

VI-003 – SORÇÃO E MOBILIDADE DO LÍCIO EM SOLOS DE ÁREAS DE DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Luiz Fernando Coutinho de Oliveira⁽¹⁾

Engenheiro Agrícola pela Universidade Federal de Lavras. Mestre em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Lavras. Doutor Engenheiro Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa. Professor do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras. Bolsista em Produtividade pelo CNPq.

Jomara Gonçalves Nogueira⁽²⁾

Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Lavras.

Sthéfanny Sanchez Frizzarim⁽³⁾

Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Lavras.

Ronaldo Fia⁽⁴⁾

Engenheiro Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa. Doutor Engenheiro Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa. Professor do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras.

Jéssica Soares Freitas⁽⁵⁾

Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Lavras.

Endereço⁽¹⁾: Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras - Lavras - MG - CEP: 37200-000 - Brasil - Tel: (35) 3829-1679 - e-mail: coutinho@deg.ufla.br

Endereço⁽²⁾: Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras - Lavras - MG - CEP: 37200-000 - Brasil - Tel: (35) 3829-1679 - e-mail: jomara@engambiental.ufla.br

Endereço⁽³⁾: Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras - Lavras - MG - CEP: 37200-000 - Brasil - Tel: (35) 3829-1679 - e-mail: fany.frizza@engambiental.ufla.br

Endereço⁽⁴⁾: Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras - Lavras - MG - CEP: 37200-000 - Brasil - Tel: (35) 3829-1028 - e-mail: ronaldofia@deg.ufla.br

Endereço⁽⁵⁾: Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras - Lavras - MG - CEP: 37200-000 - Brasil - Tel: (35) 3829-1028 - e-mail: jessica_soares_freit@engambiental.ufla.br

RESUMO

Um dos grandes problemas da atualidade é a disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos no solo, e seus efeitos recaem, principalmente, na contaminação das águas e do solo. Este trabalho objetivou o estudo da sorção e da mobilidade do Lítio nos solos das áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos dos municípios de Lavras, Campo Belo e Pouso Alegre, MG. A partir dos ensaios de sorção em batelada e mobilidade do Li em colunas de solo ajustaram-se os parâmetros das isotermas de Freundlich e da equação de transporte de solutos no solo. Pelos resultados obtidos verificou-se que, dentre os solos avaliados, o do município de Lavras foi o que apresentou a maior mobilidade do Li seguido dos solos de Pouso Alegre e Campo Belo, sendo, portanto, mais vulnerável à contaminação das águas subterrâneas.

PALAVRAS-CHAVE: Elemento Traço, Isoterma de Sorção, Deslocamento Miscível, Fator de Retardamento, Curva de Eluição.

INTRODUÇÃO

A geração de resíduos sólidos por atividades domésticas, industriais e agrícolas resulta em grave problema ambiental enfrentado pelos grandes centros urbanos. Esses resíduos são uma mistura complexa de materiais orgânicos e inorgânicos com propriedades físicas e químicas variáveis que se acumulam ao longo de estradas, lixões ou aterros sanitários e cujas características acompanham as transformações tecnológicas e marcam o estágio de desenvolvimento de uma sociedade (Aniceto & Horbe, 2012). A preocupação com o meio ambiente e a necessidade de apresentar destino adequado aos resíduos perigosos e tóxicos são aspectos que estão sendo discutidos com maior frequência, devido principalmente ao descarte de aparelhos celulares em lixões, provocando a contaminação do solo, água e ar (Padilha et al., 2009). De acordo Piaz & Ferreira (2011), as pilhas e baterias apresentam elementos químicos altamente poluentes tanto ao homem quanto a natureza, dentre os quais, destacam-se o Chumbo (Pb), Mercúrio (Hg), Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Níquel (Ni), Prata (Ag), Lítio (Li), Manganês (Mn) e Zinco (Zn).

Segundo Oliveira & Pasqual (2004), dentre os elementos traços os mais presentes no percolado das áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos destacam-se o Cd, Cu, Li e Zn. Concentrações anômalas de Li podem ocorrer pela introdução direta por meio de descarte de pilhas e baterias juntamente com o lixo comum, ou indiretamente pela incorporação aos aquíferos de espécies químicas que promovam a solubilização de fases minerais que contenham este metal, tais como a matéria orgânica e a diminuição do pH do meio (Prochnow et al., 2009).

