



Avaliação da mobilidade de micronutrientes em solo tratado com lodo de esgoto

Armindia Saconi Messias¹
Hannelore Alves e Silva²
Vanessa Natalia de Lima³
José Edson Gomes de Souza⁴

Resumo

Grandes teores de elementos potencialmente tóxicos no solo podem causar toxidez às culturas e contaminar o solo. O objetivo deste trabalho foi estudar a movimentação do ferro, cobre, zinco e cádmio em um solo tratado com lodo de esgoto. Foram montadas colunas preenchidas com amostras de solo misturadas com doses correspondentes a zero, 25, 50 e 75 Mg.ha⁻¹ de lodo de esgoto. Quinzenalmente foram coletados os lixiviados e, no término do experimento, também foram coletadas amostras dos solos para determinação do pH, condutividade elétrica, ferro, zinco, cobre e cádmio. Observou-se que, nos lixiviados, possivelmente, a acidez do solo influenciou no aumento das concentrações dos elementos encontrados, apresentando maiores teores nas doses de lodo de esgoto mais altas. Conclui-se que o grau de lixiviação de elementos químicos

¹ Professora Titular, Doutora do Curso de Engenharia Ambiental do Centro de Ciências e Tecnologia da UNICAP. Líder do Grupo de Pesquisa Processos Tecnológicos e Ambientais. E-mail: saconi@unicap.br.

² Estudante do Curso de Engenharia Ambiental do Centro de Ciências e Tecnologia da UNICAP, bolsista PIBIC / CNPq. E-mail: hanneAS@hotmail.com.

³ Estudante do 3º Ano do Ensino Médio do Colégio Liceu de Artes e Ofícios da UNICAP. Bolsista PIBIC-Júnior FACEPE / UNICAP. E-mail: vanessa.nlima@gmail.com.

⁴ Professor Adjunto, Doutor do Curso de Licenciatura em Química do Centro de Ciências e Tecnologia da UNICAP. E-mail: jedsouza@unicap.br.

potencialmente tóxicos provenientes dos tratamentos com lodo de esgoto não causam danos ao meio ambiente.

Palavras-chave: biossólido; lixiviação; metais pesados, solos.

Micronutrients mobility evaluation in soil treated with sewage sludge

Abstract

Large contents of potentially toxic elements in the soil can cause toxicity to the plant cultures and contamination of the soil. The aim of this work was to study the mobility of iron, copper, zinc and cadmium in a soil treated with sewage sludge. Columns with PVC tubes filled up with soil sample were mounted with zero, 25, 50 and 75 Mg.ha⁻¹ of sewage sludge. The leaches were collected every two weeks and in the end of the experiment, soil samples were also submitted for pH determination, electric conductivity and iron, zinc, copper and cadmium content. It was observed that the soil acidity possibly influenced the increase of metals concentration in the leach specially for higher doses of sewage sludge. It could be concluded that the mobility of toxic elements from sewage sludge treatment are not harmful to the environment.

Keywords: biosolids; leach; heavy metals, soils.

Introdução

Um dos mais sérios problemas ecológicos enfrentados pela humanidade é a poluição do ambiente por resíduos gerados na fabricação e utilização de bens, tais como: resíduos da produção de matérias-primas e prestação de serviços, lixo e esgoto urbano. A todo instante, toneladas e mais toneladas de resíduos gasosos, líquidos e sólidos são despejadas no ambiente. Em muitos casos, esses resíduos têm propriedades indesejáveis, trazendo sérios riscos à saúde pública (ANDREOLI et al., 2001).

O lançamento de poluentes no ambiente tem estado sobre severo controle nos países desenvolvidos, e vem crescendo a importância dada ao problema nos países em desenvolvimento, como o Brasil. O maior volume desses resíduos tem origem no lixo doméstico e no tratamento de esgotos (BETTIOL & CAMARGO, 2000).

Lodo de esgoto (LE) ou biossólido é uma denominação genérica para o resíduo sólido gerado pelos sistemas de tratamento de águas residuárias. O LE pode apresentar, em sua composição, elementos químicos e biológicos indesejáveis do ponto de vista ambiental, ou seja, pode conter elementos que, em contato com o homem e ou com a fauna e a flora, podem causar doenças e contaminações diversas (BRAGA et al., 2002).

Portanto, qualquer decisão sobre o destino final mais apropriado para o LE depende da avaliação e minimização dos riscos de contaminação do ambiente e do homem. Vários são esses elementos que podem ser classificados em dois grandes grupos: contaminantes químicos e contaminantes biológicos (muitos deles são organismos patógenos causadores de doenças humanas). Entre os poluentes do LE, os contaminantes químicos (elementos potencialmente tóxicos) constituem o maior grupo e devem ser constantemente monitorados, em função dos riscos de contaminação do homem, animais e plantas (BERTON, 2000).

