

v. 10, n. 3, p. 01-10, jul - set, 2014.

UFCG - Universidade Federal de Campina Grande.
Centro de Saúde e Tecnologia Rural – CSTR. Campus de
Patos – PB. www.cstr.ufcg.edu.br

Revista ACSA:

<http://www.cstr.ufcg.edu.br/acsa/>

Revista ACSA – OJS:

<http://150.165.111.246/ojs-patos/index.php/ACSA>

Cleyton S. M. Cunha^{1*}

Daniel P. de Oliveira²

Cillas P. da Silva¹

Kaio G. V. Garcial¹

Carla D. V. Nascimento¹

Elimário T. de Oliveira¹



AGROPECUÁRIA CIENTÍFICA NO SEMIÁRIDO – ISSN 1808-6845

Revisão de Literatura

DINÂMICA DO CHUMBO NO AMBIENTE TERRESTRE

RESUMO

As relações quantitativas de ciclagem de nutrientes minerais nos ecossistemas como parte integrante dos ciclos biogeoquímico são na atualidade objetos de numerosos estudos em todas as regiões do globo. Tratando-se de minerais contaminantes, como os metais pesados, conhecidos pela sua toxicidade e persistência no ambiente, o conhecimento da dinamicidade no sistema solo- planta- atmosfera, é um ponto de partida para prever os impactos causados no meio biótico e abiótico. A contaminação dos recursos naturais com esses elementos é frequentemente associada às ações antropogênicas, no entanto, este fenômeno pode ocorrer de forma natural. Estes compostos no solo podem afetar o padrão de distribuição das espécies de plantas no espaço, assim como incrementar o intemperismo e os teores de metais via biodisponibilização no âmbito da rizosfera. Dentre os contaminantes, destaca-se o Chumbo (Pb), este não possui nenhuma função biológica conhecida, sendo acumulativo em mamíferos e tóxico para plantas. Portanto, o objetivo deste trabalho é fazer uma revisão bibliográfica sobre a ciclagem do chumbo, de forma a entender o seu comportamento/dinâmica no ambiente.

Palavras-chave: Metais pesados, Contaminação, Raízes.

DYNAMICS OF LEAD IN TERRESTRIAL ENVIRONMENT ABSTRACT

ABSTRACT

Quantitative relations cycling of nutrients in ecosystems as part of biogeochemical cycles are today the object of numerous studies in all regions of the globe. In the case of mineral contaminants such as heavy metals, known for their toxicity and persistence in the environment, knowledge of the dynamics in the soil – plant - atmosphere system, is a starting point to predict the impacts on the biotic and abiotic environment . The contamination of natural resources with these elements is often associated with anthropogenic activities, however, this phenomenon can occur naturally. These compounds in the soil can affect the distribution pattern of plant species in space, as well as increase the weathering and metal contents via bioavailability under rizosfea. Among the contaminants, highlight the Lead (Pb), this has no known biological function in mammals is accumulative and toxic to plants. Therefore, the aim of this paper is to review existing literature on the cycling of lead, in order to understand his / dynamic behavior in the environment.

Keywords: Heavy metals, Contamination, Roots.

*Autor para correspondência

Recebido para publicação em 10/06/2014. Aprovado em 09/08/2014.

¹Universidade Federal do Ceará - UFC, Departamento de Ciências do Solo. Fortaleza – CE, Brasil. E-mail: cleytonsaialy@ig.com.br

²Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal do Ceará (CCB/). Fortaleza - CE, Brasil.

1 INTRODUÇÃO

Metais pesados correspondem a um grupo de elementos químicos metálicos encontrados em baixas concentrações no ambiente, apresentando frações de massa em partes por milhão (ppm) (DUFFUS, J. H., 2002). Enquadra-se nessa definição: metais, semimetais e não-metais, associados normalmente à poluição ambiental, à contaminação e à toxidez, abrangendo alguns elementos essenciais às plantas e animais, quando requerido em pequenas concentrações (ALLOWAY, 1990).

Os principais metais considerados como poluentes são: Pb, Hg e As. Outros como U, Se, Zn, As, Cd, Au, Ag, Cu e Ni podem também ser considerados como tóxicos (LARCHER, 2000; SIEGEL, 2002; TAIZ e ZEIGER, 2004). As fontes de metais pesados incluem a ocorrência natural e liberação por fontes antropogênicas (XU *et al.* 2013), sendo a mineração uma das principais fontes de contaminação por metais pesados que pode liberar elementos constitutivos no ambiente circundantes através do vento e erosão (NAVARRO *et al.*, 2008). Assim, a exploração de minerais e metais por parte da mineração ou pela adição de fertilizantes, pulverizações de agroquímicos e uso de lodo de esgoto, podem causar alterações nos teores naturais do solo. A acumulação desses metais pode representar um significativo risco, pela sua persistência no ambiente e contaminação do lençol freático.

Além da mineração, nos solos a contaminação ocorre também através das cinzas provenientes da queima de carvão e o descarte de produtos comerciais. Aliado a isto, os insumos agrícolas constituem fontes não-pontuais de poluição de solos e sistemas aquáticos (GUILHERME *et al.*, 2005). Logo, devido à intensa exploração desse metal pelo homem, atualmente é difícil avaliar o conteúdo de chumbo originado dessas fontes naturais.

