

A DINÂMICA DE METAIS-TRAÇO NO SOLO

DYNAMICS OF SOIL TRACE METAL

Camila Aparecida da Silva Martins¹; Natiélia Oliveira Nogueira²; Paulo Henrique Ribeiro³;
Michelle Machado Rigo⁴; Amarilson de Oliveira Candido⁵.

RESUMO

O termo “metais-traço” tem sido utilizado para definir elementos químicos que em baixas concentrações no ambiente podem vir a constituir uma fonte potencial para a poluição ambiental. Os metais-traço podem ser encontrados no solo das seguintes formas: na solução do solo; adsorvidos eletrostaticamente aos sítios de troca; incorporados à superfície da fase inorgânica, como óxidos de Al, Fe e de Mn; participando de reações de precipitação e dissolução; e ligados a compostos orgânicos. Dentro deste contexto, conclui-se que a dinâmica de metais-traço no solo é influenciada diretamente pelo uso e ocupação do solo, pelo manejo do solo adotado em sistemas agrícolas e por fatores inerentes ao elemento químico, ao meio ambiente e às interações entre os elementos e solo.

Palavras-chave: Elementos-traço, contaminação ambiental, toxicidade.

ABSTRACT

The term “trace metal” has been used to define chemical elements which in low concentrations on the environment may construct a potential source for the environmental pollution. The trace metal can be found in the soil on the following forms: on soil solution; electrostatically adsorbed to the change sites; incorporated to the surface of the inorganic phase, as Al oxides, Fe and Mn; participating on precipitation and dissolution reactions; and connected to organic compounds. In this context, it is concluded that the dynamic of soil trace metal is directly influenced by the use and occupation of the soil, by the soil managements adopted in agricultural systems and by inherent factors to the chemical element, to the environment and to the interactions among the elements and the soil.

Key words: Trace elements, environmental contamination, toxicity.

INTRODUÇÃO

O termo “metais-traço” tem sido utilizado dentro da literatura na denominação de elementos com densidade superior a 5 mg cm⁻³ e número atômico maior que 20. Esses elementos podem vir a constituir uma fonte potencial para a poluição ambiental, pelo fato dos metais-traço serem encontrados no ambiente em baixas concentrações, sendo denominados de “elementos potencialmente tóxicos”, devidos às propriedades prejudiciais que estes apresentam, tais como a bioacumulação (SANTANA, 2010).

Neste sentido, a denominação “metais-traço” adquire, atualmente, uma conotação de elementos tóxicos e poluidores. Segundo a Agência para o Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças (ATSDR) ⁽¹⁾, vinculada ao governo americano, metais-traço como o As, Pb e Hg estão entre as três substâncias mais tóxicas, necessitando de prioridade de monitoramento e controle desses metais (GUILHERME, 1999).

Porém, a definição de metais-traço engloba metais, semi-metais e até mesmo não metais, tais como Se, sendo que alguns são biologicamente essenciais, tais como Co, Mn, Zn, Cu, B e Se, que podem ser tóxicos, quando a concentração destes elementos for superior aos níveis de tolerância dos seres vivos. Mas, outros fatores devem ser contextualizados para definir a real toxicidade desses elementos, tais como: concentração, tipo de organismos expostos, capacidade de assimilação dos metais, vias de exposição, entre outros (PEIJNENBURG & JAGER, 2003).

A maioria dos elementos-traço exerce um significativo papel biológico na construção de estruturas orgânicas e gerencia os fluxos de nutrientes e de energia nos organismos (ANDRADE, 2003). No entanto, quando suas concentrações são elevadas, causam danos ao ambiente. Ao entrarem na cadeia alimentar e serem absorvidos pelo homem são responsáveis por diversas doenças,

¹Engenheira Agrônoma, Doutoranda em Produção Vegetal, Centro de Ciências Agrárias - UFES / Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal.

²Engenheira Agrônoma, Doutoranda em Produção Vegetal, Centro de Ciências Agrárias - UFES / Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal.

³Engenheiro Agrônomo, Mestrando em Ciências Florestais, Centro de Ciências Agrárias - UFES / Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais. E-mail: phribeiroac@yahoo.com.br.

(Recebido para Publicação em 24/11/2010, Aprovado em 08/08/2011)

entre as quais se destacam mal de Minamata, doença de Wilson, câncer de diversas formas, entre outras.

O solo possui uma grande capacidade de retenção de metais-traço, que em função de suas características, podem ser facilmente lixiviados, penetrando na cadeia alimentar dos organismos vivos ou colocando em risco a qualidade das águas em aquíferos (CASARTELLI & MIEKELEY, 2003). Dessa forma, a preocupação com a rápida degradação dos solos agrícolas no mundo, especialmente nas regiões tropicais e subtropicais, onde as elevadas temperaturas e índices de umidade propiciam o processo de intemperismo do solo, despertou grande interesse pela qualidade do solo e pela sustentabilidade da exploração agrícola.