Entre as diversas alternativas existentes para a disposição do LE parece que a mais conveniente e uma das mais promissoras, sobretudo do ponto de vista econômico, é a utilização agrícola, uma vez que esse material encerra em sua composição consideráveis teores de matéria orgânica e de nutrientes (OLIVEIRA et al., 1995). Sua utilização na agricultura se deve não só pelo seu potencial como condicionador e ou fertilizante dos solos, mas, também, pelo fato dos solos possuírem, em geral, um elevado poder de depuração (BERNARDES, 1982).

Dentre os efeitos do lodo de esgoto sobre as propriedades físicas do solo, condicionadas principalmente pela presença de matéria orgânica, destacam-se a melhoria no estado de agregação das partículas do solo, com conseqüente diminuição da densidade e aumento na aeração e retenção de água (MELO & MARQUES, 2000). Quanto aos aspectos químicos, a aplicação de lodo ao solo tem propiciado elevação dos teores de fósforo (SILVA et al., 2002), de carbono orgânico (CAVALLARO et al., 1993), da fração húmica da matéria orgânica (MELO et al., 1994), do pH, da condutividade elétrica e da capacidade de troca de cátions (OLIVEIRA et al., 2002).

A presença de metais pesados constitui uma das principais limitações ao uso do lodo de esgoto na agricultura. De modo geral, as concentrações de metais encontradas no lodo são muito maiores que as naturalmente encontradas em solos, daí a necessidade de avaliação dos riscos associados ao aumento desses elementos no ambiente em decorrência da aplicação desse resíduo.

Segundo Andreoli & Pegorini (2000), o uso agrícola do lodo de esgoto foi exaustivamente pesquisado em todo o mundo, não havendo registro de nenhum efeito adverso sobre o ambiente como, por exemplo, poluição com metais pesados, quando foi utilizado, seguindo qualquer uma das diferentes regulamentações existentes. A longo prazo, entretanto, o aumento da concentração de metais no solo, resultante da aplicação do lodo, torna-se uma preocupação justificada, pois, se não for adequadamente controlado, pode ameaçar a cadeia trófica (HUE, 1995; NASCIMENTO et al., 2004).

Devido à gravidade das conseqüências dos metais pesados sobre o ambiente e sobre a saúde humana, deve-se fazer um estudo criterioso quando da aplicação em solos de lodo contaminado com esse tipo de elemento, a fim de garantir uma disposição adequada para ele.. Caso esse lodo seja disposto de forma imprópria ou em locais indevidos, podem-se gerar grandes problemas ambientais. Dentre eles, destaca-se a contaminação de lençóis freáticos pela lixiviação dos contaminantes provindos do LE (ANJOS & MATTIAZZO, 2000).

O movimento vertical e descendente desses contaminantes pelo perfil dos solos agrícolas pode significar um grande problema para a sociedade contemporânea, em decorrência do crescente interesse pela utilização de resíduos urbanos na agricultura (OLIVEIRA & MATTIAZZO, 2001). Este tema vem recebendo, nos últimos anos, uma maior atenção de pesquisadores, principalmente, no que se refere à mobilidade dos metais pesados (LUND et al., 1976; RITTER & EASTBURN, 1978; WILLIAMS et al., 1987; McBRIDE et al., 1997).

Embora seja o solo uma barreira natural de proteção aos aquíferos subterrâneos, os fatores que governam sua capacidade em reter elementos potencialmente tóxicos 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 pelas características do solo, como conteúdo original do metal, textura, teores e tipos de argila, pH, capacidade de troca de cátions (CTC), teor de matéria orgânica entre outros, que influenciarão as reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução (OLIVEIRA & MATTIAZZO, 2001). 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, 1995; CAMOBRECO et al., 1996; McBRIDE et al., 1997).

Nesse contexto, muitas dúvidas a respeito dessa 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 dessa natureza, apesar de predominarem solos altamente intemperizados, sob regime de temperaturas e precipitações pluviométricas elevadas, onde existe uma tendência de maior mobilidade dos metais pesados (OLIVEIRA & MATTIAZZO, 2001).

O objetivo deste trabalho foi estudar a movimentação dos micronutrientes ferro, cobre e zinco e do cádmio em um solo de textura média, tratado com lodo de esgoto.