Como produto da biodegradação gerado pela passagem da água através do maciço dos aterramentos dos resíduos sólidos em processo de decomposição, tem-se o líquido chamado de chorume ou percolado. Esse líquido possui elevada carga de poluentes orgânicos e inorgânicos e, ao entrar em contato com o solo, pode modificar, de forma intensa, suas características físicas, químicas e biológicas, bem como as das águas subterrâneas, caso consiga alcançá-las (Oliveira & Jucá, 2004).

Segundo Korf et al. (2008) o transporte e a retenção de metais em solos de áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos já têm sido motivo de estudo por vários autores. Substâncias poluentes presentes no chorume podem estar dissolvidas na água e sujeitas a mecanismos de transporte através do solo, ressaltando que a água percolante é o principal agente transportador de substâncias no perfil do solo. Ao mesmo tempo, o perfil do solo pode servir como meio atenuante de contaminantes que, por meio de processos físicos, químicos e biológicos de interação solo-polvente, alteram a concentração da solução (Celere et al., 2007).

Um aspecto fundamental na determinação das quantidades de elementos traços nos solos refere-se a sua movimentação no perfil, que não depende apenas das propriedades físico-químicas do íon metálico, mas também das propriedades físicas e químicas de cada tipo de solo (Campos, 2010). A modelagem da retenção e do transporte de poluentes no solo é uma importante ferramenta para se compreender e simular o movimento desses poluentes no meio poroso e auxiliar na tomada de decisão nas formas de reduzir os impactos ambientais advindos da contaminação do solo e das águas subterrâneas. Segundo Vinhal-Freitas et al. (2010) para se entender o movimento dos metais pesados nos solos e na água subterrânea, é preciso ser capaz de modelar quantitativamente os processos de adsorção.

No desenvolvimento e na utilização dos modelos, faz-se necessário a caracterização dos processos de sorção dos poluentes pela matriz do solo e a obtenção dos parâmetros das equações que regem o movimento da água e dos poluentes no meio poroso (Oliveira et al., 2010a). Tais modelos são resultantes de soluções da equação diferencial de transporte de solutos no solo em relação ao avanço da interface entre o líquido deslocador e o deslocado, e têm como base, fluxo de massa, dispersão, difusão e retardamento dos solutos (Alcântara & Camargo, 2010). Sendo assim, o conhecimento do funcionamento hidrodinâmico e hidrodispersivo do solo é de fundamental importância para prevenção e remediação dos danos causados ao meio ambiente, uma vez que o solo é um dos principais destinatários dos resíduos gerados pela sociedade (Carmo et al., 2010).

Embora seja o solo uma barreira natural de proteção aos aquíferos subterrâneos, os fatores que governam sua capacidade em reter elementos traços são extremamente complexos, o que dificulta sobremaneira o seu entendimento e as possibilidades de previsões acerca do comportamento desses elementos, principalmente em longo prazo (Oliveira & Mattiazzo, 2001). O solo possui grande capacidade de retenção dos elementos traços, porém se esta capacidade for ultrapassada os metais alterarão sua disponibilidade para o meio (Oliveira et al., 2010b). A mobilidade de solutos no solo está inversamente relacionada à sorção dos mesmos à fração sólida ou às condições do meio que favoreçam a precipitação dos íons. A sorção iônica ao complexo de troca do solo faz com que os íons mantenham intercâmbio com a solução do solo, proporcionando ora sua retenção junto à fração sólida, ora sua disponibilização no meio aquoso (Tagliaferro et al., 2011). Em solos intemperizados, a fração argila responsável pela sorção apresenta cargas em sua superfície dependentes do pH, sendo que em ambientes ácidos predominam as cargas positivas e em ambientes alcalinos há o predomínio das cargas negativas (Corrêa et al., 2008).

Segundo Moreira et al. (2010), a mobilidade do soluto no meio poroso pode ser avaliada por meio de técnicas baseadas na análise do deslocamento miscível e a determinação do fator de retardamento pode ser feita, indiretamente, pelo ensaio de sorção, ou diretamente pela análise da curva de eluição obtidas em colunas de lixiviação. O fator de retardamento representa a defasagem entre as velocidades de avanço do soluto e a da frente de molhamento da solução percolante, sendo por essa razão, uma variável de grande importância no estudo do movimento de solutos no solo.