Surgiram assim, vários conceitos de qualidade do solo, entre os quais está o de DORAN & PARKIN (1994), que define a qualidade do solo como sendo a sua capacidade em manter a produtividade biológica, a qualidade ambiental e a vida vegetal e animal de forma saudável na face da terra. A qualidade do solo é influenciada por diversos fatores, entre os quais, destaca-se o teor de metais-traço no solo, que é variável de um solo para outro, devido às condições edafoclimáticas da região e ao sistema de produção.

Portanto, esta revisão bibliográfica pretende abordar os principais aspectos da dinâmica de metais-traço no solo.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O meio ambiente vem sendo colocado como questão internacional prioritária. Por isso, a Organização das Nações Unidas recomenda aos países a realização de ações destinadas a alertar sobre a necessidade de conservação dos recursos naturais e de difusão de tecnologias que visem a reduzir a degradação do meio ambiente. As diferentes atividades humanas provocam impactos ambientais que, em muitos casos, podem colocar em risco o meio ambiente e a própria qualidade de vida das pessoas.

Dentro desse contexto de alterações que o homem promove no meio ambiente, surge o problema ambiental acerca dos metais-traço. As vias de exposição dos metais-traço ao homem são as mais diversas, podendo percorrer caminhos diferenciados sendo, contudo, os solos, as plantas e as águas as principais vias diretas de exposição humana (BURAK et al., 2008). A Figura 1 ilustra alguns desses caminhos, já indicando as principais fontes de adição de metais-traço no meio ambiente.

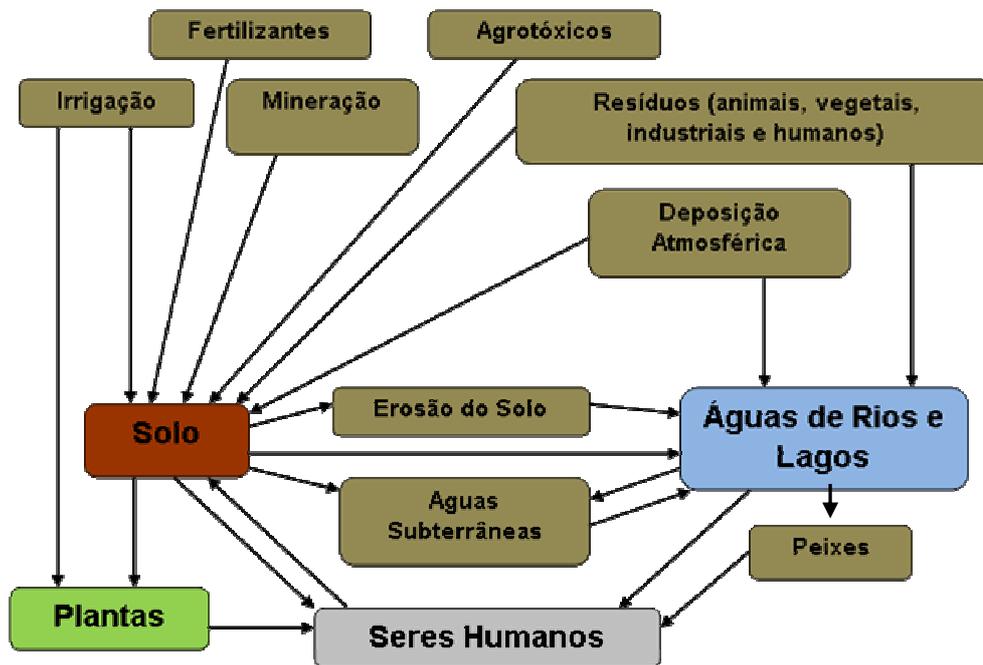


FIGURA 1. Diferentes vias de exposição dos metais-traço ao homem indicando as principais fontes de adição no meio ambiente.

A origem primária dos metais-traço no solo é o material de origem, uma vez que a maioria das

rochas contém em sua composição grande número de metais. Os processos naturais que contribuem

para a presença de elementos-traço em água são a solubilização de rochas e lixiviação a partir do solo. Os metais tóxicos podem, também, se acumular no solo pelo uso contínuo e prolongado de resíduos industriais e urbanos, de água de irrigação poluída e pela deposição atmosférica (COSTA, 2005).

