

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS  
CURSO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**DISPONIBILIDADE DE CHUMBO EM SOLOS DE MANGUEZAIS  
DA BACIA DO RIO SUBAÉ, BAHIA, BRASIL.**

**JOSEANE NASCIMENTO DA CONCEIÇÃO**

**CRUZ DAS ALMAS – BA  
FEVEREIRO DE 2016**

**JOSEANE NASCIMENTO DA CONCEIÇÃO**

**DISPONIBILIDADE DE CHUMBO EM SOLOS DE MANGUEZAIS  
DA BACIA DO RIO SUBAÉ, BAHIA, BRASIL.**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Colegiado de Engenharia Florestal da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - UFRB como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Florestal, sob orientação do Prof. Jorge Antonio Gonzaga Santos.

**CRUZ DAS ALMAS – BA**

**FEVEREIRO DE 2016**

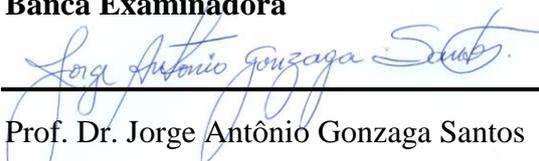
**JOSEANE NASCIMENTO DA CONCEIÇÃO**

**DISPONIBILIDADE DE CHUMBO EM SOLOS DE MANGUEZAIS  
DA BACIA DO RIO SUBAÉ, BAHIA, BRASIL.**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Colegiado de Engenharia Florestal da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - UFRB como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Florestal.

**Aprovada em: 05/02/2016**

**Banca Examinadora**

  
\_\_\_\_\_

Prof. Dr. Jorge Antônio Gonzaga Santos

Orientador – UFRB

  
\_\_\_\_\_

Dr. Marcela Rebouças Bomfim

Examinador – UFRB

  
\_\_\_\_\_

Prof. Dr. Oldair Del Arco Vinhas Costa

Examinador – UFRB

## AGRADECIMENTOS

“Até aqui tem me ajudado o Senhor”. Obrigada por tudo Deus; nos meus momentos de luta e dificuldades tens me amparado e dado forças para continuar.

Meus pais, Manoel e Regina pelo esforço que fizeram para que pudesse realizar esse sonho; pelo incentivo e nunca me deixar desistir dos meus objetivos e sempre me dando forças para seguir em frente. Mãe, obrigada por tudo. Por cada bronca, cada conversa, por cada palavra, e por sempre acreditar em mim nas inúmeras vezes que eu achei que não ia conseguir. E como eu sempre digo “a melhor mãe do mundo, é a minha, e eu te amo!”.

Meus irmãos Juliane e Gilmar pelo companheirismo, amizade e incentivo, além de meu sobrinho Thiago. Minha Vó Luzia, pelos conselhos, carinho e toda dedicação a mim direcionados.

Ao meu orientador professor Jorge Gonzaga, pela oportunidade a qual sou grata. Quando comecei no laboratório de metais traços nunca imaginei que estaria até hoje, e me descobriria no meio científico. Obrigada pela amizade e pelo incentivo.

As minhas co-orientadoras Marcela e Emylly. Marcela, obrigada pela amizade, pela força, incentivo, paciência, por todo aprendizado, cuidado nas viagens rs... sem dúvidas a sua orientação foi crucial para o “nascimento” desse TCC, até porque ele é nosso!, Emylly florzinha, obrigada por todo aprendizado que você me proporcionou, e também por todos os conselhos, sem falar na paciência em? rs... As conversas, os sorrisos, resenhas ... Enfim os nossos momentos no lab são inesquecíveis.

Meus companheiros de laboratório, que se tornaram grandes amigos, minha família da pesquisa... Edson o menino paciente; Valdinei, um grande amigo sincero demais, com muitas histórias e resenhas; Marys, obrigada por todo aprendizado; Ludmila, apesar do curto tempo, existe sua contribuição também nesse trabalho. Além de Flavia, Gustavo, Moacir, Laura e outros que convivi no Metais Traços.

A todos os professores que tive o privilégio de ser assistida, pelo conhecimento que adquirir. De certa forma, todos contribuíram de alguma forma para a minha formação na engenharia florestal.

A minha turma 2011.1, povinho chato. Apesar de todas as brigas e discussões, sei que tem muito amor envolvido acima de tudo isso. Foram grandes momentos, afinal foram longos cinco anos mais as greves. Sempre me lembrarei de cada um com carinho. Em especial a Priscila e Geislaine, agradeço de coração pela amizade.

A UFRB pela oportunidade de estudo e contribuição em minha formação profissional.

Aos projetos financiados pela Secretária do Estado de Meio Ambiente – SEMA, à Fundação de Pesquisa do Estado da Bahia – FAPESB e ao Conselho Nacional de Pesquisa – CNPq pelo financiamento dos projetos e bolsas de pesquisa durante o período da graduação.

## **RESUMO**

A carga de poluentes descartadas nas zonas costeiras tem trazido grande preocupação ambiental, estando os manguezais entre os ecossistemas mais afetados. Os metais pesados estão entre os maiores vilões ambientais que quando introduzidos no ambiente aquático, acumulam-se nos sedimentos por vias naturais ou antrópicas. O acúmulo de metais nos manguezais, representa uma ameaça para esses ambientes, podendo atravessar todo o ciclo ecológico envolvido no ecossistema. Este estudo objetivou investigar a concentração total, distribuição e disponibilidade de chumbo em três perfis de Gleissolos de Manguezais da Bacia do Subaé. Foram amostrados horizontes/camadas de três perfis de Gleissolos Tiomórficos órtico sódico potencialmente tóxico muito mal drenado, com influências fluviais e marítima, avaliados a textura, teor de Carbono orgânico, teor de chumbo (Pb) e a extração sequencial deste metal. Os resultados indicaram tendência do Pb em  $P1 > P2 > P3$ . O perfil 2, foi o único perfil onde a concentração de Pb foi superior aos estabelecidos pela legislação Canadense, o que implicaria em riscos potenciais a comunidade biológica, no entanto, quando este metal foi medido pela extração sequencial, observou-se que este risco não existe. As maiores concentrações de Pb residual ou inerte foram detectadas em profundidade para os três perfis estudados, confirmando a baixa mobilidade de Pb nestes ambientes.

Palavras-chave: Gleissolos, metal pesado, extração sequencial.

## **ABSTRACT**

The amount of waste discarded in coastal areas has brought great environmental concern, with mangroves among the most affected ecosystems. Heavy metals are among the greatest environmental villain that when introduced into the aquatic environment, accumulate in sediments by natural or anthropogenic pathways. The accumulation of metals in the mangroves, poses a threat to these environments and can cross the entire ecological cycle involved in the ecosystem. This study aimed to investigate the total concentration, distribution and lead available in three profiles Gleysols Mangrove of Subaé Basin. They sampled horizons / layers three Gleysols profiles Tiomórficos potentially toxic sodium Orthic very poorly drained, with fluvial and maritime influences, evaluated the texture, organic carbon content, lead content (Pb) and the sequential extraction of this metal. The results indicated the trend in Pb  $P1 > P2 > P3$ . The profile 2, was the only profile where the Pb concentration was higher than those set by the Canadian legislation, which would imply potential risks to biological community, however, when this metal was measured by sequential extraction, it was observed that this risk does not exist. The biggest waste or inert Pb concentrations were detected in depth for all three profiles, confirming the low mobility of Pb in these environments.

Keywords: Gleysols, heavy metal, sequential extraction.

## SUMÁRIO

<b>1- INTRODUÇÃO .....</b>	<b>8</b>
<b>2- REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>9</b>
Ambientes de manguezais .....	9
Espécies vegetais .....	11
Solos.....	11
Impactos ambientais .....	12
Metais pesados em manguezais .....	13
Chumbo e a contaminação de Santo Amaro-Ba .....	14
<b>3- MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>15</b>
3.1 Área de Estudo.....	15
3.2 Amostragem e análise em campo .....	16
3.3. Análises Laboratoriais .....	17
3.3.1 Concentração de chumbo (Pb) .....	17
3.4 Análise estatística .....	19
<b>4- RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>19</b>
4.1 Atributos físico-químicos .....	19
4.3 Teor de Carbono Orgânico .....	23
4.4 Concentração de Pb nos solos.....	24
<b>5- CONCLUSÕES .....</b>	<b>29</b>
<b>6- REFERÊNCIAS .....</b>	<b>30</b>

## 1- INTRODUÇÃO

O desenvolvimento econômico nas cidades litorâneas tem avançado juntamente com a ocupação desgovernada de seus ecossistemas e o mau uso dos solos. Por englobarem ambientes de grande fragilidade, as zonas costeiras estão sendo degradadas em função de atividades antrópicas, tais como obras de canalização, construção de barragens, aterros, derramamento de petróleo e descartes de resíduos industriais, agrícolas e minerários, os quais podem enriquecer estes ambientes por metais pesados.

A carga de poluentes descartadas nas zonas costeiras tem trazido grande preocupação ambiental, estando os manguezais entre os ecossistemas mais afetados. Os metais pesados estão entre os maiores vilões ambientais e quando introduzidos no ambiente aquático, acumulam-se nos sedimentos por vias naturais ou antrópicas (AKOTO et al., 2008), podendo provocar bioacumulação e efeitos nocivos para a biota (HARIKUMAR & NASIR, 2010).

As condições de inundação e deficiência ou ausência de oxigênio, fazem destes ecossistemas ambientes anóxicos. São constituídos por espécies vegetais halófitas, que contribuem significativamente através dos ciclos biogeoquímicos, com a formação de um ambiente com grandes teores de matéria orgânica acumuladas em seus solos. Estas características resultam em processos químicos e biológicos distintos daqueles que ocorrem em solos drenados (OTERO et al., 2009), favorecendo a retenção de metais. O acúmulo de metais nos manguezais, representa uma ameaça, podendo atravessar todo o ciclo ecológico envolvido no ecossistema (ONOFRE et al., 2007).

