

UNICESUMAR – CENTRO UNIVERSITÁRIO DE MARINGÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS LIMPAS

ROBERTA MERTZ RODRIGUES

**FITORREMEDIAÇÃO POR MEIO DE PLANTAS
ORNAMENTAIS PARA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS
URBANAS CONTAMINADAS COM CHUMBO**

MARINGÁ
2016

ROBERTA MERTZ RODRIGUES

**FITORREMEDIAÇÃO POR MEIO DE PLANTAS
ORNAMENTAIS PARA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS
URBANAS CONTAMINADAS COM CHUMBO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Limpas do Centro Universitário de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Limpas.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Sonia Tomie Tanimoto.
Coorientadora: Prof^a. Dr^a Ana Paula Machado Velho.

MARINGÁ
2016

Ficha Catalográfica

R657f

RODRIGUES, Roberta Mertz

Fitorremediação por meios de plantas ornamentais para recuperação de áreas urbanas contaminadas com chumbo. Roberta Mertz Rodrigues. Maringá-Pr. Unicesumar, 2016. 59p.

Contém Tabelas e Figuras

Mestrado em Tecnologias Limpas

Orientador: Prof^ª. Dra. Sonia Tomie Tanimoto

Co-Orientadora: Prof^ª. Ana Paula Machado Velho

1. Pb. 2. Fitoextrator. 3. Metais Pesados. 4. Fitoindicador. 5. Fitoestabilização.

6. Remediação. I. Título. UNICESUMAR.

CDD 22^a Ed. 304.2

NBR 12899 - AACR/2

ROBERTA MERTZ RODRIGUES

Fitorremediação por meio de plantas ornamentais para recuperação de áreas urbanas contaminadas com Chumbo

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Limpas do Centro Universitário de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Limpas pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof^a. Dr^a. Sonia Tomie Tanimoto
Centro Universitário de Maringá (Presidente)

Prof^a. Dr^a. Anny Rosi Mannigel
Centro Universitário de Maringá

Prof^a. Dr^a. Regina de Held
UNIPAR, Campus Cianorte

Aprovado em: 31 de Março de 2016.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a todos aqueles que
contribuíram para sua realização.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela perfeição deste mundo e a fluidez da vida.

Ao Centro Universitário de Maringá, por ter-me possibilitado desenvolver este trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Limpas/ Unicesumar pela disposição de dividir seus preciosos conhecimentos.

À minha orientadora Prof^a Sonia Tomie Tanimoto, pelas ideias inovadoras de pesquisa, capacidade e facilidade de permear por todas as áreas e todo o suporte fornecido.

Ao técnico de laboratório Marcelo Teixeira pelo apoio, paciência, suporte e orientações nos métodos laboratoriais, sem o qual não seriam possível as análises.

Ao Prof. Djalma Palin Junior e sua empresa Termo Scientific pela disponibilidade de realizar as análises químicas.

A todos os meus amigos que, de uma forma ou de outra, me apoiaram ao longo da elaboração deste trabalho.

Finalmente, agradeço do fundo do meu coração aos meus pais, Wilson e Clarice, por todo o suporte concedido nessa etapa da minha vida, sem os quais nada disso seria possível.

“A vida não conhece tempo, conhece fluxo”.

Ernst Götsch

Fitorremediação por meio de plantas ornamentais para recuperação de áreas urbanas contaminadas com Chumbo

RESUMO

O presente trabalho teve como principal objetivo avaliar a resistência de plantas ornamentais em ambientes contaminados com Pb (chumbo) e determinar se estas podem ser utilizadas com remediadores de chumbo no ambiente. Para tal, foi realizada uma investigação do potencial remediador das espécies *Tradescantia pallida* (trapoeraba-roxa), *Ophiopogon jaburani* (barba-de-serpente), *Sansevieria trifasciata* (espada-de-são-jorge) e *Cuphea gracilis* (érica ou falsa-érica) em absorver/adsorver chumbo de solos contaminados artificialmente. As mudas foram transplantadas em vasos plásticos, contendo substrato e solo, o experimento foi distribuído em delineamento inteiramente casualizado e adicionado ao solo à quantidade de aproximadamente 20,0 gramas de sulfato de chumbo II (PbSO_4), para fins comparativos, foi estabelecido uma testemunha (planta ausente de contaminação), com quatro repetições, totalizando trinta e dois vasos. No decorrer do experimento foi realizado um registro fotográfico semanal para acompanhamento e comparação do desenvolvimento das plantas. Após 20 semanas de contaminação as plantas foram preparadas para análises químicas, realizadas por meio de espectroscopia de absorção atômica de chama e plasma. Os resultados mostram que todas as espécies estudadas possuem um potencial em adsorver Pb em suas raízes. Ao avaliar visualmente o crescimento das espécies, comparando os indivíduos sem contaminação e contaminados, não foi possível verificar indícios de intoxicação, sendo que estes tiveram um crescimento "normal". Com exceção da *S. trifasciata*, as plantas desenvolvem mecanismos de defesas para impedir que o contaminante seja translocado para a parte aérea. Todas as espécies estudadas que receberam contaminação por Pb apresentaram uma aparência semelhante ao das plantas testemunhas e nenhum dos indivíduos morreu, indicando uma resistência ao elemento.

Palavras-chave: Pb; fitoextrator; metais pesados; fitoindicador; fitoestabilização; remediação

Phytoremediation through ornamental plants for the recovery of urban areas contaminated with lead

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the resistance of ornamental plants in environments contaminated with Pb (lead) and determine whether they can be used for lead remediation in the environment. The study of the potential to absorb / adsorb lead from the contaminated soils of *Tradescantia pallida* (purple-heart), *Ophiopogon jaburan* (mondo grass), *Sansevieria trifasciata* (mother-in-law's tongue) and *Cuphea gracilis* (false-heather). The plants were placed into plastic pots containing soil and substrate. The experiment was distributed in a completely randomized design and added to the soil the amount of approximately 20.0 grams of lead sulfate II (PbSO_4), there was also the witness for reference purposes, with four replications, totaling thirty-two vessels. During the experiment the plants were weekly photographed for monitoring and comparing the development of plants. After 20 weeks of contamination the plants were prepared for laboratory chemical analysis made by atomic absorption spectroscopy and flame plasma. The results showed that all species have the potential to adsorb Pb into the roots. To visually evaluate the growth of the species comparing the uncontaminated and contaminated individuals, could not be verified evidence of intoxication, and these had a normal growth. With the exception of *S. trifasciata*, the plants develop defense mechanisms to prevent the contaminant is translocated to the shoot. All species receiving contamination Pb showed an appearance similar to that of control plants and none of the individuals died, indicating a resistance for element.

Key-words: Pb; phytoextraction; heavy metal; phytoindicator; phytostabilization; remediation

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Fazenda Tacaruna - RJ	33
Figura 2 <i>T. Pallida</i> – Canteiro Central da Av. São Paulo de Maringá-PR	34
Figura 3 <i>O. jaburani</i> – Canteiro do Unicesumar de Maringá - PR	35
Figura 4 <i>S. trifasciata</i> – Canteiro Central da Av. Paraná de Maringá - PR.....	35
Figura 5 <i>C. gracilis</i> – Canteiro Central da Av. Goiás de Cianorte - PR	36
Figura 6 Vasos na Casa de Vegetação	39
Figura 7 Ilustração da Contaminação	40
Figura 8 Contaminação com Sulfato de Chumbo.....	40
Figura 9 Secagem em Estufa	41
Figura 10 Sulfato de Chumbo Concentrado no Substrato	42
Figura 11 Curva Padrão de Sulfato de Chumbo (Espectroscopia de Abso. Atômica) ...	42
Figura 12 <i>T. Pallida</i> - Testemunha.....	43
Figura 13 <i>T. Pallida</i> – Contaminação com Chumbo (20,0g)	43
Figura 14 <i>T. Pallida</i> (raiz)	44
Figura 15 <i>O. jaburani</i> - Testemunha	44
Figura 16 <i>O. jaburani</i> – Contaminação com Chumbo (20,0g).....	45
Figura 17 <i>O. jaburani</i> (raiz): A= testema.....	45
Figura 18 <i>S. trifasciata</i> - Testemunha	46
Figura 19 <i>S. trifasciata</i> – Contaminação com Chumbo (20,0g).....	46
Figura 20 <i>S. trifasciata</i> (raiz).....	47
Figura 21 <i>C. gracilis</i> - Testemunha	47
Figura 22 <i>C. gracilis</i> – Contaminação com Chumbo (20,0g)	48
Figura 23 <i>C. gracilis</i> (raiz)	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Espécies utilizadas na fitorremediação de Pb	32
Tabela 2 Delineamento experimental	34
Tabela 3 Potencial remediador das espécies estudadas	49

LISTA DE ABREVIATURAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

As – Arsênio

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry

Cd – Cadmio

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

Co – Cobalto

COBRAC – Companhia Brasileira de Chumbo

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

Cr – Cromo

Cu – Cobre

DNPM – Departamento Mineral de Produção Mineral

HCl – Ácido Clorídrico

Hg – Mercúrio

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INMETRO – Instituto Nacional de Metodologia, Qualidade e Tecnologia

Ni – Níquel

PAHs – Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos

Pb – Chumbo

PbSO₄ – Sulfato de Chumbo II

PM – Peso Molecular

Ppm – Partes por milhão

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

Se – Selênio

Sindvest – Sindicato das Indústrias do Vestuário

TPH – Hidrocarbonetos Totais de Petróleo

EPA – United States Environmental Protection Agency

WHO – World Health Organization

Zn – Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 REVISÃO DA LITERATURA	16
2.1 IMPORTÂNCIA COMERCIAL DO CHUMBO.....	16
2.2 UTILIZAÇÃO DO CHUMBO E CONTAMINAÇÃO DO SOLO URBANO	16
2.3 INTOXICAÇÃO HUMANA POR CHUMBO	20
2.4 FITORREMEDIAÇÃO	22
2.5 INFLUÊNCIA DOS METAIS EM PLANTAS	29
2.6 TOXIDADE EM PLANTAS POR CHUMBO	30
2.7 ESPÉCIES ADOTADAS NA PESQUISA	33
3 METODOLOGIA.....	37
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
5 CONCLUSÕES.....	49
REFERÊNCIAS	51

1 INTRODUÇÃO

Cidades são organismos vivos e complexos, além de serem ecossistemas abertos, implantados sobre o ambiente natural que imprimem a artificialização do meio, adequando-se às necessidades humanas. Quanto maior for a ordem de artificialização, ou seja, de elaboração tecnológica dos bens produzidos/utilizados e descartados, maior será o impacto ambiental.

De acordo com Bruna (2002), no Brasil, a industrialização ocorreu a partir dos anos 1960, também intensificando o fenômeno de urbanização. Somando isso ao aumento da expectativa de vida e a diminuição da mortalidade elevou-se o número da população. A população atual do Brasil é de 165.371.493, sendo que a taxa de urbanização é de 78,4% (IBGE, 2015).

As cidades tem dificuldade de absorver de forma planejada todos esses indivíduos. Gerando ocupações irregulares em fundo de vale, encostas de morros e áreas ambientais protegidas. A falta de saneamento básico e tratamento de esgoto doméstico agrava essa situação junto com a necessidade de locomoção, as quais vão acarretar na degradação ambiental, poluindo o solo, ar e águas superficiais e de subsolo (BRUNA, 2002).

Com o intuito de regulamentar e minimizar os impactos causados pela urbanização acelerada entrou em vigor, em 2012, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que proíbe a implantação de novos lixões e traz resoluções sobre a implantação de aterros sanitários e controlados capazes de dar destinação correta aos diferentes tipos de descartes (BRASIL, 2010).

No entanto, a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) (2013) aponta que o panorama de resíduos sólidos no Brasil, quantifica que a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) em 209.280t/dia, resulta em uma média de 1,041kg/hab/dia, sendo coletados 189.219t/dia ou 0,941kg/hab/dia, atingindo um valor de 20.000 toneladas por dia sendo descartadas de forma inadequada. Contudo, apenas 58,26% do RSU no Brasil tem uma destinação final adequada e pouco mais de 62% dos municípios registraram alguma iniciativa de coleta seletiva.

Além da problemática apresentada sobre resíduos sólidos e sua destinação, há uma preocupação generalizada das cidades com a contaminação de seus espaços, visto que algumas toxinas de alto risco para a saúde e sobrevivência de todo um ecossistema, podem ser liberadas de forma irresponsável e sem nenhum tratamento por diversos tipos de indústrias e serviços.

Nesse parâmetro, pode-se destacar a contaminação do solo por chumbo (Pb), risco gerado por indústrias e serviços que utilizam esse elemento no seu processo de produção. Segundo Sharma e Dubey (2005) as fontes de contaminação do meio ambiente por Pb são através do escape de automóveis, em aditivos em pigmentos e gasolina; mineração, indústrias de fundição de minérios de chumbo através das chaminés das fábricas; efluentes da indústria de baterias acumuladoras; pinturas metalizadas e operações de acabamentos; fertilizantes e pesticidas; além das intemperes naturais.

Na região é possível destacar a cidade de Umuarama, que possui uma recuperadora de baterias automotivas, apresentando uma filial em Cianorte. Em Maringá, destacam-se as lavanderias industriais, que segundo o Sindicato das Indústrias do Vestuário (Sindvest) dividem-se em seis lavanderias industriais e doze estamparias além de três fábricas de tintas e vernizes atuantes na cidade.