A alteração e a desintegração dos minerais das rochas resultam na formação de minerais secundários e na liberação de íons. A água é o agente fundamental da intemperização, sendo as principais reações: dissolução, hidratação, redução, oxidação e hidrólise (MCBRIDE, 1994). Para SPOSITO (2008), sais simples, como NaCl (halita), dissolvem-se facilmente formando soluções iônicas, podendo dessa forma ser rapidamente transportados e reprecipitados em outros locais. Esse tipo de dissolução é chamada de dissolução por dissociação, sendo típica dos sais. Enquanto que a hidratação se refere à associação de moléculas de água ou de grupos OH com os minerais.

As reações de redução ocorrem em solos naturalmente saturados com água, onde o suprimento com O_2 é baixo enquanto que a demanda biológica por ele é alta. Nos solos alagados, a participação de microrganismos e de compostos orgânicos na redução do Fe e de outros (Mn e NO_3^-) é fundamental, aumentando a eficiência da reação e favorecendo a redução em potencial redox (Eh) mais alto (Eh menos negativo). Entretanto, as reações de oxidação são importantes na intemperização de minerais que contém Fe^{2+} e Mn^{2+} , como por exemplo, nos silicatos ferromagnesianos, que ocorrem em ambientes bem aerados, onde há amplo suprimento de oxigênio (SPOSITO, 2008; MCBRIDE, 1994).

A hidrólise é a reação mais importante produzida pela água. Consiste na reação do H^+ , oriundo da dissociação da água ($H_2O \rightleftharpoons H^+ + OH^-$), com os minerais. Esse rompe as ligações entre o O e o Si ou entre o O e os metais, ou ainda entre o O e o C, no caso dos carbonatos, levando ao colapso e desintegração da estrutura dos minerais (MCBRIDE, 1994).

Tendo em vista que essas reações ocorrem em diferentes tipos de rochas que originam solos com composição mineralógica distintas. Dessa forma, a ampla variedade de tipos de rochas resulta em uma variabilidade de minerais portadores de metais-traço, que ocorrem naturalmente em proporções variáveis e decrescentes na composição das rochas ígneas, metamórficas e sedimentares, respectivamente, que constituem a fonte primária destes elementos. Em geral, dentre os estudos de proveniência e balanço de perdas e ganhos dos elementos químicos, são mais numerosos aqueles envolvendo as rochas ígneas, por serem consideradas o ponto de partida quanto à ciclagem

dos elementos em ambientes naturais (PHILLIPS et al., 1998).

Os metais-traço se acumulam em diversas fases geoquímicas do sedimento por meio de adsorção, co-precipitação e complexação e podem ser encontrados no solo das seguintes formas: (a) na solução do solo; (b) adsorvidos eletrostaticamente aos sítios de troca (adsorção não específica) em partículas inorgânicas e orgânicas; (c) incorporados na superfície e na estrutura da fase inorgânica, como óxidos de alumínio (Al), ferro (Fe) e Mn (adsorção específica); (d) participando de reações de precipitação e dissolução; (e) ligados a compostos orgânicos (ALLOWAY, 1995).

Entre os elementos em questão, alguns são ligados à nutrição mineral de plantas (Cu, Mn, Zn, Co, entre outros), que são também chamados de micronutrientes. É importante ressaltar, que dependendo dos teores e das condições físico-químicas ambientais, tais elementos podem passar de micronutrientes à condição de elementos tóxicos aos seres humanos, às plantas e aos animais, agindo como agentes contaminantes do solo, da água e também do ar (LARCHER, 2004).

Em geral, os metais-traço ocorrem nos solos, em quantidades pouco expressivas, mas apesar disso desempenham em sistemas naturais funções das mais importantes e influenciam diversas atividades humanas. Relatos sobre problemas de saúde humana, nutrição de plantas e animais, associados aos metais-traço, têm sido freqüentes na literatura vide BRANTLEY & LIERMANN (2002).

COMPORTAMENTO QUÍMICO DE METAIS-TRAÇO NO SOLO

O entendimento da mobilidade dos metais-traço e de sua disponibilidade aos organismos passa necessariamente pelo entendimento do seu comportamento químico no sistema solo. Constituintes mineralógicos, orgânicos e biológicos interagem de tal maneira resultando em diversas formas de distribuição dos metais-traço na fase líquida e na fase sólida do solo.

O solo tem, então, um papel depurador de metais-traço, imobilizando grande parte desses metais, a depender das propriedades químicas do solo e natureza dos metais. Dessa forma, solos desenvolvidos em ambientes tropicais apresentam uma vantagem na imobilização dos metais-traço por serem predominantemente constituídos de óxidos, além de serem ácidos e não apresentarem em sua constituição silicatos do tipo 2:1, que seriam fatores de retenção muito fortes para metais (FONTES & WEED, 1996).

