

DINÂMICA DOS METAIS Cd e Pb NO SOLO E A CAPACIDADE DE ADAPTAÇÃO DAS PLANTAS EM AMBIENTES CONTAMINADOS

Affonso Celso Gonçalves Jr.^{1*}, Ricardo Felipe Braga de Sousa¹, Gustavo Ferreira Coelho²,
Vandeir Francisco Guimarães¹, Daniel Schwantes³, Tiago Roque Benetoli da Silva⁴, Marcelo
Gonçalves dos Santos¹, Adir Airton Parizotto⁵, Claudemir Selzlein¹ e Marcelo Ângelo
Campagnolo³

¹Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, Centro de Ciências Agrárias, *Campus* de Marechal Cândido Rondon, Rua Pernambuco nº 1777, CEP: 85960-000, Bairro Universitário, Marechal Cândido Rondon, PR. E-mail: affonso133@hotmail.com*, r_felipe_b@hotmail.com, vandeirfg@yahoo.com.br, gentruz@yahoo.com.br

²Faculdade Educacional de Medianeira – UDC Medianeira, Curso de Agronomia, Rua Rio Branco, nº 1820, CEP: 85884-970. Centro, Medianeira, PR. E-mail: gustavo_coelho@udc.edu.br.

³Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Escola Politécnica, Curso de Engenharia Ambiental, Campus de Toledo, Avenida União, nº 500, CEP: 58902-532. Jardim Coopagro, Toledo, PR. E-mail: daniel.schwantes@pucpr.br, marcelo.campagnolo@pucpr.br

⁴Universidade Estadual de Maringá – UEM, Departamento de Ciências Agrônômicas, Campus de Umuarama. Estrada da Paca s/n, CEP: 87500-000, Bairro São Cristóvão, Umuarama, PR. E-mail: trbsilva@uem

⁵Instituto Ambiental do Paraná – IAP – Escritório Regional de Toledo, Rua Guaíra, nº 3132, CEP: 85903-220, Jardim La Salle, Toledo, PR. E-mail: parizotto@iap.pr.gov.br

RESUMO: A presente pesquisa de caráter bibliográfico aborda acerca da contaminação dos solos por metais (Cd e Pb) devido a ação antrópica, em áreas urbanas pelas indústrias e em áreas agrícolas pelo uso de fertilizantes. Esta atividade é preocupante pois estes metais são uma ameaça à saúde humana por acumularem no solo e serem absorvidos pelas plantas. No solo a dinâmica destes metais ocorre principalmente por reações de adsorção e dessorção em compostos sólidos minerais ou orgânicos refletindo de maneira direta na capacidade de troca de cátions do solo (CTC). Entretanto as condições ambientais podem afetar a biodisponibilidade destes metais para as plantas (pH do solo, ligantes orgânicos, oxirredução). Assim as plantas que crescem em ambientes contaminados desenvolveram mecanismos de adaptação, nas raízes as células apresentam limitação na absorção destes elementos, ácidos carboxílicos e aminoácidos são eficientes na quelação ou a complexação dos metais por proteínas já ajudam na adaptação das plantas. Porém uma vez as plantas contaminadas os metais entram na cadeia trófica sendo os homens e animais contaminados indiretamente. Estes fatos implicam no surgimento de legislações com respaldo em pesquisa científicas que visem diminuir a contaminação dos solos brasileiros.

PALAVRAS-CHAVE: Contaminação do solo, metais tóxicos, reações no solo, toxicidade.

DYNAMICS OF METALS Cd AND Pb IN SOIL AND PLANTS CAPACITY OF ADAPTATION IN CONTAMINATED ENVIRONMENTS

ABSTRACT: The present research was bibliographic character and evolves about soil contamination by metals (Cd and Pb) due to atrophic action, in urban areas by industries and in agriculture areas by the use of fertilizers. This activity is worrisome because these metals are a threat to human health by its accumulation in the soil and absorption by plants. In soil, the dynamic of these metals occurs primarily by adsorption and desorption reactions in organic or mineral solid compounds, influencing directly the ability to exchange cations soil (CTC). However, environmental conditions can affect the bioavailability of these metals to the plant (soil pH, organic ligands, redox). So plants growing in contaminated environments have developed coping mechanisms, the roots cells have a limitation in absorption of these

elements, carboxylic acids and amino acids are effective in chelation or complexation of metals by proteins which help in the adaptation of plants. Nevertheless, once the plants contaminated with metals entering the food chain being men and animals contaminated indirectly. These facts imply the emergence of legislation on support for scientific research aimed at reducing the contamination of Brazilian soils.

KEY WORDS: Soil contamination, toxic metals, reactions in the soil, toxicity

INTRODUÇÃO

Os metais são constituintes dos solos por meio da ocorrência natural, seja na composição de rochas ou simples presença nos solos, porém o aumento das atividades antropológicas vem ocasionando incremento nos teores destes elementos (Araujo e Pinto Filho, 2010). A contaminação por metais ocorre geralmente por consequência de atividades antrópicas, seja através de resíduos de mineradoras, siderúrgicas, indústria de cosméticos, sucata automobilística, atividades agrícolas entre outros, que geralmente expõe o solo a condições adversas de contaminação (Tarley e Arruda, 2003).

Segundo Carvalho et al. (2008), os metais oriundos da contaminação ambiental são depositados no solo, principalmente na camada agricultável ou arável, muitas vezes presentes na solução dos solos e disponíveis para as plantas, tornando-se fonte de risco e via de exposição contaminação para a população.

Dentre os metais potencialmente contaminantes, destacam-se principalmente o cádmio (Cd) e o chumbo (Pb) (Gonçalves Jr. et al., 2000), os quais não apresentam quaisquer benefícios ao organismo humano. Além de que sua presença nos solos constitui grave problema ambiental devido à persistência e papéis prejudiciais ao desenvolvimento das plantas e tóxicos aos seres vivos, como a bioacumulação e biomagnificação (Silva et al., 2007; Bertoli et al., 2011).

Essa ameaça potencial à saúde pública e a natureza ocorre segundo Baird (2002) nas presenças na cadeia alimentar humana, podendo ser controladas limitando-se o uso em produtos agrícolas e proibindo a produção de alimentos em solos contaminados com estes elementos.

Sendo a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) N° 420 que dispõe de critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas orientadores para a prevenção da contaminação dos solos e gerenciamento de áreas contaminadas (Brasil, 2009), com isso existem necessidades de

maiores fiscalizações, e desenvolvimento de políticas nacionais que trabalhem com a qualidade do solo, a exemplo do que é feito na Europa desde a última metade do século passado (Gonçalves Jr. et al., 2014).

Além da possibilidade de cultivo de culturas para fins comerciais, o emprego de plantas com potencial para a fitorremediação pode-se apresentar como excelente alternativa (Gonçalves Jr. et al., 2014), uma vez que além de melhorar as condições ambientais destas áreas, podem ainda gerar seus produtos e coprodutos constituindo em fontes de renda para esses locais (Eapen e D'souza, 2005).

Desta maneira o objetivo desta pesquisa de caráter bibliográfico apresentar a dinâmica que os metais Cd e Pb possuem no solo bem como os seus efeitos nas plantas, e abordar a capacidade de adaptação das plantas em ambientes contaminados por estes met

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Metais

Segundo Malavolta (1994), a expressão “metais pesados” ou “metais traço” se aplica a elementos que possuem massa específica maior que 5 g cm^{-3} ou que tenham número atômico maior do que 20. Porém essa classificação atualmente torna-se complexa, uma vez que para a definição destes termos deve-se levar em consideração também características químicas importantes, como densidade, massa atômica, bem como definições relacionadas a toxicidade dos elementos (Duffus, 2002).