As contaminações por esse material são raras, porém, quando ocorrem causam grande impacto ambiental, econômico e principalmente afetam a saúde da população. Essas áreas contaminadas são consideradas um grande risco à saúde e segurança pública, o que limita o desenvolvimento urbano local e desvaloriza todo o setor imobiliário (SÁNCHEZ *apud* GLOEDEN; SOARES, 2013).

Desta forma, essa pesquisa foi desenvolvida na busca de alternativas funcionais para potencial recuperação de solos contaminados com Pb, de forma global ou parcial tornando-o adequado para uso sem risco sanitário. Priorizando características como baixo custo e manutenção, mantendo eficiência e considerando a rapidez no processo de remediação.

Adotou-se a fitorremediação, que consiste em um método que utiliza plantas para degradar, extrair, conter, ou imobilizar contaminantes do solo ou água. Grande parte desse método consiste na comprovação do conhecimento empírico na agricultura, silvicultura e horticultura no que se refere às questões ambientais; sendo que os contaminantes podem ser de vários tipos: orgânicos e inorgânicos (EPA, 2000).

As principais vantagens apresentadas por este método consistem na ampla variedade de plantas, alcance, eficiência e possibilidade de uso em diversos ambientes (solo, água) e, principalmente na capacidade de não agredir o ambiente (MALIK; BISWAS, 2012).

Considerada uma tecnologia verde e sustentável, que não necessita de implementação de energias, ou monitoramento intensivo; ela melhora a qualidade do ar com o sequestro do gás carbônico, controlam as erosões, escoamentos, infiltrações, bem como poeira atmosférica. Caracteriza-se por ser um tratamento passivo e no local da contaminação; favorece uma percepção pública e oportunidade educacional. Melhora a estética, e auxilia na redução de ruídos; aplicável a locais remotos de difícil acesso; pode ser usada em conjunto com outros métodos de remediação. É indicado para identificar e mapear a contaminação. Pode ser aplicado como preventivo para detecção de possíveis vazamentos; com baixa manutenção que ajuda a natureza a recuperar-se; cria habitats; promove a restauração natural e é viável financeiramente (EPA, 2000).

Sendo assim, baseando-se no fato de que algumas espécies de plantas são capazes de absorver/adsorver contaminantes no solo por um prazo indeterminado, este estudo tem por objetivo principal avaliar a resistência de plantas ornamentais em ambientes contaminados com chumbo e determinar se estas podem ser utilizadas com remediadores deste metal no solo. Além de analisar o potencial das espécies *Tradescantia pallida* (trapoeraba-roxa), *Ophiopogon jaburani* (barba-de-serpente), *Sansevieria trifasciata* (espada-de-são-jorge) e *Cuphea gracilis* (érica ou falsa-érica) em absorver/adsorver chumbo de solos contaminados; acompanhar de forma visual o crescimento das espécies comparando os indivíduos sem contaminação e contaminados, observando possíveis indícios de intoxicação; determinar o potencial remediador de cada planta através de análises químicas e por fim, precisar a presença de chumbo nas diferentes regiões das plantas (raiz, folhas, caule).

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 IMPORTÂNCIA COMERCIAL DO CHUMBO

O chumbo, de número atômico 82, é um metal cinza-azulado, maleável e sensível ao ar, seu ponto de fusão é relativamente baixo 327°C, tendo como temperatura de ebulição 1749°C, está classificado como um metal pesado, de alta toxicidade. É relativamente abundante na crosta terrestre, sendo as maiores fontes naturais as emissões vulcânicas, intemperismo geoquímicos e névoas aquáticas (WHO, 1995). Conhecido desde a antiguidade ocupa o posto do quinto metal mais utilizado na indústria, podendo ser extraído de minas e transformado por diversos processos, nos últimos 100 anos a produção e o consumo praticamente quadruplicaram (PANTAROTO; FIGUEREDO, 2007).

Segundo o Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM) (2014), no ano de 2012, a produção mundial de chumbo atingiu 10,5 milhões de toneladas, sendo que a China teve a maior participação de 44%. No Brasil não há produção do chumbo primário, a manipulação desse elemento restringe-se à sua reciclagem; é encontrado principalmente em: baterias automotivas, indústrias e materiais de telecomunicação. Mesmo assim, no ano de 2013, o país chegou a remanejar um total de 152 mil toneladas, sendo que as usinas refinadoras possuem capacidade de 160 mil toneladas/ano (DNPM, 2014).

Comercialmente é muito utilizado devido à vasta aplicação na indústria e com características peculiares: como sua excepcional maleabilidade, baixo ponto de fusão, alta resistência à corrosão, alta densidade, alta opacidade aos Raios-X e gama, reação eletroquímica com ácido sulfúrico e estabilidade química no ar, solo e água, sendo possível ainda seu aproveitamento de forma pura ou ligado a outros metais, ou compostos químicos (ATSDR, 2007).

2.2 UTILIZAÇÃO DO CHUMBO E CONTAMINAÇÃO DO SOLO URBANO

No séc. XIX, o chumbo metálico era utilizado para lacrar latas de alimentos e bebidas, porém, ao abri-las o chumbo da solda reagia com o oxigênio e havia o risco de

contaminar o alimento, principalmente em meio ácido, que são muito utilizados como conservantes (SPIRO; STIGLIANI, 2009, BAIRD; CANN, 2011).

Baird e Cann (2011, p. 80) relatam que “[...] na Expedição Franklin, de 1845, onde o objetivo era encontrar uma passagem no Ártico, resultou em falha, porque todos os seus membros morreram de envenenamento pelo chumbo das soldas nas latas de estanho que levavam a comida”.

É importante destacar que o chumbo dissolvido (Pb^{2+}) é completamente absorvido pelo organismo; hoje é ainda muito utilizado para confecção de munições usadas por caçadores, podendo afetar a fauna local e itens de pesca, contaminando diretamente os organismos aquáticos (SPIRO; STIGLIANI, 2009, BAIRD; CANN, 2011).

Segundo Yanakiew (2005 *apud* OLIVEIRA; GOMES; AFONSO, 2010, p. 242) “[...] cerca de 70% dos metais pesados dos aterros norte-americanos provêm de lixo eletrônico, sendo que cerca de 40% em massa do chumbo encontrado nos aterros do país é proveniente de equipamento eletroeletrônico”.

Em tintas e pigmentos, o chumbo é misturado em forma de sais por serem excelentes fixadores. Dentre eles destacam-se os cromatos ($PbCrO_4$) que formam pigmentos amarelos e são muito utilizados em sinalizações horizontais de trânsito, os óxidos (Pb_3O_4) de coloração vermelha, base de tintas contra corrosão para estruturas metálicas e os hidroxicarbonatos [$Pb_3(OH)_2(CO_3)_2$] conhecidos como chumbo branco, muito utilizados como base para tintas internas com pigmentação branca (WHO, 1995, SPIRO; STIGLIANI, 2009, BAIRD; CANN, 2011).

Os índices de chumbo em tintas já foram noticiados em programas de telecomunicação, como em uma reportagem do Fantástico em 2015, onde se apresentaram resultados alarmantes, após análise do Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO), que reprovou duas marcas de esmalte sintético por possuírem quantidades de chumbo superior ao permitido pela legislação nacional, sendo que uma delas apresentou quantidade 200 vezes superior à permitida.

Da mesma forma, que a reportagem do jornal O Globo, sobre estudos realizados pela Universidade da Califórnia e a Escola de Saúde Pública de Berkeley, informaram que dos 32 tipos de batons e gloss presentes no mercado americano, pelo menos metade continham chumbo em quantidades acima que o permitido no país. No Brasil, a análise do Departamento de Química da Universidade Federal de Minas Gerais, mostrou que de

22 tipos de batons do mercado brasileiro, apenas um, de origem francesa, não continha chumbo (MILHORANCE, 2013).

O chumbo também é utilizado como aditivo de cerâmica no processo de esmaltação. Ele é fundido à superfície da cerâmica para que o material se torne resistente à água e dê acabamento polido (SPIRO; STIGLIANI, 2009).

Na gasolina, começou a ser utilizado em 1922, para ampliar o desempenho do combustível, aumentando a octanagem. Sua adição só começou a ser reduzida em 1990 por alguns países que optaram pelo uso de catalizadores (SPIRO; STIGLIANI, 2009, BAIRD; CANN, 2011).

Com o aumento da indústria automobilística no século XX, cresceu também a comercialização das baterias, responsáveis pela partida, iluminação e ignição dos automóveis. Calcula-se que este seja o destino de 70 a 75% da produção de chumbo no mundo. As baterias são um equipamento eletroquímico que fornece energia elétrica através de reações químicas, e as compostas por chumbo-ácido possuem a vantagem de funcionar com reações químicas reversíveis, o que possibilita serem recarregadas (PAOLIELLO; CHASIN, 2001).

Para a reciclagem da bateria chumbo-ácido, são feitos três processos: quebra da bateria, redução e o refinamento do chumbo. Nos processos mais modernos a quebra da bateria, praticamente não tem contato humano, utilizando tecnologias mecanizadas e confinadas, mas pode gerar impacto ambiental através de poeira, particulado e detritos de chumbo (JOST, 2001 *apud* PAOLIELLO; CHASIN, 2001).

As sucatas de baterias normalmente são compostas por chumbo metálico, óxido de chumbo, sulfato de chumbo e outros metais como: o cálcio, o cobre, prata, antimônio, arsênio e estanho. O processo de redução comporta o isolamento do chumbo metálico. Nessa fase, há possibilidade de contaminação por descarte de rejeito contaminado, tanto a poeira de chumbo quanto os compostos clorados e o dióxido de enxofre (SO₂) (JOST, 2001, *apud* PAOLIELLO; CHASIN, 2001).

O refinamento tem como finalidade separar o restante do cobre, antimônio, arsênio e estanho, transformando o chumbo duro em chumbo mole. Aqui os impactos ambientais podem incluir emissão de vapores de chumbo, dióxido de enxofre (SO₂), poeira dos metais pesados e gás cloro (JOST, 2001 *apud* PAOLIELLO; CHASIN, 2001). Geralmente os resquícios do chumbo refinado permanecem próximos à fonte poluidora, no entanto, existe a hipótese de que 20% se dispersa para áreas mais remotas,

dependendo do tamanho do particulado, gerado principalmente por fundições, incineradores e queima de combustíveis fósseis (WHO, 1995).

O chumbo pode ser transferido da atmosfera para a superfície ambiental através de deposição seca ou úmida, sendo a úmida mais preocupante por ocorrer entre 40 e 70% das dispersões que causam acúmulo de chumbo no solo. O transporte do particulado também depende de uma série de fatores incluindo o pH, a composição mineral do solo e a quantidade e tipo de matéria orgânica (REAVES; BERROW, 1984, GARCIA-MIRAGAYA, 1984 *apud* WHO, 1995).

A solubilização do chumbo orgânico está diretamente relacionado ao alto pH, estando entre 4 e 6 sua forma mais solubilizada e disponível para plantas e para águas subterrâneas (EPA, 1986 *apud* WHO, 1995). As maiores concentrações de chumbo no solo estão sempre próximas às indústrias de fundição e de recuperação de baterias, além das rodovias de tráfego intenso nos grandes centros urbanos (WHO, 1995).

Um caso atual de contaminação exposto atualmente ocorreu em Flint, uma cidade dos EUA, ao trocar a fonte de abastecimento de água, originalmente do Lago Huron, passou a fazer a captação do Rio Flint, no entanto esta é muito ácida, a qual reage com a tubulação feita de chumbo, passando a corroê-la, contaminando a população em suas próprias casas (JORNAL NACIONAL, 2016).

No Brasil existem casos de contaminação do solo por chumbo, ocorrido por mineração deste metal. A cidade de Santo Amaro da Purificação no estado da Bahia é considerada uma das mais poluídas por chumbo no mundo, de acordo com estudos da Universidade Federal da Bahia. Calcula-se que 80% da população estejam contaminadas pelos resíduos deixados pela mineradora Pumbum Comércio e Representações de Produtos Minerais e Industriais, antiga Companhia Brasileira de Chumbo – COBRAC; que executava beneficiamento de minérios operou no município de 1960 a 1993. A tragédia, que teve início ainda nos anos 1960, desdobrasse até hoje, os danos causados ao meio ambiente tiveram como consequência a contaminação da população. Sem um plano de manejo de fechamento da mineradora, a população, desavisada dos riscos, chegou a pavimentar ruas, construir casas e até mesmo prédios escolares e creches com o resíduo do chumbo utilizado na atividade industrial (FERNANDES; BERTOLINO; EGLER, 2012).

Outra área explorada pela a mesma mineradora foi o Alto Vale do Ribeira, localizada no extremo-nordeste do Estado do Paraná e sudeste do Estado de São Paulo. A mineração voltada para produção de chumbo, zinco e prata funcionou até 1996,

causando grande impacto à vegetação e à paisagem, o beneficiamento e refino dos metais produziram montanhas de rejeitos que se situam expostas. Próximo à margem do rio Ribeira encontra-se o município de Adrianópolis-PR com população exposta à contaminação (LOPES et al., 2006).