Material e Métodos

Solo Utilizado

O experimento foi conduzido no Laboratório de Química Analítica, bloco D, 8º andar, da Universidade Católica de Pernambuco-UNICAP, Recife, Pernambuco, em solo com textura média, cujas características estão apresentadas na Tabela 1, coletado na Estação Experimental de Itapirema da Empresa Pernambucana de Pesquisa

Agropecuária-IPA, Goiana, PE. A amostra de solo coletada foi seca ao ar e passada em peneira de malha de 2mm, para análise química, utilizando-se a metodologia descrita em Embrapa (1997).

Tabela 1: Características químicas do solo coletado

| DETERMINAÇÕES | SOLO |
|--|--------|
| pH (H ₂ O) – 1: 2,5 | 6,3 |
| P total (mg dm ⁻³) | 20,00 |
| K total (cmol _c dm ⁻³) | 0,15 |
| Na total (cmol _c dm ⁻³) | 0,08 |
| Ca total (cmol _c dm ⁻³) | 3,4 |
| Mg total (cmol _c dm ⁻³) | 0,55 |
| Al total (cmol _c dm ⁻³) | 0,00 |
| Zn (mg dm ⁻³) | 1,80 |
| Cu (mg dm ⁻³) | 1,50 |
| Fe (mg dm ⁻³) | 160,00 |
| Mn (mg dm ⁻³) | 5,00 |

Lodo de Esgoto Testado

A amostra de lodo de esgoto testada foi coletada no tanque de decantação proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto da Mangueira, Recife, Pernambuco.

A amostra de lodo coletada foi seca ao ar, triturada e passada em peneira de malha de 2mm, para análise química (pH, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, sódio, zinco, cobre, ferro, manganês) utilizando-se a metodologia descrita em Brasil (1983), cujo resultado se encontra na Tabela 2.

Tabela 2: Características químicas do lodo de esgoto da ETE Mangueira, Recife / PE

| Atributos | Valor |
|---------------------------|-------|
| pH (água 1:2,5) | 5,1 |
| N (g kg ⁻¹) | 22,5 |
| P (g kg ⁻¹) | 45,0 |
| K (g kg ⁻¹) | 2,1 |
| Na (g kg ⁻¹) | 0,3 |
| Ca (g kg ⁻¹) | 9,4 |
| Mg (g kg ⁻¹) | 1,2 |
| Zn (mg dm ⁻³) | 548,0 |
| Cu (mg dm ⁻³) | 155,0 |
| Fe (mg dm ⁻³) | 16,9 |
| Mn (mg dm ⁻³) | 207,0 |

Fonte: NASCIMENTO et al. (2004. p.386)

Avaliação da Mobilidade de Elementos Químicos

Para avaliar a mobilidade dos elementos químicos no horizonte arável dos solos coletados, foram montadas 12 colunas, com tubos de PVC de 10cm de diâmetro e 21cm de altura (Figura 1), no Laboratório de Química Analítica, bloco D, 8º andar, da Universidade Católica de Pernambuco. Nos fundos dos tubos foram colocadas telas de nylon e drenos plásticos para facilitar a aeração e drenagem do efluente.

Figura 1: Experimento de lixiviação



Cada coluna de PVC foi preenchida com amostras de solo até a altura de 20cm. O tratamento com lodo de esgoto foi misturado com o solo, nos primeiros cinco centímetros, simulando a disposição do resíduo na superfície, nas doses correspondentes a zero, 25, 50 e 75 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de lodo de esgoto estabilizado e seco, em delineamento inteiramente casualizado, com três repetições.

Sobre cada coluna foram aplicados, diariamente, 40,0mL de água deionizada, simulando a quantidade de chuva precipitada no período do experimento, sendo os efluentes coletados sob a base da coluna, quinzenalmente, para análise química completa (APHA, 1992).

Após 60 dias de lixiviação, cada coluna foi seccionada em duas partes, de 10cm cada, secas, homogeneizadas e amostradas para análise química (EMBRAPA, 1997). As determinações de ferro, zinco e cobre e de cádmio existentes no lixiviado e no solo foram avaliados submetendo-se as amostras, devidamente liquefeitas, à espectrofotometria de absorção atômica, do pH por meio do potenciômetro e da condutividade elétrica com o condutivímetro.

Os dados obtidos foram submetidos à análise de componentes principais (PCA), com o uso do software Statistica 6.0 (2001) e à avaliação da variação dos teores nas amostras de solo, em termos da diferença fracional dos teores.

Resultados e Discussão

Análise de Componentes Principais

Para a observação das alterações na composição de micronutrientes do efluente lixiviado durante as quatro quinzenas e do solo após a lixiviação, foi utilizada a análise de componentes principais (PCA, do inglês Principal Component Analysis). Para essa análise, as matrizes de dados formadas pelas médias dos valores de pH, condutividade elétrica (CE), cobre (Cu^{++}), zinco (Zn^{++}), ferro (Fe^{++}) e cádmio (Cd^{++}) foram colocadas como dado de entrada em contraposição com as doses de lodo testadas; e o algoritmo adotado para o pré-processamento das matrizes de dados do solo e do efluente foi o auto-escalamento.