Outro ponto adverso é que elevadas concentrações de metais podem reduzir severamente o crescimento e a sobrevivência de microorganismos do solo e, assim, afetar adversamente muitas funções do ecossistema que são desencadeadas por estes organismos (GILLER, 2009; STEFANOWIC, 2012). Além disso, altos teores no solo podem afetar a distribuição das espécies de plantas, bem como aumentar a biodisponibilização no âmbito da rizosfera. As bactérias colonizadoras de raízes e micorrizas presentes na rizosfera podem aumentar

significativamente a biodisponibilidade de vários íons de metais para a absorção (SHEORAN, 2011). Contudo, muitas das formas tóxicas dos metais catiônicos (Ag^+ , Cu^{2+} , Cr^{3+} e Pb^{2+}) apresentam baixa mobilidade no solo por formarem complexos com os minerais, o que evidencia a importância dos solos como tampões naturais (GUILHERME *et al.*, 2005).

Dentre os metais pesados, destaca-se o chumbo (Pb) que é o mais comum contaminante no ambiente e tem sido alvo de várias pesquisas devido a sua longa persistência no solo e elevada toxicidade para animais e seres humanos (Yang, J., 2010). Nesse sentido, estudo sobre a dinamicidade do metal chumbo na interface solo-rizosfera planta-atmosfera tornam-se necessários para prever impactos ambientais e danos à saúde humana. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi realizar uma revisão bibliográfica sobre a dinâmica do metal (Pb), de maneira a entender o seu compartimento no ambiente.

2 ELEMENTO CHUMBO: FONTES, IMPACTOS AMBIENTAIS E DANOS À SAÚDE HUMANA

O chumbo é um elemento de ocorrência natural, encontrado em relativa abundância na crosta terrestre, quase sempre como sulfeto de chumbo, sendo que as maiores fontes geológicas do metal são as rochas ígneas e metamórficas. É elemento conhecido desde a antiguidade e de grande importância comercial, com elevadas porcentagens nos depósitos viabilizando a extração, onde os minerais mais importantes são: Galena, Cerussita e Anglessita (DANA, 1969). Apresenta número atômico 82 e dois estados de oxidação (Pb^{+2} e Pb^{+4}), sendo o Pb^{+2} , o íon dominante do ponto de vista da química ambiental. O chumbo elementar é uma mistura de quatro isótopos estáveis, cuja abundância aparece entre parêntese: ^{208}Pb (51-53 %), ^{206}Pb (23,5-27 %), ^{207}Pb (20,5-23 %) e ^{204}Pb (1,35-1,5 %) (ATSDR, 2005). É um metal denso (11,3 g cm^{-3}), cinza azulado, que se funde a 327 °C e entra em ebulição a 1744 °C (ATKINS, 2001; PAOLIELLO, 2001).

A tabela 1 indica os teores naturais de Pb e outros metais encontrados na litosfera e nos principais tipos de rochas ígneas e sedimentares.

Tabela 1 – Teores de metais na litosfera e nos principais tipos de rochas ígneas e sedimentares.

Elemento	Litosfera	Rochas ígneas (µg/g)			Rochas Sedimentares (µg/g)		
		Ultramáfica	Máfica	Granítica	Argilito	Arenito	Folhetos
Cd	0,10	0,12	0,13	0,09	0,03	0,05	0,22
Co	20	110	35	1	0,1	0,3	19
Cr	100	2980	200	4	1	35	39
Cu	50	42	90	13	5,5	30	39
Hg	0,005	0,004	0,099	0,079	0,159	0,289	0,179
Mn	950	1040	1500	400	620	460	850
Ni	80	2000	150	0,5	7,0	9,0	68
Pb	14	14	3,0	24	5,7	0	23
Zn	75	58	100	52	20	30	120

A população urbana defronta-se com o problema da contaminação devido à constante emissão por veículos automotores ou ainda pela ingestão de alimentos sólidos e líquidos contaminados (DUARTE E PASQUAL, 2000), em solos urbanos tem sido relatada a contaminação por chumbo com resíduos provenientes de indústrias e agricultura (WATERLOT *et al.*, 2013). Além disso, a ocorrência de solos contaminados com o elemento chumbo está se tornando cada vez mais comum. Ele é, essencialmente, um contaminante ambiental e suas concentrações no meio ambiente vem aumentando de acordo com a aplicação sempre crescente em diversos produtos industriais necessários à sociedade moderna.

Hoje, usa-se o chumbo, por exemplo, na fabricação de canos, em revestimentos de cabos elétricos, de chapas para piaas, cisternas e telhados e, principalmente, na indústria de baterias automotivas, fato que tem incentivado o aumento do número de empresas que promovem a reciclagem desse tipo de bateria, cujas placas são retiradas e fundidas a altas temperaturas em fornos, transformando o chumbo derretido em lingotes, posteriormente comercializado como matéria-prima secundária para a fabricação de novas baterias.

De acordo com Araújo, (1999) as fontes de emissão são representadas pelas atividades de empilhamento e encaixe das placas e solda dos terminais de chumbo. A manipulação das placas resulta no desprendimento de grandes quantidades de poeira constituída, principalmente, pelo chumbo sob a forma metálica e de óxidos; reservando-se à soldagem a emissão de fumos contendo o metal. O processo de reciclagem gera, como subproduto, resíduos sólidos (escórias) que, por não possuir valor comercial, são descartados aleatoriamente em terrenos baldios, provocando a contaminação do ambiente por vários elementos químicos, dentre eles o chumbo. Cada solo possui uma capacidade adsorviva própria e, uma vez ultrapassada, permite que o metal fique potencialmente disponível para ser absorvido pelas cadeias alimentares acarretando sérios problemas não só para a saúde das pessoas, assim como para o ecossistema como um todo.

As concentrações permitidas de chumbo, de acordo com a CETESB (2012) é de 0,5 µg/m³ a 1,5 µg/m³ no ar, 72 mg/Kg a 900 mg/Kg no solo,

0,01 mg/L na água potável e 0,5 mg/L nos efluentes (Tabela 2).