Uma catástrofe recente foi o rompimento da barragem de Fundão que causou o transbordamento da barragem de Santarém, da mineradora Samarco em Mariana, no Estado de Minas Gerais, no dia 5 de Novembro de 2015. O rompimento liberou cerca de 60 milhões de metros cúbicos de lama, que devastou o Município de Mariana, percorreu aproximadamente 700 km, pelo Rio Doce e desaguou no Espírito Santo, gerando um grande impacto ambiental (COSTA, 2015). Uma semana após o rompimento das barragens, foram divulgadas análises solicitadas pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Baixo Guandu, do Espírito Santo, da água do Rio Doce. O qual apresentou quantidades elevadas de metais pesados como arsênio, chumbo, cromo, zinco, bário e manganês, precisando ser suspensa a captação de água para abastecimento da população, além de ter eliminado a biodiversidade do rio (CONSTANTI; MENEZES, 2015).

2.3 INTOXICAÇÃO HUMANA POR CHUMBO

No organismo humano o chumbo não tem nenhuma função como nutriente, no entanto, é praticamente impossível encontrar indivíduos sem alguma quantidade significativa desse metal no organismo (TROSTER, 1993).

O chumbo, quando encontrado na forma inorgânico, pode afetar sistemas do organismo humano, provocando distúrbios, afetando principalmente os ossos. Sua ação varia em função do tempo de exposição e intensidade, assim como características do indivíduo (MOREIRA; MOREIRA, 2004, HOLZBACH et al., 2012). Quando o Pb se apresenta de forma orgânica, tetrametila e tetraetila, é solúvel em gordura sendo facilmente absorvido pelo organismo, causando distúrbios neurológicos (TEIXEIRA et al. 2004 *apud* HOLZBACH et al., 2012).

O corpo humano absorve o chumbo de forma lenta e gradativa e seu acúmulo pode levar à intoxicação. Por isso, é de extrema importância a substituição desse elemento por compostos menos agressivos tanto na formulação da gasolina, por

compostos aromáticos, quanto na pigmentação de tintas por hidróxido de ítrio (SPIRO; STIGLIANI, 2008).

Segundo apontou Troster (1993) as principais fontes de contaminação humana são pelo ar: nos grandes centros urbanos, próximo às rodovias de alto tráfego e onde há concentração de indústrias e em raros casos através da água: principalmente após a substituição dos canos de chumbo em residências, podendo ainda ser vista em água mole (baixo teor de cálcio e magnésio). A maior ocorrência, no entanto, levantada por Who (1995) é através da ingestão de alimentos e bebidas contaminados pelo chumbo presente no ar, solo e água, sendo que, a maior concentração nas plantas contaminadas está na raiz e a menor nas frutas e sementes, ressaltando que os alimentos industrializados apresentam teor de chumbo ainda mais elevados.

A intoxicação por chumbo pode lesionar o sistema nervoso central e periférico e em muitos casos o sistema motor, agravando-se para encefalopatia¹, tanto em adultos como em crianças. Ainda em crianças, essa contaminação é capaz de afetar o crescimento físico e reduzir a estatura, provocar deficiência cognitiva e disfunção da percepção senso-motor fina, além de prejudicar seriamente o nervo ótico e sistema auditivo inclusive em adultos (MOREIRA; MOREIRA, 2004).

O principal problema do sistema hematológico é a anemia, devido ao efeito tóxico sobre os glóbulos vermelhas na medula óssea. O chumbo dificulta a produção de hemoglobina pelo organismo, comprometendo muitas reações enzimáticas, necessárias para a síntese da heme. Assim o chumbo se liga à hemoglobina impedindo o transporte do ferro dentro do organismo (WHO, 1977).

No sistema renal, também provoca danos e com frequência os pacientes apresentam hipertensão. As disfunções renais são geralmente reversíveis quando em crianças e caracterizam-se por alterações fisiológicas celulares. No caso da nefropatia² irreversível, tem-se como característica a corrosão vascular, a atrofia ou hiperplasia da célula tubular e a fibrose intersticial progressiva (MOREIRA; MOREIRA, 2004).

No sistema gastrointestinal cólica é um sintoma precoce, mas em caso de altos níveis de exposição ao chumbo apresentam-se combinando vários outros sintomas como dor abdominal, constipação, câimbras, náusea, vômito, anorexia e perda de peso (ATSDR, 2007).

¹ Encefalopatia é o termo utilizado para definir qualquer doença difusa cerebral com alteração da sua estrutura ou de sua função (DAMIANI, 2013).

² Caracterizada por uma redução gradual da função renal (MOREIRA; MOREIRA, 2004).

Existem evidências em estudos clínicos, na população em geral e em casos ocupacionais, que indicam alcance do chumbo ao sistema cardiovascular, causando lesões cardíacas, e aumentos na pressão sanguínea em níveis de alta exposição (MOREIRA; MOREIRA, 2004).

Pelo efeito danoso sobre a saúde pública, por ser altamente contaminante e com foco nas formas de desintoxicação atmosférica, ressalta-se a importância em analisar alternativas naturais que contribuam com a descontaminação de um terreno. Acredita-se que uso da fitorremediação (processo de recuperação de uma área de solo através de algumas espécies vegetais capazes de sorver, além dos nutrientes necessários a sua sobrevivência, as toxinas presentes no local) seja a opção mais viável.

2.4 FITORREMEDIAÇÃO

Para a remediação de um ambiente contaminado podem ser utilizados alguns tipos de tratamentos como: físico, químico ou biológico. A abrangência pode ser parcial ou remoção completa do contaminante, redução ou biodisponibilidade minimizando a toxicidade. Ao selecionar o tipo remediação deve-se levar em consideração a eficácia do método, recursos necessários, tempo de descontaminação, investimento financeiro entre outros (MALIK; BISWAS, 2012).

A remediação física consiste em remoção da camada superficial do solo, movimentação da área contaminada, lavagem da terra, solidificação ou processo de escavação, desta forma o ambiente é limpo. O processo é rápido, porém envolve um grande custo e risco de contaminação de outras áreas no transporte o material contaminado, não sendo adequada para grandes áreas de contaminação (CETESB, 2001).

À remediação química adiciona-se ao contaminante produtos químicos para que reaja, tornando-se menos tóxico para o meio e não sendo absorvido pelas plantas, assim o poluente permanece no solo de forma menos prejudicial. São necessárias aplicações periódicas, equipamentos e mão de obra especializada, pode alterar a estrutura e atividades biológicas do meio em pequenas proporções, não é eficiente para tratamento de grandes áreas (MALIK; BISWAS, 2012).

A biorremediação é um método que utiliza o processo metabólico dos microrganismos nativos ou introduzidos, para que este decomponha os contaminantes.

É realizado através de um processo natural de culturas microbianas e resíduos biológicos que fazem as alterações químicas (BENTO, 2012).

A fitorremediação é um sistema tecnológico que engloba vários procedimentos ainda em desenvolvimento que prevê a utilização de plantas para limpar ou remediar solos contaminados. Considerada ambientalmente apropriada, essa tecnologia é uma forma segura e também barata de remover contaminantes (GRATÃO, et al., 2005). O processo consiste em introduzir espécies vegetais no ambiente contaminado permitindo que elas assimilem as toxinas em suas raízes e folhas. Tal processo pode ser grande aliado na descontaminação de metais pesados, pesticidas, xenobióticos, compostos orgânicos e poluentes aromáticos tóxicos (CUNNINGHAM; OW, 2010).

A utilização de plantas para limpar ambientes contaminados não é exatamente uma novidade. Historicamente sabe-se que cerca de 300 anos atrás já se utilizavam determinadas espécies para tratamento de águas residuais (HARTMAN, 1975 *apud* LAZART, 2000). E ainda no séc. XIX foram documentou algumas espécies com altos níveis de acumulação de metais nas folhas (BAUMANN, 1885 *apud* LAZART, 2000).

No entanto, essa tecnologia não é recomendada para todos os tipos de contaminação, por exemplo, em casos onde ela seja mais profunda, ou a concentração do composto seja muito elevada, apenas a fitorremediação não será suficiente para a descontaminação eficiente do solo (CUNNINGHAM; OW, 2010). Além disso, o potencial remediador irá depender da interação entre solo, contaminante e planta, que está diretamente relacionado com as condições climáticas (LASAT, 2000).

A fitorremediação ocorre em três formas básicas, as duas primeiras envolvendo processos de absorção e a última, processos de adsorção. A primeira é a degradação, quando a planta é capaz de utilizar os contaminantes em seu processo metabólico, como nutriente. A segunda é a extração, quando a planta acumula o contaminante sem alterar suas propriedades, em suas raízes, caules e folhas. E a terceira é a concentração ou imobilização, onde acontece o sequestro do poluente pela concentração do contaminante próximo a raiz, evitando dispersão do mesmo. Nos dois últimos casos é necessário que a massa vegetal tenha um destino correto ou reciclagem. A vantagem é que a quantidade de material a ser tratado é menor do que fazer a remoção de grande área de solo contaminada (EPA, 2000).

A fitorremediação pode ser subdividida em seis mecanismos que podem ser diferenciados pela forma de atuação, pelas características do solo, pelos meios

contaminados (solo argiloso, solo arenoso, água superficial, água subterrânea) e pelos tipos de contaminação, associados à concentração disponível no solo (EPA, 2000).

Primeiramente, pode-se definir a fitoestabilização como sendo a imobilização de um contaminante no solo através da absorção ou adsorção pela raiz, ou precipitação dentro da zona da raiz da planta. Utilizando plantas e raízes para prevenir a migração através de erosão eólica e hídrica, lixiviação e dispersão no solo. Acontece na zona microbiana e química da raiz, ou alteração do ambiente do solo e química do contaminante. Modificando a solubilidade e mobilidade do metal ou desassociando compostos orgânicos, ela age através da sorção, precipitação, complexação, redução de valência do metal. É utilizada e mais indicada para refrear concentrações de metais como arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), mercúrio (Hg), chumbo (Pb) e zinco (Zn) (VASSILEV et al., 2004).

Possui como vantagem a revegetação e a recuperação do ecossistema, além de não ser necessária a remoção do solo nem colheita e remoção da biomassa. Como desvantagem, o contaminante permanece no local; sendo talvez necessária a fertilização e correção do solo; também é importante evitar que a planta transporte o metal para parte aérea; a zona de raiz e solo contaminado devem ser monitorados para controlar a solubilização e a lixiviação do contaminante; considera-se um processo intermediário de contenção (VASSILEV et al., 2004).

A fitoestimulação ou rizodegradação é a degradação de contaminantes, geralmente orgânicos através da atividade microbiana presente na zona da raiz. As raízes liberam substâncias como açúcares, aminoácidos, ácidos orgânicos, enzimas e outros que aumentam a atividade microbiana na rizosfera ampliando a biodegradação do solo. A atividade da raiz auxilia no processo de aeração e umidificação do solo, criando condições favoráveis para a degradação do contaminante. Esse processo é indicado para degradação TPH (hidrocarbonetos totais de petróleo), PAHs (hidrocarbonetos aromáticos policíclicos), pesticidas, solventes clorados e surfactantes (MARIANO; OKUMURA, 2012).

Esse processo tem como vantagem, o fato de que a destruição do contaminante ocorre no local; não ocorre a absorção do contaminante pela planta; pode apresentar mineralização do contaminante; baixo custo de instalação e manutenção. Como desvantagem, o lento desenvolvimento da zona da raiz; a combinação com outras atividades da planta podem influenciar nos resultados analisados; a planta necessita de fertilização adicional devido à competição por nutrientes dos microrganismos; a

proliferação de microrganismos que não degradam pode ser estimulada; a fonte de carbono pode ser consumida no lugar do contaminante; e está limitada a profundidade da raiz (MARIANO; OKUMURA, 2012).

No processo de fitodegradação, tem-se a quebra do contaminante absorvido através da ação metabólica da planta ou a degradação ocorre externamente pela liberação de elementos que causam a transformação. A hidrofobia da substância, solubilidade e polaridade, vão afetar a absorção, assim como a espécie, e as características físico-químicas do contaminante. Muito indicado para tratar contaminações de componentes orgânicos como os solventes clorados, herbicidas, inseticidas, explosivos e fenóis; e para compostos inorgânicos, nitratos (EPA, 2000).

Apresenta como benefício ocorrer em ambientes livres de microrganismos, com alto índice de contaminantes tóxicos para a rizosfera. Como desvantagem apresenta a possibilidade de serem produzidos elementos tóxicos através da metabolização do poluente, podendo dificultar a identificação do processo metabólico e a comprovação da eliminação do elemento tóxico (EPA, 2000).

A fitovolatilização é a evaporação do contaminante através da transpiração da planta, que pode liberá-lo para a atmosfera, ou uma forma modificada do mesmo, através de processos metabólicos. É indicado para contaminações de orgânicos como solventes clorídricos, e em inorgânicos como selênio (Se) e mercúrio (Hg) (MARIANO; OKUMURA, 2012).

Essa técnica apresenta a vantagem de transformar compostos em uma forma menos tóxica e após serem liberados na atmosfera pode sofrer uma degradação mais rápida do que no solo. No entanto, os elementos tóxicos podem ser liberados e o contaminante ou seu derivado pode acumular na vegetação causando, posteriormente, a transferência para os frutos (MARIANO; OKUMURA, 2012).

