

MOBILIDADE DE METAIS PESADOS EM UM LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO TRATADO COM LODO DE ESGOTO E CULTIVADO COM CANA-DE-AÇÚCAR¹

Fernando Carvalho Oliveira^{2*}; Maria Emilia Mattiazzo³

²Biossollo Agricultura e Ambiente S.C. Ltda., R. Edú Chaves, 822 - CEP: 13416-020 - Piracicaba, SP.

³Depto. de Ciências Exatas - USP/ESALQ, C.P. 9 - CEP: 13418-900 - Piracicaba, SP.

*Autor correspondente <fernando@biossolidos.com.br>

RESUMO: A movimentação de metais pesados em profundidade, em solos tratados com lodo de esgoto, é uma das possibilidades que causam grandes preocupações no que diz respeito ao potencial poluente do resíduo, aos aquíferos subterrâneos. O objetivo do presente trabalho foi estudar a movimentação de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn num Latossolo Amarelo distrófico tratado com aplicações sucessivas de lodo de esgoto. O experimento foi conduzido nos anos agrícolas 1996/97 e 1997/98 sendo que, no primeiro ano, de acordo com os teores de metais do lodo, foram aplicadas em área total, doses equivalentes a 33, 66 e 99 Mg ha⁻¹ (base seca) de lodo de esgoto. Em 1997/98 o lodo foi reaplicado em doses equivalentes a 37, 74 e 110 Mg ha⁻¹. Os resultados para Cd, Ni e Pb não foram conclusivos, uma vez que seus teores no solo e na solução do solo estiveram abaixo do limite de determinação do método analítico utilizado. Para os metais Cu e Cr, não houve evidências de mobilidade ao final dos dois anos agrícolas. O Zn se mostrou um elemento móvel no perfil do solo, sendo encontrado, ao final de 1997/98, incrementos significativos até a camada 0,4 – 0,6 m.

Palavras chave: biossólido, lixiviação, cobre, zinco

HEAVY METAL MOBILITY IN A TYPIC HAPLUDOX AMENDED WITH SEWAGE SLUDGE AND PLANTED TO SUGARCANE

ABSTRACT: The movement of heavy metals through the soil profile in a sewage sludge amended soil must be evaluated, mainly in acid soils, because of the possibility of underground water pollution. The aim of this study was to evaluate the movement of the metals Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in a Typic Hapludox amended with 33, 66 and 99 Mg ha⁻¹ of sewage sludge during 1996/97 and with 37, 74 and 110 Mg ha⁻¹ in 1997/98. The sludge was applied in the whole experimental area, and the amount of metals during this period was evaluated through amounts removed from soil solution, at the 0.3, 0.6 and 0.9 m soil depths, using porous suction cups. Cd, Ni and Pb were not detected in soil or soil solution. Cr and Cu did not show mobility in the soil profile. Zn was a mobile element and in the 0.4 – 0.6 m soil layer there was a significant increase of the Zn level due to the two sewage sludge applications.

Key words: biosolid, leaching, copper, zinc

INTRODUÇÃO

O movimento vertical e descendente de contaminantes pelo perfil dos solos agrícolas pode significar um grande problema para a sociedade contemporânea. Em decorrência do crescente interesse pela utilização de determinados resíduos urbanos na agricultura, este tema vem recebendo nos últimos anos, uma maior atenção de pesquisadores, principalmente no que se refere a mobilidade de metais pesados (Lund et al., 1976; Ritter et al., 1978; Williams et al., 1980; McBride et al., 1997).

Embora seja o solo uma barreira natural de proteção aos aquíferos subterrâneos, os fatores que governam sua capacidade em reter metais pesados são extremamente complexos, o que dificulta sobremaneira o seu entendimento e as possibilidades de previsões acerca do comportamento desses elementos, principalmente a

longo prazo. Sabe-se que a maior ou menor mobilidade dos metais pesados será determinada pelos atributos do solo, como teores e tipos de argila, pH, capacidade de troca de cátions, teor de matéria orgânica entre outros, que influenciarão as reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução.