Em solos tropicais, onde predomina mineralogia oxidada (principalmente Fe, Al e Mn) e caulínica na fração argila, há grande potencial na

adsorção de íons metálicos. Outro aspecto importante na mobilidade dos metais-traço é o grau de cristalinidade dos óxidos, pois óxidos menos cristalizados têm maior potencial de adsorção dos metais. No que se refere a este tópico, ALLEONI et al. (2005) encontraram altas correlações positivas para o Cu e Cd com os óxidos de Fe e Al em horizontes B de Latossolos, indicando assim a baixa mobilidade dos metais nestes solos.

Ao contrário do comportamento dos metais-traço em solos de regiões de clima temperado, onde as argilas silicatadas do tipo 2:1 associadas ao elevado valor do pH dos solos pouco intemperizados, possuem grande capacidade de retenção desses metais (MCBRIDE, 1994).

Nesse contexto, a adsorção dos metais pode ocorrer por meio da formação de ligações covalentes ou eletrostáticas com os grupos OH^- e/ou O^{2-} nas superfícies desses colóides. Nos argilominerais expansivos e nos óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn, os metais podem também ficar retidos nos sítios negativos presentes nas estruturas cristalinas (espaços octaédricos) formando complexos de esfera interna (SPOSITO, 2008).

Os óxidos e hidróxidos de Al, Fe e Mn são minerais que ocorrem como fases discretas ou associados a outros minerais na forma de revestimentos, além de possuírem uma elevada superfície específica, microporos e diferentes sítios de adsorção, o que lhes confere uma significativa ação na mobilidade, distribuição e atenuação dos metais-traço (AXE & TRIVEDI, 2002). Além desses óxidos, a matéria orgânica também participa ativamente na imobilização dos metais-traço pela presença, principalmente, dos grupamentos carboxílicos e fenólicos. Esses grupamentos se distribuem de forma diferenciada nos compostos humificados do solo, representados por ácidos fúlvicos e ácidos húmicos (STEVENSON, 1994).

De acordo com STEVENSON (1994) a matéria orgânica apresenta grande afinidade por metais-traço presentes no solo, em função de sua configuração e profusão de grupos fenólicos e carboxílicos. Sendo esse comportamento capaz de gerar sítios de adsorção, atuando via ligação iônica (troca de elétrons) e/ou como agente quelante na solução do solo. A quelação poderá manter o metal em solução, favorecer o transporte ou torná-lo indisponível pela precipitação e envelhecimento do complexo formado.

A matéria orgânica em condições naturais consiste em uma complexa mistura de substâncias de baixo peso molecular e macromoléculas que contêm diferentes grupos funcionais. Os compostos ligados ao oxigênio, como carboxilas (RCOOH) e fenóis (ROH) são os mais abundantes, mas ocorrem outros grupos ligados aos tióis (RSH) e aminas

(RNH_2), que podem ser largamente complexados aos metais (SMITH et al., 2002).

De acordo com KYZIOL et al. (2006), o comportamento da matéria orgânica do solo em relação aos metais-traço depende de características de tamanho molecular, massa molar, estrutura e características de solubilidade, das condições de pH, podendo solubilizar ou imobilizar metais-traço e sua eficiência depende principalmente de sua forma coloidal. A natureza do colóide, os grupos funcionais em suas superfícies determinam uma maior ou menor adsorção do metal. Na matéria orgânica do solo, estes grupos são, principalmente, unidades funcionais carboxílicas e fenólicas que, geralmente, formam estruturas negativamente carregadas.

De acordo com DUMAT et al. (2006), a presença de grupamentos funcionais da matéria orgânica do solo pode complexar metais-traço presentes na solução do solo, e desta forma diminuir a toxicidade de poluentes. Assim, o C orgânico dissolvido interage com os metais via compostos de baixo peso molecular (polifenóis, ácidos alifáticos, aminoácidos, ácidos cítrico, oxálico e málico) e também os de alto peso molecular (ácidos fúlvicos e húmicos), sendo alguns mais efetivos que outros na adsorção.

Com relação à adsorção ou complexação de metais por substâncias húmicas dois aspectos merecem destaque: i) interação metal-ligante ocorre principalmente por meio de reações de sorção entre o metal e os ácidos orgânicos com baixo peso molecular, como resultado de uma íntima associação, ao nível molecular, entre o metal e um ou mais grupos funcionais das substâncias húmicas ou ligante (JEONG et al., 2007); ii) constante de estabilidade dos complexos formados, que relaciona as substâncias orgânicas com os metais, permitindo o entendimento da afinidade entre ambos e uma percepção sobre o destino do metal no ambiente.

