

Comparação da eficiência de três materiais na sorção e difusão dos íons metálicos através de ensaios experimentais e simulação computacional

A comparison of the efficiency of three materials on metal ions sorption and diffusion using experimental tests and computational simulation

Cláudia Virgínia Lacerda

Mestre, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Metalúrgica, EEIMVR/UFF, Volta Redonda - RJ.
claudia_lacerda@metal.eeimvr.uff.br

José Adilson de Castro

Professor Adjunto, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Metalúrgica, EEIMVR/UFF, Volta Redonda - RJ.
adilson@metal.eeimvr.uff.br

Elisabeth Ritter

Professora Adjunto, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UERJ, RJ.
ritter@uerj.br

João Antônio da Costa Pires

Mestre, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UERJ, RJ.
joaoac_pires@yahoo.com.br

Adriana Moreira Bonfim

Aluna de iniciação científica, Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, UERJ, RJ.
drikstrobrel@yahoo.com.br

Resumo

Com objetivo de obter parâmetros fundamentais do transporte e retenção de íons metálicos em sistemas de contenção, utilizou-se lixiviado sintético, com pH 1 e conhecidas concentrações dos íons cromo, cádmio e cobre. Através de ensaios de sorção e difusão molecular, estudou-se o comportamento dos íons metálicos em solo compactado, solo com 10% de bentonita sódica compactado e solo compactado sobreposto por geomembrana. Foi implementado, no programa MPHMTTP (Multi Phase Heat and Mass Transfer Program), as equações que descrevem o comportamento dos íons investigados com parâmetros de ajustes obtidos através dos ensaios de sorção e difusão. A presença da geomembrana minimiza a migração dos metais pelo processo difusivo, sendo que a capacidade de sorção do solo não é exigida em função da presença da geomembrana. Porém a opção solo com bentonita mostrou-se uma alternativa específica predominantemente pela capacidade de sorção do cádmio.

Palavras-chave: Aterro Sanitário, bentonita, lixiviado sintético, íons metálicos, modelagem.

Abstract

The present study aims to quantify basic parameters for the transport and retention of metal ions in contention barrier systems. A synthetic leachate with pH 1 and known concentrations of ions chromium, cadmium and copper was used. Sorption and molecular diffusion experiments were carried out in compacted soil, soil mixture with 10% sodium bentonite and compacted soil overlaid with geomembrane. It was implemented in the program MPHMTTP (Multi Phase Heat and Mass Transfer Program) where the equations describe ion behavior under adjusted parameters obtained from sorption and diffusion tests. The geomembrane's presence minimizes ion migration through a diffusive process, and eliminates the need for the soil sorption capacity. But the soil with the bentonite option proved to be the most predominant specific alternative due to its cadmium sorption capacity.

Keywords: Landfill, bentonite, synthetic leachate, heavy metal, modeling.

1. Introdução

O estudo comportamental dos metais de transição, em especial no solo, é devido aos inúmeros efeitos que esses podem causar. Em pequenas concentrações parte desses metais é essencial aos organismos vivos, porém oferecem riscos à saúde em determinadas combinações químicas ou em altas concentrações. Os riscos estão, também, relacionados ao seu efeito bioacumulativo e à sua capacidade de interação com um sistema biológico. Tais riscos também estão relacionados a outros fatores, como a forma química em que esses metais se encontram no ambiente. Sua capacidade de biotransformação (em produtos mais ou menos tóxicos) também pode ser um fator de risco à

saúde (Adriano, 1986; Malavolta, 1994; Firjan, 2000; Reidler, 2002). Apresentam mobilidade em solo e em águas subterrâneas devido à sorção na superfície da fração sólida do meio poroso e, portanto, podem ter sua mobilidade aumentada quando em competição com outros metais preferencialmente adsorvidos pelo solo. No solo, além de estarem na estrutura mineral, os íons podem ocorrer sob a forma adsorvida à superfície sólida e, nas soluções intersticiais, na forma complexada ou associada a colóides. No lixiviado, os íons encontram-se em solução, associados às partículas coloidais (orgânicas e inorgânicas) e sob forma de complexos (Yong et al., 1992).

As barreiras de proteção para aterros sanitários podem ser formadas por material sintético ou natural, que visam a minimizar a contaminação dos mananciais aquíferos através da migração do chorume. Em aterros sanitários, normalmente, são utilizadas as argilas compactadas e as geomembranas sintéticas (Rowe et al., 1995).