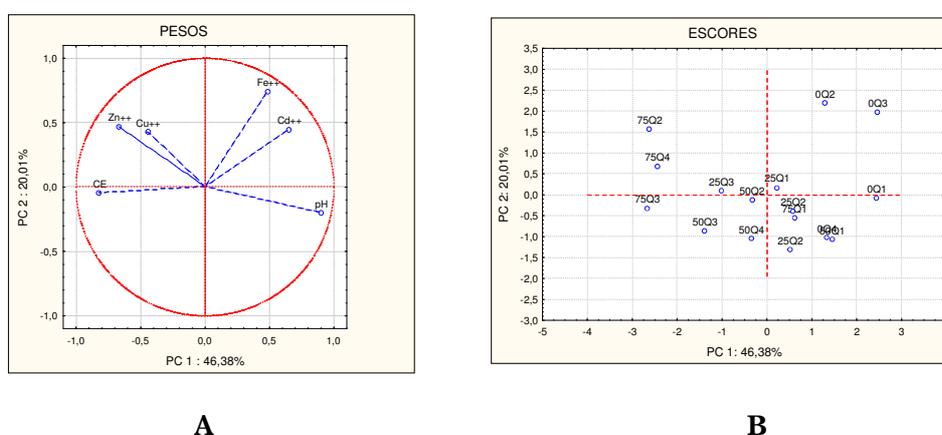
A variância percentual acumulada (SHARAF; ILLMAN; KOWALSKI, 1986) encontrada na análise estatística do efluente e determinada pelos dois primeiros componentes principais foi de 66 %, chegando a 83 % quando se inclui um terceiro componente principal.

Na Figura 2, são mostrados os escores e os pesos para os dois primeiros componentes principais das médias dos dados dos efluentes coletados após cada quinzena de lixiviação.

No gráfico dos escores, que mostra a correlação entre as amostras, codificadas quanto às concentrações de lodo testadas, juntamente com a quinzena correspondente ao tempo de lixiviação daquela amostra (Q) (Figura 1B), pode ser observada ao longo do primeiro componente principal (PC1) que, para as amostras de efluente provindas da lixiviação do solo disposto com concentração correspondente a $75\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de lodo de esgoto, houve uma maior presença dos íons Cu^{++} e Zn^{++} , demonstrando, já que os resultados para as três últimas quinzenas se encontram em um mesmo patamar, que não houve uma intensificação nem diminuição da lixiviação desses elementos no decorrer do tempo, apesar de essa amostra ser a de maior concentração do lodo de esgoto. Observa-se, também, que a quantidade de Cu^{++} e Zn^{++} foi aumentando com o aumento da dose de lodo de esgoto e as amostras coletadas para zero $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de lodo de esgoto foram as que apresentaram maiores quantidades de Cd^{++} e Fe^{++} e os maiores valores de pH. As amostras centrais não apresentaram grandes contrastes.

Na Figura 2A, tem-se o gráfico dos pesos que mostra quais variáveis foram responsáveis pelo padrão exibido no gráfico dos escores (Figura 2B). Na PC1, pode ser observado um contraste entre as variáveis pH e CE e uma correlação positiva entre a CE e a concentração de Zn^{++} e Cu^{++} e entre o pH e a concentração de Fe^{++} e Cd^{++} . Ressalta-se que o Fe^{++} , quando em meio aquoso, sofre hidrólise, aumentando o pH do meio, o que pode explicar sua relação com o aumento do pH.

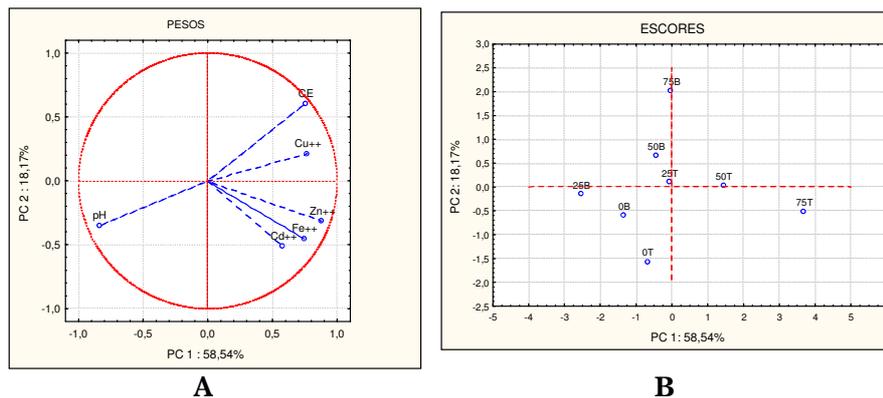
Figura 2 Gráfico dos pesos (A) e dos escores (B) para os dois primeiros componentes principais nas amostras de efluente estudadas



Na Figura 3, são mostrados os gráficos dos escores e dos pesos para os dois primeiros componentes principais das médias dos dados dos solos coletados do topo(T) e da base(B) de cada amostra, após o término do experimento.