A distribuição das diferentes formas de metais-traço depende das propriedades químicas dos metais e das características do solo, tais como: pH, potencial redox, textura, CTC, competição entre metais, temperatura do solo e atividade microbiana (ALLOWAY, 1995). Entre essas propriedades, o pH está entre as que mais afetam a distribuição química, mobilidade e disponibilidade de metais-traço no solo, pois o aumento de pH resulta no aumento da CTC pela desprotonação dos grupamentos ácidos da matéria orgânica e da superfície dos óxidos, na formação de hidróxidos, carbonatos e fosfatos insolúveis com os metais-traço e na complexação mais efetiva pela matéria orgânica (KABATA-PENDIAS & ADRIANO, 1995).

A variação das condições de oxidação e redução, de ocorrência em regiões mais restritas, também interfere na distribuição de metais-traço no solo. As, Se e Cr são elementos que mudam seu

estado de oxidação com a mudança do potencial redox do solo, afetando sua especiação, mobilidade, solubilidade e toxicidade. O Pb, Cu, Zn e Ni, apesar de não mudarem seu estado de oxidação, podem sofrer indiretamente com a mudança do potencial redox do solo pela forte associação com óxidos de Fe e Mn, que são susceptíveis a mudança de seu estado de oxidação. Em ambiente de redução, os óxidos de Fe e Mn se tornam mais solúveis, liberando os metais a eles adsorvidos (KABATA-PENDIAS & ADRIANO, 1995).

De acordo com ALLOWAY (1995), o estado de oxidação e redução (potencial redox) varia bastante no solo, sendo influenciado naturalmente pelo teor de C, N, O, S, Mn e Fe, podendo ser afetados também por metais-traço como As, Ag, Cu, Cr, Hg e Pb. Os processos de oxi-redução podem influenciar diretamente na especiação química dos metais-traço no solo, por meio da mudança de estado de oxidação do metal ou, indiretamente, através da alteração no estado de oxidação de um elemento constituinte de um ligante orgânico ou inorgânico e que forma uma ligação química com o metal.

TACK et.al. (2006) ressaltam que os eventos de umedecimento e secagem alteram os estados de hidratação, oxidação e cristalinidade dos óxidos de Fe e Mn do solo, podendo adsorver mais fortemente ou liberar os metais-traço. De acordo com ALLOWAY (1995), a especiação dos íons metálicos diz respeito a suas formas físico-químicas e associação com os constituintes do solo, quando afetados pelas condições ambientais, poderá ter efeito na sua mobilidade e toxicidade.

De acordo com BANKS et al. (2006), as reações de oxidação e redução são importantes fatores que influenciam no transporte e toxicidade dos íons metálicos em solos alagados. As reações redox são governadas por fatores como aeração, conteúdo de umidade, umedecimento e secagem, "status" dos óxidos de Fe e Mn, atividade microbiana, matéria orgânica, pH e disponibilidade de doadores e receptores de elétrons.

De acordo com ALLOWAY (1995), as reações de redução que ocorrem no solo são frequentemente catalisadas por microrganismos em determinadas condições de pH (3-10) e Eh (+ 12,7 a - 6,0), nestas condições ocorre escassez do oxigênio, com predominância de uma microbiota anóxica. O mesmo autor ainda relata que em condições redutoras a ferridrita co-precipita com outros íons, incluindo o Cu, Mn, Mo, Ni, V e Zn; outro aspecto importante é o papel anfótero dos íons metálicos (ânions e cátions).

Segundo HE et al. (2005), sob condições de redução, os óxidos de Fe e Mn são dissolvidos, passando da forma de Fe^{3+} para Fe^{2+} e Mn^{4+} para Mn^{2+} , e sulfetos são formados com enxofre disponível.

Os solos tiomórficos ou solos ácidos sulfatados por serem saturados possuem potencial de risco de inundações ou alagamentos frequentes, sendo inviável o cultivo de espécies vegetais que não suportam condições anaeróbicas. A condição de tiomorfismo pode ser identificada por meio de vários fatores, tais como: concentração de sulfato solúvel, presença de materiais sulfídricos e presença de jarosita (OLIVEIRA et al., 2002).

A adsorção de metais-traço em óxidos na forma de complexos de esfera interna tem sido considerada o principal fator responsável pela retenção de metais-traço em solos, sobretudo nos oxidícos (MCBRIDE, 1994). Para ALLAWOY (1995), esse tipo de adsorção está diretamente relacionada à capacidade de hidrólise do metal em estado catiônico, e a adsorção máxima ocorre em valor de pH no qual a espécie hidrolisada MOH^{+0} tem maior participação.

FATORES QUE INFLUENCIAM AS RELAÇÕES DE METAIS-TRAÇO NO SOLO

O comportamento de metais-traço depende do tipo de solo, ou seja, dos teores de óxidos de Fe, Al e Mn, das interações entre fatores tais como pH, teor de matéria orgânica, textura e composição das argilas, potencial redox, competição entre metais pelos sítios de adsorção, reações de complexação, temperatura e atividade microbiana (BERTONCINI & MATTIAZZO, 1999).