Em solos tratados com lodo de esgoto, a mobilidade de metais pesados tem sido apontada como nula ou muito baixa (Emmerich et al., 1982; Baxter et al., 1983; Chang et al., 1984; Williams et al., 1980 e 1987). No entanto, a persistência da capacidade do solo em reter tais elementos, em função do tempo, dos níveis de ocorrência da contaminação, dos fatores climáticos envolvidos e das taxas de degradação da carga orgânica dos diferentes resíduos contaminantes, vem sendo muito questionada por alguns autores (McBride et al., 1995; Camobreco et al., 1996; McBride et al., 1997).

¹Parte da Tese de Doutorado do primeiro autor apresentada à USP/ESALQ - Piracicaba, SP.

Neste contexto, muitas dúvidas a respeito desta questão ainda são pertinentes, o que se justifica pela existência de poucos trabalhos de longo prazo e que levem em consideração as mais diversas condições de ambiente e de solos. Nas regiões tropicais por exemplo, existe uma carência muito grande de estudos desta natureza, apesar de ali predominarem solos altamente intemperizados sob regime de temperaturas e precipitações pluviométricas elevadas, onde existe uma tendência de maior mobilidade dos metais pesados. O objetivo deste trabalho foi estudar a movimentação de metais pesados, em profundidade, num Latossolo Amarelo distrófico tratado com aplicações sucessivas de lodo de esgoto.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido nos anos agrícolas de 1996/97 e 1997/98, em um Latossolo Amarelo distrófico utilizando lodo de esgoto produzido pela Estação de Tratamento de Esgotos de Barueri – SABESP, Barueri, SP.

Os tratamentos testados foram: testemunha (T); lodo de esgoto nas doses A (La), B (Lb) e C (Lc). A dose B (Lb) de lodo de esgoto foi definida em função da quantidade máxima de metais pesados possível de ser adicionada anualmente em solos agrícolas (cádmio na 1ª aplicação e níquel na 2ª), conforme os critérios preconizados pela Norma 40 CFR (Code Federal Regulations) Part 503 da USEPA (1993); a dose A (La) foi a metade e a dose C (Lc), 1,5 vezes Lb. O plantio da cana-de-açúcar, variedade RB-78-5148, foi realizado após 50 dias da incorporação do lodo de esgoto. Detalhes sobre a instalação e condução do experimento são apresentados em Oliveira & Mattiazzo (2001).

A movimentação de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn pelo perfil do solo foi avaliada por meio de dois procedimentos. No primeiro deles, utilizou-se da determinação desses elementos em amostras de solução do solo coletadas, periodicamente, durante o ano agrícola de 1997/98. Para tanto, após a incorporação dos resíduos (2ª aplicação), foram instaladas 16 baterias de três unidades extratoras de solução do solo, uma por parcela experimental, a 0,40 m da linha central, nas profundidades de 0,3, 0,6 e 0,9 m. Antes da instalação no campo, as cápsulas porosas foram lavadas através da saturação em solução 0,1 mol L⁻¹ de HCl e em seguida, as unidades extratoras foram testadas quanto a possíveis vazamentos através de imersão das peças em água destilada. A unidade extratora de solução do solo foi essencialmente a mesma descrita por Reichardt et al. (1977). As extrações de solução do solo foram realizadas em função da ocorrência das chuvas a partir da incorporação da 2ª aplicação do lodo de esgoto, realizada em 13/11/1997. O volume extraído variou com a umidade do solo e por esta razão as amostras analisadas foram formadas por uma, duas ou três

extrações em seqüência. Assim, num período de 408 dias de monitoramento foram consideradas a composição das extrações realizadas de 33 a 45, 91 a 96, 174 a 175, 208 a 209, 312 a 313, 341 a 342 e 395 a 396 dias após a incorporação do lodo de esgoto.

