



Ministério da Saúde

**FIOCRUZ**  
**Fundação Oswaldo Cruz**



Taffarel Morais Rocha

**Determinação das concentrações dos metais cádmio, chumbo e mercúrio na área do li-  
xão desativado de Buriticupu, MA.**

Rio de Janeiro

2016

Taffarel Morais Rocha

**Determinação das concentrações dos metais cádmio, chumbo e mercúrio na área do lixão desativado de Buriticupu, MA.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, da Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, na Fundação Oswaldo Cruz, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria de Fátima Ramos Moreira

Rio de Janeiro

2016

Catálogo na fonte  
Fundação Oswaldo Cruz  
Instituto de Comunicação e Informação Científica e Tecnológica  
Biblioteca de Saúde Pública

R672d Rocha, Taffarel Morais  
Determinação das concentrações dos metais cádmio,  
chumbo e mercúrio na área do lixão desativado de Buriticupu,  
MA. / Taffarel Morais Rocha. -- 2016.  
72 f. : il. color. ; tab. ; graf. ; mapas

Orientadora: Maria de Fátima Ramos Moreira.  
Dissertação (Mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz, Escola  
Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2016.

1. Metais Pesados. 2. Toxicologia. 3. Oligoelementos.  
4. Solo. 5. Resíduos Sólidos. 6. Cádmio - toxicidade. 7. Chumbo  
- toxicidade. 8. Mercúrio - toxicidade. 9. Lixo. 10. Saúde  
Pública. I. Título.

CDD – 22.ed. – 615.925098121

Taffarel Morais Rocha

**Determinação das concentrações dos metais cádmio, chumbo e mercúrio na área do li-  
xão desativado de Buriticupu, MA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, da Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, na Fundação Oswaldo Cruz, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências

Aprovada em: 07 de abril de 2016

Banca Examinadora

---

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Maria de Fátima Ramos Moreira (Orientadora), ENSP/FIOCRUZ

---

Prof<sup>º</sup>. Dr. Aldo Pacheco Ferreira, ENSP/FIOCRUZ

---

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Simone Lorena Quiterio de Souza, IFRJ

Rio de Janeiro

2016

Aos meus pais Vera e Rafael, minha base, minha fortaleza,  
À Hanna Mariano, minha companheira de todas as horas,  
À minha família, pois eles sempre me incentivaram e me ajudaram.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por infinita bondade, por nos proporcionar saúde e inteligência para o desenvolvimento de nossas atividades, todos os dias.

Aos meus pais Vera Lúcia e Rafael, que são a base em minha vida, que me deram educação me ensinaram sobre humildade e respeito e que sempre estiverem em meu lado nessa jornada.

A Hanna Mariano, minha amada companheira, por seu apoio incondicional em quaisquer sejam os meus projetos e sempre esteve junto auxiliando em minha vida pessoal, profissional e acadêmica.

Aos meus avós Laurentino e Aldenira, meu irmão Paulo André, meu sobrinho Apollo Enrique, meus primos Bruno Eduardo, Kessia Karoline, Ewilson Ricardo, a meus tios Maria Eva, Jurandir, Jamilson, Alcicléia, meus afilhados Luan e Richard e minhas comadres; a todos os meus familiares pelo amor incondicional e pela confiança e palavras de apoio.

A minha orientadora Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Maria de Fátima Ramos Moreira pela orientação e pelo respeito na realização de minhas atividades profissionais durante o período do mestrado.

A meus sogros Edilson e Lucimar, a minha cunhada Lorrany Mariano, pessoa que adotei como família e sempre estiveram dispostos a me ajudar em todos os momentos.

Aos meus amigos do mestrado Glauber Coimbra Ribeiro e Vilson de Almeida Sousa, pela parceria durante as aulas, a amizade dos dois e pela ajuda que me deram durante essa jornada.

A minha amiga Alecxandra Feitosa, que sempre deu seu apoio e palavras de incentivo e conforto, mesmo em momentos difíceis durante essa jornada, muito obrigado!

Ao professor Sergio Koifmann (in memoriam) idealizador desse projeto, um homem que nos ensinou muito mesmo no pouco tempo que tivemos juntos nesse mestrado. As professoras Gina Torres, Rosalina Koifmann, Carmen Freire, que se dispuseram a nos ajudar durante todo o curso sempre nos aconselhando e dispendo a ajudar. A todos os professores obrigado!

Aos amigos do Minter em Saúde Pública em Meio Ambiente, pelos momentos de descontração e luta que passamos ao longo desses anos e sempre mantemos em nosso convívio na instituição.

Aos amigos do Campus Buriticupu, Wilson da Cruz, Emanuel Monteiro, Salvino Coimbra, Ailton Carvalho, Ronald Ribeiro, Edmilson Arruda pela amizade parceria e ajuda.

Aos meus amigos de Zé Doca, pela parceria, pela confiança, pela força e na ajuda que nos foi concedida quando necessitamos fazer viagens constantes para São Luís - MA.

A todos vocês meu muito obrigado.

## RESUMO

O crescimento populacional pode trazer alguns problemas ambientais que causam sérios danos ao meio ambiente e/ou a saúde da população; desses problemas é possível se destacar a destinação final dos Resíduos Sólidos Urbanos – RSU, como uma problemática que envolve o caráter social, econômico, ambiental e de saúde pública dessa prática. Nesse contexto este trabalho destaca os metais como parte presente nos RSU de grande importância do ponto de vista ambiental, visto que alguns desses compostos fazem funções essenciais à manutenção da vida dos organismos, mas ao mesmo tempo em se em concentrações elevadas podem gerar sérios danos toxicológicos. Neste estudo o objetivo principal foi a determinação dos teores dos metais Cádmio (Cd), Chumbo (Pb) e Mercúrio (Hg) presentes no solo da área do lixão desativado de Buriticupu – MA. As amostras de solo foram coletadas em duas campanhas, sendo a primeira com 08 pontos equidistantes da área de estudo e a segunda, mais abrangente, com 40 amostras. Para as determinações das concentrações de metais utilizou-se a metodologia de Espectrometria de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente – ICP-OES. As análises de solos seguiram os protocolos determinados pelo Laboratório de Química do Solo da Universidade Estadual do Maranhão – UEMA. Foi observado que do total de 16 amostras, analisadas na 1ª campanha, apenas 37,5% (06) apresentaram valores detectáveis pelo método para Cd, para Hg foram 43,75% (7) e para o Pb 100% (16) das amostras. Contudo, os níveis encontrados de metais no solo estão entre  $<0,04 - 1,42 \text{ mg kg}^{-1}$  para Cd;  $<0,70 - 3,14 \text{ mg kg}^{-1}$  para Hg; e  $5,45 - 79,92 \text{ mg kg}^{-1}$  para Pb. Com as médias de 0,34; 0,42 e 43,14, respectivamente. Na 2ª campanha os resultados das análises mostraram concentrações de metais entre  $<0,04 - 1,42 \text{ mg kg}^{-1}$ ;  $<0,70 - 3,3 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $5,01 - 80 \text{ mg kg}^{-1}$  para Cd, Hg e Pb, respectivamente. Com médias de 0,38 para Cd; 0,49 para Hg e 26,66 para Pb. Em alguns pontos foi observado incrementos dos valores naturais para esses metais segundo os valores apontados na literatura para outros estados brasileiros; fato esse que demonstra que a atividade de disposição de RSU naquela área trouxe problemas de cunho ambiental e que o crescimento populacional da área pode vir a aumentar os teores de metais presentes no solo, ocasionando em problemas ambientais e de saúde humana. Em alguns casos foi observado elevação dos níveis de metais no solo acima dos permitidos por algumas agências ambientais do mundo. Esses dados apontam que esse tipo de atividade degradadora deve ser fiscalizado com maior intensidade pelas agências responsáveis, uma vez que o Plano Nacional de Resíduos Sólidos prevê o fim dos “lixões a céu aberto” e essas áreas devem ser monitoradas com maior frequência a fim de que não se haja problemas ambientais irreversíveis ao ecossistema.

Palavras-chave: Metais, toxicologia ambiental, elementos-traço, solos.

## ABSTRACT

Population growth can bring some environmental problems that cause serious harm to the environment and / or the health of the population; Of these problems it is possible to highlight the final destination of the Urban Solid Waste - USW, as a problematic that involves the social, economic, environmental and public health character of this practice. In this context, this work highlights metals as part of USW of great importance from the environmental point of view, since some of these compounds perform essential functions to maintain the life of organisms, but at the same time if in high concentrations they can generate serious toxicological damages. In this study the main objective was to determine the cadmium (Cd), Lead (Pb) and Mercury (Hg) metals present in the soil of the deactivated dump area of Buriticupu - MA. The soil samples were collected in two campaigns, the first with 08 points equidistant from the study area and the second, more comprehensive, with 40 samples. For the determinations of the metal concentrations the methodology of Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP - OES) was used. Soil analyzes followed the protocols determined by the Laboratory of Soil Chemistry of the State University of Maranhão - UEMA. It was observed that of the total of 16 samples, analyzed in the 1st campaign, only 37.5% (06) presented values detectable by the method for Cd, for Hg were 43.75% (7) and for Pb 100% (16) of the Samples. However, the levels of metals in the soil are between  $<0.04 - 1.42 \text{ mg kg}^{-1}$  for Cd;  $<0.70 - 3.14 \text{ mg kg}^{-1}$  for Hg; And  $5.45 - 79.92 \text{ mg kg}^{-1}$  for Pb. With averages of 0.34; 0.42 and 43.14, respectively. In the second campaign the results of the analyzes showed concentrations of metals between  $<0.04 - 1.42 \text{ mg kg}^{-1}$ ;  $<0.70 - 3.3 \text{ mg kg}^{-1}$  and  $5.01 - 80 \text{ mg kg}^{-1}$  for Cd, Hg and Pb, respectively. With averages of 0.38 for Cd; 0.49 for Hg and 26.66 for Pb. In some points, natural values for these metals were observed according to the values indicated in the literature for other Brazilian states; A fact that shows that the activity of disposal of USW in that area brought environmental problems and that the population growth of the area can increase the levels of metals present in the soil, leading to environmental and human health problems. In some cases it has been observed that the levels of metals in the soil are higher than those allowed by some of the world's environmental agencies. These data suggest that this type of degrading activity should be monitored more intensively by the responsible agencies, since the National Solid Waste Plan foresees the cessation of "open dumps" and these areas should be monitored more frequently in order to That there are no irreversible environmental problems to the ecosystem.

Keywords: Metals, environmental toxicology, trace elements, soil.



## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Potenciais fontes de contaminação por Pb .....	30
<b>Figura 2</b> - Transporte e distribuição do Hg nas matrizes ambientais .....	34
<b>Figura 3</b> - Localização do Município de Buriticupu - MA.....	43
<b>Figura 4</b> - Processo de ocupação do lixão desativado .....	44
<b>Figura 5</b> - Localização da área do Lixão desativado em relação a cidade de Buriticupu – MA .....	45
<b>Figura 6</b> - Área do Lixão com as divisões de lotes .....	46
<b>Figura 7</b> - Localização dos Pontos de Coleta de solos da 1ª Campanha .....	47
<b>Figura 8</b> - Localização dos Pontos de Coleta de solos da 2ª Campanha .....	47
<b>Figura 9</b> - Quantitativo de amostras que superam o VRQ estabelecido pelo CONAMA. ....	55
<b>Figura 10</b> - Gráfico <i>Box Plot</i> para as concentrações de Cd e Hg .....	62
<b>Figura 11</b> - Gráfico <i>Box Plot</i> para as concentrações de Pb. ....	62

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Concentrações de Cd consideradas seguras para a saúde humana em solos e água .....	21
<b>Tabela 2</b> - Efeitos do Cd sobre diferentes sistemas do organismo .....	24
<b>Tabela 3</b> - Valores orientadores para solos e para águas subterrâneas .....	26
<b>Tabela 4</b> - Fórmula química e concentração de Pb em diversos processos industriais .....	29
<b>Tabela 5</b> - Sinais e sintomas mais frequentes relacionados à intoxicação por Pb .....	31
<b>Tabela 6</b> - Efeitos do Pb sobre diferentes sistemas do organismo.....	32
<b>Tabela 7</b> - Resumo dos achados clínicos nos quadros de intoxicação por mercúrio, de acordo com o tipo de composto envolvido.....	36
<b>Tabela 8</b> - Efeitos mercúrio em diferentes órgãos e sistemas do organismo humano.....	37
<b>Tabela 9</b> - Limites máximos permitidos para os metais Cd, Hg e Pb nos solos de alguns países. ....	39
<b>Tabela 10</b> - Valores orientadores da CETESB para solos no estado de São Paulo .....	39
<b>Tabela 11</b> - Estatística descritiva dos pontos amostrados na 1ª Campanha.....	50
<b>Tabela 12</b> - Estatística descritiva dos pontos amostrados na 2ª Campanha.....	51
<b>Tabela 13</b> - Concentração de metais em diferentes profundidades coletados no lixão desativado de Buriticupu – 1ª Campanha .....	51
<b>Tabela 14</b> - Concentração de metais em diferentes profundidades coletados no lixão desativado de Buriticupu – 2ª Campanha .....	52
<b>Tabela 15</b> - Percentis dos teores de metais no solo do lixão desativado de Buriticupu .....	60

## LISTA DE ABREVIACÕES

As - Arsênio

Cd - Cádmio

CdCl<sub>2</sub> – Cloreto de cádmio

CdO – Óxido de cádmio

CdTe - Telureto de cádmio

CETESB – Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

Cr – Cromo

Cu – Cobre

EEA - *European Environment Agency*

HCl – Ácido Clorídrico

Hg – Mercúrio

HNO<sub>3</sub> – Ácido Nítrico

Me-Hg - Metilmercúrio

Mn - Manganês

NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> - Nitrato de Amônio

Ni – Níquel

OMS - Organização Mundial da Saúde

Pb – Chumbo

PbS – Sulfeto de Chumbo

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

USEPA - *United States Environmental Protection Agency*

USW - *Urban Solid Waste*

ZnS - Sulfeto de zinco

## SUMÁRIO

1. <b>INTRODUÇÃO</b> .....	14
2. <b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	17
2. 1. <b>Contaminação do solo por metais</b> .....	17
2. 2. <b>Cádmio (Cd)</b> .....	18
2. 2. 1. Ocorrência no ambiente.....	19
2. 2. 2. Transporte, Distribuição e Transformação No Ambiente .....	21
2. 2. 3. Usos e aplicações.....	22
2. 2. 4. Principais riscos de exposição ambiental .....	22
2. 2. 5. Efeitos sobre a saúde humana.....	23
2. 2. 6. Monitoramento ambiental .....	25
2. 2. 7. Métodos Analíticos Para Determinação De Cd Em Amostras De Águas E Solo .....	26
2. 3. <b>Chumbo (Pb)</b> .....	27
2. 3. 1. Ocorrência no ambiente.....	28
2. 3. 2. Usos e aplicações .....	28
2. 3. 3. Riscos a saúde humana .....	30
2. 4. <b>Mercúrio (Hg)</b> .....	32
2. 4. 1. Ocorrência no ambiente.....	33
2. 4. 2. Usos e aplicações .....	34
2. 4. 3. Efeitos a saúde humana .....	35
2. 5. <b>Legislação</b> .....	37
2. 5. 1. Valores orientadores para diversas agências ambientais.....	38
3. <b>JUSTIFICATIVA</b> .....	41
4. <b>OBJETIVOS</b> .....	42
4. 1. Objetivo Geral .....	42
4. 2. Objetivos Específicos .....	42
5. <b>METODOLOGIA</b> .....	43
5. 1. Área de estudo .....	43
5. 2. Coleta das amostras .....	44
5. 3. Armazenamento e tratamento das amostras para as análises laboratoriais .....	47
5. 4. Análise estatística dos dados .....	48
5. 5. Aspectos éticos .....	49
6. <b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	50

7. <b>CONCLUSÃO</b> .....	65
8. <b>REFERÊNCIAS</b> .....	67

## 1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento das cidades, o crescimento da população e a expansão industrial ocasionou o aparecimento de um número elevado de danos, não só ambientais, como humanos, assim como subprodutos indesejados, conseqüentemente chamados de contaminantes. Essa combinação acarreta em problemas ambientais de abrangência, tanto local, como global (VIANA, 2010).

A destinação final dos resíduos sólidos urbanos – RSU é uma preocupação geral da sociedade devido aos problemas socioambientais e econômicos dessa atividade. Os resíduos sólidos gerados nos centros urbanos contêm resíduos domésticos e comerciais, assim como lixo industrial, constituindo uma mistura complexa de diferentes substâncias, algumas delas perigosas para a saúde (GOUVEIA e PRADO, 2010).

Acondicionados em aterros, os RSU podem comprometer a qualidade do solo, ar e água por conterem compostos orgânicos voláteis, solventes, pesticidas e metais. Em geral, os aterros se dividem em sanitários, controlados e vazadouros a céu aberto (“lixão”), dependendo do tipo de tratamento dado a esse material depois de descartado e recolhido. Os aterros de resíduos sólidos urbanos têm sido considerados potenciais fontes de exposição humana às substâncias tóxicas. As principais rotas de exposição humana aos contaminantes presentes em aterros são sua dispersão através do solo e ar, a percolação e lixiviação do chorume (GOUVEIA e PRADO, 2010).