Em vista do exposto, objetivou-se com este trabalho a análise da sorção e da mobilidade do Li em solos de três formas distintas de disposição de resíduos urbanos gerados pelas cidades de Campo Belo, Lavras e Pouso Alegre, com finalidade de identificar a potencialidade de contaminação do solo e das águas subterrâneas em função dos resultados obtidos nos ensaios de sorção e deslocamento miscível.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização deste trabalho, foram coletadas amostras de solo nas áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos dos municípios de Campo Belo, Lavras e Pouso Alegre, Sul de Minas Gerais. Em Campo Belo, os resíduos sólidos urbanos são dispostos em um aterro sanitário municipal, em Lavras em um vazadouro a céu aberto (lixão) em atividade, e em Pouso Alegre em um lixão com suas atividades encerradas a três anos. Inicialmente, as amostras de solo foram destorroadas e peneiradas com malha de 2,0 mm de abertura, e posteriormente, secas em estufa a 105°C para obtenção da TFSE (Terra Fina Seca em Estufa) por um período de 48h. Após secagem, as amostras foram armazenadas em sacos de polietileno e, parte para a caracterização química e física, segundo as metodologias preconizadas pela Embrapa (1979).

No ensaio de sorção, o coeficiente de distribuição linear e o fator de retardamento podem ser estimados por meio da análise das isotermas, curvas obtidas a partir de ensaios de equilíbrio em lote que, por sua vez, consistem na agitação de misturas compostas por uma porção de solo e uma solução contendo um contaminante numa concentração inicial conhecida. Essa agitação deve manter as partículas sólidas em suspensão, disponibilizando toda sua área ao contato com a solução, durante o tempo necessário para que ocorram as reações químicas de interação solo-contaminante. Em seguida, é feita a separação das fases sólida e líquida e determina-se a concentração de equilíbrio da solução, sendo que pela diferença entre as concentrações inicial e de equilíbrio tem-se a concentração do contaminante que foi retida pelo solo (Souza et al., 2006). Para tal, o elemento traço empregado nos estudos de sorção e deslocamento miscível em laboratório foi o Lítio, obtido de soluções previamente preparadas de Cloreto de Lítio. No ensaio de sorção, foram pesadas em balança de precisão 10g de TFSE de cada solo analisado, as quais foram transferidas para beakers em triplicatas e adicionados 15 ml das soluções de Cloreto de Lítio com concentrações de 1,1; 2,3; 5,2; 10,1; 20,3; 30,1 e 50,0 mg L⁻¹ de Li. Os beakers foram agitados por um período de 15min e, logo após foram colocados em repouso por um período de 48h, para permitir um maior tempo de contato entre a solução e o solo e a decantação da parte sólida. Em seguida, foram coletadas alíquotas de 10 mL do sobrenadante para a determinação das concentrações do Li em solução. Com os resultados dos ensaios de sorção, fizeram-se os ajustes das isotermas de Freundlich empregando os modelos potencial (Eq. 1) e linear (Eq. 2) e da determinação indireta dos fatores de retardamento.

$$C_s = K_f C_w^N \quad (1)$$

$$C_s = K_d C_w \quad (2)$$

em que: C_s - concentração de adsorvido ao solo (mg kg⁻¹); C_w - concentração de Li em solução (mg L⁻¹); K_f , K_d e N - coeficientes e expoente da isoterma de Freundlich.

No ensaio de mobilidade empregou-se a metodologia do deslocamento miscível em colunas de solo (Oliveira et al., 2010). As colunas foram montadas em um permeâmetro de carga constante, em que inicialmente foi lixiviada com água destilada e após aplicou-se a solução deslocadora na concentração de 50 mg L⁻¹ de Li. Em seguida, foi adicionada a solução deslocadora de Cloreto de Lítio, e coletadas alíquotas de 10 mL da solução eluente com auxílio de provetas e armazenadas em recipientes de vidro âmbar com tampas, para posterior determinação da concentração do Li. Com os resultados do ensaio do deslocamento, empregou-se o aplicativo Stanmod desenvolvido por Simunek et al. (1999) para o ajuste do fator de retardamento e do coeficiente de dispersão hidrodinâmica. O potencial de sorção do solo e de lixiviação do Li nos solos estudados foi avaliado pela análise dos valores obtidos para o fator de retardamento e coeficiente de distribuição linear da isoterma de Freundlich.

