > Ca^{2+} > K^{+1}$ . Os solos de manguezais da Bacia do Subaé possibilitaram evidenciar halomorfismo, hidromorfismo e condições sulfato redutoras e as condições morfológicas e físico-químicas, evidenciaram o processo de gleização. Pelos valores de referência da National Oceanic and Atmospheric - EPA, os perfis apresentaram concentrações por metais traços superiores aos limites toleráveis, considerando-os potencialmente tóxicos. Estas características permitiram classificar os solos pelo Sistema Brasileiro de Classificação como Gleissolos Tiomórficos Órticos (sálicos) sódicos neofluvissólico, potencialmente tóxico, muito mal drenado, exceto o perfil 7 que com a mesma classe diferenciou pela ausência da toxicidez. Sugerindo ao Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, a inclusão do caráter sálico no 3º nível categórico pela elevada condutividade elétrica nestes solos.

Palavras-chave: solos de manguezais, pedogênese, metais traços.

## CHARACTERIZATION AND CLASSIFICATION OF SOILS IN MANGROVE BASIN RIVER SUBAÉ - BAHIA

*Author:* Marcela Rebouças Bomfim

*Adviser :* Prof. Geraldo da Silva Vilas Boas, PHD.

*Co- Adviser:* Prof. Jorge Antonio Gonzaga Santos, PHD.

**ABSTRACT:** The Mangrove are ecosystems of high importance socio-economic environmental and its use requires between other knowledge, the genesis, morphology and classification of soils, which is of fundamental importance for understanding the dynamics and sustainable management of their means and soil conservation. This work aimed to study the genesis and classify soils of mangrove in Basin of Subaé Basin in environments impacted by the industrial activity processing of lead. were chosen seven representative profiles of mangroves, collected over the course of the river Basin of Subaé and analyzed morphologically. In the samples from horizons / layers were performed analyzes physical chemical, grain and chemical for classification purposes, besides the determination of metals trace. The soils presented conditions subóxidas values of EH <350 mV and pH ranging between mildly acidic to alkaline. The complex sorption profiles studied presented dominated by the cations  $Na^+ > Mg^{+2} > Ca^{+2} > K^+$ . The soils of mangrove of Basin of Subaé allowed evidence halomorfismo, hydromorphism sulfate-reducing the conditions morphological and physicochemical of the process gleização. by values Reference National Oceanic and Atmospheric - EPA profiles showed higher concentrations by trace metals to limits tolerable, considering the potentially toxic. These features allowed us to classify soils by the System Brazilian Classification os Gleissolos Tiomórficos Órticos (Salicos), sodic neofluvissólico potentially toxic , very poorly drained, except that the profile 7 with the same class distinguished by the absence of toxicidez. Suggesting the System Brazilian System of Classification of Soils, the inclusion of character Salic in 3rd categorical by high electrical conductivity in these soil level.

**Keywords:** soils of mangrove, pedogenesis, trace metals

## 1. INTRODUÇÃO

Os manguezais são ecossistemas localizados nas zonas tropicais e subtropicais, caracterizados por solos periodicamente inundados pelas marés (ACIESP, 1987; Schaeffer-Novelli, 1999), pobres em oxigênio, ricos em matéria orgânica dominados por espécies vegetais típicas adaptadas a variações de salinidade (Schaeffer-Novelli, 1999). Esses ecossistemas são formados tipicamente em regiões estuarinas e representam um elo entre ambientes marinho, terrestre e de água doce (Rossi & Matos, 2002). Os manguezais desempenham um papel ecológico, social e econômico importante à medida que são responsáveis pela manutenção de ambientes localizados fora dos seus limites (Schaeffer-Novelli, 1991). Segundo Cooper, (2001) a dinâmica sedimentar, induz a alusão de que o solo destas áreas são pedologicamente instáveis pela deposição constante de areia do mar.

Os solos de mangue, por muito tempo foram estudados como “solos indiscriminados” (Lima & Costa, 1975; Embrapa, 1978; Lepsch et al., 1983), porém, com a evolução das pesquisas no Brasil (Lima & Costa, 1975; Prada-Gamero et al., 2004; Ferreira et al., 2007a; Otero & Macias, 2010) e no mundo (Fitzpatrick et al., 1993; Ukpong, 1994; Bandyopadhyay & Maji, 1995), o conceito de solo de mangue foi sendo estabelecido pela sua capacidade de suportar vida, fornecer alimentos, filtrar água, reciclar e depurar resíduos, além de ser formados por horizontes e/ou camadas oriundos de adições, perdas, translocações e transformações (Soil Survey Staff, 1998).

A gênese, morfologia e classificação dos solos de manguezais são de fundamental importância para o entendimento da dinâmica e gestão sustentável dos seus recursos e conservação do solo (Erich, 2010; Surabian, 2007). A melhor forma de gerir o uso da terra e do solo é através da sua conservação, podendo assim salvar a base que fornece alimentos para gerações presentes e futuras (FAO, 1981), neste contexto pode ser inserido os manguezais pela sua relevante importância a fauna, flora e ao homem.

Os manguezais são formados em situação de maior exposição de rios e, ou mar. Partindo-se da hipótese que a diversidade de exposição das rochas a esses agentes de intemperismo e de remoção dos produtos formados deve resultar em



manguezais em diversas classes de solos, este estudo teve o objetivo de caracterizar e classificar solos de manguezais na Bacia do Subaé.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

Os manguezais estudados localizam-se na Bacia do Subaé, Bahia, Brasil, abrangendo os municípios de Santo Amaro e São Francisco do Conde (Figura 1). O clima da região se enquadra no tipo Af de Köppen, tropical úmido a subúmido e seco a subúmido, com temperatura média anual de 25,4°C (média máxima de 31°C e mínima de 21,9°C) e pluviosidade média anual variando de 1000 a 1700 mm nos meses mais chuvosos e entre 60 a 100 mm nos meses mais secos (Anjos, 2003). Cerca de 2/3 do território de Santo Amaro apresenta relevo suave ondulado e ondulado, constituído de tabuleiros interioranos, planícies marinhas e fluviomarinhas.

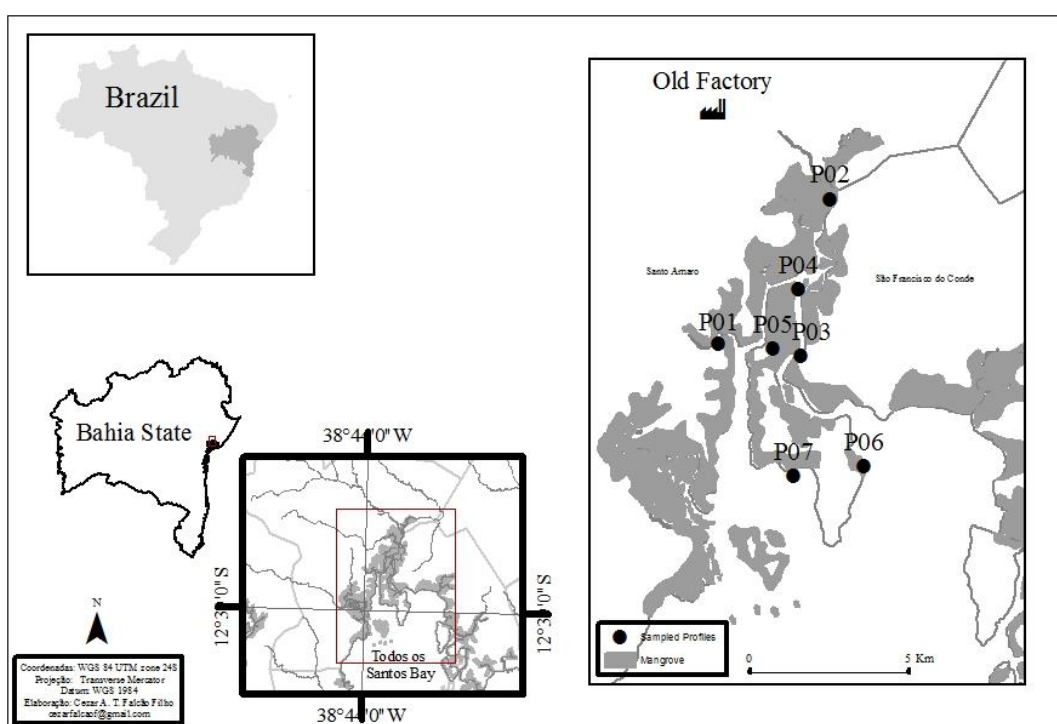


Figura 1. Região onde foi realizado o estudo ao longo do curso e zona estuarina do Rio Subaé e localização dos perfis amostrados.

De acordo INEMA (2014) a bacia do Rio Subaé faz parte do complexo de bacias hidrográficas do Recôncavo Norte, que fica localizado na região nordeste da Bahia, com uma área total de 18,015 km<sup>2</sup>, drenada, além do rio Subaé, pelos rios:

Subaúma, Catu, Sauípe, Pojuca, Jacuípe, Joanes, Açú, e dos rios secundários da Baía de Todos os Santos (BTS) e do Rio Inhambupe. Brasil (1999), citando Nunes et al. (1981), informa que na região predominam duas formas de relevo: Baixada Litorânea e Tabuleiros do Recôncavo. Segundo os autores, a primeira feição desenvolve-se em torno da baía de Todos os Santos e trata-se, em geral, de colinas rebaixadas e restos de tabuleiros com altitudes raramente superiores a 100 m. Os perfis estudados no presente trabalho concentram-se neste ambiente. Os Tabuleiros do Recôncavo apresentam-se em cotas altimétricas entre 100 e 200 m, sendo em grande parte dissecados, com relevo retalhado em interflúvios pequenos.

A região de estudo encontra-se na feição NE do craton São Francisco, (Bacia Sedimentar do Recôncavo), de idade Mesocenozóica, delimitada por um sistema subparalelo de falhas normais. A geologia da área é composta, por rochas dos grupos: Santo Amaro (Formação Candeias: folhelho e siltito intercalados, com níveis de calcário e dolomito; arenito); Ilhas (folhelho e arenito intercalados, marga, arenito calcífero, folhelho carbonoso, siltito e calcilutito) e Brotas (Formação Sergi: arenito fino a conglomerático; conglomerado e pelito subordinado), além de depósitos de pântanos e mangues (CPRM, 2012).

Na região predominam os Vertissolos, Argissolos, Neossolos, além dos Gleissolos nas áreas de manguezais (Pedreira, 1977; Brasil, 1981). As espécies vegetais encontradas na área de estudo são: *Rhizophora mangle* (mangue vermelho, MV), *Laguncularia racemosa* (mangue branco, MB) e *Avicennia schaueriana* (mangue preto, MP). Na Figura 1 podem ser visualizadas a distribuição da vegetação e as respectivas coordenadas e principais espécies dos perfis, no Tabela 1.

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos perfis e respectiva vegetação predominante ao longo da Bacia do Subaé.

Manguezal	Código	Vegetação	Altitude	Latitude	Longitude
Santo Amaro	P1	MB		0533387 N	8610674 E
São Brás	P2	MB e MV		0529852 N	8606114 E
São Bento das Lajes	P3	MV e MB		0532483 N	8605736 E
Santo Amaro	P4	MV e MB		0532395 N	8607834 E
Santo Amaro	P5	MV, MB e MP		0531579 N	8605970 E
Ilha Cajaíba	P6	MV e MP		0534697 N	8602227 E
Ilha de Araçá	P7	MB e MP		0532211 N	8601506 E

## **Amostragem**

Para realização do presente estudo, foram escolhidos e analisados sete perfis representativos de manguezais, coletados ao longo do curso do rio Subaé. Os pontos de coleta se estenderam do ponto mais alto, próximo da antiga fábrica (P1), ao mais baixo e distante (P7) (Figura 1). As sete áreas foram selecionadas baseadas em imagens aéreas de acordo com: a proximidade das instalações da Plumbum Mineração, observações de campo, tábua de marés e informações de pescadores locais. Dos sete perfis escolhidos, cinco encontra-se em uma ilha (Cajaíba) que divide o rio Subaé em dois braços próximo a sua foz em ambiente mais preservado das ações antrópicas do que os manguezais localizados às margens do rio no continente.

O corte vertical dos solos foi realizado sob acompanhamento da tábua de maré: quando baixa, ocorrem formações de barrancos, às margens do rio, os quais permitiram a descrição morfológica dos perfis e as tomadas das amostras, realizadas conforme Santos, et al. (2005), evitando que este trabalho fosse realizado pós campo, como citado por diferentes autores (Rossi & Mattos, 2002; Prada-Gamero et al., 2004; Amusan & Adeniyi, 2005) que realizam coleta em tubos específicos e a análise morfológica após abertura dos mesmos. Após a descrição dos perfis, amostras dos horizontes e camadas correspondentes foram coletadas, armazenadas em sacos plásticos e mantidas em câmara fria a 4°C, para posterior análises químicas, físicas e físico-químicas.

## **Procedimentos analíticos**

### **Campo**

Logo após a coleta das amostras determinou-se o potencial de oxi-redução (Eh) e pH de todos os horizontes e camadas dos perfis (Hanna HI 8424). As leituras de Eh foram obtidas com eletrodo de platina e corrigidas pela adição do potencial do eletrodo de referência de calomelano (+244 mV). As leituras de pH foram medidas com eletrodo de vidro, previamente calibrado com soluções padrão de pH 4,0 e 7,0, após o equilíbrio entre as amostras e eletrodos.

## Laboratório

As amostras deformadas foram secas ao ar, destorroadas e moídas em moinho de solo tipo martelo, com peneira de 2 mm acoplada, para obtenção da Terra Fina Seca ao Ar (TFSA).

A condutividade elétrica (CE) das amostras foi determinada no extrato de saturação (Embrapa, 2011). Para determinação granulométrica, foi realizada a eliminação prévia de sais solúveis, através do uso de álcool etílico a 60% e da matéria orgânica através do uso de peróxido de hidrogênio conforme Embrapa (2011). A análise granulométrica foi realizada pelo método da pipeta (Embrapa, 2011), com modificações: em resumo, 20 g de amostra foram dispersas em 100 mL de água e 10 mL de hexametáfosfato de sódio 1M. Após contato durante uma noite as amostras foram agitadas por 16 h a 30 rpm no agitador tipo Wagner, modelo TE-161. Os procedimentos do método pipeta foram seguidos após essa etapa.

As análises químicas foram realizadas conforme métodos descritos em Embrapa (2011). O pH em H<sub>2</sub>O foi determinado potenciométricamente em uma mistura solo:solução (1:2,5), após agitação e repouso de uma hora; os cátions trocáveis Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e Al<sup>3+</sup>, foram determinados titulometricamente em extrato de solução de KCl mol L<sup>-1</sup>. A acidez potencial (H+Al) foi determinada titulometricamente com NaOH em um extrato de acetato de cálcio 0,5 mol L<sup>-1</sup> a pH 7,0. Em um extrato ácido duplo (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.0125 mol L<sup>-1</sup> + HCl 0.05 mol L<sup>-1</sup>) o teor de P foi determinado por fotolorimetria (Cary 50 - VARIAN) e Na<sup>+</sup> e K<sup>+</sup> por fotometria de chama (DM-62 - DIGIMED).

O carbono orgânico foi determinado por método via seca (mufla) para fins de classificação, segundo Embrapa (2013) para solos com elevadas concentrações de matéria orgânica. A percentagem de enxofre foi determinada pelo método Embrapa (2011). O teste de incubação foi realizado submentendo uma camada de 1 cm de espessura de solo de mangue previamente seco sob condições aeróbicas na capacidade de campo, a temperatura ambiente por 8 semanas para avaliar a redução do pH (Embrapa, 2013). Vale ressaltar que no presente estudo, a incubação foi realizada à partir do solo seco, mas considerando o pH inicial de campo.

Amostras de solo das frações mais finas foram secas ao ar e moídas em almofariz de ágata para determinação de metais pelo método 3050B (USEPA, 1996). Este método consiste numa digestão de 0,5 g de solo em 10 mL de solução de HNO<sub>3</sub>:H<sub>2</sub>O deionizada na proporção 1:1 e adição de 10 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> para

oxidação da matéria orgânica, a 95°C. Para completar a digestão, foram adicionados também 5 mL de HCl concentrado e 10 mL de H<sub>2</sub>O deionizada a 95°C. Após digestão, as amostras foram filtradas, avolumadas para 50 mL e os metais foram determinados através de Espectrofotometro de Absorção Atômica (AAS), modelo Varian AA 220 FS.

### **Classificação dos Solos**

Baseado na descrição morfológica e nos resultados analíticos, os perfis foram classificados de acordo com três sistemas de classificação: Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - SiBCS (Embrapa, 2013); Keys to Soil Taxonomy (USDA, 2010); e a World Reference Base for Soil Resources (FAO, 2006).

## **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **Gênese, Morfologia e física dos Solos**

Os perfis de todos os solos avaliados se formaram em ambiente de relevo plano, sujeitos a ação direta da maré, com influência fluvial (perfis 1 a 5) e marinha (perfis 6 e 7), (Tabela 2) à partir de sedimentos flúvio-marinhos, depositados acima de material rochoso sedimentar. Estes sedimentos podem constituir o material de origem destes solos, na transição continente-oceano, sedimentos holocênicos, podendo ainda se desenvolver sobre sedimentos bioclásticos, variando em sua granulometria e composição mineralógica (Alvarez-León, 1993).

Entre os fatores relacionados aos ambientes de manguezais, a presença da água, influenciada pelo clima e relevo locais é o elemento mais importante, tendo entre suas funções a de redistribuir, adicionar ou remover materiais entre horizontes/camadas dos perfis. A influência da maré faz com que o ambiente esteja periodicamente inundado, fato que leva a formação de solos mal drenados, condição encontrada nos sete perfis estudados.

Os perfis 4, 5 e 7 apresentaram-se mais rasos, com presença de fragmentos de rocha sedimentar branda do embasamento, nas últimas camadas destes solos (Tabela 2). Nestes ambientes a maré provoca remoção mais intensa do que deposição, com efeito maior na porção mais à sudeste da ilha, na desembocadura da Baía de Todos os Santos, (perfil 7), deixando sempre a rocha exposta. Neste local é marcante a menor presença ou mesmo ausência de vegetação do mangue.

Em todos os perfis estudados a ação de organismos é intensa, evidenciada pela grande presença de raízes da vegetação do mangue, nas primeiras camadas do solo, com conseqüente aumento nos teores de matéria orgânica, e a biotubação, provocada por organismos flúvio-marinhos a exemplo dos caranguejos e moluscos, que, dependendo da espécie, podem escavar o solo para construir canais, segundo Ferreira et al. (2007a) entre 0,25 a 0,40 m de profundidade.

No perfil 4 foi encontrado horizonte (4Agnj) de depósito de conchas, que segundo pescadores locais, era prática “dos mais antigos”, fazer a separação do marisco da “casca” que eram empilhadas em locais específicos do mangue, com o objetivo de reduzir o volume e peso do material pescado. Horizonte desta natureza, também foi identificado por Nascimento et al., (2013) em estudo para caracterizar e classificar solos hidromórficos em regiões litorâneas do Espírito Santo.

Em geral, os perfis apresentaram seqüência de horizontes e, ou camadas Ag (perfis 1, 2, 3 e 6) ou Ag-Crg (perfis 4, 5 e 7), com descontinuidade de material (caráter flúvico) evidenciada por camadas estratificadas, com variação irregular de textura (Tabela 2) e do conteúdo de carbono orgânico (Tabela 3) em profundidade, encontrados em todos os perfis estudados, o que indica a presença de material flúvico (WRB, 2006). Tem-se nestes solos, horizontes A moderados, e, ou sobrejacente, em alguns perfis, a camadas Cr (P4, P5 e P7), correspondentes a material rochoso brando, originados de folhelhos azul-esverdeados, também denominados “green rust” (Breemen, 1988), oriundos do Grupo Ilhas.

**Tabela 2. Propriedades morfológicas e atributos físicos de perfis de solos de mangue em Santo Amaro - Ba**

Horizontes	Prof. cm	Cor		Estrutura	Transição	Classe Textural	Areia	Silte g.Kg-1	Argila	
		Fundo	Mosqueado							
<u>Perfil 1</u>										
Agn	0-20	Gley 1 10Y 2,5/1	10YR 4/6	Maciça	Plana e difusa	Franco argilo arenosa	459,30	207,90	332,80	
2Agn	20-32	Gley 1 10Y 2,5/1	-	Maciça	Plana e difusa	Franco argilo arenosa	476,10	212,70	311,20	
3Agn	32-61	Gley 1 10Y 3/1	-	Maciça	Plana e difusa	Franco argilo arenosa	493,60	185,00	321,40	
4Agn	61-83	Gley 1 10Y 4/1	-	Maciça	Plana e difusa	Franco argilosa	383,00	295,20	321,80	
5Agn	83-102		-	Maciça	-	Argila	308,30	270,70	421,00	
<u>Perfil 2</u>										
Agn	0-8	Glei 1- 10 GY 4/1	7, 5 YR 5/6	Maciça	Plana e difusa	Muito Argilosa	15,70	196,20	788,10	
2Agn	8-20	Glei 1- 10 GY 4/1	7,5 YR 5/6	Maciça	Plana e difusa	Muito Argilosa	29,30	192,40	778,30	
3Agn	20-34	Glei 1- 10 GY 4/1	7,5 YR 5/6	Maciça	Plana e difusa	Muito Argilosa	38,60	122,30	839,10	
4Agn	34-55	Glei 1- 10 GY 4/1	-	Maciça	Plana e difusa	Muito Argilosa	66,10	102,20	831,70	
<u>Perfil 3</u>										
Agn	0-5	Gley 1 5G 4/1	2,5YR 4/8	Maciça	Plana e difusa	Franco argilo arenosa	476,60	253,60	269,80	
2Agn	5-25	Gley 1 5G 4/1	-	Maciça	Plana e difusa	Franco argilo arenosa	609,20	86,30	304,50	
3Agn	25-49	Gley 1 5GY 4/1	10 YR 3/6	Maciça	Plana e difusa	Argila arenosa	486,40	124,10	389,50	
4Agn	49-71	Gley 1 5G 4/1	-	Maciça	-	Franco argilosa	439,40	209,00	351,60	
<u>Perfil 4</u>										
Agn	0-7	Gley 1 5G 3/1	Gley 1 5G 2,5 /1 e 7,5 YR 4/6	Maciça	Plana e clara.	Franco argilo arenosa	666,20	78,40	255,40	
2Agnj	7-18	Gley 2 10B 3/1	10B 4/1	Maciça	Plana e clara.	Franca	377,90	419,40	202,70	
3Agnj	18-41	Gley 1 5G 5/1	Gley 2 10GB 4/1 e Gley 1 5G 6/2	Maciça	Plana e clara.	Areia	909,70	2,80	87,50	
4Agnj	41-60	Gley 1 5G 4/1	-	Maciça	Ondulada e abrupta	Franco argilo arenosa	688,20	63,00	248,80	
4Crgnj	60-70	Gley 1 10GY 3/1	2,5 YR 2,5/4	-	-	Franco argilo arenosa	647,70	108,60	243,70	

**Tabela 2. Propriedades morfológicas e atributos físicos de perfis de solos de mangue em Santo Amaro - Ba(Continuação)**

Horizontes	Prof. cm	Cor		Estrutura	Transição	Classe Textural	Areia	Silte	Argila	
		Fundo	Mosqueado							g.Kg-1
<u>Perfil 5</u>										
Agn	0-15	Gley 1 5G 4/1	5YR 4/6	Maciça	Plana e gradual.	Muito Argilosa	26,30	150,00	823,70	
2Agn	15-26	Gley 2 10B 4/1	5YR 4/6	Maciça	Plana e gradual	Muito Argilosa	27,00	233,40	739,60	
3Agn	26-43	Gley 2 10B 3/1	-	Maciça	Irregular e abrupta	Muito Argilosa	26,70	38,10	935,20	
4Agn	43-60	Gley 2 5PB 5/1	-	Maciça	Irregular e abrupta	Franco siltosa	269,20	677,10	53,70	
4Crng	60-70	Gley 1 5G 5/2	-	Maciça	-	Argila	210,70	238,40	550,90	
<u>Perfil 6</u>										
Agn	0-15	Gley 1 5GY 3/1	7YR 3/3	Maciça	Plana e difusa	Franca	439,00	458,00	103,00	
2Agn	15-33	Gley 1 10Y 3/1	-	Maciça	Plana e difusa	Silte	86,10	828,10	85,80	
3Agn	33-48	Gley 1 5G 3/1	-	Maciça	Plana e clara	Muito Argilosa	119,40	271,80	608,80	
4Agn	48-60	Gley 1 5G 4/1	-	Maciça	-	Muito Argilosa	315,00	26,50	658,50	
<u>Perfil 7</u>										
Agn	0-9	Gley 1 10Y 3/1	7YR 3/3	Maciça	Plana e difusa	Franco siltosa	320,70	637,40	41,90	
2Agn	9-17	Gley 1 10Y 4/1	-	Maciça	Plana e difusa	Franco siltosa	290,60	685,90	23,50	
2Crng	17-28	Gley 1 10Y 4/1	-	Maciça	Plana e abrupta	Silte	100,30	836,00	63,70	



As cores predominantes nos perfis estudados foram acinzentadas, azuladas e esverdeadas, com ou sem mosqueados (Tabela 2) típicos de ambientes hidromórficos, ou seja, com gleização intensa (Oliveira et al., 1992).