Entre os metais mais investigados em manguezais estão o Cd, Pb, Zn, Mn, Hg e As. O chumbo (Pb) é um metal encontrado na natureza associado a galena (PbS), além da anglesite (PbSO<sub>4</sub>) e a cerussite (PbCO<sub>3</sub>) (CARVALHO, 2014). A oscilação das marés está entre os principais meios de introdução destes elementos, através de suas formas trocáveis, incorporando-se à matéria orgânica suspensa. Modificações nas características químicas, como pH e Eh, influenciam na mobilidade do metal no perfil do solo, na sua absorção pelas plantas e na microbiota.

No Brasil, no município de Santo Amaro, Estado da Bahia, houve uma contaminação por Pb durante as atividades de processamento da galena durante 33 anos. Foram descartadas no pátio da Plumbum, antiga minero metalúrgica cerca de 500 mil toneladas de resíduos (escória), ricos em Pb, Cd, Zn entre outros metais, os quais contaminaram o ar (TAVARES, 1990), água (PONTES, 2009; BRAGA & LOPES,

2014), solo (PONTES, 2009; SOUZA, 2014), alimentos (CARVALHO et al., 1983) e manguezais (BRASIL, 2003).

Estudos realizados em manguezais de Santo Amaro (SOUZA, 2014; BOMFIM et al, 2015), identificaram concentrações elevadas de Pb, entretanto conteúdos totais de metal em solos/sedimentos podem não ser capazes de informar sobre seu comportamento no solo (tais como a mobilidade, a toxicidade e biodisponibilidade), além de possíveis mudanças das condições ambientais (KUMAR & RAMANATHAN, 2015; CHAKRABORTY et al., 2015). O fracionamento químico vem sendo indicado como a forma mais eficaz de avaliar a biodisponibilidade de metais em solos/sedimentos (CHAKRABORTY et al., 2014), permitindo separar metais nas frações solúveis (F1), trocáveis (F2), ligados a carbonatos (F3), a óxi-hidróxidos de Fe e Mn (F4), a matéria orgânica (F5) e residual (F6), sendo as frações biodisponíveis (F1, F2, F3) as que mais representam riscos aos organismos marinhos e aos humanos.

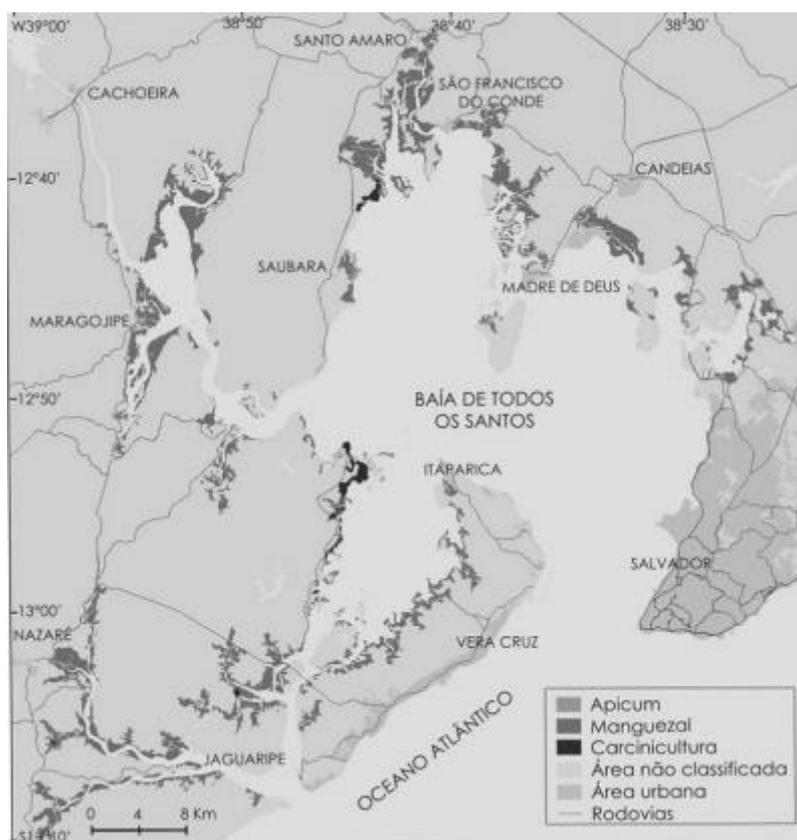
Por ser um metal de relevante preocupação ambiental, este estudo objetivou investigar a concentração total, distribuição e biodisponibilidade de chumbo em três perfis de Gleissolos de Manguezais da Bacia do Subaé.

## **2- REVISÃO DE LITERATURA**

### **Ambientes de manguezais**

Os manguezais são ecossistemas costeiros de transição entre ambientes terrestres e marinhos, periodicamente inundados, com substrato lodoso, sujeitos a oscilações das marés e pobres em oxigênio, condições que favorecem a um ambiente anóxico. Localizados em regiões tropicais e subtropicais (BAYEN, 2012), as florestas de manguezais cobrem uma área aproximadamente de  $1,7 \times 10^5$  km<sup>2</sup> ao longo das linhas costeiras do mundo (SANDILYAN & KATHIRESAN, 2014). No Brasil estão distribuídos do Estado do Amapá até Santa Catarina, estando em maior concentração no Amapá, Pará e Maranhão, inseridos na Amazônia Legal Brasileira por compor a maior reserva mundial deste ecossistema (50%) (IMESC, 2011).

Na Bahia, a Baía de Todos os Santos – BTS (Figura 1) que é a segunda maior baía do Brasil, atrás apenas da Baía de São Marcos, no Maranhão (HATJE & ANDRADE, 2009), os manguezais estão distribuídos em uma área de 177,6 km<sup>2</sup> (HADLICH et al. 2009).



**Figura 1.** Distribuição de Manguezais na Baía de Todos os Santos, BA (reduzido a partir do original 1:100.000). Fonte: Hadlich et al., (2008).

No Brasil, os manguezais são considerados áreas de preservação permanente (APP), previsto no Código Florestal – Lei Federal nº 4.771/65 e estão protegidos pela Legislação Brasileira, Decreto 89.336 de 31 de Abril de 1984; também pelas Resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 04/1985, e Lei Estadual nº 9.931/1986 que diz respeito à Proteção das Áreas Estuarinas.

Ecossistemas de manguezais desempenham papel fundamental na manutenção do equilíbrio ecológico costeiro e diversidade de espécies (DU et al., 2013), gerando benefícios econômicos para a população ribeirinha, devido ao turismo e pesca (BAYEN, 2012; FRANCO-DIAS et al., 2012), além de garantir abrigo, alimento e proteção para a reprodução de inúmeras espécies marinhas e terrestres (ANDRADE et al., 2012). Possui ainda grande importância ambiental por proteger a linha de costa contra enchentes; permite a troca de energia entre estuários, rios e marés; é importante fonte de nutrientes e de alimentação para a população humana, além de reter poluentes atuando como filtros naturais (NETO, 2007).

## **Espécies vegetais**

Apesar da baixa diversidade de espécies arbóreas, os manguezais estão entre os ambientes mais produtivos do mundo (REEF et al., 2010). No Brasil são encontradas sete espécies de quatro gêneros pertencentes às famílias Rhizophoraceae, Verbenaceae e Combretaceae (SCHAEFFER-NOVELLI et al, 1990), caracterizadas pela semelhança na composição florística, com menor número de gêneros e espécies que outros países (ANDRADE & LAMBERTI, 1965). Predominam a *Rhizophora mangle*, com raízes escoras que se ramificam no solo; *Avicennia tomentosa*, com raízes respiratórias, destinadas a compensar a falta de oxigênio do substrato; e a *Laguncularia racemosa*, que tolera mal as inundações ocorrendo em solos mais firmes.

As espécies vegetais apresentam alta plasticidade na utilização das diferentes formas iônicas resultantes dos processos de oxidação, redução e variações de salinidade do solo em decorrência da hidrodinâmica do manguezal (REEF et al., 2010). As florestas de manguezal do litoral nordeste do Brasil ocorrem como formações de franjas ribeirinhas e, em menor escala, ocupando bacias salinas na planície costeira. Florestas anãs de manguezais são comuns em áreas de elevada salinidade, o que ocorre em função do tamanho da região estuarina e de suas características ambientais (LACERDA & MARINS, 2002).

## **Solos**

Até pouco tempo era comum designar o substrato de manguezais como sedimentos (TAM & WONG, 1998), entretanto este conceito vem sendo modificado através de estudos da gênese e classificação de solos de ambientes estuarinos no Brasil (LIMA & COSTA, 1975; PRADA-GAMERO, 2004; BOMFIM et al., 2015) e no mundo (GUTHRIE, 1985).

O solo é originado das alterações pelos processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem nas rochas e pelo transporte de material alterado ao longo do tempo. Nos ecossistemas estuarinos, a influência do mar gera o halomorfismo e a presença de água o hidromorfismo, assim, o intemperismo hidrolítico (perda de sílica e bases), comum em solos bem drenados, torna-se inoperante, o intemperismo salinolítico faz com que o processo cristalquímico da bissialitização predomine nestes solos (PRADA-GAMERO et al., 2004). A transformação do solo é resultado da ação conjunta do clima e da biosfera sobre a rocha matriz, devido função do relevo e clima, em permanente transformação.

Para enfatizar o conceito de solos neste ecossistema, nada melhor que a definição de solo pela Soil Survey Staff (1998): “um ambiente que consiste de seções aproximadamente paralelas (denominados horizontes ou camadas) que se distinguem do material de origem, inicial, como resultado de adições, perdas, translocações e transformações de energia e matéria e tem a habilidade de suportar o desenvolvimento do sistema radicular de espécies vegetais, em um ambiente natural”. Esta definição se adéqua aos solos de mangue, associado as características físicas, químicas e mineralógicas, classificando-os de acordo com os sistemas de classificação da FAO (2006); Keysto Soil Taxonomy (USDA, 2010) e o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - SiBCS (EMBRAPA, 2013).