De acordo com Meurer (2012), a ocorrência natural destes metais é comum tanto no solo como em rochas desde seu processo de formação, onde geralmente possui em sua constituição a presença de vários elementos, tendo a disponibilidade para o ambiente ocorrendo ao longo do tempo por meio de fenômenos climatológicos e processos naturais que contribuem para a liberação em águas e no solo (Fernandes et al., 2007; Araujo e Pinto Filho, 2010).

Segundo Alloway (1995), os metais que podem ser classificados como essenciais cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), molibdênio (Mo) e zinco (Zn), sendo indispensáveis para o desenvolvimento das plantas; benéficos cobalto (Co), níquel (Ni) e vanádio (V), que colaboram com o desenvolvimento das plantas, mas sua falta não é considerada um fator limitante e os não essenciais ou tóxicos cádmio (Cd), cromo (Cr), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), que são considerados prejudiciais, carcinogênicos ou mutagênicos, mesmo em baixas concentrações (Picardo e Ferreira Da Costa, 2009).

Geralmente os metais são passíveis de acumulação no solo, possuindo elevado potencial de tornar-se fonte de disponibilização a outros sistemas ambientais, devido ao fato de estarem sempre presentes no ambiente, onde apesar de baixas concentrações, são denominados de “elementos potencialmente tóxicos” (Biondi et al., 2011; Oliveira e Marinsa, 2011), devidos às propriedades prejudiciais que estes apresentam, como estabilidade química relativamente estável, e baixa degradação, apresentando elevado caráter tóxico e bioacumulação (Souza et al., 2011).

Contaminação dos solos e plantas por metais

A contaminação dos solos por metais ocorre geralmente por consequência de atividades antrópicas (Zhang et al., 2005; Silva et al., 2013), geralmente originada dos ramos industriais, podendo ser causada pela fumaça da incineração (Sabbas et al., 2003; Zhang et al., 2008), como por meio de resíduos produzido por elas, como pela indústria de cosméticos (Zhang et al., 2005), indústria de manufatura de couro (Religa et al., 2011), sucata automobilística (Zhang et al., 2005), mineradoras, siderúrgicas e até mesmo nos descartes dos produtos originados por esses ramos (Nohynek et al., 2010).

No caso dos grandes centros urbanos, a liberação de metais tóxicos para o ambiente pode ocorrer por meio de incineração de plásticos ou materiais que possuem estes elementos como constituinte básico, como pigmentos ou estabilizantes, gerando fumos e poeiras com altas concentrações dos contaminantes, que são depositadas no solo (Komarnicki, 2005). De acordo com os mesmos autores, a poeira gerada por estes solos pode se depositar dentro das casas ou se manter no ar, acarretando a inalação ou ingestão passiva, ou ainda a ingestão de alimentos e/ou tabaco oriundos destes solos contaminados (Brasil, 2012) ou que simplesmente tenham contato com a fumaça e poeira (Duong e Lee, 2011). Em uma revisão sobre Pb Paoliello (2001), constataram como fonte da presença em alimentos e ração principalmente da deposição aérea de partículas ricas em Pb no solo e na superfície das plantas, sendo que essa contaminação industrial pode resultar em concentrações de Pb em plantas iguais a 30 mg kg^{-1} (Roese, 2008).

Em áreas agrícolas, os adubos utilizados para fertilização dos solos geralmente possuem em sua composição além dos elementos de interesse comercial, metais tóxicos, fazendo com que estes fiquem presentes no solo e sejam disponibilizados para as culturas comerciais cultivadas nesses solos (Gonçalves Jr. e Pessoa, 2002; Gonçalves Jr. et al., 2011; Nacke et al., 2013).

Nessa composição, os principais contaminantes metálicos encontrados em fertilizantes agrícolas são Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Mo, Ni, Zn, As, Hg, Se, V, Ra (Usepa, 1999; Twg, 2001).

De acordo com a USEPA (1999), dentre os principais fertilizantes utilizados nos campos agrícolas, o fosfato é o adubo que possui os maiores níveis de metais tóxicos (especialmente Cd), seguido de adubos nitrogenados e potássicos.

Quanto aos micronutrientes, de acordo com Nacke et al. (2013), devido a variabilidade das fontes utilizadas para a obtenção desses adubos, os mesmos apresentam desde baixos a elevados níveis de metais em suas composições, mas em geral, estas concentrações de contaminantes são maiores em comparação com as fontes de macronutrientes, que por sua vez, são aplicadas em maiores quantidades. Com isso, deve-se levar em conta que independente do nutriente a ser fornecido e da fonte utilizada, o risco de contaminação do solo é real (Gonçalves Jr. et al., 2014).

A dinâmica de contaminação com metais oriundos de fertilizantes passou a ser importante, de acordo com Monteiro (2005), em um parecer técnico de 2004, elaborado pelo consultor ambiental do Ministério da Saúde Élio Lopes dos Santos, a partir do final da década de 70 as indústrias de fertilizantes passaram a utilizar resíduos industriais perigosos na busca de elementos considerados essenciais às plantas, com o intuito de reduzir os custos e produção.

Essa prática nos últimos anos vem sendo alvo de investigação do Ministério Público de São Paulo (MP-SP), que em ação conjunta com o Ministério da Saúde (MS), CONAMA e alguns pesquisadores, constataram que o problema ultrapassa as fronteiras nacionais, uma vez que as produtoras de fertilizantes passaram a importar lixo químico industrial, sob o pretexto de estes resíduos ser matéria prima (Nacke, 2011; Gonçalves Jr. et al., 2014).

Quando presente no solo, no ar ou na água, seja por ocorrência natural ou por ação antrópica, os metais tóxicos podem adentrar na cadeia alimentar (Soares et al., 2011), uma vez que Rangel et al. (2006) afirmam que as plantas se comportam como mecanismo de transferência dos contaminantes presentes no solo.

Quanto a esse mecanismo de transferência, Chaney (1980) agrupou os elementos químicos em quatro categorias, de acordo com o comportamento e possibilidade de absorção pelas plantas:

Grupo 1 – Elementos insolúveis no solo (Ti, Cr, Zr, Y, Ag e Sn) ou nas raízes fibrosas das plantas, de forma que a parte aérea delas não constitui fonte de transferência desses elementos, mesmo quando o solo está altamente contaminado;

Grupo 2 – Elementos que podem ser absorvidos pelas raízes, (Hg e Pb), mas não são translocados para a parte aérea, em quantidades suficientes para causar risco de transferência na cadeia trófica;

Grupo 3 – Os elementos (Zn, Cu, Ni, B, Mn) e aqueles para os quais a planta não consegue restringir a translocação e entrada na cadeia alimentar;

Grupo 4 – Elementos como o Cd, conhecido por causar toxicidade alimentar.

Alguns metais principalmente como os deste estudo, (Cd e Pb), não são de elevada toxicidade como elementos livres, sendo, contudo, extremamente perigosos na forma de seus cátions ou quando ligados a cadeias curtas de átomos de carbono (Oga, 2003).

De acordo com a dinâmica dos elementos e a concentração no qual se encontram, pode ocorrer a absorção, translocação e armazenamento nos mais diversos órgãos das plantas, tornando-as novas fontes de contaminação (Silva et al., 2007).

A contaminação de plantas por metais pode acarretar a redução da produtividade, como diminuição do rendimento da safra e acúmulo dos elementos potencialmente tóxicos nos tecidos, usados como ração ou diretamente na alimentação (Roese, 2008), tendo o ser humano como destino final, gerando o risco de problemas de toxicidade, culminando com graves problemas de saúde (Melo et al., 2006).

Dinâmica dos metais nos solos

A dinâmica dos metais nos solos depende fundamentalmente das reações químicas de adsorção e dessorção que ocorrem com os componentes sólidos do sistema mineral, sendo essas influenciadas pela presença de ligantes orgânicos e inorgânicos e a capacidade de troca de cátions (CTC) dos solos (Carvalho et al., 2008).