A gleização ocorreu em todos os horizontes e camadas dos sete perfis estudados, oriundos da remoção, translocação e transformação dos compostos do Fe sob condições anaeróbicas, produzindo cores azuladas e esverdeadas, com mosqueados, vermelhos ou amarelados, denominados de “redoximorphic features” (feições redoximórficas), indicativos da oxidação do Fe (USDA, 2010), geralmente presente nas primeiras camadas dos solos devido à condição temporária de oxidação promovida pela oscilação da maré e pela maior presença das raízes.

Nos horizontes A1 de P6 e P7, os mosqueados marron escuro identificados (7YR Y/M) são devido a maior concentração de matéria orgânica e a oxidação de formas reduzidas do Fe em microambientes gerados pelas raízes e a biota do solo (Ferreira et al., 2007a; Ferreira et al., 2007b).

Em geral, os gleissolos apresentam estrutura maciça (Embrapa, 2003), a qual foi identificada em todos os horizontes e camadas dos perfis estudados (Tabela 2). Apesar de não ter sido determinada em campo, devido à condição de encharcamento dos solos, os materiais coletados apresentaram-se muito extremamente duros, quando secos. Na maioria dos perfis, a transição entre horizontes apresentou-se plana e difusa ou gradual, evidenciando a sedimentação de camadas de materiais com composição parecida e homogeneizada pela ação de organismos.

Em todos os perfis foram descritas a presença de raízes finas, médias e grossas em quantidade abundante nos três primeiros horizontes e finas e médias e comuns nos demais. Por ser muito raso, no perfil 7 foi encontrado material vegetal em processo de decomposição, entremeando as camadas da rocha sedimentar branda. Também nos três primeiros horizontes de todos os perfis, foram encontrados poros e canais grandes e abundantes formados por intensa atividade biológica.

As características dos ambientes de manguezais evidenciam a constante sedimentação de partículas finas (silte e argila) trazidas com a variação da maré (Souza-Júnior et al., 2007), que podem ser justificadas por estar em um ambiente de baixa energia (Cintrón & Schaeffer, 1983). Os

resultados da composição granulométrica indicaram uma variação entre textura média a muito argilosa, predominando as frações mais finas (argila + silte) em relação à fração areia em todos os perfis (Tabela 3). Além disso, como discutido anteriormente, observa-se variação irregular de textura entre os horizontes e camadas dos solos em profundidade, em todos os perfis estudados, indicando mudanças substanciais nas condições ambientais do sistema (Ferreira et al., 2007a).

Devido a oscilações da maré e proximidade com o mar, a deposição de sedimentos finos pode variar bastante. Observa-se uma distribuição mais homogênea da textura do solo ao longo do P2 em relação aos demais, provavelmente, por este encontrar-se na zona mais elevada e com menor influência da maré (Tabela 1), às margens do rio (continente), sob maior influência deste em relação ao mar, portanto em ambiente mais protegido. Em P2 e P5, o percentual de argila foi predominante em todos ou na maioria dos horizontes. Nos outros perfis, o percentual de argila variou de 2,3% a 93,5%, evidenciando ampla variabilidade textural, o que segundo Barrêdo et al., (2008) é característico de solos de manguezais.

O que acontece nestes solos em relação à granulometria é explicado por Vannucci, (1999): a ação mecânica faz com que as partículas grosseiras sejam transportadas por tração e as partículas de argila e silte por suspensão, em seguida as mesmas sedimentam pela ação dos movimentos das correntes até serem agregadas e decantar por efeito do processo físico-químico de floculação.

### **Atributos químicos**

A oxidação e a redução são as reações químicas mais importantes de solos alagados por períodos prolongados (Reddy & Delaune, 2008). Os valores de pH medidos em campo variaram de moderadamente ácidos (pH: 6,1-6,5) nos horizontes 2A de P1 e P3 a moderadamente alcalinos (pH: 8,1-7,6) no horizonte 4A de P2 (Figura 2) (Embrapa, 2013). Esses valores estão de acordo com os encontrados em solos de ambientes estuarinos por Barrêdo et al., (2008).

Os valores de Eh (Figura 2) foram maiores nos horizontes e camadas A de P1 e 2A de P3 e P4 (Eh: 337-350 mV) e menores em 4A do P2 e 4Cr de P5

(250-261 mV), com um pequeno decréscimo em profundidade com exceção de P6 e P7. A redução dos valores de Eh com a profundidade é comum em ambientes estuarinos (Ferreira et al., 2007a; Otero et al., 2009). Os valores de Eh deste estudo situaram-se na faixa de óxicos a subóxicos (250-337 mV), (Figura 2) na faixa de redução do Mn (IV) para  $Mn^{2+}$ , geralmente entre 200 a 300 mV (Sousa et al., 2009) não alcançando valores próprios de meios anóxicos ( $Eh < 100$  mV, pH 7), como os obtidos em outros trabalhos (Ferreira et al., 2007a; Ferreira et al., 2007b; Otero et al., 2009; Otero et al., 2010). Ferreira et al. (2007b), verificou uma ampla variação das condições redox para bosque *Rhizophora* no Sistema Lagunar Cananéia, Brasil, o que indica que as condições redox são muito variáveis. Uma possível explicação para valores mais subóxicos obtidos nesse estudo foi a coleta das amostras na borda dos manguezais, locais que segundo Price et al., (1988), favorecem drenagem mais rápida e conseqüentemente a aeração.

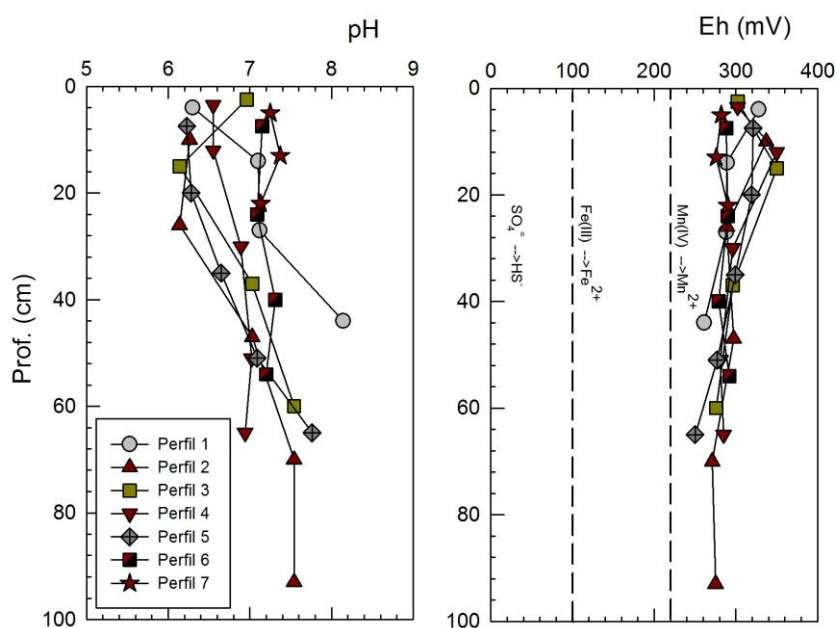


Figura 2. Distribuição do pH e Eh em profundidade nos perfis dos manguezais.

A correlação inversa e significativa entre pH e Eh ( $r = -0,856$ ,  $p < 0,001$ ,  $n = 30$ ) mostrado na Figura 3, deve-se a presença de óxidos de Fe os receptores de elétrons mais comuns em solos saturados, cuja redução tende a tamponar o Eh por várias semanas, e graças ao consumo de prótons, produzem esta elevação do pH (Curi & Kampf, 2012).

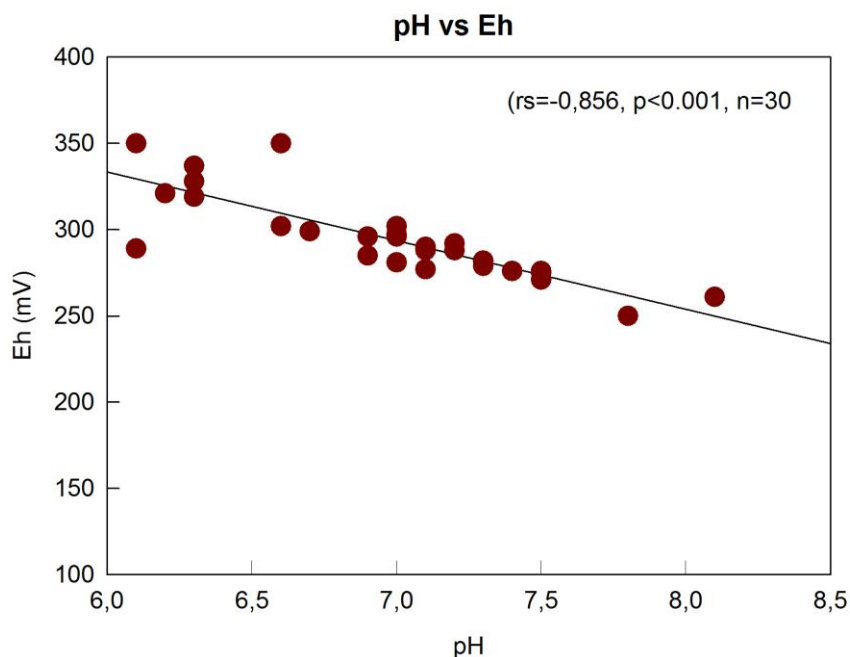


Figura 3. Correlação entre Eh e pH de campo dos sete perfis dos manguezais da Bacia do Subaé.

Os valores de  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ , Quadro 3, variaram entre 3,6 (4Cr de P4) a 7,6 (4Cr de P5), evidenciando níveis de acidez de moderadamente ácido a praticamente neutro.

Os valores de S% variaram de 3,3% (2Agnj de P6) a 4,0% (Agnj de P3), Quadro 3, superiores ao teor mínimo requerido (0,75%), para caracterizar a presença de materiais sulfídricos, (Oliveira et al., 1992). A presença de materiais sulfídricos (principalmente,  $\text{FeS}_2$ ) é comum em solos de manguezais (Ferreira, 2006; Souza-Junior et al., 2007).

A diferença entre o pH no início e no fim da incubação ( $\Delta\text{pH}$ ) < 0,5 unidades também está em consonância com o conteúdo de S total, Quadro 3, pois também indica a predominância do processo de tiomorfismo. Os valores de pH dos horizontes A, 4A e 4Cr do P5 e 2A e 2Cr do P7, foram exceção a essa tendência e apresentaram valores  $\Delta\text{pH}$  < 0,5 unidades.

**Tabela 3. Valores de enxofre (S%), pH em H<sub>2</sub>O, KCl e incubação dos solos por 60 dias dos perfis estudados.**

Perfil	Prof cm	S (%)	pH H <sub>2</sub> O	pH de incubação					Δ pH**
				0*	15	30	45	60	
Perfil 1									
Agnj	0-20	3,8	5,8	6,3	5,0	3,7	2,7	3,0	3,3
2Agnj	20-32	3,6	6,0	6,1	3,1	2,4	1,7	2,2	3,9
3Agnj	32-61	3,8	5,9	7,0	3,0	2,2	2,1	2,3	4,7
4Agn	61-83	3,6	6,5	7,5	-	-	-	-	-
5Agn	83-102+	3,8	7,0	7,5	-	-	-	-	-
Perfil 2									
Agn	0-8	3,6	6,7	6,3	6,3	6,6	6,8	4,9	1,4
2Abgnj	8-20	3,6	6,4	7,1	4,0	3,3	3,1	2,5	4,6
3Abgnj	20-34	3,5	6,2	7,1	3,1	3,1	2,9	2,6	4,5
4Abgnj	34-55	3,7	6,1	8,1	4,2	3,9	3,3	3,1	5,0
Perfil 3									
Agnj	0-5	4,0	6,0	7,0	3,7	2,9	2,6	2,4	4,6
2Agnj	5-25	3,9	4,7	6,1	3,4	3,1	3,0	2,9	3,2
3Agnj	25-49	3,8	5,8	7,0	3,0	2,4	2,4	2,3	4,7
4Agnj	49-71+	3,7	6,4	7,5	3,4	2,5	2,6	2,3	5,2
Perfil 4									
Agn	0-7	3,8	6,4	6,6	5,8	5,4	4,7	4,2	2,4
2Agnj	7-18	3,8	4,7	6,6	3,1	2,4	1,7	2,3	4,3
3Agnj	18-41	3,9	5,8	6,9	3,5	2,4	2,2	2,2	4,7
4Agnj	41-60	3,9	4,9	7,0	3,0	2,4	2,2	2,4	4,6
4Crngj	60-70	3,7	3,6	6,9	2,8	2,5	2,0	2,3	4,6
Perfil 5									
Agn	0-15	3,8	6,6	6,2	6,5	6,3	6,4	6,4	-0,2
2Agnj	15-26	3,8	5,5	6,3	3,4	2,9	2,7	2,7	3,6
3Agnj	26-43	3,4	5,4	6,7	3,0	2,8	2,6	2,4	4,3
4Agn	43-60	3,7	7,4	7,1	7,0	6,6	6,4	7,3	-0,2
4Crng	60-70+	3,7	7,6	7,8	7,5	6,4	7,3	7,4	0,4
Perfil 6									
Agnj	0-15	3,3	5,8	7,2	4,0	3,1	3,2	3,0	4,2
2Agnj	15-33	3,4	6,5	7,1	3,6	3,4	3,7	3,0	4,1
3Agnj	33-48	3,3	5,5	7,3	3,1	3,0	1,7	2,3	5,0
4Agn	48-60	3,3	5,3	7,2	-	-	-	-	-
Perfil 7									
Agnj	0-9	3,9	7,3	7,3	6,6	5,7	5,9	2,9	4,4
2Agn	9-17	3,8	7,2	7,4	6,7	6,4	7,0	7,1	0,3
2Crng	17-28	3,6	7,0	7,1	6,6	6,6	7,0	7,0	0,1

O horizonte Crng do perfil 4 é rico em conchas, material carbonático, apresentou uma concentração de Ca de 7,82 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>, Tabela 3, porém um dos menores pH<sub>(H<sub>2</sub>O)</sub> 3,6 (Tabela 2). Esses resultados podem ser explicados pela menor solubilidade do CaCO<sub>3</sub> do que CaSO<sub>4</sub>.2H<sub>2</sub>O, MgSO<sub>4</sub> e principalmente Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> que devem ser os sais predominantes nesse ambiente com 3,7% de enxofre. Os sais ácidos, nesse caso, têm um maior efeito no pH do ambiente do que a dos sais de carbonato.

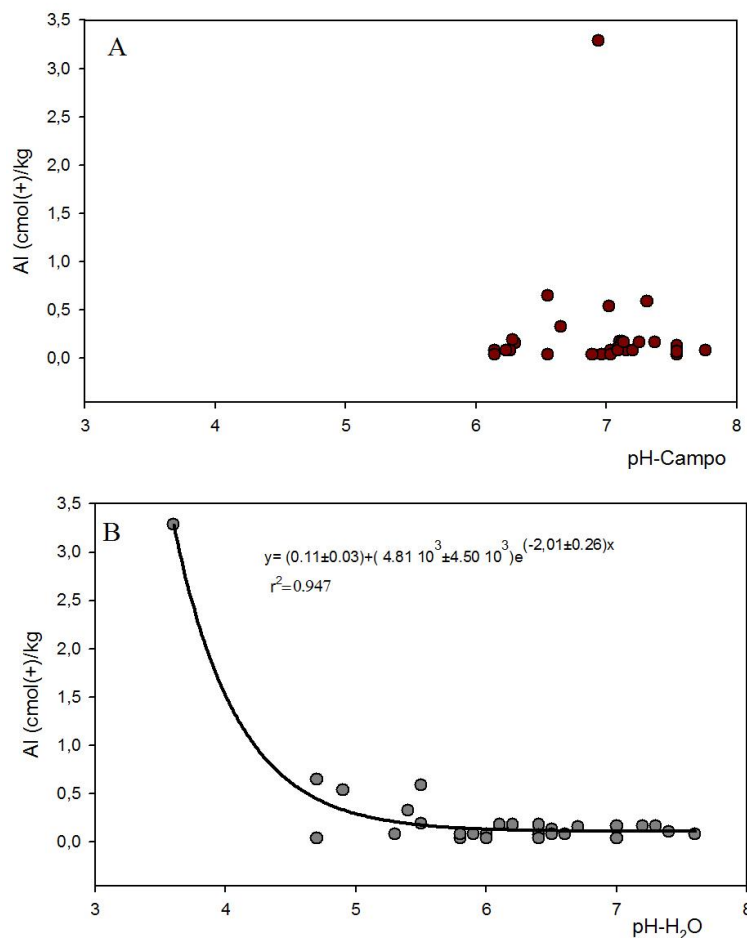


Figura 4. relação Al e pH em campo e em H<sub>2</sub>O dos sete perfis estudados

Os valores de Al trocável nos perfis estudados apresentaram-se relativamente elevados, Quadro 4. Apesar de em alguns horizontes os valores nominais de Al serem altos, a percentagem de saturação do elemento no complexo de troca foi muito baixa.

Nos perfis estudados, pode-se perceber uma relação inversa entre o pH e os teores de Al, em algumas camadas dos perfis estudados, porém em outras valores díspares, como no horizonte A4 de P5 que o pH é neutro (7,4) e o Al está em torno de 0,11 cmol<sub>c</sub>Kg<sup>-1</sup>, no horizonte A de P6 que com pH de 5,5 foi detectado 0,59 cmol<sub>c</sub>Kg<sup>-1</sup> e em P7 que apresentou pH de 3,6 e teor de Al de 3,29 cmol<sub>c</sub>Kg<sup>-1</sup>.

**Tabela 4. Análises químicas de perfis de solos de mangue em Santo Amaro - Ba.**

Horizontes/Camadas	Prof. cm	CE dS	Ca	Mg	Al	H+Al cmol <sub>c</sub> Kg <sup>-1</sup>	Na Kg <sup>-1</sup>	K	SB	T	V %	PST	P mg kg <sup>-1</sup>	C.org. g Kg <sup>-1</sup>
Perfil 1														
Agn	0-20	35	2,10	7,61	0,08	5,40	14,93	1,24	25,88	25,96	99,69	45,35	5,24	50,91
2Agn	20-32	35	4,49	4,29	0,08	5,28	19,20	1,24	29,22	29,30	99,73	55,44	5,07	53,78
3Agn	32-61	33	3,16	6,72	0,08	4,61	16,35	1,24	27,47	27,55	99,71	50,23	5,16	51,76
4Agn	61-83	31	2,54	10,03	0,13	1,41	18,14	1,87	32,58	32,71	99,60	53,36	5,24	49,71
5Agn	83-102+	22	3,70	9,55	0,04	1,79	16,00	2,02	31,27	31,31	99,87	48,47	5,43	54,00
Perfil 2														
Agn	0-8	40	3,00	13,95	0,16	3,01	51,20	3,57	71,72	71,88	99,78	68,51	5,27	48,22
2Agn	8-20	38	3,75	15,57	0,18	4,78	52,26	3,26	74,84	75,02	99,76	65,64	5,53	47,47
3Agn	20-34	36	3,63	16,86	0,18	5,61	55,47	3,42	79,38	79,56	99,77	65,26	5,72	48,26
4Agn	34-55	42	4,51	15,48	0,18	7,09	49,04	4,04	73,07	73,25	99,75	61,18	4,94	50,37
Perfil 3														
Agn	0-5	36	2,66	8,35	0,04	1,85	22,40	1,40	34,81	34,85	99,89	61,11	5,13	51,84
2Agn	.5-25	43	2,54	8,01	0,04	8,77	27,74	1,09	39,38	39,42	99,90	57,62	5,02	52,83
3Agn	25-49	44	3,27	10,81	0,04	7,10	35,20	1,55	50,83	50,87	99,92	60,78	4,89	53,55
4Agn	49-71+	38	3,45	11,28	0,07	5,25	39,47	2,02	56,22	61,48	91,46	64,22	5,38	52,11
Perfil 4														
Agn	0-7	31	1,50	5,28	0,04	2,57	18,13	1,09	26,00	26,04	99,85	63,46	5,08	52,50
2Agnj	7-18	27	1,62	4,24	0,65	6,07	11,73	1,09	18,68	19,33	96,64	47,43	5,05	53,46
3Agnj	18-41	30	2,15	4,61	0,04	4,27	12,80	1,24	20,80	20,84	99,81	51,02	5,26	54,05
4Agnj	41-60	29	2,26	7,40	0,54	6,74	19,20	2,18	31,04	31,58	98,29	50,82	5,13	53,10
4Crgnj	60-70	29	7,82	4,59	3,29	12,31	51,20	1,09	64,70	67,99	95,16	66,48	5,08	50,39

Tabela 4. Resultados das análises químicas para fins de classificação dos perfis.