Em ecossistemas manguezais são encontrados duas classes de solos: Organossolos e Gleissolos (PRADA-GAMERO et al, 2004; ROSSI & MATOS, 2002). Os Gleissolos compreendem solos hidromórficos, constituídos por material mineral, que apresentam horizonte glei dentro de 150cm da superfície do solo, imediatamente abaixo de horizontes A ou E (com ou sem gleização), ou de horizonte hístico com espessura insuficiente para definir a classe dos Organossolos; e os Organossolos são aqueles solos pouco evoluídos, com preponderância de características devidas ao material orgânico, de cores preta, cinzenta muito escura ou brunada, resultantes de acumulação de restos vegetais, em graus variáveis de decomposição, em condições de drenagem, ou em ambientes úmidos de altitudes elevadas, saturados com água por apenas poucos dias durante o período chuvoso (JACOMINE, 2009).

### **Impactos ambientais**

Nos últimos 50 anos, 50% das florestas de mangue têm sido perdidas devido aos impactos antropogênicos (BOUILLON, 2011). As zonas costeiras vêm 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 têm representado o ambiente passivo de descarte dos mais diversos tipos de resíduos pela capacidade de retenção, devido suas características inerentes como solos lodosos, proximidade com rios e mares, riqueza em matéria orgânica e pobreza em oxigênio (BOMFIM et al., 2015). Trabalhos recentes avaliaram os impactos oriundos de atividade de carcinicultura, que implica em desequilíbrio ecológico, com conseqüências imprevisíveis (JERONIMO & BALBINO, 2012; OLIVEIRA & SOUZA, 2015). Santos et al. (2014) menciona que apesar de toda essa importância para o

equilíbrio ecológico e conseqüentemente para o homem, os manguezais continuam sendo destruídos totalmente ou parcialmente por processos de ocupação urbana e industrial, tornando-os áreas degradadas.

Por atuar como reservatório para uma vasta gama de contaminantes, solos de manguezais podem acumular também metais. Alguns em concentrações naturais, atuam de forma benéfica, entretanto, o crescimento industrial e a conseqüente produção de resíduos, tem levado ao ambiente metais sem quaisquer funções benéficas, como Pb, Cd, Hg e As. Nos últimos anos alguns estudos foram desenvolvidos em todo o Brasil avaliando impactos causados aos ecossistemas manguezais por diferentes metais, tanto nos solos e sedimentos (MILAZZO, 2011), quanto na fauna (SILVA, 2011).

### **Metais pesados em manguezais**

Metais Pesados são elementos químicos que ocorrem na natureza em pequenas concentrações e são disseminados pelos processos naturais das rochas primárias através dos diferentes compartimentos ambientais, como o solo, atmosfera, sedimentos e águas subterrâneas e superficiais (CARVALHO, 2014). Quimicamente apresentam número atômico entre 63,4 a 200,6 e densidade específica superior a 5 g/cm<sup>3</sup> (AHMED & AHMARUZZAMAN, 2016) e ao contrário dos contaminantes orgânicos, não são biodegradáveis, tendendo a acumular em organismos vivos.

A presença marcante destes contaminantes inorgânicos vem sendo ampliada através de atividades antrópicas, principalmente pela indústria química e a mineração, fazendo estas se tornarem uma das mais graves formas de poluição ambiental (IUPAC, 2002), contaminando potencialmente os componentes bióticos e abióticos do sistema estuarino (BAYEN, 2012). Os metais em ambientes estuarinos e costeiros podem ser incorporados na cadeia alimentar aquática através de produtos primários e, em seguida, bioampliados para demais níveis (VEERASINGAM et al., 2012).

As condições redutoras e anóxicas dos metais nos solos/sedimentos de manguezais favorecem a imobilização como sulfetos, complexados à matéria orgânica, associados aos óxidos de Fe, Al e Mn e adsorvidos aos argilominerais (ANDRADE et al., 2012). A concentração total de metais em qualquer solo não reflete a sua biodisponibilidade no ambiente. Desse modo, a técnica de extração sequencial tem sido de grande relevância ambiental e comumente usada para o fracionamento de metais em solos, sedimentos e outras matrizes ambientais objetivando avaliar o potencial de mobilidade e disponibilidade do metal (ANDRADE et al., 2012).

Diversas metodologias de extração sequencial têm sido propostas e utilizadas para quantificar a distribuição e biodisponibilidade de metais em ambientes marinhos, contudo, a complexidade e o número de frações solubilizadas podem variar, dependendo do procedimento (CHITOLINA et al., 2012). Dentre as diversas técnicas de extração sequencial pode-se citar Tessier et al., (1979), Kersten & Förstner (1986) e Gleyzeset et al., (2002).

### **Chumbo e a contaminação de Santo Amaro-Ba**

O chumbo (Pb) é um elemento abundante na crosta terrestre, raramente encontrado no seu estado natural. Segundo Silva (2011) é um elemento não essencial ao metabolismo dos animais, sendo empregado pelo homem em várias indústrias (tintas, baterias, tubulações) ou como aditivo de derivados do petróleo. Está presente em grande variedade de minérios, sendo a galena (PbS), anglesita (PbSO<sub>4</sub>) e a cerussita (PbCO<sub>3</sub>) os mais importantes contendo respectivamente 86%, 68% e 77% desse metal (SILVA, 2001).

O Pb não apresenta grande dispersão no ambiente, ocorrendo em maiores concentrações próximo à sua fonte de descarga, diminuindo sua distância dispersora tanto no ambiente quanto nos animais (WHO, 1989). Seu acúmulo no sedimento ocorre em função de sua baixa solubilidade e tendência à precipitação, em especial quando se tem elevação da matéria orgânica e partículas muito finas, como as argilosas (BUSCHLE et al., 2010), tornando-se menos biodisponíveis na água. Assim, fatores abióticos como a temperatura, salinidade, pH e conteúdo de ácidos húmicos/fúlvicos podem influenciar a acumulação de Pb na água ou no sedimento (SILVA, 2011).

Em 1956 no município de Santo Amaro no Recôncavo da Bahia, foram iniciadas as atividades de beneficiamento da galena, através da Plumbum minero metalúrgica. Em 1993, as instalações foram abandonadas, tendo beneficiado e depositado indiscriminadamente 490.000t de escória contaminada com metais pesados, sobretudo Pb (3%), Cd (21%) e Zn (13%), gerando grande passivo ambiental (ANJOS, 2001). Por falta de conhecimento, gerenciamento inadequado e regulamentação ineficiente, a escória por ser um material granular e de boa capacidade de suporte, foi utilizada pela população e pela prefeitura de Santo Amaro para os mais diversos fins, como na pavimentação de vias de acesso e aterro de quintais disseminando mais a contaminação (MACHADO et al., 2003).

Como consequência, parte da população da região e de ex-funcionários da metalurgia, assim como o solo, os sedimentos e os mariscos do estuário do rio Subaé encontram-se contaminados com resíduos industriais. Desde então a comunidade acadêmica voltou-se a desenvolver estudos sobre a contaminação por metais neste município, reconhecendo os riscos e consequências deixadas à população, buscando meios e alternativas a amenizar os impactos ambientais ocasionados.

Diversos trabalhos foram desenvolvidos para avaliar os níveis de contaminação, principalmente por afetar organismos aquáticos em manguezais (SANTOS, 2011) que servem como fonte de subsistência, além da biodisponibilidade destes metais (ONOFRE, 2007). Desse modo, o objetivo deste trabalho foi investigar a concentração total, distribuição e disponibilidade de chumbo em três perfis de Gleissolos de Manguezais da Bacia do Subaé.

### **3- MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1 Área de Estudo**

Os manguezais selecionados para este estudo estão localizados na Bacia do Subaé, Bahia, Brasil, distribuídos entre os municípios de Santo Amaro e São Francisco do Conde. O clima da região é do tipo Af, segundo classificação de Köppen, tropical úmido a subúmido e seco a subúmido, com temperatura média anual de 25,4 °C e pluviosidade média anual variando de 1000 a 1700 mm (ANJOS, 2003).

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 calcilito) e Brotas (Formação Sergi: arenito fino a conglomerático; conglomerado e pelito subordinado), além de depósitos de pântanos e mangues (CPRM, 2012).

Foram selecionados três perfis de solos, classificados como Gleissolos Tiomórficos órtico sódico potencialmente tóxico muito mal drenado com influências fluviais e marítima (BOMFIM et al., 2015), observados na Tabela 1.

**Tabela 1.** Localização georreferenciada dos Gleissolos Tiomórficos órtico sódico potencialmente tóxico muito mal drenado com influências fluviais e marítima estudados.

Manguezal	Código	Influência	Latitude	Longitude
Santo Amaro	P1	Fluvial	0533387 N	8610674 E
Santo Amaro	P2	Fluvial	0532395 N	8607834 E
São Francisco do Conde	P3	Marítima	0534697 N	8607203 E

O Perfil 1 (P1) está localizado na zona urbana do município de Santo Amaro, de maior proximidade com a Plumbum, em área fluvial sob influência de descartes de esgotos e lixo. Por se encontrar em uma área de maior altitude, esta área de manguezal não fica completamente inundada quando a maré sobe. A espécie de mangue predominante na área é o *Aviccenia shaueriana* (mangue branco).

O Perfil 2 (P2), está localizado na extensão do rio Subaé, totalmente afastado de atividades urbanas dos municípios de Santo Amaro e São Francisco do Conde, sob influencia fluvial. Quando a maré está alta, o perfil apresenta-se totalmente encoberto pela água, com predomínio da espécie *Aviccenia shaueriana*.

O perfil 3 (P3) está localizado do lado oposto ao município de São Francisco do Conde, com forte influência marítima e menor fluvial. Há predomínio da espécie *Rhizophora mangle* (mangue vermelho).

### 3.2 Amostragem e análise em campo

A avaliação da mobilidade do chumbo (Pb) foi feito em três dos sete perfis de solos de manguezais, descrito por Bomfim (2015). Os horizontes e camadas de cada perfil foi amostrado, estão na Tabela 2.