A variância percentual acumulada (SHARAF; ILLMAN; KOWALSKI., 1986) encontrada na análise estatística do solo coletado após o término do período de lixiviação e determinada pelos dois primeiros componentes principais é de 77 %, chegando a 92 % quando se inclui o terceiro componente principal.

Figura 3: Gráfico dos pesos (A) e dos escores (B) para os dois primeiros componentes principais nas amostras de solo estudadas



No gráfico dos escores (Figura 3B), pode ser observado, ao longo do primeiro componente principal (PC1), um contraste entre as amostras com maiores concentrações do lodo no topo (50T e 75T) e amostras da base (25B, 0B), mostrando que as maiores concentrações dos elementos testados foram encontradas no topo das amostras, havendo uma retenção desses metais nos primeiros centímetros do solo. Na Figura 3A, através da PC1, pode ser observado um contraste entre as variáveis pH e CE e uma correlação positiva entre a CE e a concentração dos metais estudados. Isso mostra que quanto mais baixo foi o pH, maior a disponibilidade dos elementos estudados.

Diferença fracional dos teores

O cálculo da diferença fracional foi utilizado para quantificar os resultados obtidos a partir da análise de componentes principais.

Consiste em determinar quanto a amostra analisada se assemelha à amostra tida como padrão, através da fórmula:

$$DF = \frac{(C_i - C_o)}{C_o} \times 100$$

em que:

DF = diferença fracional;

C_i = amostra analisada

C_o = amostra padrão

Os dados para os micronutrientes, pH e condutividade elétrica obtidos para as doses utilizadas foram testados nos efluentes coletados, observando-se a interação entre os efluentes tratados com as doses propostas e entre o efluente obtido da lixiviação do solo bruto e aqueles obtidos dos solos tratados com as respectivas doses; e nos solos coletados, observando-se a interação entre as doses e entre o solo bruto lixiviado e as doses, a fim de determinar o comportamento destas no solo.

Na Tabela 3, estão apresentados os dados de pH, CE, Cu, Zn, Fe e Cd para o efluente coletado a partir da lixiviação do solo bruto, na 1ª quinzena de lixiviação, que foram utilizados como referências para avaliar a diferença fracional entre os efluentes lixiviados dos solos tratados com as diferentes doses, no decorrer das quinzenas (DF total).

Tabela 3: Dados obtidos para o efluente coletado da lixiviação do solo durante a 1ª quinzena de lixiviação

| DETERMINAÇÕES | EFLUENTE |
|--------------------------------|----------|
| pH (H ₂ O) – 1: 2,5 | 8,05 |
| C.E (μS) | 3,10 |
| Cu (mg dm ⁻³) | 0,05 |
| Zn (mg dm ⁻³) | 0,05 |
| Fe (mg dm ⁻³) | 1,65 |
| Cd (mg dm ⁻³) | 0,21 |

Na Tabela 4, estão apresentados os resultados obtidos nas determinações de pH, CE, Cu, Zn, Fe e Cd para o solo bruto lixiviado, que foram referências para a diferença fracional indicada para analisar a interação entre o solo tratado com as doses propostas e entre o solo bruto (DF total).

Tabela 4: Dados obtidos para o solo bruto coletado após o período de lixiviação

| DETERMINAÇÕES | SOLO |
|--------------------------------|-------|
| pH (H ₂ O) – 1: 2,5 | 5,99 |
| C.E (μS) | 10,12 |
| Cu (mg dm ⁻³) | 0,18 |
| Zn (mg dm ⁻³) | 0,68 |
| Fe (mg dm ⁻³) | 28,53 |
| Cd (mg dm ⁻³) | 0,18 |

Efluentes

Na Tabela 5, estão apresentados os valores para pH, C.E, Cu, Zn, Fe e Cd e suas respectivas diferenças fracionais entre as doses (DF) e entre as doses e os valores mostrados para o efluente coletado da lixiviação do solo bruto, após a 1^a quinzena de lixiviação(DF total) (Tabela 3).