Horizontes/Camadas	Prof. cm	CE dS m <sup>-1</sup>	Ca	Mg	Al	H+Al cmol <sub>c</sub> Kg <sup>-1</sup>	Na Kg <sup>-1</sup>	K	SB	T	V	PST %	P mg kg <sup>-1</sup>	C.org. g Kg <sup>-1</sup>
Perfil 5														
Agn	0-15	28	2,93	14,08	0,08	3,59	56,51	3,42	76,94	77,02	99,90	70,18	5,21	54,18
2Agn	15-26	20	3,47	14,74	0,19	7,22	42,67	4,82	65,7	65,89	99,71	58,53	5,44	50,83
3Agn	26-43	38	5,13	13,04	0,33	11,10	59,71	4,82	82,7	83,03	99,60	63,65	5,29	49,50
4Agn	43-60	44	8,63	9,79	0,11	0,87	43,74	2,18	64,34	64,45	99,83	67,07	5,55	46,83
4Crgn	60-70+	33	4,90	10,10	0,08	1,00	20,27	3,26	38,53	38,61	99,79	51,29	6,24	50,60
Perfil 6														
Agn	0-15	36	3,36	11,27	0,08	6,27	38,40	3,11	56,14	56,22	99,86	61,53	5,65	45,99
2Agn	15-33	46	6,34	16,18	0,08	5,60	58,65	4,20	85,37	85,45	99,91	64,48	5,13	48,40
3Agn	33-48	41	5,43	19,58	0,59	10,92	70,40	4,51	99,92	100,51	99,41	63,52	5,35	48,97
4Agn	48-60	57	5,53	11,55	0,08	3,67	71,46	5,44	93,98	94,06	99,91	73,17	5,21	48,69
Perfil 7														
Agn	0-9	45	4,53	12,83	0,17	2,15	54,40	3,11	74,87	75,04	99,77	70,64	7,08	49,01
2Agn	9-17	48	5,45	10,68	0,17	1,89	58,66	2,95	77,74	77,91	99,78	73,66	5,27	48,09
2Crgn	17-28	42	7,48	15,69	0,17	2,07	67,18	2,80	93,15	93,32	99,82	70,55	5,71	44,47



A maioria dos perfis, principalmente em P2, P5, P6 e P7, apresentaram elevada CTC. A CTC dos horizontes/camadas daqueles perfis variaram de 38,61 (Cr de P5) a 100,51  $\text{cmolcKg}^{-1}$  (3A de P6). O complexo sortivo é dominado pelos cátions  $\text{Na}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^{+1}$ , sendo que em praticamente todos os horizontes e camadas o teor de Mg é mais elevado que o de Ca (CFSEMG, 1999). Elevados teores de  $\text{Mg}^{2+}$  sobre o  $\text{Ca}^{2+}$  é comum em ambientes estuarinos e podem ser atribuídos a processos pedogenéticos como adição de sais solúveis advindos, principalmente, da cunha salina e das deposições fluviais, em região de drenagem de solos férteis com os Vertissolos da região.

Os teores de  $\text{Na}^{+}$  se mostraram elevados em todos os perfis estudados, sendo os perfis P1, P3 e P4, provavelmente por estarem mais preservados da influência marinha, apresentaram menores teores de Na, apesar de ainda muito altos. Os elevados valores de Na encontrados nestes solos, são típicos de ambientes marinhos, os quais recebem altas cargas de sais sob influência das marés. As altas concentrações de sódio associados com altos valores de pH evidenciam o processo de halomorfismo nestes solos.

Valores de PST  $>15\%$  dos solos, identificaram o caráter sódico em todos os perfis estudados (Tabela 4). O caráter sódico dos solos resulta na dispersão de argila e possivelmente da matéria orgânica.

A sodificação é um processo pedogenético que consiste na passagem do  $\text{Na}^{+}$  da solução do solo para o complexo de troca formando solos denominados de salino-sódicos, classificados assim, quando a PST  $\geq 15\%$ , a  $\text{CE} \geq 4 \text{ dS m}^{-1}$  e  $\text{pH} < 8,5$  (Ribeiro et al., 2009). Cabe salientar que o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos confere caráter sódico quando a  $\text{CE} \geq 7 \text{ dS m}^{-1}$  (Embrapa, 2013). Os valores de CE variaram entre  $20 \text{ dS m}^{-1}$  (2Agn de P5) a  $57 \text{ dS m}^{-1}$  (3Agn de P6), variando em profundidade.

Apesar de estarem localizados em ambiente de alta deposição (adição) de compostos minerais e orgânicos, os perfis estudados, disponibilidade para fósforo baixa ou muito baixa (CFSEMG, 1999), com teores entre 4,89 a  $7,08 \text{ mg Kg}^{-1}$ . Os solos tropicais apresentam-se, na maioria dos casos, como muito pobres ou deficientes em fósforo, sendo que 65,1 % deles são fortemente deficientes em P e 26,6 % são medianamente deficientes (Roche et al., 1980), devido, principalmente, a reduzida presença deste elemento na maioria das

rochas. Na região de estudo, os solos analisados por diferentes autores (CEPLAC, 1976; Brasil, 1981) apresentam baixa disponibilidade de P com teores na sua maioria sempre abaixo de  $2 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Os teores de C-orgânico em ambientes estuarinos são explicadas por diversos fatores entre eles a bioturbação da fauna local e o aporte de material orgânico (folha, galhos e raízes) proveniente da vegetação local. Os teores de C-orgânico tende ser maior principalmente nos primeiros horizontes onde encontra-se maior quantidade de raízes, além das algas (diatomáceas) e restos de animais em estado de decomposição (Barrêdo et al., 2008; Silva et al., 2011). A deposição destes materiais associada com o hidromorfismo reduzem a taxa de decomposição dos compostos orgânicos.

Os teores de C orgânico nestes solos não são suficientes para formação de horizontes hísticos, também comuns em solos de mangues (Ferreira et al., 2007a). Os teores de C. org. variaram entre  $44,47 \text{ gKg}^{-1}$  na camada 2C de P7 a  $54,18 \text{ gKg}^{-1}$  no horizonte A de P5. Os valores mais elevados foram em P2, P3, P4 e P5.

### **Metais traços**

Os metais distribuem-se amplamente nos ambientes aquáticos, podendo estar adsorvidos a partículas orgânicas e inorgânicas, acumular nos sedimentos de fundo ou entrar na cadeia alimentar (Evans et al., 2003) dependendo de fatores com pH, Eh, atividade da argila, teores de carbono, material de origem e processos de formação dos solos (Coimbra, 2003). Por estarem em ambientes propícios a redução, com elevadas concentrações de enxofre e teor de matéria orgânica, os solos de manguezais apresentam alta capacidade de reter metais recebido de águas de marés, água doce, escoamento de águas pluviais, precipitação atmosférica e antropogênica (Lina Fernandes et al., 2012).

Os metais traço podem ser introduzidos nos ecossistemas de manguezais por processos antropogênicos, resultando na contaminação de diferentes compartimentos do ambiente, em especial aos solos, afetando diretamente o seu uso e manejo, bem como a vida da população local.

As concentrações de metais nos perfis estudados e os seus valores de referência são apresentados na Tabela 5. Os valores de prevenção para metais

traços do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2009) através da Resolução 420/2009 foram utilizados nesse estudo para fins de comparação com os teores de metais dos solos de mangue por falta de uma legislação brasileira específica para este ecossistema. Os teores de metais traço no solo também foram comparados com aqueles da National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA (1999) que avaliam background, limites de prevenção (TEL) e risco a biota para sedimentos marinhos (PEL). Estes últimos serão utilizados para diagnosticar a toxicidade dos solos estudados.

Segundo a NOAA (1999), todos os perfis, à exceção do perfil 7, apresentam teores acima dos valores de referência. Nas camadas Cr dos perfis mais rasos (P4, P5 e P7), os teores de metais, principalmente Pb e Cd, foram baixos.

O Pb está entre os metais de maior efeito no ambiente aquático, pois é ao mesmo tempo tóxico, persistente e bioacumulável na cadeia alimentar (Marcovecchio, 2000; Marins et al. 2002). As maiores concentrações de Pb foram encontradas em todos os horizontes do perfil P1 e no horizonte 3A do Perfil 3, que apresentaram concentrações acima dos valores de referência CONAMA (2009) e NOAA (1999), com destaque para o horizonte 2A (P1), onde foram detectados  $111,30 \text{ mgKg}^{-1}$  de Pb, muito próximo do valor de efeito adverso a comunidade biológica (NOAA, 1999). Nos perfis 2, 4 5 e 6 os teores deste elemento foram inferiores aos valores de referência CONAMA (2009), mas superiores ao valor de referência do TEL do NOAA (1999).

A localização de P2, com maiores concentrações de Pb, é uma área de coleta de mariscos para consumo da população ribeirinha e fonte econômica. É importante um monitoramento a cerca desta localidade, visto que algumas espécies de caranguejos podem escavar o solo até 1,80 m para fazer suas tocas e com esta atividade podem remanejar poluentes (Pb e Cd) presentes no solo de uma profundidade para outra, prejudicando a saúde e comprometendo a vida da população.

**Tabela 5. Média e desvio padrão dos teores de metais traços obtidos para os perfis de solos de manguezal na Bacia do Subaé, BA, Brasil e valores de referência de metais.**

Horizonte/ camada	Pb	Cd	Mn	Zn	Fe
	mgKg <sup>-1</sup>			dagKg <sup>-1</sup>	
Perfil 1					
Agn	85,11 ± 5,72	0,93 ± 0,14	128,74 ± 498	73,42 ± 1,01	3,59 ± 0,17
2Abgn	111,30 ± 2,11	1,28 ± 0,07	141,21 ± 2,45	92,44 ± 0,69	5,24 ± 0,04
3Abgn	77,86 ± 2,20	1,17 ± 0,13	188,40 ± 0,42	95,14 ± 3,48	4,57 ± 0,50
4Abgn	82,95 ± 3,14	1,22 ± 0,01	235,64 ± 7,46	86,42 ± 1,00	4,54 ± 0,53
Perfil 2					
Agn	58,77 ± 1,75	0,62 ± 0,02	90,81 ± 1,96	55,17 ± 1,35	1,71 ± 0,34
2Abgn	45,86 ± 8,13	0,40 ± 0,07	75,73 ± 1,50	54,53 ± 2,20	1,63 ± 0,21
3Abgn	69,99 ± 8,07	0,80 ± 0,14	77,83 ± 1,18	55,57 ± 4,74	1,93 ± 0,25
4Abgn	55,55 ± 5,54	4,81 ± 7,23	99,57 ± 3,86	51,43 ± 2,57	2,35 ± 0,57
5Abgn	45,00 ± 0,75	0,34 ± 0,00	42,79 ± 2,09	50,37 ± 3,93	2,76 ± 0,14
Perfil 3					
Agn	36,50 ± 3,43	0,66 ± 0,06	82,55 ± 28,58	40,39 ± 0,86	1,64 ± 0,07
2Abgn	47,40 ± 2,42	0,58 ± 0,08	70,53 ± 1,70	43,33 ± 1,11	2,12 ± 0,04
3Abgn	53,61 ± 2,44	1,18 ± 0,14	98,76 ± 1,30	57,75 ± 0,94	2,63 ± 0,07
4Abgn	72,49 ± 3,76	1,46 ± 0,23	138,18 ± 5,41	64,47 ± 1,08	2,85 ± 0,34
Perfil 4					
Agn	31,97 ± 5,24	0,44 ± 0,15	64,07 ± 2,86	33,68 ± 1,57	1,24 ± 0,05
2Abgnj	34,95 ± 1,86	0,42 ± 0,06	39,47 ± 0,19	19,48 ± 6,42	0,65 ± 0,32
3Abgnj	26,19 ± 2,37	0,36 ± 0,01	58,32 ± 1,77	23,26 ± 1,48	1,03 ± 0,07
4Abgnj	26,60 ± 4,38	0,44 ± 0,02	76,14 ± 2,42	35,33 ± 1,77	1,73 ± 0,02
4Crgnj	14,02 ± 3,59	0,23 ± 0,00	98,83 ± 3,78	30,89 ± 1,00	1,65 ± 0,10
Perfil 5					
Agn	54,43 ± 0,58	0,33 ± 0,07	241,92 ± 0,24	73,05 ± 1,39	4,02 ± 0,06
2Abgn	65,47 ± 9,77	0,92 ± 0,21	120,34 ± 1,11	71,96 ± 3,29	3,46 ± 0,01
3Abgn	63,82 ± 7,27	1,36 ± 0,00	173,35 ± 2,59	73,92 ± 1,69	4,19 ± 0,04
4Abgn	45,34 ± 5,38	0,70 ± 0,04	240,07 ± 1,76	48,20 ± 1,17	3,36 ± 0,07
4Crgn	49,47 ± 6,89	0,96 ± 0,05	205,77 ± 3,07	65,64 ± 0,67	4,57 ± 0,13
Perfil 6					
Agn	43,68 ± 5,82	0,56 ± 0,05	141,41 ± 9,11	52,34 ± 1,75	2,84 ± 0,13
2Abgn	29,51 ± 1,34	0,40 ± 0,00	252,29 ± 4,89	62,36 ± 0,68	4,49 ± 0,44
3Abgn	6,16 ± 0,60	0,00 ± 0,00	280,39 ± 11,11	62,22 ± 3,86	3,82 ± 0,46
4Abgn	14,73 ± 4,64	0,03 ± 0,00	268,71 ± 1,03	59,22 ± 0,11	3,91 ± 0,02
Perfil 7					
Agn	8,96 ± 4,25	0,37 ± 0,00	229,25 ± 86,51	68,17 ± 20,21	3,42 ± 0,03
2Abgn	11,89 ± 4,97	0,16 ± 0,12	271,29 ± 10,97	50,69 ± 2,59	2,71 ± 0,08
2Crgn	15,30 ± 0,00	0,26 ± 0,13	284,31 ± 7,58	54,82 ± 2,42	2,92 ± 0,12
CONAMA, 2009					
mgKg <sup>-1</sup>					
CONAMA (2009)	72	1,3	-	300	-
NOAA, 1999					
Background <sup>(1)</sup>	4-17	0,1-0,3	400,00	7-38	0,99-1,8
TEL <sup>(2)</sup>	30,24	0,6	-	124	-
PEL <sup>(3)</sup>	112	4,2	-	271	-

TEL<sup>(2)</sup> – Pode causar efeito à comunidade biológica

PEL<sup>(3)</sup> – Causa algum efeito à comunidade biológica

As concentrações de Cd foram maiores que os limites TEL da NOAA (1999) e muito próximas ou maiores que o limite do CONAMA (2009) nos

horizontes/camadas 2A e 4A de P2, 4A de P3 e 3A de P5. No horizonte 4A de P1 foi identificada concentração superior ao limite PEL (NOAA, 1999), ou seja,  $4.81 \text{ mgKg}^{-1}$  o que significa ambiente contaminado com efeitos adversos a biota. Elevadas concentrações de Cd são extremamente preocupantes, visto que é um metal que apresenta elevado acúmulo e persistência e é potencialmente tóxico aos organismos.

As concentrações de Mn foram maiores do que o background NOAA (1999) nos perfis P2, P5, P6 e P7 e mais baixos em P1, P3 e P4, mas não atingindo em nenhum dos casos os limites estabelecidos pelo referido órgão. Já as concentrações de Zn para todos os perfis foram superiores ao background da NOAA (1999), mas inferiores ao TEL, considerados desta forma, sem potencial risco a biota, com concentrações mais baixas em P4.

Os percentuais de Fe estiveram dentro ou acima dos limites background da NOAA (1999), com exceção do horizontes 2A de P4 (0,65 %) que foi mais baixo que os valores estabelecidos pela NOAA (1999).

### **Classificação dos Solos**

Baseado nas características morfológicas, físicas e químicas determinadas nos sete perfis, associada a identificação dos processos de formação acima discutidos, os solos, foram classificados (Tabela 6), segundo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa,2013), como Gleissolos Tiomórficos Órticos (Sálicos) sódicos. Sugere-se ao Sistema Brasileiro o caráter Sálico como terceiro nível categórico aos Gleissolos Tiomórficos pelos valores da CE maiores que  $7 \text{ dS/m}$  a  $25^\circ$  (Tabela 4).

Por não apresentar horizonte Gleic como diagnóstico de classe de solos no primeiro nível categórico, os solos foram classificados por Soil Taxonomy (USDA, 2010), como Entisols, sendo os solos representados por P5 e P7 classificados como Haplic Sufalquents, por apresentarem em algum horizonte, em uma profundidade ente 20 e 50 cm abaixo da superfície, menos que  $80 \text{ g.kg}^{-1}$  de argila na fração terra fina e, os demais (P1, P2, P3, P4 e P6), como Typic Sufalquents. De acordo com o sistema World Reference Base -WRB (FAO, 2006), os solos foram classificados como Fluvisols Salic Gleyic (Thionic, Sodic), à exceção do perfil 7, que não apresentou horizonte sálico, sendo então classificado como Fluvisols Gleyic (Thionic, Sodic).

Apesar de apresentarem algumas características diferenciais, tais como profundidade, alternância de camadas com distribuição irregular de textura e de conteúdo de C orgânico, presença de elementos contaminantes (metais pesados), dentre outras, os solos estudados apresentaram classificação idêntica, até o quarto nível categórico. A distinção entre eles só foi possível no quinto nível categórico.

Segundo Embrapa (2013), os Gleissolos são formados, principalmente, à partir de solos sujeitos a constante ou periódico excesso de água, estes sedimentos podem estar estratificados ou não, o que, muitas vezes, pode colocar estes solos como intermediários para Neossolos Flúvicos. Apesar disso, não há para os Gleissolos Tiomórficos, a definição como intermediários para esta classe (neofluvissólico), no quarto nível categórico, mas, como esta é uma característica marcante nos solos de manguezais, optou-se pela atribuição no quinto nível categórico do caráter flúvico, em detrimento do uso do grupamento textural.

Outra característica que se destaca nos solos da região e que influencia diretamente na sua ocupação, uso e manejo, é a presença de contaminantes por metais pesados. Contaminantes desta natureza podem ocorrer nos solos por fatores e processos naturais, geralmente quando presentes nos materiais que dão origem aos solos ou por processos antrópicos, quando introduzidos no sistema por ações deletérias, geralmente comuns nos solos dos centros urbanos e seu entorno. Apesar disso, não há no SiBCS, alternativa claramente expressa para inclusão desta ocorrência, podendo a mesma se inserida como características diferenciais que afetam o uso e manejo do solo para fins diversos, também no quinto nível categórico, com base em atributo químico que reflete condições ambientais.

No sistema WRB (FAO, 2006) o termo Toxic, pode ser utilizado como elemento formativo para unidades de segundo nível, em algumas classes, para indicar presença, em alguma camada dentro de 50 cm da superfície do solo, de concentrações tóxicas de substâncias orgânicas ou inorgânicas que não sejam os íons Al, Fe, Na, Ca e Mg. Desta forma, optou-se pela inclusão do termo potencialmente tóxico no quinto nível categórico, referente ao SiBCS, para as classes de solos estudados que apresentam concentrações de metais

pseudototais acima dos valores de referência pela Agência Nacional Oceanográfica dos Estados Unidos (NOAA,1999), (Tabela 7).

**Tabela 6. Classificação dos Solos pelos sistemas Brasileiro, Soil Taxonomy e World Reference Base for Soil Resources.**

Perfil	Sistema Brasileiro <sup>1</sup>	Soil Taxonomy <sup>2</sup>	World Reference Base for Soil Resources <sup>3</sup>
P1	Gleissolos Tiomórficos Órticos (Sálicos) sódicos neofluvissólico, potencialmente tóxico, muito mal drenado	Entisol (Typic Sufalquents)	Fluvisol Salic Gleyic (Thionic, Sodic, Toxic)
P2	Gleissolos Tiomórficos Órticos (Sálicos) sódicos neofluvissólico, potencialmente tóxico, muito mal drenado	Entisol (Typic Sufalquents)	Fluvisol Salic Gleyic (Thionic, Sodic, Toxic)
P3	Gleissolos Tiomórficos Órticos (Sálicos) sódicos neofluvissólico, potencialmente tóxico, muito mal drenado	Entisol (Typic Sufalquents)	Fluvisol Salic Gleyic (Thionic, Sodic, Toxic)
P4	Gleissolos Tiomórficos Órticos (Sálicos) sódicos neofluvissólico, potencialmente tóxico, muito mal drenado	Entisol (Typic Sufalquents)	Fluvisol Salic Gleyic (Thionic, Sodic, Toxic)
P5	Gleissolos Tiomórficos Órticos (Sálicos) sódicos neofluvissólico, potencialmente tóxico, muito mal drenado	Entisol (Haplic Sufalquents)	Fluvisol Salic Gleyic (Thionic, Sodic, Toxic)
P6	Gleissolos Tiomórficos Órticos (Sálicos) sódicos neofluvissólico, potencialmente tóxico, muito mal drenado	Entisol (Typic Sufalquents)	Fluvisol Salic Gleyic (Thionic, Sodic, Toxic)
P7	Gleissolos Tiomórficos Órticos (Sálicos) sódicos neofluvissólico, muito mal drenado	Entisol (Haplic Sufalquents)	Fluvisol Gleyic (Thionic, Sodic)

<sup>1</sup> - Embrapa, 2013; <sup>2</sup> - USDA,2010; <sup>3</sup> - FAO, 2006

#### 4. CONCLUSÕES

1. Os solos os manguezais da Bacia do Subaé avaliados neste estudo apresentam condições halomórficas, hidromórficas e sulfato redutoras, com presença do processo de gleização como indicado pelas características morfológicas e físicas e químicas.
2. Os solos do ambiente de mangue estudado foram classificados como Gleissolos Tiomórficos Órticos (Sálicos) sódicos neofluvissólico, potencialmente tóxico, a exceção do Perfil 7.
3. Todos os perfis dos solos estudados foram classificados como potencialmente tóxicos, por apresentar concentrações de pelo menos um metal superior ao valor mínimo de alerta (TEL), a exceção do Peril 7.
4. Sugere-se ao Sistema Brasileiro de Classificação de Solos a inserção do caráter sálico no 3º nível categóricos para os Gleissolos Tiomórficos e caráter potencialmente tóxico para o 5º nível categórico.

## 5. LITERATURA CITADA

ACIESP. **Glossário de Ecologia**. São Paulo: Academia de Ciências do Estado de São Paulo. 1987, 271p.

ÁLVAREZ-LEON, R. **Mangrove ecosystems of Colombia**. In: Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in latin America and Africa regions. International society of mangrove ecosystems, Okinawa, 1993, p.75-115.