O segundo procedimento foi a determinação dos teores totais dos metais pesados em amostras compostas (formadas por 5 amostras simples) de solo coletadas, dentro da área útil das parcelas (25,2 m² centrais), nas camadas 0 - 0,2, 0,2 - 0,4, 0,4 - 0,6 e 0,6 - 0,8 m, aos 360 dias após a incorporação de cada aplicação de lodo de esgoto. O teor total dos metais foi determinado conforme metodologia proposta por Nieuwenhuize et al. (1991) e a quantificação dos mesmos, seja na solução ou nos extratos de solo, foi feita por espectrometria de absorção atômica convencional com chama ar/acetileno.

Os dados obtidos foram analisados em delineamento com parcelas subdivididas, sendo os tratamentos (T, La, Lb e Lc) as parcelas e as profundidades de coleta das amostras, as subparcelas. Quando constatada interação significativa pelo teste F, as médias foram testadas, dentro de profundidades, por modelos de regressão polinomial de 1º e 2º grau e, dentro de tratamentos, através do teste de Tukey a $P \leq 0,05$.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os teores dos metais Cd²⁺, Cr, Cu²⁺, Ni²⁺, Pb²⁺ e Zn²⁺ avaliados em todas as amostras de solução do solo, coletadas nas profundidades de 0,3, 0,6 e 0,9 m, estiveram abaixo do limite de determinação do método analítico empregado, o que significa dizer que os teores de Cd²⁺ foram < 0,08 mg L⁻¹, Cr e Ni²⁺ < 0,10 mg L⁻¹, Cu²⁺ e Zn²⁺ < 0,14 mg L⁻¹ e Pb²⁺ < 0,76 mg L⁻¹.

Diante do exposto, algumas considerações sobre o método de obtenção das amostras de solução do solo devem ser feitas. De acordo com Suarez (1987), a extração por meio de vácuo pode levar a erros, uma vez que neste processo ocorre a eliminação de CO₂ e outros compostos voláteis, propiciando aumentos no pH da amostra. De fato, não se sabe se apenas por esta razão, os valores de pH das amostras de solução do solo, coletadas na 1ª e 7ª amostragens, apresentaram respectivamente, médias (\pm erro padrão) de 7,6 \pm 0,1 e 8,2 \pm 0,02, independentemente dos tratamentos e profundidades de coleta estabelecidos. Moraes & Dynia (1990) verificaram durante a coleta de solução do solo através de extratores, uma progressiva obstrução dos poros das cápsulas com partículas coloidais do solo e a conseqüente diminuição na taxa de infiltração da solução. Também observaram a formação de uma capa coloidal de alta reatividade na superfície das cápsulas que, frente a elevação do pH da amostra, tornaria possível a precipitação de óxidos/hidróxidos de ferro na sua superfície interna, ocasionando um ambiente

propício para ocorrência de processos de sorção e coprecipitação podendo modificar assim, a concentração de outros cátions metálicos.

É possível que a eventual presença dos metais em solução tenha sido afetada por estes fenômenos no entanto, deve-se considerar também que na mesma área experimental do presente trabalho, em todos os tratamentos com lodo de esgoto, Oliveira (2000) observou elevados valores de condutividade elétrica (força iônica) e pH do solo (entre 6,5 e 7,5), condições em que a atividade iônica dos cátions metálicos é bastante reduzida. Para citar um exemplo, em solos com pH acima de 6,0, a atividade iônica dos metais Cu^{2+} e Zn^{2+} na solução, apresenta-se respectivamente, menores que $6,3 \times 10^{-5}$ e $6,5 \times 10^{-2} \text{ mg L}^{-1}$ (Lindsay, 1981), concentrações bem menores que os limites de determinação do método analítico empregado.