A rizofiltração ocorre por absorção ou precipitação do poluente para dentro das raízes da planta ou por adsorção na zona da raiz, imobilizando ou acumulando, podendo ser removido mais tarde. É indicado para águas superficiais, tratamento de efluentes, geralmente com baixas concentrações, não sendo indicada para tratamentos de solo. Podem ser utilizadas plantas aquáticas e terrestres, sendo que as terrestres necessitam de mais suporte; é um sistema utilizado tanto no local da contaminação como em outros locais (CETESB, 2001).

Como desvantagem apresenta a necessidade constante da correção do pH da solução; as influências das reações químicas da raiz ainda precisam ser conhecidas; faz-

se necessário um controle de fluxo de efluente para que o tratamento seja eficaz; além disso é preciso cultivar as plantas em casas de vegetação; as plantas precisam ser frequentemente descartadas; e ainda há divergências nos resultados apresentados de análises laboratoriais e em campo (EPA, 2000).

Por ultimo tem-se a fitoextração que ocorre através da absorção do contaminante pela raiz da planta, sendo este então, armazenado ou transportado e acumulado na parte aérea. Neste processo é necessário fazer a colheita da planta que retém o contaminante, porém deixa-se uma massa muito menor para ser eliminada do que a escavação do solo. É uma tecnologia frequentemente aplicada em contaminações por metais pesados e muito recomendada para aplicação em solos, sedimentos e lamas, podendo ser ainda, utilizado em pequenas extensões de contaminação de água (EPA, 2000, GRATÃO et al., 2005).

Como vantagem tem a recuperação do material contaminante, caso este não seja tóxico e como desvantagem, sabe-se que as hiperacumuladoras têm crescimento lento, pouca biomassa e pouco sistema radicular; a biomassa sempre deve ser colhida e removida, sendo destinada corretamente; os metais absorvidos podem ter um efeito tóxico nas plantas e, além disso, os resultados apresentados em campo têm-se mostrado inferiores aos apresentados em laboratório (EPA, 2000, GRATÃO et al., 2005).

Assim, podemos resumir como vantagens da fitorremediação o custo reduzido quando comparados a outros métodos tradicionais de remediação de solo. O tratamento sempre acontece no local da contaminação, evitando possíveis extravios em outras áreas pelo transporte. Na maioria dos casos não gera grandes volumes de resíduos, podendo aproveitar a biomassa para geração de energia, alimentação de animais (caso não esteja contaminada por um elemento tóxico), e fonte de reposição mineral de área com déficit nutricional. Pode-se utilizar uma grande diversidade de plantas. Ajuda a corrigir o equilíbrio ecológico da área afetada. É uma técnica de grande aceitação da população por ser natural. Reduz drasticamente do volume de contaminante para destinação final (EPA, 2000, LAMEGO; VIDAL, 2007, CATROGA, 2009, LAZART, 2000).

Alguns aspectos condicionam a aplicação da fitorremediação, levando em conta que o processo depende do desenvolvimento de organismos vivos, podendo sofrer influências de variações climatológicas como precipitação, mudanças bruscas de temperatura, intensidade solar e ventos fortes. Por isso, a escolha da espécie é de fundamental importância, atentando-se a velocidade de crescimento, a biomassa gerada, os processos metabólicos. A capacidade de atuação está restrita à área de abrangência da

raiz da espécie escolhida. As plantas precisam de um destino apropriado para não correrem risco de contaminação pela massa vegetal (CATROGA, 2009, LAZART, 2000).

O monitoramento periódico das áreas afetadas é de fundamental importância, assim é possível conter os riscos de liberação de toxinas na atmosfera. Também é necessário que o contaminante esteja disponível no solo para a absorção da planta, caso o contaminante seja translocado para a parte aérea pode haver a contaminação de a cadeia alimentar. Destacando-se que os estudos nessa área ainda são muito limitados para se ter conclusões afirmativas sobre sua aplicação (EPA, 2000, LAMEGO; VIDAL, 2007). A maioria das espécies que sobrevivem em meios tóxicos tem a capacidade de evitar metais pesados ou são hiperacumuladoras em seus tecidos (KHAN et al., 2000).

As plantas hiperacumuladora, por definição, tem a capacidade de acumular 100 vezes mais metal do que espécies comuns. Enquanto plantas de acumulação normal, a necessidade metabólica por micronutriente é menor que 10ppm de matéria seca, as hiperacumuladoras, por exemplo, podem acumular quantidades de 10ppm para Hg, 100ppm para Cd, 1.000ppm para Co, Cr, Cu e Pb e 10.000ppm de Ni e Zn em massa seca. Essas plantas não impedem as entradas dos metais pela raiz e desenvolveram mecanismos específicos para desintoxicar os níveis elevados de metal acumulados nas células, permitindo assim a bioacumulação de elevadas concentrações de metais (LAZART, 2000).

No entanto, a maior parte das hiperacumuladoras possui crescimento lento e pouca biomassa, características que limitam a utilização destas espécies para limpeza de solos contaminados (CUNNINGHAM; OW, 2010, LASAT, 2000). Ao utilizar a técnica de fitoextração com hiperacumuladores, é necessária a colheita posterior da planta, que armazena o contaminante em seus tecidos (LAMEGO; VIDAL, 2007).

Foi no final do séc. XIX que se pôde observar a presença elevada de Zn nas espécies *Thlaspi caerulescens* e *Viola calaminaria*, quando cultivadas em solos ricos com o metal. Essa descoberta promoveu a pesquisa de plantas hiperacumuladoras. Atualmente foram identificadas mais de 400 espécies acumuladoras de metal, pertencendo a 45 famílias. A grande maioria delas é capaz de acumular apenas um tipo de metal, mas existem acumuladoras de multimetais (LASAT, 2000, VASSILEV et al., 2004).

Isso gera um debate comum sobre a escolha de hiperacumuladora versus espécie de acumulação normal. Enquanto a hiperacumuladora tem a capacidade de grande

acumulo de metal, limita-se a um lento crescimento e pouca biomassa, e a de acumulo normal possui baixa concentração de metal que é compensada com o maior volume de biomassa. O grau de remoção do metal depende da biomassa colhida e da concentração de metal acumulada (LASAT, 2000).

No entanto, a fitorremediação não se trata simplesmente de plantar e cultivar algumas espécies hiperacumuladoras de metais em uma determinada área contaminada. Refere-se a um procedimento de grande complexidade e estratégia, que requer um projeto com profissionais que possuam experiência em campo, os quais poderão selecionar as espécies adequadas para metais específicos levando em consideração as peculiaridades da região contaminada (ALKORTA et al., 2004 *apud* GRATÃO et al., 2005).

A definição da espécie para a fitorremediação é um fator muito importante para a eficiência do processo de remoção do metal. Embora o potencial extrator seja importante, existem outros critérios que influenciam essa escolha. É preferencial uma espécie nativa sobre uma exótica, a qual pode ser invasiva e ameaçar a harmonia do ecossistema. Para evitar a propagação de ervas daninhas, recomenda-se a utilização de plantas de cultivo, porém as sementes e frutos podem ser um atrativo para animais colocando-os em risco (LASAT, 2000).

Com o crescimento da vegetação, dependendo do tipo de fitorremediação escolhido e o tipo de contaminante, a biomassa deverá ser removida do local e ter uma destinação apropriada. Devem ser feitas análises do material morto como folhas caídas, plantas doentes ou mortas para ter um controle de acumulo do contaminante nesse material, caso este não esteja contaminado com elementos tóxicos, pode ser utilizado como adubo, caso contrário é necessário um tratamento e disposição final adequada evitando riscos potenciais, tais como introdução na cadeia alimentar. Dependendo do elemento extraído, a biomassa pode servir para reposição mineral para solos pobres (EPA, 2000).

No caso de metais pesados, se este estiver presente na parte aérea da planta, poderá ser feita a colheita através das formas tradicionais de agricultura. É importante fazer a colheita antes da queda das folhas ou morte e decomposição da planta, para que o contaminante não volte para o solo, nem contamine outras áreas por dispersão. Após a colheita a biomassa pode ser processada para extração e separação da maior parte dos metais (LAMEGO; VIDAL, 2007).

Para reduzir o volume e peso da biomassa podem-se utilizar processos térmicos, físicos, químicos ou microbianos. O método de queima pode gerar energia, que é um destino economicamente viável, e o metal residual pode ser recuperado das cinzas e tratado como minério (CUNNINGHAM; OW, 2010, GRATÃO et al. , 2005 *apud* LAMEGO; VIDAL, 2007).

2.5 INFLUÊNCIA DOS METAIS EM PLANTAS

Para compreender os efeitos do chumbo nos organismos vegetais é necessário revisar o seu processo de nutrição. Que será influenciado pela disponibilidade dos metais no solo, pela forma com que são sorvidos pelas espécies e sua atuação nas plantas, diferenciando elementos essenciais, benéficos e/ou tóxicos e identificando os sintomas de intoxicação vegetal.

No solo, os metais estão associados a outros elementos: (1) na solução do solo, com íons metálicos livres e complexos solúveis; (2) adsorvidos às partes inorgânicas que constituem o solo, através de troca iônica; (3) ligado à matéria orgânica do solo; (4) precipitado como óxidos, hidróxidos e carbonatos; (5) incorporado à estrutura dos minerais de silicato. Assim a biodisponibilidade depende da solubilidade do metal, estando apenas elementos no estado um e dois de forma disponível para a absorção vegetal (TESSIER et al., 1979 *apud* LASAT, 2000, RAIJ, 2011).

Para definir se um elemento é essencial ou não para determinada espécie vegetal, são usados três critérios: analisar se a ausência do elemento é fatal para a planta antes de completar seu ciclo; critério 1: se há alguma deficiência diretamente relacionada à falta do elemento, critério 2: não podendo este ser substituído por nenhum outro e critério 3: quando o elemento faz parte de uma reação primordial para o metabolismo vegetal (MENGEL; KIRKBY, 1982, MARSCHNER, 1995).

A captação de todos os nutrientes dentro dos organismos vegetais acontece através da absorção radicular, onde se dá a entrada de um elemento na planta. Ocorre pelo contato do elemento com a raiz, podendo dar-se através da intercepção, quando no processo de crescimento a raiz da planta encontra o elemento; do fluxo de massa, quando o elemento está solubilizado em água e no processo de absorção é absorvido junto; e de difusão, quando o elemento movimenta-se na água em fase estacionária e é absorvido junto (RAIJ, 2011).

A translocação, movimento do metal, se dá através das membranas e é controlado por proteínas com função de transporte, além disso, mecanismos sensíveis mantêm a concentração de íons metálicos dentro das necessidades fisiológicas. Em geral, o mecanismo de absorção é seletivo, assimilando preferencialmente uns mais que outros. Essa seleção depende da estrutura e propriedade da membrana transportadora, fazendo com que os transportadores reconheçam, se liguem e transportem íons específicos (LASAT, 2000).

Em função das cargas metálicas, o metal não se move livremente através da membrana celular. Para isso, o transporte iônico deve ser mediado por condutores que se ligam exclusivamente com os metais a serem transportados, fazendo a conexão da parte extracelular com a intracelular, sendo receptivo exclusivamente ao íon a ser conduzido. Tanto os componentes minerais quanto os orgânicos se transportam da mesma forma. Os metais pesados podem ser levados como quelados no processo de transporte (LASAT, 2000).

Os nutrientes essenciais atuam de forma específica no desenvolvimento das plantas. Destacando-se as funções, classificados como: (1) estrutural, quando o elemento faz parte da molécula dos compostos orgânicos; (2) constituinte de enzima, sendo uma forma de estrutura que geralmente são metais ou elementos de transição, os quais fazem parte do grupo prostético de enzimas e necessários para seu funcionamento; e (3) ativador enzimático, quando o elemento, mesmo não participando do grupo prostético, mas é fundamental para sua atividade (MALAVOLTA, 2006).

Os elementos essenciais, quando em altas concentrações podem fazer tão mal quanto os elementos tóxicos. Assim, como resposta as plantas acumuladoras comuns desenvolveram mecanismos de controle de absorção, incluindo o estímulo da atividade transportadora, inibição em altas concentrações e expulsão do elemento de volta à solução externa (LASAT, 2000).

2.6 TOXIDADE EM PLANTAS POR CHUMBO

Provavelmente a absorção de chumbo é um processo passivo, ou seja, não metabólico, que acontece de forma rápida, no entanto o transporte à longa distância é pequeno. A endoderme atua como barreira parcial acumulando o metal. No caso de plantas acumuladoras a absorção acontece de forma progressivamente menor à medida

que a concentração do meio se eleva, no caso de espécies excluídas a quantidade na parte aérea se mantém constante na presença de uma faixa ampla de concentração até um limite máximo de absorção e acima disso não é regulada (MALAVOLTA, 2006).

O chumbo na forma iônica, Pb^{2+} , é pouco móvel no solo, no entanto as formas orgânicas de Pb-tetraetilo, trietilo e dietilo, são extremamente móveis e chegam rapidamente às raízes das plantas (FAQUIN, 2005).