AMUSAN, A.A. & ADENIYI, I.F. Genesis, Classification and Heavy Metal Retention Potential of Soils in Mangrove Forest, Niger Delta, Nigeria. **Journal of Human Ecology**, 17(4): 255-261, 2005.

ANJOS, J.A.S.A. dos. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação - BA**. São Paulo, Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, 2003. 227p. (Tese de Doutorado).

BANDYOPADHYAY, B.K. & MAJI, B. Nature of acid soils of Sundarbans delta and suitability of classifying them as acid sulphate or potential acid sulphate soils. **Journal Indian Society Soil Science**, 43: 251-255, 1995.

BARRÊDO, J.F.; COSTA, M.L. da; VILHENA, M. do P.S.P. & SANTOS, J.T. dos. Mineralogia e geoquímica de sedimentos de manguezais da costa amazônica: o exemplo do estuário do rio Marapanim (Pará). **Revista Brasileira de Geociências**, 38(1):26-37, 2008.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Secretaria Geral. **Projeto RADAMBRASIL Folha SD. 24 Salvador: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra**. MME/SG/Projeto RADAM BRASIL, Rio de Janeiro, 1981.



CEPLAC. **Levantamento detalhado dos solos da estação experimental Sosthenis de Miranda, Bahia.** Boletim Técnico nº 41. CEPEC-CEPLAC. Itabuna, 1976. 39p.

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.

COIMBRA, A.G. **Distribuição de metais pesados em moluscos e sedimentos nos manguezais de Coroa Grande e da Enseada das Garças, Baía de Sepetiba, RJ.** Rio de Janeiro, Universidade Federal Fluminense, 2003. 72p. (Dissertação de Mestrado).

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS - CFSEMG. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais.** 5ª aproximação. Viçosa: CFSEMG, 1999. 359p.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS - CPRM – Serviço Geológico do Brasil. **Materiais de Construção Civil na Região Metropolitana de Salvador.** In: Informe de Recursos Minerais (Programa de Geologia do Brasil) Série Rochas e Minerais Industriais, nº 02. CD Room Salvador, 2012.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. **Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.** Brasília, 2009. 20p.

COOPER, J.A.G. Geomorphological variability among microtidal estuaries from the wave-dominated South African coast, **Geomorphology**, 40:99-122, 2001.

CURI, N. & KAMPF, N. **Caracterização do Solo**. In: KER, J. C.; CURI, N.; SCHAEFER, C.E. G. R.; VIDAL-TORARDO, P. V. *Pedologia: Fundamentos*. SBCS, 2012. p. 147-170.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Espírito Santo**. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1978. 379p. (Boletim Técnico, 45).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Aptidão agrícola das terras da bacia do alto curso do rio descoberto, DF/GO, escala de 1:100.000**, Distrito Federal, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2003. 36P. (Boletim Técnico, 115).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solo**, 2ed. Rio de Janeiro, Centro de Pesquisa de Solos, 2011. 225p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: EMBRAPA, 2013. 353p.

ERICH, E. **Pedogenic fate and transport of total mercury across subaerial and subaqueous soils in an Appalachian Plateau impoundment**. M.S. Thesis. Dept. Crop and Soil Sciences, The Pennsylvania State University, University Park, 2010.

EVANS, G.; HOWARTH, R.J. & NOMBELA, M.A. Metals in sediments of the Ensenada de San Simón (inner Ría de Vigo), Galicia, NW Spain. **Applied Geochemistry**, 18: 973-996, 2003.

LINA FERNANDES, G. N. NAYAK & D. ILANGOVAN. Geochemical Assessment of Metal Concentrations in Mangrove Sediments along Mumbai

Coast, India. **World Academy of Science, Engineering and Technology**, 61:258-263, 2012.

FERREIRA, T. O. **Solos de mangue do rio Crumahú (Guarujá-SP): pedologia e contaminação por esgoto doméstico**. São Paulo, Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2002, 113p. (Dissertação de Mestrado).

FERREIRA, T.O. **Processos pedogenéticos e biogeoquímica de Fe e S em solos de manguezais**. São Paulo, Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2006, 141p. (Tese de Doutorado).

FERREIRA, T.O.; OTERO, X.L.; VIDAL-TORRADO, P. & MACÍAS, F. Are mangrove forest substrates sediments or soils? A case study in southeastern Brazil. **Catena**, 70:79-91, 2007a.

FERREIRA, T.O.; OTERO, X.L.; VIDAL-TORRADO, P.& MACÍAS, F. Redox processes in mangrove soils under *Rhizophora mangle* in relation to different environmental conditions. **Soil Science Society of America Journal**, 71:484-491, 2007b.

FITZPATRICK, R.W.; HUDNALL, W.H.; SELF, P.G.; NAIDU, R.; DENT, D.L. & MENSWOORT, M.E.F. **Origin and properties of island and tidal saline and acid sulphate soils South Australia**. Wageningen: Ed. ILRI. 1993. p.71-80.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO –**Soil Map of the world**. UNESCO, Legend and 9 volumes, 1971-1981.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. **World Soil Resources Report 84**, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome Deckers JA, Nach, 1998.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **World Reference Base for Soil Resources 2006**. A framework for

international classification, correlation and communication. Rome: IUSS/ISRIC/FAO. 2006. 128p. World Soil Resources Report, 103.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. **World Soil Resources Report 103**, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome Deckers JA, Nach, 2006. 145p.

INEMA – **Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado da Bahia. Comitês de Bacias**. Disponível em: <http://www.inema.ba.gov.br/gestao-2/comites-de-bacias/comites/cbh-reconcavo-norte-inhambupe/> Acesso em 14 mai 2014.

LEPSCH, I.F.; SAKAI, E. & AMARAL, A.Z. **Levantamento pedológico de reconhecimento semi-detalhado da região do rio Ribeira do Iguape no estado de São Paulo**. Campinas: SAA; IAC, 1983. 1 mapa. Escala 1:100.000.

LIMA, F.A.M. & COSTA, R.S. Estudo preliminar das áreas de manguezais no estado do Ceará: área principais de ocorrência na faixa costeira de 38 °36'W – 41 °15'W. **O Solo**, 67:10-12, 1975.

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

MARINS, R. V., FREIRE, G. S. S., MAIA, L. P., LIMA, J. P. R. & LACERDA, L. D. **Impacts of land-based activities on the Ceará coast, NE Brazil**. In: LACERDA L.D., KREMER, H.H. ; KJERFVE. B.; SALOMONS, W.; MARSHALL-CROSSLAND, J.I. & CROSSLAND, J.C. (eds.) South American Basins: LOICZ Global Change Assessment and Synthesis of River Catchment – Coastal Sea Interaction and Human Dimensions. LOICZ Reports e Studies, 21, 2002. p.92-98.

NASCIMENTO, P.C. do; LANI, J.L. & ZOFFOLI, H.J.O. Caracterização, classificação e gênese de solos hidromórficos em regiões litorâneas do Estado do Espírito Santo. **Científica**, 41(1):82–93, 2013.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION - NOAA. **Screening Quick Reference Tables, National Oceanic and Atmospheric Administration**. Seattle, USA, 1999. 12p.

NUNES, B.; RAMOS, V. & DILLIGER, A. **Geomorfologia**. In: Departamento Nacional da Produção Mineral. Projeto RADAMBRASIL. Folha SD. Salvador: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 24, 1981, 620p.

OLIVEIRA, J.B.; JACOMINE, P.K.T. & CAMARGO, M.N. **Classes gerais de solos do Brasil**. Jaboticabal: FUNEP/ FCAV, 1992. 201p.

OLIVEIRA, M.L.J. **Comportamento geoquímico do mercúrio (Hg) em solos de manguezais do Estado de São Paulo**. São Paulo, Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2005. 70p. (Dissertação de Mestrado).

OTERO, X.L.; FERREIRA, T.O.; HUERTA-DÍAZ, M.A.; PARTITI, C.S.M.; SOUZA-JUNIOR, V.; VIDAL-TORRADO, P. & MACIAS, F. Geochemistry of iron and manganese in soils and sediments of a mangrove system, Island of Pai Matos (Cananeia — SP, Brazil), **Geoderma**, 148:318–335, 2009.

OTERO, X.L. & MACÍAS, F. **Biogeochemistry and pedogenetic process in saltmarsh and mangrove systems**. Nova Science Publishers, Inc, 2010a, 259p.

OTERO, X.L.; SOUZA, M.L. de & MACIAS, F. **Iron trace metal geochemistry in mangrove soils**. In: OTERO, X.L. & MACIAS, F. Biogeochemistry and pedogenetic processes in saltmarsh and mangroves systems. New York, Nova Science Publishers, 2010b. p.156-181.

PEDREIRA, P.T.; **Memória Histórico-Geográfica de Santo Amaro**. Brasília. 1977.

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**, 28(2):233-244, 2004.

PRICE, J.; EWING, K.; WOO, M.K. & KERSAW, K.A. Vegetation patterns in James Bay Coastal marshes. II. Effects of hydrology on salinity and vegetation. **Canadian Journal of Botany**, 66:2586–2594, 1988.

RADAMBRASIL. **Levantamento dos Recursos Naturais**. Ministério das Minas e Energia FolhaSD. 24, Salvador / Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 624 p. 1981.

REDDY, K. R. & De LAUNE, R. D. **Biogeochemistry of Wetlands: science and applications**. United States of America: CRC Press, 2008. 806 p.

RIBEIRO, M.R.; BARROS, M.F.C. & FREIRE, M.B.G. dos S. **Química dos solos salinos e sódicos**. In: MELO, V.F.; ALLEONI, L.R. Química e mineralogia do solo. Viçosa: SBCS, v.2, 2009. p.449-484.

ROSSI, M. & MATTOS, I.F. de A. Solos de mangue do Estado de São Paulo: caracterização química e física. **Revista do Departamento de Geografia**, 15:101-113, 2002.

SANTOS, R.D. dos; LEMOS, R.C. de; SANTOS, H.G. dos; & KER, J.C.; ANJOS, L.H.C. dos. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. 100p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Manguezais Brasileiros**. São Paulo, Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 1991. 42 p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da zona costeira e marinha.** São Paulo: USP/IO, 1999. 56 p.

SEILER, E. **Acid sulphate soils – Their formation and agricultural use.** Hannover, Institute for Scientific Co-operation, 1992. p.92-110. (Natural Resources and Development, 35).

SILVA, M. de J.; BEZERRA, P.G. & GARCIA, K.S. Avaliação geoquímica da concentração de Fe, Cr, Pb, Zn, Cu e Mn no sedimento estuarino do Rio Jacuípe, Bahia. **Cadernos de Geociências**, 8(2):107-112, 2011.

SOIL SURVEY STAFF. **Keys to soil taxonomy.** 8 th ed. United States Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service. Washington: U.S. Gov. Print Office, 1998.

SOIL SURVEY STAFF. **Keys to soil taxonomy.** 8. ed. Washington, 1998.

SOIL SURVEY STAFF. **Keys to soil taxonomy.** 9th. ed. United States Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service. Washington: U.S. Gov. Print Office, 2003.332 p.

SOUSA, R.O.; VAHL, L.C. & OTERO, X.L. **Química de solos alagados.** In: MELLO, V.F. & ALLEONI, L.R.F., eds. Química e mineralogia do solo. Parte II - Aplicações. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p.485-528.

SOUZA-JÚNIOR, V.S. de; VIDAL-TORRADO, P.; TESSLER, M.G.; PESSEDA, C.R.; FERREIRA, T.O.; OTERO, X.L. & MACÍAS, F. Evolução quaternária, distribuição de partículas nos solos e ambientes de sedimentação em manguezais do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31:753-769, 2007.

SURABIAN, D. **Coastal zone soil survey Little Narragansett Bay Connecticut & Rhode Island.** USDA-NRCS, Connecticut. <http://www.ct.nrcs.usda.gov/coastalzone.html>. Acesso em 15 jan. 2014.

TRICART, J. **Ecodinâmica.** Rio de Janeiro. IBGE, Diretoria Técnica, SUPREN. Recursos Naturais e Meio Ambiente, v.1. 1977. 191p.

UKPONG, I.E., 1994. Soil-vegetation interrelationships of mangrove swamps as revealed by multivariate analyses. **Geoderma**, 64:167-181.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE – USDA. **Keys to Soil Taxonomy.** 11th ed., Washington, 2010. 345p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Method 3050B.** Revision 2 December 1996. Disponível em: <<http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf>>. Acesso em 10 abr. 2014.

VAN BREEMEN, N. **Effects of seasonal redox processes involving iron on chemistry of periodically reduced soils.** In: STUCKI, J.W. et al. (Ed.). Iron in soils and clay minerals. Boston: Reidal Publisher, 1988. p.797-809.

VANNUCCI, M. **Os manguezais e nós: uma síntese de percepções.** São Paulo: EDUSP, 1999. 233p.

WORLD REFERENCE BASE FOR SOIL RESOURCES – WBR. **World Soil Resources Reports**, 103. 2.ed. Roma, 2006. 145p.

WORLD RESOURCES INSTITUTE. **World Resources.** Oxford University Press, Oxford, 365 p, 1996.



**CAPITULO 2**

---

## CARACTERIZAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DE METAIS TRAÇOS EM SOLOS DE MANGUEZAIS DA BACIA DO RIO SUBAÉ

Autora: Marcela Rebouças Bomfim

Orientador : Prof. Dr. Geraldo da Silva Vilas Boas

Co-Orientador: Prof. Dr. Jorge Antonio Gonzaga Santos

**RESUMO:** Os solos de manguezais apresentam elevada capacidade de reter compostos orgânicos e inorgânicos, inclusive metais traços. Ao longo do tempo, tais características tem tornado os mangues receptores finais de descarte antropogênicos. Este estudo caracterizou os solos e avaliou a contaminação por metais traços em solos de bosques de espécies de manguezais *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana* no estuário do Rio Subaé, Bahia, Brasil. Amostras de solo foram coletadas em duas áreas: uma mais próxima a antiga fábrica de processamento de Pb e próxima do ambiente urbano, e outra área distante da fabrica, doravante denominadas ambiente contaminado e não contaminado, respectivamente, e em duas profundidades (0-30 e 30-50 cm). As amostras de solo foram caracterizadas para textura, pH, Eh, COT, Fe, Mn, Al, Pb, Cd, Cu, Cr, Ni e Zn. Os resultados indicaram que todos os bosques, independente do ambiente, apresentaram contaminação por Cd, demonstrando que o Pb não é o metal dominante nestes bosques. Os resultados dos metais totais e do Índice de Geoacumulação demonstraram que a contaminação mais significativa foi para o Cd, Pb, Cr e Ni, nos bosques contaminados *A. shaueriana* e *R. mangle* e que o bosque *L. racemosa* contaminado apresentou concentrações de metais mais baixos e semelhantes aos bosques não contaminados.

Palavras-chave: manguezais, solos contaminados, poluição ambiental

## CHARACTERISTICS AND DISTRIBUTIONS OF METAL TRACES IN THE SOILS OF THE MANGROVE RIVER BASIN SUBAE

*Author:* Marcela Rebouças Bomfim

*Adviser :* Prof. Geraldo da Silva Vilas Boas, PHD.

*Co- Adviser:* Prof. Jorge Antonio Gonzaga Santos, PHD.

**ABSTRACT:** The soils of mangroves present a high capacity to retain organic and inorganic compounds, including trace metals. Over time, these characteristics have made the mangrove receptor a final disposal of anthropogenic waste. This study characterized the soil and evaluated the contamination by trace metals in soils of forests of mangrove species *R. mangle*, *L. racemosa* and *A. schaueriana* in the estuary of the Subaé River, Bahia, Brazil. Soil samples were collected from two areas: one nearest the old processing plant of Pb and near the urban environment, and other area distant of the factory, hereinafter referred to as contaminated and uncontaminated environment, respectively, and at two depths (0-30 and 30-50 cm). The soil samples were characterized for texture, pH, Eh, COT, Fe, Mn, Al, Pb, Cd, Cu, Cr, Ni and Zn. The results indicated that all of the forests, regardless of the environment, show contamination by Cd, demonstrating that Pb is not the dominant metal in these forests. The results of total metals and the Index of Geoaccumulation showed that the contamination was most significant for Cd, Pb, Cr and Ni in contaminated forests *A. shaueriana* and *R. mangle* and that forest *L. racemosa* showed concentrations of metals lower and similar to uncontaminated forests.

**Keywords:** mangroves, contaminated soils, environmental pollution

## 1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas costeiros apresentam significativa importância ecológica e econômica em escalas local, regional e global devido à elevada interação entre os processos geofísicos, terrestres e oceânicos (Méndez Linares et al., 2007). Os manguezais, localizados nas regiões costeiras tropicais e subtropicais é um exemplo destes ecossistemas.

Os manguezais cobrem uma área de aproximadamente 20 milhões de hectares no mundo, com maiores extensões na Malásia, Índia, Brasil, Venezuela, Nigéria e Senegal (Tomlinson, 1994). Apresentam relevante importância sócio-econômica-ambiental pela sua capacidade de gerar renda, elevada fertilidade (Yunus et al., 2011) e por ser berçário natural para reprodução de diversas espécies. Os manguezais também protegem o ambiente costeiro dos efeitos adversos da erosão, tempestades (Zhang et al, 2012) e estabiliza acidentes geográficos costeiros adjacentes (Harty, 1997), além de ser fonte de alimento direto para muitos seres vivos e organismos migratórios (Buajan & Pumijumnong, 2010) e indireto para a população humana.

Países como Japão, China, Austrália, China e Brasil têm relatado e avaliado diversos casos de contaminação em manguezais (Tam & Wong, 1995a; Machado et al., 2002; Ferreira et al., 2007a), causados por atividades antrópicas (Tam & Wong, 2000). A localização geográfica dos manguezais é propícia à instalação de portos e à expansão urbana e industrial (Vidal-Torrado et al., 2005). Esta é uma das razões que também tem dificultado a conservação desses ecossistemas nos últimos 500 anos no Brasil.

Os solos de manguezais é o destino final de componentes naturais e antropogênicos derivados do ambiente (ex. atividades industriais de mineração, agrícola, de urbanização, da indústria do petróleo) devido a sua grande capacidade de reter compostos orgânicos e inorgânicos inclusive metais traços (Tam & Wong, 2000; Vane et al., 2009; Polidoro et al., 2010).

Muitas florestas de mangue estão localizadas nas proximidades de áreas urbanas (Macfarlane 2002; Preda & Cox, 2002; Tam & Wong, 2000), que tem que enfrentar os efeitos duradouros do descarte de resíduos urbanos e industriais. A presença de metais e, ou metalóides nestes resíduos, a depender

da concentração, representa grande ameaça aos manguezais (Wang et al., 2013), devido à persistência no ambiente e a capacidade dos manguezais e a sua fauna associada bioacumular metais, o que pode interferir na qualidade e biodiversidade do ecossistema e na saúde do homem (Tam & Wong, 2000; Buajan & Pumijumnong, 2010; Marchand, 2012).

No Brasil, diversos impactos ambientais têm ocorrido nos cursos d'água, principalmente quando estes drenam ambientes úmidos, decorrente de descartes de efluentes domésticos e industriais. Em 1960, a Companhia Brasileira de Chumbo – COBRAC foi instalada a 2,5 km a noroeste na cidade de Santo Amaro, no Recôncavo da Bahia para produção de lingotes de chumbo (Pb) a partir do processamento da galena (PbS)<sub>2</sub>. Durante os 35 anos de operação, o complexo minero-metalúrgico contaminou o ambiente através de despejo de efluentes líquidos, transbordamento da bacia de rejeitos e estocagem de cerca de 500 mil toneladas de escória (21% de Cd e até 3% de Pb) na área da indústria (Anjos, 2003). As atividades de mineração estão entre as principais fontes de enriquecimento de metais pesados em manguezais (Yunus et al., 2011).

O rio Subaé, um dos principais afluentes do sistema operacional da Baía de Todos os Santos (BTS), segunda maior baía do Brasil com aproximadamente 1100 km<sup>2</sup> (Hatje & Andrade, 2009), recebeu descargas de mais de 25.707 Kg de Cd (Hatje & Andrade, 2009). A área do entorno do Rio Subaé onde ocorreu a contaminação apresenta bosques de manguezais que devem estar funcionando como sumidouros dos resíduos da COBRAC. A presença de chumbo e cádmio nos sedimentos e frutos do mar tem sido relatada no estuário do Rio Subaé (Tavares, 1996) e na população local (Carvalho et al., 2003). Desta forma, o presente estudo avaliou a contaminação por metais traços de solos de manguezais situados Na Bacia do Rio Subaé, BA, Brasil.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

A Bacia Hidrográfica do Rio Subaé está localizada na Região do Recôncavo, no Estado da Bahia, Brasil (Figura 1), com área de drenagem de 655 km<sup>2</sup>, extensão de 55 km e vazão média de 2,71 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> (Vilas Boas, 2007).

Sua nascente está localizada no município de Feira de Santana, na Lagoa do Subaé e sua foz desemboca na Baía de Todos os Santos, compreendendo os municípios de Santo Amaro da Purificação e São Francisco do Conde.

O estuário do Subaé é um ambiente microtidal e sua hidrodinâmica é controlada principalmente pelo fluxo do oceano (Leão & Dominguez, 2000). No início da área estuarina, predominam os manguezais desde a cidade de Santo Amaro abrangendo as localidades de São Brás e Acupe até os municípios de Saubara e São Francisco do Conde, com as espécies dos gêneros *Rhizophora mangle* (*R. mangle*), *Avicennia schaueriana* (*A. schaueriana*) e *Laguncularia racemosa* (*L. racemosa*).