**Tabela 2.** Horizontes, camadas e profundidades (cm) dos Gleissolos Tiomórficos órtico sódico potencialmente tóxico muito mal drenado com influencias fluviais e marítima

Perfil 1		Perfil 2		Perfil 3	
Horizonte/camada	Profundidade	Horizonte/camada	Profundidade	Horizonte/camada	Profundidade
Agn	0-20	Agn	0-7	Agn	0-15
2Agn	20-32	2Agnj	7-18	2Agn	15-33
3Agn	32-61	3Agnj	18-41	3Agn	33-48
4Agn	61-83	4Agnj	41-60	4Agn	48-60
5Agn	83-102	4Crgnf	60-70	-	-

O potencial de oxido-redução (Eh) e o pH das amostras foram medidos em campo. As leituras de Eh foram obtidas com eletrodo de mercúrio (Hg) 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 pH 4,0 e 7,0, após o equilíbrio entre as amostras e eletrodos. Ambas medições foram efetuadas utilizando o Multiparametro Hanna HI 8424. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, mantidas em câmara fria a 4°C para posterior análises físicas, químicas e de metais.

### **3.3. Análises Laboratoriais**

As amostras foram secas, destorroadas, moídas e peneiradas (malha de 2 mm) constituindo a Terra Fina Seca ao Ar (TFSA), para determinação granulométrica, conforme Embrapa (2011). Após secas, as amostras foram submetidas a sucessivas lavagens com água deionizada para eliminação de sais e em seguida lavadas com peróxido de hidrogênio (30%) para eliminação da matéria orgânica.

Para determinação da textura do solo foi utilizado o método da pipeta, como se segue: 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 e o procedimento da pipeta recomendado pela Embrapa (2011), foi seguido.

Com o objetivo de avaliar as amostras com suas características in loco, parte do solo foi avaliado na sua condição real de umidade de campo (Pb total, extração sequencial e carbono). A umidade do solo foi determinada conforme Embrapa, (2011) e o carbono orgânico (C. org.) via mufla (Embrapa, 2013).

#### **3.3.1 Concentração de chumbo (Pb)**

A concentração de chumbo (Pb) foi determinada pelo método 3050B (USEPA, 1996) nos solos em condição de campo (úmidos). A extração consiste, resumidamente, numa digestão de 0,5g de solo em 10 mL de HNO<sub>3</sub>:H<sub>2</sub>O 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 e avolumadas para 50 mL. O teor de Pb nas amostras foram determinadas por ICP-OS (Varian).

### 3.3.2 Extração sequencial

Para determinar a mobilidade de Pb, 1 g de amostra úmida foi colocada em tubo de centrifuga tipo falcon de 50 mL e a metodologia da extração sequencial segundo Tessier *et al.*, (1979) foi seguida, com modificações na Fração 5 (matéria orgânica) e Fração 6 (residual) descritas a seguir:

F1 (Fração solúvel) – foram adicionados 20 mL de água as amostras, as quais foram agitadas por 1 h em agitador horizontal a 160 RPM, centrifugadas por 30 min a 3000 RPM, filtradas e armazenadas.

F2 (Fração trocável) – as amostras foram extraídas com 10 mL de MgCl<sub>2</sub> a 1 M (pH 7,0) e, continuamente, agitadas por 1h a 20°C, centrifugadas por 30 min a 3000 RPM, filtradas e armazenadas.

F3 (Fração carbonatos) – o resíduo deixado após a F2 foi extraído com 20 mL de NaOAc 1M (pH 5,0) e agitado por um período de 2 h 20°C, centrifugadas por 30 min a 3000 RPM, filtradas e armazenadas.

F4 (fração ligada aos óxidos de Fe e Mn) – o resíduo deixado após F3 adicionou-se 20 ml de 0,04M NH<sub>2</sub>OH.HCL em 25% de HOAc. As amostras foram levadas em banho maria 96° C (±3°) durante 6 horas e agitada ocasionalmente durante 6 horas.

F5 (fração ligada a matéria orgânica) – Ao resíduo deixado após F4 foram adicionados 3 mL de 0,02 M HN<sub>3</sub>, deixando as amostras descansar por uma noite. As amostras foram levadas ao banho Maria a 85°C por 1h, adicionando-se mais 2 mL de 0,02 M HN<sub>3</sub>, e aquecimento de mais 1h. Foram adicionados 6 mL H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30% (pH 2 com HNO<sub>3</sub> 0,02 M), fracionados em intervalos de 3 dias (em temperatura ambiente). As amostras foram levadas a banho maria a 85°C por 5h e após arrefecimento e adicionado 5 mL de NH<sub>4</sub>OAc 3,2 M em 20% (v/v) HN<sub>3</sub> e 4mL com água deionizada, centrifugadas por 30 min a 3000 RPM, filtradas e armazenadas.

F6 (fração residual) – ao resíduo deixado após F5 foi realizada uma digestão acida pelo uso do Método USEPA 3050B e diluído na porção 50:1 (digestão com ácido nítrico e peróxido). Após cada fração as amostras eram lavadas com 20 mL de água ultrapura tipo Miliq e centrifugadas por 15 min, a fim de lavar totalmente o último reagente.

O teor de Pb nas frações foram determinadas por ICP-OS (Varian). Para este trabalho foi discutido o teor total de Pb e as frações solúvel (F1) e residual (F6), tendo em vista que não foi possível a obtenção dos dados da F2 a F5 até o momento da defesa.

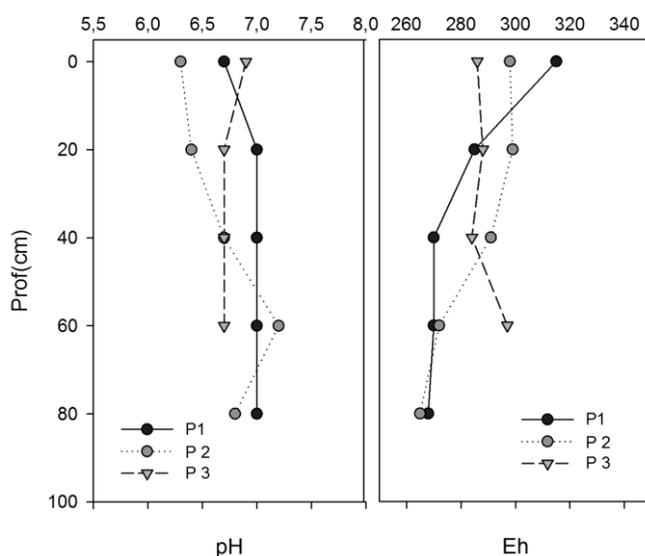
### 3.4 Análise estatística

Como em trabalhos com perfis de solos não existem repetições, foram analisadas amostras em triplicatas e os dados medidos foram avaliados pela análise de variância ANOVA e análise de correlação de Pearson (considerando  $r^2 > 60$ ), utilizando o pacote estatístico XLSTAT.

## 4- RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1 Atributos físico-químicos

Os valores de pH variaram entre moderadamente ácido (6,3 em Agn de P1) a neutro (7,2 em 4Agnj de P2), Figura 2. No P1, os valores de pH foram os mesmos em 80% do perfil, diferindo apenas na camada superficial (Agn), pH 6,7. Em P2 houve maior variação ao longo do perfil com o solo tendendo a neutralidade com a profundidade (6,3 em Agn a 7,2 em 4Agnj). Na camada 4Crgnf o valor do pH foi 6,8. A diferença de pH em profundidade pode ser atribuída a presença de raízes, tendo em vista que na região rizosférica há liberação de ácidos orgânicos que contribuem na acidificação do pH. O P3 apresentou comportamento oposto ao P1, onde 75% do perfil obteve o mesmo valor de pH (6,7), com exceção do horizonte Agn (6,9). Valores semelhantes aos deste estudo foram obtidos por Santos et al. (2015) em estudo nos sedimentos de manguezais do estuário São Francisco em Sergipe.



**Figura 2.** Distribuição dos valores de pH e Eh nos perfis de Solo de Manguezais da Bacia do Subaé.

As diferenças de pH dentro dos perfis podem estar relacionadas com as influências fluvial ou marítima (Tabela 1) sobre os solos. Oliveira & Vidal-Torrado avaliando (2007)

obtiveram valores semelhantes ao deste estudo, em solos de manguezais (6,3 - 7,6) da Baixada Santista e Ilha do Cardoso, Estado de São Paulo. Estes mesmos autores concluíram que é comum nestes ambientes a presença de camadas superficiais com pH inferior, assim como em P1 e P3, explicado pelos processos de oxidação dos sulfetos de ferro (FeS), favorecida pela presença de raízes que se acumulam nos horizontes superiores (SILVA, 2005; FERREIRA, 2006).

O Eh é o parâmetro físico-químico mais importante na caracterização do grau de oxidação e redução de solos submersos (OLIVEIRA et al., 1993). Os valores de Eh nos perfis estudados variaram entre 265 mV (4Crgnf de P2) a 315 mV (Agn de P1), o que caracteriza em ambiente subóxido ( $100 < Eh > 350\text{mV}$ ), Figura 2. Os valores do Eh podem variar entre + 500 e + 700 mV em sedimentos ao ar livre (oxidados) e entre - 300 e + 300 mV nos submersos em água (reduzidos) (CARVALHO, 2014).

Potencial redox óxicos ou subóxicos podem ser normais em superfície devido ao efeito da bioperturbação de macro invertebrados (caranguejos) e a atividades das plantas (FERREIRA, 2006). Oliveira & Vidal-Torrado (2007) encontraram valores semelhantes, para os centímetros iniciais (ambientes subóxidos). Segundo Essington (2004) nestas condições, em superfície devem predominar os processos redutores dos óxidos e hidróxidos de manganês (Mn) e ferro (Fe) e em profundidade a sulfato-redução deve ser o principal processo de oxidação da matéria orgânica.

Há uma tendência em ambientes com solos ácidos, de elevação dos valores de pH devido a processos de redução, ou em solos alcalinos, um decréscimo do pH devido acumulação mais intensa de CO<sub>2</sub> (CAMARGO et al., 1993), o que pode ser comprovado pela correlação altamente negativa e significativa entre os parâmetros pH e potencial redox, nos perfis P1 ( $r = -0,939$ ,  $p < 0,05$ ) e P2 ( $r = -0,806$ ,  $p < 0,05$ ), não havendo correlação significativa em P3, Tabelas 3, 4 e 5, respectivamente.