Tabela 2. Padrões e valores orientadores (CETESB, 2012).

Meio	Concentração	Comentário	Referência
Ar	0,5 µg/m ³	Valor orientador – MGA	WHO, 2000 CETESB, 1999
	1,5 µg/m ³	Valor de Referência	
Solo	72 mg/kg*	Valor de Prevenção	CONAMA 420/2009
	180 mg/kg*	VI cenário agrícola-APMax	
	300 mg/kg*	VI cenário residencial	
	900 mg/kg*	VI cenário industrial	
Água Subterrânea	10 µg/L	VMP (consumo humano)	CONAMA 396/2008
	100 µg/L	VMP (dessedentação de animais)	
	5000 µg/L	VMP (irrigação)	
	50 µg/L	VMP (recreação)	
Água Potável	0,01 mg/L	Padrão de potabilidade	PORTARIA 2914/2011
Água doce	0,01 mg/L	VM (classes 1 e 2)	CONAMA 357/2005
	0,033 mg/L	VM (classe 3)	
Águas salinas	0,01 mg/L	VM (classe 1)	CONAMA 357/2005
	0,21 mg/L	VM (classe 2)	
Efluente 2	0,5 mg/L	VM (padrão de lançamento)	CONAMA 430/2011

MGA= média geométrica anual; * = peso seco; VI = Valor de Investigação; APMax = Área de Proteção Máxima; VMP = Valor Máximo Permitido; VM = Valor Máximo; LMT = Limite Máximo de Tolerância; 1 = média trimestral para Partículas Totais em Suspensão (média trimestral); 2 = chumbo total.

Portanto, as propriedades tóxicas do chumbo oriundos dos diversos compartimentos ambientais, continuam causando problemas para a saúde das pessoas e danos ao meio ambiente, pelo seu acúmulo gradativo. Desta forma, hoje não são mais utilizados encanamentos de chumbo e taças ou garrafas de bebidas fabricadas com este metal, como foi na Roma antiga. Tampouco são usadas

tintas à base de óxido de chumbo, PbO, que podem intoxicar as pessoas e os animais.

Segundo MOREIRA (2009), em estudos de acompanhamento na fundição de chumbo, verificou-se um elevado nível de chumbo em sangue nas populações que residem nas proximidades de áreas industrializadas, quando comparadas com populações de áreas isoladas, refletindo o impacto da poluição ambiental do chumbo (PRPIC-MAJUC, 1992).

No Brasil, este tipo de intoxicação não tem uma classificação adequada quanto à sua ocorrência, principalmente pela falta de um número maior de registros estatísticos sobre o assunto. Todavia, diversos distúrbios já foram identificados: em crianças são mais vulneráveis por razões neurológicas, metabólicas e comportamentais, enquanto que as alterações subcelulares e os efeitos neurológicos sobre o desenvolvimento parecem ser os mais críticos a síntese da heme, o sistema hematopoético e a homeostase do cálcio.

Moreira e Moreira (2004) verificaram que o chumbo também causa nefropatia com disfunção tubular renal reversível e nefropatia intersticial irreversível. Os efeitos reprodutivos nos homens estão relacionados à morfologia do esperma e à contagem. Já no sexo feminino, algumas consequências adversas na gravidez por afetar a viabilidade do feto, e o seu desenvolvimento, aumentando o risco de nascimento prematuro e reduzindo o peso e altura ao nascer. Além disso, estudos comprovaram que em povoados localizados perto de minas de chumbo comprometem a saúde de até 25% das crianças locais, aumentando o número de doenças entre crianças de 1 a 5 anos (GAMIÑO-GUTIÉRREZ *et al.*, 2013; LEVALLOIS *et al.*, 2013). Constatando que crianças aparentemente assintomáticas apresentavam baixos escores de QI, dificuldades de expressão verbal, distúrbios de atenção e comportamentais. Tal informação foi fundamental para o estabelecimento de níveis aceitáveis cada vez menores.

3 O CHUMBO NA INTERFACE SOLO – RIZOSFERA – PLANTA

O enriquecimento de metais pesados em um ecossistema pode gerar riscos, uma vez que eles podem acumular-se junto à rizosfera e posteriormente absorvidos pelas raízes das plantas e em seguida pelos animais, pela cadeia trófica (SIEGEL 2002). Devido às plantas serem imóveis, elas ficarão expostas ao estresse da poluição local. Por isso, elas podem ser utilizadas como bioindicadores em relação a uma variedade de substâncias tóxicas. Neste sentido, bioindicadores são organismos ou uma comunidade de organismos sensíveis à poluição como fator de estresse e respondem por meio de alterações em suas

respostas fisiológicas ou pela acumulação de poluentes. Estes organismos respondem às mudanças do meio, por meio do declínio, do desaparecimento ou ao contrário, pela abundância no crescimento e no aumento da capacidade de reprodução (LARCHER, 2010).

No caso do Pb, ele pode chegar ao solo, e conseqüentemente às plantas, pelo intemperismo natural de rochas e minerais. Neste caso, o intemperismo nada mais é do que um conjunto de processos físicos, químicos e biológicos que promovem a quebra física e a alteração química das rochas próximas da, ou, na superfície da crosta terrestre (FONTES, 2012). Podendo chegar também pelas deposições atmosféricas e principalmente por atividades inerentes a vida humana, como, por exemplo, resíduos da indústria química de baterias, drenagem de minas de chumbo, fotografias, águas de irrigação, adubação, aplicação de defensivos agrícolas entre outras atividades (SONMEZAY; ÖNCEL; BEKTAŞ, 2012; ZHANG *et al.*, 2009; BES *et al.*, 2010). As deposições atmosféricas são oriundas principalmente de atividades industriais e mineradoras, que deixam partículas em suspensão podendo atingir os mais longínquos ambientes.