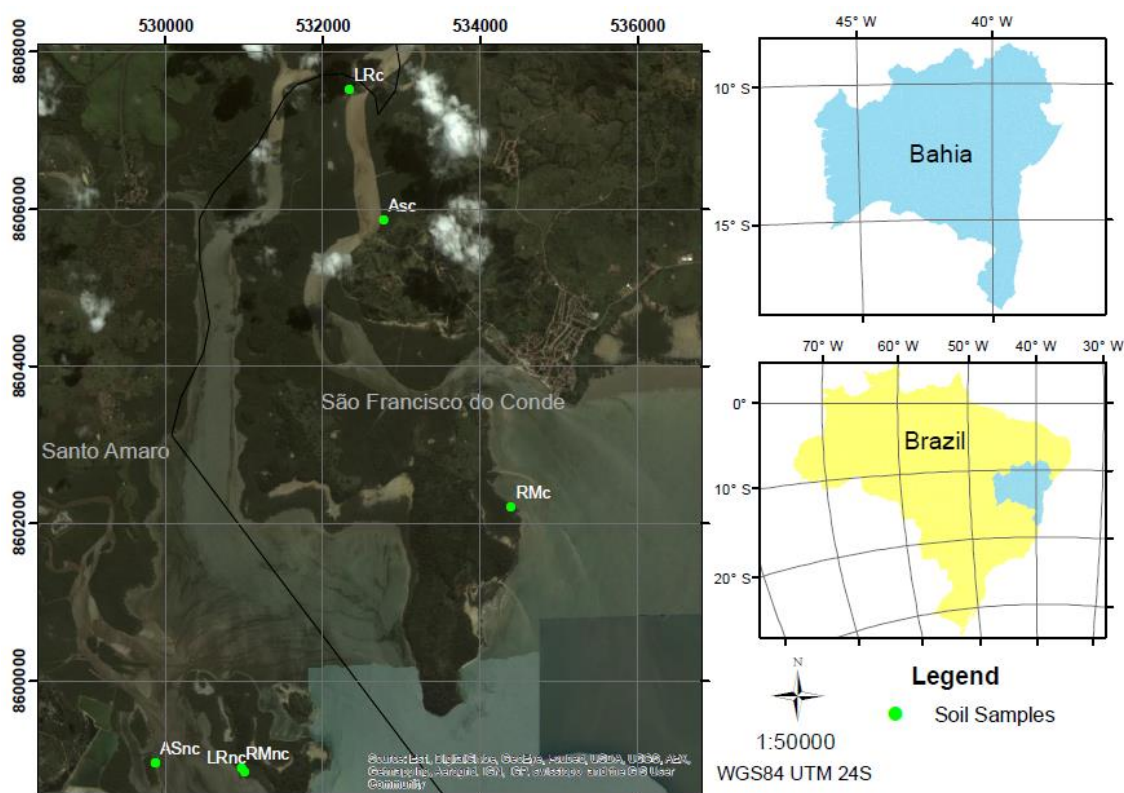


Figura 1. Região onde foi realizado o estudo ao longo do curso e zona estuarina do Rio Subaé e localização dos bosques amostrados.

### Amostragem

A amostragem foi realizada em Setembro de 2013, em área de manguezais em Santo Amaro, Bahia, Brasil. Dezoito amostras foram coletadas em maré baixa, em bosque de manguezais com predominância das espécies vegetais *Avicennia schaueriana* (*A. schaueriana*), *Rhizophora mangle* (*R. mangle*) e *Laguncularia racemosa* (*L. racemosa*) em diferentes áreas, as quais

mais próximas da fábrica, denominadas contaminadas (c) e mais distantes, denominadas não contaminadas (nc). As amostras foram coletadas, utilizando tubo de policarbonato (diâmetro interno de 0,08 m e profundidade de 0,50 m), acoplados a um amostrador inox, com 3 repetições, em cada área. Devido à dificuldade de amostragem para os bosques *A. schaueriana* e *R. mangle* mais distantes da fábrica, foram avaliadas amostras de 0 a 30 cm de profundidade. A identificação e coordenadas das áreas amostradas são apresentadas na Tabela 1 e Figura 1.

Tabela 1. Identificação das áreas de amostragem

Espécies Vegetais	Proximidade da Plumbum	Coordenadas	
Laguncularia racemosa	Contaminada	531011	8598839
	Não contaminada	532337	8607526
Avicennia schaueriana	Contaminada	532779	8605866
	Não contaminada	529874	8598957
Rhizophora mangle	Contaminada	534399	8602211
	Não contaminada	530964	8698886

Os tubos contendo as amostras foram hermeticamente fechados com auxílio de uma tampa, mantidos sob refrigeração e transportados em posição vertical para o laboratório de Metais Traços da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB). No laboratório, as amostras foram separadas em duas profundidades 0 a 0,30 m e de 0,30 a 0,50 m e avaliadas para potencial redox (Eh) e pH através do eletrodo de platina e eletrodo de vidro, respectivamente, posicionados no centro da amostra, imediatamente após abertura dos tubos. As leituras foram feitas com o equipamento Hanna, Modelo HI 8424. Os resultados do potencial redox foi posteriormente corrigido para o eletrodo de referência de calomelano por meio da adição do fator de correção 244 mV. O potenciômetro foi calibrado com soluções padrões de pH 4,0 e 7,0 antes das leituras de pH.

As amostras foram secas em estufa com circulação forçada e outra parte foi congelada a  $-18^{\circ}\text{C}$  e enviadas para o Laboratório de Edafologia e Química Agrícola – Faculdade de Biologia da Universidade de Santiago de Compostela, Espanha.

### Normalização do teor de metais traços

A normalização dos dados de metais traços nos solos foi realizada utilizando Al como referência, de acordo com a seguinte equação:

$$NE = \frac{[\text{metal traço}]}{[Al]}$$

onde NE é o fator de normalização; [metal traço] é a concentração do metal ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) e [Al] a concentração de Al em %.

### Índice de Geoacumulação (Igeo)

A quantificação da poluição foi realizada utilizando-se o Índice de Geoacumulação (Igeo), de acordo com a seguinte equação:

$$Igeo = \log_2 \frac{C_m}{1,5 \times C_r}$$

Onde Igeo é o índice de geoacumulação;  $C_m$  é a concentração medida do metal e  $C_r$  é o valor geoquímico de “background” do metal, baseado, neste estudo pelos valores de referência para sedimentos marinhos da Agência Nacional Oceanográfica Americana (NOAA,1999). O fator 1,5 da equação é utilizado para compensar possíveis variações nos dados de “background”. O Igeo consiste em sete graus de poluição de acordo com Muller (1979), tabela 2.

Tabela 2. Classificação dos Igeo de Muller (1979) de acordo com a intensidade da poluição.

Igeo	Classe	Intensidade da Poluição
> 5	6	Muito forte
4 – 5	5	Forte e muito forte
3 – 4	4	Forte
2 – 3	3	Moderadamente forte
1 – 2	2	Moderada
0 – 1	1	Ausente e moderada
< 0	0	Ausente



### Análises estatísticas

Os dados dos atributos medidos foram avaliados pela análise de variância ANOVA. Para os atributos onde a interação foi significativa fixou-se um fator (interação dupla) e estudou a variação do outro. A análise de correlação de Spearman foi realizada utilizando o pacote estatístico SAS, (1998). Nesse estudo considerou-se como significativo as correlações entre duas variáveis com valor de  $r \geq 0,60$  e  $p < 0,05$ . A Análise de Fatores foi realizada por meio do programa Statistica 6.0 (2002).

## 3. RESULTADOS

### Caracterização dos ambientes dos manguezais

Os valores de pH dos bosques contaminados *A. shaueriana* ( $7,1 \pm 0,2$ ), *R. mangle* ( $6,3 \pm 0,1$ ) e *L. racemosa* ( $6,7 \pm 0,1$ ) foram maiores que os bosques não contaminados na profundidade de 0 a 30 cm ( $6,3 \pm 0,1$ ;  $6,3 \pm 0,2$  e  $7,2 \pm 0,3$ , respectivamente), Figura 2. Na profundidade de 30 a 50 cm os valores de pH do bosque contaminado *L. racemosa* ( $6,3 \pm 0,1$ ) foi menor que o bosque não contaminado ( $7,4 \pm 0,2$ ).

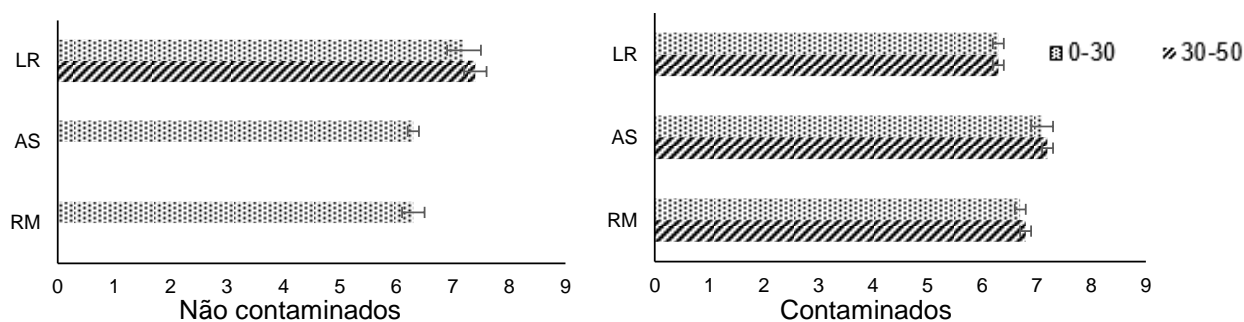


Figura 2. Valores de pH nos solos dos bosques de manguezais não contaminados e contaminados.

Os valores de Eh variaram entre 263 a 306 mV, figura 3, indicando condições subóxicas (Eh entre 100 e 350 mV). Os bosques contaminados *A. shaueriana* ( $303 \pm 17$  mV) e *R. mangle* ( $301 \pm 13$  mV) foram maiores que os não contaminados na profundidade de 0 a 30 cm ( $302 \pm 14$  e  $299 \pm 5$  mV, respectivamente). Os valores de Eh no bosque *L. racemosa* ( $263 \pm 7$  mV) contaminado foi menor que o não contaminando ( $306 \pm 15$  mV) na profundidade

de 0 a 30 cm e na profundidade de 30 a 50 cm ( $273\pm 17$  e  $298\pm 16$  mV, respectivamente).

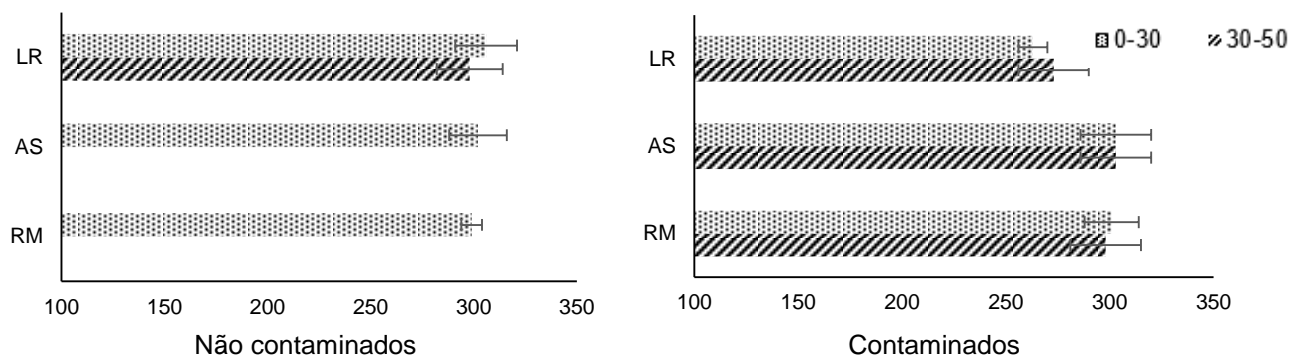


Figura 3. Valores de pH nos solos dos bosques de manguezais não contaminados e contaminados.

Independente da espécie avaliada, os bosques contaminados apresentaram maior concentração da fração fina do solo (silte mais argila) do que os bosques das áreas não contaminadas, Figura 4. O teor da fração fina nos bosques de *A. schaueriana* ( $936,7\pm 51,4$  g kg<sup>-1</sup>), *R. mangle* ( $910,2\pm 63,7$  g kg<sup>-1</sup>) e LRAc ( $498,2\pm 112,9$  g kg<sup>-1</sup>) na profundidade de 0 a 30 cm foram maiores do que os bosques não contaminados na mesma profundidade ( $562,7\pm 84,2$ ;  $484,2\pm 20,7$  e  $170,2\pm 21,8$  g kg<sup>-1</sup> respectivamente). Na profundidade de 30 a 50 cm os teores de silte mais argila do LRc ( $343,0\pm 27,4$  g kg<sup>-1</sup>) foram cerca de duas vezes maior que do não contaminado ( $158,9\pm 60,0$  g kg<sup>-1</sup>).

Como os teores da fração fina influenciam nas concentrações de COT, NT e ST, os bosques de solos contaminados apresentaram a mesma tendência observada para estas frações. As maiores concentrações de COT nos bosques contaminados *R. mangle* ( $8,87\pm 1,84\%$ ), *A. shaueriana* ( $4,75\pm 0,81\%$ ) e *L. racemosa* ( $2,47\pm 0,56\%$ ) foram maiores que os bosques não contaminados ( $3,49\pm 1,30\%$ ;  $3,34\pm 1,48\%$  e  $1,50\pm 0,50\%$ , respectivamente) na profundidade de 0 a 30 cm. Na profundidade de 30 a 50 cm, as concentrações de COT no bosque contaminado *L. racemosa* ( $3,34\pm 0,71\%$ ) foram maiores que o mesmo bosque não contaminado ( $1,21\pm 0,17\%$ ), figura 4.

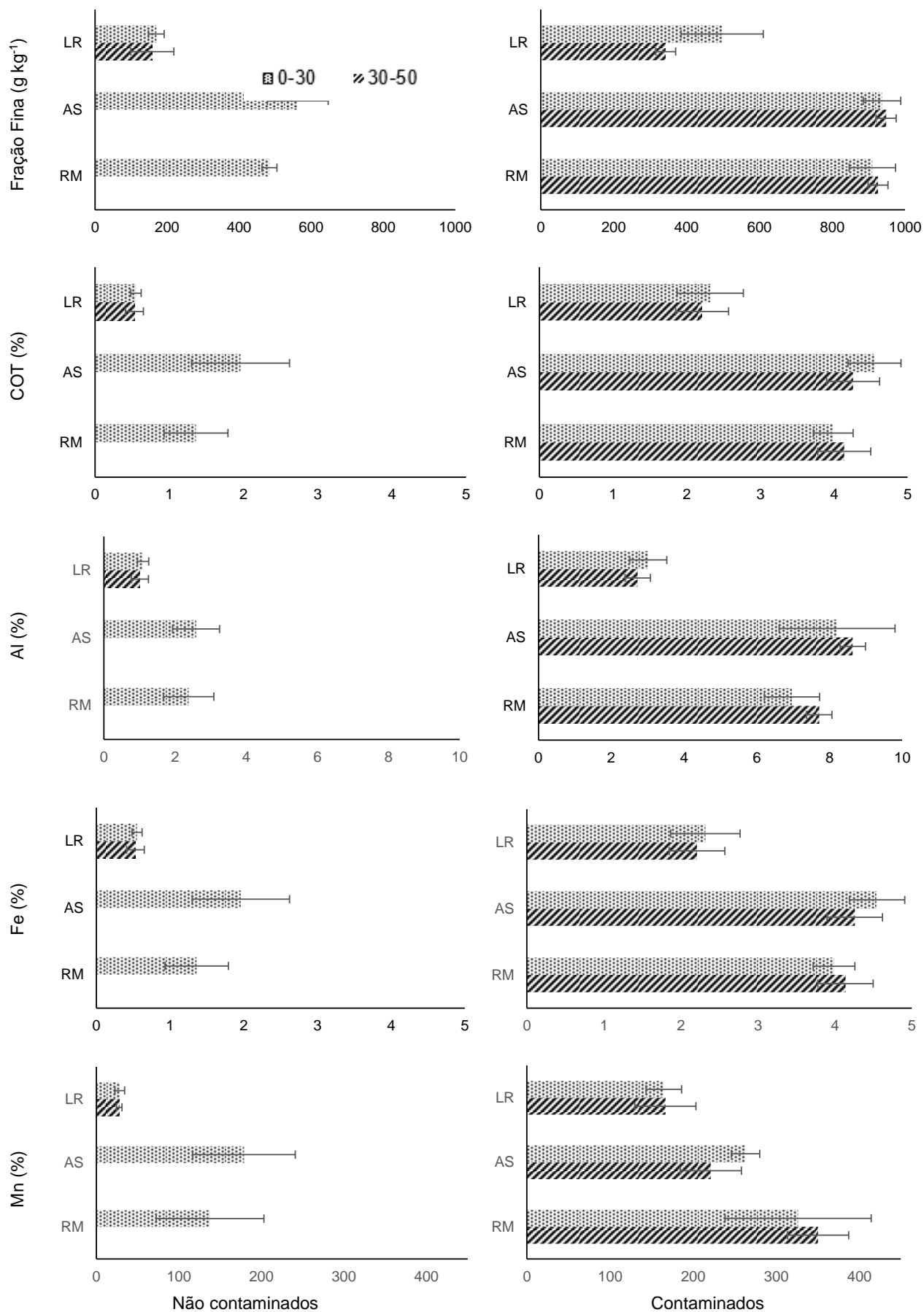


Fig. 4. Teores das frações finas (Silte + Argila), COT, Al, Fe e Mn nos solos de bosques não contaminados e contaminados.

As maiores concentrações de NT e ST nos bosques contaminados *R. mangle* ( $0,30\pm 0,07$  e  $2,47\pm 0,29\%$ ), *A. shaueriana* ( $0,29\pm 0,05$  e  $1,65\pm 0,42\%$ ) e *L. racemosa* ( $0,07\pm 0,02$  e  $0,79\pm 0,30\%$ ) foram maiores que nos bosques não contaminados ( $0,12\pm 0,03$  e  $0,84\pm 0,40\%$ ;  $0,13\pm 0,07$  e  $0,83\pm 0,41\%$  e  $0,02\pm 0,01$  e  $0,40\pm 0,12\%$ , respectivamente) na profundidade de 0 a 30 cm. Na profundidade de 30 a 50 cm, as concentrações de NT e ST no bosque contaminado de *L. racemosa* ( $0,11\pm 0,02$  e  $1,30\pm 0,21\%$ ) foram maiores que o mesmo bosque não contaminado ( $0,01\pm 0,01$  e  $0,22\pm 0,02\%$ ). Comparativamente, as concentrações de COT, NT e ST nos bosques contaminados *R. mangle* foram maiores que em *A. shaueriana* e este maior que *L. racemosa*.

Os teores de Al, Fe e Mn nos bosques contaminados *A. shaueriana* ( $8,21\pm 1,59\%$ ;  $4,55\pm 0,36\%$  e  $263,00\pm 17,06$  mg kg<sup>-1</sup>), *R. mangle* ( $6,97\pm 0,76\%$ ;  $3,99\pm 0,27\%$  e  $326,46\pm 87,91$  mg kg<sup>-1</sup>) e *L. racemosa* ( $3,02\pm 0,51\%$ ;  $2,32\pm 0,45\%$  e  $164,62\pm 21,39$  mg kg<sup>-1</sup>) foram maiores que os mesmos bosques não contaminados ( $2,59\pm 0,51\%$ ;  $1,96\pm 0,66\%$  e  $178,84\pm 62,32$  mg kg<sup>-1</sup>;  $2,38\pm 0,71\%$ ;  $1,36\pm 0,43\%$  e  $137,74\pm 65,26$  mg kg<sup>-1</sup>;  $1,10\pm 0,16\%$ ;  $0,55\pm 0,07\%$  e  $28,25\pm 5,93$  mg kg<sup>-1</sup> respectivamente), na profundidade de 0 a 30 cm. Na profundidade de 30 a 50 cm, os teores de Al, Fe e Mn no bosque *L. racemosa* contaminado ( $2,73\pm 0,35\%$ ,  $2,21\pm 0,36\%$  e  $166,70\pm 36,78$  mg kg<sup>-1</sup>) foi maior que para o bosque não contaminado ( $1,01\pm 0,24\%$ ,  $0,53\pm 0,12\%$  e  $27,60\pm 3,30$  mg kg<sup>-1</sup>). Comparativamente, os teores de Al, Fe e Mn do *R. mangle* e *A. schaueriana* foram semelhantes entre si, mas superior ao de *L. racemosa*, figura 4.

### Conteúdo total de metais traços

As concentrações de metais nos solos dos bosques contaminados, de maneira geral, foram maiores que dos bosques não contaminados (Tabela 3). As concentrações de Pb nos bosques contaminados *A. shaueriana* ( $73,10\pm 8,06$  mg kg<sup>-1</sup>), *R. mangle* ( $53,78\pm 6,28$  mg kg<sup>-1</sup>) e *L. racemosa* ( $23,19\pm 2,50$  mg kg<sup>-1</sup>) foram maiores que nos bosques não contaminados ( $21,39\pm 5,29$  mg kg<sup>-1</sup>), *R. mangle* ( $26,16\pm 13,93$  mg kg<sup>-1</sup>) e *L. racemosa* ( $4,21\pm 6,50$  mg kg<sup>-1</sup>), na profundidade de 0 a 30 cm. Na profundidade de 30 a 50 cm, as concentrações de Pb no bosque contaminado *L. racemosa* ( $21,56\pm 2,54$  mg kg<sup>-1</sup>) foi maior que no bosque não contaminado ( $4,21\pm 6,50$  mg kg<sup>-1</sup>).

Tabela 3. Teores de metais em manguezais contaminados e não contaminados no Estuário do Rio Subaé.

Vegetação	Ambiente	Prof. cm	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
			mg kg <sup>-1</sup>					
<i>A. schaueriana</i>	Nc	0-30	21,39±5,29	2,58±0,77	19,12±7,34	37,72±10,92	20,15±2,76	32,55±7,80
	C	0-30	73,10±8,06	4,71±1,43	46,12±1,92	70,01±3,67	48,45±3,14	112,06±7,12
		30-50	76,80±12,59	5,61±3,24	45,38±1,64	74,43±6,31	48,58±2,11	115,36±12,26
<i>R. mangle</i>	Nc	0-30	26,16±13,93	3,20±1,31	13,25±3,10	28,70±7,10	22,92±12,23	30,14±8,50
	C	0-30	53,78±6,28	4,19±0,90	39,35±2,17	65,44±4,88	42,35±3,34	92,36±8,81
		30-50	48,95±6,40	3,46±1,11	38,17±3,00	67,60±4,64	44,37±4,08	82,71±10,34
<i>L. racemosa</i>	nc	0-30	4,21±6,50	1,39±0,61	8,36±1,63	13,38±3,20	12,79±1,24	13,93±10,68
		30-50	4,16±6,18	2,00±0,82	7,62±1,02	11,82±1,94	11,36±1,96	12,53±1,58
	c	0-30	23,19±2,50	2,05±0,23	20,50±4,06	37,04±7,36	24,64±4,07	35,68±4,44
		30-50	21,56±2,54	1,91±0,29	21,11±3,22	36,10±4,50	24,06±3,15	34,80±2,93

Como esperado para elementos de baixa mobilidade como o Pb, os teores do elemento para um mesmo ambiente não variaram com a profundidade, Tabela 3. Os teores de Pb em *A. schaueriana* e *R. mangle* foram superiores as concentrações encontradas para *L. racemosa*.

Independente da espécie, a concentração de Cd nos solos de bosques contaminados e não contaminados não diferiu e os teores do elemento não variaram com a profundidade amostrada (Tabela 3). As concentrações de Cd nos solos dos bosques de *R. mangle* e *A. schaueriana* foram maiores do que no de *L. racemosa*.