**Tabela 3.** Matriz de correlação de atributos químicos e físicos dos solos de P1.

Variáveis	pH	Eh	C	Fr. Fina	Areia	Pb	F1	F6
pH	<b>1</b>							
Eh	<b>-0,939</b>	<b>1</b>						
C	0,489	-0,431	<b>1</b>					
Argila	-0,568	<b>0,788</b>	-0,504	<b>1</b>				
Areia	0,568	<b>-0,788</b>	0,505	<b>-1,000</b>	<b>1</b>			
Pb	0,284	-0,550	-0,325	<b>-0,645</b>	<b>0,644</b>	<b>1</b>		
F1	<b>-0,612</b>	0,500	-0,081	0,190	-0,189	-0,246	<b>1</b>	

F6	-0,228	-0,080	-0,015	<b>-0,624</b>	<b>0,623</b>	<b>,628</b>	0,073	<b>1</b>
----	--------	--------	--------	---------------	--------------	-------------	-------	----------

**Tabela 4.** Matriz de correlação de atributos químicos e físicos dos solos de P2.

Variáveis	pH	Eh	C	Fr. Fina	Areia	Pb	F6
pH	<b>1</b>						
Eh	<b>-0,806</b>	<b>1</b>					
C	-0,356	0,228	<b>1</b>				
Argila	<b>-0,776</b>	<b>0,989</b>	0,086	<b>1</b>			
Areia	<b>0,776</b>	<b>-0,990</b>	-0,087	<b>-1,000</b>	<b>1</b>		
Pb	0,197	0,231	0,172	0,192	-0,192	<b>1</b>	
F6	<b>0,855</b>	-0,589	-0,474	-0,547	0,547	0,524	<b>1</b>

**Tabela 5.** Matriz de correlação de atributos químicos e físicos dos solos de P3.

Variáveis	pH	Eh	C	Fr. Fina	Areia	Pb	F1	F6
pH	<b>1</b>							
Eh	-0,320	<b>1</b>						
C	-0,515	-0,625	<b>1</b>					
Argila	<b>0,706</b>	<b>-0,864</b>	0,154	<b>1</b>				
Areia	<b>-0,707</b>	<b>0,863</b>	-0,153	<b>-1,000</b>	<b>1</b>			
Pb	0,376	-0,030	-0,458	0,402	-0,403	<b>1</b>		
F1	-0,333	-0,087	0,157	0,103	-0,103	<b>0,704</b>	<b>1</b>	
F6	-0,515	<b>-0,625</b>	<b>1,000</b>	0,154	-0,153	-0,458	0,157	<b>1</b>

#### 4.2 Textura dos Solos

Os valores médios de areia, silte e argila dos três perfis estudados encontram-se na Tabela 6. Os solos apresentaram variação textural entre franco argiloso (P1) a muito argiloso (P3). As maiores variações no tamanho das partículas foram observadas no P2 com 38,25% (4Crgnf) a 89,78 % (Agn) de argila; 7,99% (Agn) a 62,21% (4Agnj) de silte e 2,23% (Agn) e 11,50% (4Crgnf) de areia, resultando nas texturas Muito Argilosa e Argilo Siltosa.

**Tabela 6.** Frações texturais dos perfis de Gleissolos Tiomórficos órtico sódico potencialmente tóxico muito mal drenado com influências fluviais e marítima em Manguezais da Bacia do Subaé.

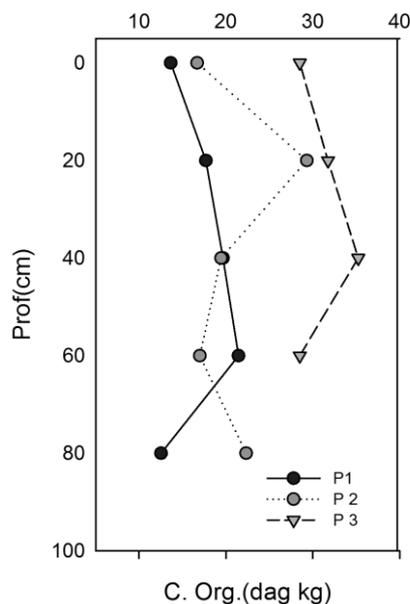
Horizonte/camada	Prof.	Areia	Silte	Argila	Classe Textural
		-----%-----			
<b>Perfil 1</b>					
Agn	0-20	19,66	34,80	45,54	Franco Argilosa
2Agn	20-32	19,46	39,87	40,67	Franco Argilosa
3Agn	32-61	24,38	35,57	40,06	Franco Argilosa
4Agn	61-83	25,96	33,48	40,57	Franco Argilosa
5Agn	83-102	23,67	35,37	40,96	Franco Argilosa
<b>Perfil 2</b>					
Agn	0-7	2,23	7,99	89,78	Muito Argilosa
2Agnj	7-18	3,40	13,33	83,26	Muito Argilosa
3Agnj	18-41	4,18	11,64	84,18	Muito Argilosa
4Agnj	41-60	9,21	62,21	28,58	Argiloso Siltosa
4Crgnf	60-70	11,50	50,25	38,25	Argiloso Siltosa
<b>Perfil 3</b>					
Agn	0-15	17,43	14,58	67,99	Argilosa
2Agn	15-33	21,50	16,54	61,96	Argilosa
3Agn	33-48	21,57	13,84	64,60	Argilosa
4Agn	48-60	28,28	15,16	56,56	Argilosa

Esta descontinuidade dentro do perfil pode estar associada com sua posição na paisagem e forte influência da fauna que através de suas atividades podem favorecer uma redistribuição destas frações ao longo do perfil. Segundo Ferreira (2006), algumas espécies de caranguejos podem fazer escavações de até 1,80 m. Além da alternância de camadas com sedimentos diferenciados, devido aos processos de formação desses solos. A modificação mais abrupta em P2 (de muito argilosa para argilo siltosa) pode estar relacionada com a proximidade com a rocha.

Em manguezais do Estuário de Zuari na Índia, Noronha-D’Mello & Nayak (2015), encontraram predominância de frações mais finas (silte e argila), similares aos resultados deste estudo, indicando deposição de sedimentos mais finos em condições hidrodinâmicas mais tranquilas. Souza-Júnior et al., (2007) afirmam que os manguezais recebem sedimentos de partículas finas, devido oscilação das marés. De maneira geral, houve grande variação entre proporções texturais nos perfis (Tabela 6), demonstrando a vasta diversidade que ocorre nos solos de manguezais, observado também por Barrêdo et al., (2008), estudando este ecossistema na Costa da Amazônia.

### 4.3 Teor de Carbono Orgânico

O teor de C. org. nos três perfis, variaram como se segue: P1 entre 12,53 (5 Agn) a 21,45 % (4Agn); P2 entre 16,70 % (Agn) a 29,32 (2Agnj); e em P3 entre 28,47(4Agn) a 35,24 (3Agn), Figura 3.



**Figura 3.** Teor de Carbono Orgânico nos perfis de solos de Manguezais da Bacia do Subaé.

Comparando os três perfis, P2 e P3 apresentaram maiores valores médios de C. org. em relação a P1 (Figura 3), resultados que podem estar associados a maiores percentuais de frações finas (Tabela 3). O acúmulo de matéria orgânica em solos de manguezais é controlado pelas fontes, taxa de deposição, potenciais de preservação e decomposição dos materiais orgânicos (YANG et al., 2011).

Os menores teores de C. Org foram observados na superfície assim como Santos et al. (2015), que encontraram valores semelhantes (11,76 – 35,35 %). Borges et al. (2007) afirmam que esta diferença pode ser explicada por compreender que a profundidade não sofre com o ciclo de marés e a consequente lixiviação, ao contrário das camadas superficiais, e ainda, por conter raízes, folhas e troncos decompostos e sedimentados. As variações nos teores de C. org. dentro do perfil também pode estar associada à alternância de camadas depositadas explicada pela descontinuidade litológica.

Segundo Bernini & Resende (2004), os manguezais estão entre os ecossistemas mais produtivos quando comparados a outros terrestres ou aquáticos, especialmente em áreas com florestas mais densas, assemelhando-se as áreas estudadas. A variação no aumento do teor de carbono em sedimentos/solos pode ser ocasionada por diferenças

estruturais da vegetação local, que implica em uma maior adição de biomassa ao solo ou por uma maior quantidade de raízes na área de estudo (FERREIRA et al. 2007).

#### 4.4 Concentração de Pb nos solos

As concentrações de Pb nos três perfis amostrados na Bacia do Subaé são apresentadas na Tabela 7.

**Tabela 7.** Concentração de Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nos perfis de três Gleissolos Tiomórficos órtico sódico potencialmente tóxico muito mal drenado com influencias fluviais e marítima na Bacia do Subaé.

Concentração Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ )				
Horizontes/camadas	Prof (cm)	Total	Solúvel	Residual
<b>Perfil 1</b>				
Agn	0-20	29,61±4,73	0,01±0,00	2,09±1,03
2Agn	20-32	24,81±0,57	0,00±0,00	1,02±0,32
3Agn	32-61	32,97±4,41	0,01±0,00	1,74±0,98
4Agn	61-83	34,73±0,38	0,00±0,00	2,43±0,48
5Agn	83-102	43,81±6,07	0,00±0,00	2,08±1,30
<b>Perfil 2</b>				
Agn	0-7	11,73±2,81	0,00±0,00	1,34±0,54
2Agnj	7-18	15,45±6,43	0,00±0,00	0,15±0,00
3Agnj	18-41	10,41±2,53	0,00±0,00	0,75±0,37
4Agnj	41-60	16,26±0,68	0,00±0,00	12,10±5,99
4Crngf	60-70	8,64±2,32	0,00±0,00	2,44±1,42
<b>Perfil 3</b>				
Agn	0-15	12,18±6,07	0,00±0,00	1,87 ±1,55
2Agn	15-33	12,30±3,98	0,01±0,00	0,60 ±0,00
3Agn	33-48	8,24±6,30	0,00±0,00	1,18±0,35
4Agn	48-60	9,87±3,86	0,00±0,00	2,43±3,46
		<b>Valores de Referência (<math>\text{mg kg}^{-1}</math>)</b>		<b>Referência</b>
Background		4 a 17		
TEL	Água Salgada	30,2		
PEL		112,0		CCME (1995)
TEL	Água Doce	35,0		
PEL		91,3		
Background		72		
Intervenção Agrícola		180		CONAMA (2013)
Intervenção Residencial		300		
Intervenção Industrial		900		

No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA, não apresenta valores de referência para solos de ambientes costeiros, desta forma, foram utilizados neste estudo os valores do Canadian Council of Ministers of the Environmental (CCME)

para avaliar impactos causados em ambientes sob influência de água doce e salgada: o TEL (“Threshold Effect Level”) é utilizado para indicar o nível abaixo do qual não ocorre efeito adverso à comunidade biológica; e o PEL (“Probable Effect Level”), que é o nível acima do qual é provável a ocorrência de efeito adverso à comunidade biológica, Tabela 7. Entretanto, os resultados também foram comparados com os valores orientadores para solo do CONAMA (2013).