De maneira geral, mudanças nas condições ambientais podem afetar a biodisponibilidade dos metais, favorecendo a contaminação de plantas que se desenvolvam no solo contaminado, seja pela acidificação, mudanças dos potenciais de oxiredução ou aumento da concentração dos ligantes orgânicos (Cotta et al., 2006).

O processo de adsorção do solo é influenciado por fatores bióticos e abióticos, quanto a interferência dos fatores naturais pode-se citar a textura, composição química, pH e natureza da fase sólida inorgânica (Alleoni et al., 2005; Appel et al., 2008), além da capacidade adsorptiva que este solo possui, podendo o metal então estar fortemente adsorvido no solo ou fracamente ligado, estando deste modo prontamente disponível para as plantas (Jordão et al., 2000).

Em geral, elevados níveis de metais afetam negativamente o crescimento e a atividade dos microrganismos e as propriedades biológicas e bioquímicas do solo, como atividades enzimáticas e respiração microbiana (Domínguez-Crespo et al., 2012).

De acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001), considerando o solo um ambiente vivo e com diversos processos ocorrendo, deve-se compreender as interações que ocorrem entre os elementos presentes nele, sendo que estas interações podem ser classificadas como antagônicas e sinérgicas, e o desequilíbrio entre elas pode causar situações de deficiência e estresse nas plantas.

O antagonismo ocorre quando o efeito fisiológico combinado de dois ou mais elementos é menor do que a soma dos seus efeitos independentes, e o sinergismo por sua vez, ocorre quando os efeitos combinados destes elementos são maiores do que quando somado seus efeitos individuais (Alloway, 1995; Kabata-Pendias e Pendias, 2001).

Cádmio

Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), o Cd possui algumas interações típicas com outros elementos, como por exemplo a relação entre Cd e Zn pode ser resumidas ao afirmar que, na maioria dos casos o Zn reduz a absorção de Cd pelo sistema radicular como por absorção foliar. Para Cd com Cu, Mn e com Ni podem ser consideradas relações complexas, em que o efeito inibitório destes metais na absorção de Cd é relatado e parece estar relacionado com a sua substituição do Cd durante os processos de absorção.

Elevadas doses de Fe também possuem capacidade de inibir a absorção de Cd pelas plantas, que por sua vez quando presente reduz a absorção de P, sendo esse um antagonismo de grande importância nos campos agrícolas, devido ao alto investimento em adubações fostatadas (Kabata-Pendias e Pendias, 2001).

O Cd possui uma forte tendência em ser mais móvel no solo do que muitos outros metais, como o Cu, Pb e Zn (Alloway, 1995; Kabata-Pendias e Pendias, 2001), geralmente se encontra fortemente associado com o Zn, entretanto, possui uma forte afinidade com o S (Kabata-Pendias; Pendias, 2001). De acordo com os mesmos autores, durante a ação do tempo, o Cd reage totalmente com a solução do solo, embora seja conhecido por sua ocorrência como Cd^{2+} , pode também formar vários íons complexos [$CdCl^+$, $CdOH^+$, $Cd(OH)_3$] e quelatos orgânicos.

Para Macedo e Morrill (2008), as maiores concentrações de Cd tendem a estarem presentes nas camadas superficiais do solo, o que é um reflexo dos tipos de contaminação que

geralmente se baseiam na deposição atmosférica, aplicação de produtos agrícolas e incorporação de restos vegetais com a presença de metais em seus tecidos.

Os fatores mais importantes que controlam a mobilidade de íons Cd são pH e potencial de oxidação, em condições de pH ácido, ele possui sua mobilidade elevada, e quando fortemente oxidado tende a formar minerais (CdO , CdCO_3) e ser acumulado em fosfatos (Kabata-Pendias; Pendias, 2001).

Podendo ser adsorvido pelo solo por meio de ligações eletrostáticas simples, como intimamente associadas a óxidos, a carbonatos e à matéria orgânica, a adsorção de Cd nos solos ocorre inicialmente em rápida adsorção na superfície de troca, seguida por uma lenta reação, sendo caracterizada como substituição do íon na matriz no complexo de esfera interna (Alleoni et al., 2005).

Chumbo

Quanto as interações que o Pb participa, a interferência deste metal com o Ca é muito relatada e ocorre uma vez que o Pb pode imitar o comportamento fisiológico de Ca, com isso a prática da calagem pode reduzir a absorção de Pb principalmente em solos com menores teores de matéria orgânica, além disso, o P inibe a absorção de Pb devido a formação de fosfatos insolúveis no solo (Kabata-Pendias e Pendias, 2001).

Segundo Silva e Vitti (2008), os latossolos comumente apresentam cerca de 30 a 40% do Pb contido no solo ligado a óxidos de Fe e Al, ou até mesmo valores superiores, chegando a 54% nessas formas (Bertoni, 2003).

Sendo os principais ligantes do Pb nos solos, os óxidos de Fe e Al geralmente apresentam uma retenção por meio da quimiossorção (Linhares et al., 2009), que representa uma adsorção altamente específica e de forte energia, resultando na formação de complexos de esfera interna (Novais e Melo, 2007). Essas ligações tornam o elemento pouco móvel nos solos, uma vez que são menos reversíveis que as ligações de troca iônica (Silva e Vitti, 2008).

Segundo Li et al. (2013), apesar da grande capacidade de adsorção de Pb dos solos, alguns fatores como tamanho de partículas e capacidade de troca de cátions dos solos, assim como a exsudação radicular exercem grande influência neste processo, porém, além destes, deve-se destacar principalmente o pH (Sharma e Dubey, 2005), em solos com baixos valores de pH a disponibilidade de Pb pode ser reduzida (Dong et al., 2007).

Assim como o Cd, existem evidências que a matéria orgânica da solo forma quelatos de baixa solubilidade com o Pb (Agbenin e Olojo, 2004; Sipos et al., 2005), reduzindo assim

o Pb na forma trocável (Pb^{2+}), onde apesar de reduzido, ainda se encontrará em teores consideráveis, possuindo um alto potencial de contaminação (Silva e Vitti, 2008).

Capacidade de adaptação das plantas à ambientes adversos

Para o desenvolvimento das plantas em ambientes contaminados, diversos mecanismos foram desenvolvidos ao longo do tempo, que resultam em plantas adaptadas que toleram a presença de substâncias tóxicas no solo (Küpper et al., 2007).

As plantas são consideradas tolerantes a esses metais quando possuem em seus tecidos valores superiores a 100 mg kg^{-1} para Cd e 1000 mg kg^{-1} para Pb sem efeitos no seu desenvolvimento (Baker et al., 2000).

No solo, esses mecanismos acontecem principalmente por meio das raízes, onde apesar de suas paredes celulares estarem em contato direto com os metais na solução, suas células apresentam uma limitação na absorção destes elementos, reduzindo assim seus efeitos na superfície da membrana plasmática destas células (Ma et al., 1997). De acordo com os mesmos autores, outro mecanismo das raízes é a exsudação de prótons, atuando de diversas formas inclusive na quelação dos metais ou até mesmo no repelimento destes cátions pela emissão e povoamento das áreas próximas das raízes por grupos orgânicos de cargas positivas (Ma et al., 1997).

Para Hall (2002), os ácidos carboxílicos e aminoácidos apresentam elevada eficiência na quelação para metais pesados e podem por isso, atuar diretamente na tolerância e desintoxicação dessas plantas. Quando absorvidos, sua deposição nas raízes evitam que os metais sejam translocados para os tecidos da parte aérea, o intenso acúmulo na raiz está relacionado com a carga positiva que acompanha esses íons, sendo então fortemente atraído pelas cargas negativas resultantes da dissociação dos grupos carboxílicos dos ácidos galacturônico e glucurônico da parede celular das células dos tecidos radiculares (CTC radicular), além disso, impedimentos físicos como as estrias de caspary e plasmalema das células da endoderme, restringem o acesso ao xilema reduzindo assim sua translocação para a parte aérea (Seregin et al., 2004).