Como efeitos tóxicos do chumbo, foram observadas alterações como: clorose e escurecimento do sistema radicular, inibição da fotossíntese, alteração do sistema nutricional de minerais, no balanço hídrico e no sistema hormonal além da diminuição no desenvolvimento da planta (efeito observado em estudos com solução nutritiva) (SHARMA; DUBEY, 2005).

O Pb absorvido acumula nas paredes celulares o que provavelmente diminui seu efeito tóxico e o transporte para outras partes da planta. Estudos apontam que a toxidez do chumbo está relacionada ao metabolismo do ferro e a formação dos grupos heme (FAQUIN, 2005).

Espécies com resistência a toxidade por Pb adotam estratégias de desintoxicação como o sequestro do metal para o vacúolo, síntese de fitoquelatina, e capacidade de restringir o metal à parede celular (SHARMA; DUBEY, 2005).

O chumbo inorgânico tem a tendência de formar sais insolúveis e complexos, reduzindo a disponibilidade para as plantas via raízes, assim para que provoque efeitos tóxicos visíveis na fotossíntese, no crescimento e outros parâmetros é necessário que este ocorra em concentrações muito elevadas (WHO, 1995).

De acordo com Who (1995), o experimento de Bazzaz em 1992, foi realizado com plantas de *Helianthus annuus* (girassol) submetidas a uma solução de sal de chumbo, por cinco dias, as plantas apresentaram uma redução da fotossíntese e respiração. O mesmo autor em outro experimento testou o comportamento de milho e soja na presença de cloreto de chumbo, que também apresentaram redução da fotossíntese e da respiração.

O autor ainda expõe, que o experimento de Barker em 1972, expôs o caule de couve-flor, raiz de cenouras, tubérculos de batata e alface a solução de acetato de chumbo, resultando na diminuição de massa fresca da alface e cenoura, a couve-flor e batata apresentaram a diminuição crescimento.

Who (1995) também fala que os experimentos feitos por Bell e Patterson em 1926, com o bulbo de *hyacinth* (jacinto), exposto a soluções de acetato de chumbo, apresentou inibição do crescimento da raiz em concentração.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*Environmental Protection Agency* - EPA) desenvolve pesquisas na área de fitorremediação desde os anos 1980 e apresenta uma tabela de plantas remediadoras extraído do *Introduction to Phytoremediation*. Na qual, são apontadas plantas que são comprovadamente remediadoras de metais pesados, sendo a *Brassica juncea* popularmente conhecida como mostarda-castanha ou mostarda-marrom; a *Thlaspi caerulescens* e a *Alyssum wulfenianum*, pertencentes à família das Brassicáceas; *Populus deltoides*, *Populus charkowiensis* e *Populus trichocarpa* arbóreas híbridas pertencentes à família das Salicaceae; e a *Helianthus annuus*, popularmente conhecida como girassol.

Algumas pesquisas feitas no Brasil foram tomadas como referencia, porque verificam o potencial de remediação de chumbo de algumas espécies, os experimentos foram feitos em laboratório, em ambientes controlados, geralmente com soluções, conforme a Tabela 1.

Tabela 1 - Espécies utilizadas na fitorremediação de Pb

Espécie	Nome popular	Referencia
<i>Ricinus Communis L.</i>	Mamona	LIMA, 2000
<i>Melissa officinalis</i>	Herva-cidreira	CHAVES et al., 2010
<i>Pteris sp.</i>	Samambaia	AMARAL, 2013
<i>Andropogon sp.</i>	Gramínea	AMARAL, 2013
<i>Helianthus annuus L.</i>	Girassol	LIMA, 2010, PEREIRA, 2005
<i>Canavalia ensiformis</i>	Feijão-de-porco	PEREIRA, 2005, ROMEIRO, 2007
<i>Zea Mays</i>	Milho	PEREIRA, 2005
<i>Mentha crispa L.</i>	Hortelã	SÁ et al, 2015
<i>Macadamia integrifolia</i>	Macadâmia	VILAS BOAS et al, 2015
<i>Jatropha curcas L.</i>	Pinhão manso	GOUVEIA; MACRUZ; ARAÚJO, 2015
<i>Mucuna aterrima</i>	Mucuna preta	SANTOS et al., 2013

2.7 ESPÉCIES ADOTADAS NA PESQUISA

Para o presente trabalho foram escolhidas quatro espécies de plantas para verificar o potencial remediador em solos contaminados com chumbo. Alguns fatores foram determinantes na escolha das espécies como: morfologia, as espécies não serem comestíveis, terem boa adaptação à região, rápido crescimento e valor de aquisição e manutenção baixo.

Braga (2012) explica que a escolha de diferentes morfologias vegetais auxilia na composição do projeto paisagístico proposto por arquiteto urbanista e engenheiro agrônomo para recuperação de áreas contaminadas. As características apresentadas por cada espécie como variedade de cores, texturas, formatos e volumes, ajudam a deixar o local mais interessante visualmente, conforme Figura 01.



Figura 1: Fazenda Tacaruna - RJ
Fonte: BURLE MAX (2016)

Para gerar espaços de interesse compositivo é preciso trabalhar de forma harmônica e em equilíbrio, o que não quer dizer simetria. Através de ritmos, unidades, volumes, dominâncias e pesos visuais, que possibilitam proporcionar dinamismo no espaço e assim despertar maior interesse e zelo na população (CHING, 2006).

As espécies não serem comestíveis ou apresentarem frutos que possam ser consumidos por animais ou seres humanos, minimizando a possibilidade de uma contaminação da cadeia alimentar caso o contaminante seja absorvido e translocado na planta (EPA, 2000).

Foram selecionadas a partir do livro Plantas Ornamentais no Brasil: arbustivas, herbáceas e trepadeiras, dos autores Lorenzi e Souza (2001) espécies que compõem no momento os jardins brasileiros e as que, ainda no estado silvestre, tem potencial para compô-lo, além de serem comumente encontradas no paisagismo urbano da região. Além de serem espécies herbáceas, que possuem tecidos pouco consistentes, o que influencia no rápido crescimento no intuito de que apresente uma resposta rápida à contaminação. Ainda considerando o baixo custo de aquisição das mudas *T. pallida* no valor de R\$1,70, *O. jaburani* R\$2,35, *S. trifasciata* R\$ 5,00 e *C. gracilis* R\$1,70 (valores do Viveiro Big Garden) e baixa manutenção, o que viabiliza o experimento e sua aplicação em grande escala.

Assim, as espécies escolhidas e suas principais características estão descritas a seguir na ordem alfabética de suas famílias:

Conforme Figura 2, a espécie *Tradescantia pallida* pertence à família Commelinaceae, conhecida popularmente pelo nome de trapoeraba-roxa e coração-roxo. É uma herbácea, suculenta nativa do México, deve ser cultivada a pleno sol para que a coloração das folhas fique evidente. Bastante utilizada como forração e em maciços, como planta perene com terra enriquecida e de boa fertilidade e material orgânico, mantida úmida e não tolera baixas temperaturas do inverno (LORENZI; SOUZA, 2001).



Figura 2: *T. Pallida* – Canteiro Central da Av. São Paulo de Maringá-PR
Fonte: AUTOR (2015)

Conforme Figura 3, a espécie *Ophiopogon jaburani* pertence à família Liliaceae, vulgarmente conhecida como barba-de-serpente. Herbácea de folhagem ornamental, originária da China e Japão, pode ser cultivada a meia-sombra ou a pleno sol em bordaduras ou como forração. Aprecia terra rica em extrato orgânico e permeável,

devendo ser mantida úmida. Apresenta folhas com listras amarelo-douradas de efeito decorativo, sua inflorescência é em espigas curtas, com flores brancas, não tendo grande valor ornamental (LORENZI; SOUZA, 2001).



Figura 3: *O. jaburani* – Canteiro do Unicesumar de Maringá-PR
Fonte: AUTOR (2015)

Conforme Figura 4, a espécie *Sansevieria trifasciata* também pertence à família Liliaceae, tendo como nome popular espada-de-são-jorge. Herbácea de origem africana pode ser mantida a pleno sol ou a meia sombra em bordaduras e maciços, apresenta boa resistência a solos áridos e ao calor tropical, como também ao frio, por essa boa adaptação é encontrada em várias regiões do Brasil. Apresenta uma grande variedade de folhas com margens creme-amareladas, curtas, com manchas transversais, acinzentadas. Sua inflorescência não tem importância ornamental, é longa em forma de espiga com pequenas flores brancas (LORENZI; SOUZA, 2001).



Figura 4: *S. trifasciata* - Canteiro Central da Av. Paraná de Maringá-PR
Fonte: AUTOR (2015)

Conforme Figura 5, a espécie *Cuphea gracilis* pertencente à família Lythraceae, popularmente conhecida como érica ou falsa-érica, herbácea perene originária do Brasil. Apresenta folhas pequenas, perene e sempre verdes, as flores também pequenas lilases ou brancas, que se formam o ano todo. Indicada para formação de bordaduras e forrações apreciam meia-sombra ou pleno sol, com solo enriquecido com matéria orgânica e boa drenagem e não toleram o frio (LORENZI; SOUZA, 2001).

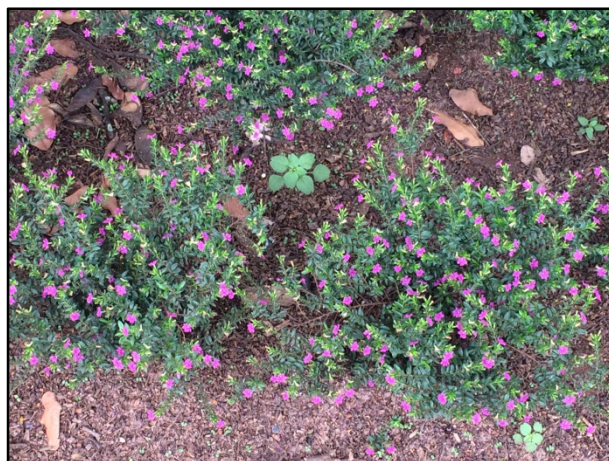


Figura 5: *C. gracilis* Canteiro Central da Av. Goiás de Cianorte-PR
Fonte: AUTOR (2015)

3 METODOLOGIA

As metodologias estudadas como base para desenvolver o experimento foram as descritas por Chaves et al. (2010) e Pereira (2005).

Chaves et al., (2010) descrevem que o experimento realizado aconteceu em casa de vegetação na Unidade Acadêmica de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Campina Grande no período de julho a outubro de 2011, utilizando-se vasos plásticos com 10 L de capacidade os quais foram preenchidos com 8,60 kg de substrato. O experimento foi instalado em delineamento inteiramente casualizado, com três repetições, sendo com cinco doses de Cu e Zn (0; 20; 40; 60 e 80 mg dm⁻³) perfazendo o total de trinta unidades experimentais, sendo quinze unidades com Cu e outras quinze com Zn, os elementos utilizados como contaminantes foram sulfato de cobre e sulfato de zinco.

As unidades receberam sementes de *Jatropha curcas* L. (pinhão-mansão), após 30 dias foi mantida uma planta por unidade o experimento teve a duração de 90 dias, monitorados diariamente. Após 90 dias as plantas foram colhidas, sendo o material vegetal separado em raízes, caules e folhas e seco em estufa de circulação forçada de ar a 70°C, até peso constante, foi pesado e moído em moinho tipo Wiley. Posteriormente, efetuou-se a digestão nitroperclórica do material para determinação, nos extratos, de Cu e Zn por espectrofotometria de absorção atômica.

Pereira (2005) descreve que o experimento realizado aconteceu em casa de vegetação em cultivo hidropônico no Centro Experimental Central do Instituto Agrônomo, em Campinas (SP) no período de 26 de março a 4 de maio de 2004. Os tratamentos constituíram-se de concentrações crescentes de Pb (0, 100; 200 e 400 µmol L⁻¹), em solução nutritiva usando o acetato de chumbo (Pb (CH₃COO)₂.3H₂O). As plantas utilizadas foram da espécie *Canavalia ensiformis* L. (feijão-de-porco). O delineamento experimental adotado foi o de blocos inteiramente casualizados, em esquema fatorial 4 x 1, com três repetições, sendo cinco plantas por parcela.

As sementes foram colocadas para germinar durante seis dias, após sete dias, as plantas foram transferidas para os vasos, contendo solução nutritiva. Depois de onze dias, trocou-se a solução nutritiva dos vasos por solução tratada com concentrações crescentes de chumbo. As plantas foram mantidas por um período de 28 dias em exposição ao metal. No fim do experimento, as partes aéreas e as raízes foram separadas

e secas em estufa em temperatura entre 65 e 75 °C até a massa constante. Em seguida, o material foi triturado em moinho tipo Willey, para as análises do conteúdo de Pb. Fez-se a digestão via seca, por incineração das amostras e dissolução das cinzas com ácido clorídrico (HCl) e o Pb foi determinado por espectrofotometria de chama induzida por plasma.

Segundo Abreu (1997), após a colheita das amostras, é necessário interromper os processos químicos e biológicos preservando as mesmas de ações microbiológicas durante o processo de armazenagem. A inativação das enzimas acontece em temperaturas superiores a 60°C por esse motivo se faz a secagem do material em estufa, até obter peso constante.