Os perfis apresentaram concentrações de Pb na ordem  $P1 > P2 > P3$ . As concentrações de Pb nos perfis estudados variaram entre  $8,24 \text{ mg kg}^{-1}$  (3Agn de P3) a  $43,81 \text{ mg kg}^{-1}$  (5Agn de P2), Tabela 7. No P1, mais próximo da fábrica foram cerca de 3 vezes superiores aqueles de P2 e P3. A distribuição de Pb nos perfis também foi distinta, enquanto no perfil houve um aumento das concentrações de Pb com a profundidade, nos perfis 2 e 3 há uma tendência oposta, ou seja redução dos teores do metal com a profundidade.

Considerando os valores de referência para solos de ambientes sob influência de água doce, P1 e P2 não apresentaram valores indicativos de possíveis efeitos a comunidade biológica com exceção de 5Agn de P1 ( $43,81 \text{ mg kg}^{-1}$ ) que foi cerca de 1,5 vezes maior que a Legislação Canadense (Tabela 7). As concentrações de Pb deste estudo são similares aos encontrados por Chakraborty et al. (2015) em manguezais do Estuário Mandovi, Costa Oeste da Índia. As concentrações de Pb foram todas inferiores às estabelecidas pelo CONAMA (2013), Tabela 7.

No P1 observa-se valores superiores aos de background estabelecidos pela CCME (1995), variando em relação ao valor máximo ( $17 \text{ mg kg}^{-1}$ ) entre 1,5 (2Agn) a 2,6 (5Agn) vezes. Valores similares a estes foram identificados em manguezais de Alcobaça (Bahia), com  $29,16 \text{ mg kg}^{-1}$  (ARAUJO, 2000), bem como aos encontrados por Fanet al., (2014) em uma das estações de amostragem na Baía de Jinzhou, Norte da China, nas proximidades de uma área de fundição de Zinco ( $38,2 \text{ mg kg}^{-1}$  Pb), evidenciando existência de contaminação nesses ambientes.

O P1 consideravelmente mais preservado que os demais, tendo em vista que sofreu menos processos erosivos influenciados pela maré, foi percebido aumento em sub-superfície, indicando camadas preservadas que receberam mais Pb no passado. Já em P2 e P3 o processo erosivo foi mais intenso, evidenciando camadas mais recentes. Em relação ao P3, além de decréscimo em profundidade nos teores de Pb ( $8,24$  a  $12,30 \text{ mg kg}^{-1}$ ) sob influência de água salgada, seus valores foram muito abaixo do requerido pelo TEL, não implicando riscos a comunidade biológica.

Como a concentração total de chumbo em sedimentos/solos não é suficiente para prever a capacidade de mobilização e disponibilização de metais (PASSOS, 2011), determinou-se os teores de Pb da fração solúvel e da fração residual de Pb nos perfis, Tabela 7.

Os teores de Pb solúvel nas camadas e horizontes avaliados ficaram abaixo do nível de detecção, exceto para camadas Agn e 3Agn no perfil 1 ( $0,01 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e 2Agn no perfil 3 ( $0,01 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Como o teor de um elemento na solução está em equilíbrio com a fração trocável, espera-se que os teores de Pb na fração trocável (F2) também sejam baixos. Segundo Buschle et al., (2010), o acúmulo de Pb em sedimentos/solos ocorre em função da baixa solubilidade e tendência a precipitação, principalmente se houver elevação de matéria orgânica e partículas mais finas, tornando-o menos biodisponível na água.

Quando presentes nas frações disponíveis (F1, F2 e F3), o metal representa riscos ambientais significativos para os ecossistemas aquáticos (KUMAR et al. 2012), podendo facilmente lixiviar em águas ligeiramente neutras a ácidas. Assim, eles são propensos a assimilação por organismos e poderia, portanto, ser utilizado para avaliar o potencial riscos ecológicos (ÁLVAREZ-VALERO et al. 2009). Segundo Carvalho, (2014), quando recém aportados nos corpos aquáticos, os metais se encontram nas frações F1 a F3, sendo este indicativo de contaminação antropogênica.

Observa-se ainda que para o perfil 1, representado na Figura 4, os teores de Pb solúvel foi de 0,03%, nas camadas Agn e 3Agn, do Pb total; zero na fração solúvel (F2) do perfil 2 (Figura 5). Todas as camadas 2 Agn do P3 (Figura 6) apresentou 0,08% Pb solúvel enquanto as demais camadas a percentagem de Pb foi em torno de zero.

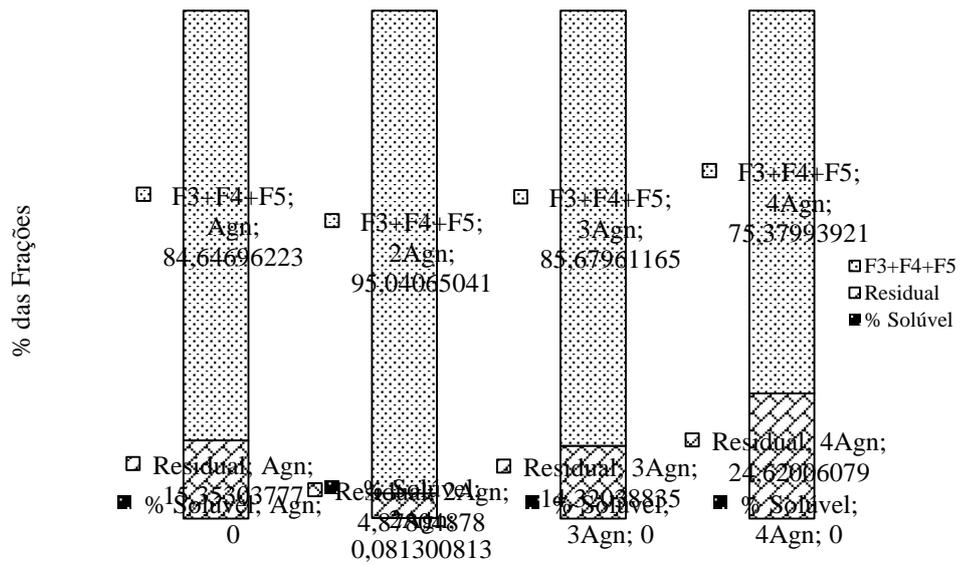


Figura 4. Distribuição de Pb nas frações para o perfil 1

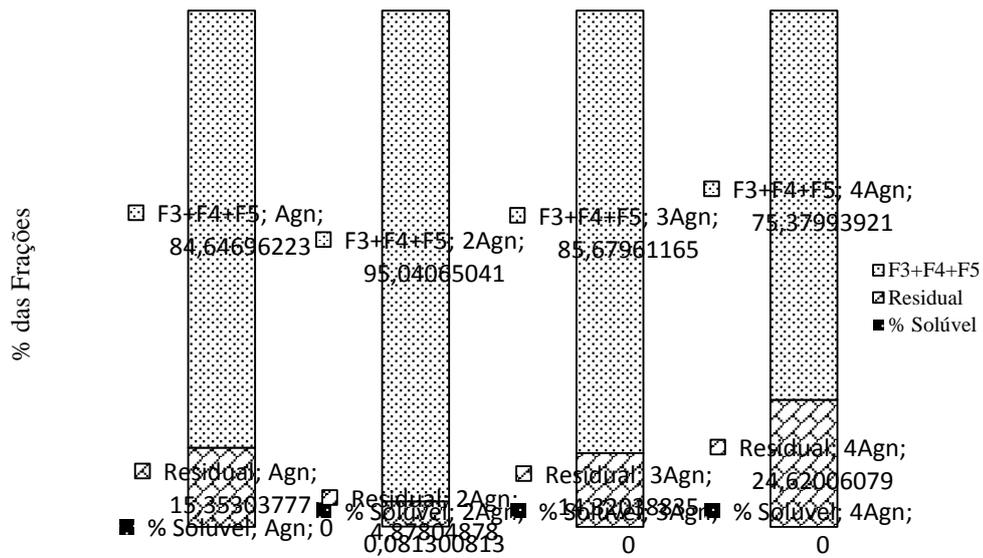


Figura 5. Distribuição de Pb nas frações para o perfil 2

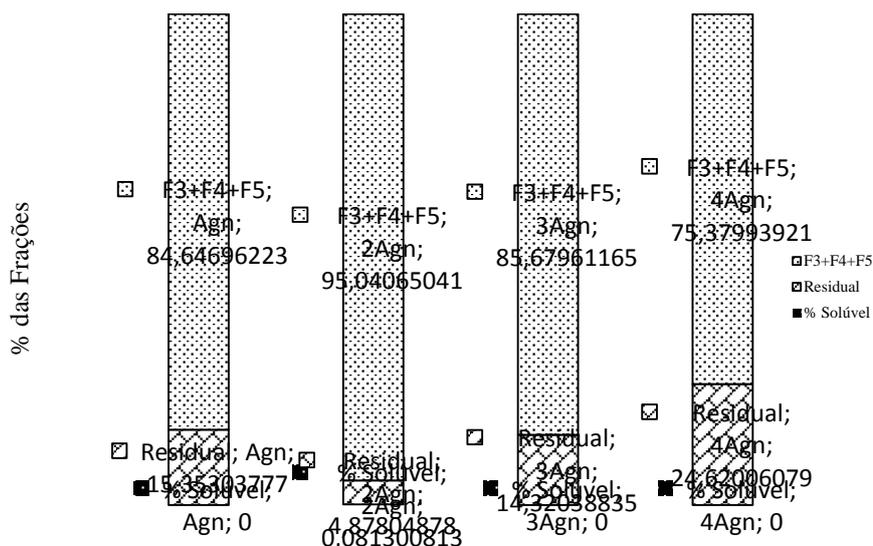


Figura 6. Distribuição de Pb nas frações para o perfil 3

Observa-se pelas figuras 4, 5 e 6 que a maior parte do Pb presente no sistema encontra-se em estágio de solubilidade intermediária (F2+F3+F4+F5). Dessa forma espera-se que os perfis com maiores teores de Pb na fração intermediária sejam mais susceptíveis a apresentar impactos a macro e microflora do que os solos que apresentam maior teor de Pb na forma inerte. Baseado nesse princípio, prediz-se que o nível de susceptibilidade a promover impacto ambientais segue a ordem  $P2 < P3 < P1$ . Além de ser o solo mais susceptível a causar impacto ambiental, o solo de P1 foi também o que apresentou o maior concentração de Pb total.