RESULTADOS

Pelos resultados obtidos o solo de Pouso Alegre foi classificado como muito argiloso com 60% de argila, que a princípio pode-se inferir que este solo terá uma maior sorção do Li em comparação aos demais solos. Embora,

o solo de Pouso Alegre apresente maior quantidade de argila, sua capacidade de troca catiônica (CTC) foi inferior ao solo de Campo Belo, possivelmente, por apresentar menor pH. Com o ambiente acidificado, a liberação de H^+ propicia uma menor interação de cargas positivas com o solo, contribuindo para a redução do poder de retenção do solo de Pouso Alegre e Lavras. Pela análise dos valores das CTC, os solos avaliados apresentam baixa capacidade de retenção de cátions devido às cargas dependentes de pH. Com relação aos atributos físicos, todos os solos apresentaram valores de condutividade hidráulica entre 0,4 a 18,0 $cm.h^{-1}$, que os classificam como solos de baixa, embora a porosidade tenha sido elevada ($>60\%$). A baixa condutividade hidráulica dos solos avaliados refletirá no ensaio do deslocamento da frente de contaminação do Li em colunas de solo, proporcionando um maior tempo de contato da solução deslocadora com o solo.

A Tabela 1 apresenta os parâmetros ajustados das isotermas de Freundlich, bem como os fatores de retardamento, em que se pode observar um bom ajuste com coeficientes de determinação (r^2) próximos de 1,0. Pelos valores ajustados do expoente N do modelo potencial das isotermas de Freundlich estarem próximos à unidade, não se verificou grandes diferenças entre os modelos, para o intervalo das concentrações de Li empregadas, o que implica em um comportamento praticamente linear de equilíbrio entre o Li em solução e adsorvido à matriz do solo. Nos ajustes do modelo linear das isotermas de Freundlich, K_d representa o coeficiente angular da reta, em que, quanto maior o seu valor, maior a sorção do elemento avaliado pelo solo. Portanto, pelos valores de K_d apresentados na Tabela 1, se observa uma diferença no comportamento sorativo do solo de Lavras em relação aos demais em função da menor quantidade da fração argila, responsável pela CTC dos solos. Para os solos de Campo Belo e Pouso Alegre não se observaram grandes diferenças na sorção do Li uma vez que, os valores da CTC encontrados nas análises químicas estarem próximos. Com relação aos fatores de retardamento, não se verificou grandes diferenças nos valores, o que implica em dizer que embora existam diferenças na sorção do Li, o retardo deste elemento no processo de transporte não promove grandes variações na sua movimentação no solo. Os valores de R encontrados para os solos avaliados foram superiores a unidade, implicando que os mesmos são bastante reativos no que se referem à sorção do Li, o que reduz o potencial de lixiviação deste elemento e da contaminação das águas subterrâneas.

TABELA 1. Parâmetros ajustados das isotermas de Freundlich e fator de retardamento do Lítio para os solos estudados.

Município	Modelos das isotermas de Freundlich						
	T (°C)	Linear		Potencial			
		K_d	r^2	K_f	N	r^2	R
Campo Belo	24,9	1,906	0,999	1,871	1,011	0,999	3,64
Lavras	24,7	1,596	0,997	1,253	1,091	0,994	3,24
Pouso Alegre	25,3	1,896	0,999	1,912	0,999	0,999	3,23

A Tabela 2 apresenta os ajustes do fator de retardamento (R), coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D) e o coeficiente de transferência de massa de primeira ordem (μ) para as situações de equilíbrio instantâneo (EI) e de equilíbrio com um decaimento de primeira ordem (EPO). Pelos valores dos coeficientes de determinação obtidos verificou-se um bom ajuste das curvas de eluição teóricas às experimentais (Figura 1). Com relação às condições de equilíbrio avaliadas (EI e EPO), não se verificou grandes diferenças no ajuste dos parâmetros, podendo assumir, portanto, que houve um equilíbrio instantâneo da concentração do Li na solução deslocadora com a matriz do solo. Pela análise da Figura 1, pode-se verificar que o solo de Lavras recupera mais rapidamente a concentração de Li, seguido dos solos de Pouso Alegre e Campo Belo, o que concorda com os resultados obtidos nos ensaios de sorção, ou seja, para recuperar totalmente a concentração inicial de Li aplicada foi necessárias o deslocamento dos volumes de solução correspondentes aos volumes de poros de 3,7 para o solo de Campo Belo, 2,8 para o solo de Pouso Alegre e de 2,6 para o solo de Lavras. Comparando os valores de R obtidos nos ensaios de deslocamento com os dos ensaios de sorção, observa-se uma grande diferença nos valores, devido ao fato de que, nos ensaios de deslocamento se ter uma condição de dinâmica e no de sorção uma condição de estática, que interfere no tempo de contato superior ao verificado no ensaio de deslocamento, dando assim uma maior oportunidade de contato da solução com o solo, e por consequência, uma maior sorção. De um modo geral, observa-se que o solo de Lavras, em comparação aos demais, apresentou menor CTC e, por consequência, um menor fator de retardamento e, devido à baixa velocidade média da solução deslocadora na coluna de solo ($v=3,98 \text{ cm h}^{-1}$) e condutividade hidráulica verificou-se menor