O objetivo do trabalho foi verificar, em laboratório, o comportamento dos íons Cd, Cu e Cr em presença de três diferentes formas de barreiras de proteção: argila compactada, uma mistura compactada da mesma argila com 10% de bentonita e a utilização de argila compactada sobreposta com geomembrana em contato com lixiviado sintético.

2. Materiais e métodos

Solo utilizado

O solo utilizado foi coletado no Aterro Sanitário de Rio das Ostras (ARO), situado no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Esse solo foi misturado com 10% de bentonita (em peso seco). A mistura do solo com bentonita foi preparada com 20g (10%) de bentonita sódica,

comercial, para 180g (90%) do solo de ARO, ambos em peso seco.

A metodologia da determinação da capacidade de troca catiônica (CTC) seguiu a norma da Embrapa (1999) e o pH foi medido com um potenciômetro com a relação suspensão solo/água de 1:2,5,

A CTC foi calculada a partir da soma de Ca e Mg, sendo estes obtidos da extração com KCl 1 mol.L⁻¹. Já o Na e o K foram obtidos através da extração Mehlich 1 (HCl 0.05+H₂SO₄ 0.0125 mol.L⁻¹). O Al e o H, foram obtidos da extração com acetato de cálcio.

Solução contaminante

A solução contaminante foi produzida artificialmente (lixiviado sintético), em concentrações acima dos valores encontrados nos aterros sanitários, a fim de que a precisão das

análises químicas não fossem comprometidas. O lixiviado sintético é composto por três metais pesados com concentrações: cádmio (1000 ppm), cobre (250 ppm) e cromo (250 ppm).

Foi mantido pH 1, para verificar o comportamento dos íons em presença de baixos valores de pH, mantendo-se os metais solúveis e favorecendo-se a mobilidade dos íons.

Procedimento do ensaio experimental

Ensaio de equilíbrio em lote

Foi utilizada a razão Solo seco Solução (RSS) 1:10. As soluções foram preparadas a partir da solução multiespécie e água deionizada, nas concentrações 0%, 10%, 20%, 30%, 50%, 75% e 100%. As soluções fo-

ram adicionadas à massa de solo (adsorvente), no frasco de polietileno, e levadas para agitação (250 rpm), conforme recomendações normalizadas (EPA, 1992). Após 48h de agitação, as amostras são filtradas (papel

de filtro 8µm) e levadas para análise, determinando a concentração de equilíbrio. As concentrações foram determinadas através do espectômetro de emissão ótica por plasma indutivamente acoplado.

Ensaio de difusão molecular

O ensaio simula a migração de soluções em solos de baixa permeabilidade, avaliando o comportamento das espécies químicas, durante o processo, e determinando os coeficientes de difusão molecular (Rowe et al., 1988). O ensaio seguiu o modelo da célula desenvolvida por Pires (2007), para solo compactado e Valadão (2008), para solo compactado

e geomembrana, utilizando o modelo de Barone. O solo foi compactado, na célula de 6cm de altura com energia Proctor Normal (NBR 7182/1986 da ABNT). O solo foi saturado por contrapressão em equipamento triaxial. Terminada a saturação, acrescentaram-se 300 ml (equivalente a 3 cm de altura) da solução contaminante no reservatório (parte

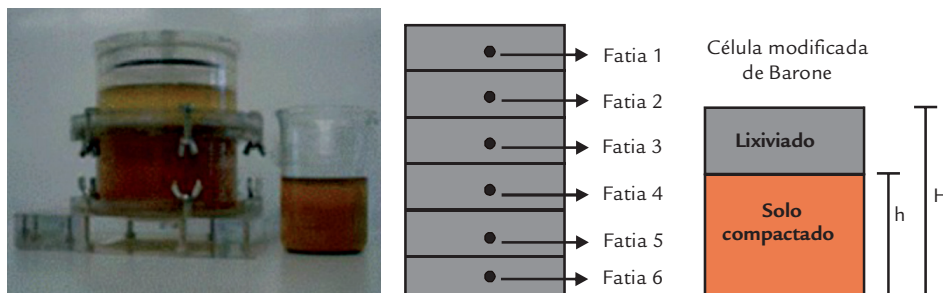
superior da célula molde), permitindo o contato entre a solução e o solo compactado com ou sem bentonita e/ou geomembrana. Os ensaios em solos compactados com e sem bentonita duraram 10 dias, enquanto aqueles com geomembrana duraram 60 dias. Optou-se pelo tempo de duração de 60 dias para melhor definição do perfil de difusão dos

ções. Ensaios anteriores não mostraram difusão detectável para tempos inferiores a 30 dias, portanto foi adotado 60

dias como intervalo de tempo para se obterem variações acima da ordem de grandeza das incertezas dos experimen-

tos (Lacerda, 2009). A Figura 1 apresenta um esquema da célula modificada de Barone utilizada nos ensaios.