Tabela 5: Diferenças fracionais para os efluentes

| QUINZENA | AMOSTRA | pH | DF % | DF total | C.E (µS) | DF % | DF total | Cu (ug/mL) | DF % | DF total |
|----------|---------|------------|--------|----------|------------|--------|----------|------------|--------|----------|
| 1ª | 0 | 8,05 | | | 3,10 | | | 0,05 | | |
| | 25 | 7,45 | -7,46 | -7,46 | 741,00 | 23803 | 23803 | 0,05 | -5,92 | -5,92 |
| | 50 | 7,84 | -2,61 | -2,61 | 760,00 | 24416 | 24416 | 0,03 | -44,08 | -44,08 |
| | 75 | 7,74 | -3,77 | -3,77 | 620,00 | 19900 | 19900 | 0,16 | 213,82 | 213,82 |
| 2ª | 0 | 7,22 | | -10,31 | 407,00 | | 13029 | 0,13 | | 161,18 |
| | 25 | 6,92 | -4,06 | -13,96 | 774,33 | 90,25 | 24878 | 0,05 | -58,94 | 7,24 |
| | 50 | 6,32 | -12,47 | -21,50 | 1311,00 | 222,11 | 42190 | 0,08 | -41,06 | 53,95 |
| | 75 | 5,16 | -28,55 | -35,92 | 1626,00 | 299,51 | 52352 | 0,32 | 142,19 | 532,57 |
| 3ª | 0 | 7,06 | | -12,30 | 353,33 | | 11298 | 0,03 | | -44,08 |
| | 25 | 6,46 | -8,46 | -19,72 | 1466,00 | 314,91 | 47190 | 0,11 | 278,82 | 111,84 |
| | 50 | 5,60 | -20,69 | -30,45 | 2233,33 | 532,08 | 71943 | 0,08 | 174,12 | 53,29 |
| | 75 | 4,92 | -30,28 | -38,86 | 3213,33 | 809,43 | 103556 | 0,06 | 101,18 | 12,50 |
| 4ª | 0 | 8,06 | | 0,12 | 149,10 | | 4709 | 0,05 | | -3,95 |
| | 25 | 7,45 | -7,53 | -7,42 | 324,67 | 117,75 | 10373 | 0,07 | 53,42 | 47,37 |
| | 50 | 5,78 | -28,30 | -28,21 | 732,00 | 390,95 | 23512 | 0,04 | -26,71 | -29,61 |
| | 75 | 4,40 | -45,35 | -45,28 | 1206,67 | 709,30 | 38824 | 0,08 | 71,23 | 64,47 |
| QUINZENA | AMOSTRA | Zn (ug/mL) | DF % | DF total | Fe (ug/mL) | DF % | DF total | Cd (ug/mL) | DF % | DF total |
| 1ª | 0 | 0,05 | | | 1,65 | | | 0,21 | | |
| | 25 | 0,16 | 244,37 | 244,37 | 1,17 | -29,04 | -29,04 | 0,11 | -49,36 | -49,36 |
| | 50 | 0,03 | -36,62 | -36,62 | 1,57 | -4,75 | -4,75 | 0,09 | -55,89 | -55,89 |
| | 75 | 0,03 | -28,17 | -28,17 | 2,53 | 52,84 | 52,84 | 0,01 | -95,46 | -95,46 |
| 2ª | 0 | 0,10 | | 112,68 | 9,45 | | 472,04 | 0,09 | | -57,80 |
| | 25 | 0,09 | -14,90 | 80,99 | 0,53 | -94,38 | -67,84 | 0,13 | 44,53 | -39,01 |
| | 50 | 0,09 | -6,62 | 98,59 | 1,72 | -81,83 | 3,93 | 0,07 | -16,23 | -64,65 |
| | 75 | 0,15 | 50,00 | 219,01 | 1,66 | -82,43 | 0,48 | 0,03 | -61,13 | -83,60 |
| 3ª | 0 | 0,08 | | 73,94 | 7,65 | | 363,18 | 0,25 | | 17,28 |
| | 25 | 0,14 | 73,28 | 201,41 | 0,88 | -88,54 | -46,93 | 0,06 | -75,76 | -71,58 |
| | 50 | 0,07 | -20,65 | 38,03 | 0,72 | -90,65 | -56,67 | 0,02 | -90,63 | -89,01 |
| | 75 | 0,13 | 59,92 | 178,17 | 0,73 | -90,51 | -56,03 | 0,03 | -87,78 | -85,67 |
| 4ª | 0 | 0,06 | | 21,13 | 1,68 | | 1,87 | 0,04 | | -81,37 |
| | 25 | 0,06 | 7,56 | 30,28 | 0,08 | -95,45 | -95,36 | 0,02 | -60,26 | -92,60 |
| | 50 | 0,07 | 25,58 | 52,11 | 0,60 | -64,14 | -63,47 | 0,02 | -54,70 | -91,56 |
| | 75 | 0,22 | 280,81 | 361,27 | 0,27 | -84,02 | -83,72 | 0,04 | 14,10 | -78,74 |