Resultados semelhantes foram obtidos por Bertoncini & Mattiazzo (1999) em lixiviados de tubos de percolação contendo solos tratados com 156 Mg ha^{-1} (base seca) de lodo de esgoto. Exceções feitas apenas para o Cu^{2+} nos lixiviados obtidos da Areia Quatzosa e Latossolo Vermelho-Escuro e para o Ni, detectado apenas nos lixiviados da Areia Quartzosa. Nesses casos os autores atribuíram a lixiviação dos metais ao arraste de substâncias orgânicas. Anjos & Mattiazzo (2000) também verificaram que a eventual presença desses metais, na água lixiviada de vasos contendo $0,5 \text{ m}^3$ de amostras de LV e LR tratadas com 388 Mg ha^{-1} (base seca) de lodo de esgoto, esteve durante 12 meses de avaliações, abaixo dos mesmos limites de determinação empregados no presente trabalho.

Nas amostras de solo, coletadas em todas as profundidades, não foram detectados os metais Cd, Ni e Pb por estarem abaixo do limite de determinação do método analítico utilizado. No entanto, isto não significa que eles estivessem ausentes e sim que suas concentrações no solo foram respectivamente, menores que 8, 10 e 76 mg kg^{-1} . De fato, quando são consideradas, por exemplo, as quantidades acumuladas de Cd e Pb aplicadas ao solo via lodo de esgoto verifica-se, para as maiores doses, que tais aplicações resultaram em concentrações no solo (respectivamente 1,74 e $12,91 \text{ mg kg}^{-1}$) menores que os limites de determinação. Os teores totais de Cu, Cr e Zn determinados nas diversas camadas de solo, ao final dos anos agrícolas 1996/97 e 1997/98, são apresentados na TABELA 1.

Para o metal Cu, a aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto não proporcionou incrementos em seus teores nas camadas abaixo de 0 – 0,2 m, em ambos os anos agrícolas. Pela comparação dos teores médios em profundidade, dentro de cada dose do resíduo, observa-se que em Lb e Lc, para os dois anos agrícolas, somente os teores da camada de incorporação do lodo foram diferentes e maiores do que àqueles determinados em profundidade. Para La, esta diferença só foi verificada no ano agrícola 1997/98.

Portanto, não houve nenhuma evidência da mobilidade do Cu ao final dos dois anos experimentais.

A imobilidade do Cu também foi observada por Williams et al. (1987), Dowdy et al. (1991) e Chino et al. (1992) em experimentos de campo com a aplicação de elevadas doses de lodo de esgoto, monitorados por períodos de respectivamente, 9, 14 e 12 anos. Esses autores aplicaram, aproximadamente, 880, 1070 e 449 kg ha^{-1} de Cu respectivamente, o que correspondeu a taxas de 3 a 7,8 vezes maiores do que a acumulada no tratamento Lc do presente trabalho.

A imobilidade do Cu normalmente é atribuída a formação de complexos organo-metálicos estáveis (Williams et al., 1980; Taylor et al., 1995) e de baixa solubilidade. Além da complexação com substâncias orgânicas, Matos et al. (1996) salientaram que a imobilidade do Cu pode ser devida também a sua ligação a frações não trocáveis do solo o que foi comprovado por Amaral Sobrinho et al. (1997), os quais verificaram num Podzólico Vermelho-Amarelo com baixos teores de matéria orgânica, que o Cu adicionado via resíduo siderúrgico estava quase que totalmente ligado a fração residual e a óxidos de Fe e Mn.

Com relação ao Cr, verificou-se no ano agrícola 1996/97, que não houve indícios de sua movimentação abaixo da camada de incorporação do lodo de esgoto. Porém, no ano seguinte, observou-se efeito linear das doses do resíduo sobre seus teores no solo até a camada de 0,2 – 0,4 m. É importante notar o aumento nos teores naturais do solo, em função da profundidade. Considerando-se que os acréscimos nos teores de Cr na camada 0,2 - 0,4 m foram relativamente pequenos e que quando comparados com àqueles das camadas inferiores foram iguais ou até menores, é possível que tenha ocorrido alguma contaminação por ocasião da amostragem do solo. Dessa forma, acredita-se que os resultados não foram suficientemente claros para atestar a movimentação do Cr em profundidade.