Os metais são, certamente, uma das mais antigas substâncias conhecidas pelos seres humanos. Entretanto, somente após a Revolução Industrial a maioria dos elementos metálicos passou a ser empregada em grandes proporções, resultando em efeitos tóxicos mais evidentes e relevantes, especialmente para os trabalhadores expostos aos metais, além de danos ambientais provocados pela mineração, processamento e descarte desses elementos. Mesmo assim, muitos se tornaram indispensáveis ao funcionamento da sociedade moderna

(NORDBERG *et al.*, 2007).

Os metais existem no ambiente em consequência de fontes naturais e antropogênicas e circulam na atmosfera, hidrosfera e litosfera segundo um ciclo biogeoquímico sob diversas formas físico-químicas (AZEVEDO e CHASIN, 2003; PEDROZO, 2003). Diferem de outras substâncias tóxicas por não serem criados e nem destruídos pelo homem que, no entanto, pode influenciar o seu potencial tóxico por meio de emissões para o ambiente e de alteração da especiação ou forma bioquímica do elemento (KLAASSEN, 2011; MORAES, 2010).

Ao longo da história, a maioria dos casos envolvendo contaminação por metais decorreu de exposições agudas. Atualmente, devido aos padrões ambientais e ocupacionais, o mais comum são exposições a baixas doses por longos períodos, o que dificulta o estabelecimento da relação causa-efeito, já que, dessa forma, os efeitos da contaminação demoram anos para se manifestar e geralmente são inespecíficos. Além disso, a onipresença dos metais nas atividades humanas faz com que os seres humanos nunca estejam expostos a apenas um único metal, mas sim a uma grande variedade ou mesmo combinações de substâncias químicas (KLAASSEN, 2008).

O processo de coleta não seletiva dos RSU leva à mistura de materiais contendo substâncias tóxicas como lâmpadas, pilhas, latas, etc., com a fração orgânica do lixo domiciliar. Estes materiais podem liberar metais como arsênio (As), cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), chumbo (Pb), manganês (Mn), zinco (Zn), níquel (Ni) e mercúrio (Hg), entre outros, ampliando as formas de poluição e contaminação que estes resíduos podem causar ao meio ambiente e, conseqüentemente, às populações, se não forem manipulados e tratados convenientemente (MOREIRA *et al.* 2010).

Metais como Pb, Hg, Cd, As, Cr, Zn e Mn podem ser encontrados em lâmpadas, pilhas galvânicas, baterias, restos de tinta, restos de produtos de limpeza, óleos lubrificantes usados, solventes, embalagens aerossóis, componentes eletrônicos descartados isoladamente, resíduos

de produtos farmacêuticos, medicamentos com prazo de validade vencidos, lataria de alimento, plásticos descartados, dentre outros (MARQUES, 2011).

Buriticupu, cidade maranhense localizada a 400 km da capital São Luís, encerrou as atividades de descarte dos RSU na área conhecida como Lixão da Vila Davi no início do ano de 2013. O local, que foi utilizado por 4 anos com essa finalidade, se localiza as margens da BR - 222 e a, cerca de, 3 km do centro da cidade. Essa área é povoada e um condomínio popular do Programa Minha Casa Minha Vida, do governo federal, encontra – se em construção a aproximadamente 500 m do local anteriormente utilizado como área de disposição final dos resíduos. Com a paralisação das atividades de descarte de rejeitos, a população, sem nenhuma preocupação com os possíveis problemas oriundos da moradia em local inadequado, invadiu e dividiu o local em lotes para algumas famílias.



## **2. REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1. CONTAMINAÇÃO DO SOLO POR METAIS**

A palavra contaminação por definição significa acréscimo nas concentrações de determinadas substâncias na água, solo, ar, sedimentos ou organismos, ou seja, concentrações acima dos níveis naturais para aquela área ou organismo (RIBEIRO, 2013). Diversas substâncias são potenciais contaminadores em compartimentos ambientais, dentre elas destaca-se nesse estudo os metais, devido a sua persistência no ambiente e capacidade de transformação e bioacumulação em seres vivos e no ecossistema.

Os metais são componentes naturais do solo, seja na constituição de rochas ou na presença nos solos, contudo o aumento das atividades antropológicas ocasiona o aumento nos níveis destes elementos (ARAÚJO e PINTO FILHO, 2010). Contaminações por metais ocorrem, geralmente, em decorrência de atividades antrópicas, ora através de resíduos de mineradoras, siderúrgicas, indústria de cosméticos, sucata automobilística, atividades agrícolas, descarte de resíduos sólidos entre outros que geralmente expõe o solo a condições adversas de contaminação (TARLEY e ARRUDA, 2003).

Segundo Alloway (1995), os metais classificam-se como essenciais: cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), molibdênio (Mo) e zinco (Zn), sendo fundamental para o desenvolvimento de organismos e plantas; benéficos: cobalto (Co), níquel (Ni) e vanádio (V), auxiliam no desenvolvimento das plantas, mas sua falta não é considerada um fator limitante e os não essenciais ou tóxicos cádmio (Cd), cromo (Cr), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), que são considerados prejudiciais, carcinogênicos ou mutagênicos, mesmo em baixas concentrações.

Para este estudo destaca-se os metais Cd, Hg e Pb; como possíveis contaminantes na área do lixão desativado de Buriticupu - MA, podendo influenciar no desenvolvimento de plantas e animais da região e oferecendo riscos à saúde da população moradora daquela região.

## 2. 2. CÁDMIO (CD)

O Cádmió é um elemento químico, de símbolo Cd, que ocupa, juntamente com o Zn e o Hg, o grupo 12 da tabela periódica. Foi descoberto por *Strohmeyer* em 1817, associado ao carbonato de zinco. Este elemento é relativamente raro, ocorrendo na crosta terrestre em concentrações de 0,1 a 0,2 mg kg<sup>-1</sup> (TOMAZELLI, 2003). Concentrações mais elevadas, com interesse comercial, são encontradas em associação com Zn, Pb e Cu, minérios onde o Cd é invariavelmente recuperado como um subproduto, principalmente a partir de minérios contendo Zn (PNUMA, 2010).

O Cd pode apresentar-se na cor prata-esbranquiçada, azulada ou metálica lustrosa. Na temperatura ambiente, tem consistência mole e pode ser facilmente cortado com uma faca. O sal cloreto de cádmio (CdCl<sub>2</sub>) é um sólido cristalino branco. Quando queimado ou aquecido, produz o óxido de cádmio (CdO), sob a forma de pó branco e amorfo ou então forma cristais de cor vermelha. No entanto, o Cd e o CdO são insolúveis em água (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

O Cd não reage com bases, porém reage com ácidos clorídrico e sulfúrico a quente, produzindo gás hidrogênio altamente inflamável. Além disso, reage facilmente com ácidos diluídos e NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>. A poeira de Cd entra em ignição espontaneamente quando em contato com ar, sendo inflamável e explosiva quando exposta ao calor e chama, ou por reação química com agente oxidante (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

O Cd pode formar uma série de sais, e tanto sua mobilidade no ambiente quanto seus efeitos sobre o ecossistema dependerão, em grande parte, da natureza desses sais em combinação com outros elementos tais como oxigênio (CdO), cloro (CdCl<sub>2</sub>) ou enxofre (CdS) (PNUMA, 2010).

O Cd explode em contato com HNO<sub>3</sub>, quando aquecido com NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> e tem uma reação muito violenta com fluoreto de nitrila. Quando aquecido a altas temperaturas, emite fumos

altamente tóxicos do metal. O Cd é oxidado vagarosamente pela umidade do ar a CdO e também é um grande absorvedor de nêutrons (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

### **2. 2. 1. OCORRÊNCIA NO AMBIENTE**

O Cd é um elemento escasso na crosta terrestre. As reservas são difíceis de serem encontradas e existem em pequenas quantidades. Difícilmente é encontrado na forma elementar. Sempre é encontrado ligado a outros elementos tais como oxigênio, cloro ou enxofre, formando compostos. Todos estes compostos são sólidos estáveis que não se evaporam. Somente o CdO é encontrado na atmosfera na forma de pequenas partículas junto com o Zn, em proporções que variam de 1:100 a 1:1000, na maioria dos minérios e solos. Trata-se de um elemento que pode ser encontrado na atmosfera devido à atividade vulcânica (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

Na atmosfera, o Cd ocorre na forma de material particulado suspenso, e ainda, em processos que envolvem temperaturas extremamente altas. O Cd pode volatilizar-se e ser emitido na forma de vapor. Sua principal forma na atmosfera é o CdO, embora os sais como o CdCl<sub>2</sub> também possam ocorrer (ATSDR, 2012).

Altas concentrações de Cd são normalmente encontradas nos solos, junto às áreas de depósitos de minérios de Zn, de Pb e de Cu. Estas áreas são frequentemente caracterizadas pela contaminação local do solo e aquática. A mineração desses minérios tem aumentado substancialmente a contaminação pelo Cd (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

O Cd é geralmente recuperado na forma de um subproduto de concentrados de zinco. Proporções de Zn - Cd em minério está tipicamente entre 200:1 e 400:1. O sulfeto de zinco (ZnS), é o mineral de zinco economicamente mais significativo, geralmente contém quantidades menores de outros elementos como Cd, que partilha determinadas propriedades químicas semelhantes, muitas vezes, para substituir o zinco (USGS, 2013).

Existe uma grande variabilidade nas concentrações de Cd em águas poluídas. Estudos apontam que as concentrações em mar aberto variam entre 0,01 e 0,1 µg L<sup>-1</sup> e que, em águas

profundas, temos variações maiores devido à captação do metal por organismos. As médias de concentração variam desde  $<5 \text{ ng mL}^{-1}$  e entre 5 e  $20 \text{ ng mL}^{-1}$  até valores tão altos quanto  $110 \text{ ng mL}^{-1}$ . Há referências de valores tão altos quanto  $1 \text{ mg L}^{-1}$  ou ainda maiores em águas oriundas de locais nas vizinhanças de depósitos de minerais (ATSDR, 2012).

As principais fontes de contaminação das águas são mineração de metais não ferrosos, fundições de minério não ferroso, extração de rochas fosfatadas e manufatura de fertilizantes fosfatados, acidificação de solos e lagos, corrosão em soldas de juntas ou tubos de zinco galvanizados (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

Os níveis de Cd presentes em solos não poluídos, geralmente, variam de acordo com as fontes minerais e do material orgânico. Em solos não vulcânicos, as concentrações de Cd variam de 0,1 a 1 ppm, ao passo que naqueles de origem vulcânica, atinge-se concentrações de 4,5 ppm. As camadas mais superficiais apresentam concentrações duas vezes maiores que as mais subterrâneas devido à deposição atmosférica e contaminação. Postula-se, no entanto, que 90% do Cd no solo permanecem nos 15 cm mais superficiais (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

A contaminação do solo por Cd, geralmente, ocorre por resíduos sólidos, minas de metais não ferrosos e fundições, aplicação de fertilizantes fosfatados, aplicação de lodo de esgoto como fertilizante no solo. Os resíduos de lixo municipais são importantes atualmente em razão de ainda não existir coleta eficiente de baterias Ni-Cd (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

No Brasil, existem resoluções que estabelecem concentrações consideradas seguras a saúde humana para a presença de Cd em solos e água. A tabela 1 mostra níveis toleráveis desse contaminante.

**Tabela 1** - Concentrações de Cd consideradas seguras para a saúde humana em solos e água

Meio	Concentração	Referência
Solo	1,3 mg Kg <sup>-1</sup>	CONAMA 420/2009
Água potável	0,005 mg L <sup>-1</sup>	PORTARIA 2914/2011
Água subterrânea	5 µg L <sup>-1</sup>	CONAMA 396/2008

**Fonte:** Adaptado de CETESB, 2012.

## 2. 2. 2. TRANSPORTE, DISTRIBUIÇÃO E TRANSFORMAÇÃO NO AMBIENTE

De acordo com ATSDR, o Cd e seus compostos apresentam baixa pressão de vapor, mas ocorrem na atmosfera como material particulado suspenso derivado de borrifos de mar, emissões industriais, queima de combustíveis fósseis ou erosão de solo. Em processos que envolvem temperaturas extremamente altas como, por exemplo, indústria de ferro e aço, o Cd pode volatilizar e ser emitido como vapor. Nos processos de combustão, é normalmente emitido associado a pequenas partículas passíveis de serem inaladas (diâmetro < 10µm). O material particulado pode ser transportado a centenas ou milhares de quilômetros e estima-se que a deposição ocorra de 1 a 10 dias após sua emissão, o que faz com que possa haver contaminação em áreas distantes das fontes geradoras (ATSDR, 2012).

A principal forma na atmosfera é o CdO, embora os sais como, por exemplo, o CdCl<sub>2</sub> possa ocorrer, especialmente, durante os processos de incineração. Por constituírem compostos estáveis, não sofrem transformações significativas, são dispersos pelo vento e depositados por deposição seca e precipitação (ATSDR, 2012).

Para adentrar sistemas aquáticos, o Cd pode utilizar-se de inúmeros fatores tais como erosão do solo e da camada de rocha viva, descargas atmosféricas diretas devido a operações industriais, vazamentos de aterros e locais contaminados e pelo uso de lodos de esgoto e

fertilizantes na agricultura. Os efluentes industriais que possuem Cd contaminam água doce e podem ser rapidamente adsorvidos a material particulado. Rios contaminados podem contaminar o solo do entorno, quer através da irrigação para propósitos agrícolas, quer por lançamentos de sedimentos dragados ou, ainda, inundações. Foi observado que os rios podem transportar o Cd por distâncias consideráveis de até 50 km da fonte (ATSDR, 2012).

O Cd pode ser removido da atmosfera através de deposição seca ou por precipitação. A deposição em diferentes locais mostra valores em ordem crescente desde o valor de fundo < áreas rurais < urbana < industrial. Fatores como o pH, reações de óxido-redução e formação de complexos, são importantes e afetam a mobilidade do metal. O Cd pode realizar reações de troca iônica em superfícies negativamente carregadas de minerais argilosos. Em solos ácidos, a reação é reversível. Porém, a adsorção aumenta com o pH e pode se tornar irreversível. O Cd pode precipitar como compostos insolúveis ou formar complexos pela interação com matéria orgânica. Neste caso, mais efetiva na captação e imobilização do Cd (ATSDR, 2012).

### **2. 2. 3. USOS E APLICAÇÕES**

O Cd é consumido principalmente na produção de baterias de Ni-Cd recarregáveis; outras utilizações finais incluem pigmentos, tintas e galvanoplastia, e como estabilizadores para materiais plásticos. Fabricação de células solares pode tornar-se outro mercado importante para o Cd no futuro. Telureto de cádmio (CdTe) fotovoltaico de filme fino é uma alternativa para as células solares à base de silício tradicional e é a tecnologia fotovoltaica favorita para aplicações em telhados comerciais e de serviços públicos, sistemas de chão montados em grande escala (USGS, 2013). Outras aplicações para o Cd são como anticorrosivo, consistindo na eletrodeposição de uma película protetora em torno de diversos objetos, aumentando a resistência atmosférica (TOMAZELLI, 2003).

### **2. 2. 4. PRINCIPAIS RISCOS DE EXPOSIÇÃO AMBIENTAL**

O ar ambiente tem, geralmente, uma baixa concentração de Cd. O metal presente no ar

ocorre na forma de partículas. A forma química exata raramente tem sido relatada, mas é provável que o CdO seja um componente importante (NORDBERG *et al.*, 2007). Os níveis de Cd no ar variam de 0,1 a 5 ng m<sup>-3</sup> em áreas rurais, 2 - 15 ng m<sup>-3</sup> em áreas urbanas, e 15 - 150 ng m<sup>-3</sup> em áreas industrializadas. As áreas remotas podem conter níveis mais baixos de Cd (ATSDR, 2012).

Os teores de Cd em solos não contaminados por fontes antropogênicas variam 0,06-1,1 mg kg<sup>-1</sup>, com um mínimo de 0,01 mg kg<sup>-1</sup> e um máximo de 2,7 mg kg<sup>-1</sup> (ATSDR, 2012). Tanto a presença do Cd na água ou no ar pode causar um aumento da concentração de Cd no solo. Em áreas não poluídas, a concentração de Cd no solo é geralmente inferior a 1 mg Kg<sup>-1</sup>. Em certas áreas do Japão, onde se suspeitava poluição Cd, os níveis variam de 1 e 69 mg kg<sup>-1</sup> (NORDBERG *et al.*, 2007).