As concentrações de Cu, Cr e Ni nos solos dos bosques contaminados *A. schaueriana* ( $46,12 \pm 1,92$ ;  $70,01 \pm 3,67$ ; e  $48,45 \pm 3,14$  mg kg<sup>-1</sup>), *R. mangle* ( $39,35 \pm 2,17$ ;  $65,44 \pm 4,88$ ; e  $42,35 \pm 3,34$  mg kg<sup>-1</sup>) e *L. racemosa* ( $20,50 \pm 4,06$ ;  $37,04 \pm 7,36$ ; e  $24,64 \pm 4,07$  mg kg<sup>-1</sup>) foram maiores que os solos dos mesmos bosques não contaminados ( $19,12 \pm 7,34$ ,  $37,72 \pm 10,92$  e  $20,15 \pm 2,76$  mg kg<sup>-1</sup>;  $13,25 \pm 3,10$ ,  $28,70 \pm 7,10$  e  $22,92 \pm 12,23$  mg kg<sup>-1</sup> e  $8,36 \pm 1,63$ ;  $13,38 \pm 3,20$ ; e  $12,79 \pm 1,24$  mg kg<sup>-1</sup>), na profundidade de 0 a 30 cm. Na profundidade de 30 a 50 cm, as concentrações de Cu, Cr e Ni no solo do bosque *L. racemosa* ( $21,11 \pm 3,22$ ;  $36,10 \pm 4,50$  e  $24,06 \pm 3,15$  mg kg<sup>-1</sup>) foram maiores que no solo do bosque não contaminado ( $7,62 \pm 1,02$ ;  $11,82 \pm 1,94$  e  $11,36 \pm 1,96$  mg kg<sup>-1</sup>). Os teores de Cu, Cr e Ni nos bosques *R. mangle* e *A. schaueriana* foram maiores do que no *L. racemosa*, Tabela 3.

As concentrações de Zn nos solos dos bosques contaminados *A. schaueriana* ( $112,06 \pm 7,12$  mg kg<sup>-1</sup>), *R. mangle* ( $92,36 \pm 8,81$  mg kg<sup>-1</sup>) e *L. racemosa* ( $35,68 \pm 4,44$  mg kg<sup>-1</sup>) foram cerca de 3 vezes maiores que os bosques não contaminados ( $32,55 \pm 7,80$  mg kg<sup>-1</sup>,  $30,14 \pm 8,50$  mg kg<sup>-1</sup> e  $13,93 \pm 10,68$  mg kg<sup>-1</sup>, na profundidade de 0 a 30 cm, Tabela 3. Na profundidade 30 a 50 cm, as concentrações de Zn no bosque contaminado *L. racemosa* ( $34,80 \pm 2,93$  mg kg<sup>-1</sup>) foram cerca de 3 vezes maior que para o bosque não contaminado ( $12,53 \pm 1,58$  mg kg<sup>-1</sup>). Dentro do mesmo ambiente não houve diferença entre os teores de Zn com a profundidade. Os teores de metais nos bosques de *A. schaueriana* e *R. mangle* são semelhantes entre si, porém superior ao dos bosques *L. racemosa*.

### Correlação entre atributos do solo e metais traços

O estudo de correlação entre os atributos do solo do estuário e os metais traços foi efetuado para as três espécies de mangues, nos bosques contaminados e não contaminados e nas duas profundidades, tabelas 4 a 9.

#### Bosques contaminados

Na profundidade de 0 a 30 cm, no solo do bosque vegetado por *A. racemosa*, tabela 4, os teores de Pb, Zn, Cd e Ni, correlacionaram-se negativamente com a fração fina. Na profundidade de 30 a 50 cm, o teor de Pb correlacionou-se negativamente com o Al; os teores de Cd e o Zn correlacionaram-se positivamente com o Mn, entretanto o teor de Cd correlacionou-se negativamente com o Al; Cu correlacionou-se positivamente com a fração fina; o Cr correlacionou-se positivamente com o teor de Al.

Tabela 4. Matriz de correlação de Spearman entre os atributos do solo e metais traços no solo vegetado por *A. schaueriana* contaminada.

	Al	Fe	Mn	S+A	COT	pH	Eh	ST
0-30 cm								
Pb	-0,284	-0,187	-0,243	<b>-0,657</b>	-0,152	0,077	-0,088	0,574
Zn	-0,400	-0,017	-0,328	<b>-0,647</b>	-0,100	0,390	-0,500	0,501
Cd	-0,498	0,075	-0,292	<b>-0,756</b>	0,082	0,386	-0,290	0,493
Cu	0,545	-0,241	-0,053	0,268	-0,192	0,076	-0,106	-0,255
Cr	0,288	-0,185	-0,034	0,164	-0,363	0,180	-0,339	-0,165
Ni	0,399	0,347	-0,305	0,272	0,223	0,349	-0,112	-0,041
30-50 cm								
Pb	<b>-0,653</b>	0,044	0,605	-0,412	-0,273	-0,401	0,059	0,540
Zn	-0,521	0,005	<b>0,814</b>	-0,148	0,216	-0,032	0,245	0,501
Cd	<b>-0,724</b>	-0,239	<b>0,965</b>	-0,162	0,161	-0,105	0,235	0,585
Cu	0,541	0,204	-0,226	<b>0,702</b>	0,365	0,240	0,608	-0,324
Cr	<b>0,715</b>	0,402	-0,581	0,334	-0,285	0,168	0,276	-0,496
Ni	-0,221	-0,191	-0,038	<b>-0,677</b>	0,107	-0,136	0,237	0,420

Diferente da espécie anterior, nos solos do bosque vegetado por *R. mangle*, na profundidade de 0 a 30 cm, o teor de Cd correlacionou-se negativamente com a fração fina e os teores de COT, Tabela 5. Os teores de Cr e Ni correlacionaram-se positivamente com os teores de Fe e Mn. Na

profundidade de 30 a 50 cm, os teores de Pb correlacionaram-se negativamente com o teor de Al e positivamente com ST; o teor de Zn correlacionou-se negativamente com o teor de Mn; o teor de Cd negativamente com os teores de Al e Fe e positivamente com o COT; o teor de Cr correlacionou-se positivamente com os teores de Al e Fe; e o teor de Ni positivamente com o teor de Al.

Tabela 5. Matriz de correlação de Spearman entre os atributos do solo e metais traços no solo vegetado por *R. mangle* contaminada.

	Al	Fe	Mn	S+A	COT	pH	Eh	ST
<b>0 – 30 cm</b>								
Pb	0,046	0,444	0,267	-0,000	-0,257	0,191	-0,192	0,171
Zn	0,447	0,284	0,548	-0,297	-0,123	-0,008	-0,141	-0,012
Cd	0,255	0,063	0,318	<b>-0,722</b>	<b>-0,743</b>	0,491	-0,059	0,312
Cu	0,271	0,315	0,456	-0,131	-0,228	0,049	-0,145	0,133
Cr	0,393	0,543	0,554	-0,057	-0,077	0,328	-0,218	0,369
Ni	0,371	0,584	<b>0,685</b>	-0,050	0,006	0,318	-0,185	0,240
<b>30-50 cm</b>								
Pb	<b>-0,645</b>	-0,173	0,566	-0,567	0,568	0,066	0,008	<b>0,665</b>
Zn	0,390	0,542	<b>-0,719</b>	-0,365	-0,191	-0,177	-0,240	0,093
Cd	<b>-0,769</b>	<b>-0,718</b>	0,515	-0,293	<b>0,808</b>	-0,434	0,240	-0,034
Cu	-0,096	-0,566	0,562	0,371	0,132	0,359	-0,316	-0,129
Cr	<b>0,648</b>	<b>0,658</b>	-0,594	0,167	-0,420	-0,076	0,099	-0,422
Ni	<b>0,652</b>	0,496	-0,446	0,254	-0,385	0,151	-0,09	-0,412

Na profundidade de 0 a 30 cm, no solo do bosque vegetado por *L. racemosa*, tabela 6, o teor de Pb correlacionou-se positivamente com o teor de COT; os teores de Zn e Cu correlacionaram-se positivamente com Al, Fe, Mn, COT e ST, entretanto, o teor de Zn correlacionou-se negativamente com a fração fina; os teores de Cr e Ni correlacionaram-se positivamente com Al, Fe e ST, entretanto, o teor de Ni correlacionou-se também com Mn, fração fina e COT. Na profundidade de 30 a 50 cm, o teor de Pb correlacionou-se positivamente com o teor de Fe; os teores de Zn e Cr correlacionaram-se positivamente com ST, e Cu correlacionou-se negativamente com a fração fina.



Tabela 6. Matriz de correlação de Spearman entre os atributos do solo e metais traços no solo vegetado por *L. racemosa* contaminada.

	Al	Fe	Mn	S+A	COT	pH	Eh	ST
<b>0-30 cm</b>								
Pb	0,353	0,511	0,308	-0,364	<b>0,669</b>	0,190	0,139	0,381
Zn	<b>0,882</b>	<b>0,944</b>	<b>0,724</b>	<b>-0,669</b>	<b>0,712</b>	0,379	-0,308	<b>0,872</b>
Cd	-0,085	-0,149	-0,054	0,242	-0,392	0,058	-0,012	-0,173
Cu	<b>0,932</b>	<b>0,901</b>	<b>0,839</b>	<b>-0,612</b>	<b>0,762</b>	0,289	-0,175	<b>0,910</b>
Cr	<b>0,705</b>	<b>0,687</b>	0,469	-0,267	0,485	0,076	-0,190	<b>0,767</b>
Ni	<b>0,845</b>	<b>0,916</b>	<b>0,666</b>	<b>0,701</b>	<b>0,764</b>	0,389	-0,311	<b>0,862</b>
<b>30-50 cm</b>								
Pb	0,199	<b>0,696</b>	-0,210	0,254	0,283	-0,054	0,357	-0,104
Zn	0,416	0,330	0,133	-0,277	0,594	0,038	0,506	<b>0,761</b>
Cd	-0,237	0,429	-0,121	0,174	-0,002	0,195	0,168	0,490
Cu	-0,061	0,310	<b>0,617</b>	<b>-0,679</b>	0,574	0,170	0,420	0,504
Cr	0,431	0,386	0,334	-0,287	0,535	-0,394	0,247	<b>0,740</b>
Ni	0,378	0,597	0,159	-0,146	0,333	-0,232	0,045	0,378

### Bosques não contaminados

Na profundidade de 0 a 30 cm, no solo do bosque vegetado por *A. schaueriana*, tabela 7, os teores de Pb, Zn e Ni correlacionaram-se positivamente com o teor de Al; o teor de Cd correlacionou-se positivamente com o teor de COT; o teor de Cu correlacionou-se positivamente como teor de Fe.

Tabela 7. Matriz de correlação de Spearman entre os atributos do solo e metais traços no solo vegetado por *A. schaueriana* não contaminada.

	Al	Fe	Mn	S+A	COT	pH	Eh	ST
<b>0-30 cm</b>								
Pb	<b>0,812</b>	0,170	-0,036	-0,337	0,173	0,122	-0,301	0,173
Zn	<b>0,859</b>	0,090	0,085	-0,118	0,247	0,266	-0,193	0,274
Cd	-0,029	0,414	0,117	0,184	<b>0,648</b>	-0,043	0,127	-0,148
Cu	-0,351	<b>0,816</b>	0,347	0,564	0,592	-0,141	0,328	-0,129
Cr	0,339	-0,409	-0,100	-0,445	-0,112	0,236	-0,232	-0,064
Ni	<b>0,878</b>	0,108	0,287	-0,121	0,024	0,109	-0,244	0,256

Na profundidade de 0 a 30 cm, no solo do bosque vegetado por *R. mangle*, tabela 8, o teor de Pb, correlacionou-se positivamente com o Mn, tabela 8. O teor de Zn correlacionou-se positivamente com os teores de Al, Fe, COT e com a fração fina; o teor de Cd correlacionou-se positivamente com a fração fina, COT e ST; os teores de Cu e Cr correlacionaram-se positivamente com os teores de Al e Fe, entretanto, o teor de Cu também correlacionou-se positivamente com a fração fina; o teor de Ni correlacionou-se positivamente com o ST.

Tabela 8. Matriz de correlação de Spearman entre os atributos do solo e metais traços no solo vegetado por *R. mangle* não contaminada.

	Al	Fe	Mn	S+A	COT	pH	Eh	ST
	<b>0-30 cm</b>							
Pb	-0,336	-0,409	<b>0,778</b>	-0,514	-0,544	-0,036	0,425	-0,412
Zn	<b>0,763</b>	<b>0,870</b>	-0,071	<b>0,770</b>	<b>0,651</b>	0,237	-0,228	0,322
Cd	0,508	0,545	-0,298	<b>0,790</b>	<b>0,788</b>	0,120	-0,183	<b>0,698</b>
Cu	<b>0,957</b>	<b>0,962</b>	-0,190	<b>0,723</b>	0,580	0,280	-0,317	0,311
Cr	<b>0,849</b>	<b>0,759</b>	-0,074	0,557	0,289	0,273	0,058	0,222
Ni	0,261	0,294	-0,125	0,289	0,346	-0,012	0,267	<b>0,881</b>

Na profundidade de 0 a 30 cm, no solo do bosque vegetado por *L. racemosa*, tabela 9, o teor de Zn, correlacionou-se positivamente com o teor de Fe e negativamente com a fração fina, tabela 9. O teor de Cd correlacionou-se negativamente com o pH e o teor de Cr positivamente com o teor de Mn. Na profundidade de 30 a 50 cm, o teor de Cd correlacionou-se positivamente com o ST; e o teor de Zn correlacionou-se positivamente com os teores de Cu e Fe.

Tabela 9. Matriz de correlação de Spearman entre os atributos do solo e metais traços no solo vegetado por *L. racemosa* não contaminada.

	Al	Fe	Mn	S+A	COT	pH	Eh	ST
0-30 cm								
Pb	-0,216	0,080	-0,031	-0,175	-0,462	0,531	-0,225	0,324
Zn	0,031	<b>0,795</b>	-0,570	<b>-0,684</b>	0,261	0,249	-0,325	0,556
Cd	-0,161	0,101	-0,097	0,094	0,352	<b>-0,704</b>	-0,143	-0,237
Cu	0,208	-0,501	0,513	0,263	0,456	-0,442	0,331	-0,232
Cr	0,229	-0,268	<b>0,761</b>	-0,070	0,214	-0,393	0,250	-0,221
Ni	0,130	-0,228	0,442	0,133	-0,017	-0,372	0,166	-0,329
30-50 cm								
Pb	0,094	-0,109	-0,131	-0,016	0,250	-0,074	0,229	-0,154
Zn	0,535	<b>0,686</b>	<b>0,740</b>	0,205	0,286	-0,113	0,385	0,385
Cd	0,480	0,598	0,531	0,486	-0,074	0,109	0,071	<b>0,663</b>
Cu	<b>0,923</b>	<b>0,832</b>	0,581	0,170	0,425	-0,204	0,253	0,478
Cr	-0,049	-0,055	0,199	-0,464	-0,018	-0,285	-0,463	0,224
Ni	0,436	0,519	0,297	0,575	-0,344	0,233	-0,083	0,527

## Análise de Componentes Principais

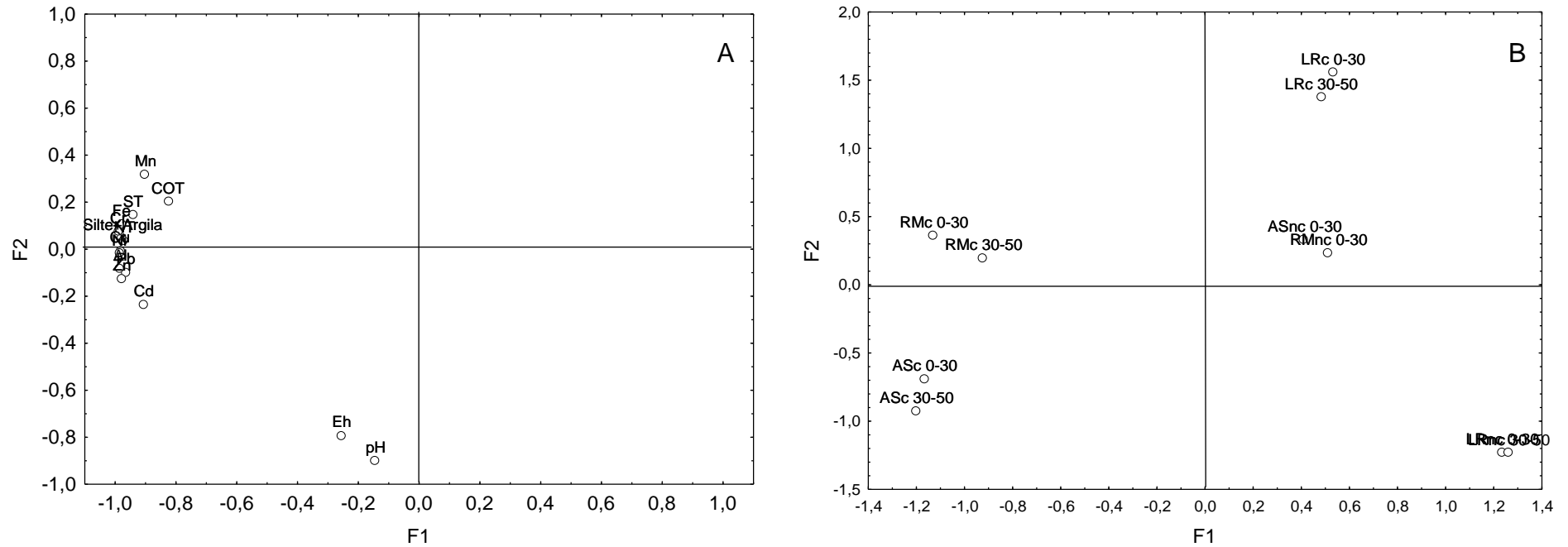


Figura 5. (A) Gráfico de cargas fatoriais com os atributos e metais traços; (B) Gráfico de cargas fatoriais dos bosques com diferentes vegetações e ambiente nos manguezais do Estuário do Rio Subaé, BA, Brasil.

A análise de componentes principais (CP) dos atributos e metais traços dos solos de bosques de manguezais revelaram que dois CP que explicaram 90,95% da variância dos dados, sendo que o CP1 explicou 79,58% e o CP2 com 11,37%, figura 5. O CP1 concentrou informações sobre a composição textural como avaliado pelos teores de (silte+argila) e a composição química da matéria orgânica (teores de COT, NT e ST) e a concentração de selecionados metais (Mn, Pb, Al, Fe, Zn e Cd) da fração sólida do solo. Enquanto que CP2 concentrou informações sobre as características físico-químicas do solo, como avaliado pelos dados de pH e Eh (Figura 5).

De acordo com os dados de componentes principais *L. racemosa* vegetada em ambiente contaminado e não contaminado apresentaram comportamento bem distinto das outras duas vegetações nos dois ambientes, (Figura 5). Observa-se uma sequência em relação as espécies demonstrando a baixa variabilidade entre as profundidades.

### **Normalização dos dados**

A normalização nesse estudo foi calculada pela razão entre o teor de cada metal na amostra e o teor de Al (Tabela 10). Exceto para Cd em que os valores da normalização foram em torno da unidade, para os demais metais os valores foram superiores a uma unidade. Os maiores valores para a normalização dos metais foram obtidos para Zn, Pb, Cr, Ni e Cu, Tabela 10. No bosque *R. mangle*, na proximidade de 0 a 30 cm, a normalização para Pb na amostra coletada no ambiente não contaminado foi maior do que no ambiente contaminado. Não houve diferença dos valores normalizados para os diferentes metais para os solos contaminados e não contaminados, sendo esta homogeneidade através deste método, indicativa de metais em níveis basais.

Tabela 10. Normalização dos metais nos solos dos bosques *A. schaueriana*, *R. mangle* e *L. racemosa* nos ambientes contaminados e não contaminados.

Vegetação	Amb.	Prof.	Zn	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni
<i>R. mangle</i>	nc	0-30	12,92±2,78	12,59±9,63	1,36±0,54	5,67±0,57	12,42±2,58	10,08±5,45
		0-30	13,34±1,46	7,80±1,21	0,60±0,12	5,70±0,63	9,46±1,00	6,12±0,70
	c	30-50	10,91±1,86	6,59±1,69	0,47±0,20	5,08±0,94	8,92±1,22	5,84±0,76
<i>L. racemosa</i>	nc	0-30	12,88±2,80	4,05±6,37	1,30±0,76	7,67±1,68	12,27±3,15	11,80±2,03
		30-50	12,76±2,23	4,09±6,13	1,98±0,83	7,67±0,85	12,26±3,67	13,64±3,03
	c	0-30	11,93±1,07	7,86±1,51	0,70±0,16	6,75±0,48	12,28±1,69	8,19±0,76
		30-50	12,86±1,44	7,98±1,19	0,71±0,15	7,84±1,49	13,31±1,60	8,89±1,32
<i>A. schaueriana</i>	nc	0-30	12,68±1,37	8,38±1,54	1,08±0,48	8,29±5,50	15,06±4,80	8,09±1,58
		0-30	14,42±4,46	9,43±3,18	0,63±0,34	6,12±1,92	8,91±2,18	6,16±1,49
	c	30-50	13,47±2,26	9,00±2,07	0,67±0,43	5,27±0,36	8,62±0,53	5,66±0,57

## Índice de Geoacumulação – Igeo

### Bosques Contaminados

O índice de geoacumulação nos solos dos bosques contaminados *A. schaueriana*, para as duas profundidades, tabela 11, apresentou-se na classe não poluído para o teor de Cu; muito poluído para os teores de Pb, Cr e Ni; e poluído a altamente poluído para os teores de Cd.

No bosque *R. mangle*, na profundidade de 0 a 30 cm, apresentou-se na classe moderadamente poluído para os teores de Pb, Cr e Ni, e poluído a altamente poluído para o teor de Cd, tabela 11. Na profundidade de 30 a 50 cm, apresentou-se na classe não poluído para os teores de Pb e Cu; moderadamente poluído para os teores de Cr e Ni; e poluído a altamente poluído para o teor de Cd.

No bosque *L. racemosa*, para as duas profundidades, tabela 11, o Igeo apresentou-se na classe nível basal para os teores de Pb e Cu; não poluído para os teores de Cr e Ni; e moderadamente poluído para o teor de Cd.

### Bosques não contaminados

O índice de geoacumulação nos solos dos bosques não contaminados *A. schaueriana* e *R. mangle*, na profundidade de 0 a 30 cm, apresentaram-se na

classe de nível basal para os teores de Pb e Cu; não poluído para os teores de Cr e Ni; e poluído a altamente poluído para o teor de Cd, tabela 11. Para o solo do bosque *L. racemosa*, para as duas profundidades, os teores de Pb, Cu, Cr e Ni, apresentaram-sena classe de nível basal, exceto os teores de Cd, que indicaram moderadamente poluído, na profundidade de 0 a 30 cm e moderadamente a poluído, na profundidade de 30 a 50 cm.

Tabela 11. Índice de geoacumulação dos metais nos solos dos bosques *A. schaueriana*, *R. mangle* e *L. racemosa* nos ambientes contaminados e não contaminados.