Williams et al. (1980) e Williams et al. (1987) concluíram por meio de estudos a campo, pela imobilidade do Cr em solos tratados com lodo de esgoto. Resultados concordantes são apresentados por Bertoncini & Mattiazzo (1999) num estudo em tubos de percolação. Todos esses autores atribuíram a imobilidade do Cr à sua presença na forma trivalente (Cr^{3+}), a qual poderia ter sido precipitada como hidróxidos de fórmulas genéricas $\text{Cr}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}_x\text{Cr}_{1-x}(\text{OH})_3$ em meio alcalino ou pouco ácido, ter sido complexado junto a moléculas orgânicas pouco solúveis ou adsorvido à superfície dos minerais.

Foram observados aumentos nos teores totais de Zn do solo em função das doses de lodo de esgoto, no ano agrícola 1996/97, até a camada de 0,2 – 0,4 m. Em 1997/98, esses aumentos foram observados até a camada de 0,4 – 0,6 m, evidenciando uma progressão dos teores em profundidade, de um ano para o outro. Pela comparação dos teores de Zn entre camadas do

TABELA 1 - Teores totais de Cu, Cr e Zn determinados no solo, nas várias profundidades, em função da disposição de doses crescentes de lodo de esgoto nos anos agrícolas 1996/97 e 1997/98.

| Profundidade (m) | Doses de Lodo de Esgoto | | | | Termo de Regressão (R ²) | |
|---|-------------------------|----------|----------|----------|--------------------------------------|------------|
| | T | La | Lb | Lc | Linear | Quadrático |
| Cobre (mg kg ⁻¹) - Ano agrícola 1996/97 | | | | | | |
| 0 - 0,2 | 17,86 c | 19,47 a | 27,90 a | 30,97 a | 0,93 ** | ns |
| 0,2 - 0,4 | 19,07 bc | 20,62 a | 22,09 b | 21,48 b | ns | ns |
| 0,4 - 0,6 | 21,77 a | 21,17 a | 20,62 b | 19,55 b | ns | ns |
| 0,6 - 0,8 | 21,49 ab | 21,48 a | 21,70 b | 21,54 b | ns | ns |
| Cobre (mg kg ⁻¹) - Ano agrícola 1997/98 | | | | | | |
| 0 - 0,2 | 16,87 b | 26,17 a | 36,39 a | 42,85 a | 0,99 ** | ns |
| 0,2 - 0,4 | 19,06 ab | 21,58 a | 20,71 b | 20,86 b | ns | ns |
| 0,4 - 0,6 | 22,73 a | 24,84 a | 24,09 b | 24,04 b | ns | ns |
| 0,6 - 0,8 | 22,87 a | 22,36 a | 21,82 b | 21,38 b | ns | ns |
| Cromo (mg kg ⁻¹) - Ano agrícola 1996/97 | | | | | | |
| 0 - 0,2 | 16,57 c | 21,56 ab | 25,30 a | 25,59 a | 0,89 ** | ns |
| 0,2 - 0,4 | 19,98 bc | 19,30 b | 19,87 b | 21,64 a | ns | ns |
| 0,4 - 0,6 | 22,64 ab | 23,51 a | 21,97 ab | 22,70 a | ns | ns |
| 0,6 - 0,8 | 24,16 a | 24,58 a | 25,66 a | 24,84 a | ns | ns |
| Cromo (mg kg ⁻¹) - Ano agrícola 1997/98 | | | | | | |
| 0 - 0,2 | 15,55 b | 18,14 b | 25,21 a | 27,19 a | 0,95 ** | ns |
| 0,2 - 0,4 | 18,79 b | 19,89 b | 23,11 a | 21,89 b | 0,70 ** | ns |
| 0,4 - 0,6 | 23,13 a | 24,38 a | 23,55 a | 23,03 b | ns | ns |
| 0,6 - 0,8 | 25,57 a | 25,10 a | 25,15 a | 24,80 ab | ns | ns |
| Zinco (mg kg ⁻¹) - Ano agrícola 1996/97 | | | | | | |
| 0 - 0,2 | 21,14 ab | 39,22 a | 40,41 a | 41,27 a | 0,68 ** | 0,95 ** |
| 0,2 - 0,4 | 19,72 b | 28,94 b | 30,25 b | 27,20 b | 0,42 * | 0,99 * |
| 0,4 - 0,6 | 22,79 ab | 25,04 b | 24,84 c | 27,15 b | ns | ns |
| 0,6 - 0,8 | 25,46 a | 26,72 b | 26,78 bc | 27,13 b | ns | ns |
| Zinco (mg kg ⁻¹) - Ano agrícola 1997/98 | | | | | | |
| 0 - 0,2 | 20,19 a | 50,03 a | 77,11 a | 97,21 a | 0,99 ** | ns |
| 0,2 - 0,4 | 19,59 a | 28,29 b | 29,51 b | 30,41 b | 0,76 ** | ns |
| 0,4 - 0,6 | 22,09 a | 31,62 b | 34,16 b | 32,07 b | 0,61 * | 0,99 * |
| 0,6 - 0,8 | 26,24 a | 27,49 b | 27,94 b | 27,50 b | ns | ns |