A complexação dos metais por proteínas evita que os mesmos estejam disponíveis para afetar os processos das plantas. Dentre essas proteínas pode-se destacar as metalotioninas (MT), que são proteínas ricas em cisteínas apresentando alta afinidade por metais. Além disso, a complexação também pode ocorrer com outras proteínas, em resíduos de histidina, por exemplo, formando um complexo Cd-histidina anulando o efeito deste metal na célula (Küpper et al., 2004).

A deposição destes metais nos tecidos vegetais implica em um importante mecanismo de tolerância, onde após sua entrada na planta, o metal complexado é armazenado em estruturas secundárias, principalmente o vacúolo, onde segundo Hall (2002), esse fluxo dos íons para a membrana plasmática ou transporte para o vacúolo são dois meios de reduzir os níveis de metais tóxicos no citoplasma, de modo que essa redução no citosol e organelas, evita o contato com enzimas do metabolismo primário, evitando a desnaturação das mesmas e a redução de sua atividade enzimática (Seregin et al., 2004; Küpper et al., 2007).

Efeitos dos metais nas plantas

Quanto à influência dos metais no metabolismo dos vegetais, estes podem ser classificadas como essenciais para o desenvolvimento, enquanto outros são nocivos quando encontrados tanto em baixas quanto em altas concentrações, essa interferência deve-se principalmente a possibilidade destes metais estarem disponíveis para as plantas em níveis fitotóxicos (Gill et al., 2012).

Além de se tornarem presentes ao longo da cadeia alimentar devido a presença nos tecidos vegetais (reservatório desses elementos prejudiciais). Os metais causam além de seus efeitos fitotóxicos, efeitos deletérios à saúde humana e animal (Soares et al., 2005, Silva et al., 2007).

Considerando uma permissibilidade da legislação quanto ao uso agrícola em solos contaminados, sabe-se que quando disponíveis para as plantas e presentes na solução do solo ocasiona a absorção das plantas (Santos, 2005), onde estes podem ficar apenas retidos nas raízes ou serem translocados para parte aérea e grãos (Silva et al., 2007).

De acordo com Alloway (1995), a disponibilidade dos metais para as plantas é variável de acordo com as concentrações e especiação dos metais no solo, mobilidade dos metais (contato solo-raízes), transporte dentro da raiz (superfície-interior), translocação dos metais na planta (raízes-tecidos acumuladores).

Segundo Alloway (2013) e Kabata-Pendias e Pendias (2001) a toxidez por metais pesados nas plantas pode se manifestar em três níveis, por absorção (transporte e acumulação), por mecanismos primários (ao nível molecular e celular), como por meio de mecanismos secundários, (interferências nos processos funcionais das plantas).

A absorção de metais pelas plantas basicamente ocorre por duas linhas de processos, os passivos e os ativos, a absorção passiva é considerada como não metabólica e se baseia na difusão dos íons presentes na solução do solo para o interior das raízes, enquanto a absorção

ativa é considerada como um processo que utiliza energia metabólica e leva em conta o gradiente de concentração do metal (Kabata Pendias e Pendias, 2001).

Dentre os metais, a diferenciação destes processos ocorre de acordo com o elemento, por exemplo, a absorção de Pb é geralmente considerada como passiva, enquanto que a de Cd pode ser considerada uma absorção ativa metabólica, ou uma combinação de ambas (Alloway, 1995).

Souza et al. (2011) concluíram que a presença dos metais nos tecidos na maioria dos casos pode ser resultado da tolerância adquirida por meio de mecanismos que auxiliam no desenvolvimento em condições de estresse, caracterizando em algumas situações a ocorrência de fitorremediação. De acordo com Dordas et al. (2001) e Gill et al. (2012), essa absorção muitas vezes é considerada como fitorremediação, não dando a ênfase necessária para o comportamento do metal dentro da planta, mas apenas para a retirada do solo e sua presença na mesma.

Metais que não são considerados como micronutrientes possuem comportamento de baixa mobilidade no floema, formando complexos orgânicos de alto peso molecular (Malavolta, 1994). Essa possibilidade de movimento dentro da planta pode se caracterizar basicamente pelo uso de plantas com capacidade hiperacumuladoras, mediante a absorção pelas raízes, transporte e acúmulo da maioria dos contaminantes nas raízes ou em suas respectivas partes aéreas (Marques et al., 2009; Lamhamdi et al., 2013) e Cd, pode ser influenciada pela presença de outros elementos, como o Ca, onde seus íons são capazes de substituir o Cd nos mecanismos de transporte. Interações de Cd com vários outros elementos essenciais (por exemplo Mg) são observadas, e podem estar relacionadas ao efeito prejudicial que o Cd possui na membrana celular, o que dificulta a absorção e transporte dentro dos órgãos da planta.

Essa absorção ocorre por mediação de proteínas, que auxiliam na passagem pela membrana plasmática, nessa função destacam-se proteínas das famílias ZIP (IRT1 e ZNT1), Nramp, CDF e LCT1, bem como através de canais de Ca e K (Perfus-Barbeoch et al., 2002), após isso, no citossol o Cd é ligado a quelantes, tais como fitoquelatinas e ácido cítrico e, posteriormente, sequestrado no vacúolo (Clemens, 1999; Gusman et al., 2013).

A relação do Pb com outros elementos no interior da planta pode ser representada pelo efeito estimulante do Pb na absorção de Cd pelas raízes das plantas, devido ao efeito secundário de alterações na permeabilidade das membranas radiculares. O antagonismo entre Pb-Zn afeta negativamente a redistribuição de ambos os elementos da raiz para a parte aérea. A absorção de P pela planta, assim como ocorre no solo, pode reduzir a toxicidade do Pb,

devido a formação de fosfatos insolúveis nos tecidos da planta, já o S é conhecido por inibir o transporte de Pb das raízes para a parte aérea, onde a sua deficiência aumenta acentuadamente a concentração de Pb nos tecidos apicais (Kabata-Pendias e Pendias, 2001).

Na possibilidade de ocorrência, o movimento do metal dentro da planta é denominado de remobilização, e varia de acordo com o elemento, da espécie, do estágio fenológico da planta e das condições ambientais dominantes, sendo que esse movimento interno geralmente ocorre por meio de formação de complexos com amidas e fitoquelatinas, transportando as substâncias das raízes até a parte aérea (Dordas et al., 2001).

Com a absorção em excesso ou simplesmente a exposição aos metais, e conseqüentemente a alteração nos processos fisiológicos primários das plantas, de acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001) os mecanismos de interferência dos processos funcionais são conseqüências de alterações das funções básicas das plantas, como menor atividade respiratória da raiz e conseqüentemente morte destas, mau funcionamento das membranas e perda de eficiência dos canais de K^+ , desorganização do floema e entupimento do xilema, desequilíbrio no balanço de cátions e ânions e desequilíbrio na repartição de fotoassimilados.

Além disso, diversos outros processos são afetados ocorrendo redução da germinação, redução no crescimento (Sharma e Dubey 2005; Bhardwaj et al., 2009), clorose e escurecimento do sistema radicular (Sharma e Dubey 2005), redução da área foliar, massa seca (Afef et al., 2011).