O solo apresenta uma grande capacidade de inativar materiais potencialmente prejudiciais ao meio ambiente. Alguns solos possuem uma grande capacidade de retenção de metais-traço, mas se essa capacidade for ultrapassada, os metais presentes no meio tanto podem ser lixiviados, colocando em risco a qualidade das águas subterrâneas e superficiais, como entrar na cadeia alimentar dos organismos vivos. Da mesma forma, uma vez aplicados ao solo, os metais podem sofrer transformações químicas, que podem resultar na biodisponibilização de formas anteriormente não disponíveis (COSTA, 2005).

Na prática são muitos os fatores que influenciam a dinâmica de metais-traço no solo. A seguir, apresenta-se uma breve abordagem sobre os principais fatores que influenciam a referida dinâmica de metais-traço.

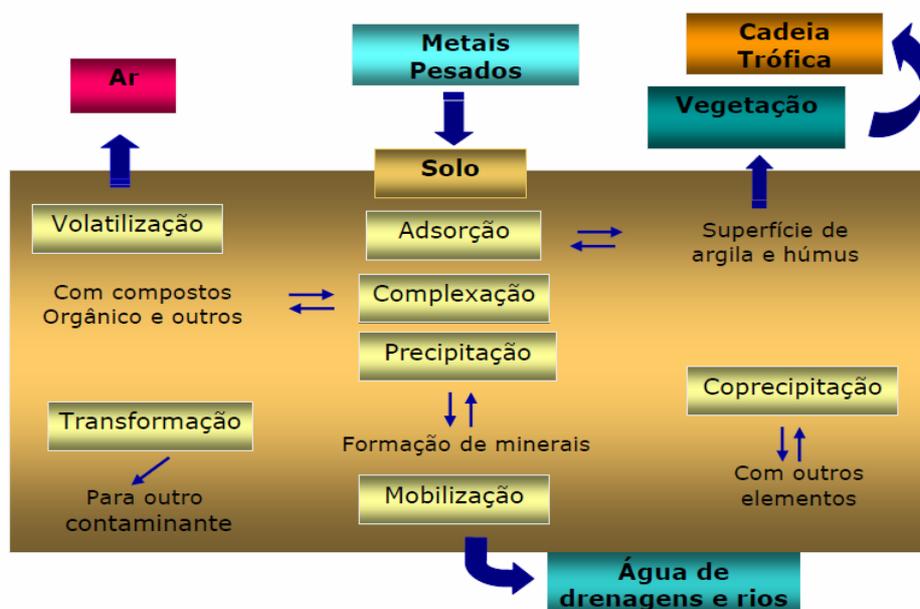


FIGURA 2. Dinâmica de metais-traço do solo. Adaptado de ANTA (1996), apud GARCIA & DORRONSORO (2010).

DISTRIBUIÇÃO DE METAIS-TRAÇO NO SOLO

Os metais-traço estão presentes naturalmente em solos e em sistemas aquáticos superficiais e subsuperficiais, mesmo que não haja ação antrópica no ambiente. O aumento em sua concentração pode ocorrer tanto em razão de processos como o intemperismo e lixiviação do solo que são processos naturais que geram o aparecimento de metais-traço na água e no solo, como também por atividades antropogênicas como rejeitos industriais, efluentes domésticos, insumos agrícolas, descarte de produtos comerciais, queima de combustíveis fósseis e descarte de lodo de esgoto são atividades antrópicas associadas à contaminação do meio ambiente por tais metais (ALLEONI et al., 2005).

Em ecossistemas aquáticos as mais importantes fontes incluem os efluentes domésticos, a queima de carvão para geração de energia, a fundição de metais não-ferrosos, a fabricação de ferro e aço, o descarte de lodo de esgoto e a deposição atmosférica. As mais importantes fontes antropogênicas de metais-traço para os solos incluem fertilizantes comerciais, corretivos de acidez, agroquímicos em geral, bio sólidos, condicionadores do solo, água de irrigação, deposições atmosféricas, emissões industriais e urbanas (GUILHERME, 1999).

Neste sentido, os metais-traço normalmente ocorrem em maiores proporções nos horizontes superficiais do solo, reduzindo os teores com o aumento da profundidade. Apesar de ser este padrão de distribuição muito comum, está longe de ser o único, pois muitos fatores o influenciam.