Normalmente, a água para consumo contém níveis baixos de Cd e não constitui via importante de exposição. Pode ocorrer, entretanto, lixiviação do Cd de encanamentos ou contaminação da fonte de abastecimento por algum fator externo (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

### **2. 2. 5. EFEITOS SOBRE A SAÚDE HUMANA**

A forma do Cd e a rota de exposição podem afetar largamente a absorção e distribuição para os vários órgãos alvo e, portanto, a concentração no local de destino e a gravidade do efeito observado. O mecanismo de ação, no entanto, envolve o efeito do cátion Cd no local alvo, e o cátion é o mesmo, independentemente das espécies aniônicas (ATSDR, 2012).

Embora a intoxicação aguda por Cd seja, relativamente, rara no momento, a intoxicação crônica ocorre frequentemente quando, principalmente, nas indústrias de manipulação de matérias contendo Cd a proteção é inadequada e em situações onde a contaminação do meio ambiente faz com que os níveis de Cd sejam elevados (NORDBERG *et al.*, 2007).

Dentre os principais efeitos observados na exposição em longo prazo estão doença

pulmonar crônica obstrutiva, enfisema, além de distúrbios crônicos dos túbulos renais (AZEVEDO e CHASIN, 2003). A exposição prolongada ao Cd em baixas doses tem sido associada a uma doença tubular com uma perda de capacidade de reabsorção de nutrientes, vitaminas e minerais. Estas perdas incluem zinco e cobre ligado à metalotioneína (MT), proteína de ligação de metais, a glicose, aminoácidos, fosfato, cálcio,  $\beta_2$ -microglobulina, e proteína de ligação ao retinol (RBP) (SATARUG *et al.*, 2011).

De acordo com a Agência Internacional de Investigação do Câncer (*International Agency for Research on Cancer - IARC*), o Cd está classificado no Grupo 1, com dados suficientes de sua carcinogenicidade em humanos. Foram realizados estudos em diversas partes do mundo com acompanhamento, principalmente, de trabalhadores expostos ao Cd e seus compostos, onde em várias ocasiões, existiram associações ao aparecimento de câncer nos expostos como por exemplo, câncer de pulmão e próstata (IARC, 2012).

A tabela 2 resume alguns efeitos à saúde humana nos diversos sistemas e órgãos após exposição crônica ao Cd.

**Tabela 2** - Efeitos do Cd sobre diferentes sistemas do organismo

Sistema	Efeitos à saúde
Respiratório	Inalação por um período longo a baixas concentrações leva a decréscimo da função pulmonar e enfisema. Bronquite crônica, fibrose progressiva e danos alveolares que levam a enfisema e à doença pulmonar obstrutiva, manifestada por dispneia e redução da capacidade vital.
Sistema Esquelético	Debilitação dos ossos com aparecimento de osteoporose e/ou osteomalácia, dor óssea, principalmente em indivíduos com uma alimentação deficiente, provavelmente relacionadas a perda de cálcio.
Hepático	Exposição oral ou por inalação em seres humanos acumulam Cd no fígado, mas não existem evidências sobre danos ao fígado em baixas concentrações. Em animais expostos a altas concentrações, observam-se danos (necrose de hepatócitos, alterações metabólicas e peroxidação da membrana).



Sistema	Efeitos à saúde
Renal	Danos nos túbulos proximais renais e como consequência não absorção por filtração de proteínas de baixo peso molecular, principalmente $\beta_2$ -microglobulina e eliminação via urina. Há também excreção de proteínas de maior peso molecular. Proteínúria, aminoacidúria, glicosúria e diminuição da reabsorção do fosfato.

Fonte: Adaptado de AZEVEDO e CHASIN, 2003.

## 2. 2. 6. MONITORAMENTO AMBIENTAL

Para uma avaliação confiável do potencial de exposição humana ao Cd dependemos, em parte, da confiabilidade dos dados nas análises de amostras ambientais e biológicas. As concentrações de Cd em águas superficiais são muitas vezes tão baixas a ponto de estar perto dos limites de detecção métodos analíticos atuais. Ao analisar dados sobre os níveis de Cd monitorados ou estimados no ambiente, deve - se notar que a quantidade de produto químico identificado analiticamente não é necessariamente equivalente à quantidade que é biodisponível (ATSDR, 2012).

Para o monitoramento ambiental são sempre desejáveis novas metodologias analíticas que permitam obter limites de detecção cada vez menores (FICARIS, 2004). O Cd por ser considerado poluente importante para o mundo tem regulamentações em diversos países, que visam à diminuição da geração de resíduos (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

O estabelecimento do MRL (*limite máximo de resíduo*) reflete a preocupação cabível com relação à exposição humana como um todo (AZEVEDO e CHASIN, 2003). A avaliação dos riscos ao meio ambiente e à saúde humana pela exposição ao Cd constitui objeto de vários estudos subsidiados por diversas agências governamentais, principalmente no continente europeu e nos Estados Unidos (ATSDR, 2012).

A EPA estabeleceu limites para descargas de Cd na água e na disposição de resíduos sólidos industriais. Limitou, também, as emissões, estabeleceu níveis de contaminação máxima (*Maximum Contaminant Level, MCL*) para a água potável de 0,01 mg L<sup>-1</sup> para Cd e propôs

0,005 mg L<sup>-1</sup> como meta para o nível de contaminação máxima na água potável (*Maximum Contaminant Level Goal, MCLG*). Tratou, ainda, do MRL – limite máximo de resíduos - que significa uma ingestão diária que não apresente risco de aparecimento do efeito tóxico. Neste caso, o dano renal expresso por proteinúria. Da mesma forma, foi determinado 0,0002 mg/Kg<sup>-1</sup> para a via oral. A FDA limita a quantidade de Cd que pode ser usada em copos e pratos de cerâmica e em corantes em alimentos em 15 ppm (ATSDR, 2012).

A resolução, nº 420 de 28 de dezembro de 2009, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade (VQR) 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. Abaixo, seguem os valores orientadores para solos e para águas subterrâneas estabelecida nessa resolução (Tabela 3).

**Tabela 3** - Valores orientadores para solos e para águas subterrâneas

Substância	CAS N°	Solo (mg kg <sup>-1</sup> de peso seco)			
		Prevenção	Investigação		
			Agrícola	Residencial	Industrial
Cd	7440-48-4	1,3	3	8	20

Fonte: Resolução CONAMA N°420, 2009.

## 2. 2. 7. MÉTODOS ANALÍTICOS PARA DETERMINAÇÃO DE CD EM AMOSTRAS DE ÁGUAS E SOLO

Os métodos mais comuns para a análise final de Cd nas amostras preparadas e tratadas são espectrometria de absorção atômica (AAS), fluorescência atômica (AAF) e espectrometria de massas com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS). Para amostras em concentrações mais elevadas, como solo por exemplo. O método AAS com chama tradicional é adequado; para as amostras em concentrações baixas, contudo, a atomização eletrotérmica mais sensível

ET AAS, ET AAF, ou métodos de ICP-MS são necessários. A interferência de outros elementos deve ser levada em conta; tal interferência pode resultar a partir do próprio processo de análise (por exemplo, a partir do plasma de argônio usado no ICP-MS). Outras técnicas recentemente desenvolvidas podem melhorar ainda mais a qualidade da análise. Por exemplo, em amostras contendo proteína ligada ao Cd, a composição de aminoácidos na proteína pode também ser determinada (NORDBERG *et al.*, 2007).

Vários métodos padronizados são usados para medir as concentrações de Cd na água. Técnicas para compensar as interferências químicas da matriz são descritos em todos os três métodos. Depois de solos e resíduos sólidos serem extraídos ou solubilizados por digestão ácida, a água pode ser analisada pelos mesmos métodos de AAS (ATSDR, 2012). O método AAS por chama tem um limite de detecção de água pura de 1 - 5 mg L<sup>-1</sup>, ao passo que os métodos mais sensíveis podem detectar níveis mais do que 100 vezes menores. Em amostras ambientais ou biológicas, a sensibilidade não é, geralmente, tão grande por causa da interferência da matriz (NORDBERG *et al.*, 2007).

As amostras de sedimento e do solo são analisadas usando os métodos de espectrometria de absorção atômica no forno de grafite (GF AAS). A preparação das amostras é geralmente obtida através do tratamento com HCl e HNO<sub>3</sub> (ATSDR, 2012).

### **2. 3. CHUMBO (PB)**

O chumbo é elemento do grupo IVB da Tabela Periódica, em condições normais é um metal cinza-azulado, sem odor, maleável, sensível ao ar. É um metal abundante na crosta terrestre amplamente distribuído e pode ocorrer devido a emissões vulcânicas, “intemperismo” das rochas ou da litosfera e emissões marítimas. A forma mais frequente é o composto inorgânico conhecido como Galena ou Sulfeto de Chumbo (II) (PbS) (MAZOTO *et al.*, 2014).

Em razão de numerosas utilizações em processos industriais, o Pb representa um dos contaminantes mais comuns no ambiente, porém este metal não desempenha nenhuma função

fisiológica conhecida no organismo de animais e humanos e é um metal tóxico considerado não-essencial e acumulativo (MOREIRA e MOREIRA, 2004).

### **2.3.1. OCORRÊNCIA NO AMBIENTE**

O Pb é um elemento abundante na natureza, sua faixa de ocorrência está na média de 10 – 20 mg kg<sup>-1</sup> quase sempre como PbS. Têm-se registros deste metal em todos os compartimentos da biosfera inclusive nos seres humanos e em diversas formas químicas (ATSDR, 2007).

Os níveis de chumbo no solo são, geralmente, influenciados tanto por atividades antrópicas quanto pelo transporte do metal através do ar, proveniente de várias fontes. Tanto a deposição seca quanto a úmida são importantes vias de contaminação (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

Os teores normalmente de Pb encontrados em solos encontram-se no intervalo de 10 - 70 mg kg<sup>-1</sup> (NORDBERG *et al.*, 2007). Estudos no Brasil para determinarem os níveis naturais de metais no ambiente, ou seja, concentrações de metais em pontos com ausência de atividade antropogênica encontraram valores parecidos a média descrita na literatura (CETESB, 2005; PAYE *et al.*, 2010; SANTOS, 2011; PRESTON *et al.*, 2014).

Estima – se que a concentração natural de Pb encontradas em águas superficiais seja de cerca de 0,02 µg L<sup>-1</sup>. Diversos autores destacam a variação dos níveis de Pb em águas superficiais indicando uma possível relação com os componentes das rochas e solo inalterados. Nos oceanos os níveis de Pb são baixos e não sofrem alteração por fontes significativas de emissão do metal (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

### **2.3.2. USOS E APLICAÇÕES**

Por ser um dos metais mais antigos utilizados pelo homem, o Pb é empregado em grande parte na fabricação de baterias, fabricação de armas, composição de tintas, impressão, revestimento de cabos, construção civil e dispositivos para proteger radiografias (ATSDR,

2007).

Devido à preocupação com a saúde da população é notório o decréscimo na utilização do chumbo em processos de fabricação de tintas, aditivos de gasolina, produtos cerâmicos, de calafetação e soldagem de tubos. Também percebe - se uma maior necessidade nas investigações de vestígios de Pb em processos de produção de bebidas e alimentos (FIGUEIREDO, 2004).

Na indústria a maior utilização do Pb ainda se dá na produção de baterias chumbo-ácidas, mercado este que consome em torno de 90% do Pb produzido no mundo (ALEXANDRINO, 2014).

Na tabela 4, Figueiredo (2004) esquematizou uma tabela mostrando como o chumbo se apresenta em diversos processos industriais, tanto em sua forma química quanto na concentração.

**Tabela 4** - Fórmula química e concentração de Pb em diversos processos industriais

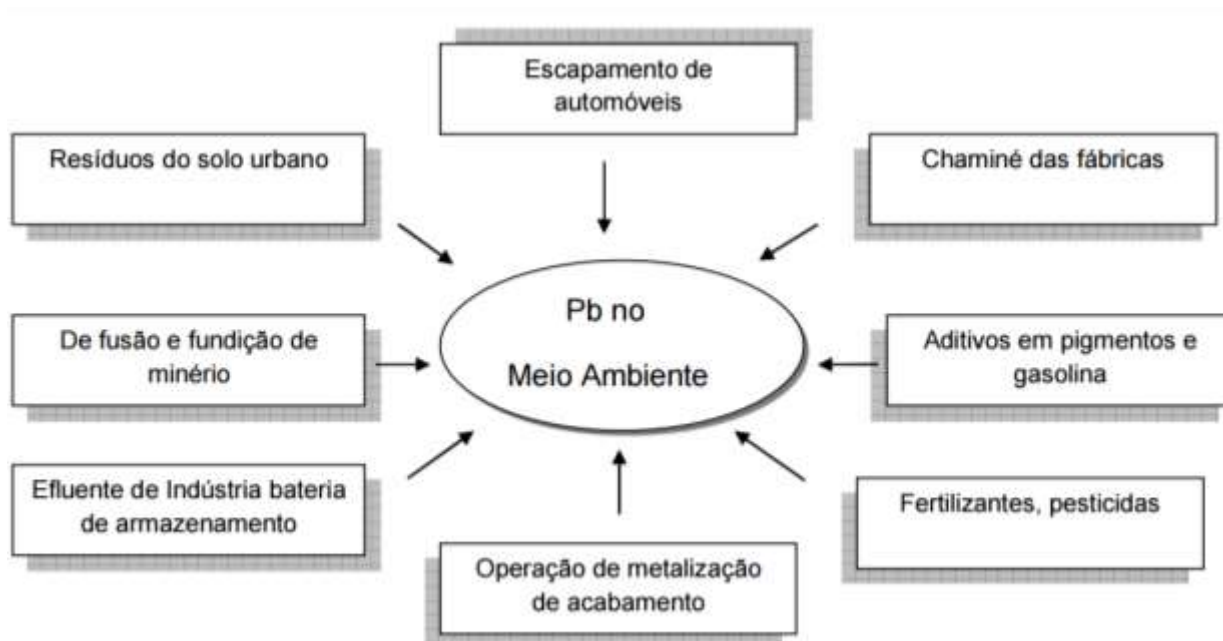
Constituinte	Formula Química	Concentração (µg/g)
Metais ferrosos	Pb-Sn (solda)	3064
Plásticos: estabilizante e pigmentos	PbO, PbSO <sub>4</sub>	330
Papel: pigmentos e branqueamento	PbO, PbSO <sub>4</sub>	220
Tecido: pigmentos, botões e zíperes	PbO, PbCrO <sub>4</sub>	70
Metais não-ferrosos	Ligas PbO	68
Vidros: pigmentos	PbO, Pb	56
Pilhas e Baterias	ZnPb	*

\* A composição é muito variável, portanto torna-se difícil estimar o valor.

Fonte: Adaptado de Figueiredo, 2004.

Vários desses processos industriais descritos acima são prejudiciais à saúde humana e ao ecossistema, dependendo do descarte final desses recursos é possível que se observe contaminações ambientais geradas por deposição de rejeitos industriais, descarte incorreto de baterias, queima de combustíveis, extração de minérios, lodo de estações de tratamento, inclusive compostos químicos agrícolas como fertilizantes e pesticidas (ALEXANDRINO,

2014). A figura 1 demonstra diversas fontes que podem contribuir para a poluição do ambiente por Pb.



**Figura 1** - Potenciais fontes de contaminação por Pb  
**Fonte:** Alexandrino, 2014

### 2. 3. 3. RISCOS A SAÚDE HUMANA

Diversos estudos já comprovaram os efeitos deletérios do Pb em vários órgãos e sistemas do organismo humano e as alterações subcelulares e os efeitos neurológicos sobre o desenvolvimento parecem ser os mais críticos. As funções fisiológicas de absorção, distribuição, armazenamento e eliminação do metal são influenciadas por fatores endógenos (constituição genética, fatores antropométricos, estado de saúde) e fatores exógenos, tais como carga de trabalho, exposição simultânea a outras substâncias, drogas, álcool e fumo (MOREIRA e MOREIRA, 2004).

O Pb quando em contato com o organismo não sofre metabolização; o metal é complexado por macromoléculas, diretamente absorvido, distribuído e excretado. As vias, mais comum, de contaminação são a inalação de fumos e poeiras (ocorrência maior do ponto de vista ocupacional) e a ingestão. Somente as formas orgânicas do metal podem ser absorvidas através

da via cutânea (ATSDR, 2007).

O Pb possui alto percentual de absorção por inalação e até 16% do Pb ingerido por adultos pode ser absorvido. Nas crianças o percentual é maior devido a vulnerabilidade dessa faixa etária, sendo elas capazes de absorver até 50% do Pb ingerido através da via digestiva. Uma vez absorvido, o Pb é distribuído para o sangue, onde o tempo meia-vida é de 37 dias, seguinte para os tecidos moles, sendo a meia-vida de 40 dias, e nos ossos, para os com meia-vida de 27 anos, sendo este o maior depósito corporal do metal armazenando em torno de 90 a 95% do Pb presente no corpo (MOREIRA, F.; MOREIRA, J., 2004).