Para análise das amostras, estas precisam estar solubilizadas, ou seja, é necessária a destruição da matéria orgânica e os elementos devem estar em solução. A metodologia escolhida para o processo foi a de via seca, que se faz por meio de incineração das amostras em mufla, e dissolução dos resíduos em meio ácido (ABREU, 1997).

Nesse procedimento o oxigênio participa do processo de incineração oxidando a matéria orgânica, resultando somente os resíduos inorgânicos. A seguir é dissolvido em meio ácido. Este método permite o trabalho com uma quantidade maior de amostras e um melhor controle das contaminações (NOGUEIRA, 2003).

Para os métodos analíticos é necessária uma calibração do equipamento de leitura, esse processo inclui uma curva de calibração. Assim, vários padrões de concentração conhecida do material a ser analisado são introduzidos ao equipamento, e a resposta instrumental é registrada. Espera-se em um intervalo relevante de concentração obter-se uma curva linear, estando menos sujeita a erros. Deste modo a equação é adaptada à curva de calibração pela técnica dos mínimos quadrados de forma que as concentrações da amostra possam ser calculadas diretamente (SKOOG, 2002).

A pesquisa foi desenvolvida no domínio do Campus do Unicesumar, no município de Maringá, no Estado do Paraná, Brasil, de latitude 23° 26' Sul, longitude 51° 55' Oeste e altitude de 513 metros. No período de 29 semanas, de Março à Outubro de 2015.

As mudas foram obtidas no viveiro Big Garden, localizado na Av. Sen. Petrônio Portela, 1086 - Zona 38, Maringá - PR, foram transplantadas em vasos plásticos, contendo substrato (palha de arroz carbonizada) e solo (latossolo vermelho eutroférico), coletado na camada de 0 a 20 cm, em área não cultivada do campus

universitário do Unicesumar, portanto, sem histórico de aplicação de produtos químicos agrícolas. A mistura foi completamente homogeneizada, umedecida e acondicionada nos vasos, juntamente com as mudas, permanecendo na casa de vegetação por um período de oito semanas para aclimação (PEREIRA, 2005, CHAVES et al., 2010), conforme Figura 6.



Figura 6: Vasos na Casa de Vegetação
Fonte: AUTOR (2015)

O experimento foi realizado em delineamento inteiramente casualizado, contendo 4 repetições para cada caso contaminada e sem contaminação, totalizando 8 vasos por espécie, conforme Tabela 2, sendo dividido em: I) amostras sem contaminação de chumbo, denominadas de testemunhas e II) amostras contaminadas com chumbo, ao qual foi adicionado ao solo cerca de 20,0 gramas de sulfato de chumbo II (PbSO_4), da marca Vetec (teor 99%, $\text{PM} = 303,26 \text{ g/mol}$).

Tabela 2 - Delineamento experimental

Espécies	Trapoeiraba roxa	Barba de serpente	Espada de são jorge	Erica	Quantidade
Testemunhas	4	4	4	4	16
Contaminação (20g)	4	4	4	4	16
Total					32

A contaminação com sulfato de chumbo ocorreu por meio da inserção do sólido em aberturas dispostas lateralmente, conforme Figuras 7 e 8, próximas às raízes das

plantas, a adição da forma sólida na parte superior teve como objetivo liberar o elemento Pb (chumbo) lentamente, em função da irrigação. O intuito é que aconteça lixiviação em pequenas porções do íon Pb^{2+} (tóxico) na forma descendente, simulando uma contaminação de depósito de resíduos sólidos. A quantidade depositada está bem acima do estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (2009) orientando valores de 200, 350, 1.200 $mg\ kg^{-1}$ para área agrícola, residencial e industrial, respectivamente.

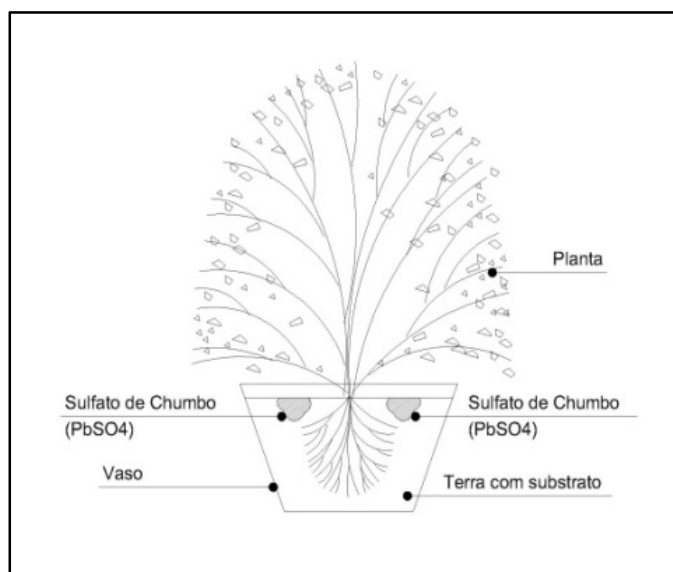


Figura 7: Ilustração da Contaminação
Fonte: AUTOR (2015)



Figura 8: Contaminação com Sulfato de Chumbo
Fonte: AUTOR (2015)

No decorrer do experimento foi feito o registro fotográfico semanal (com intervalo regular de sete dias) para acompanhamento e comparação do desenvolvimento das plantas contaminadas com as testemunhas, observando indícios de diferenças como menor crescimento, necrose, redução da fotossíntese entre outros conforme experimentos citados por Who (1995) e Faquin (2005).

Posteriormente há 20 semanas, a contar da data de contaminação, foi feita a colheita da parte aérea das plantas, sua biomassa foi reduzida a partes menores, acondicionadas em bandejas e secas em estufa da marca De Leo à temperatura entre 65 e 70°C até atingir peso constante, conforme Figura 9.

A completar 27 semanas da contaminação o desmonte dos vasos foi feito, realizando nesse período a abertura. No processo de limpeza das raízes observou-se que a maioria do material colocado para contaminação ainda se encontrava no substrato, conforme Figura 10, tendo pouca percolação. O substrato dos vasos sem contaminação foi descartado e os que continha sulfato de chumbo foi separado para descarte apropriado.

Depois de secas as amostras foram trituradas em pedaços menores, colocadas em cadinho, pesadas e levadas ao forno mufla da marca SP Labor® com rampa de aquecimento de no máximo 1200°C, permanecendo em temperatura de 800°C por 4h e de 1200°C por 8h, para que a parte orgânica fosse incinerada.



Figura 9: Secagem em Estufa
Fonte: AUTOR (2015)



Figura 10: Sulfato de Chumbo Concentrado no Substrato
Fonte: AUTOR (2015)

A calibração, efetuada para a quantificação do chumbo, foi realizada recorrendo a soluções padrão, preparadas com sulfato de chumbo e água destilada com dez diluições diferentes, sendo que a mais concentrada trata-se do limite de solubilização do sal, 3.8mg/L, e as duas menores foram desconsideradas, pois estavam abaixo do índice de leitura do equipamento, conforme Figura 11.

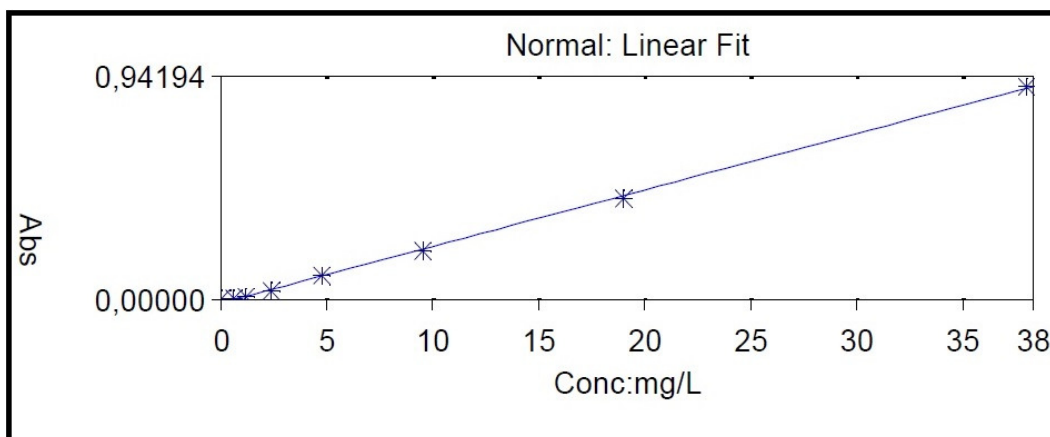


Figura 11: Curva Padrão de Sulfato de Chumbo (Espectroscopia de Absorção Atômica)
Fonte: THERMO SCIENTIFIC (2015)

As análises foram feitas por espectroscopia de absorção atômica de chama e plasma no laboratório Texsa, localizado à Av. Florivaldo R. Tampelini, 1470, Parque Industrial I, Umuarama/Paraná, pelo químico responsável Djalma Palin Junior, no dia 20 de novembro de 2015.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As observações foram realizadas pela análise comparativa entre testemunhas e amostras contaminadas e foram contemplados os seguintes aspectos:

- 1- Crescimento vertical e horizontal;
- 2- Folhagem;
- 3- Florescência (quando coube);
- 4- Surgimento de novas folhagens;

As plantas de *T. Pallid*, (trapoeraba-roxa), apresentou resultados demonstrando que as plantas que receberam a contaminação desenvolveram-se normalmente em comparação visual com as testemunhas, conforme Figuras 12, 13 e 14. Quanto aos resultados químicos não indicam quantidades significativa de Pb na parte aérea da planta de solo contaminado.

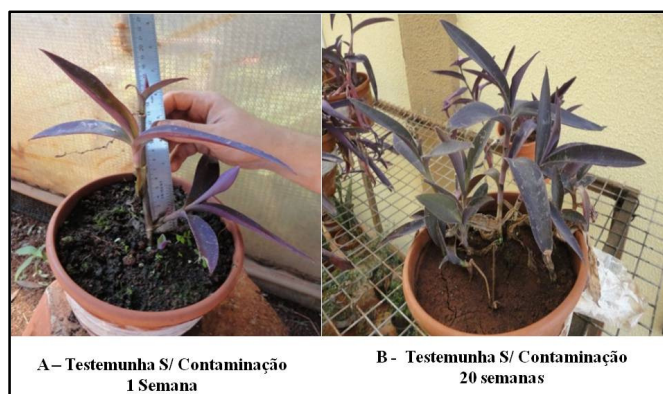


Figura 12: *T. Pallida* - Testemunha
Fonte: AUTOR (2015)

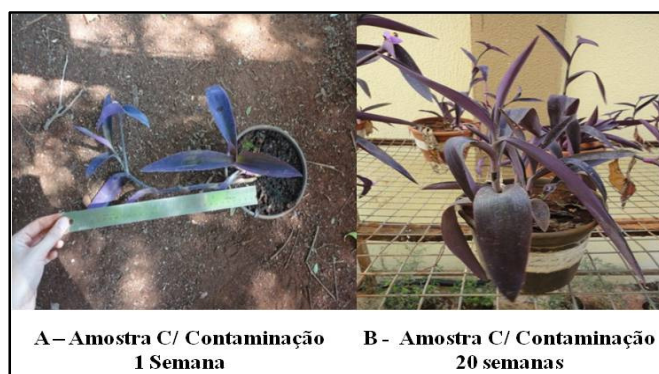


Figura 13: *T. Pallida* - Contaminação com Chumbo (20,0g)
Fonte: AUTOR (2015)

Já os resultados químicos da análise das raízes, apresentaram uma quantidade de 2,54mg de Pb /g de planta, comprovando a capacidade adsortiva desta espécie, demonstrando um potencial de adsorção equivalente à aproximadamente 0,176% de Pb por massa seca de sua raiz.

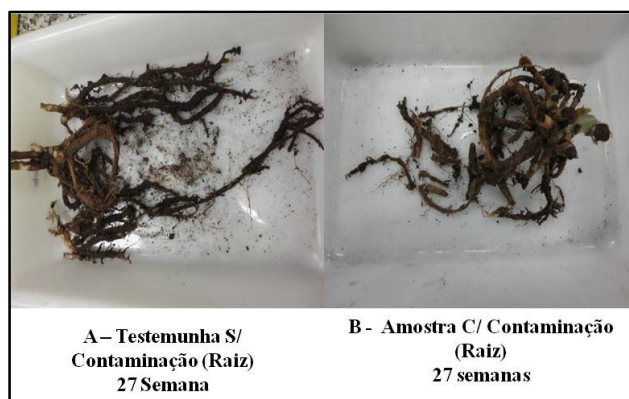


Figura 14: *T. Pallida* (raiz)
Fonte: AUTOR (2015)

O período de incubação reduzido não permite uma melhor quantificação deste potencial, porem os resultados demonstram possibilidade de se utilizar a *T. Pallid* como remediadora de Pb. Encontraram-se complicações no manuseio dessa espécie no momento dos registros fotográficos, pois se quebra com muita facilidade.

Na espécie *O. jaburani*, (barba-de-serpente), foi possível observar brotamento normal de folhas novas nas plantas com contaminação nas mesmas proporções apresentadas pelas testemunhas, conforme Figuras 15, 16 e 17.