Vegetação	Amb.	Prof.	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni
<i>R. mangle</i>	nc	0-30	-0,08	2,59	-1,56	0,51	0,52
		0-30	1,06	3,19	0,07	1,74	1,51
	c	30-50	0,93	2,86	0,02	1,79	1,57
<i>L. racemosa</i>	nc	0-30	-0,36	1,52	-2,19	-0,58	-0,22
		30-50	-0,35	2,02	-2,31	-0,74	-0,17
	c	0-30	-0,14	2,18	-0,90	0,89	0,71
		30-50	-0,25	2,07	-0,84	0,88	0,69
<i>A. schaueriana</i>	nc	0-30	-0,30	2,47	-1,05	0,89	0,43
		0-30	1,51	3,33	0,30	1,84	1,70
	c	30-50	1,57	3,43	0,27	1,93	1,71

#### 4. DISCUSSÕES

##### Caracterização dos ambientes dos manguezais

As condições de pH variaram entre moderadamente ácidas a moderadamente básicos (Embrapa, 2013), sendo os menores valores na superfície de todos os bosques independente do ambiente estar contaminado. Estes resultados podem estar associados aos processos de oxidação dos sulfetos de ferro (FeS), favorecidos pela maior presença de raízes em horizontes superiores (Ferreira, 2006) e/ou período de amostragem, Setembro de 2013, mês relativamente seco. Os bosques *A. schaueriana* e *R. mangle* contaminados e o *L. racemosa* não contaminado com pH mais próximos da neutralidade, podem estar associados a condições de manguezais não

bioperturbados, indicando equilíbrio do pH através dos processos de oxidação-redução (Boto & Wellington, 1984; Souza-Júnior et al., 2008).

As condições redox obtidas para os solos estudados evidenciam valores elevados em comparação aos obtidos em manguezais na Baixada Santista (Otero et al., 2010), Rio Ipaneminha e Rio Sitio Grande, ambos no estuário da Cananeia, São Paulo (Ferreira et al., 2007b), além de não existir mudanças coma profundidade. Valores de Eh oxicos ou subóxicos podem ser inclusive normais em superfície devido ao efeito da bioperturbação de macro invertebrados (caranguejos) e a atividades das plantas, o que pode ser observado nos bosques *A. schaueriana* que foram semelhantes a outras duas espécies no ambiente não contaminado e só diferiu de *L. racemosa* no ambiente contaminado. Em profundidade deveria ter ocorrido uma redução nos valores de Eh, próprios de ambientes anóxicos (ver p. Ex Ferreira, 2006, 2007b, Otero 2009). Para estes resultados não temos uma explicação clara, a não ser um possível erro de análise, oriundo do equipamento de leitura.

As características dos solos de bosques não contaminados apresentaram textura, teor de matéria orgânica e teores totais de Al, Fe e Mn diferentes dos solos de bosques contaminados. Enquanto, o solo não contaminado apresentou textura na faixa de argilo-arenosa a franco-arenosa, a zona contaminada variou de muito argilosa a franco-argilo-siltosa, Figura 4. Essa composição textural é influenciada pela posição fisiográfica dos bosques e pela influência marítima ou fluvial. Os solos dos bosques contaminados estão localizadas ao longo do rio, sob influência fluvial, em ambientes de menor energia, por isto maiores teores de partículas finas, enquanto que os bosques não contaminados, localizados em áreas sob elevada influência do mar, apresentaram maiores teores de textura mais grossa. Em geral as variações do tamanho das partículas podem estar associadas as oscilações da velocidade do fluxo de água (Ferreira et al., 2007b). Esta heterogeneidade caracteriza sedimentos pobremente selecionados pela atuação da complexa hidrodinâmica das áreas estuarinas (Aguar Neto et al., 2012).

Os teores totais de Al, Fe, Mn e COT pode ser considerado como uma primeira aproximação a maior ou menor capacidade de adsorção do sistema edáfico (Kralik, 1999). O ambiente contaminado apresentou maiores teores de Al, Fe, Mn e COT do que o ambiente não contaminado: os bosques de *A.*



*schaueriana* foram semelhantes ao *R. mangle* os quais foram superiores ao *L. racemosa*. Dentro do mesmo ambiente não houve discriminação dos fatores atributos estudados em função da profundidade.

Os menores teores da fração fina (silte+argila), teores totais de Al, Fe e Mn, COT e NT nos solos dos bosques *L. racemosa* quando comparado com *R. mangle* e *A. schaueriana* foram atribuídos à posição fisiográfica mais exposta a água do rio e do oceano o que proporcionou o carreamento de partículas texturais mais finas, e entre outros componentes do solo. Em contraste os solos dos bosques *R. mangle* e *A. schaueriana* se situam em áreas fisiográficas intermediárias e mais altas, respectivamente, protegidas da ação direta do oceano e do rio, preservaram mais as partículas mais finas e o teor de COT, NT, teores totais de Al, Fe e Mn do solo (Vidal-Torrado et al., 2005). Esses resultados são consistentes com o estudo de regressão relacionando às porcentagens da fração fina e os teores de COT e NT explicaram 49%, e 70% (dados não apresentados), resultados que reforçam a importância da fração fina na estabilização do TOC. Essa relação também ajuda a explicar os maiores teores de TOC e NT dos ambientes contaminados quando comparados com os não contaminados, Figura 4.

### **Distribuição dos metais traços em manguezais**

Os manguezais são ecossistemas influenciados por diversos fatores, tais como são a composição do solo, água, clima (Kotmire & Bhosale, 1979) que permitem mudanças constantes no ambiente. Uma ampla gama de valores nas concentrações de metais traços foram observados nos manguezais da Bacia do Subaé (Tabela 3), indicando que os bosques preliminarmente considerados contaminados pela proximidade a Plumbum apresentassem maiores concentrações de metais que os não contaminados (mais distantes).

As menores concentrações de metais traços nos solos do bosque *L. racemosa* assim como os maiores concentrações de metais nos bosques *R. mangle* e *A. schaueriana* deve-se às características físico-químicas da matriz solo e a posição fisiográficas dos mesmos, figuras 3 e 4. Essas mesmas características determinaram as maiores concentrações de metais traços em bosques de solos contaminados quando comparado com o não contaminado e

sem diferenças em seus teores entre as profundidades avaliadas. A capacidade dos manguezais em reter metais nos solos está associada as condições físico-químicas assim como a composição inorgânica, teores de óxidos de Al, Fe e Mn, da composição orgânica, teor de COT e das interações com os diferentes argilominerais (Licht, 1998; Antunes et al., 2008; Zhong et al., 2011). Oscilações destas características podem favorecer a precipitação dos metais, tornando-os mais persistentes no ambiente e conseqüentemente uma fonte secundária da contaminação (Oliveira et al., 2007).

A ordem de concentração total de metais nos solos do bosque vegetado por *R. mangle* não contaminado  $Zn \cong Cr \cong Pb \cong Ni \cong Cu > Cd$  foi diferente da encontrada no solo de bosque de *R. mangle* contaminado:  $Zn > Cr > Pb > Ni \cong Cu > Cd$ . A relação de concentração de metais no bosque *A. schaueriana* não contaminado foi semelhante a do *R. mangle* no mesmo ambiente  $Cr \cong Zn \cong Pb \cong Ni \cong Cu > Cd$ ; a mesma semelhança de concentração foi obtido quando comparado a concentração de metais das duas espécies no ambiente contaminado,  $Zn > Pb \cong Cr > Ni \cong Cu > Cd$ . A concentração de metais no solo dos bosques vegetados por *L. racemosa* não contaminado foi:  $Zn \cong Cr \cong Ni > Cu > Pb > Cd$ , e para o *L. racemosa* contaminado, a ordem de concentração de metais foi  $Cr \cong Zn > Ni \cong Pb \cong > Cd$ . Para ambientes contaminados Zn, Cr, Pb e Ni foram os metais presentes em maiores concentrações. Enquanto nos ambientes não contaminados as concentrações de Zn, Cr, Pb e Ni apresentaram concentrações semelhantes. Independente do ambiente, Cd foi o metal presente em menor concentração.

### **Estudo da Correlação**

O estudo de correlação permite obter informações sobre os processos geoquímicos que influenciam a distribuição dos elementos no solo. As correlações positivas entre os metais de interesse ambiental (Zn, Pb, Cd, Cu, Cr e Ni) com Al, Fe e Mn, tabelas 4, 5, 6, 7, 8 e 9 indicam processos de precipitação e/ou co-precipitação desses metais com os óxidos de Al, Fe e Mn ou processos adsortivos com superfícies coloidais argilominerais. Em geral, os metais apresentam alta afinidade com os óxidos/hidróxidos de Fe e Mn (Ray et al., 2006; Zabetoglou et al., (2002) e as correlações ainda permitiram observar maior preferência dos metais ao Fe em relação ao Mn e Al, sendo os óxidos de

Fe, as principais fontes de absorção de metais nos manguezais da Bacia do Subaé e importante suporte geoquímico dos metais avaliados (Marques et al., 2011). Essas associações dos minerais de importância ambiental com os colóides inorgânicos influenciaram na mobilização daqueles minerais no solo. Resultados semelhantes foram relatados por Santos et al., (2010) em manguezais na porção Norte da Baía de Todos os Santos, Brasil e por Ray et al., (2006) em manguezais na Baía de Kakinada, Índia.

As correlações positivas entre COT e metais devem ser atribuídas a formação de complexos organometálicos estáveis que garantem a permanência do metal no sistema (Samuel & Phillips, 1988). Teor de argila, matéria orgânica e pH estão entre os atributos do solo que os metais mais se associam (Morillo et al., 2004). As baixas concentrações de Cd no sistema deve ser atribuído a alta mobilidade deste elemento no sistema e /ou que sua presença no ambiente seja proveniente de descargas de resíduos externos, como identificado no Estuário de Godavari, Índia (Ray et al., 2006), além dos resíduos de atividades mineradoras, industriais e agrícolas (Ranjan, et al., 2008).

### **Normalização da concentração de metais traços**

Em função da normalização dos metais (Tabela, 10), não foi possível observar que nos ambientes contaminados tenha havido um enriquecimento claro em relação ao ambiente não contaminado.

### **Índice de Geoacumulação – Igeo**

Os valores de Igeo são utilizados para explicar com maior eficácia a qualidade de sedimentos (Karbassi et al., 2008). O Igeo dos solos dos bosques contaminados e não contaminados foram classificados entre ausente (classe 0) até moderadamente forte (classe 3), sendo os teores de Pb, Cr, Cu e Ni inseridos nos níveis mais baixos de poluição para os bosques *A. shaueriana*, *R. mangle* e *L. racemosa* e o teor de Cd com os maiores níveis de poluição para as três espécies, independente da profundidade. O maior nível de contaminação de Cd para todas as espécies é um indicativo de que os solos

dos manguezais da Bacia do Subaé, estão moderadamente forte a fortemente poluídos com Cd, oriundos de fonte antrópica.

### **Comparação com valores de referência**

Outro procedimento utilizado para avaliar uma possível contaminação dos metais no ambiente de manguezal foi comparar as concentrações obtidas no estudo com os valores de referência da National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA (1999) que avalia background limites de prevenção (TEL) e risco a biota (PEL) das concentrações de metais em sedimentos marinhos, da Resolução 420/2009 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e de concentrações médias de metais em manguezais do Brasil e do mundo, Tabela 12.

As concentrações de metais deste estudo foram semelhantes em magnitude com aqueles realizados em outros bosques do Brasil e do mundo, tabela 12. Nos bosques contaminados *A. schaueriana* e *R. mangle*, apresentaram as maiores concentrações para Zn, Pb, Cd, Cu, Cr e Ni. O Zn foi o único entre todos os metais que nestas áreas suas concentrações foram mais baixas que os limites do TEL (NOAA, 1999) e CONAMA (2009) e mais elevadas que manguezais da Baía de Camamu (Oliveira et al., 1999) e Santo Amaro (Queiroz, 1992). Na região de localização do bosque *R. mangle*, Celino et al., (2005), relataram que a presença de Zn está associado na região ao descarte de esgoto.

Nestes mesmos bosques, as concentrações de Pb, Cu e Cr foram superiores aos limites do TEL, sendo o Pb com concentrações inferiores aos estabelecidos pelo CONAMA (2009) e manguezais contaminados na Baía de Camamu (Oliveira et al., 2009), Santo Amaro (Queiroz, 1992) Bahia, Brasil e na Baía de Mai Po, Hong Kong (Ong Che, 1999; Tam & Wong, 2000), por resíduos industriais, pecuária e esgotos domésticos tabela 12. O Pb está entre os metais de maiores efeitos no ambiente aquático, pois são ao mesmo tempo tóxicos, persistentes e bioacumuláveis na cadeia alimentar (Marcovecchio, 2000; Marins et al., 2002).

Tabela 11. Valores globais médios de manguezais contaminados e preservados.

Localidade	Fe	Al	Mn	Zn	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Observações	Referência
	%		mg kg <sup>-1</sup>								
<i>L. racemosa</i> <sup>(1)</sup>	0,55	1,07	27,99	13,37	4,19	1,63	8,06	12,76	13,02	Não contaminado	Presente estudo
<i>R.mangle e A.schaueriana</i> <sup>(2)</sup>	1,64	2,46	158,76	31,35	23,90	2,83	16,10	33,14	21,65	Não contaminado	Presente estudo
<i>L. racemosa</i> <sup>(3)</sup>	2,28	2,91	165,41	35,33	22,54	2,00	20,75	36,67	24,41	Contaminado	Presente estudo
<i>R.mangle e A.schaueriana</i> <sup>(4)</sup>	4,24	7,83	291,20	100,95	63,22	4,49	42,35	69,05	45,84	Contaminado	Presente estudo
Baía de Camamu, Ba	1,7	0,6	114,4	81	156	< 1,0	20,2	29,2	-		Oliveira et al., 2009
Santo Amaro, Ba	-	-	-	84,9	95	9,4	56,8	142,1	-		Queiroz, 1992
Sai Keng, Hong Kong	-	-	97,9	53,3	58,9	-	12,4	-	-	Área protegida	Tam & Wong, 1995
Mai Po, Hong Kong	0,17	-	-	222	135,3	1,2	67,1	33	70,8		Ong Che, 1999
Ho Chung, Hong Kong	1,49	-	93	136	38,5	0,11	34,2	125	6,2	Contaminado	Tam & Wong, 2000
Bay Mai Po, Hong Kong	4,04	-	324	247	76,4	2,90	74,2	39,2	31,8		Tam & Wong, 2000
Sungei Khatib Bongsu, Singapore	-	-	-	120,23	30,98	0,26	32,0	32,07	11,65	Contaminada	Cuong et al.,2005
Singapore (Sungei Buloh)	-	-	-	51,24	12,28	0,18	7,06	16,61	7,44	Área protegida	Cuong et al.,2005
<b>Background</b> <sup>(5)</sup>	<b>0,99-1,8</b>	<b>0,26</b>	<b>400,00</b>	<b>7-38</b>	<b>4-17</b>	<b>0,1-0,3</b>	<b>10-25</b>	<b>7-13</b>	<b>9,9</b>	<b>Referência</b>	<b>NOAA, 1999</b>
<b>TEL</b> <sup>(6)</sup>	-	-	-	<b>124</b>	<b>30,24</b>	<b>0,68</b>	<b>18,70</b>	<b>52,3</b>	<b>15,90</b>	<b>Referência</b>	<b>NOAA, 1999</b>
<b>PEL</b> <sup>(7)</sup>	-	-	-	<b>271</b>	<b>112</b>	<b>4,2</b>	<b>108</b>	<b>160</b>	<b>42,80</b>	<b>Referência</b>	<b>NOAA, 1999</b>
<b>Resolução 429</b>	-	-	-	<b>300</b>	<b>72</b>	<b>1,3</b>	<b>60</b>	<b>75</b>	<b>30</b>	<b>Referência</b>	<b>CONAMA, 2009</b>

<sup>(1)</sup>Valor médio para o bosque *L. racemosa* em ambiente não contaminado<sup>(2)</sup>Valor médio para as espécies *R. mangle* e *A. schaueriana* em ambientes não contaminados<sup>(3)</sup>Valor médio para *L. racemosa* em ambiente contaminado<sup>(4)</sup>Valor médio para *R. mangle* e *A. schaueriana* em ambientes contaminados<sup>(5)</sup>Background: Valor base<sup>(6)</sup>TEL: Concentração abaixo da qual não há risco potencial de efeitos tóxicos à biota<sup>(7)</sup>PEL: Níveis prováveis de efeito adverso à comunidade biológica

As concentrações de Cr de *R. mangle* e *A. schaueriana* foram semelhantes ao de manguezais contaminados na Baía de Mai Po (Ong Che, 1999; Tam & Wong, 2000), em Singapura (Cung et al., 2005) e muito mais baixas a dos manguezais de Santo Amaro (Queiroz, 1992) e Hong Kong (Tam & Wong, 2000). Os resultados para Cr nos bosques estudados são indicativos da variabilidade entre as espécies, sendo que nenhuma destas se aproximaram dos níveis prováveis de efeito adverso a comunidade biológica – PEL (NOAA, 1999). O Cr é um metal de baixa mobilidade biogeoquímica, o que indica toxicidade potencial reduzida (Abel, 1989).

As maiores concentrações de Ni foram na subsuperfície dos bosques *R. mangle* e *A. schaueriana* contaminados, sendo próximos ou maiores que os níveis prováveis de efeito adverso a biota (NOAA, 1999).

As concentrações de Cd revelaram que os bosques *R. mangle* e *A. schaueriana* contaminados, apresentaram concentrações de Cd acima do PEL, podendo causar riscos a biota (NOAA, 1999), passíveis de causar risco potencial por efeitos tóxicos a biota, e superiores a estudos em manguezais contaminados no mundo (Ong Che, 1999; Tam & Wong, 2000; Cung et al., 2000; Oliveira et al 2009). O Cd é um metal de elevada toxicidade, que não apresenta funções dentro dos organismos (Santos, 2009) e em ambiente estuarino pode comprometer a capacidade metabólica da degradação da matéria orgânica e regeneração mineral de algumas bactérias (Almeida et al., 2007).

Nos bosques presumidamente não contaminados e para o *L. racemosa* contaminado, os metais em maior concentração foram Cd e Ni, os quais foram superiores aos limites para não causar efeitos adversos a biota - TEL (NOAA, 1999) e CONAMA, 2009. Os resultados para Cd deste estudo foram também superiores a de outros manguezais contaminados no mundo (Ong Che, 1999; Tam & Wong, 2000; Cung et al., 2000; Oliveira et al 2009). Entretanto, as concentrações de Ni foram mais baixos que os relatados por Ong Che (1999) e Tam & Wong, (2000), em manguezais contaminados na Baía de May Po, Hong Kong. Ainda nestes bosques não contaminados, é possível visualizar, concentrações de Zn, Pb, Cu e Cr menores que as estabelecidas para os limites do TEL (NOAA, 1999).

## 5. CONCLUSÕES

1. Todos os bosques, independente do ambiente, apresentaram contaminação por Cd, segundo valores de referência da Agência Nacional Oceanográfica Americana, demonstrando que o Pb não é o metal dominante nestes bosques.
2. A contaminação foi mais significativa nos bosques *A. shaueriana* e *R. mangle* contaminados com Cd, Cr, Ni e Pb, não apresentando contaminação por Zn.
3. Os limites de referência da Agência Nacional Oceanográfica Americana para os teores de Pb, Cd, Cr e Ni foram confirmados através do cálculo do Igeo.
4. Os solos do bosque *L. racemosa* contaminado apresentaram as concentrações de metais mais baixas e semelhantes aos bosques não contaminados.
5. Não houve diferenças na presença de metais traços dos bosques em profundidade.

## 6. LITERATURA CITADA

ABEL, P. D. **Water pollution biology**. Chichester: Ellis Howood. 1989, 328p.

AGUIAR NETO, A. B.; GOMES, D. F.; FREIRE, G. S. S. Origem da deposição da matéria orgânica em sedimentos de manguezal na porção nordeste da Baía de Todos os Santos. Bahia. *Revista de Geologia*, 25(1):7-17, 2012.

ALMEIDA, M. C.; SIMÕES, M.J. S.; RADDI, M. S. G. Ocorrência de infecção urinária em pacientes de um hospital universitário. **Revista de Ciências Farmacêuticas Básica Aplicada**, 28(2), 215-219, 2007.

ANJOS, J. A. S. A. dos. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação - BA**. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral) - Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, São Paulo, 227p, 2003.

ANTUNES, M.; ADAMATTI, D. S.; GIOVANELA, M. **Avaliação do teor de metais pesados nos sedimentos de fundo da microbacia do arroio Marrecas**. In: XVI Encontro de Jovens Pesquisadores da UCS, 2008, Caxias do Sul. Disponível em: <[http://www.ucs.br/ucs/tplJovensPesquisadores2008/pesquisa/jovens\\_pesquisadores\\_2008/trabalhos/resumo/exatas/marjoreantunes.pdf](http://www.ucs.br/ucs/tplJovensPesquisadores2008/pesquisa/jovens_pesquisadores_2008/trabalhos/resumo/exatas/marjoreantunes.pdf)>. Acesso em: 02 mai. 2014.

BARRÊDO, J.F.; COSTA, M.L. da; VILHENA, M. do P.S.P. & SANTOS, J.T. dos. Mineralogia e geoquímica de sedimentos de manguezais da costa amazônica: o exemplo do estuário do rio Marapanim (Pará). **R. Bras. de Geociências**, 38(1):26-37, 2008.

BOTO, K.G.; WELLINGTON, J. T. Soil characteristics and nutrient status in a northern australian mangrove forest. **Estuaries**, v. 7, n. 1, p. 61-69, 1984.



BUAJAN, S.; PUMIJUMNONG, N. Distribution of heavy metals in mangrove sediment at the tha chin estuary, Samut Sakhon Province, Thailand. **Journal of Environmental Research**, 32(2):61-77, 2010.

CARVALHO, F. M.; NETO, A. M. S.; TAVARES, T. M.; COSTA, A. C. A.; CHAVES, C. E. R.; NASCIMENTO, L. D.; REIS, M. A. Chumbo no sangue de crianças e passivo ambiental de uma fundição de chumbo no Brasil, **Revista Panamericana de Salud Pública**, 13:19-24, 2003.

CELINO, J. J.; QUEIROZ, A. F. DE S.; SANTOS, J. B. dos. **Heavy metals and petroleum hydrocarbons in sediments of the mangrove from São Francisco do Conde region – Todos os Santos Bay**. In: Anais do 3º Congresso Brasileiro de P&D em Petróleo e Gás. Salvador, 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. **Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas**. Brasília, 2009. 20p.

CUONG, D.T.; BAYEN, S.; WURL, O.; SUBRAMANIAN, K.; WONG, K. K. S.; SIVASOTHI, N.; OBBARD, J. P. Heavy metal contamination in mangrove habitats of Singapore. **Baseline/Marine Pollution Bulletin**, 50:1713-1744. 2005.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: EMBRAPA, 2013. 353p.