Quanto aos teores de Pb, assim como os demais metais presentes nos solos, estes são bem variáveis, pois são dependentes dos fatores de formação do solo e processos pedogenéticos (FONTES, 2012; KÄMPF; CURI *et al.*, 2011). Estima-se que a abundância de Pb crosta terrestre, seja algo em torno de 10 mg kg⁻¹, desta massa o teor do metal que entra em circulação na atmosfera devido ao intemperismo das rochas é algo em torno de 5,6 t/a (BAI *et al.*, 2002).

O material de origem tem um papel preponderante, uma vez que diferentes rochas podem conter teores diferentes de metais, sendo isto um reflexo do seu ambiente geológico (PRESS, *et al.*, 2006). O riólito, que é uma rocha ígnea, apresenta em sua constituição um teor médio de 42,3 mg kg⁻¹ de Pb e os solos desenvolvidos desta rocha apresentam um teor médio de 32,3 mg kg⁻¹, já o arenito que trata-se de uma rocha sedimentar apresenta em sua constituição em média 33,6 mg kg⁻¹ de Pb, e os solos desenvolvidos desta rocha apresentam um teor médio de Pb igual 28,4 mg kg⁻¹ (BAI *et al.*, 2002). Para os solos brasileiros Pérez *et al.* (1995) reportaram teores de Pb em diversas classes de solos variando entre 0,52 e 36,55 mg kg⁻¹. Em Latossolos, teores entre 24 e 184 mg kg⁻¹ solo foram observados por Curi (1983), Kerr *et al.* (1993) e Pierangeli *et al.* (2001). Horizontes superficiais de solo têm grande afinidade para acumular Pb proveniente de deposição atmosférica ou de fontes industriais e agrícolas. O valor de 100 mg kg⁻¹ solo tem sido utilizado como concentração limite para definição de áreas contaminadas, embora, estudos sobre

mecanismos de resistência aos metais pesados presentes nas plantas: imobilização dos íons metálicos na parede celular; impedimento da permeabilidade por meio da membrana celular; quelação (formação de quelatos por proteínas ou fitoquelatinas que se ligam aos metais pesados no citoplasma protegendo a célula contra o efeito tóxico destes); compartimentalização dos metais nos vacúolos; e exportação ativa pela membrana celular.

O conteúdo de Pb pode ser extremamente variável, visto que cada planta apresenta uma dinâmica de absorção de nutrientes, além de existirem plantas especializadas na absorção de metais, como as metalófitas. Estas podem ser, metal excludentes, que se caracterizam por concentrar elevados teores de metais na zona radicular, metal indicadoras, que apresentam teor de metal aproximadamente aos teores encontrados no solo (SHEORAN, 2010), e hiperacumuladoras, quando o teor de metais é igual ou superior a 1000 mg kg⁻¹ em seus tecidos (BROOKS *et al.*, 2009). Pode ser absorvido e acumulado nos diferentes órgãos das plantas, e sua absorção dependerá de fatores como pH, tamanho de partículas e da capacidade de trocas catiônicas do solo, uma vez que este metal é fortemente adsorvido nas partículas do solo, com consequente redução da sua disponibilidade para os organismos (CASAS, 2006).

Dentre os principais efeitos causados pelo excesso deste metal às plantas tem-se a redução do crescimento, clorose, inibição da fotossíntese, alteração da nutrição mineral, do estado hídrico e do balanço hormonal. Além disso, o Pb pode afetar a estrutura e a permeabilidade das membranas acarretando em diversos efeitos morfológicos, fisiológicos e bioquímicos (SHARMA, 2005). A interação entre o Pb e os elementos utilizados para o desenvolvimento das plantas pode causar desbalanço nutricional e consequente prejuízo para o crescimento destas. O Ca é um dos elementos cuja absorção pode ser reduzida na presença do Pb, resultando na inibição da ação enzimática, enquanto o P e o S podem atuar na redução da toxicidade deste metal (KABATA-PENDIAS, PENDIAS, 2000).

4 PARÂMETROS AMBIENTAIS QUE FAVORECEM E DIFICULTAM A ABSORÇÃO

Os teores de Pb aumentam à medida que os processos evoluem, sendo depositados de forma gradativa no solo (COSTA *et al.*, 2004). Assim, à medida que o intemperismo atua, os solos guardam menos características do material de origem. Solos muito intemperizados tendem a apresentar concentrações menores de Pb que aqueles com intemperismo inicial. Além disso, é reconhecido como o metal menos móvel, ocorrendo

normalmente em todos os solos, variando de 1 a 200 mg kg⁻¹, sendo que em geral os solos apresentam menos que 20 mg kg⁻¹ de Pb. O valor de 100 mg kg⁻¹ de Pb no solo, tem sido utilizado como concentração limite para definição de áreas contaminadas.

Após todos os processos de liberação de Pb, ele tende a chegar na solução do solo, que é considerado um sistema aberto e dinâmico, que troca matéria e energia com sua vizinhança interagindo com a fase sólida e gasosa, com microorganismos, plantas e fauna. Segundo KABATA-PENDIAS (2001), a fase líquida do solo é constantemente e rapidamente alterada, tanto na quantidade quanto na composição química, devido ao contato com a fase sólida e absorção de íons e água pelas raízes das plantas. No solo, os íons presentes na fase sólida podem ser liberados para a solução e os encontrados na solução podem ser retidos nas superfícies das partículas da fase sólida, mantendo-se, assim, um permanente estado de equilíbrio entre essas duas fases, através de importantes reações químicas.