*, **, ns Indicam respectivamente, que os termos de regressão linear ou quadrática foram significativos a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ ou não significativo pelo teste F; Para cada metal, dentro de cada ano agrícola, médias seguidas por letras distintas, em colunas, diferem entre si a $P \leq 0,05$ pelo teste de Tukey - D.M.S. 5% Cu 1 = 2,43; Cu 2 = 4,89; Cr 1 = 3,96; Cr 2 = 3,45; Zn 1 = 5,32; Zn 2 = 10,98; T = testemunha; La, Lb e Lc = lodo de esgoto nas doses A, B e C, respectivamente.

solo, dentro das doses La, Lb e Lc, observou-se que os maiores valores foram determinados na camada de incorporação e que abaixo de 0,2 m, os teores foram praticamente iguais. Embora tenham sido observados aumentos nos teores naturais de Zn do solo em função da profundidade de coleta de amostra, verificou-se, para o ano agrícola 1997/98, que os acréscimos nos teores de Zn, nas camadas de 0,2 - 0,4 e 0,4 - 0,6 m dos tratamentos La, Lb e Lc, foram superiores a 43 % quando comparados com a testemunha. Dessa forma, a movimentação do Zn pelo perfil do solo tornou-se evidente. Estes resultados vão de encontro as observações feitas por Hue (1995) numa ampla revisão bibliográfica, de que o Zn, entre os metais pesados, é o que apresenta maior potencial de lixiviação.

Welch & Lund (1989) e Amaral Sobrinho et al. (1998) também verificaram a movimentação do Zn em profundidade. Os primeiros autores observaram, em colunas de solo tratadas com lodo de esgoto, que a lixiviação do metal aumentou em função do aumento da acidez do meio. Em colunas de um Podzólico Vermelho-Amarelo tratadas com resíduo siderúrgico ácido, Amaral Sobrinho et al. (1998) detectaram perdas de até 52% do Zn-total adicionado à camada de incorporação. Os autores verificaram que do total lixiviado, 50% estava na forma trocável e 25% ligado a óxidos de Fe e Mn.

Baseados em diversos trabalhos científicos, Kabata-Pendias & Adriano (1995) concluíram que, em solos tratados com elevadas taxas de lodo de esgoto,

mais de 50% do Zn estava nas formas trocáveis e facilmente solúveis, aproximadamente 30% associado com óxidos ou hidróxidos de Fe e Mn e o restante dividindo-se entre as formas orgânicas e residual, observações que podem explicar a mobilidade do elemento.