FERREIRA, T.O. **Processos pedogenéticos e biogeoquímica de Fe e S em solos de manguezais**. São Paulo, Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2006, 141p. (Tese de Doutorado).

FERREIRA, T.O.; VIDAL-TORRADO, P.; OTERO, X.L.; MACIAS, F. Are mangrove substrate sediments or soils? A case study in Southeastern Brazil. **Catena**, 70: 79-91, 2007a.

1 FERREIRA, T.O.; OTERO, X.L.; VIDAL, P.; MACÍAS, M. REDOX PROCESSES IN MANGROVE SOILS UNDER RHIZOPHORA MANGLE IN RELATION TO DIFFERENT ENVIRONMENTAL CONDITIONS. **SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA JOURNAL**, 71:484-491, 2007B.

HARTY, C. **Mangroves in New South Wales and Victoria**. Vista Publications, Melbourne, 1997, 47p.

HATJE, V.; ANDRADE, J.B. Contaminação química. In: HATGE, V; ANDRADE, J.B. **Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos**. Salvador: EDUFBA, 2009, p. 19-22.

KOTMIRE, S. Y.; BHOSALE, L. J. Some aspects of chemical composition of mangrove leaves and sediments. **Mahasagar**, 12:149–154, 1979.

KRALIK, M. A rapid procedure for environmental sampling and evaluation of polluted sediments. **Geochemistry**, 14:807-816.

LEÃO, Z.M.A.N., DOMINGUEZ, J.M.L. Tropical coast of Brazil. **Marine Pollution Bulletin**. 41, p.112-122, 2000.

LICHT, O. A. B. **Prospecção geoquímica: princípios, técnicas e métodos**. Rio de Janeiro: PCRM, 1998.

MACFARLANE, G. R. Leaf biochemical parameters in *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh as potential biomarkers of heavy metal stress in estuarine ecosystems. **Marine Pollution Bulletin**, 44:244-256, 2002.

MACHADO, W.; MOSCATELLI, M.; REZENDE, L. G.; LACERDA, L. D. Mercury, zinc, and copper accumulation in mangrove sediments surrounding a large landfill in southeast Brazil. **Environmental Pollution**, 120:455-461, 2002.

MARCHAND, C.; FERNANDEZ, J. M.; MORETON, B.; LANDI, L.; LALLIER-VERGÈS, E.; BALTZER, F. The partitioning of transitional metals (Fe, Mn, Ni, Cr) in mangrove sediments downstream of a ferralitized ultramafic watershed (New Caledonia). **Chemical Geology**, 300-301:70–80, 2012.

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

MARINS, R. V., FREIRE, G. S. S., MAIA, L. P., LIMA, J. P. R. & LACERDA, L. D. **Impacts of land-based activities on the Ceará coast, NE Brazil**. In: LACERDA L.D., KREMER, H.H. ; KJERFVE. B.; SALOMONS, W.; MARSHALL-CROSSLAND, J.I. & CROSSLAND, J.C. (eds.) South American Basins: LOICZ Global Change Assessment and Synthesis of River Catchment – Coastal Sea Interaction and Human Dimensions. LOICZ Reports e Studies, 21, 2002. p.92-98.

MARQUES, J.S.J.; RANGEL, T. P.; BRITO, F.P.; ALMEIDA, M. G.; SALOMÃO, M. S. M. B.; GOBO, A. A.R.; SOUZA-SANTOS, L. P. ARAUJO-CASTRO, C. M.V.; COSTA, M. F.; REZENDE, C. E. Geoquímica de Metais em Sedimentos da Zona Estuarina do Complexo Industrial Porto de Suape, PE – Brasil. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**, 11(4):379-387, 2011.

MÉNDEZ LINARES, A. P.; LÓPEZ-PORTILLO, J.; HERNÁNDEZ-SANTANA, J. R.; ORTIZ PÉREZ, M. A.; OROPEZA OROZCO, O. The mangrove communities in the Arroyo Seco deltaic fan, Jalisco, Mexico, and their relation with the geomorphic and physical–geographic zonation. **Catena**, 70:127-142, 2007.

MORILLO, J.; USERO, J.; GRACIA, I. Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest coast of Spain. **Chemosphere**. 55:431–442, 2004.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION - NOAA. Screening Quick Reference Tables, **National Oceanic and Atmospheric Administration**. Seattle, USA, 1999. 12p.

OLIVEIRA, M. L.J.; VIDAL-TORRADO, P.; OTERO, X.L.; FERREIRA, J.R. Mercúrio total em solos de manguezais da Baixada Santista e Ilha do Cardoso, estado de São Paulo. **Química Nova**, 30(3): 519-524, 2007.

OLIVEIRA, O. M. C.; CRUZ, M. J. M. QUEIROZ, A. F. S. Comportamento Geoquímico de metais em sedimentos de manguezal da Baía de Camamu-Bahia. **Brazilian Journal Aquatic Science Technology**, 13(2):1-8, 2009.

ONG CHE, R.G. Concentration of 7 heavy metals in sediments and mangrove root samples from Mai Po, Hong Kong. **Marine Pollution Bulletin**, 39(1-12): 269-279, 1999.

ONOFRE, C. R. DE E.; CELINO, J. J.; NANO, R. M. W.; QUEIROZ, A. F. DE S. Biodisponibilidade de metais traços nos sedimentos de manguezais da porção norte da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, 7(2):65-82, 2007.

OTERO, X.L.; SOUZA, M.L. de & MACIAS, F. **Iron trace metal geochemistry in mangrove soils**. In: OTERO, X.L. & MACIAS, F. Biogeochemistry and pedogenetic processes in saltmarsh and mangroves systems. New York, Nova Science Publishers, 2010b. p.156-181.

OTERO, X.L.; FERREIRA, T.O.; VIDAL-TORRADO, P. MACIAS, F. Spatial variation in pore water geochemistry in a mangrove system (Pai Matos island, Cananeia-Brazil). **Applied Geochemistry**, 21:2171-2186, 2006.

POLIDORO, B. A.; CARPENTER, K. E.; COLLINS, L.; DUKE, N. C.; ELLISON, A. M.; ELLISON, J. C.; FARNSWORTH, E. J.; FERNANDO, E. S.; KATHIRESAN, K.; KOEDAM, N. E.; LIVINGSTONE, S. R.; MIYAGI, T., MOORE, G. E.; NGOC NAM, V.; ONG, J. E.; PRIMAVERA, J. H.; SALMO III, S. G.; SANCIANGCO, J. C.; SUKARDJO, S.; WANG, Y.; YONG, J. W. H. The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. **Plos One**, 5(4):e10095, 2010.

PREDA, M.; COX, M.E. Trace metal occurrence and distribution in sediments and mangroves, Pumicestone region, southeast Queensland, Australia. **Environment International** 28:433-449, 2002.

QUEIROZ, A.F. DE S. **Mangroves de la baia de Todos os Santos – Salvador – Bahia – Brésil: ses caractéristiques et l'influence anthropique sur as géochimie**. Université Louis Pasteur de Strasbourg, França. 1992. 148p. (Tese de Doutorado).

RANJAN, R. K.; RAMANATHAN, A. L.; SINGH, G.; CHIDAMBARAM, S. Assessment of metal enrichments in tsunamigenic sediments of Pichavaram mangroves, southeast coast of India. **Environmental Monitoring Assessment**, 47:(1-3):389-411, 2008.

RAY, A. K.; TRIPATHY, S. C.; PATRA, S.; SARMA, V. V. Assessment of Godavari estuarine mangrove ecosystem through trace metal studies. **Environment International**, 32:219-223, 2006.

SAMUEL, N. L.; PHILLIPS, D. J. H. Distribution, variability and impacts of trace elements in San Francisco Bay. **Marine Pollution Bulletin**, 19:413-425,1988.

SANTOS, G. L. **Determinação de Cádmi e Chumbo em Tecidos de Cetáceos por Espectrometria de Absorção Atômica com Forno de Grafite**. Salvador, Universidade Federal da Bahia, Instituto de Química, 2009. 92p. (Dissertação de Mestrado).

SANTOS, J.B.; QUEIROZ, A. F. DE S.; CELINO, J. J. Estatística multivariada de metais em sedimentos superficiais de manguezais na porção norte da Baía de Todos os Santos, Bahia. **Cadernos de Geociências**, 7(2): 80-87,2010.

SOUZA-JÚNIOR, V.S.; VIDAL-TORRADO, P.; GARCIA-GONZÁLEZ, M.T.; OTERO, X.L.; MACÍAS, F. Soil mineralogy of mangrove forest from the State of São Paulo, southeastern Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, n. 3, p. 848-857, 2008.

STATISTICA. Statistica for Windows v. 6.0: **Computer program manual**. Tulsa, OK: StatSoft Inc., 2002.

TAM, N. F. Y. ; WONGI, Y. S. Spatial and Temporal Variations of Heavy Metal Contamination in Sediments of a Mangrove Swamp in Hong Kong. **Marine Pollution Bulletin**, 31(4-12):254-261, 1995.

TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S. Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. **Environmental Pollution**, 110:195–205, 2000.

TAVARES, T. M. **Programa de monitoramento dos ecossistemas ao norte da Baía de Todos os Santos**. Rel. técnico final - projeto 8, vol. 1, UFBA, Salvador, 1996, 85p.

TOMLINSON, P. B. **The Botany of Mangroves Cambridge Tropical Biology Series**. Cambridge University Press. 1994, 419p.

VANE, C. H.; HARRISON, I.; KIM, A. W.; MOSS-HAYES, V.; VICKERS, B. P.; HONG, K. Organic and metal contamination in surface mangrove sediments of South China. **Marine Pollution Bulletin**, 58:134-144, 2009.

VIDAL-TORRADO, P.; OTERO, X. L.; FERREIRA, T.; SOUZA-JUNIOR, V.; BÍ-CEGO, M.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. T.; MACÍAS, F. Suelos de manglar:

características génesis e impactos antrópicos. **Edafología**, 12(3): 1990244, 2005.

VILAS BOAS, A. Desleixo e desinformação: **Barreiras a serem superadas quando do estabelecimento de processos educativos baseados na problemática ambiental**. Periódico eletrônico, volume III, 2007.

WANG Y.; QIU, Q; XIN, G.; YANG, Z.; ZHENG, J.; YE, Z.; LI, S. Heavy metal contamination in a vulnerable mangroves wamp in South China. **Environmental Monitoring and Assessment**, 185:5775–5787, 2013.

YONGMING, H. et al. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 355, p. 176-186, 2006.

YUNUS, K.; YUSUF, N. M.; SHAZILI, N. A. M.; CHUAN, O.M.; SAAD, S.; CHOWDHURY, A. J. K. ; BIDAL, J. Heavy metal concentration in the surface sediment of Tanjung Lumpur mangrove florest Kuantan, Malaysia. **Sains Malaysiana**, 40(2):89-92, 2011.

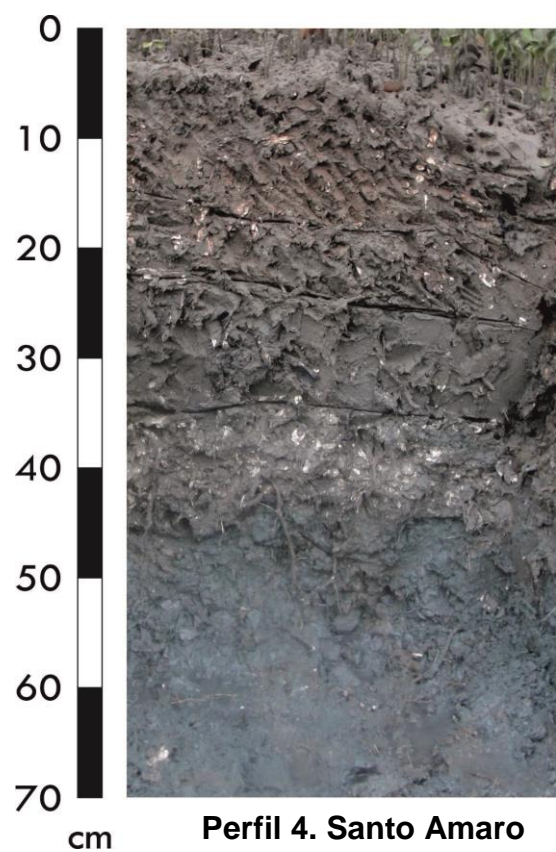
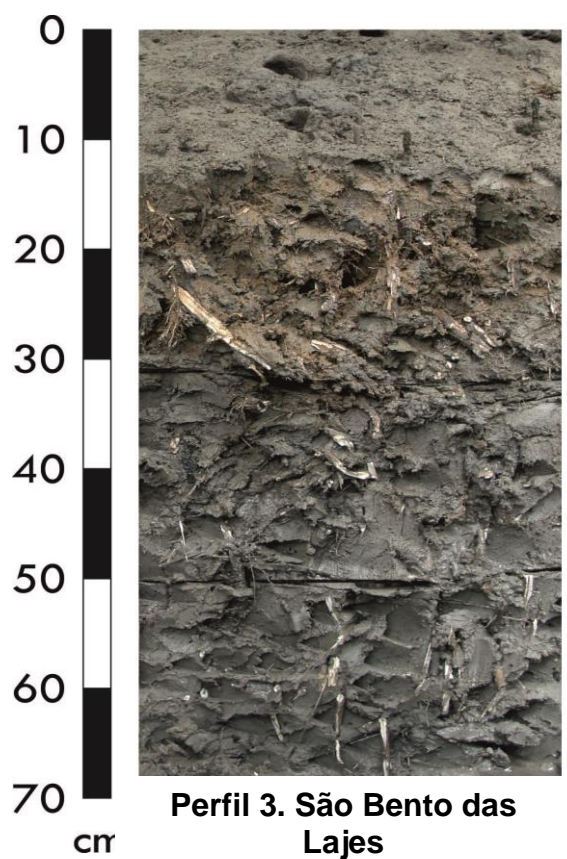
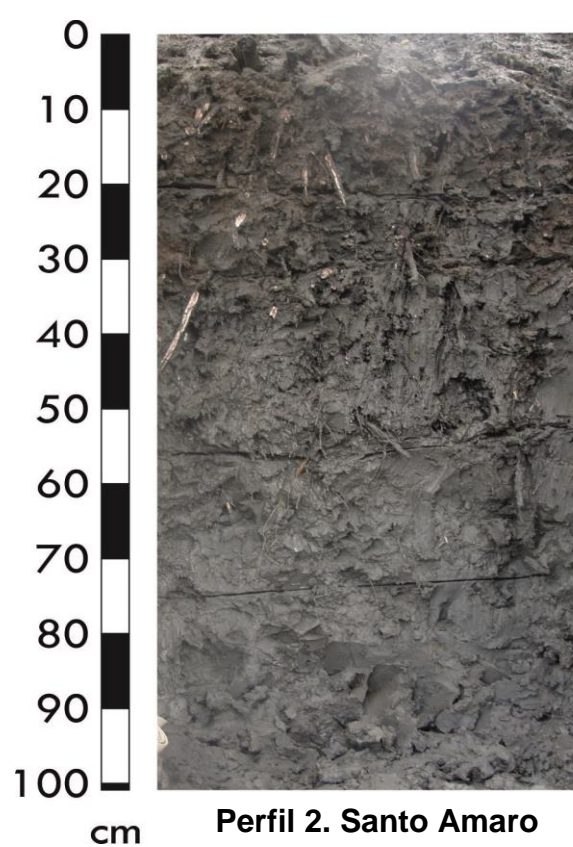
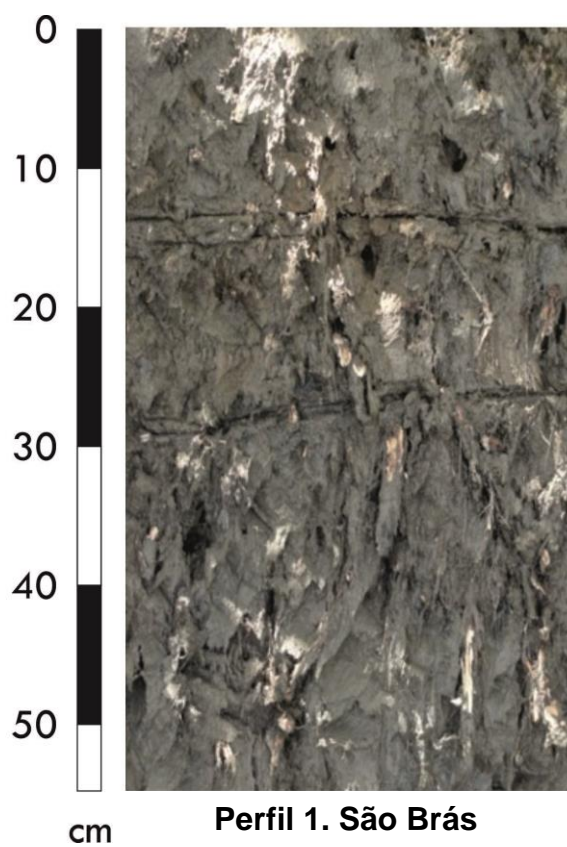
ZABETOGLU, K.; VOUTSA, D. & SAMARA, C. Toxicity and heavy metal contamination of surficial sediments from the Bay of Thessaloniki (Northwestern Aegean Sea) Greece. **Chemosphere**, 49:17-26, 2002.

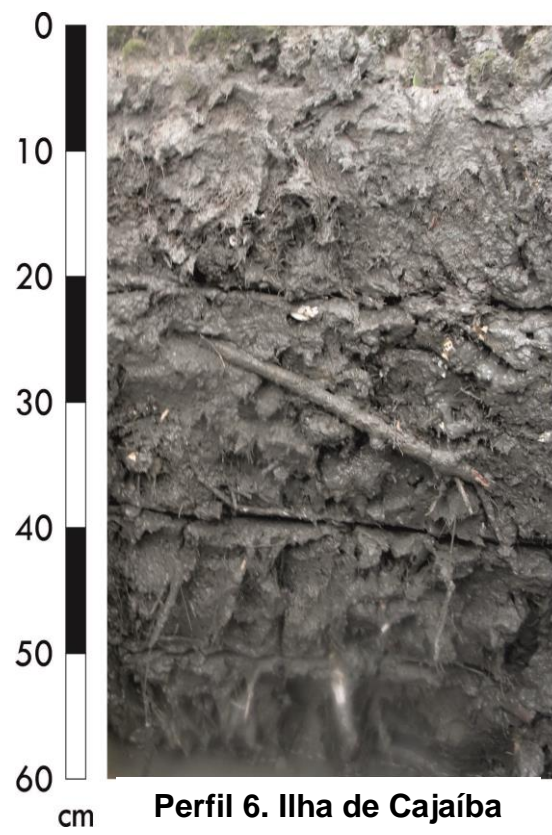
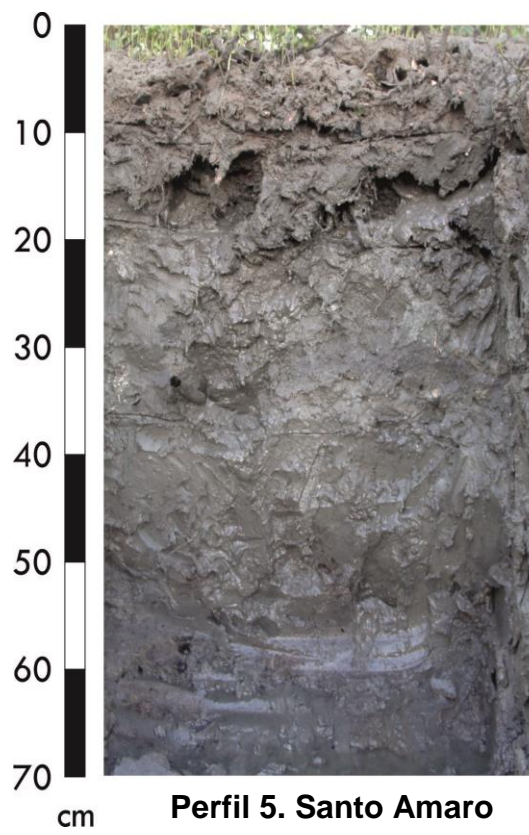
ZHANG, K.; LIU, H.; LI, Y.; XU, H.; SHEN, J.; RHOME, J.; SMITH III, T.J. The role of mangroves in attenuating storm surges. **Estuary Coastal Shelf Science Journal**, 102–103:11-23, 2012.

ZHONG. X.; ZHOU, S.; ZHU, Q.; ZHAO, Q. Fraction distribution and bioavailability of heavy metals in the Yangtze River Delta – A case study of Kunshan City in Jiangsu Province, China. **Journal of Hazardous Materials**, v. 198, p. 13-21, 2011.

## **ANEXOS**







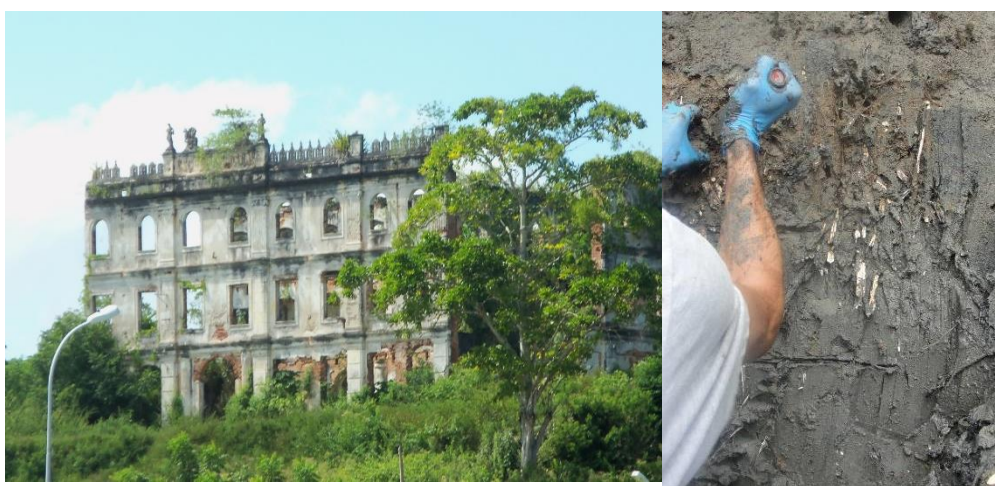




**Vista do manguezal da localidade de São Brás (Perfil 1)**



**Vista do manguezal da localidade de Santo Amaro (Perfil 2)**



**Localidade de São Brás, separação de horizontes/camadas e verificação de cor em campo através da Carta de Munssel (Perfil 3)**





**Manguezal localizado em Santo Amaro distante da zona urbana (Perfil 4)**



**Manguezal localizado em Santo Amaro distante da zona urbana (Perfil 5)**



**Manguezal localizado em São Francisco do Conde; raízes da *Rhizophora mangle* (Perfil 6)**





**Manguezal localizado na Ilha de Araçá (Perfil 7)**