Além de todos os fatores já mencionados, outro aspecto importante a ser considerado diz respeito à origem dos metais-traço: se litogênicos ou antropogênicos. Os metais litogênicos são mais estreitamente relacionados com a rocha matriz e, quando presentes no solo, permanecem ligados aos componentes originais, enquanto aqueles provenientes de fontes antropogênicas se associam aos componentes menos estáveis e se ligam ao solo mais fracamente (ALLOWAY, 1995).

METAIS-TRAÇO EM SOLOS DE DIFERENTES ECOSISTEMAS

Em solos agrícolas, a aplicação de dejetos líquidos de suínos pode ser uma eficiente forma de ciclagem de nutrientes e uma das melhores alternativas para seu descarte minimizando seu potencial poluente. Mas, as diferenças entre a sua composição e as necessidades das plantas, especialmente de metais-traço, dificulta seu uso mais racional.

Dentro desse contexto a composição dos dejetos é reflexo do tipo de alimentação oferecida aos animais, a qual normalmente contém quantidades maiores do que o requerimento dos animais. Esse fato, associado às aplicações sistemáticas de dejetos líquidos de suínos nos solos pode acarretar em acúmulos, tornando-se fonte de poluição não pontual no ambiente (MATTIAS, 2006).

As relações entre teores presentes nas rações e teores assimilados pelos suínos foram estudados por KORNEGAY & HARPER (1997), os quais

observaram que para os animais submetidos a rações comumente comercializadas os teores assimilados dos nutrientes absorvidos são: 30 a 55 % do N, 30 a 50 % do Ca, 20 a 50 % do P, 5 a 20 % do K, 10 a 25 % do Na, 15 a 30 % do Mg, 5 a 30 % do Cu, 5 a 30 % do Zn, 5 a 10 % do Mn e 5 a 30 % do Fe. Assim, a taxa excretada dos nutrientes são de 45 a 60 % do N, 50 a 80 % do Ca e P, e 70 a 95 % do K, Na, Mg, Mn, Zn, Cu, e Fe. Neste sentido, espera-se, ao longo dos anos, o acúmulo excessivo desses elementos no solo.

As adubações contínuas com dejetos poderão ocasionar desequilíbrios químicos, físicos e biológicos no solo, cuja gravidade dependerá da composição desses resíduos, da quantidade aplicada, da capacidade de extração das plantas, do tipo de solo e do tempo de utilização dos dejetos. A adição às rações suínas de micronutrientes em doses excessivas para garantir a sua absorção pode levar ao acúmulo dos mesmos no solo, ainda que estes sejam encontrados naturalmente no solo.

Neste sentido, MATTIAS (2006) realizou um estudo sobre metais-traço em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas Microbacias Hidrográficas de Santa Catarina, com o objetivo de identificar as possíveis fontes de contaminação dos solos com metais-traço, estimar a capacidade dos solos em receber aplicação de dejetos líquidos de suínos e ainda verificar se os solos que recebem aplicações desses dejetos que possuem altos teores de metais-traço podem em um pequeno espaço de tempo apresentar problemas de contaminação ambiental.

No decorrer da pesquisa, verificou-se que é realizada uma superdosagem de metais-traço, entre os quais se destacam: Cu, Zn, Mn, Ni e Pb, aos suínos por meio das rações que por sua vez, são transferidas aos dejetos, aliada as grandes quantidades aplicadas que eleva os teores destes metais nos solos. Além disso, o mesmo autor constatou que os atributos dos solos (pH, argila, MOS, CTC, entre outros), responsáveis pela retenção dos metais-traço não são favoráveis ao recebimento sistemático dos dejetos líquidos de suínos e as quantidades aplicadas anualmente não refletem os teores dos solos e que os solos da área de estudo não atingiram a sua capacidade máxima de retenção para os elementos de maior adição aos solos, mesmo que sendo estas baixas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A dinâmica de metais-traço no solo 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 e interações entre os elementos e solo.

O comportamento de metais-traço no solo natural ou 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.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. London: Blackie Academic & Professional, 1995. 368p.

ALLEONI, L.R.F.; IGLESIAS, C.S.M.; MELLO, S.C. et al. Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais. **Acta Scientiarum**. Agronomy, v.27, n.4, p.729-737, 2005.

ANDRADE, C.F.F.D. **Uma Introdução à Bioinorgânica**. Instituto de Química e Geociências, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2003. 46 p.

ATDSR. AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Toxicological profile for cobalt**. Atlanta. 2005.

AXE, L.; TRIVEDI, P. Intraparticle surface diffusion of metal contaminants and their attenuation in microporous Al, Fe, and Mn oxides, **Journal Colloid Interface Science**, v.247, p.259-265, 2002.

BERTONCINI, E.I.; MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p.737-744, 1999.

BRANTLEY, S.L.; LIERMANN, L. Microbial extraction of Ni, Mo and Fe micronutrients from earth materials. **Goldschmidt Conference Abstract**. 2002.