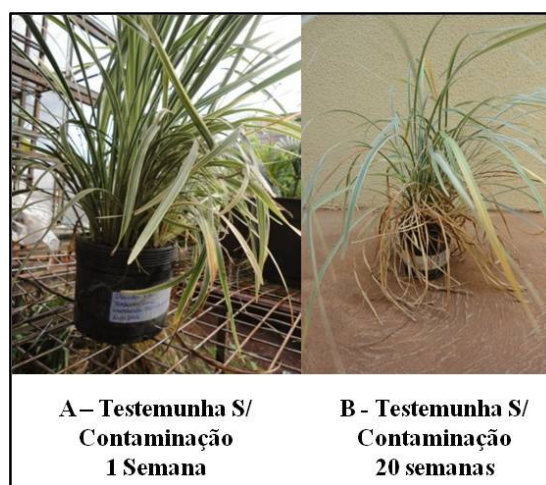


Figura 15: *O. jaburani* - Testemunha
Fonte: AUTOR (2015)

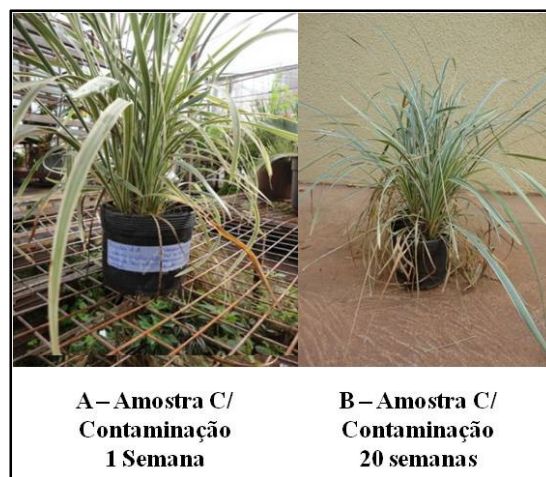


Figura 16: *O. jaburani* - Contaminação com Chumbo (20,0g)
Fonte: AUTOR (2015)

Quanto aos resultados químicos das raízes observou-se uma quantidade de 0,91mg de Pb /g de planta, comprovando a capacidade adsorptiva desta espécie demonstrando um potencial de adsorção equivalente a 0,04% de Pb por massa seca de sua raiz.

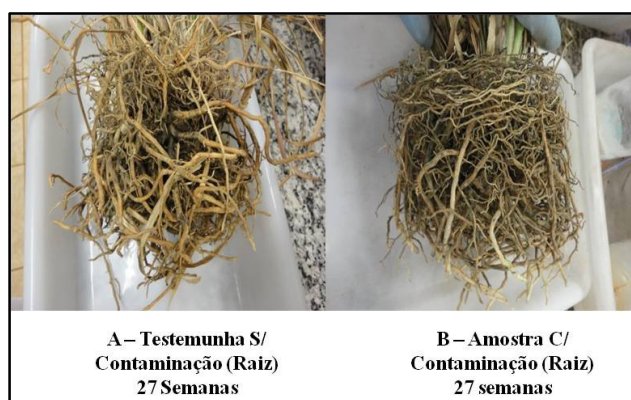


Figura 17: *O. jaburani* (raiz)
Fonte: AUTOR (2015)

O período de incubação reduzido não permite uma melhor quantificação deste potencial, porém, os resultados demonstram possibilidade de se utilizar a *O. jaburani* como remediadora de Pb.

Os indivíduos da espécie *S. trifasciata*, (espada-de-são-jorge), apresentaram resultados que demonstram maior brotamento e crescimento em comparação com as testemunhas, conforme Figuras 18 e 19.

Quanto aos resultados químicos, feitos na parte foliar, observou-se a capacidade adsorptiva desta espécie, pois apresentou uma quantidade de 0,75mg de Pb /grama de folhas, o que equivalente a 0,043% massa seca.



Figura 18: *S. trifasciata* - Testemunha
Fonte: AUTOR (2015)

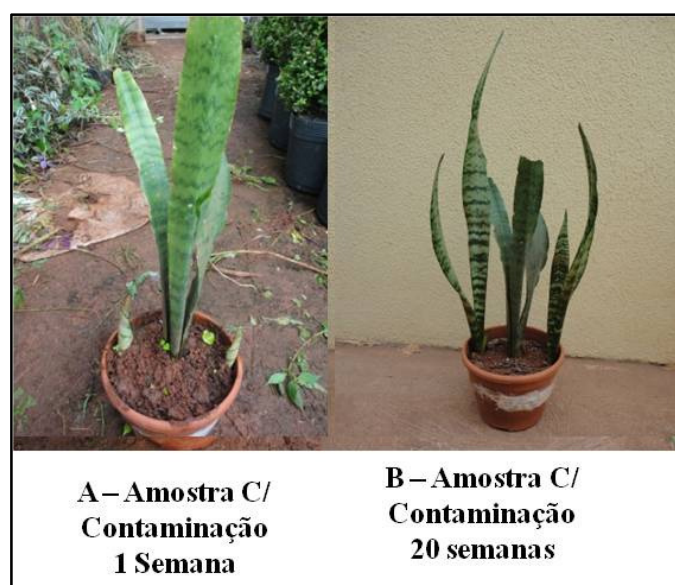


Figura 19: *S. trifasciata* - Contaminação com Chumbo (20,0g)
Fonte: AUTOR (2015)

As raízes também apresentaram um maior desenvolvimento em termos de volume, conforme Figura 20. Os resultados químicos apresentaram uma capacidade absorptiva das raízes sendo detectado uma quantidade de 0,7879mg de Pb massa/massa retido, o que equivale á 0,053% de massa seca.

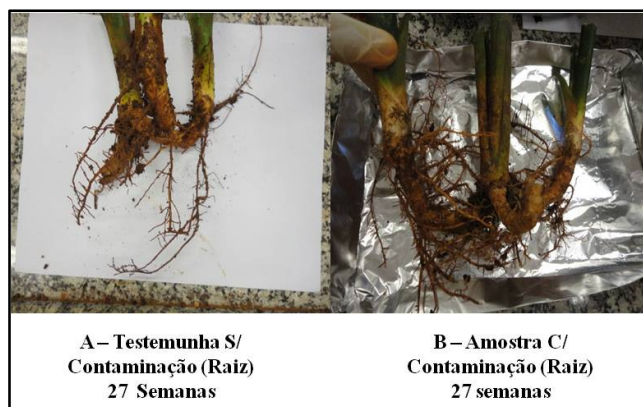


Figura 20: *S. trifasciata* (raiz)
Fonte: AUTOR (2015)

O período de incubação reduzido não permite uma melhor quantificação deste potencial, porém os resultados demonstram possibilidade de se utilizar a *S. trifasciata* como remediadora de Pb.

A *C. gracilis* (érica ou falsa-érica), apresentou nas plantas que receberam contaminação de Pb uma floração constante, e o brotamento mais acelerado na parte aérea, conforme Figuras 21 e 22.



Figura 21: *C. gracilis* - Testemunha
Fonte: AUTOR (2015)

As raízes das testemunhas em comparação visual com as que receberam contaminação apresentam características semelhantes, conforme Figura 23. Quanto aos resultados químicos observou-se uma quantidade de 1,3 mg Pb /grama de planta, comprovando a capacidade adsorviva desta espécie demonstrando um potencial de adsorção equivalente a 0,2% de Pb por massa seca de sua raiz.

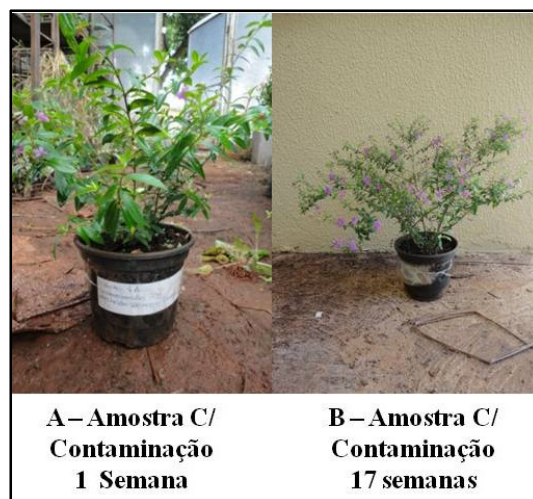


Figura 22: *C. gracilis* - Contaminação com Chumbo (20,0g)
Fonte: AUTOR (2015)

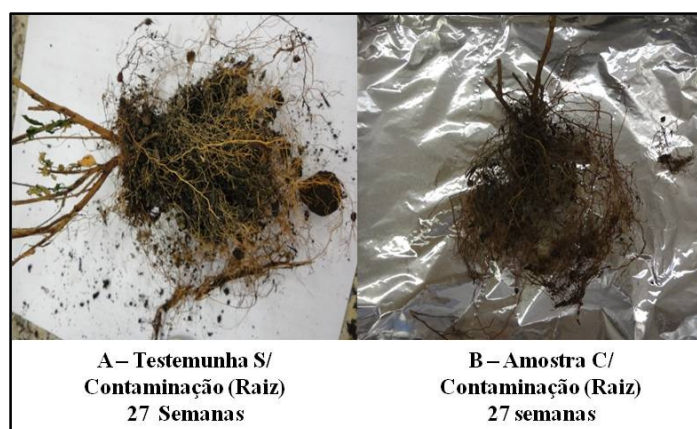


Figura 23: *C. gracilis* (raiz)
Fonte: AUTOR (2015)

O período de incubação reduzido não permite uma melhor quantificação deste potencial, porém os resultados demonstram possibilidade de se utilizar a *C. gracilis* como remediadora de Pb.

As espécies estudadas apresentaram características visuais contraditórias à bibliografia revisada, não apresentando sintomas de intoxicação descritos como redução do crescimento, necrose foliar, inibição da fotossíntese, como apresentado por Sharma e Dubey (2005).

A abundância de floração apresentada pelas espécie *C. gracilis*, popularmente conhecida como érica ou falsa-érica, pode ser um indicativo de alteração do sistema hormonal apresentado por intoxicação conforme apresentado por Sharma e Dubey (2005).

5 CONCLUSÕES

As espécies estudadas *Tradescantia pallida* (trapoeraba-roxa), *Ophiopogon jaburani* (barba-de-serpente), *Sansevieria trifasciata* (espada-de-são-jorge) e *Cuphea gracilis* (érica ou falsa-érica) apresentaram um potencial em adsorver Pb em suas raízes.

Ao avaliar visualmente o crescimento das espécies, comparando os indivíduos sem contaminação e contaminados, não foi possível verificar indícios de intoxicação, sendo que estes tiveram um crescimento normal.

Através de análises químicas laboratoriais foi possível determinar que todas as espécies estudadas, apresentam um potencial remediador na retenção de Pb em suas raízes, em função da forma que o contaminante foi disponibilizado no solo sendo que a *T. Pallid* apresentou uma quantidade de 2,54 mg de Pb massa/massa retido, o equivalente á 0,176% na raiz, a *O. jaburani* apresentou uma quantidade de aproximadamente 0,91 mg de Pb massa/massa retido, equivalente á 0,04% na raiz, a *S. trifasciata* apresentou uma quantidade de 0,7879 mg de Pb massa/massa retido, o que equivale á 0,053% na raiz, e a *C. gracilis* apresentou uma quantidade de 1,3 mg de Pb massa/massa retido, o que é equivalente á 0,2% nas raízes, conforme Tabela 3.

Tabela 3 - Potencial remediador das espécies estudadas

Espécies	Pb m/m raiz	% na raiz	Pb m/m Aérea
<i>T. Pallid</i>	2,54mg	0,176%	-
<i>O. jaburani</i>	0,91mg	0,04%	-
<i>S. trifasciata</i>	0,7879mg	0,053%	0,75mg
<i>C. gracilis</i>	1,3mg	0,200%	-

Apenas a *S. trifasciata* apresentou translocação do Pb para a parte aérea, sendo eficiente em acumular 0,043% de Pb, apresentando potencial fitoextrator de Pb. Com exceção da *S. trifasciata*, as plantas desenvolvem mecanismos de defesas para impedir que o contaminante seja translocado para a parte aérea.

Dentre as espécies observadas, a *C. gracilis* foi a que apresentou maior eficiência na retenção do Pb equivalente á 0,2% e a *O. jaburani* foi a que apresentou menor retenção 0,04% .

Todas as espécies estudadas que receberam contaminação por Pb apresentaram uma aparência semelhante ao das plantas testemunhas e nenhum dos indivíduos morreu, indicando uma resistência ao elemento.

Ressalta-se que embora a quantidade de Pb adsorvido e absorvido pelas plantas apresentar-se baixo, isso se deve ao curto intervalo de exposição das plantas ao Pb ionizável.

Entre as sugestões propostas para estudos futuros estão:

- 1- Determinar o potencial real absorvedor da *S. trifasciata* (espada-de-são-jorge).
- 2- Estudar o processo metabólico da *S. trifasciata* (espada-de-são-jorge).
- 3- Determinação da absorção e adsorção das plantas em presença de Pb^{2+} em solução (irrigação).
- 4- Verificar se as plantas são capazes de adsorver/absorver mais, se expostas por mais tempo ao Pb ionizável.

REFERENCIAS

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2013**. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2013.pdf>>. Acesso em: 04 mai. 2015.

ABREU, M. F. **Extração e Determinação Simultânea por Emissão em Plasma de Nutrientes e Elementos Tóxicos em Amostras de Interesse Agrônomo**. 1997. 132f. (Tese de Doutorado) Universidade de Campinas, Campinas, 1997.