As intoxicações por Pb, sejam agudas ou crônicas, apresentam sintomas que podem ser confundindo com outra doença e até mesmo com intoxicações por agrotóxicos, nesse caso faz - se necessário que os sistemas de saúde e equipe de atendimento sejam capacitados para o diagnóstico correto do indivíduo. A tabela a seguir apresenta alguns sintomas de intoxicação por chumbo de acordo com sua intensidade.

**Tabela 5** - Sinais e sintomas mais frequentes relacionados à intoxicação por Pb

Leve	Moderada	Grave
Mialgia	Cefaleias	Encefalopatia
Irritabilidade	Tremores	Neuropatia motora
Parestesias	Mialgias, Parestesias, artralgia Labilidade	Convulsões
Fadiga leve	emocional	Coma
Dor abdominal intermitente	Dificuldades de concentração	Cólica abdominal aguda
Letargia	Vômitos	Linha gengival de Burton
	Náuseas	Nefropatia
	Fadiga severa	
	Dor abdominal difusa e frequente	
	Perda de peso	
	Redução da libido	
	Constipação intestinal	

Fonte: Brasil, 2006.

O Pb pode afetar todos os sistemas fisiológicos do organismo, porém os mais

susceptíveis são o sistema nervoso central, o hematopoiético, o renal, o gastrointestinal, o cardiovascular, o musculoesquelético e o reprodutor (MOREIRA e MOREIRA, 2004). Os sintomas de intoxicação, inicialmente, são leves, sutis e inespecíficos (fadiga, irritabilidade, distúrbios do sono), em geral envolvendo o sistema nervoso e tendem a sofrerem agravos de acordo com a intensidade da exposição. A susceptibilidade dos indivíduos expostos varia de acordo com diversos fatores, mas é possível observar – se a manifestação dos sintomas a partir de concentrações sanguíneas de Pb de 25µg/dL (Brasil, 2006).

A tabela 6 sumariza os efeitos deletérios ao organismo, os sistemas atacados e os agravos a saúde mais comuns.

**Tabela 6** - Efeitos do Pb sobre diferentes sistemas do organismo

Sistema	Efeitos à saúde
Nervoso Central	A encefalopatia causada pelo chumbo ocorre nas formas aguda e crônica. A intoxicação pediátrica com chumbo tem efeitos comportamentais, psicológicos e cognitivos;
Hematológico	Inibição da síntese da hemoglobina (Hb) e diminuição do tempo de vida dos eritrócitos circulantes; anemias.
Endócrino	Decréscimo no metabolismo da Vitamina D, prejuízos endócrinos aos eixos hipotálamo-pituitária-tireóide/suprarrenal; danos na função da tireóide pelo impedimento da entrada de iodo, provavelmente através da interferência no eixo pituitária-suprarrenal.
Cardiovascular	O Pb afeta o sistema cardiovascular em humanos, produzindo lesões cardíacas, anormalidades eletrocardiográficas e aumentos na pressão sanguínea em níveis excessivos de exposição.
Crescimento e Desenvolvimento	Comprometimento do desenvolvimento, diminuição do crescimento; efeito inibidor sobre o processo de formação endocondrial do osso.

Fonte: MOREIRA e MOREIRA (2004), BRASIL (2006), ATSDR (2007).

#### 2. 4. MERCÚRIO (HG)

O Hg é o único metal que em sua forma elementar se apresenta como um líquido denso prateado, inodoro. Pertence aos metais da família química IIb, da Tabela Periódica, juntamente com Cd e o Zn. O Hg apresenta-se nas formas: metálica (Hg<sup>0</sup>), mercurioso (I) e mercúrico (II),



nas quais os átomos perdem um ou dois elétrons, possibilitando a formação de diversas substâncias orgânicas e inorgânicas (ATSDR, 1999).

Por conta das características de bioacumulação e biomagnificação nos organismos contaminados o Hg é apontado como o metal com maior potencial tóxico e vem sendo constantemente monitorado em áreas com intensa atividade desse metal (LOPES, 2012). Trata-se de um metal amplamente difundido em diversos processos industriais e foi introduzido no Brasil por volta da década de 1950, porém apenas os 80 ficaram marcados pela queima do mercúrio metálico para amalgamação do ouro na Amazônia (SILVA e ESTANISLAU, 2015).

#### **2.4.1. OCORRÊNCIA NO AMBIENTE**

Na crosta terrestre, o Hg ocorre naturalmente e deposita-se no solo e em ambientes aquáticos. No solo, o tempo de duração é longo, resultando no incremento desse elemento, podendo ocasionar seu lançamento nas águas, por meio de lixiviação e erosão.

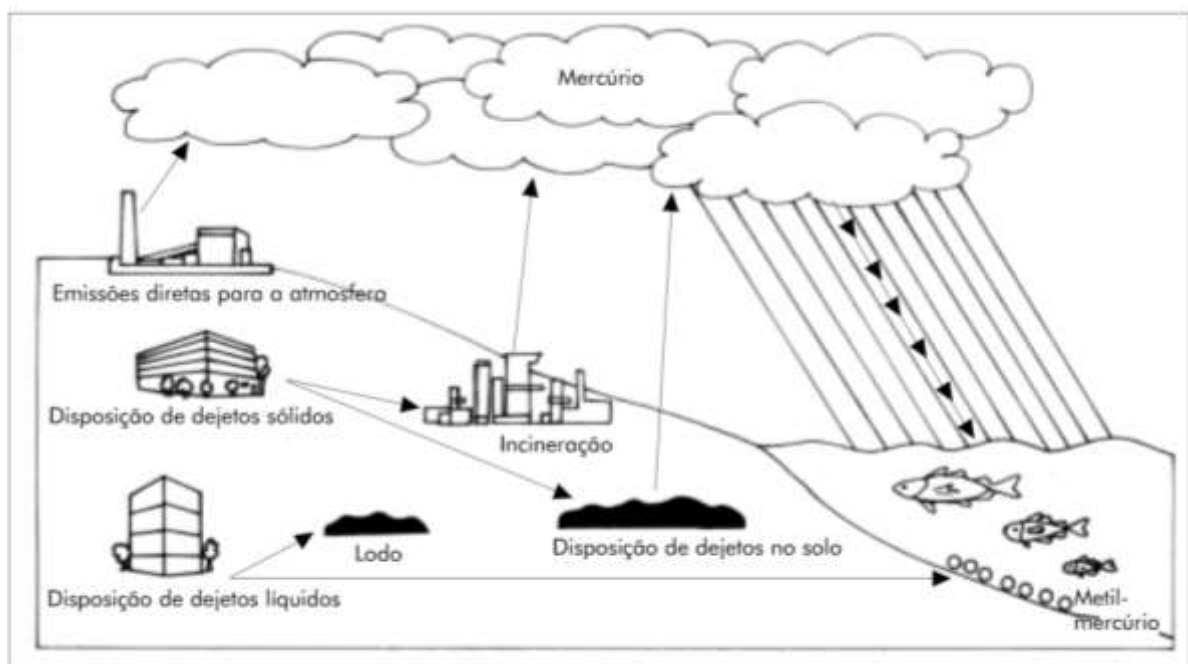
Em ambientes aquáticos, o Hg encontra-se tanto na água quanto nos sedimentos. Após atingirem os ambientes aquáticos, as espécies inorgânicas do Hg podem sofrer reações que alteram seu estado inicial, dando origem a compostos organomercuriais como o metilmercúrio (Me-Hg), composto esse mais tóxico do que as espécies inorgânicas. O Me-Hg é comumente absorvido por peixes e outros animais aquáticos, resultando na deposição dessa substância nos tecidos, acumulando-se ao longo do tempo e atingindo, na cadeia biológica, concentrações mais elevadas do que as encontradas nas águas e nos sedimentos (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

Os compostos orgânicos de cadeia linear (metilmercúrio e etilmercúrio) são mais estáveis e apresentam maior toxicidade. São lipossolúveis e prontamente absorvíveis no organismo humano, onde produzem alterações importantes. O Me-Hg, em particular, é a espécie orgânica predominante no ambiente e considera-se a forma mais importante, no que se refere à toxicidade do mercúrio (TCHOUNWON et. al., 2003). Este composto acumular-se, facilmente, em peixes de água doce e salgada comestíveis, bem como em mamíferos marinhos

comestíveis, em concentrações muito superiores às das águas circundantes (PNUMA, 2002).

No Brasil, investiga – se a questão da contaminação do meio ambiente nas áreas de garimpo de ouro, essa atividade representa uma das fontes emissoras de Hg mais impactantes. Essa atividade, que utiliza Hg<sup>0</sup> (líquido) na amalgamação do ouro, ocorre intensamente em vários estados do país e tem sido alvo e objeto de muitos trabalhos de pesquisa, denúncias e matérias jornalísticas (TINÔCO, 2010).

A figura 2 ilustra o processo de transporte e distribuição do Hg no ambiente.



**Figura 2** - Transporte e distribuição do Hg nas matrizes ambientais

Fonte: Azevedo (2003).

#### 2. 4. 2. USOS E APLICAÇÕES

O Hg e seus compostos derivado estão presente em vários usos industriais, como células eletrolíticas destinadas à fabricação de cloro (Cl<sub>2</sub>) e hidróxido de sódio (NaOH), em lâmpadas fluorescentes, como fungicida, germicida e em amálgamas para fins odontológicos. Em menor quantidade, o Hg é utilizado na fabricação de alguns tipos de termômetros, termostatos, detonadores, corantes, pilhas e baterias (DAMAS, 2014).

O seu uso popularizou-se, em lâmpadas, na década de 1930, porém desde meados do século XIX já se tem notícias da utilização do Hg em lâmpadas incandescentes. As lâmpadas

fluorescentes, possuem vapor de mercúrio à baixa pressão de vapor é aliado com algum gás nobre a um tubo de vidro revestido internamente com materiais luminescentes e alumina (JÚNIOR, 2008).

O etilmercúrio é a base do timerosal, comumente usados como sombra para olhos, soluções para ouvido, medicações tópicas e lentes de contato, colírios oculares e *sprays* antissépticos e, principalmente, como conservante em vacinas. A utilização deste como conservante é com a finalidade de evitar contaminação por bactérias durante a produção e uso de vacinas, fato esse que tem sido, aos poucos, eliminado nos Estados Unidos e na Europa, devido à toxicidade de compostos orgânicos de Hg para o desenvolvimento neurológico (ZAMBRANO, 2004; OLIVEIRA, 2006; JÚNIOR, 2008).

#### **2. 4. 3. EFEITOS A SAÚDE HUMANA**

A principal fonte de exposição do Hg é através do consumo de peixes e derivados. Considerando o Hg total a dieta excede em muito a outras formas de contaminação como água e ar. Cada forma química do metal apresenta fonte de contaminação e vias de exposição humana diferentes (ATSDR, 1999).

As principais formas de ingresso do mercúrio no organismo humano são por inalação, por ingestão e por absorção cutânea; seus efeitos locais provocam irritação na pele e mucosas, podendo ser sensibilizante. Os efeitos sistêmicos relacionados a intoxicações agudas afetam os pulmões em forma de pneumonite intersticial aguda, bronquite e bronquiolite; exposições prolongadas às baixas concentrações ocasionam sintomas complexos incluindo fadiga, insônia, debilidade, distúrbios da digestão, perda de apetite, diarreia, sabor metálico, perda de peso, sialorréia (salivação aumentada), irritação na garganta e afrouxamento dos dentes (ROLDÃO, 2008).

Em caso de exposição aguda mais intensa ou em uma exposição isolada, o Hg produz extrema irritabilidade, excitabilidade, ansiedade, delírio com alucinações e psicose-maníaco

depressiva. Exposições crônicas apresentam, de maneira geral, quatro manifestações: gengivite, sialorréia, tremores musculares e irritabilidade (NORDBERG *et al.*, 2007). Exposições crônicas possuem um conjunto de sintomas, cujo quadro é conhecido como mercurialismo, afetando, principalmente, o sistema nervoso, rins e pele. A intoxicação aguda pode ser provocada por inalação acidental de altas concentrações de vapor de mercúrio e poeira, com predominância dos sinais e sintomas respiratórios (ATSDR, 1999).

Os sinais e sintomas da intoxicação por mercúrio dependem diretamente da via de exposição e do tipo de composto envolvido. No quadro a seguir apresenta – se alguns exemplos de acordo com o tipo de composto de mercúrio.

**Tabela 7** - Resumo dos achados clínicos nos quadros de intoxicação por mercúrio, de acordo com o tipo de composto envolvido.

Indicativos	Hg <sup>0</sup> (metálico, elementar)	Sais orgânicos	Compostos orgânicos
Vias de exposição preferências	Inalação (via oral eventualmente)	Digestiva	digestiva dérmica
Distribuição tecidual preferencial	SNC Rins	Rins	SNC rins SNP
Excreção predominante	Renal	Renal	• fecal • < renal
Sinais e Sintomas			
SNC	tremor + eretismo	-	tremor, ataxia, disartria, parestesias
Olhos	Mercurialentis	-	visão tunelar
Aparelho respiratório	pneumonite química	irritação, corrosão, sangramento	-
Trato gastrintestinal	-	irritação, corrosão, sangramento	-
Rins	insuficiência renal crônica	insuficiência renal aguda (necrose tubular)	lesão tubular crônica

**Fonte:** Adaptado de AZEVEDO e CHASSIN, 2003.

Sabe – se que, o mercúrio e seus compostos podem ocasionar diversos efeitos adversos à saúde, tanto em casos de exposição aguda (em curto prazo) quanto crônica (em longo prazo). Por sua afinidade, ele interfere com grupos sulfidrila presentes em proteínas e sistemas

enzimáticos em diferentes tecidos e órgãos. Diversos estudos têm avaliado os efeitos nocivos do Hg nos sistemas nervoso, reprodutivo, digestivo, renal, cardíaco, imunológico, respiratório, entre outros (AZEVEDO e CHASSIN, 2003).

No quadro a seguir é mostrado um resumo dos efeitos mercúrio em diferentes órgãos e sistemas do organismo humano.

**Tabela 8** - Efeitos mercúrio em diferentes órgãos e sistemas do organismo humano.

Órgão ou Sistema Alvo	Efeitos Gerais ou Sistêmicos
Boca e Trato Digestivo	O mercúrio confere à saliva forte gosto metálico; estomatite, com hálito fétido, inflamação das gengivas e sialorréia. Linhas escuras nas bordas gengivais podem ocorrer tardiamente.
Rins	O rim é o órgão crítico na intoxicação aguda pelo íon mercúrico; ocorre extensa necrose de células epiteliais e do túbulo contornado proximal. O glomérulo pode também ser atingido.
Pulmões	A inalação de mercúrio elementar causa hemoptose, cianose, pneumonite e estresse respiratório; comprometimento pulmonar permanente. A irritação pulmonar, oriunda de vapores de mercúrio, pode progredir a pneumonite intersticial com infiltrados bilaterais e áreas de enfisema e atelectesia, até bronquiolite necrosante, hemorragia pulmonar, pneumotórax ou edema pulmonar.
Sistema Nervoso Central	<p><b>Intoxicação Aguda</b> O quadro neurológico tardio da intoxicação em curto prazo inclui ataxia, constrição visual, retardamento mental, espasmos mioclônicos, padrões encefalográficos anormais, hiper-reflexia, excitação, surdez.</p> <p><b>Intoxicação Crônica</b> O SNC é especialmente atingido na intoxicação crônica por mercúrio elementar. O sinal mais marcante é o tremor, principalmente dos músculos altamente inervados e que realizam funções motoras finas. Os tremores podem se apresentar sob dois padrões: (a) leves, semelhantes aos encontrados em esclerose múltipla; (b) parkinsonismo, com tremor em estado de descanso e redução da função motora. O parkinsonismo mercurial apresenta-se como andar cambaleante, oscilante e irregular, ausência de reflexos de equilíbrio e hipotonia, sintomas vegetativos leves com rigidez facial, sialorréia, dentre outros. Entretanto, esse parkinsonismo é, geralmente, leve.</p>

## 2. 5. LEGISLAÇÃO

Sabe – se que a partir do desenvolvimento industrial, tecnológico e populacional, os impactos sobre o meio ambiente e os recursos naturais também aumentaram. Visto a

necessidade de ações para mitigar esses impactos, afim de que as descargas de resíduos no ambiente não superassem a resiliência do ambiente, que no início da década de 1970 algumas diretrizes governamentais demonstravam a preocupação geral com a proteção ambiental, como a como a 1ª Conferência Internacional sobre o Ambiente e a elaborada pela Organização das Nações Unidas (ONU) (VÁZQUEZ e ANTA, 2009).

No Brasil, os primeiros órgãos governamentais responsáveis pela defesa do meio ambiente, foram fundados no início da década de 1980, o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA foi criado para com intuito de estabelecer normas e padrões nacionais de controle a poluição ambiental. Baseado nos dados da CETESB, hoje em dia, o CONAMA estabelece valores orientadores de qualidade do solo para substâncias tóxicas e metais pesados (BIONDI, 2010).