E, em se tratando do sistema solo- rizosfera-planta, a sua concentração na fase sólida e, posteriormente solução do solo, vai depender do seu estado de oxidação. A forma iônica predominante nos solos, forma que é absorvida e a forma que é translocada pelas plantas ocorrem na forma divalente (Pb²⁺) (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992), formando complexos estáveis com ligantes inorgânicos (Cl⁻, CO₃²⁻) e orgânicos (ácidos húmicos e fúlvicos) presentes em solos e sistemas aquáticos. Por outro lado, o Pb solúvel reage com carbonatos, sulfetos, sulfatos, e fosfatos para formar compostos de baixa solubilidade (SMITH *et al.*, 1995). Nas camadas superficiais, onde o Pb aparece em contato direto com o sistema radicular, têm-se observado acumulações, proveniente de deposição atmosférica ou de fontes industriais e agrícolas.

Neste contexto, a mobilidade e biodisponibilidade de Pb para as plantas dependem não apenas da sua concentração total, mas também da sua associação com a fase sólida (URE e DAVIDSON, 1972). Estas associações são regidas por diferentes processos físico-químicos, tais como: absorção, dessorção, precipitação e dissolução (ALMAS *et al.*, 2006; SKRBIC e DJURISIC-MLADENOVIC, 2010). Atributos do solo como pH, capacidade de troca catiônica, teor de sais, afetam estes processos (AHNSTROM e PARKER, 1999; DU LAING *et al.*, 2002).

Os riscos decorrentes de mobilização de metais pesados dependem, sobretudo, das vias que seguem os metais tóxicos. Estas podem ser subdivididas em vias de solo-planta e de solo-água (MEERS *et al.*, 2010). No primeiro caso, é gerado pela a entrada dos metais na cadeia trófica seguida pela dispersão associada com a fauna local. No

segundo caso, pela mobilização destes metais através da dissolução, escoamento ou lixiviação pela água, representando um risco de contaminação direta das águas subterrâneas.

Efetivamente os fatores que controlam as formas e a interação do Pb nos solos e que afeta a sua absorção pelas plantas são o potencial redox e o pH (KABATA-PENDIAS & MUKHERJEE, 2007) juntamente com óxidos/hidróxidos (principalmente de Fe, Al e Mn) e argila (WANG & CHEN, 2003). Segundo Alloway, (1994) os óxidos de Al, Fe e Mn são os principais constituintes do solo envolvidos nas reações de adsorção específica. Estes, bem como os silicatos, apresentam particularmente alta seletividade para Pb^{+2} (McBRIDE, 1994).

A pequena quantidade, ou mesmo ausência, de argilominerais 2:1 em solos altamente intemperizados dos trópicos, e altos teores de caulinita, embora tenham, geralmente, baixa superfície específica, têm papel importante no processo de adsorção de íons nesses solos diminuindo sua disponibilidade (ALLEONI *et al.*, 2009). Devido às interações serem predominantemente específicas e menos dependentes das cargas superficiais (PIERANGELI *et al.*, 2001). A adsorção específica envolve a troca de metais com ligantes presentes na superfície dos coloides, que formam ligações covalentes e são a causa pelo qual alguns solos adsorverem metais acima da sua capacidade prevista com base na CTC (ABD-ELFATAH & WADA, 1981).

Quando o pH se encontra elevado na solução do solo, pode precipitar com os ânions sulfeto, carbonatos e hidróxidos, principalmente acima de 6,0, tornando-se indisponível; já em pH abaixo de 6, favorece sua absorção e biodisponibilidade para plantas, além disso, várias substâncias orgânicas formam complexos com o Pb. Portanto, solos de reação ácida favorecem a disponibilidade e ação tóxica de metais pesados. Isto é, em condições ácidas, o fenômeno de adsorção é mais importante no controle da biodisponibilidade de metais, enquanto que reações de solubilidade ou precipitação e complexação têm maior influência em condições neutras ou alcalinas dos solos (KABATA-PENDIAS, 2001). Naidu *et al.* (2008) estudando de interações simultânea de Pb e Zn no solo mostram que em valores mais elevados de pH (5,5 – 7,2) o Pb tem mais afinidade pelos óxidos em relação ao Zn, e em valores baixos de pH (4,2 – 4,9) o Pb possui uma maior preferência à adsorção no complexo de troca em relação ao Ni, Zn e Co.

Outro fator preponderante nas relações do Pb no ambiente é a influência da matéria orgânica do solo (MOS), que afeta diretamente a atividade microbiológica. A protonação da (MOS), ocorre somente em valores de pH inferiores a 3,0, já em valores iguais ou superiores a este inicia-se a

dissociação de prótons atingindo um valor máximo ao redor de 9,0. Desta forma, na maioria dos solos, a MOS está dissociada, gerando cargas negativas que podem variar entre 400 e 800 cmolc kg⁻¹ (SILVA *et al.* 2006). Logo, devido a sua alta reatividade os processos e reações que envolvem a matéria orgânica do solo são importantes para se compreender o comportamento das substâncias e compostos contaminantes ou poluentes do solo, podendo apresentar um efeito benéfico ou maléfico, pois afeta o destino do Pb no solo e nas águas.