Pela Tabela 5 comprova-se a relação inversamente proporcional entre pH e C.E, observada no método de PCA, visto que, em relação a diferença fracional entre as doses, o pH diminui com o aumento da concentração da dose e a C.E aumenta bastante com a elevação dos teores. Observa-se também o comportamento semelhante entre Cu, Zn e C.E notando-se que o aumento da dose aumenta a quantidade do elemento (DF) porém, para o Cu nota-se que, com o decorrer das quinzenas, os valores tendem a diminuir (DF total), ocorrendo o inverso para os valores do zinco. Há também um comportamento semelhante entre Fe, Cd e pH nos quais os valores diminuem com o aumento da dose e com o decorrer das quinzenas.

Solos

Na Tabela 6, estão apresentados os valores para pH, C.E, Cu, Zn, Fe e Cd e suas respectivas diferenças fracionais entre as doses (DF) e entre as doses e os valores mostrados para o solo bruto (DF total) (Tabela 4), para os solos retirados do topo de cada amostra coletada após o período de lixiviação.

Tabela 6: Diferenças fracionais para os solos coletados do topo

| AMOSTRA | pH | DF | DF total | C.E (µS) | DF | DF total | Cu (ug/mL) | DF | DF total |
|---------|------------|--------|----------|------------|--------|----------|------------|--------|----------|
| 0T | 5,85 | | -2,39 | 9,8 | | -3,13 | 0,15 | | -17,38 |
| 25T | 6,05 | 3,53 | 1,06 | 33,9 | 245,92 | 235,09 | 0,31 | 105,90 | 70,11 |
| 50T | 5,56 | -4,96 | -7,23 | 52,97 | 440,48 | 423,56 | 0,28 | 83,61 | 51,69 |
| 75T | 5,09 | -15,02 | -15,03 | 77,23 | 688,09 | 663,43 | 0,30 | 98,03 | 63,61 |
| AMOSTRA | Zn (ug/mL) | DF% | DF total | Fe (ug/mL) | DF% | DF total | Cd (ug/mL) | DF% | DF total |
| 0T | 0,83 | | 22,82 | 26,63 | | -6,68 | 0,18 | | 0,00 |
| 25T | 0,90 | 8,58 | 33,35 | 28,75 | 7,99 | 0,78 | 0,02 | -89,62 | -89,62 |
| 50T | 1,50 | 80,92 | 122,20 | 28,96 | 8,74 | 1,49 | 0,08 | -56,65 | -56,65 |
| 75T | 1,58 | 89,66 | 132,93 | 37,23 | 39,80 | 30,47 | 0,18 | 0,55 | 0,55 |

T = topo

DF = diferença fracional de cada dose, em relação a dose 0T

DF total = diferença fracional de cada dose, em relação aos dados do solo bruto (Tabela 3)

Nota-se, pela Tabela 6, que o pH tem comportamento oposto ao observado entre C.E, Cu, Zn, Fe e Cd, como também mostra a PCA. O pH diminui com o aumento da dose, porém, os demais parâmetros aumentam quando os teores utilizados aumentam. Ressalta-se que para os micronutrientes, o cádmio e a CE também há um aumento dos valores

obtidos com o acréscimo das doses, em relação ao solo bruto (DF total), ocorrendo o contrário para o pH.

Na Tabela 7, estão apresentados os valores para pH, CE, Cu, Zn, Fe e Cd e suas respectivas diferenças fracionais entre as doses (DF) e entre as doses e os valores mostrados para o solo bruto (DF total) (Tabela 4), para os solos retirados da base de cada amostra.

Tabela 7: Diferenças fracionais para os solos coletados da base

| AMOSTRA | pH | DF | DF total | CE (µS) | DF | DF total | Cu (ug/mL) | DF | DF total |
|---------|------------|--------|----------|------------|--------|----------|------------|--------|----------|
| 0B | 6,13 | | 2,39 | 10,43 | | 3,13 | 0,22 | | 17,38 |
| 25B | 6,30 | 2,66 | 5,12 | 25,37 | 143,13 | 150,74 | 0,10 | 44,92 | -47,27 |
| 50B | 5,61 | -8,48 | -6,29 | 45,57 | 336,74 | 350,41 | 0,22 | 99,54 | 16,84 |
| 75B | 5,31 | -13,37 | -11,30 | 69,77 | 568,69 | 589,62 | 0,23 | 107,08 | 25,69 |
| AMOSTRA | Zn (ug/mL) | DF | DF total | Fe (ug/mL) | DF | DF total | Cd (ug/mL) | DF | DF total |
| 0B | 0,52 | | -22,82 | 30,44 | | 6,68 | 0,01 | | -96,72 |
| 25B | 0,37 | -30,17 | -46,10 | 24,56 | -19,30 | -13,91 | 0,02 | 241,67 | -88,80 |
| 50B | 0,49 | -6,76 | -28,03 | 23,74 | -22,01 | -16,80 | 0,10 | 1561,1 | -45,54 |
| 75B | 0,45 | -13,52 | -33,25 | 23,76 | -21,94 | -16,72 | 0,02 | 261,11 | -88,16 |