A percentagem de Pb inerte em relação ao Pb total ficou entre 4,4 (2Agn) e 7,1%, (Agn), para o perfil 1, Figura 4; de 1,0 no 2Agnj a 74,4% no 4Agnj, no perfil 2 e; de 4,9 de 2Agn a 24% no 4Agn, no perfil 3. Os maiores teores de Pb residual no P2 pode ser atribuído as frações finas do material (silte + argila), Tabela 3.

Em todos os perfis as maiores concentrações de Pb residual ou inerte foram detectadas em profundidade, evidenciando a baixa mobilidade do chumbo sob condições de oxidação em meio ácido e neutro a alcalino, sendo muito baixa em ambiente redutor (CARVALHO, 2014). No entanto, influências antropogênicas podem alterar a prevalente condição ambiental (por exemplo, pH, potencial redox, matéria orgânica) que por sua vez pode remobilizar o metal ligado a sedimentos íons e torná-los biodisponível para o ambiente (KUMAR & RAMANATHAN, 2015), considerando ainda o quão dinâmico são estes ambientes.

Apesar das maiores concentrações de Pb desse estudo ter se concentrado na fração residual, ou fração inerte, Tessier et al., (1979), afirma que o maior teor de chumbo presente no sistema ocorre nas frações não determinadas as quais apresentam solubilidade intermediária entre a solúvel e inerte.

Vale ressaltar que no presente estudo as amostras não foram secas ao ar para avaliação dos teores de Pb total e extração sequencial. Tal fato é relevante em solos hidromórficos/inundados, pois pode afetar as propriedades físico químicas desses solos (Ex. Eh e pH) (SOBRINHO et al., 2009). Durante a secagem a matéria orgânica pode ser oxidada parcialmente (BARTLETT & JAMES, 1980) além de facilitar a formação de óxidos de ferro e manganês amorfos (RAPIN et al., 1986).

## **5- CONCLUSÕES**

Os perfis estudados apresentaram a seguinte tendência de concentração de chumbo:  $P1 > P2 > P3$ .

As concentrações de Pb encontrados na fração solúvel demonstraram que este metal não está biodisponível em água.

O P2 apresentou valores superiores aos estabelecidos pela Legislação Canadense, implicando riscos a comunidade biológica.

As concentrações de Pb em todos os perfis foram menores que os valores estabelecidos pela Legislação Brasileira.

As maiores concentrações de Pb residual ou inerte foram detectadas em profundidade, afirmando a baixa mobilidade de Pb para as condições físico-químicas dos solos de manguezais.

## 6- REFERÊNCIAS

AHMED, M. J. K.; AHMARUZZAMAN, M. A review on potential usage of industrial waste materials for binding heavy metal ions from aqueous solutions. *Journal of Water Process Engineering* 10:39–47, 2016.

AKOTO, O.; BRUCE, T.; DARKO, G. Heavy metals pollution profiles in streams serving the Owabi reservoir. *Afr J Environ Sci Technol* 2(11):354–359, 2008.

ANDRADE, C. L. N.; CELINO, J. J.; GARCIA, K. S.; BARBOSA, R. M.; ESCOBAR, N. F.C. Biogeoquímica da matéria orgânica e metais em um manguezal na zona estuarina urbana, Bahia, Brasil. *Geonomos* 20(2):34-43, 2012.

ANDRADE, M. A. B. de; LAMBERTI, A. A vegetação. In: AZEVEDO, A. (coord.) *A Baixada Santista: aspectos geográficos*. São Paulo EDUSP. v.1, p.151-178, 1995.

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, v.10 n. 4 p.306-309, mar. 2001. Disponível em: [http://jangelo.unifacs.br/downloads/Projeto\\_Purifica.pdf](http://jangelo.unifacs.br/downloads/Projeto_Purifica.pdf). Acesso em: 03 jan. 2016.

ARAÚJO, B. R. N. Diagnóstico Geoambiental de Zonas de Manguezal do Estuário do rio Itanhém, Município de Alcobaça - Região Extremo Sul do Estado da Bahia [dissertação]. Salvador: Universidade Federal da Bahia, 2000.

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.

BARTLETT, R & JAMES, B. Studyind dried, stored soil samples: Some pitfalls. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:721-724, 1980.

BAYEN, S. Occurrence, bioavailability and toxic effects of trace metals andorganic contaminants in mangrove ecosystems: a review. *Environ. Int.* 48:84–101, 2012.

BERNINI, E.; REZENDE, C. E. Estrutura da vegetação em florestas de mangue do estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Botânica*, 18 (3): 491-502, 2004.

BOMFIM, M. R.; SANTOS, J. A. G.; COSTA, O. V.; OTERO, X. L.; VILAS BOAS, G. S.; CAPELÃO, V. S.; SANTOS, E. S.; NACIF, P. G. S. Genesis, Characterization,

and Classification of Mangrove Soils in the Subaé River Basin, Bahia, Brazil. *R. Bras. Ci. Solo*, 39:1247-1260, 2015.

BORGES, R.; BELDADE, R.; GONÇALVES, E. J. Vertical structure of very nearshore larval fish assemblages in a temperate rocky coast. *Marine Biology*, 151:1349-1363, 2007.

BOUILLON, S. Carbon cycle: Storage beneath mangroves. *Nat. Geosci.* 4, 282–283, 2011.

BRAGA, J. R. M.; LOPES, D. M. Citotoxicidade e genotoxicidade da água do rio Subaé (Humildes, Bahia, Brasil) usando *Allium cepa* L. como bioindicador. *Rev. Ambient. Água* 10(1):Jan-Mar, 2015.

BRASIL, 2003. Avaliação de risco à saúde humana por metais pesados em Santo Amaro da Purificação, Bahia. Ministério da Saúde. Disponível em <<http://u.saude.gov.br/images/pdf/2015/janeiro/06/Avalia----o-de-risco----saude-humana-por-metais-pesados-em-santo-amaro-da-purifica----o-BA.pdf>> Acesso em 25 de out de 2015.

BUSCHLE, B.N.; PALMEIRO, J.K.; SADE, Y.B.; MELO, V.F., ANDRADE, M.G.; BATISTA, A.H. Cinética de Liberação de chumbo de Solos de Área De Mineração e Metalurgia de Metais Pesados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 34:1865-1874, 2010.

CAMARGO, F.A.O., SANTOS, G.A., ROSSIELLO, R.O.P., et al. Produção de ácidos orgânicos voláteis pela planta de arroz sob condições anaeróbias. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 17(3):337-342, 1993.

CARVALHO, F. M.; SOUZA, S. P.; TAVARES, T. M.; LINHARES P. Absorção e intoxicação por chumbo e cádmio em pescadores da região do Rio Subaé. *Ciência e Cultura* 35(3):360–366, 1983.

CARVALHO, L. M. S. A biogeoquímica de metais e sedimentos de manguezal na ilha do Maranhão [dissertação]. Maranhão: Universidade Federal do Maranhão, 2014.

CCME. Protocol for the Derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life Canadian Council of Ministers of the Environment. EPC-98E, 1995.

CHAKRABORTY, P.; CHAKRABORTY, S.; RAMTEKE, D.; CHENNURI, K. Kinetic speciation and bioavailability of copper and nickel in mangrove sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 88(1):224–230, 2014.

CHAKRABORTY, P.; RAMTEKE, D.; CHAKRABORTY, S. Geochemical partitioning of Cu and Ni in mangrove sediments: Relationships with their bioavailability. *Marine Pollution Bulletin* 93:194–201, 2015.

CHITOLINA, J. C.; SILVA, F. C. da; BARBIERI, V.; PODSCLAN, S. B. Extração sequencial e especiação de metais pesados no decorrer do processo de compostagem de resíduos sólidos domiciliares. *Holos Environment*, v. 2, p. 99-106, 2012.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução CONAMA N° 460/2013, pág. 153. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=702>> Acesso em 06 jan de 2016.

DU, J.; YAN, C.; LI, Z. Formation of iron plaque on mangrove Kandalar. *Obovata* (S.L.) root surfaces and its role in cadmium uptake and translocation. *Mar. Pollut. Bull.* 74, 105–109, 2013.

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.

ESSINGTON, M. E.; *Soil and Water Chemistry: An Integrative Approach*, CRC Press: Boca Raton, 2004.

FAN, W.; XU, Z.; WANG, WX. Metal pollution in a contaminated bay: Relationship between metal geochemical fractionation in sediments and accumulation in a polychaete. *Environmental Pollution*, 191:50-57.

FERREIRA, T.O. Processos pedogenéticos e biogeoquímica de Fe e S em solos de manguezais [tese]. São Paulo: Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2006.

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

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.