## **2. 5. 1. VALORES ORIENTADORES PARA DIVERSAS AGÊNCIAS AMBIENTAIS**

As agências e órgãos ambientais, nacionais e internacionais, utilizam análises técnicas e valores orientados para tomada de decisão e garantir a preservação do solo. A Holanda foi a pioneira em lançar seus resultados e hoje apresenta uma metodologia consolidada de avaliação de risco ambientais, essa metodologia é chamada de *C-Soil* (ALEXANDRINO, 2014).

No Brasil a determinação desses valores ainda é iniciante, mas em países como a Holanda, Alemanha, Estados Unidos, Canadá dentre outros; essa pesquisa já é bem estabelecida, o que lhes permite desenvolver políticas ambientais protetoras para diferentes matrizes ambientais (ALEXANDRINO, 2014).

A tabela a seguir apresenta os valores permitidos de metais no solo para alguns países que já demonstraram uma preocupação sobre esse assunto e com isso desenvolveram limites máximos permitidos para metais.

**Tabela 9** - Limites máximos permitidos para os metais Cd, Hg e Pb nos solos de alguns países.

País	Metal (mg kg <sup>-1</sup> )		
	Cd	Hg	Pb
<b>União Europeia</b>	1,3	1 – 1,5	50 – 300
<b>Estados Unidos</b>	1,6	0,5	50 – 300
<b>Polônia (1977 – 1993)</b>	1 – 3	5	70 – 150
<b>Alemanha (1984 – 1992)</b>	3 - 15	2	100
<b>Reino Unido</b>	3 - 15	-	500 – 2000
<b>Áustria</b>	5	5	100

Fonte: Gonçalves Jr. *et al.* (2014)

São Paulo, via CETESB foi o primeiro estado brasileiro a estabelecer os Valores de Referência de Qualidade (VRQ), utilizando a metodologia C-Soil para publicar, em 2001, a primeira lista de valores orientadores para solo e água subterrânea para 37 substâncias; lista essa que foi atualizada em novembro de 2005 para 80 substâncias, sendo as metodologias de derivação e as formas de aplicação aprimoradas (BIONDI, 2010).

**Tabela 10** - Valores orientadores da CETESB para solos no estado de São Paulo

Solo (mg Kg <sup>-1</sup> peso seco)					
Valor de Intervenção					
Metal	Valor de Referência de Qualidade	Valor de Prevenção	Agrícola	Residencial	Industrial
<b>Cd</b>	< 0,5	1,3	3	8	20
<b>Hg</b>	0,05	0,5	12	36	70
<b>Pb</b>	17	72	180	300	900

Fonte: Adaptado de CETESB, 2005.

O CONAMA é o responsável legal no Brasil para a determinação desses valores, porém em sua Resolução N° 420 de 28 de dezembro de 2009, o conselho apresenta, apenas, os valores

de Prevenção e Intervenção para áreas agrícolas, residenciais e industriais. Os demais dados de referência de qualidade podem ser determinados, separadamente, pelos Estados da União, a fim de que se possa contemplar as diversidades de cada região do País.

Alguns trabalhos foram realizados com essa finalidade por Paye et.al. (2010) no Espírito Santo, Pierangeli et. al. (2001) no Mato Grosso, Biondi (2010) no Pernambuco e Preston et. al. (2014) no Rio Grande do Norte (ALEXANDRINO, 2014).

Apesar de uma metodologia consolidada, o Maranhão assim como grande parte dos estados brasileiros ainda não possuem valores orientadores para qualidade do solo que contemplem suas características regionais.



### 3. JUSTIFICATIVA

Um dos maiores problemas enfrentados pelas cidades é o gerenciamento dos resíduos sólidos produzidos, principalmente, no que diz respeito a sua destinação. Além das consequências para a saúde coletiva, deve-se considerar ainda o impacto que a disposição inadequada desses resíduos provoca no solo, na atmosfera, na vegetação e nos recursos hídricos. A disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos (RSU) pode comprometer o solo e as águas subterrâneas em decorrência da presença de diversas substâncias contaminantes, dentre elas os metais (ALCANTARA, *et. al.* 2011)

A coleta não seletiva dos RSU leva à mistura de materiais contendo substâncias tóxicas. Estes materiais podem liberar metais como As, Cd, Cu, Cr, Pb, Mn, Z, Ni, Hg, entre outros, (MOREIRA *et al.* 2010). Essas substâncias são encontradas em diversos materiais utilizados e descartados no dia-a-dia como, por exemplo, lâmpadas, pilhas galvânicas, baterias, restos de tinta, restos de produtos de limpeza, óleos lubrificantes usados, solventes, embalagens aerossóis, componentes eletrônicos, resíduos de produtos farmacêuticos, medicamentos com prazo de validade vencidos, lataria de alimento, plásticos descartados, dentre outros (MARQUES, 2011).

Diante do exposto, percebe-se a necessidade de uma avaliação das condições as quais essas pessoas estarão expostas, caso haja interesse real em fixar na moradia naquela área antes ocupada como depósito de lixo.

É fundamental que essas pessoas que hoje encontram – se construindo moradias nesse local estejam informadas sobre os perigos existentes num local onde há os mais variados contaminantes descartados como “lixo”.

## **4. OBJETIVOS**

### **4.1. OBJETIVO GERAL**

Avaliar o nível de contaminação pelos metais cádmio, chumbo e mercúrio no solo do lixão desativado de Buriticupu – MA.

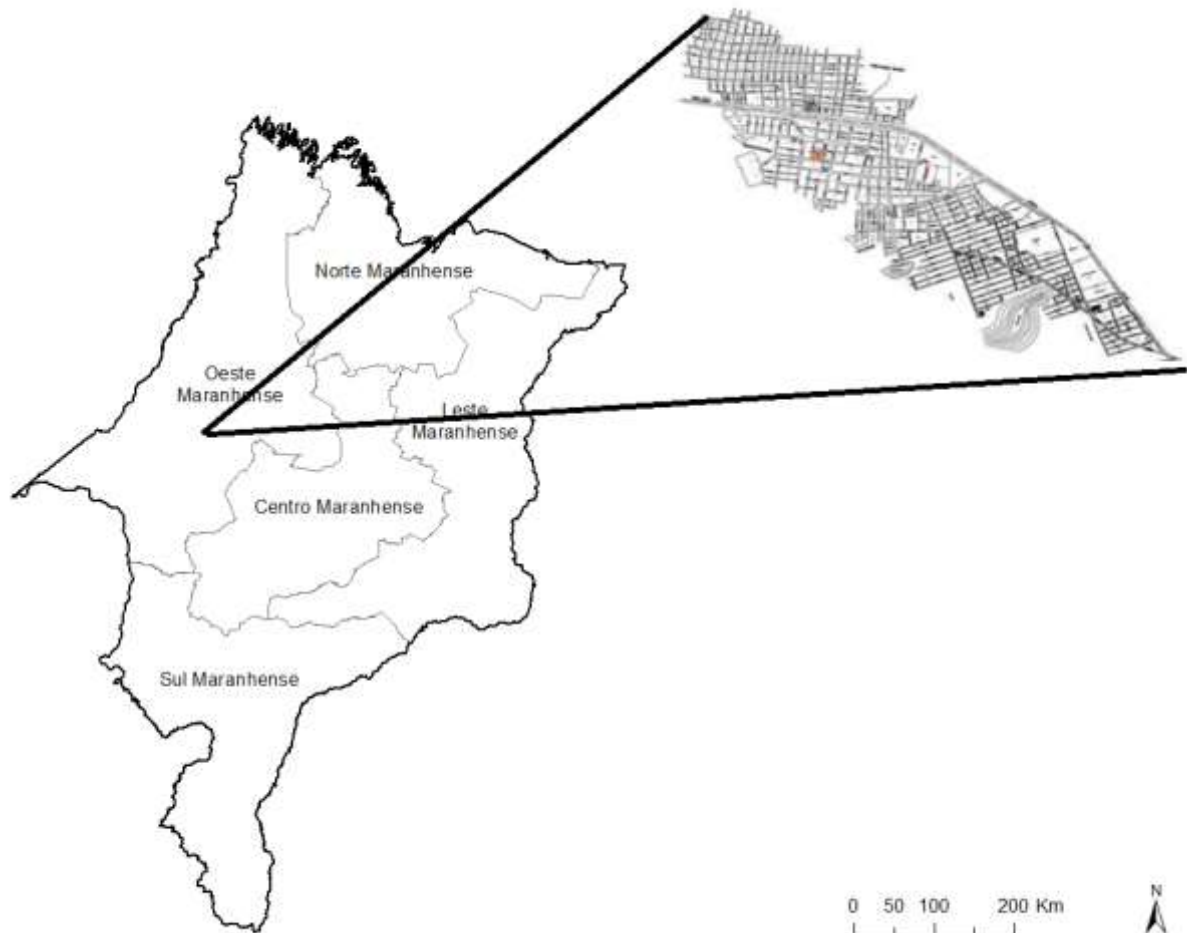
### **4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- 1.** Determinar as concentrações dos metais Cd, Hg e Pb e pH no solo da área do lixão desativado de Buriticupu – MA;
- 2.** Identificar os pontos de maior ocorrência desses metais e associação com a presença dos outros elementos;
- 3.** Comparar os resultados encontrados nos diferentes pontos e horizontes da área de estudo e confrontá-los com as legislações vigentes no país e por agências de proteção ambiental do exterior.

## 5. METODOLOGIA

### 5.1. ÁREA DE ESTUDO

Buriticupu, cidade maranhense localizada a 400 km da capital São Luís, encerrou as atividades de descarte dos resíduos sólidos urbanos na área conhecida como lixão da Vila Davi no início do ano de 2013. O local, que foi utilizado por 4 (quatro) anos com essa finalidade, se localiza as margens da BR-222 e a, cerca de, 03 km do centro da cidade. Tem uma extensão de, aproximadamente, 5 hectares (50000 m<sup>2</sup>) e possui em torno de 20 famílias constituindo moradia no local.



**Figura 3** - Localização do Município de Buriticupu - MA.

Fonte: Arquivo Pessoal

A figura 1 mostra a localização geográfica do município de Buriticupu no Estado do Maranhão mesorregião do Oeste Maranhense, microrregião do Pindaré.



**Figura 4** - Processo de ocupação do lixão desativado  
Fonte: Arquivo Pessoal

A figura 2 apresenta o processo de construção de moradias no local estudado. São no geral feitas de pau a pique (tairpa), que possuem o revestimento das paredes feito em barro, sustentado por madeira.

## **5. 2. COLETA DAS AMOSTRAS**

Neste estudo optou – se por se utilizar os parâmetros de amostragem descritos no Manual 6300 da CETESB (1999), que orienta sobre o correto manejo e seleção dos pontos de coleta de solos e ainda discute diferentes métodos. A figura a seguir mostra a localização do Lixão desativado em relação a cidade de Buriticupu – MA.



**Figura 5** - Localização da área do Lixão desativado em relação a cidade de Buriticupu – MA  
Fonte: Adaptado do Google Earth

Para as coletas de solo utilizou – se um esquema de distribuição sistemática com adensamentos nos pontos previamente identificados como áreas suspeitas de contaminação. Esses pontos pertencem à área com maior volume de RSU acumulados ao longo da área de estudo. Para efeitos de comparação foram coletadas amostras ao longo de toda área de estudo para que não houvesse superestimação dos resultados.

Na figura abaixo apresenta – se a área do lixão desativado de Buriticupu da maneira como foi invadida além das divisões de lotes feitas pela população.



**Figura 6** - Área do Lixão com as divisões de lotes  
**Fonte:** Arquivo Pessoal

As amostras de solo foram coletadas, utilizando-se um trado holandês e procedeu-se em duas campanhas, a primeira nos meses de março e abril e a segunda nos meses de outubro e novembro de 2015. Durante a primeira campanha foram feitas coletas em 08 diferentes pontos da área de estudo com distâncias de 50, 100, 150, 200, 250, 300, 350, 400 m da rodovia, BR – 222, no horizonte de 0-20 e 20-40 cm da superfície com aproximadamente 500 g; durante a segunda campanha fez - se uma coleta mais abrangente totalizando 40 pontos amostrados; na segunda campanha utilizou – se apenas o horizonte de 0-20 cm da superfície.

Utilizou – se amostras compostas de solo a fim de obter uma maior homogeneidade do solo amostrado, evitando – se erros de coleta. As figuras abaixo mostram os pontos de coleta amostrados nas duas campanhas.





**Figura 7** - Localização dos Pontos de Coleta de solos da 1ª Campanha

**Fonte:** Adaptado do Google Earth

A figura 7 traz a localização dos pontos de coleta dentro da área de estudo, os 08 pontos distintos estão demarcados ao longo do Lixão desativado, onde os pontos P01, P02, P03 e P04, estão marcados próximos da via de acesso ao local e foram identificados como pontos de contaminação, também, pelo fato de ser encontrado nessa área o maior volume de RSU do Lixão.



**Figura 8** - Localização dos Pontos de Coleta de solos da 2ª Campanha

**Fonte:** Adaptado do Google Earth

### **5. 3. ARMAZENAMENTO E TRATAMENTO DAS AMOSTRAS PARA AS ANÁLISES LABORATORIAIS**

As amostras de solo foram coletadas e armazenadas em sacos de polietileno descartável

e transparente afim de que evite – se contaminação.

Realizou – se a digestão das amostras de solo de acordo com a descrição feita no método 3050B da USEPA, que prevê a utilização de 1g da amostra digerida em 10 mL de HNO<sub>3</sub> concentrado em tubos de digestão no bloco digestor aberto por 10 minutos a  $95 \pm 5^\circ\text{C}$ . Então, as amostras foram resfriadas por 15 minutos e novamente adicionados 5 mL de HNO<sub>3</sub>. Estas foram conduzidas ao bloco digestor para aquecimento, à mesma temperatura, por 2 horas. Após este período, as amostras passaram por resfriamento durante 30 minutos e então adicionou - se 1 mL de água destilada e 1,5 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a 30% (v/v) (CAMPOS, 2005). Após cessar a efervescência, adicionou - se mais 5 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e as amostras foram então levadas, novamente, ao bloco digestor por mais 2 horas a  $95 \pm 5^\circ\text{C}$ . Por fim, as amostras passaram por resfriamento e receberam 10 mL de HCl concentrado e 20 mL de água destilada, então aquecidas por 15 minutos a  $95 \pm 5^\circ\text{C}$ . As alíquotas resfriadas, filtradas e armazenadas em recipiente plástico (USEPA, 1998).

Para a determinação dos metais Cd, Hg e Pb nas amostras de solo utilizou – se a espectrometria de emissão ótica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES); o protocolo para determinação dos teores de metais seguiu o pré-estabelecido pelo Laboratório de Química dos Solos da Universidade Estadual do Maranhão - UEMA. Para a garantia da exatidão das amostras utilizou - se padrões de referência para cada metal na matriz solo. As amostras foram analisadas em triplicata.

#### **5. 4. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS**

Os dados estatísticos neste trabalho foram analisados com o auxílio dos *software's* *Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS) 17.0 for Windows® (SPSS Inc., Chicago, USA) e *Microsoft Excel* 2016 (Microsoft, Washington, USA). Os resultados foram apresentados na forma de tabelas e gráficos.



## **5. 5. ASPECTOS ÉTICOS**

Para a realização deste trabalho não foi necessária a avaliação pelo comitê de ética da ENSP/FIOCRUZ devido às amostras utilizadas nessa pesquisa serem, exclusivamente, ambientais.

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O presente estudo avaliou concentrações de metais em amostras de solo coletadas nos períodos de março a abril e outubro a novembro de 2015. No primeiro período foram analisadas 16 amostras compostas de solo, retiradas de 8 pontos de coleta em horizontes de 0-20 e 20-40 centímetros de profundidade. No segundo período foram coletadas 40 amostras de solo no horizonte de 0-20 centímetros de profundidade. Dessas amostras, obteve – se, em alguns casos, resultados onde o método analítico empregado não conseguiu determinar a concentração dos metais estudados, devido à baixa concentração e ao limite de detecção do método.

De acordo com o manual 6300 da CETESB (2001), os pontos de coleta foram determinados a partir de um esquema de distribuição sistemática com adensamentos nos pontos previamente identificados como áreas suspeitas de contaminação, a fim de se evitar resultados pouco significativos da área estudada. O adensamento em determinados pontos deu-se pela expectativa de que, onde ainda se tem uma alta disposição de resíduos no local, fosse possível observar as maiores concentrações de metais no solo.

A tabela 11 apresenta a estatística descritiva dos metais estudados no lixão desativado de Buriticupu.

**Tabela 11** - Estatística descritiva dos pontos amostrados na 1ª Campanha

Dados Estatísticos	Número de Amostras	pH	Metais (mg Kg <sup>-1</sup> )		
	16		Cd	Hg	Pb
<b>Min.</b>		5,55	≤ 0,14	≤ 0,70	5,45
<b>Max.</b>		6,82	1,42	3,14	79,92
<b>Média</b>		6,23	0,34	0,42	43,14
<b>Mediana</b>		6,17	0,98	0,42	44,84
<b>Desvio Padrão</b>		0,34	0,53	0,86	21,74

Fonte: O Autor.