Quanto aos processos fisiológicos, vários autores relataram que a presença de metais nos tecidos alteram fatores como mitose, absorção de água, distúrbios nutricionais, permeabilidade das membranas celulares além da inibição da respiração (Soares et al., 2001), modificação no estado hormonal (Sharma e Dubey 2005), alterações nas atividades de enzimas como a catalase, peroxidase e esterase (Bhardwaj et al., 2009), e principalmente interferem na pigmentação fotossintética e enzimas envolvidas neste processo, como rubisco, ribulose-bisfosfato, fosfo-enolpiruvato e NADP-isocitrato (Afef et al., 2011), assim como no processo fotossintético em geral (Soares et al., 2001; Sharma e Dubey 2005; Bhardwaj et al., 2009).

O produto final de plantas cultivadas em ambientes contaminados, pode ser tecidos com acúmulo excessivo de metais potencialmente biodisponíveis, inclusive nos tecidos destinados a consumo humano e animal (Nogueira et al., 2007; Lim et al., 2008), sem o alarmante de sintomas visuais, toxidez ou de alterações na produtividade, tornando-se um grande risco e motivo de apreensão, em que a população não está ciente do que está consumindo (Hong et al., 2008).

Efeitos dos metais nos seres vivos

De acordo com Plumlee e Ziegler (2005), a exposição humana a metais potencialmente tóxicos tem seus efeitos dependentes de fatores como o nível de exposição (intensidade e duração), via de exposição (ingestão, inalação ou cutânea), solubilidade (estado no qual o contaminante se encontra) e toxicocinética (processos que os contaminantes sofrem dentro do corpo, incluindo absorção, distribuição, metabolismo e eliminação).

Essa biodisponibilidade dos metais para os humanos é definida como a fração da substância que é absorvida por meio de uma via de exposição e atinge a corrente sanguínea, posterior a penetração na corrente sanguínea, entra em questão a bioacessibilidade, que se trata como a fração da substância que estará dissolvida no corpo humano e disponível para a absorção, além de quanto tempo esta substância estará no corpo, conceito este denominado de biopersistência (Fennema et al., 2008).

Sabe-se que os metais possuem absorção variável, sendo que eles se acumulam em menores concentrações no estômago e em maiores no duodeno, geralmente encontrados nas formas livres ou complexados por aminoácidos, ácidos ou sais orgânicos, podendo ser absorvidos e entrar na circulação sanguínea (Oomen et al., 2003).

Segundo Calabuig (2004), quando absorvido no corpo humano, o Cd é transportado por meio de eritrócitos até o fígado, onde ocorre sua deposição. Lá, ele se liga a uma proteína de baixo peso molecular, formando um complexo Cd-Proteína que será transportado do fígado para os rins, onde apesar de ser filtrado ocorrerá posterior deposição nas células próximas.

Sua toxicidade deve-se principalmente a sua relação com radicais presentes no corpo humano (hidroxila, carboxila, fosfato) e a competição com outros elementos essenciais como Zn, Cu, Fe e Ca (Calabuig, 2004).

Essa exposição humana a níveis elevados de Cd pode ocasionar vários efeitos deletérios, além de afetar vários sistemas, como o cardiovascular (coração e vasos sanguíneos), gastrointestinal (digestivo), neurológico (sistema nervoso), renal (sistema urinário e rins), reprodutivo e respiratório (desde o nariz até os pulmões), com efeitos no desenvolvimento dos órgãos, de maneira geral, durante períodos em que órgãos estão em desenvolvimento, sendo considerado ainda como um poderoso agente cancerígeno (Mcgrath et al., 2006; ATSDR, 2012).

Por sua vez, a contaminação dos humanos por Pb ocorre geralmente pelas vias respiratórias e gastrointestinal, onde após encontrarem-se dentro do corpo humano, seu

transporte ocorre principalmente na forma complexada com a hemoglobina (compostos intracelulares de baixo peso molecular). Esse complexo distribui-se então para o restante do corpo, principalmente ossos, dentes, fígado, pulmões, rins, cérebro e baço (Plumlee e Ziegler, 2005).

De acordo com os mesmos autores, sua toxicidade deve-se principalmente a competição exercida com o Ca, substituindo este em vários processos metabólicos, podendo ser remobilizado a partir dos ossos principalmente durante a gravidez, constituindo uma fonte de contaminação de recém-nascidos, além de ser capaz de atravessar a barreira hematoencefálica podendo se alojar na massa cinzenta.

Após sua absorção e distribuição ao longo da corrente sanguínea, seus maiores efeitos ocorrem no sistema nervoso, tanto em adultos quanto em crianças, podendo ocasionar encefalopatia aguda, insuficiência renal e desconforto gastrointestinal grave; afetando a função neurocomportamental, diminuição do desenvolvimento motor em crianças, hipertensão, anemia e outros feitos hematológicos podendo levar até a morte (Plumlee e Ziegler, 2005; ATSDR, 2007; CDCP, 2012).

Legislações

De acordo com Soares et al. (2011) e Gonçalves Jr. et al. (2014), o aumento populacional e as atividades realizadas na sociedade moderna são as principais razões para o crescente aumento dos teores de metais pesados nos solos, representando um risco para a capacidade produtiva e ao equilíbrio dos ecossistemas, além de provocar distúrbios muitas vezes de difícil recuperação para o ambiente

Essas ações ocorrem devido ao instinto humano de geralmente procurar a maneira mais fácil de suprir suas necessidades sem levar em conta o imenso volume de resíduos gerados. Colocando-nos na condição de poluente e de degradante do meio, com todo esse potencial poluente e essa filosofia de vida, há uma necessidade de legislações que visam controlar as ações humanas e limitar a presença destes contaminantes no solo, a fim de criar um monitoramento, para melhorar a qualidade dos produtos oriundos dessas regiões, a segurança dos seres dependentes desse meio, assim como a qualidade de vida da população (Gonçalves Jr. et al., 2014).

De acordo com Gonçalves Jr. et al. (2014), ao relatar sobre metais nos solos, destacaram que alguns países já despertaram a atenção sobre esses aspectos, elaborando limites máximos permitidos de metais no solo, conforme mostra a Tabela 1.

No Brasil, o Estado de São Paulo foi pioneiro nesse assunto, onde por meio da Companhia Ambiental do Estado São Paulo (CETESB), elaborou um documento que regularizou os valores orientadores de qualidade de solo e água (CETESB, 2005).

A atual legislação brasileira a respeito do assunto, ainda é algo recente, sendo formulada em 28 de dezembro de 2009, trata-se da Resolução CONAMA N° 420 que faz uso de atribuições e competências considerando a necessidade de estabelecer critérios para definição de valores orientadores para a prevenção da contaminação dos solos e de definir diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas (Brasil, 2009).

Tabela 1: Limites máximos permitidos de metais nos solos de alguns países.

País	Metal (mg kg ⁻¹)				
	As	Cd	Pb	Cr	Hg
União Europeia	-	1-3	50-300	-	1-1,5
Estados Unidos	14	1,6	50-300	1500	0,5
Polônia (1977 – 1993)	30	1-3	70-150	50-80	5
Alemanha (1984 – 1992)	20	3 – 1,5	100	100	2
Reino Unido	10	3-15	500-2000	-	-
Áustria	50	5	100	100	5

Fonte: Gonçalves Jr. et al. (2014)

Nessa resolução, o CONAMA compila e complementa os valores elaborados pela CETESB, estabelecendo ainda que novos valores orientadores de qualidade de solos devem ser elaborados por cada estado da federação individualmente, com o intuito de levar em consideração as características específicas e o conjunto de solos representativos, baseado no clima, relevo e litologia, estipulando um prazo de cinco anos a partir da data de publicação da resolução, como limite para que os órgãos ambientais de cada estado estabeleçam esses valores orientadores individuais (Brasil, 2009). Algo que de um ponto de vista nacional não foi atendido dentro do prazo estipulado, ou até mesmo deu indícios de que será realizado fora dele.

Uma preocupação levantada em relação à resolução N° 420 (Tabela 2) é o fato de que a mesma permite a contaminação do solo até que as concentrações de elementos ou substâncias de interesse ambiental estejam acima de um limite denominado valor de intervenção.