B = base

DF = diferença fracional de cada dose, em relação a dose 0B

DF total = diferença fracional de cada dose, em relação aos dados do solo bruto (Tabela 4)

Observando-se a Tabela 7 e comparando-a com a Tabela 6, nota-se que os maiores valores de pH foram encontrados nas menores doses, na base, e que as maiores concentrações dos elementos foram encontradas nas doses mais elevadas e no topo, comprovando que houve uma retenção desses metais nos primeiros centímetros do solo.

Conclusões

Pelos dados obtidos, pode-se concluir que:

- Os microelementos, ferro, zinco e cobre, ficam retidos nas primeiras camadas de solo, com os teores de lodo de esgoto testados, assim como o cádmio;
- O grau de lixiviação das amostras de lodo de esgoto testadas não causa danos ao meio ambiente, por estar dentro dos parâmetros da legislação.

Agradecimentos

À FIUC (Federação Internacional das Universidades Católica) pelo financiamento do projeto; à Universidade Católica de Pernambuco pelos laboratórios e ao CNPq pela bolsa de iniciação científica concedida.

Referências bibliográficas

ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F. **Reciclagem de biossólidos: transformando problema em solução**. Curitiba: SANEPAR, 2 ed, p. 28-35. 2001.

ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E.S. **Gestão pública do uso agrícola do lodo de esgoto**. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O.A., eds. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna, EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p.281-312.

ANJOS, A.R.M.; MATTIAZZO, M. E. Metais pesados em plantas de milho cultivadas em Latossolos repetidamente tratados com biossólidos. *Scientia Agrícola*. n. 57, p. 769-776, 2000b.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**, 18, New York: APHA, AWWA, WPCF, 1992.

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.

BERNARDES, L. F. **Efeitos da aplicação do lodo de esgoto nas propriedades físicas do solo**. Jaboticabal: UNESP/FCAV, 1982. 50 p.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA, 2000. 312p.

BERTON, R.S. **Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados**. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A.(Ed). Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna, SP: EMBRAPA, 2000. p. 245-258.

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo, Prentice Hall, 2002.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Secretaria Nacional de Defesa Agropecuária. **Análise de corretivos, fertilizantes e inoculantes:**

métodos oficiais. Brasília, Laboratório Nacional de Referência Vegetal. 1983, 104p.

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.

CAVALLARO, N.; PADILLA, N.; VILLARRUBIA, J. Sewage sludge effects on chemical properties of acid soils. *Soil Science*, v. 156, p.63-70, 1993.

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.879, 1984.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisas de Solos, 1997. 212p.

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, CRC Press, 1995. p.199-168.

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.

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.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O. **Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas**. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O.A., eds. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p.109-141.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R.A. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria

orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 18, p. 449-455, 1994.

NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa. v. 28, n. 2. 2004, 12 p. Disponível em: <<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832004000200017>> Acesso em: 09 jan 2007

OLIVEIRA, F. C. ; MARQUES, M. O. ; BELLINGIERI, P. A. ; PERECIN, D. Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero. **Scientia Agrícola**. Piracicaba, v.52, n.2, 1995, 14 p. Disponível em: <<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90161995000200026>> Acesso em 9 jan 2007.

OLIVEIRA, F. C. ; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**. Piracicaba. v. 58, n. 4, 2001, 10 p. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90162001000400024&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt> Acesso em: 09 jan 2007

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R.; ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p.505-519, 2002.

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.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S.; SHARMA, R.D. Alternativa agrônômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. I — Efeito na produção de milho e adição de metais pesados em Latossolo no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 487-495, 2002.

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.

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.

SAS INSTITUTE. **The SAS- system for windows: release 6.08** (software), Cary, 2001

SHARAF, M. A.; ILLMAN, D. L.; KOWALSKI, B. **Chemometrics**, New York, Wiley, 1986.

STATISTICA 6.0. Statistic for Windows. **Statsoft**, USA, 2001

TOMÉ JR., J. B. **Manual para interpretação de análise de solo**. Guaíba: Agropecuária, 1997, 247p.