**Tabela 12** - Estatística descritiva dos pontos amostrados na 2ª Campanha

Dados Estatísticos	Número de Amostras 40	pH	Metais (mg Kg <sup>-1</sup> )		
			Cd	Hg	Pb
<b>Min.</b>		5,14	<0,14	<0,70	5,01
<b>Máx.</b>		6,82	1,42	3,3	80
<b>Média</b>		5,91	0,38	0,49	26,66
<b>Mediana</b>		5,92	0,38	0,28	24,08
<b>Desvio Padrão</b>		0,45	0,36	0,58	15,98

Fonte: O Autor.

Na Tabela 13, observam-se os níveis de metais encontrados no lixão desativado de Buriticupu, a partir das 16 amostras de solo analisadas. Os respectivos limites de detecção encontrados para cádmio e mercúrio foram 0,14 e 0,70 mg Kg<sup>-1</sup>. Do total de amostras, foi observado que 38% (06) apresentaram níveis detectáveis para o metal Cd. No caso do Hg, foram apenas 19% (3), enquanto que o Pb foi detectado em 100% (16) das amostras.

A tabela a seguir apresenta o resultado encontrado para os metais Cd, Hg e Pb nos diferentes pontos de coleta. O pH das amostras também foi avaliado devido à facilidade de fixação do metal na matriz ambiental.

**Tabela 13** - Concentração de metais em diferentes profundidades coletados no lixão desativado de Buriticupu – 1ª Campanha

Pontos de Coleta	Profundidade (cm)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Concentração dos Metais (mg Kg <sup>-1</sup> )		
			Cd	Hg	Pb
P01	0-20	6,41	1,34546	3,1396	54,83
	0-40	6,48	1,10312	1,0384	52,92
P02	0-20	6,70	≤ 0,14	1,3134	58,69
	0-40	6,82	≤ 0,14	≤ 0,70	79,92
P03	0-20	6,64	≤ 0,14	≤ 0,70	15,41
	0-40	6,46	≤ 0,14	≤ 0,70	47,01
P04	0-20	6,12	0,85075	≤ 0,70	34,27
	0-40	6,02	≤ 0,14	≤ 0,70	24,47
P05	0-20	5,98	≤ 0,14	≤ 0,70	21,33

Pontos de Coleta	Profundidade (cm)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Concentração dos Metais (mg Kg <sup>-1</sup> )		
			Cd	Hg	Pb
P06	0-40	6,12	≤ 0,14	≤ 0,70	22,88
	0-20	5,55	1,41881	≤ 0,70	72,97
	0-40	5,79	≤ 0,14	≤ 0,70	66,20
P07	0-20	6,05	0,29701	≤ 0,70	58,08
	0-40	6,24	≤ 0,14	≤ 0,70	5,45
P08	0-20	6,19	0,41075	≤ 0,70	42,66
	0-40	6,14	≤ 0,14	≤ 0,70	33,19

**Tabela 14** - Concentração de metais em diferentes profundidades coletados no lixão desativado de Buriticupu – 2ª Campanha

Pontos de Coleta	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Concentração dos Metais (mg Kg <sup>-1</sup> )			Distância da Rodovia BR-222 (metros)
		Cd	Hg	Pb	
P01	6,41	1,42	3,30	55,03	≤400
P02	6,48	1,20	1,12	53,12	
P03	6,70	0,88	1,45	58,77	
P04	6,82	0,38	≤ 0,70	80,00	
P05	6,64	0,35	≤ 0,70	15,65	
P06	6,46	≤ 0,14	0,90	36,80	
P07	6,12	≤ 0,14	≤ 0,70	31,62	
P08	6,02	0,45	≤ 0,70	26,43	
P09	5,98	0,33	≤ 0,70	21,25	
P10	6,12	0,70	0,99	26,07	
P11	5,55	0,23	≤ 0,70	10,88	
P12	5,79	0,22	≤ 0,70	25,03	
P13	6,05	0,46	≤ 0,70	33,16	
P14	6,24	1,00	≤ 0,70	41,29	
P15	6,19	0,41	≤ 0,70	54,83	
P16	6,14	0,54	≤ 0,70	36,80	
P17	5,85	≤ 0,14	0,73	31,64	
P18	5,81	0,27	≤ 0,70	26,46	
P19	5,76	≤ 0,14	0,99	29,31	
P20	5,72	≤ 0,14	≤ 0,70	27,01	450 – 800
P21	5,67	≤ 0,14	≤ 0,70	24,71	
P22	5,63	0,51	≤ 0,70	22,41	
P23	5,58	0,77	≤ 0,70	20,11	

Pontos de Coleta	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Concentração dos Metais (mg Kg <sup>-1</sup> )			Distância da Rodovia BR-222 (metros)
		Cd	Hg	Pb	
P24	5,54	0,42	≤ 0,70	17,81	
P25	5,50	≤ 0,14	≤ 0,70	15,51	
P26	5,45	0,38	≤ 0,70	37,00	
P27	5,41	0,52	≤ 0,70	13,21	
P28	5,36	≤ 0,14	≤ 0,70	10,91	
P29	5,32	≤ 0,14	≤ 0,70	8,61	
P30	5,27	≤ 0,14	≤ 0,70	16,51	850 - 1000
P31	5,23	≤ 0,14	≤ 0,70	23,45	
P32	5,18	≤ 0,14	≤ 0,70	16,31	
P33	5,14	0,39	≤ 0,70	5,01	
P34	6,64	0,64	0,96	5,71	
P35	6,46	0,61	≤ 0,70	17,51	
P36	6,12	≤ 0,14	≤ 0,70	16,51	>1000
P37	6,02	0,51	≤ 0,70	29,00	
P38	5,98	0,87	≤ 0,70	14,21	
P39	6,12	0,46	≤ 0,70	14,97	
P40	5,81	≤ 0,14	0,82	15,73	

Como descrito na tabela 14, das 40 amostras coletadas na 2ª campanha 70% (28) apresentaram níveis detectáveis para o metal Cd; 20% (8), para o Hg, e 100% (40) das amostras estiveram em níveis detectáveis para o metal Pb. Resultados esse que permaneceram semelhante ao encontrados na 1ª campanha, exceto pelos níveis de Cd que sofreram uma elevação de de 38% para 70%; quase o dobro do resultado anterior.

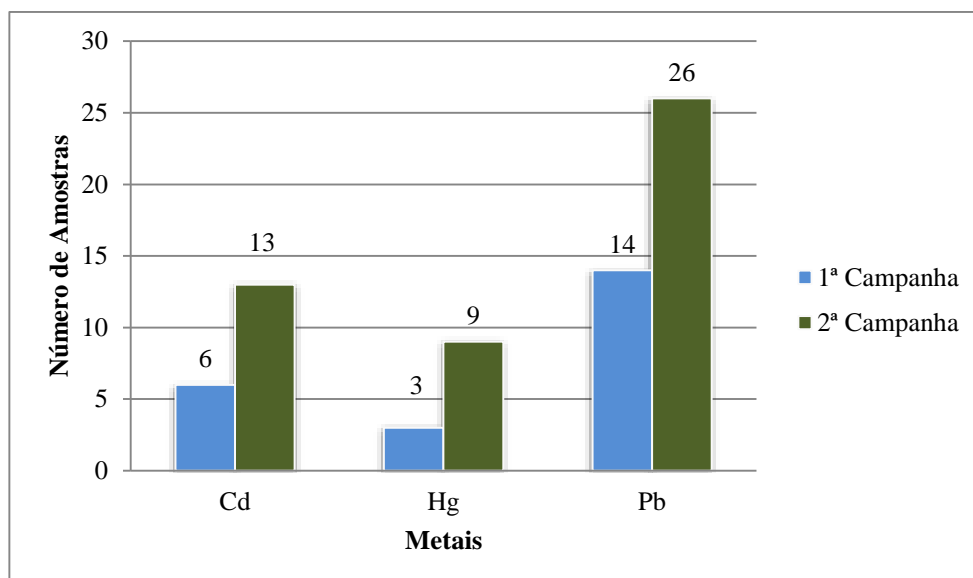
Os metais tendem a permanecer no solo em camadas mais próximas da superfície, no geral mais de 90% dos teores de metais são encontrados no perfil de 0-20 cm de profundidade (ALLOWAY, 1995). Neste estudo, optou-se por utilizar também o horizonte de 0-40 cm, na 1ª campanha, pois o trabalho avalia mais de um elemento e, como a área de estudo vem sendo utilizada como depósito de lixo há mais de 4 anos, é possível que alguns materiais tenham sido soterrados ou recobertos por camadas de solo e assim contribuído para contaminações em níveis mais profundos.

Observa-se ainda na tabela acima que os teores mais elevados de metais se encontram no horizonte de 0-20 cm, exceto no ponto P02, em que o horizonte 0-40 cm apresentou o maior valor para o metal Pb. De acordo com as agências ambientais do Brasil, Estados Unidos, União Europeia, Polônia, esse nível está acima dos valores de prevenção sugeridos. De acordo com a literatura (Fernandes *et al.*, 2011), esse alto teor encontrado para Pb pode ser devido à baixa mobilidade desse metal no perfil do solo, elevada adsorção na fase sólida do solo (inorgânico e orgânico) e capacidade de se acumular principalmente nos primeiros centímetros de profundidade do solo.

Devido à presença dos metais estarem mais associada a horizontes mais próximos da superfície, que optou – se por se utilizar apenas a profundidade de 0-20 cm na 2ª campanha.

Dentre as amostras avaliadas na 1ª campanha, 25% delas apresentaram concentrações acima dos Valores de Referência de Qualidade (VRQ) estabelecidos pela CETESB para Cd e 88% para Pb, evidenciando ainda mais a atividade antrópica de deposição de RSU, sem um cuidado mínimo com o meio ambiente. Entretanto, a frequência de amostras com concentrações iguais ou acima do Valor de Prevenção (VP) da CETESB foram de 12% para Cd e Pb. Quanto ao Hg, o método utilizado não foi sensível, visto que o limite de detecção encontrado foi maior até do que o VP. Assim, apenas os pontos 1 e 2 apresentaram níveis acima do VP, representando 19%.

Na 2ª campanha, as amostras que ultrapassaram o VRQ para Cd correspondiam a 32,5%, para foi o percentual de 22,5% e 65% para Pb. O gráfico a seguir ilustra a quantidade de amostras que superaram os VRQ de acordo com os dados da CETESB (2005) e Resolução 420/2009 do CONAMA.



**Figura 9** - Quantitativo de amostras que superaram o VRQ estabelecido pelo CONAMA.

O lixão desativado de Buriticupu apresentou, nas duas campanhas, alguns pontos com teores de metais (Cd, Hg, Pb) acima dos VRQ assim como foi observado nos estudos que avaliaram os níveis de metais no Lixão de Apodi, RN (Pinto Filho *et al.*, 2012), em Visconde do Rio Branco, MG (Moreira *et al.*, 2010) e Lages, SC (Becegato *et al.*, 2010). A elevação dos níveis naturais de metais no solo evidencia a atividade antropogênica na área estudada. Nesse caso a má destinação dos RSU que torna – se potencial poluidora para as diversas matrizes ambientais bem como animais, plantas e a população instalada no local.

Neste estudo, observou-se, também, a elevação dos níveis naturais de metais no solo dessa região. A deposição de RSU, acrescido do manejo do material, como incineração, por exemplo, acarretou num acúmulo desses metais no solo, elevando suas concentrações naturais e podendo gerar risco ambientais e a saúde da população circunvizinha. Segundo Moura (2006) a elevação da quantidade de elementos-traço no solo, em geral, está associada a fontes de poluição devido às atividades antropogênicas como: atividades industriais, restos de incineração e combustão de combustíveis.

Estudos realizados no Japão com trabalhadores expostos ao Cd mostraram que uma exposição crônica a esse metal, mesmo em níveis baixos, pode gerar agravos ao meio ambiente e

à saúde humana, como pedra renal e insuficiência pulmonar (ATSDR, 2012). Até a década de 1970 no Japão, foi dada uma atenção particular aos casos de doenças nos ossos (como a *Itai-Itai*, por exemplo). Entretanto, o papel do Cd na carcinogenicidade e na mortalidade de humanos também foi observado (IARC, 2012; LUCKETT, 2012; WAN, 2012).

De acordo com a CETESB (2005), solos com níveis de mercúrio maiores do que  $0,5 \text{ mg Kg}^{-1}$  devem ser considerados acima do valor de prevenção. No lixão desativado de Buriticupu, os pontos P01H0-20, P01H20-40 e P02H0-20 apresentaram concentrações de, aproximadamente, 3,14, 1,04 e  $1,3 \text{ mg Kg}^{-1}$ , respectivamente. Esses valores encontram-se acima dos níveis considerados naturais, entre  $0,1\text{-}0,4 \text{ mg Kg}^{-1}$ , para o Hg (ATSDR, 1999). Em estudo realizado no município de Paranaguá-PR, amostras de solos coletadas em área de descarte de resíduos sólidos exibiram concentrações ( $\text{mg Kg}^{-1}$ ) iguais a  $<1$ , 0,2 e 52 para os metais Cd, Hg e Pb, respectivamente (CAVALLET *et al.*, 2013). Em Buriticupu, os três pontos com sinais detectáveis de Hg mostraram níveis de 5 a 16 vezes mais elevados do que o encontrado em Paranaguá.

Na 2ª campanha, 9 das 40 amostras analisadas apresentaram níveis detectáveis para o Hg; em todos esses pontos foi observado que o teor de contaminação excedeu o VP estabelecido pela Resolução brasileira. Os teores de Hg encontrados neste estudo superam os valores verificados por outros autores. Becegato *et al.* (2010), analisando amostras de solo proveniente de um lixão desativado em Lages/SC, observaram que o Hg variou de 0,02 a  $0,07 \text{ mg kg}^{-1}$ . Marques (2011), em amostras de solo coletadas em três municípios no estado de Minas Gerais, observou que os valores de Hg foram inferiores a  $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Como visto nas Tabelas 13 e 14, os teores de Pb encontrados neste estudo foram os que obtiveram maior frequência de ocorrência e maiores índices de contaminação. Neste estudo, a presença desse metal foi observada nos 16 pontos na 1ª campanha e nos 40 pontos coletados na 2ª campanha, sendo que 3 deles encontraram-se acima do Valor de Prevenção estabelecido pela



CETESB, enquanto que os demais mantiveram – se em níveis considerados naturais para esse metal (ATSDR, 2007). Na 1ª campanha 14 dos 16 pontos excederam o VRQ e na 2ª campanha 26 dos 40 pontos estiveram acima do Valor de Referência de Qualidade.

Por ser um metal amplamente utilizado pela indústria e construção civil, e como matéria prima de diversos utensílios tais como plásticos, borracha, tintas, pilhas e baterias (XIAOLI, 2007), despejados na antiga área de lixão, o Pb foi o metal que apresentou maior nível de contaminação na área estudada.

Os teores de metais no solo variaram de 4,25 a 6,43 para Cd e 104,18 a 106,23 mg Kg<sup>-1</sup> para Pb na pesquisa realizada em Assú-RN (PINTO FILHO *et al.*, 2010). Por outro lado, um estudo sobre a contaminação do solo por metais em áreas de aterros de MG encontrou concentrações médias iguais a 1,62 mg Kg<sup>-1</sup> de Cd e 28,62 mg kg<sup>-1</sup> de Pb (Moreira *et al.*, 2010). Da mesma forma, a distribuição espacial de metais no lixão desativado da cidade de Lages-SC mostrou médias (mg Kg<sup>-1</sup>) de 0,2 e 8,9 para Cd e Pb no solo, respectivamente (BECEGATO *et al.*, 2010).

Desse modo, os resultados encontrados no lixão desativado de Buriticupu mostraram menor teor de contaminação para os metais Cd e Pb se comparados com estudos realizados no RN. Entretanto, em relação às médias obtidas nos estudos de SC e MG, o valor para Cd foi bem menor do que aquele de SC e semelhante a MG, enquanto que, para Pb, essa média ficou bem acima daquelas de ambas as pesquisas. Esses resultados podem ser explicados devido a características físico-químicas do solo, condições climáticas e tempo de utilização da área como depósito de RSU (DOMINGUES, 2009).

Os valores médios encontrados neste estudo assemelham-se com os dados descritos na literatura. Elementos como o Cd e Hg apresentaram valores baixos de concentração, exceto nos pontos próximos à via de acesso ao Lixão, local de maior deposição e tempo de contato com os resíduos. A variação entre 5,45 e 79,92 mg Kg<sup>-1</sup> encontrada para Pb pode significar a existência

de locais com pouca interferência dos depósitos de RSU. Entretanto, em partes da área estudada, observam-se teores consideráveis de metais no ambiente, que merecem ser avaliados para a extinção da fonte de contaminação.

Dentre as amostras analisadas, é importante mencionar que nenhuma delas apresentou resultados que necessitassem de uma intervenção para que não ocorresse risco à saúde humana ou desenvolvimento de outros organismos vivos conforme determinam a CETESB e o CONAMA. Da mesma forma, também se deve salientar que foram encontrados pontos onde o VP do metal foi alcançado. Logo, é preciso que a população residente desta localidade seja orientada sobre os riscos de exposição a esses elementos.