FRANCO-DIAS, A.C.; SILVA, M.; COTTA, S.; COTTA, S.R.; DINI-ANDREOTE, F.; SOARES, F.L.; SALLES, J.F.; AZEVEDO, J.L.; ELSAS, J.D.; DINI, F. Abundance and genetic diversity of nifH gene sequences in anthropogenically affected Brazilian mangrove sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 78:7960–7967, 2012.

GLEYZES, C.; TELLIER, S.; ASTRUC, M. Fractionation studies of trace elements in contaminated soils and sediments: a review of sequential extraction procedures. *Trends Anal Chem* 21(6):451–467, 2002.

HADLICH, F.; NOACK, S.; WIECHERT, W. Translating biochemical network models between different kinetic formats. *Metabolic Engineering*, 11(2):87-100, 2009.

HADLICH, G. M.; UCHA, J. M.; CELINO, J. J. Apicuns na Baía de Todos os Santos: distribuição espacial, descrição e caracterização física e química. In: Queiroz, A. F. de S.; Celino, J. J. (Org.). Avaliação de ambientes na Baía de Todos os Santos: aspectos geoquímicos, geofísicos e biológicos. Salvador: UFBA, 2008. cap. 2, p. 59-72.

HARIKUMAR, P.; NASIR, U. Ecotoxicological impact assessment of heavy metals in core sediments of a tropical estuary. *Ecotoxicol Environ Saf* 73(7):1742–1747, 2010.

HATJE, V.; ANDRADE, J. B. Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos. Salvador: EDUFBA, 2009. 306 p.

IMESC. INSTITUTO MARANHENSE DE ESTUDOS SOCIOECONÔMICOS E CARTOGRÁFICOS: Situação Ambiental da Ilha do Maranhão. São Luís, p. 57, 2011.

IUPAC. International Union of Pure and Applied Chemistry. Chemistry And Human Health Division Clinical Chemistry. Heavy metals— a meaningless term? *Pure and Applied Chemistry*. v. 74, n. 5, p. 793–807, 2002. IUPAC Technical Report. Disponível em: <iupac.org/publications/pac/pdf/2002/pdf/7405x0793.pdf>. Acesso em: 20 nov 2015.

JACOMINE, P. K. T. A NOVA CLASSIFICAÇÃO BRASILEIRA DE SOLOS. Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agrônômica, Recife-Pernambuco 2008-2009, vols. 5 e 6, p.161-179. 2008-2009

JERÔNIMO & BALBINO. Caracterização físico-química de efluentes da carcinicultura e seus impactos ao meio ambiente. *Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental* (e-ISSN: 2236-1170) 8:1639-1650, 2012. Disponível em: <http://cascavel.ufsm.br/revistas/ojs-2.2.2/index.php/reget> 1639

KERSTEN, M.; FÖRSTNER, U. Chemical fractionation of heavy metals in anoxic estuarine and coastal sediments. *Water SciTechnol* 18(4-5): 121–130, 1986.

KUMAR, A.; PRASAD, M. N. V.; SYTAR, O. Lead toxicity defence strategy and associated indicative biomarkes in *Taliumtriangulare* grown hydroponica. *Chemosphere*, 89:1056-1065, 2012.

KUMAR, A.; RAMANATHAN, A. L. Speciation of selected trace metals (Fe, Mn, Cu and Zn) with depth in the sediments of Sundarban mangroves: India and Bangladesh. *J Soils Sediments* 15:2476–2486, 2015.

LACERDA, L.D.; MARINS, R.V. River damming and changes in mangrove distribution. *ISME/Glomis Electronic Journal* 2(1):1-4. 2002.

LIMA, T. M. J.; TOGNELLA, M. M. P. Estrutura e função dos manguezais: revisão conceitual. *Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer, Goiânia* 8(15), 2012.

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.

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.

MILAZZO, A. D. D. Biodisponibilidade e bioconcentração de metais em ecossistema manguezal do estuário do Rio São Paulo, Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil [dissertação]. Salvador: Universidade Federal da Bahia, 2011.

NETO, A. A. B. Distribuição geoquímica de metais pesados em sistema de manguezais de ICAPUÍ – CE. In: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PETRÓLEO E GÁS, 2007, Campinas, SP. Artigos e Resumos, Campinas, SP: UFC, 2007.

NORONHA-D'MELLO, C. N.; NAYAK, G. N. Geochemical characterization of mangrove sediments of the Zuari estuarine system, West coast of India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167 (B):313-325, 2015.

OLIVEIRA, C.; VELLOSO, A.C.X.; LEAL, J.R. Processos redox em glei húmico do Estado do Rio de Janeiro: I. Variações eletroquímicas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 17, n. 1, p. 17-22, 1993.

OLIVEIRA, D. V.; SOUZA, S. P. Avaliação dos impactos gerados pela carcinicultura. *Revista Ambiental* 1(2):66-75, 2015.

OLIVEIRA, M. L.; VIDAL-TORRADO, P. Mercúrio total em solos de manguezais da Baixada Santista e Ilha do Cardoso, estado de São Paulo. *Quim. Nova*, Vol. 30, No. 3, 519-524, 2007.

OLIVEIRA, R. C. B.; MARINS, R. V. Dinâmica de Metais-Traço em Solo e Ambiente Sedimentar Estuarino como um Fator Determinante no Aporte desses Contaminantes para o Ambiente Aquático: Revisão. *Rev. Virtual de Química* 3(2):88-102, 2011.

ONOFRE, C. R. E.; CELINO, J. J.; NANO, R. M. W.; QUEIROZ, A. F. 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.; FERREIRA, T. O.; HUERTA-DÍAZ, M. A.; PARTITI, C. S. M.; SOUZA JR, 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.

PASSOS, E. A. Metal Fractionation in sediments of the Sergipe River, Northeast, Brazil. *J. Braz. Chem Soc*, v. 22, n. 5, p. 828-835, 2011.

PONTES, E. de M. Monitoração de chumbo em amostras ambientais e estudos de retenção de cádmio, chumbo, cobre e zinco nos solos luvisolo crômico e neossolo regolítico [dissertação]. Salvador: Universidade do Estado da Bahia, Salvador, 2009.

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.

RAPIN, F.; TESSIER, A.; CAMPBELL, P. & CARIGNAN, R. Potential artifacts in the determination of metal partitioning in sediments by a sequential extraction procedure. *Environ. Sci. Technol.*, 20:836-840, 1986.

REEF, R.; FELLER, I. C.; LOVELOCK, C. E. Nutrition of mangroves. *Tree Physiology* 30:1148-1160, 2010.

ROSSI, M.; MATTOS, I. F. SOLOS DE MANGUE DO ESTADO DE SÃO PAULO: CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E FÍSICA. *Revista do Departamento de Geografia*, 15 (2002) 101–113. 101.

SANDILYAN, S.; KATHIRESAN, K. Decline of mangroves – A threat of heavy metal poisoning in Asia. *Ocean & Coastal Management*, 102:161-168, 2014.

SANTOS, J. M.; DOS SANTOS, L. O.; COSTA, J. A. S.; MENEZES, L. C. S.; HOLANDA, F. S. R.; BELLIN, I. C. Caracterização Geoquímica Orgânica e Inorgânica de Sedimentos de Manguezais do Estuário São Francisco, Sergipe. *Rev. Virtual Quim.*, 7(6):2139-2153, 2015.

SANTOS, L. C. M.; MATOS, H. R.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CUNHALIGNON, M.; BITTENCOURT, M. D.; KOEDAM, N.; DAHDOUH-GUEBAS, F. Antropogenic activities on mangrove áreas (São Francisco River estuary, Brazil Northeast): a GIS-based analysis of CBERS and SPOT images to AID in local management. *Ocean & Coastal management*, 89:39-50, 2014.

SANTOS, L. F. P. Avaliação dos teores de cádmio e chumbo em pescado proveniente de São Francisco do Conde, Bahia [dissertação]. Salvador: Universidade Federal da Bahia, 2011.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y., CINTRÓN-MOLERO, G., ADAIME, R.R. Variability of mangrove ecosystems along the brazilian coast. *Estuaries* 13(2):204-218, 1990.

SILVA, B. C. E. Chumbo In: balanço Mineral Brasileiro, 2001. Disponível em <http://www.dnpm.gov.br/assets/galeriadocumento/balancomineral2001/chumbo.pdf> Acesso em 22 dez 2015.

SILVA, B.C.E. Chumbo In: Balanço Mineral Brasileiro 2001. Disponível em: <<http://www.dnpm.gov.br/assets/galeriadocumento/balancomineral2001/chumbo.pdf>> acesso em: em 01 de jan de 2016.

SILVA, M. V. O princípio da solidariedade intergeracional: um olhar do direito Para o Futuro. *Veredas do Direito*, 8(16):115-146, 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.

SOUZA, J. P. Caracterização de solos em uma topossequência, em área contaminada por rejeitos de mineração de chumbo. [Dissertação] Cruz das Almas: Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2014

SOUZA-JUNIOR V. S.; VIDAL-TORRADO, P.; TESSLER, M. G.; PESSENDA, C. R.; FERREIRA, T. O.; OTERO, X. L.; MACIAS, 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.

TAM, N.F.Y.; WONG, Y.S. Normalization and heavy contamination in mangrove sediments. *Science of the Total Environment*, Amsterdam, v. 216, p. 33-39, 1998.

TAVARES, T. M. Avaliação de efeitos das emissões de cádmio e chumbo em Santo Amaro – Bahia [tese]. São Paulo: Universidade de São Paulo, São Paulo, 1990.

TESSIER, A.; CAMPBELL, P.G.C.; BISSON, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, v. 51, p. 844-851, 1979.

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 22 dez. 2015.

VEERASINGAM, S.; VENKATACHALAPATHY, R.; RAMKUMAR, T. Heavy metals and ecological risk assessment in marine sediments of Chennai, India. *Carpathian J. Earth Environ. Sci.* 7, 111–124, 2012.

YANG, S.; TANG, M.; YIM, W.W.-S.; ZONG, Y.; HUANG, G.; SWITZER, A. D.; SAITO, Y. Burial of organic carbon in Holocene sediments of the Zhujiang (Pearl River) and Changjiang (Yangtze River) estuaries. *Marine Chemistry*, 123:1–10, 2011.