Entende-se desse modo que um solo cuja concentração de um elemento ou substância de interesse ambiental é menor ou igual ao valor de ocorrência natural, poderá ser contaminado até os valores de intervenção.

Tabela 2: Valores orientadores de substâncias para solos brasileiros.

Substância	Solo (mg kg ⁻¹)			
	Prevenção	Investigação		
		Agrícola APMax	Residencial	Industrial
Arsênio	15	35	55	150
Cádmio	1,3	3	8	20
Chumbo	72	180	300	900
Cobalto	25	35	65	90
Cobre	60	200	400	600
Mercúrio	0,5	12	36	70

Fonte: Brasil (2009).

Devido principalmente aos mecanismos de absorção e translocação que as plantas exercem (Silva et al., 2007), e com a ocorrência destes elementos no solo, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) por meio do decreto N° 55.871, de 26 de março de 1965 e por meio da Portaria N° 685, de 27 de agosto de 1998 (Brasil, 1965; 1998), aprovou o regulamento técnico: "Princípios Gerais para o Estabelecimento de Níveis Máximos de Contaminantes Químicos em Alimentos", onde foram caracterizados como contaminantes inorgânicos.

Foi considerado aceitável também a presença de metais em alimentos, e devendo estar abaixo dos valores estabelecidos, a fim de não oferecerem riscos para a saúde humana, conforme ilustra a Tabela 3 (Souza et al., 2014).

Tabela 3: Limites máximos de tolerância para Cd e Pb em alimentos.

Produto	Chumbo		Cádmio
	<i>in natura</i>	industrializado	
Cereais	0,50*	0,50	1,0
Carnes	0,50	1,00	1,0
Aves	0,20	1,00	1,0
Pescado	2,00	2,00	1,0
Leite	0,05	0,05	1,0
Cacau	-	2,00	1,0
Suco de frutas	-	0,40	0,50
Açúcar	-	2,00	1,0

Fonte: Brasil (1965; 1998) *valores em mg kg⁻¹.

Os riscos ocorrem quando esses metais encontram-se em excesso no ambiente e consequentemente nos produtos finais, gerando distúrbios funcionais nos consumidores (Silva et al., 2013; Virga et al., 2007). É com a finalidade de evitar que esses metais presentes no

solo cheguem ao consumidor que a legislação atua, a fim de coibir produtos com os teores de metais acima dos limites permitidos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso de fertilizantes é um dos grandes responsáveis pelo incremento da produção de alimentos, porém, deve-se tomar muito cuidado com as fontes de fertilizantes utilizadas na agricultura, em especial as de micronutrientes. Pois, como relatado neste trabalho, a poluição do solo com metais tóxicos já existe e pode se agravar cada vez mais.

Por mais que as plantas possuem mecanismos de adaptação em ambientes adversos (contaminados), os metais tóxicos já foram absorvidos, a partir daí já entraram na cadeia trófica, tornando o homem susceptível a contaminação indireta por estes metais.

Desta maneira, é fundamental que as instituições de pesquisa, as universidades, os órgãos governamentais, e também as empresas privadas tomarem as ações necessárias para um desenvolvimento equilibrado e sustentável, sob pena de tornar, as tão preciosas áreas agricultáveis de nosso país, improdutivas e prejudiciais a todo o ecossistema que as cercam.

REFERÊNCIAS

AFEF, N. H., LEILA, S., DONIA, B., HOUDA, G., CHIRAZ, C. H. Relationship between physiological and biochemical effects of cadmium toxicity in *Nicotiana rustica*. **Amazon Journal of Plant Physiology**, v. 6, n. 6, p. 294-303, 2011.

AGBENIN, J. O.; OLOJO, L. A. Competitive adsorption of copper and zinc by a Bt horizon of a savanna Alfisol as affected by pH and selective removal of hydrous oxides and organic matter. **Geoderma**, v. 119, p. 85–95, 2004.

ALLEONI, L. R. F., IGLESIAS, C. S. M., MELLO, S. C., CAMARGO, O. A., CASAGRANDE, J. C., LAVORENTI, N. A. Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 27, n. 4, p. 729-737, 2005.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. 2 ed. New York: Blackie Academic e Professional, 1995. 368 p.

APPEL, C., MA, L. Q., RHUE, R. D., REVE., W. Sequential sorption of lead and cadmium in three tropical soils. **Environmental Pollution**, v. 155, p. 132-140, 2008.

ARAÚJO, J. B. S.; PINTO FILHO, J. L. O. Identificação de fontes poluidoras de metais pesados nos solos da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró/RN, na área urbana de Mossoró-RN. **Revista Verde**, v. 5, n. 2, p. 80-94, 2010.

ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Toxicological profile for lead**. Atlanta, GA: U.S Department of Public Health and Human Services, Public Health Service, 2007. 20 p.

ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Toxicological profile for cadmium**. Atlanta, GA: U.S Departmente of Public Health and Human Services, Public Health Service, 2012. 487 p.

ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Case Studies in Environmental Medicine - Lead Toxicity**. Public Health Service - US Department of Health and Human Services: Atlanta, 1992. 582 p.

ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **CERCLA priority list of hazardous substances**. Atlanta, GA: U.S Department of Public Health and Human Services, Public Health Service, 2005.

BAIRD, C. **Química Ambiental**, 2ª ed., Porto Alegre: Ed. Bookman, 2002. 607 p.

BAKER, A. J. M., McGRATH, S. P., REEVES, R. D., SMITH, J. A. C. Metal hyperaccumulator plants: A review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soil. In: TERRY, N.; BAÑUELOS, G., eds. **Phytoremediation of contaminated soil and water**. Boca Raton, Lewis Publishers, 2000. p.85-107.

BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. H. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelo y Planta**, v. 2, p. 345-361, 1992.

BERTOLI, A. C., CARVALHO, R., CANNATA, M. G., BASTOS, A. R. R., AUGUSTO, A. S. Toxidez do chumbo no teor e translocação de nutrientes em tomateiro. **Biotemas**, v. 24, n. 4, p. 7-15, 2011.

BERTONI, J. C. **Fracionamento de Cd, Cu, Pb, e Zn em solos oxidicos: proposta de metodologia e sua aplicabilidade para área contaminada**. Lavras, 2003. 117p. Tese de doutorado em agronomia, Universidade Federal de Lavras. 2003.

BHARDWAJ, P.; CHATURVEDI, A. K.; PRASAD, P. Effect of Enhanced Lead and Cadmium in soil on Physiological and Biochemical attributes of *Phaseolus vulgaris* L. **Nature and Science**, v. 7, n. 8, p. 63-75, 2009.

BIONDI, C. M., NASCIMENTO, C. W. A. Teores de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni e Co em solos de referência de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 35, p. 1057-1066, 2011.

BRASIL - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução N° 420, de 28 de dezembro de 2009**. Publicado no DOU n° 249, de 30/12/2009.

BRASIL - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Instrução Normativa N° 38**, de 30 de novembro de 2010. Disponível em

<http://www.abitrigo.com.br/legislacao/IN_38_MAPA.pdf>. Acesso em: 13 de fevereiro 2013.

BRASIL - MINISTÉRIO DA SAÚDE - Instituto Nacional de Câncer José Alencar Gomes da Silva. **Diretrizes para a vigilância do câncer relacionado ao trabalho**. Rio de Janeiro: Inca, 2012. 187 p.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Decreto N° 55871, de 26 de março de 1965**. Publicado no DOU de 09/04/1965.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Portaria N° 685, de 27 de agosto de 1998**. Publicado no DOU de 28/08/1998.

CALABUIG, G. **Medicina Legal y Toxicología**, 6ª ed.; Barcelona; Espanha: Ed. Villanueva Cañadas, Masson, 2004. 967 p.