Outra característica relevante é o caráter ácido do solo com variações de pH entre 5,55 - 6,82 e média de  $6,23 \pm 0,34$ . A maior parte dos solos saturados em água apresentam valores de pH entre 6,7 e 7,2; a mobilidade dos metais no solo está ligada a fatores como pH, potencial redox, matéria orgânica e especiação do metal. A capacidade de as plantas absorverem o Cd presente no solo está ligada ao valor do pH, uma vez que à medida que aumenta o pH do solo diminui a mobilidade do Cd e por sua vez diminui a biodisponibilidade deste metal (ATSDR, 2012).

A mobilidade no solo de elementos como o Hg e Pb, também, é influenciada pelo pH. Sabe-se que a adsorção do Hg no solo diminui em pH maiores que 5, devido, principalmente, ao teor de matéria orgânica dissolvida (RIBEIRO, 2013).

Os teores de metais encontrados no solo do lixão desativado de Buriticupu ultrapassaram também os limiares determinados por agências internacionais de proteção ambiental como a *European Environment Agency* (EEA), da União Europeia, e a *Environmental Protection Agency* (EPA), dos Estados Unidos. Neste estudo, os elementos Cd, Hg e Pb estiveram, em determinados pontos, com concentrações acima dos limites estabelecidos por outros países.

A EEA estabeleceu o limite máximo permitido para Cd, Hg e Pb em 1,3, 1 e 50 mg Kg<sup>-1</sup>

<sup>1</sup>, respectivamente, em solos urbanos. Esses valores foram ultrapassados em 12,5% para Cd, 19% para Hg e 43,75% para Pb. Os Estados Unidos recomendam valores (em mg Kg<sup>-1</sup>) semelhantes aos da União Europeia, sendo 1,6 para Cd, 0,5 para Hg e 50 para Pb. Considerando a extensão da área estudada, os dados apontaram para índices elevados de metais, o que mostra necessidade de intervenção das autoridades locais.

No Brasil a resolução que regulamenta os valores orientadores para metais no solo é, relativamente, recente (CONAMA, 2009), se comparada a países europeus que possuem regulamentações desde a década de 1970. Polônia, Alemanha, Reino Unido e Áustria estabeleceram valores mais elevados para a prevenção da contaminação por metais. Ao se comparar os resultados encontrados com os limites máximos permitidos por esses países, tem – se contaminação, apenas, no P01H0-20 para Hg e nos pontos P02H20-40 e P06H0-20 para Pb.

Desse modo, é necessária a intervenção junto aos moradores daquela localidade, para que sejam informados dos perigos advindos da contaminação do solo por metais tóxicos, visto que o aumento do número de moradias no local pode agravar essa contaminação devido às atividades antropogênicas. Com os dados obtidos nesta pesquisa, sugerem – se medidas mitigadoras a fim de proteger a saúde da população.

O crescimento populacional e as tarefas realizadas no convívio em sociedade são as mais importantes razões para o aumento das concentrações de metais nos solos, tornando - se um risco para a saúde humana e, principalmente, ao meio ambiente, além de ocasionar distúrbios de difícil recuperação para o ambiente (SOARES *et al.*, 2011). Considerando a prevenção como prioridade para a saúde da população, apresentam – se os valores dos percentis para as amostras analisadas na Tabela 15.

**Tabela 15** - Percentis dos teores de metais no solo do lixão desativado de Buriticupu

Amostras		Percentis	Concentração (mg Kg <sup>-1</sup> )					
			Cd		Hg		Pb	
1 <sup>a</sup> Camp.	2 <sup>a</sup> Camp.		1 <sup>a</sup> Camp.	2 <sup>a</sup> Camp.	1 <sup>a</sup> Camp.	2 <sup>a</sup> Camp.	1 <sup>a</sup> Camp.	2 <sup>a</sup> Camp.
		<b>P75</b>	0,41	0,53	0,27	0,69	58,69	32,78
16	40	<b>P90</b>	1,13	0,88	0,96	0,99	76,45	54,66

Geralmente, os percentis 75 e 90 são utilizados para a determinação dos Valores Orientadores de Referência de Qualidade para amostras de solo. Esse valor representa a concentração natural do solo sem atividade antrópica conforme descrito na Resolução 420/2009, do CONAMA. Do ponto de vista conservacionista, o P75 é o defendido pelas agências ambientais, por ser mais restritivo que o P90 e considerar os 25% superiores como anomalias. Numa avaliação em que o ponto principal é a proteção à saúde da população, dados que representem a variabilidade natural do solo amostrado podem ser desconsiderados (SANTOS, 2013).

Diversos estudos determinaram os teores naturais de metais no solo de acordo com a legislação brasileira (CONAMA, 2009). Dentre estes, destaca – se o pioneiro na proposição dos VRQ's, realizado no Estado de São Paulo, e que estabeleceu os teores naturais em <0,5, 0,05 e 17 mg Kg<sup>-1</sup> para Cd, Hg e Pb, respectivamente (CETESB, 2005). No Espírito Santo, os valores foram <0,13, não determinado (ND) e 9 mg Kg<sup>-1</sup>, respectivamente (PAYE *et al.*, 2010). Mais recentemente, para o Estado do Rio Grande do Norte, foram determinados os valores <0,13, ND e 25,55 mg Kg<sup>-1</sup>, respectivamente (PRESTON *et al.*, 2014).

A comparação do nível encontrado no P75 com os teores naturais dessas pesquisas mostra que a concentração de cádmio pode ser considerada natural apenas em relação à legislação paulista, visto que seu valor ficou acima daqueles estabelecidos pelos outros estados. Quanto ao mercúrio e chumbo, o P75 foi maior do que aqueles determinados nos três estudos. Assim, verifica-se que os teores naturais do solo foram extrapolados com o uso de um percentil mais

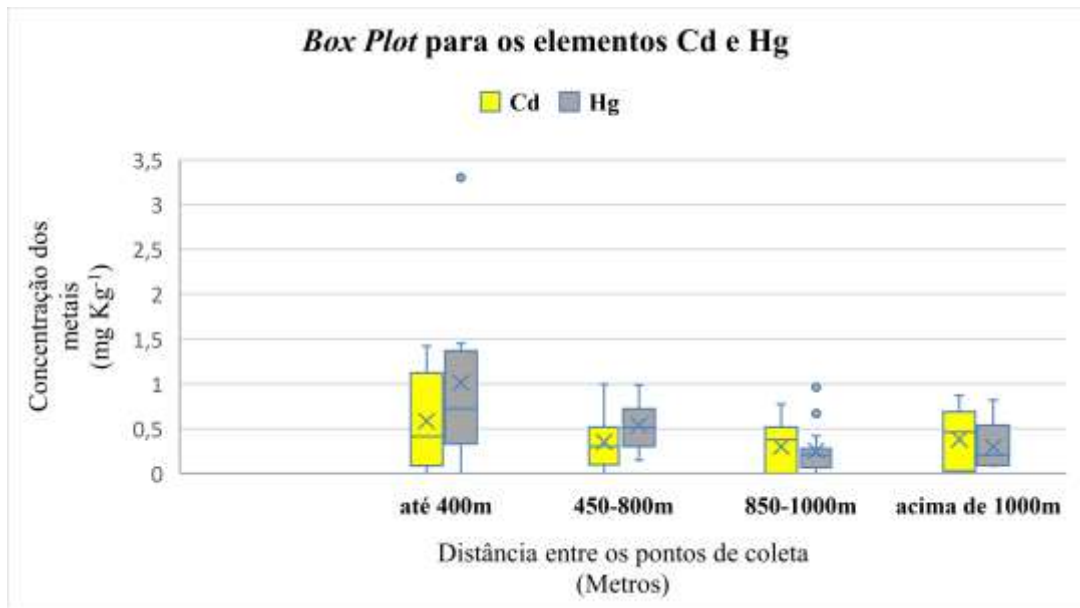
restritivo como o P75. Observa – se também que os VRQ's apresentados são inferiores ao P90 determinado nesta pesquisa. Esses resultados corroboram a influência antropogênica na área de estudo, que, nesse caso, foi à deposição irregular dos RSU pela população da zona urbana de Buriticupu, MA. Desta forma, essa prática é prejudicial aos ecossistemas e à população, que fixou residência nesse local.

Para efeitos de comparação, os pontos amostrados nesse estudo foram agrupados de acordo com a distância a rodovia BR-222, que dá acesso à área estudada que por consequência em áreas de menos distância, observou-se um maior acúmulo de RSU despejados a céu aberto.

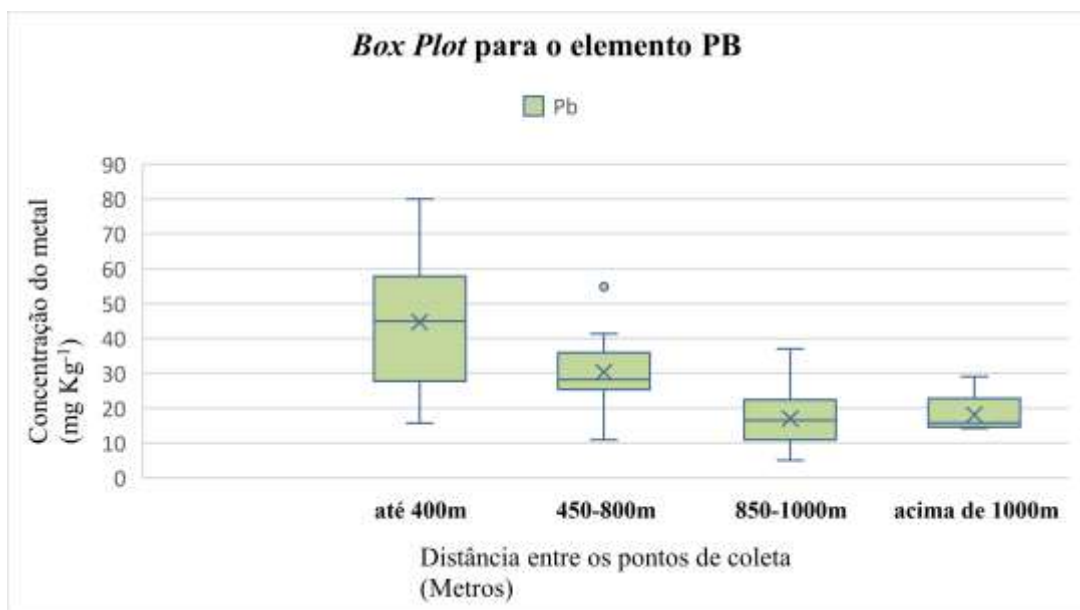
A área estudada foi dividida em 4 grupos:

- Até 400 M, 08 pontos;
- de 450 a 800 M, 12 pontos;
- de 850 a 1000 M, 15 pontos;
- acima de 1000 M, 05 pontos.

Nas figuras 10 e 11 são apresentados, respectivamente, os gráficos *Box Plot* para o conjunto de resultados obtidos para as concentrações de atividades de Cd, Hg e Pb. Esses gráficos representam o estudo da variabilidade com o objetivo de avaliar a simetria dos dados, sua dispersão e a existência ou não de *outliers*.



**Figura 10** - Gráfico *Box Plot* para as concentrações de Cd e Hg



**Figura 11** - Gráfico *Box Plot* para as concentrações de Pb.

Como pode ser observado, nos resultados obtidos para Hg e Pb, ocorreram valores elevados considerados outliers. No ponto P01 situado a menos de 100 metro da rodovia, local de fácil acesso para o despejo dos RSU, foi observado a concentração de 3,3 mg Kg<sup>-1</sup> de Hg; os pontos P31 e P34, distantes entre 850 e 1000 metros da rodovia, apresentaram as concentrações de 0,67 e 0,96 mg Kg<sup>-1</sup> de Hg, respectivamente. Para o metal Pb o valor considerado como *outlier* foi observado no ponto de coleta P15, a pouco mais de 500 metros de distância da rodovia, com a

concentração de 54,83 mg Kg<sup>-1</sup> de Pb.

Esses valores, dentre do conjunto de dados obtidos, não representam de forma real os valores de concentração para os metais estudados, podendo dessa forma ser classificados como irregulares e perturbadores.

Neste estudo, observou-se que os níveis de contaminação na área estudada estiveram em maiores concentrações nos pontos mais próximo da rodovia; devido a facilidade do acesso para os veículos que transportavam os RSU e o próprio relevo da área que dificultava o acesso a pontos mais distantes da Lixão de Buriticupu.

As figuras 10 e 11, que apresentam os gráficos Box Plot do estudo, mostram que os pontos de coleta situados até 400 metros da rodovia foram os que se mostraram com maiores teores para todos os metais. De acordo com o aumento da distância dos pontos de coleta a área de maior presença dos RSU as concentrações de metais sofrem diminuição. Para distâncias acima de 850 metros da rodovia grande parte dos pontos de coleta apresentaram valores abaixo do limite de detecção do método.

Em estudo realizado por Figueiredo (2004), ao se analisar a contaminação por chumbo oriundo de indústrias de reciclagem desse metal, foi observado uma redução dos teores encontrados ao passo que se distanciava do local de contaminação. Corroboram com esses resultados os estudos de Song et. al. (2015), que realizou uma avaliação de risco à saúde, na província de Suxian, China e Rovira *et al* (2010), que avaliou o potencial impacto da instalação de um programa ambiental de incineração de resíduos sólidos na Catalunha, Espanha. Ambos os estudos observaram uma progressiva diminuição da contaminação por metais de acordo com o distanciamento da fonte de poluição.

Para Figueiredo (2004), a propagação da contaminação por metais sobre grande influência do vento, sendo este um dos principais vetores no transporte dos poluentes. A lixiviação de elementos-traço e a infiltração do chorume são umas das principais preocupações quanto a

disposição de RSU em locais inapropriados, principalmente, em áreas de lixões a céu aberto; metais com propriedades de bioacumulação e biomagnificação na cadeia alimentar, podem ser absorvidos pelas plantas e animais, trazendo sérios riscos a biota e também a saúde da população (AJAH; ADEMILUYI; NNAJI, 2015).

Foi coletado amostras em pontos próximos ao Lixão desativado, porém que não apresentavam como depósito de RSU; são pontos distantes mais de 500 metros da área de contaminação e que em sua maioria, apresentaram resultados abaixo dos limites de detecção para Cd e Hg; mesmo para o elemento Pb detectado no ambiente os resultados não excederam os VRQ's definidos pela Resolução do CONAMA. São estes os pontos P20, P21, P25, P28, P29, P30, P31, P32, P33, P36.

Observou-se, neste estudo, que alguns pontos da área do Lixão desativado apresentaram níveis de metais que excederam o que a legislação descreve como naturais; mesmo esses valores ainda se encontrando abaixo dos valores de prevenção, sugere-se uma intervenção das agências ambientais responsáveis. Pois os dados mostraram que a atividade de disposição inadequada de RSU foi danosa à área estudada e devido à presença da população residente no local esses níveis de contaminação podem aumentar e com isso propiciar uma série de danos ao meio ambiente e a saúde da população.



## 7. CONCLUSÃO

O estudo mostrou que os níveis médios e medianas de Cd, Hg e Pb no lixão desativado de Buriticupu se encontravam dentro dos valores de prevenção descritos na Resolução 420/2009, do CONAMA. Embora esse valor de prevenção aponte o limiar de contaminação, que não oferece danos ao desenvolvimento da biota ou à saúde humana, na literatura, poucos são os estudos que comprovam a ausência de efeitos adversos à saúde nesses níveis de contaminação, principalmente, para faixas etárias reconhecidamente vulneráveis às intoxicações por metais como crianças e idosos. Entretanto, os valores máximos encontrados superaram os valores orientadores de agências ambientais nacionais e internacionais.

Com relação aos metais estudados, destacam – se os níveis de contaminação para Hg, reconhecidamente muito tóxico pela capacidade de bioacumulação e biomagnificação na cadeia alimentar, sendo observados maiores níveis no topo da cadeia. O Pb, também merece destaque devido a sua abundância na natureza e ampla utilização em processos industriais. Desta forma, é muito comum, o uso de materiais que contenham esses metais e o descarte incorreto desse tipo de produto ocasiona problemas sérios de poluição como os vistos neste trabalho.

Por serem metais que afetam diversos sistemas do organismo, se faz necessário uma investigação aprofundada sobre as possíveis vias de contaminação, inclusive avaliação da exposição aos metais no solo, pois a tendência é que os níveis desses metais sejam incrementados por outras atividades antrópicas com o crescimento populacional na área de estudo.

Como sugestão para estudos futuros, observou – se a necessidade de uma avaliação de outras substâncias químicas como os compostos orgânicos, possíveis poluidores dessa área e que apresentam um potencial de geração de doenças graves, inclusive o câncer. A metodologia de avaliação de risco também pode ser uma ferramenta de análise, que auxiliará na tomada de decisões com relação aos possíveis danos à saúde e risco de câncer dessa população exposta.