A complexação de Pb pelas substâncias húmicas pode reduzir a atividade desses elementos na solução do solo atenuando sua capacidade de produzir efeitos tóxicos ou de contaminar águas superficiais e subterrâneas. Por outro lado, as substâncias húmicas podem também servir como transportadores de Pb, formando complexos estáveis, porém solúveis, o que incrementa o seu transporte em águas (MEURER *et al.*, 2006). Funcionando como uma espécie de quelante capaz de complexar os cátions metálicos mediante os ligantes oxigênio e nitrogênio presentes em sua estrutura e ricos em pares de elétrons. De acordo com Matosinhos (2004), estas variáveis regem as interações solo-polvente-água.

Pesquisas vêm demonstrando que o Pb afeta a biomassa, mineralização e nitrificação (BAATH, 1989; GILLER *et al.*, 2010). Em contrapartida, outros autores enfatizam que o Pb pode interferir na desnitrificação e na produção de óxido nitroso (N₂O) indicaram que os mesmos podem ser inibidos por esse metal pesado (BARDGETT *et al.*, 1994; GUMEALIUS *et al.*, 1996; SAKADEVAN *et al.*, 1999; HOLTAN-HARTWIG *et al.*, 2012).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A dinâmica do Pb no ambiente terrestre é influenciada diretamente pelo intemperismo do material de origem do solo, pelo uso, ocupação e manejo do solo realizado em diferentes agroecossistemas e também pelos fatores inerentes ao elemento químico, meio ambiente, interações entre os elementos e solo e pela influência humana. O comportamento do Pb em solos de vegetação preservada e em solos afetados pela interferência antrópica deve ser pesquisado em regiões distintas para prever o potencial de contaminação ambiental desses metais no meio ambiente a fim de minimizar os efeitos tóxicos desses metais para os seres vivos.

Em algumas situações, o Pb, mesmo sem a intervenção externa, atinge teores suficientemente elevados a ponto de causar desequilíbrio ecológico. Muitas vezes esse fenômeno é provocado pela exposição superficial dos minerais com elevadas concentrações de Pb

causando contaminação de solos, sedimentos, água e biota. Além disso, na forma iônica, livre no solo, o Pb pode interferir na atividade biológica e contaminar o lençol freático, desde que as concentrações sejam elevadas, acima do recomendado pelos órgãos ambientais (CETESB e CONAMA). Portanto, sob certas condições ambientais, o Pb pode acumular-se. Esse fenômeno dependerá de alguns atributos do solo, como: pH, CTC, CE e potencial redox. Podendo substituir alguns elementos essenciais, como o Mn^{2+} , Zn^{2+} , entre outros, uma vez que ele é absorvido na forma mesma forma iônica, forma divalente (Pb^{2+}), competindo assim, pelos mesmos sítios de adsorção na fase sólida, sendo disponibilizados gradativamente na solução do solo, chegando na região da rizosfera. Uma vez absorvidos podem tornar tóxicos para às plantas e seres humanos, causando desequilíbrio ambiental.

REFERÊNCIAS

- ABD-ELFATTAH, A.; WADA, K. Adsorption of lead, copper, zinc, cobalt and cadmium by soils that differ in cation exchange materials. **The Journal of Soil Science**, v.32, p.271-183, 1981.
- AHNSTROM, Z.S.; PARKER, D.R. Development and assessment of a sequential extraction procedure for the fractionation of soil cadmium. **Soil Science Society of American Journal**, 63: 1650-1658, 1999.
- ALLEONI, L. R. F. Química dos solos altamente intemperizados. In: Química e mineralogia do solo (Melo, V.F.; Alleoni, L. R. F) Viçosa, MG, **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v.2. 381-447 p, 2009.
- ALMAS, A. R. *et al.* 2006. Speciation of Cd and Zn in contaminated soils assessed by DGT-DIFS, and WHAM/Model VI in relation to uptake by spinach and ryegrass. **Chemosphere**, 62: 1647-1655.
- ALLOWAY, B. J. & AYRES, D. C. Chemical Principles of Environmental Pollution. **Blackie Academic & Professional**, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras. 291p, 1994.
- ALLOWAY, B.J. Heavy metals in soils. New York. **John Wiley & Sons**. 339p,1990.
- AMARAL, S. *et al.* Química dos metais pesados no solo. p. 250-300. In.: **Química e mineralogia do solo**, v.2 (Vander de Freitas Melo, Luis Reynaldo Ferracciú Alleoni), Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo. 685 p, 2009.
- ARAÚJO, U. C, PIVETTA, F. R, MOREIRA, J.C. Avaliação da exposição ocupacional ao chumbo: proposta de uma estratégia de monitoramento para prevenção dos efeitos clínicos e subclínicos. **Cad Saúde Pública**; 15:123-32, 1999.
- ATKINS. P.; JONES. L. Princípios de Química. Porto Alegre: Bookman, 619p.
- LEE, J. D. **Química Inorgânica Concisa**. São Paulo. Edgard Blucher, 1997, 452p, 2001.
- BAI *et al.* Spatial variations of Pb in the vertical zone of the soil-plant system in the Changbai Mountain National Nature Reserve. **Journal of Environmental Sciences**, 14(3): 325-3269, 2002.
- BAATH, E. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). **Water, Air, and Soil Pollution** 47, 335-379p, 1989.
- BARDGETT, R.D.; SPEIR, T.W., ROSS, D.J., YEATES, G.W., KETTLES, H.A. Impact of pasture contamination by copper chromium and arsenic timber preservative on soil microbial properties and nematodes. **Biology and Fertility of Soils** 18, 71-79p,1994.
- BES, C. M. *et al.* Spation variation of plant communities and shoot Cu concentrations of plant species at a timber treatment site. **Plant Soil**, 330: 267-280
- Brooks, R. R. *et al.* 1977. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbbarium specimens of indicator plants. **Journal of Geochemical Exploration**, 7: 49-57, 2010.
- BROOKS, R.R. Plants that hyperaccu mulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining. **Oxford: CAB International**, UK, 2009. 380p.
- CAO *et al.* Phosphate-induced lead immobilization from different lead minerals in soils under varying pH conditions. **Environmental Pollution**, 152: 184-192, 2008.
- CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução no 420, de 28 de dezembro de 2009. "Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.", Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, nº 249, de 30/12/2009, págs. 81-84. Disponível:<http://www.mma.gov.br/port/conama/le>