valor de D. Por outro lado, para os solos de Campo Belo e Pouso Alegre, que apresentaram maiores valores de K_o , velocidade média da solução deslocadora na coluna de solo ($v=29,95$ e $21,89 \text{ cm h}^{-1}$, respectivamente) e CTC, os valores de R e D foram superiores ao de Lavras, o que permite inferir que esses solos são mais reativos e por consequente apresentam menores potenciais à lixiviação do Li e à contaminação das águas subterrâneas (Figura 2). Comparando os valores de R obtidos para os solos de Lavras e Pouso Alegre, verifica-se uma pequena diferença embora o solo de Pouso Alegre tenha apresentado uma maior CTC associado à maior quantidade da fração argila. Este comportamento pode ser associado ao pH levemente ácido do solo de Pouso Alegre, promovendo variações das cargas dependentes de pH nos sítios de troca de carga, diminuindo a CTC e aumentando o tempo de equilíbrio na sorção do Li pela matriz do solo ($\mu=0,035 \text{ h}^{-1}$).

TABELA 2. Parâmetros ajustados da equação do transporte do Lítio para os solos de disposição de RSU dos municípios de Campo Belo, Lavras e Pouso Alegre, MG.

Parâmetros	Campo Belo		Lavras		Pouso Alegre	
	EI	EPO	EI	EPO	EI	EPO
R	1,328	1,328	0,733	0,731	0,826	0,834
D ($\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$)	48,48	48,430	3,828	3,694	22,811	18,680
Pe	3,157	3,157	5,309	5,502	4,904	5,989
μ (h^{-1})	0,000	0,000	0,000	0,003	0,000	0,035
r^2	0,987	0,987	0,993	0,993	0,992	0,994

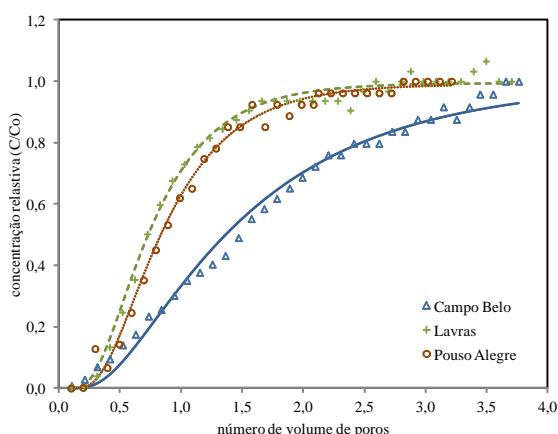


Figura 1. Curvas de eluição do Li para os solos estudados, para a condição de equilíbrio instantâneo.

CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pode ser concluir que não houve diferença nos ajuste dos modelos linear e potencial das isotermas de sorção do Li para os solos estudados, sendo que, em função da capacidade de troca catiônica e dos atributos físico-hídricos os solos mais reativos à sorção do Li e em contrapartida com menores potenciais à contaminação das águas subterrâneas em sequência decrescente foi a seguinte: Campo Belo > Pouso Alegre > Lavras.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo aporte financeiro para a realização deste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALCÂNTARA, M.A.K.; CAMARGO, O.A. Movimentação de nitrato em horizonte superficial e subsuperficial de latossolo e nitossolo com cargas variáveis. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.45, n.1, p.81-88, 2010.
2. ANICETO, K.C.P.; HORBE, A.M.C. Solos urbanos formados pelo acúmulo de resíduos em Manaus, Amazonas, Brasil. *Acta Amazônica*, v.42, n.1, p.135-148, 2012.
3. CAMPOS, M.C.C. Atributos dos solos e riscos de lixiviação de metais pesados em solos tropicais. *Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais*, v.6, n.3, p.547-565, 2010.
4. CARMO, A.I.; ANTONINO, A.C.D.; NETTO, A. M.; CORRÊA, M.M. Caracterização hidrodispersiva de dois solos da região irrigada do Vale do São Francisco. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, n.7, p.698-704, 2010.
5. CELERE, M.S.; OLIVEIRA, A.S.; TREVILATO, T.M.B.; SEGURA-MUNHÔZ, SI. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil e sua relevância para saúde pública. *Caderno de Saúde Pública*, v.23, n.4, p.939-947, 2007.
6. CORRÊA, J.C.; BÜLL, L.T.; PAGANINI, W.S.; GUERRINI, I.A. Disponibilidade de metais pesados em latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.43, n.3, p.411-419, 2008.
7. EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solos. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1979. 212p.
8. EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília: Embrapa. Produção de Informações; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p.
9. KORF, E.P.; MELO, E.F.R.Q.; THOMÉ, A.; ESCOSTEGUY, P.A.V. Retenção de metais em solo da antiga área de disposição de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo, RS. *Revista de Ciências Ambientais*, v.2, n.2, p.43-60, 2008.
10. MOREIRA, C.S.; ALLEONI, L.R.F. Adsorption of Cd, Cu, Ni and Zn in tropical soils under competitive and non-competitive systems. *Science Agrícola*, v.67, n.3, p.301-307, 2010.
11. 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*, v.58, p.171-180, 2001.
12. OLIVEIRA, F.J.S.; JUCÁ, J.F.T. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.9, n.3, p.211-217, 2004.
13. OLIVEIRA, L.F.C.; CASTRO, M.L.L.; RODIGUES, C.; BORGES, J.D. Adsorção e deslocamento do íon cádmio em solos do cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, n.8, p.848-855, 2010.
14. OLIVEIRA, L.F.C.; CASTRO, M.L.L.; RODIGUES, C.; BORGES, J.D. Adsorção e deslocamento do íon cádmio em solos do cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, n.8, p.848-855, 2010a.
15. OLIVEIRA, L.F.C.; CASTRO, M.L.L.; RODRIGUES, C.; BORGES, J.D. Isotermas de sorção de metais pesados em solos do cerrado de Goiás. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, n.7, p.776-782, 2010b.
16. OLIVEIRA, S.; PASQUAL, A. Avaliação de parâmetros indicadores de poluição por efluente líquido de aterro sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.9, n.3, p.240-249, 2004.
17. PADILHA, A.C.M.; QUADROS, V.D.; MATTOS, P.; RODRIGUES, R.G. A equação tecnologia e a gestão de resíduos sólidos: uma análise do descarte de telefones celulares no município de Carazinho, RS. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental*, v.3, n.1, p.1-12, 2009.
18. PIAZ, J.F.D.; FERREIRA, G.M.V. Gestão de resíduos sólidos domiciliares urbanos: o caso do município de Marau, RS. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, v.5, n.1, p.33-47, 2011.
19. PROCHNOW, T.R.; PROCHNOW, E.A.; LIBERMAN, B. Efeitos antrópicos sobre concentrações de metais alcalinos na região da microbacia do Arroio Araçá, Canoas, Rio Grande do Sul. *Química Nova*, v.32, n.7, p.1782-1786, 2009.
20. SIMUNEK, J.; VAN GENUCHTEN, M.T.; SEJNA, M.; TORIDE, N.; LEIJ, F.J. The STANMOD computer software for evaluating solute transport in porous media using analytical solutions of the convection-dispersion equation, version 2.0. Riverside: U.S. Salinity Lab., U.S. Dep. of Agric., 1999, 20p.

21. SOUZA, R.S.; CHAVES, L.H.G.; FERNANDES, J.D. Adsorção de zinco e sua relação com características de solos do Estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v.1, n.único, p.1–6, 2006.
22. TAGLIAFERRO, G.V.; PEREIRA, P.H.F.; RODRIGUES, L.A.; SILVA, M.L.C.P. Adsorção de chumbo, cádmio e prata em óxido de nióbio (v) hidratado preparado pelo método da precipitação em solução homogênea. *Química Nova*, v.34, n.1, p.101-105, 2011.
23. VINHAL-FREITAS, I.C.; MALDONADO, A.C.D.; ALVARENGA, C.B.; CAMARGO, R.; WENDLING, B. Adsorção e dessorção de metais no solo e coeficientes de isotermas de Freundlich e Langmuir. *Agropecuária Técnica*, v.31, n.2, p.153–163, 2010.