Conclui-se que a atividade de deposição de RSU sem preparação da área para esse fim trouxe danos ambientais, que podem agravar os níveis de contaminação com a instalação de moradias nessa área. Desse modo, as autoridades responsáveis devem observar as condições de moradia dessa população e até sugerir medidas mitigadoras.

## 8. REFERÊNCIAS

[CETESB]. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Avaliação de Risco a Saúde Humana - ARASH. São Paulo: CETESB. Disponível em: [www.cetesb.sp.gov.br/Solo/areas\\_contaminadas/Capitulo\\_IX.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/areas_contaminadas/Capitulo_IX.pdf)>. Acesso em 09/10/2013.

[CETESB]. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Cádmiio e seus Compostos. São Paulo: CETESB, 2012. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/cadmio.pdf>. Acesso em 13 Nov 2013.

[CONAMA] BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 420: 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. [on-line]. [2014, março 10]. Disponível em: [http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS\\_ANEXO/res%20conama%20420de2009;10;20120917.pdf](http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO/res%20conama%20420de2009;10;20120917.pdf)

[PNUMA]. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. Final review of scientific information on cadmium –Version of December 2010. Nairobi: PNUMA; 2010. Disponível em: <http://www.unep.org/search.asp?q=cadmium&cx=007059379654755265211%3Ajknxjgnyii&cof=forid%3A11&sa.x=0&sa.y=0>. Acesso em 02 Mar 2015.

ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for mercury. **US Department of Health and Human Services**. Atlanta. Registry, 1999.

\_\_\_\_\_. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for lead. **US Department of Health and Human Services**. Atlanta v. 1, p. 582, 2007.

\_\_\_\_\_. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for cadmium. **US Department of Health and Human Services**. Atlanta: ATS-DR, 2012. 487 p.

ALCANTARA, Arleme Janissara de Oliveira *et al.* Teores de As, Cd, Pb, Cr e Ni e atributos de fertilidade de Argissolo Amarelo distrófico usado como lixão no município de Cáceres, estado de Mato Grosso. *Rev. bras. geociênc.*, São Paulo, v. 41, n. 3, set. 2011. Disponível em: <[http://papegeo.igc.usp.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0375-75362011000300013&lng=pt&nrm=iso](http://papegeo.igc.usp.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0375-75362011000300013&lng=pt&nrm=iso)>. Acessos em: 21 maio 2014.

ALEXANDRINO, R. C. S. Determinação do valor de prevenção para solos contaminados por chumbo no estado de Minas Gerais. 2014. 146 f. Dissertação ( Mestrado em Ciências do Solo) – Universidade Federal de Lavras. Lavras. 2014.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. New York: Blackie and Son, 1990. 446p

AJAH, K. C; ADEMILUYI, J.; NNAJI, C. C. Spatiality, seasonality and ecological risks of heavy metals in the vicinity of a degenerate municipal central dumpsite in Enugu, Nigeria. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, p. 13-15. 2015.

ARAÚJO, J. B. S.; PINTO FILHO, J. L. O. Identificação de fontes poluidoras de metais pesados nos solos da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró/RN, na área urbana de

Mossoró-RN. **Revista Verde**, v. 5, n. 2, p. 80-94, 2010.

AZEVEDO F. A. CHASIN A. A. M. *As Bases Toxicológicas da Ecotoxicologia*. 1 ed. São Carlos: RiMa, 2003 – São Paulo: Intertox; 2003.

AZEVEDO F. A. CHASIN A. A. M. *Metais: Gerenciamento da Toxicidade*. São Paulo: Atheneu, 2003.

BECEGATO, V. A. *et al.* DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ELEMENTOS RADIOATIVOS E METAIS PESADOS NO LIXÃO DESATIVADO DA CIDADE DE LAGES-SC?. **Geoambiente on-line**, n. 14, p. 01-15 pág., 2010.

BIONDI, C.M. Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do Estado de Pernambuco. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Dissertação de mestrado, 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. *Atenção à saúde dos trabalhadores expostos ao chumbo metálico / 48 p.* Ministério da Saúde, Secretaria de Atenção à Saúde, Departamento de Ações Programáticas Estratégicas. – Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2006.

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010.

CAMPOS, Mari Lucia *et al.* Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 40, n. 4, p. 361-367, 2005.

CARDOSO LMN, CHASIN AAM. *Cadernos de referência ambiental*. Vol. 6 *Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos*. Salvador: CRA, 2001.

CAVALLET, Luiz Ermindo; CARVALHO, Sebastião Garcia de; FORTES NETO, Paulo. Metais Pesados nenhuma Rejeito e na Água em área de Descarte de Resíduos Sólidos Urbanos. **Rev. Ambient. Água**, Taubaté, v. 8, n. 3, p. 229-238, dezembro 2013. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1980-993X2013000300019&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2013000300019&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 03 de Jun de 2015.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*. São Paulo, 1999.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. *Decisão Diretoria nº 195-2005- E – Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e água Subterrâneas no Estado de São Paulo*. São Paulo, 2005. 4p.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 420/2009. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm.htm>> Acesso em 20 de maio 2013.

DAMAS, G. B.; BERTOLDO, B.; COSTA, L. T. Mercúrio: da Antiguidade aos Dias Atuais. **Revista Virtual de Química**. 6 (4), 1010-1020. 2014.

DELVALLS, T. A., ANDRES, A., BELZUNCE, M. J., BUCETA, J. L., CASADO-MARTINEZ, M. C., CASTRO, R. & BLASCO, J. (2004). Chemical and ecotoxicological guidelines for managing disposal of dredged material. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, 23(10), 819-828.

DOMINGUES, T. C. de G. Teor de metais pesados em solo contaminado com resíduo de sucata metálica, em função de sua acidificação. 2009. 81f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Resíduos Agroambientais) – Pós-Graduação – IAC.

FERNANDES, J. D. et. al. Estudo de impactos ambientais em solos: o caso da reciclagem de baterias automotivas usadas, tipo chumbo-ácido. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**. V. 7, n. 1, p. 231-255, jan-abr/2011, Taubaté, SP, Brasil.

FICARIS M. Análise de metais pesados em águas subterrâneas empregando a fluorescência de raios X por reflexão total com radiação sincrotron (SR-TXRF). Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas, SP. 2004.

FIGUEIREDO, F. de V. Avaliação da contaminação do solo por metais provenientes de indústrias recicladoras de chumbo. Dissertação (mestrado). Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Bauru. Bauru, SP. 2004

GONÇALVES Jr., A. C., NACKE, H., SCHWANTES, D., COELHO, G. F. Heavy Metal Contamination in Brazilian Agricultural Soils due to Application of Fertilizers. In: HERNANDEZ-SORIANO, M. C. (Ed.). Environmental Risk Assessment of Soil Contamination. Ed. Intech Open, 2014. p. 105-135.

GOUVEIA, Nelson; PRADO, Rogerio Ruscitto do. Riscos à saúde em áreas próximas a aterros de resíduos sólidos urbanos. Rev. Saúde Pública, São Paulo, v. 44, n. 5, Oct. 2010.

International Agency for Research on Cancer. Agents Classified by the IARC Monographs, volumes 1–109. [S.l.]. 2012. Disponível em: <<http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>>. Acesso em: 18 Nov 2014.

JÚNIOR, D.; WINDMÖLLER, W. A. A Questão do Mercúrio em Lâmpadas Fluorescentes. **Química Nova na Escola**. 28, 15. 2008.

KLAASSEN C. D. (ed). Casarett&Doull's. Toxicology: The Basic Science of Poisons. 7th ed. New York: McGraw-Hill, 2008.

LOPES, D. N. M. Mercúrio total em peixes do rio Jaguaribe – Jusante do dique de Itaiçaba/CE. Fortaleza, p. 12-38. 2012.

LUCKETT, B. G. et. al. Cadmium Exposure and Pancreatic Cancer in South Louisiana. **Journal of Environmental and Public Health**. Volume 2012, Article ID 180186, 11 pages:10.1155/2012/180186. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3540786/pdf/JEPH2012-180186.pdf>>. Acessado em 30 Mar 2015.

MACHADO, M. E.; MENEZES, J. C. S. dos S.; COSTA, J. F. C. L.; SCHNEIDER, I. A. H. Análise e avaliação da distribuição de metais pesados em um antigo aterro de resíduos sólidos urbanos “Aterro Invernadinha”. **Evidência**, Joaçaba, v. 1, n. 2, p. 69-82, 2011.

MARQUES, R. F. de P. V. Impactos ambientais da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo e na água superficial em três municípios de Minas Gerais. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Lavras: UFLA, 2011.

MAZOTO, M. L., GUIMARÃES, R. M., CÂMARA, V. M., & ASMUS, C. I. R. F. (2014). Perfil de exposição ao chumbo em crianças escolares da rede municipal da cidade do Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. bras. saúde matern. infant*, 14(4), 413-421.

MORAES M. V. G. Doenças ocupacionais – agentes: físico, químico, biológico, ergonômico. 1ª ed. São Paulo: Iárica; 2010.

MOREIRA F. R. MOREIRA J. C. A importância da análise de especiação do chumbo em plasma para a avaliação dos riscos à saúde. *Quim Nova*. 2004; 27(2): 251-60.

MOREIRA, D. A. et. al. Determinação das características de resíduo sólido urbano aterrado. *Engenharia Ambiental*, Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 1, p. 099-108, 2010.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. A cinética do chumbo no organismo humano e sua importância para a saúde. *Ciência e Saúde Coletiva*, v. 9, n. 1, p. 167-181, 2004.

MOREIRA, M. F. R.; NEVES, E. B. Uso do chumbo em urina como indicador de exposição e sua relação com chumbo no sangue. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 24, n. 9, p. 2151-2159. 2008.

MOURA, M. C. S. de. *et al.* Estudo multivariado de solos urbanos da cidade de Teresina. *Quim. Nova*, Vol. 29, Nº. 3, 429-435. 2006.

MUNIZ, D. H. de F.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente-doi: 10.5102/ucs.v4i1.24. *Universitas: Ciências da Saúde*, v. 4, n. 1, p. 83-100, 2008.

NORDBERG G. F. NOGAWA K. NORDBERG M. FRIBERG L. T. Cadmium. In: Nordberg GF, Fowler BA, Nordberg M, Friberg LT, eds. *Handbook on the Toxicology of Metals*. 3ª ed. USA: Academic Press, 2007. p. 446-486.

OGA, S. *Fundamentos de toxicologia*. 3 ed. São Paulo: Atheneu Editora, 2008.

OLIVEIRA, C. H.; REBECHI, M.; QUAGLIARA, P. C. Sensibilidade ao timerosal e seu uso em colírios no Brasil. *Revista Brasileira de Alergia e Imunopatologia*. 29, 1. 2006 .

OMS - Organização Mundial da Saúde, International Agency For Research On Cancer. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Vol. 58. Beryllium, Cadmium, Mercury, and Exposures in the Glass Manufacturing Industry. Summary of Data Reported and Evaluation. Lyon: IARC; 2012. Disponível em: <<http://www.monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol58/volume58.pdf>>. Acesso em 21 Mar. 2014.

Organização Mundial da Saúde. Cadmium - Exposure to cadmium: a major public health concern. Geneva: WHO, 2010. Disponível em: [http://www.who.int/ipcs/assessment/public\\_health/cadmium/en/index.html](http://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/cadmium/en/index.html). Acesso em 12 Nov 2013.

PAYE, H. *et al.* Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos no Estado do Espírito Santo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 6, p. 2041-2051, 2010.

PEDROZO M. F. M. *Toxicologia (Monitorização) da Exposição de Populações a Agentes*

Tóxicos. In: Azevedo FA, Chasin AAM. As bases toxicológicas da ecotoxicologia. São Carlos: RiMa, 2003. São Paulo; 2003.168-220.

PICARDO, M.; FERREIRA DA COSTA, A. Continuous thorium biosorption - Dynamic study for critical bed depth determination in a fixed-bed reactor. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 208-210, 2009.

PINTO FILHO, J. L. de O. et. al. MONITORAMENTO DOS TEORES TOTAIS E DISPONÍVEIS DE METAIS PESADOS NO LIXÃO DO MUNICÍPIO DE APODI-RN. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 7, n. 1, 2012.

PRESTON, W. *et al.* Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos do Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 3, p. 1028-1037, 2014.

RIBEIRO, M. A. do C. Contaminação do solo por metais pesados. Tese de Doutorado. Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias. Lisboa. 2013.

ROLDÃO, A. P. G. Contaminação mercurial em pescado. Monografia (Pós Graduação) – UCB/PRPP/Curso De Pós-Graduação "Lato Sensu" Em Higiene E Inspeção De Produtos De Origem Animal. Rio de Janeiro: UCB/PRPP, 2008.

ROVIRA, J. *et al.* Environmental monitoring of metals, PCDD/Fs and PCBs as a complementary tool of biological surveillance to assess human health risks. *Chemosphere*, 80, p. 1183–1189. 2010.

SANTOS, S. N. Valores de referência de metais pesados em solos de Mato Grosso e Rondônia. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz. Piracicaba – SP. 2011.

SATARUG, Soisungwan *et al.* Cadmium, environmental exposure, and health outcomes. *Ciênc. saúde coletiva*, Rio de Janeiro, v. 16, n. 5, May 2011. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-81232011000500029&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232011000500029&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 15 Abr. 2014.

SILVA, L. M. S. Avaliação de Procedimentos Analíticos com Vistas a Determinação Eletroanalítica de Metais em Gasolina. Dissertação de Mestrado, UFMA, São Luís, MA, 2004.

SILVA, M. W., ESTANISLAU, C. A. M. Concentração de mercúrio em peixes da Amazônia. **Boletim ABLimno**, v. 41, n. 1, p. 08-14, 2015.

SOARES, I. A., FLORES, A. C., MENDONÇA, M. M., BARCELOS, R. P., BARONI, S. Fungos na biorremediação de áreas degradadas. **Arquivos Instituto Biológico**, v. 78, n. 2, p. 341-350, 2011.

SONG, D. *et al.* Integrated Health Risk Assessment of Heavy Metals in Suxian County, South China. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 2015.

TARLEY, C. R. T.; ARRUDA, M. A. Z. Adsorventes naturais: potencialidades e aplicações da esponja natural (*Luffa cylindrica*) na remoção de chumbo em efluentes de laboratório. **Revista Analytica**, n. 4, p. 25-32, 2003.

TCHOUNWOU, P. B., AYENSU W. K., NINASHVILI N., SUTTON D. Review Environmental exposure to mercury and its toxicopathologic implications to public health. **Environmental Toxicology**. 18 149-175. 2003.

TINÔCO, A. A. P., AZEVEDO, I. C. D. A. D., MARQUES, E. A. G., MOUNTEER, A. H., MARTINS, C. D. P., NASCENTES, R., & NATALINO, R. (2010). Evaluation of mercury contamination in Descoberto, MG. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 305-314, 2010.

TOMAZELLI, A. C. Estudo comparativo das concentrações de cádmio, chumbo e mercúrio em seis bacias hidrográficas do estado de São Paulo. 2003, p. 144. TESE (Doutorado em biologia comparada) Faculdade de filosofia, ciência e letras de Ribeirão Preto da USP. Ribeirão Preto – SP, 2003.

U.S. Department of the Interior. U.S. Geological Survey. Cadmium - Statistics and Information. Reston: USGS; 2013. Disponível em: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/cadmium/>. Acesso em: 09 Mar 2015.

VÁZQUEZ, F. M.; ANTA, R. C. Niveles genéricos de metales pesados y otros elementos traza em suelos de Galicia. Ed: Xunta de Galicia, 2009. 229 p.

VIANA, D. B. Avaliação de Riscos Ambientais em Áreas Contaminadas: Uma Proposta Metodológica. Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Ambiental, 2010. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2010.

WAN, L. Z. Cadmium toxicity: Effects on cytoskeleton, vesicular trafficking and cell wall construction. *Plant Signaling & Behavior* 7:3, 345–348; March 2012. Disponível em: <<https://www.landesbioscience.com/journals/psb/2011PSB0522.pdf>>. Acessado em: 10 Fev 2015.

XIAOLI, C.; SHIMAOKA, T.; XIANYAN, C.; QIANG, G.; YOUCAI, Z. Characteristics and mobility of heavy metals in an MSW landfill: implications in risk assessment and reclamation. **Journal Hazard Materials**, v. 144, n. 1-2, p. 485-491, 2007.

ZAMBRANO, B. Consideraciones Generales Sobre El Mercurio, El Timerosal, Y Su Uso En Vacunas Pediátricas. **Revista Médica del Uruguay**. 20, 1. 2004.

ZHANG, G. *et al.* Historical change of heavy metals in urban soils of Nanjing, China during the past 20 centuries. **Environment International**, v. 31, p. 913-919, 2005.

ZHOU, J.M, DANG, Z., CAI, M.F., LIU, C.Q. Soil heavy metal pollution around the Dabaoshan mine, Guangdong province, China. *Pedosphere*, 17 (2007), p. 588–594.