Considerando-se que no presente trabalho, os valores de pH na camada de incorporação do lodo de esgoto estiveram próximos a neutralidade (Oliveira, 2000), a verificação de acréscimos nos teores de Zn em profundidade contrariaram alguns trabalhos constantes na literatura (Chino et al., 1992; Bertoncini & Mattiazzo, 1999) uma vez que, em condições de pouca ou nenhuma acidez e elevados teores de matéria orgânica, a presença do Zn em solução e outras formas facilmente lixiviáveis é bastante reduzida (Williams et al., 1987). Nestas condições, o metal pode ser facilmente coprecipitado junto aos óxidos de Fe e Al (Ross, 1994), formar complexos pouco solúveis com a matéria orgânica (Adriano, 1986) ou serem fortemente retidos por processos de adsorção específica (Kalbasi et al., 1978; Cunha et al., 1994).

No entanto, diante das elevadas doses aplicadas deste metal (336 kg ha⁻¹ acumulados em Lc) e das quantidades de chuvas ocorridas nos dois anos experimentais (1480 mm em 1996/97 e 1655 mm em 1997/98), é provável que além de uma pequena fração solúvel, tenha ocorrido o arraste para as camadas abaixo de 0,2 m, de formas pouco solúveis de Zn. Neste caso, a acidez verificada em profundidade para todos os tratamentos (pH \cong 4,5) (Oliveira, 2000), pode ter facilitado sua lixiviação para as camadas subsequentes.

São necessários novos estudos visando o fracionamento desses metais por meio de extrações seqüenciais e considerando variações no pH do solo, os quais poderão trazer explicações conclusivas para situações específicas.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo pelo financiamento do projeto que deu origem a este trabalho, à Estação Experimental do IAC de Piracicaba, SP, pelo apoio e concessão de uso da área experimental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADRIANO, D.C. **Trace elements in the terrestrial environment**. New York: Springer-Verlag, 1986. 533p.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; OLIVEIRA, C. Solubilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.9-16, 1997.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; COSTA, L.M.; OLIVEIRA, C. Mobilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, p.345-353, 1998.
- ANJOS, A.R.M. dos; MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.927-938, 2000.
- BAXTER, J.C.; AGUILAR, M.; BROWN, K. Heavy metals and persistent organics at a sewage sludge disposal site. **Journal of Environmental Quality**, v.12, p.311-316, 1983.
- BERTONCINI, E.I.; MATTIAZZO, M.E. Mobilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.737-744, 1999.
- CAMOBRECO, V.J.; RICHARDS, B.K.; STEENHUIS, T.S.; PEVERLY, J.H.; McBRIDE, M.B. Movement of heavy metals through undisturbed and homogenized soil columns. **Soil Science**, v.161, p.740-750, 1996.
- CHANG, A.C.; WARNEKE, J.E.; PAGE, A.L.; LUND, L.J. Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils. **Journal of Environmental Quality**, v.13, p.87-91, 1984.
- CHINO, M.; SHIGEKI, G.; KUMAZAWA, K.; OWA, N.; YOSHIOKA, O.; TAKECHI, N.; INANAGA, S.; INOU, H.; DE-LONG, C.; YOUSSEF, R.A. Behavior of zinc and copper in soil with long term application of sewage sludges. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.38, p.159-167, 1992.
- CUNHA, R.C.A.; CAMARGO, O.A.; KINJO, T. Retenção de zinco em solos paulistas. **Bragantia**, v.53, p.291-301, 1994.
- DOWDY, R.H.; LATTERELL, J.J.; HINESLY, T.D.; GROSSMAN, R.B.; SULLIVAN, D.L. Trace metal movement in na aerich ochraqualf following 14 years of annual sludge applications. **Journal of Environmental Quality**, v.20, p.119-123, 1991.
- EMMERICH, W.E.; LUND, L.J.; PAGE, A.L.; CHANG, A.C. Movement of heavy metals in sewage sludge-treated soils. **Journal of Environmental Quality**, v.11, p.174-178, 1982.
- HUE, N.V. Sewage sludge In: RECHCIGL, J.E. (Ed.) **Soil amendments and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p.199-247.
- KABATA-PENDIAS, A.; ADRIANO, D.C. Trace metals. In: RECHCIGL, J.E. (Ed.) **Soil amendments and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p.139-167.
- KALBASI, M.G.; RACZ, J.; LOEWEN-RUDGERS, L.A. Mechanism of Zn adsorption by iron and aluminum oxides. **Soil Science**, v.125, p.146-150, 1978.
- LINDSAY, W.L. Solid phase-solution equilibria in soils. In: DOWDY, R.H.; RYAN, J.A.; VOLK, V.V.; BAKER, D.E. (Ed.) **Chemistry in the soil environment**. Madison: ASA, SSSA, 1981. cap.10, p.183-202.
- LUND, L.J.; PAGE, A.L.; NELSON, C.O. Movement of heavy metals below sewage disposal ponds. **Journal of Environmental Quality**, v.5, p.330-334, 1976.
- MATOS, A.T.; FONTES, M.P.F.; JORDÃO, C.P.; COSTA, L.M. Mobilidade e formas de retenção de metais pesados em Latossolo Vermelho Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.20, p.379-386, 1996.
- McBRIDE, M.B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? **Journal of Environmental Quality**, v.24, p.5-18, 1995.
- McBRIDE, M.B.; RICHARDS, B.K.; STEENHUIS, T.; RUSSO, J.J.; SAUVÉ, S. Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. **Soil Science**, v.162, p.487-500, 1997.
- MORAES, J.F.V.; DYNIA, J.F. Uso de cápsulas porosas para extrair solução do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.25, p.1523-1528, 1990.
- NIEUWENHUIZE, J.; POLEY-VOS, C.H.; AKKER, A.H.van den; DELFT, W.van. Comparison of microwave and conventional extraction techniques for the determination of metals in soil, sediment and sludge samples by atomic spectrometry. **Analyst**, v.116, p.347-351, 1991.