AMARAL, D. C. **Estudos Ultraestruturais e da Capacidade Bioacumuladora de Zn, Cd e Pb por Plantas em Área de Mineração de Zinco**. 2013. 99f. (Dissertação de Mestrado) em Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013.

ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Toxicological Profile For Lead**. 2007. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=96>>. Acesso em: 04 mai. 2015.

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. 4ª ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BENTO, J. C. C. V.; MENDONÇA, N. A. A.; REIS, L. M. M. **Importância da Remediação e Recuperação de Áreas Degradadas pela Indústria do Petróleo à Luz da Sustentabilidade**. VII CONNEPI-Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação, Palmas, 21 out. 2012.

BRAGA, M. A. (Coord.). **Curso Municipal de Recursos Paisagísticos**, 2012. Disponível em http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/chamadas/recursos_paisagisticos_1431454341.pdf. Acesso em: 05 de mai. 2015.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010. Institui a **Política Nacional de Resíduos Sólidos**; Altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Presidência da República - Casa Civil - Subchefia para Assuntos Jurídicos, Brasília, DF, 2 ago. 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 12 mai. 2015.

BRUNA, P. J. V. **Arquitetura, Industrialização e Desenvolvimento**. 2ª ed. São Paulo: Perspectiva, 2002.

BURLE MARX ESCRITÓRIO DE PAISAGISMO. 2016. **Fazenda Tacaruna - RJ**. Disponível em: <<http://burlemarx.com.br/inicio/>>. Acesso em: 28 jan. 2016.

CATROGA, A. M. D. **Contributo para o Estudo das Potencialidades do Kenaf (*Hibiscus cannabinus* L.) na Fitorremediação de Solos Contaminados com Metais Pesados**. 2009. 117p. (Dissertação de Mestrado) em Bioenergia - Grupo de Disciplinas de Ecologia da Hidrosfera, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2009.

CHAVES, L. H. G.; MESQUITA, E. F.; ARAUJO, D. L.; FRANÇA, C. P. Acúmulo e Distribuição de Cobre e Zinco em Mamoneira Cultivar BRS Paraguaçu e Crescimento da PL. **Revista de Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, vº. 7, nº. 3, p. 263-277, jul/set, 2010.

CHING, F. D. K. ; BINGGELI, C. **Arquitetura de Interiores Ilustrada**. Tradução de Alexandre Ferreira da Silva Salvaterra. 2ª ed. Porto Alegre: Bookman, 2006.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. Departamento de Áreas Contaminadas. **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas da CETESB**. 2ª ed. São Paulo, 2001.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 420, de 28 de dez. de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. CONAMA, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 11 mai. 2015.

CONSTANTI, M.; MENEZES, E. Laudo Comprova Alta Concentração de Metais Pesados em Lama de Barragens. **R7 NOTÍCIAS**, Belo Horizonte, nov. 2015. Seção Minas Gerais. Disponível em: <<http://noticias.r7.com/minas-gerais/laudo-comprova-alta-concentracao-de-metais-pesados-em-lama-de-barragens-13112015>>. Acesso em: 12 fev. 2016.

COSTA, C. O que já se sabe sobre o impacto da lama de Mariana? **BBC Brasil**, São Paulo, dez. 2015. Seção Notícias. Disponível em: <http://www.bbc.com/portuguese/noticias/2015/12/151201_dados_mariana_cc>. Acesso em: 12 fev. 2016.

CUNNINGHAM, S. D.; OW, W. D. *Promises and Prospects of Phytoremediation*. **Plant Physiology**, vº 110, nº 03, p. 715-719, jul./set, 2010. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC157769/>>. Acesso em: 24 fev. 2015.

DAMIANI, D. ; et al. Encefalopatias: etiologia, fisiopatologia e manuseio clínico de algumas das principais formas de apresentação da doença. **Revista Brasileira Clínica Médica**, vº 11, nº 1, p. 67-74, 2013.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL (DNPM). **Anuário Estatístico do Setor Metalúrgico. 2014**. Disponível em: <http://www.mme.gov.br/documents/10584/1865251/Anuario_Setor_Metalurgico_2014_base_2013.pdf/136ee218-8fb3-430d-97dc-2e9171c6a0e8>. Acesso em: 03 ago. 2015.

FANTÁSTICO. 2015. **Inmetro Reprova Duas Marcas de Tintas com Presença de Chumbo**. Disponível em: <<http://g1.globo.com/fantastico/noticia/2015/10/inmetro-reprova-duas-marcas-de-tintas-com-presenca-de-chumbo.html>>. Acesso em: 02 nov. 2015.

FAQUIN, V. **Nutrição Mineral de Plantas**. 2005, 175f. (Monografia) Pós Graduação em Solos e Meio Ambiente – Fundação de Apoio ao Ensino, Pesquisa e Extensão – FAEPE, Universidade Federal de Lavras – UFLA, Lavras, 2005.

FERNANDES, F. R. C. ; BERTOLINO, L. C. ; EGLER, S. G. Projeto Santo Amaro – BA: aglutinando ideias, construindo soluções – diagnósticos. 2ª ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCTI, 2012.

GLOEDEN, G. E. ; SOARES, M. S. **CETESB**, São Paulo, dez. 2013. Diretoria de Controle e Licenciamento Ambiental. Texto Explicativo Relação de Áreas Contaminadas e Reabilitadas no Estado de São Paulo. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/45/2013/11/texto-explicativo.pdf>>. Acesso em: 04 mai. 2015.

GOUVEIA, A. F.; MACRUZ, P. D.; ARAÚJO, J. H. B. Fitorremediação de Solos Contaminados com Chumbo Utilizando *Jatropha Curcas* L. **Blucher Chemical Engineering Proceedings**, vº 1, nº 2, p. 8213-8219, fev, 2015.

GRATÃO, P. L. et al. *Phytoremediation: green technology for the clean up of toxic metals in the environment*. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, vº, 17, nº 1, p. 53-64, jan./mar, 2005.

HOLZBACH, J. C., et al. Chumbo: uma introdução à extração e a fitorremediação. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, vº 3, nº 4, p. 178-183, nov., 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **População do Brasil**. 2015. Disponível em:< <http://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>>. Acesso em: 09 mai. 2016.

JORNAL NACIONAL. **População Bebe Água Contaminada por Chumbo em Cidade**. 2016. Disponível em: < <http://g1.globo.com/jornal-nacional/noticia/2016/01/populacao-bebe-agua-contaminada-com-chumbo-em-cidade-americana.html>>. Acesso em: 12 fev. 2016.

KHAN, A. et al. *Role of Plants, Mycorrhizae and Phytochelators in Heavy Metal Contaminated Land remediation*. **Chemosphere**, v º 41, nº 1, p. 197-207, jan./mar, 2000.

LAMEGO, F. P.; VIDAL, R. A. Fitorremediação: plantas como agentes de despoluição?. **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, vº 17, nº s/n, p. 9-18, jan./dez. 2007.

LASAT, M. M. *The Use of Plants for the Removal of Toxic Metals from Contaminated Soils*. 2000. Disponível em: < http://www.plantstress.com/articles/toxicity_m/phyto Remed.pdf>. Acesso em: 09 mai. 2016.

LIMA, A. M. **Avaliação do Potencial Fitorremediador da Mamona (*Ricinus communis* L.) e Girassol (*Helianthus annuus* L.) Quanto à Remoção de Chumbo e Tolueno em Efluentes Sintéticos**. 2010. 110 f. (Tese Doutorado) em Pesquisa e

Desenvolvimento de Tecnologias Regionais - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2010.

LOPES JR et al. **Chumbo e Arsênio nos Sedimentos do Rio Ribeira de Iguape - SP/PR.** 2006. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/media/geo_med14.pdf>. Acesso em: 09 mai. 2016.

LORENZI, H.; SOUZA, H. M. **Plantas Ornamentais no Brasil:** arbustivas, herbáceas e trepadeiras. 3ª ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2001.

MALAVOLTA, E. **Manual de Nutrição Mineral de Plantas.** 3ª ed. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006.

MALIK, N.; BISWAS, A. K. *Role of Higher Plants in Remediation of Metal Contaminated Sites. Scientific Reviews and Chemical Communications*, vº 2, nº 14, p. 146, 2012.

MARIANO, D. C.; OKUMURA, R. S. Aspectos Agronômicos, Uso pelo Homem e Mecanismos da Fitorremediação: uma revisão. **Rama - Revista em Agronomia e Meio Ambiente**, vº 5, nº 2, p. 85-101, out, 2012.

MARSCHNER, H. *Mineral Nutrition of Higher Plants.* 2ª ed. San Diego: Academic Press Limited, 1995.

MENGEL, K.; KIRKBY, E. A. *Principles of Plant Nutrition.* 3ª ed. Worblaufen-Bern: International Potash Institute, 1982.

MILHORANCE, F. Os Riscos à Saúde dos Cosméticos Nacionais. **Jornal o Globo**, Rio de Janeiro, jun. 2013. Seção Sociedade. Disponível em: <<http://oglobo.globo.com/sociedade/saude/os-riscos-saude-dos-cosmeticos-nacionais-8498885>>. Acesso em: 02 nov. 2015.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. Os Efeitos do Chumbo Sobre o Organismo Humano e Seu Significado Para a Saúde. **Panamericana de Salud pública**, vº 15, nº 2, p. 119-129, jan, 2004.

NOGUEIRA, A. R. A. **Preparo de Amostras.** ENCONTRO NACIONAL SOBRE MÉTODOS DOS LABORATÓRIOS DA EMBRAPA. Jaguariúna. Novas perspectivas para os Laboratórios da Embrapa. 2003.1CD-ROM.

OLIVEIRA, R. F.; GOMES, E. S.; AFONSO, J. C. O Lixo Eletrônico: uma abordagem para o ensino Fundamental e médio. **Química Nova na Escola**, vº 32, nº 4, p. 240-248, nov., 2010.

PANTAROTO, H. L.; FIGUEIREDO, P. J. M. **Chumbo:** exploração, uso e saúde pública. XIV Simpósio de engenharia de produção - SIMPEP, Bauru, 09-11 nov. 2007.

PAOLIELLO, M. M. B.; CHASIN, A. A. M.; (2001) – Ecotoxicologia do Chumbo e seus Compostos. **Série Cadernos de Referência Ambiental**, vº 3, nº s/n, p. 144, 2001.

PEREIRA, B. F. F. **Potencial Fitorremediador das Culturas de Feijão de Porco, Girassol e Milho Cultivadas em Latossolo Vermelho Contaminado com Chumbo**, 2005. 68f. (Dissertação Mestrado) em Agricultura Tropical e Subtropical – Gestão de Recursos Agroambientais, Instituto Agronômico, Campinas, 2005.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do Solo e Manejo de Nutrientes**. 1ª ed. São Paulo: Agronômica Ceres, 2011.

ROMEIRO, S. et al. Absorção de Chumbo e Potencial de Fitorremediação de *Canavalia Ensiformes* L. **Bragantia**, vº 66, nº 2, p. 327-334, 2007.

SÁ, R. A. et al. ***Phytoaccumulation and Effect of Lead on Yield and Chemical Composition of Mentha Crispa Essential Oil***. 2015. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19443994.2013.874716>>. Acesso em: 09 mai. 2016.

SANTOS, C. H. et al. Desempenho da Mucuna Preta (*Mucuna Aterrima* Piper & Tracy) na Fitorremediação de Solo Contaminado com Chumbo. **Revista Agro Ambiente Online**, vº 6, nº 3, p. 215-221, 2013. Disponível em: ?<<http://revista.ufr.br/index.php/agroambiente/article/view/705>>. Acesso em: 09 mai. 2016.

SHARMA, P.; DUBEY, R. S. ***Lead Toxicity in Plants***. **Brazilina Journal of Plant Physiology**, vº 17, nº 1, p. 35-52, jan./mar, 2005.

SKOOG, D. A. **Princípios da Análise Instrumental**. 5ª ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

SPIRO, T. G.; STIGLIANI, W. M. **Química Ambiental**. 2ªed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2009.

TROSTER, E. J. Intoxicação Plúmbica. **Revista Pediátrica (USP)**, vº 15, nº s/n, p. 45-49, 1993.

United States Environmental Protection Agency (EPA). ***Introduction to Phytoremediation***. 2000. Disponível em:< <https://www.epa.gov/nscep>>. Acesso em: 09 mai. 2016.

VASSILEV, A. et al. ***The use of Plants for Remediation of Metal-contaminated Soils***. **The Scientific World Journal**, vº 16, nº 4, p. 9-34, jan., 2004.

VILAS BOAS, N. et al. **Evaluation of Kinetic and Thermodynamic Parameters in Adsorption of Lead (Pb2+) and Chromium (Cr3+) by Chemically Modified Macadamia (*Macadamia integrifolia*)**. 2015. Disponível em:<<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19443994.2015.1085906?journalCode=tdwt20>>. Acesso em: 09 mai. 2016.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 1977. ***Environmental Health Criteria*** 3. Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc003.htm>>. Acesso em: 07 out. 2015.

.*Environmental Health Criteria 165*. 1995. Disponível em:
<<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc165.htm>>. Acesso em: 13 ago. 2015.