- giano1.cfm?codlegitipo=3&ano=2009(Acessado em Março de 2014).
- CASAS, J.S.; SORDO, J. (eds.). Lead: chemistry, analytical aspects, environmental impact and health effects. The Netherlands: Elsevier. 354p, 2006.
- CETESB. 2012. **Ficha de informação toxicológica:** Chumbo e seus compostos. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/chumbo.pdf>>. Acesso em: 07 dez. 2013.
- CURI, N.; MARQUES, J.J.; POZZA, A.A.A. Relações entre ambientes de solos e florestas ciliares em Minas Gerais. In: CARVALO, D.A. de (Ed.). Florestas ciliares de Minas Gerais : ambiente e flora. Lavras: UFLA. p.13-30, 2011.
- DANA, J. D. **Manual de mineralogia**. São Paulo, EDUSP. v.1,1969.
- DUARTE, R. P. S.; PASQUAL, A. Avaliação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos, plantas e cabelos humanos. **Energia na agricultura**, 15,(1), 2000.
- DUFFOS, J. H. “Heavy Metals” – A meaningless term? **Pure applied chemistry**, 74: 793-807, 2002.
- DU LAING, G. *et al.* Heavy metal contents (Cd, Cu, Zn) in spiders (*Pirata piraticus*) living in intertidal sediments of the river Scheldt estuary (Belgium) as affected by substrate characteristics. **Science Total Environmental**. 289: 71–81, 2002.
- Fontes, M. P. F. Intemperismo de rochas e minerais. pp.171-206. In.: **Pedologia – Fundamentos** (João Carlos Ker; Nitlon Curi; Carlos Ernesto G. R. Schaefer; Pablo Vidal Torrado), Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo. 343p, 2012.
- FADIGAS *et al.* Proposição de valores de referência para a concentração natural de metais pesados em solos brasileiros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, p. 699-705, 2006.
- GAMINO-GUTIÉRREZ, S. P., GONZÁLEZ-PÉREZ, C.I., GONSEBATT, M. E., MONROY-FERNÁNDEZ, M. G. Arsenic and lead contamination in urban soils of Villa de la Paz (Mexico) affected by historical mine wastes and its effect on children’s health studied by micronucleated exfoliated cells assay, **Environmental Geochemistry and Health**. V. 35, pp 37-5, 2013.
- GILLER, K.E., WITTER, E., MCGRATH, S.P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soil: a review. **Soil Biology & Biochemistry** 30, 1389–1414p, 2010.
- GILLER, K. E.; WITTER, E.; MCGRATH, S. P. Heavy metals and soil microbes. **Soil Biology and Biochemistry**, 41: 2031-2037.
- GUILHERME, L. R. G. *et al.* Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos ci. solos**, 4: 345-390, 2005.
- GUMEALIUS, L., SMITH, E.H., DALHAMMAR, G. Potencial biomarker for denitrification of wastewater: effects of process variables and cadmium toxicity. **Water Research** 30, 3025–3031p, 1996.
- HOLTAN-HARTWIG, L., BECHMANN, M., RISNES-HOYAS, T., LINJORDET, R., REIER BAKKEN, L. Heavy metals tolerance of soil denitrifying communities: N₂O dynamics. **Soil Biology & Biochemistry** 34, 1181–1190p, 2012.
- JONES, D.L.; HODGE, A.; KUZYAKOV, Y. Plant and mycorrhizal regulation of rhizodeposition. **New Phytol**, 163, 459–480, 2004.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 2.ed. Boca Raton: CRC Press. 1992.
- KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A.B. Trace elements from soil to human. New York, **Springer**. 550p, 2007.
- KABATA-PENDIAS, A. PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants – 3^a ed. **Boca Raton**, Florida: CRC Press. 315p, 2001.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. 3rded. Boca Raton, USA: CRC Press. 413p, 2000.
- KAMPF, N.; CURI, N. Formação e evolução do solo (Pedogênese). pp. 207-302. In.: **Pedologia – Fundamentos** (João Carlos Ker; Nitlon Curi; Carlos Ernesto G. R. Schaefer; Pablo Vidal Torrado), Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo. 343p, 2012.
- LARCHER W. **Ecofisiologia Vegetal**. Rima Artes e Textos, São Carlos. 531p, 2010.
- LEVALLOIS, P., ST-LAURENT, J., GAUVIN, D., COURTEAU, M., PRÉVOST, M., CAMPAGNA, C., LEMIEUX, F., NOUR, S.,