CARVALHO, A. V. S., CARVALHO, R. ABREU, C. M. P., FURTINI NETO, A. E. Produção de matéria seca e de grãos por plantas de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivadas em solos tratados com metais pesados. **Química Nova**, v. 31, n. 5, p. 949-955, 2008.

CDCP - Centers for Disease Control and Prevention. **LEAD**. 2012. Disponível em <http://www.cdc.gov/niosh/topics/lead/> Acesso em: 22 fev. 2014.

CETESB – Companhia de tecnologia de saneamento ambiental. **Valores orientadores para solos e águas subterrâneas do estado de São Paulo**. Decisão da Diretoria n° 195/2005. 2005. 4 p.

CHANEY, R. L. Health risks associated with toxic metals in municipal sludge. In: BITTON, G. et al (Ed.). **Sludge health risks of land application**. Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1980, p. 59-83.

CLEMENS, S. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. **Planta**, v. 212, p. 475-486, 1999.

CONAB. **Quarto Levantamento de Safra 2014/2015**. 2015.

COTTA, J. A. O.; REZENDE, M. O. O.; PIOVANI, M. R. Avaliação do teor de metais em sedimento do Rio Betari no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira - PETAR, São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 40-45, 2006.

DOMÍNGUEZ-CRESPO, M. A., SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, E., TORRES-HUERTA, A. M., NEGRETE-RODRÍGUEZ M. L., CONDE-BARAJAS, E. FLORES-VELA, A. Effect of the heavy metals Cu, Ni, Cd and Zn on the growth and reproduction of epigeic earthworms (*E. fetida*) during the vermistabilization of municipal sewage sludge. **Water Air Soil Pollution**, v. 223, p. 915–931, 2012.

DONG, P., LIU, L., HUA, X., LU, Y. Comparison of lead, cadmium, copper and cobalt adsorption onto metal oxides and organic materials in natural surface coatings. **Microchemical Journal**, v. 85, p. 270–275, 2007.

DORTAS, C., SAH, R., BROWN, P. H., ZENG, Q., HU, H. Remobilização de micronutrientes e elementos tóxicos em plantas superiores. In: FERREIRA, M. E. et al. (Ed.) **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: Ed. Potafos, 2001, p. 43-51.

DUFFUS, J.H. “Heavy metals” – a meaningless term? **Pure and Applied Chemistry (IUPAC Technical Report)**, v. 74, n. 5, p. 793-807, 2002.

DUONG, T. T. T.; LEE, B. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 3, p. 554-562, 2011.

EAPEN, S.; D’SOUZA, S. F. Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals. **Biotechnology Advances**, v. 23, n. 1, p. 97-114, 2005.

FENNEMA, O. R.; PARKIN, K.; DAMODARAN, S. **Food Chemistry**. 4^a ed. Boca Raton: CRC Press, 2008. 1144 p.

FERNANDES, R. B. A., LUZ, W. V., FONTES, M. P. F., FONTES, L. E. F. Avaliação da concentração de metais pesados em áreas olerícolas no Estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 81-93, 2007.

GILL, S. S.; KHAN, N. A.; TUTEJA, N. Cadmium at high dose perturbs growth, photosynthesis and nitrogen metabolism while at low dose it up regulates sulfur assimilation and antioxidant machinery in garden cress (*Lepidium sativum* L.). **Plant Science**, v. 182, p. 112–120, 2012.

GONÇALVES Jr, A. C.; PESSOA, A. C. S. Fitodisponibilidade de Cádmio, Chumbo e Crômio, em soja cultivada em argilossolo vermelho eutrófico a partir de adubos comerciais. **Scientia Agrária**, v. 3, n. 1-2, p. 19-23, 2002.

GONÇALVES Jr., A. C.; LUCHESE, E. B.; LENZI, E. Avaliação da fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e crômio em soja cultivada em Latossolo Vermelho Escuro tratado com fertilizantes comerciais. **Química Nova**, v. 23, n. 2, p. 173-177, 2000.

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

GONÇALVES Jr., A. C., NACKE, H., SCHWANTES, D., NAVA, I. A., STREY, L. Phytoavailability of toxic heavy metals and productivity in wheat cultivated under residual effect of fertilization in soybean culture. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 220, p. 205-211, 2011.

GUSMAN, G. S., OLIVEIRA, J. A., FARNESE, F. S., CAMBRAIA, J. Mineral nutrition and enzymatic adaptation induced by arsenate and arsenite exposure in lettuce plants. **Plant Physiology Biotechnology**, v. 71, p. 307–314, 2013.

HALL, J. L. Cellular mechanism for heavy metal detoxification and tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v.53, p.1-11, 2002.

HONG, C. L., JIA, Y. B., YANG, X. E., HE, Z. L., STOFFELLA, P. J. Assessing lead thresholds for phytotoxicity and potential dietary toxicity in selected vegetable crops. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 80, p. 356-361, 2008.

JORDÃO, C. P., ALVES, N. M., PEREIRA, J. L., BELLATO, C. R. Adsorção de íons Cu^{2+} em Latossolo Vermelho-Amarelo húmico. **Química Nova**, v. 23, p. 5-11, 2000.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils**. 3 ed. Boca Raton, London, New York, CRC Press, 2001. 413 p.

KOMARNICKI, G. J. K. Lead and cadmium in indoor air and the urban environment. **Environmental Pollution**, v. 136, p. 47–61, 2005.

KUPPER, H., MIJOVILOVICH, A., MEYER-KLAUCKE, W., KRONECK, P. M. Tissue- and age-dependent differences in the complexation of cadmium and zinc in the cadmium/zinc hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* (Ganges ecotype) revealed by x-ray absorption spectroscopy. **Plant Physiology**, v.134, n.2, p.748-757, 2004.

KUPPER, H., PARAMESWARAN, A., LEITENMAIER, B., TRTÍLEK, M. SETLÍK, L. Cadmium-induced inhibition of photosynthesis and long-term acclimation to cadmium stress in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. **New Phytology**, v.175, n.4, p.655-674, 2007.

LAMHAMDI, M., GALIOU, O. E., BAKRIM, A., NÓVOA-MUÑOZ, J. C., ARIAS-ESTÉVEZ, M. AARAB, A., LAFONT, R. Effect of lead stress on mineral content and growth of wheat (*Triticum aestivum*) and spinach (*Spinacia oleracea*) seedlings. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 20, p. 29-36, 2013.

LI, L., XING, W. SCHECKEL, K. G., XIANG, G., JI, H. LI, H. Lead retention in a calcareous soil influenced by calcium and phosphate amendments. **Journal of Hazardous Materials**, v. 262, p. 250–255, 2013.

LIM, H. S., LEE, J. S., CHON, H. T., SAGER, M. Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au–Ag mine in Korea. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 96, p. 223-230, 2008.

LINHARES, L. A., EGREJA FILHO, F. B., OLIVEIRA, C. V., BELLIS, V. M. Adsorção de cádmio e chumbo em solos tropicais altamente intemperizados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 3, p. 291-299, 2009.

MACÊDO, L. S.; MORRIL, W. B. B. Origem e comportamento dos metais fitotóxicos: revisão da literatura. **Tecnologia e Ciência Agropecuária**, v. 2, n. 2, p. 29-38, 2008.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental**. São Paulo: Produquímica, 1994, 153 p.

MARQUES, A. P. G. C.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. **Critical Review Environmental Science Technology** v. 39, p. 622-654, 2009.

MCGRATH, S. P., LOMBI, W., GRAY, C. W., CAILLE, N., DUNHAM, S. J. ZHAO, F. J. Field evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri*. **Environmental Pollution**, v. 141, p. 115–125, 2006.