BURAK, D.L.; ANDRADE, F.V.; FONTES, M.P.F. et al. Metais pesados em solos: aspectos gerais. **Estudos avançados em produção vegetal**. UFES, Centro de Ciências Agrárias. p.571-592. 2008.

CASARTELLI, E.A.; MIEKELEY, N. Determination of thorium and light rare-earth elements in soil water and its humic fraction by ICP-MS and on-line coupled size exclusion chromatography. **Anal Bional Chem**, 2003. Impress.

- COSTA, C.N. **Biodisponibilidade de metais pesados em solos do RIO Grande do Sul. 2005.** 110f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.
- DORAN, J.W.; PARKING, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDOCEK, D. F.; STEWART, B. A. (eds). **Defining soil quality for a sustainable environment.** Soil Science Society of America, Madison, 1994. p.3-22. (Publication Number 35).
- DUMAT, C.; QUENEA, K.; BERMOND, A. et al. Study of the trace metal ion influence on the turnover of soil organic matter in cultivated contaminated soils. **Environmental Pollution**, Amsterdam, v.142, p.521-529, 2006.
- FONTES, M.P.F.; WEED, S.B. Phosphate adsorption by clays from Brazilian oxisols: relationships with specific surface area and mineralogy. **Geoderma**, v.72, p.37-51, 1996.
- GARCIA, I.; DORRONSORO, C. **Contaminacion del Suelo.** Curso: Tecnologiade Suelos. Tema 15. Disponível em: <<http://edafologia.ugr.es/conta/tema15>>. Acesso em: 04 jun. 2010.
- GUILHERME, L.R. Poluição do solo e qualidade ambiental. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26º, 1999, Brasília. **Anais...** Brasília: SBCS, 1999. CD-ROM. 1999.
- HE, Z.L.; YANG, X.E.; STOFFELLA, P.J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v.19, n. 2-3, p.125-140, 2005.
- JEONG, C.Y.; YOUNG, S.D.; MARSHALL, S.J. Competitive adsorption of heavy metals in humic substances by a simple ligand model. **Soil Science Society of America Journal**, v.71, n.2, p.515-528, 2007.
- KABATA-PENDIAS, A.; ADRIANO, D.C. Trace metals. In: REICHCIGL, J. E. **Soil amendments and environmental quality.** p.139-167, 1995.
- KORNEGAY, E.T; HARPER A.F. Environmental nutrition: Nutrient management strategies to reduce nutrient excretion of swine. **The professional animal scientist**, v.13, p.99-111, 1997.
- KYZIOL, J.; TWARDOWSKA, I.; SCHMITT-KOPPLIN, P. The role of humic substances in chromium sorption onto natural organic matter (peat). **Chemosphere**, v.63, n.11, p.1974-1982, 2006.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal.** São Carlos: Rima, 531p. 2004.
- MATTIAS, J.L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina.** 2006. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Santa Maria, RS, Brasil. 2006. 164p.
- MCBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soils.** New York: Oxford Press, 1994. 406p.
- OLIVEIRA, O. M. C.; QUEIROZ, A. F. S.; ARGÔLO, J. L. et al. Estudo mineralógico do Sedimento de Manguezal da Baía de Camamu - BA. **REM - Revista Escola de Minas**, v.55, n.2, p.147-151, 2002.
- PEIJNENBURG, W. J. G. M.; JAGER, T. Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: matrix issues. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.56, p. 63-77, 2003.
- PHILLIPS, D.H.; AMMONS, J.T.; LEE, S.Y. et al. Deep weathering of calcareous sedimentary rock and redistribution of iron and manganese in soil and saprolite. **Soil Science.** v.63, n.1, p.71-81, 1998.
- SANTANA, G.P. **Elemento-traço ou metal pesado.** Disponível em: http://www.cq.ufam.edu.br/Artigos/Elemento_metal_pesado/Elemento_metal_pesado.html. Acesso em: 04 jun. 2010.
- SMITH, D.S.; BELL, R.A.; KRAMER, J.R. Metal speciation in natural waters with emphasis on reduced sulfur groups as strong metal binding sites. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v.133, n. 1-2, p.65-74, 2002.
- STEVENSON, F.J. **Humus Chemistry:** genesis, composition, reactions. 2. ed. New York: John Wiley, 1994. 496 p.
- SPOSITO, G. **Dhechemistry of soils.** 2ed. USA: Oxford University Press. 2008.
- TACK, F. M. G.; RANST, E.; LIEVENS, C. et al. Soil solution Cd, Cu and Zn concentrations as affected

by short-time drying or wetting: The role of hydrous
oxides of Fe and Mn. **Geoderma**, v.137, p.83–89,
2006.