- OLIVEIRA, F.C. Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. Piracicaba, 2000. 247p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E. Metais pesados em Latossolo tratado com lodo de esgoto e em plantas de cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, v.58, p.581-593, 2001.
- REICHARDT, K.; LIBARDI, P.L.; MEIRELLES, N.M.F.; FERREYRA, F.F.H.; ZAGATTO, E.A.G.; MATSUI, E. Extração e análise de nitratos em solução de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.1, p.130-132, 1977.
- RITTER, W.F.; EASTBURN, R.P. Leaching of heavy metals from sewage sludge through coastal plain soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.9, p.785-798, 1978.
- ROSS, S.M. **Toxic metals in soil-plant-systems**. New York: John Wiley & Sons, 1994. 469p.
- SUAREZ, D.L. Prediction of pH errors in soil: water extractors due to degassing. **Soil Science Society of America Journal**, v.51, p.64-67, 1987.
- TAYLOR, R.W.; XIU, H.; MEHADI, A.A.; SHUFORD, J.W.; TADESSE, W. Fractionation of residual cadmium, copper, nickel, lead, and zinc in previously sludge-amended soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.26, p.2193-2204, 1995.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Title 40 CFR – Part 503. Final rules: Standards for the use or disposal of sewage sludge. **Federal Register**, v.58, p.9387-9415, 1993.
- WELCH, J.E.; LUND, L.J. Zinc movement in sewage-sludge-treated soil as influenced by soil properties, irrigation water quality, and soil moisture level. **Soil Science**, v.147, p.208-214, 1989.
- WILLIAMS, D.E.; VLAMIS, J.; PUKITE, A.H.; COREY, J.E. Trace element accumulation, movement, and distribution in the soil profile from massive applications of sewage sludge. **Soil Science**, v.129, p.119-132, 1980.
- WILLIAMS, D.E.; VLAMIS, J.; PUKITE, A.H.; COREY, J.E. Metal movement in sludge-amended soils: a nine-year study. **Soil Science**, v.143, p.124-131, 1987.

Recebido em 09.06.00