- D'AMOUR, M., RASMUSSE, P. E. 2013. The impact of drinking water, indoor dust and paint on blood lead levels of children aged 1–5 years in Montréal (Quebec, Canada). *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 1–7.
- MATOSINHOS, C. C. 2004. **Avaliação de risco ecológico como estratégia para a prevenção da poluição industrial: estudo de caso para o setor têxtil**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas, 180 p.
- McBRIDE, M. B. Environmental chemistry of soils. New York: **Oxford University Press**, 406p.1994.
- MEERS, S. *et al.*. The use of bio-energy crops (Zea mays) for phytoattenuation of heavy metals on moderately contaminated soils: a field experiment. *Chemosphere*, 78: 35–4, 2010.
- MOREIRA, F. R., MOREIRA J. C.. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde. *Rev Panam Salud Publica*, 15(2): 119–29, 2004.
- MOREIRA, F.R., MOREIRA, J.C. A importância da análise de especiação do chumbo em plasma para a avaliação dos riscos à saúde. *Quim Nova*; 27: 251-60, 2009.
- NAIDU, R.; SUMMER, M.E. & HARTER, R.D. Sorption of heavy metals in strongly weathered soils. *Environ. Geochem. Health*, 20:5-9, 2008.
- NAVARRO, M. C. *et al.* Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: a case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration*, 96: 183-193, 2008.
- NEDWED, T.; CLIFFORD, D. A. A survey of lead battery recycling sites and soil remediation processes. *Waste Management*, 17: 257-269, 1997.
- PAOLIELLO, M. M.B.; CHASIN, A. A. M. Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos. Salvador: CRA, 144p. (cadernos de referência ambiental; v. 3), 2001.
- PIERANGELI, M.A.P.; GUILHERME, L.R.G.; CURI, N.; SILVA, M.L.N.; OLIVEIRA, L.R.; LIMA, J.M. Teor total e capacidade máxima de adsorção de chumbo em Latossolos brasileiros. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.25, p.279-288, 2001.
- PRESS *et al.* **Para Entender a Terra**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 656 p, 2006.
- PRPIC-MAJUC, D, PONGRACIC, J.; HRSAK.J; Pizent A. A follow-up study in a lead smelter community following the introduction of an effective pollution control system – Israel. *J Med Sci*; 28:548-56, 1992.
- REAVES, G. A.; BERROW, M. L. Total lead concentration in Scottish soils. *Geoderma*, v. 32, p1-8, 1984.
- SAKADEVAN, K., ZHENG, H., BAVOR, H.J., 1999. Impact of heavy metals on denitrification in surface wetland sediments receiving wastewater. *Water Science and Technology* 40, 349–355p.
- SHARMA, P.; DUBEY, R.S. Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, v.17, n.1, p.35-52, 2005.
- SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. 2011. Role of hyperaccumulators in phytoextraction of metals from contaminated mining sites: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41: 168-214.
- SIEGEL, F. R. **Environmental geochemistry of potentially toxic metals**. Springer – Verlag, Berlin, Germany. 218p, 2002.
- SILVA, L. S.; CAMARGO, F. A. O.; CERETTA, C. A. Composição da fase sólida orgânica do solo. **In: Fundamentos de química do solo**. 3ed. Porto Alegre: Evangraf, p. 63 – 90, 2006.
- SKRBIC, B.; DJURISIC-MLADENOVIC, N. Chemometric interpretation of heavy metal patterns in soils worldwide. *Chemosphere*, 80: 1360–1369, 2010.
- SMITH, L. A. *et al.* **Remedial options for metals-contaminated sites**. Boca Raton: CRC Press. 1995.
- SONMEZAY, A.; Salim Öncel, M.; Bektas, N. Adsorption of lead and cadmium ion from aqueous solutions using manganoxide mineral. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 22: 3131-3139, 2012.
- STEFANOWICZ, A. M. *et al.* Soil fertility and plant diversity enhance microbial performance in metal-polluted soils. *Science of the total environment*, 439: 211-219, 2012
- TAIZ, L. & ZEIGER, E. *Fisiologia Vegetal*. 3rd Edition. Editora Artmed, Porto Alegre. 719p, 2004.

- TANNER, R.L. Measurements in support of air quality improvement: some historical insights. **Atm Environ**; 37:1271-6, 2003.
- VALADARES, J. M. A. S. Microelementos. In: **Elementos de Pedologia** (Moniz, A.C.) Editora da Universidade de São Paulo. Ed. Polígono. São Paulo. p. 199-207, 1972.
- VIOLANTE *et al.* 2005. Effects of organic ligands on the adsorption of trace elements onto metal oxides and organo-mineral complexes. p.157-182. In.: **Biogeochemistry of trace elements in the Rhizosphere**. (Huang, P. M.; Gobran, G. R.), Amsterdam, Elsevier, 457 p.
- XU, D. *et al.* 2013. Assessment of trace metal bioavailability in garden soils and health risks via consumption of vegetables in the vicinity of Tongling mining area, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 90: 103-111.
- WANG, M. C.; Chen, H. M. Forms and distribution of selenium at different depths and among particle size fractions of three Taiwan soils. **Chemosphere**, 52: 585-593, 2003.
- WATERLOT, C.; BIDAR, G.; PELFRENE, A.; ROUSSEL, H.; FOURRIER, H.; DOUAY, F. Contamination, Fractionation and Availability of Metals in Urban Soils in the Vicinity of Former Lead and Zinc Smelters, France. **Pedosphere** 23 (2): 143–159, 2013.
- World Health Organization. **Report on the Human Exposure Assessment Location (HEAL) programme meeting**. Human exposure assessment series – human exposure to lead. Geneva: World Health Organization; 1992.
- YANG, J. *et al.* 2010. Transformation of lead solid fraction in the rhizosphere of *Elsholtzia splendens*: the Importance of organic matter. **Water Air Soil Pollut**, 205: 333-342.
- ZHUANG, P *et al.* 2013 Phytoextraction of heavy metals by eight plant species in the field. **Water Air Soil Pollut**, v. 184, p. 235-242.
- ZHANG, X. *et al.* 2013. The influence of soil solution properties on phytotoxicity of soil soluble copper in a wide range of soils. **Geoderma**, 211-212: 1-7.