MELO, G. M. P.; MELO, V. P.; MELO, W. J. **Metais pesados no ambiente decorrente da aplicação de lodo de esgoto em solo agrícola**, Ministério do Meio Ambiente, 2006. 98 p.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 5 ed., Ed. Evangraf. 2012, 280 p.

MONTEIRO, M. F. Lixo tóxico vira matéria prima. **Repórter Brasil**, São Paulo, 17 outubro 2005. Disponível em <<http://www.reporterbrasil.com.br/exibe.php?id=171>> Acesso em 05 fevereiro 2014.

NACKE, H., GONÇALVES Jr., A. C., SCHWANTES, D., NAVA I. A., STREY, L., COELHO, G. F. Availability os heavy metals (Cd, Pb and Cr) in agriculture from commercial fertilizers. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 64, p. 537-544, 2013.

NACKE, H. **Produtividade e componentes de produção do milho fertilizado com diferentes fontes e doses de Zn e disponibilidade dos metais pesados tóxicos Cd, Pb E Cr**. Marechal Cândido Rondon, PR, 2011. 80 p. Dissertação de Mestrado em agronomia - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2011.

NOGUEIRA, T. A. R., SAMPAIO, R. A., FONSECA, I. M., FERREIRA, C. S., SANTOS, S. E., FERREIRA, L. C., GOMES, E., FERNANDES, L. A. Metais pesados e patógenos em milho e feijão caupi consorciados, adubados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 331-338, 2007.

NOHYNEK, G. J., ANTIGNAC, E., RE, T., TOUTAIN, H. Safety assessment of personal care products/cosmetics and their ingredients. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 243, n. 2, p. 239-259, 2010.

NOVAIS, R. F.; MELLO, J. W. V. Relação Solo-Planta. In: NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do Solo**. Viçosa: Editora SBCS, 2007. p. 133-205.

OGA, S. **Fundamentos de Toxicologia**. 2 ed., Ed. Atheneu São Paulo, São Paulo, 2003. p. 405-426.

OLGUN, A.; ATAR, N. Equilibrium, thermodynamic and kinetic studies for the adsorption of lead (II) and nickel (II) onto clay mixture containing boron impurity. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**. v. 18, p. 1751–1757, 2012.

OLIVEIRA, R. C. B.; MARINSA, R. V. Dinâmica de metais-traço em solo e ambiente sedimentar estuarino como um fator determinante no aporte desses contaminantes para o ambiente aquático: Revisão. **Revista Virtual Química**, v. 3, p. 88-102, 2011.

OOMEN et al. Comparison in five *in vitro* digestion models to study the bioaccessibility of soil contaminants. **Environmental Science and Technology**, v. 36, p. 3324-3334, 2003.

PERFUS-BARBEOCH, L.; LEONHARDT, N.; VAVASSEUR, A.; FORESTIER, C. Heavy metal toxicity: cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status. **The Plant Journal**, v.32, p.539–548, 2002.

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

PLUMLEE, G. S.; ZIEGLER, T. L. **The medical geochemistry of dusts, soils and other earth materials**. In: Lollar, B.S. (ed.), Environmental Geochemistry, Treatise on Geochemistry, v. 9, Elsevier-Pergamon, Oxford, 2005, p. 263-310.

QUITÉRIO, S. L., SILVA, C. R. S., VAITSMAN, D. S., MARTINHON, P. T., MOREIRA, M. F. R., ARAÚJO, U. C., MATTOS, R. C. O. C., SANTOS, L. S. C. Uso da poeira e do ar como indicadores de contaminação ambiental em áreas circunvizinhas a uma fonte de emissão estacionária de chumbo. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 3, n. 1, p. 501- 508, 2001.

RANGEL, O. J. P., SILVA, C. A., BETTIOL, W., DYNIA, J. F. Efeitos de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 583-594, 2006.

RELIGA, P.; KOWALIK, A.; GIERYCZ, P. Application of nanofiltration for chromium concentration in the tannery wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, n. 1, p. 288-292, 2011.

ROESE, F. M. **Metais em água, solo e hortaliças produzidas na região urbana do município de Campo Grande, MS**. Campo Grande, 2008. 86 p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS. 2008.

SABBAS, T., POLETTINI, A., POMI, R., ASTRUP, T., HJELMAR, O., MOSTBAUER, P., CAPPAL, G., MAGEL, G., SALHOFER, S., SPEISER, C., HEUSS-ASSBICHLER, S., KLEIN, R., LECHNER, P. Management of municipal solid waste incineration residues. **Waste Management**, v. 23, p. 61-88, 2003.

SANTOS, G. C. G. **Comportamento de B, Zn, Cu, Mn e Pb em solo contaminado sob cultivo de plantas e adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico**. Piracicaba, 2005. Tese de Doutorado em Agronomia – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 2005.

SARTI, F. M.; CLARO, R. M.; BANDONI, D. H. Contribuições de estudos sobre demanda de alimentos à formulação de políticas públicas de nutrição. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 27, n. 4, p. 639-647, 2011.

SEREGIN, I. V.; SHPIGUN, L. K.; IVANOV, V. B. Distribution and toxic effects of cadmium and lead on maize roots. **Russian Journal Plant Physiology**, v.51, p. 525-533, 2004.

SHARMA, P.; DUBEY, R. S. Lead toxicity in plants. **Brazilian Journal Plant Physiology**, v. 17, n. 1, p. 35-52, 2005.

SILVA et al., Determinação de metais pesados em amostras de água usada para irrigação de hortaliças cultivadas em beira de estrada. **Scientia Plena**, v. 9, n. 8, p. 1-7, 2013.

SILVA, M. C. A., D'INCAO, R. B., LUL, R. M., RENON, V. P., MATTOS, A. Z. Manifestações gastrintestinais e diagnóstico de intoxicação por chumbo: relato de dois casos. **Revista Associação Médica do Rio Grande do Sul**, v. 57, n. 1, p. 61-63, 2013.

SILVA, M. L. S.; VITTI, G. C. Fracionamento de metais pesados em solo contaminado antes e após cultivo de arroz. **Química Nova**, v. 31, n. 6, p. 1385-1391, 2008.

SILVA, M. L. S.; VITTI, G. C.; TREVIZAM, A. R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 4, p. 527-535, 2007.

SIPOS, P. et al. Effect of soil composition on adsorption of lead as reflected by a study on a natural forest soil profile. **Geoderma**, v. 124, p. 363-374, 2005.

SOARES, C. et al. Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 13, p. 302-315, 2001.

SOARES, C. R. F. S.; SIQUEIRA, J. O.; CARVALHO, J. G. Fitotoxicidade de cádmio para *Eucalyptus maculata* e *E. urophylla* em solução nutritiva. **Revista Árvore**, v. 29, n. 2, p. 175-183, 2005.

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

SOUZA, E. P., SILVA, I. F., FERREIRA, L. E. Mecanismos de tolerância a estresses por metais pesados em plantas. **Revista Brasileira Agrocência**, v. 17, n. 2-4, p. 167-173, 2011.

SOUZA, L. C. F.; CANTERAS, F. B.; MOREIRA, S. Analyses of heavy metals in sewage and sludge from treatment plants in the cities of Campinas and Jaguariúna, using synchrotron radiation total reflection X-ray fluorescence. **Radiation Physics and Chemistry**, v. 95, p. 342-345, 2014.

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

TWG - THE WEINBERG GROUP. **Scientific Basis for Risk-Based Acceptable Concentrations of Metals in Fertilizers and Their Applicability as Standards**. Washington: The Weinberg Group; 2001.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Background Report on Fertilizer Use, Contaminants and Regulations**. Columbus: USEPA; 1999.

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

ZHANG, Y. et al. Experimental and thermodynamic investigation on transfer of cadmium influenced by sulfur and chlorine during municipal solid waste (MSW) incineration. **Journal of Hazardous Materials**, v. 153, n. 1-2, p. 309-319, 2008.