Figura 1
Esquema da célula
modificada de Barone.



Modelagem matemática

A modelagem do sistema em estudo consiste na formulação do transporte de massa dos contaminantes, metais pesados, através da equação de balanço para um volume de controle elementar, que obedece

à hipótese do contínuo. Nesse contexto, a aplicação da formulação multifásica multicomponentes, para os metais pesados, mostra que os referidos contaminantes encontram-se misturados em um sistema

composto por sólidos e líquido, sendo que a presença de cada componente pode ser representada por sua fração molar ou mássica. A equação de conservação de massa pode ser escrita da seguinte forma:

$$\frac{\partial(\rho_j \varepsilon_j \phi_k)}{\partial t} + \text{div}(\rho_j \varepsilon_j \vec{U}_j \phi_k) = \text{div}(\Gamma_{\phi_k} \text{grad}(\phi_k)) + S_{\phi_k} \quad (1)$$

O primeiro termo da equação é o termo de acúmulo da massa do íon ϕ_k no volume de controle e representa o termo transiente da equação. O segundo termo representa o fluxo do componente por advecção na unidade de volume. O terceiro termo representa o fluxo do componente por difusão na unidade de volume

e o quarto termo, conhecido como termo-fonte, está associado à sorção, des-sorção ou complexação do componente pela fase sólida do solo.

Para cada íon de interesse, há uma equação que representa, de forma adequada, a taxa de transferência de massa do contaminante para o solo (sorção) e

do solo para o contaminante (dessorção), comportamentos estes observados através do ensaio de sorção realizado para cada íon de interesse, em presença de solo puro e solo acrescido de 10% de bentonita sódica. As taxas estão apresentadas nas Equações 2 e 3, em seus respectivos termos-fonte.

Para íons com caráter sorcivo: Cd^{2+} , Cr^{6+} e Cu^{2+}

$$S_{\phi_k} = k_{\phi_k} \beta_{\phi_k} A_{s-l} [\rho_{\text{liquido}} \varepsilon_{\text{liquido}}] [\phi_k^* - \phi_k]^n \phi_k \quad (2)$$

Para íons com caráter dessorcivo: Cu^{2+} (solo)

$$S_{\phi_k} = k_{\phi_k} \beta_{\phi_k} A_{s-l} [\rho_{\text{liquido}} \varepsilon_{\text{liquido}}] [\phi_k^* - \phi_k]^n \phi_k \quad (3)$$

Sendo:

k = índice para íon ou espécie química;
 ρ_j = densidade de cada fase em cada ponto do meio poroso;
 \vec{U}_j = componentes de velocidade da fase;
 Γ_{ϕ_k} = coeficiente de transferência de massa;
 A_{s-l} = área de contato efetiva entre a fase sólido-líquido (m^2/m^3);
 β_{ϕ_k} = taxa ou coeficiente de transferência de massa (m/s);
 k_{ϕ_k} = constante cinética;
 ϕ_k = concentração da espécie química na fase líquida (L) e/ou sólida (S) em função do tempo;

ϕ_k^* = concentração de equilíbrio da espécie química na fase líquida ou sólida;
 ρ_{liquido} = densidade da fase líquida;
 $\varepsilon_{\text{liquido}}$ = fração volumétrica da fase líquida;
 n = expoente da equação.

A equação de balanço de massa (Eq. 1) com seus termos-fonte (Eq. 2 e 3) foi resolvida utilizando-se o programa MPHMT, implementado em linguagem Fortran (Lacerda, 2009), que permite a implementação de vários íons para cada uma das fases envolvidas. Esse programa resolve, numericamente, através do Método dos Volu-

mes Finitos, as equações de transporte do contaminante. Para a simulação computacional, foram utilizados como dados de entrada para o modelo, resultados da correlação de concentração inicial em função da concentração de equilíbrio ($C_0 \times C_e$).

Condições de contorno de simetria e condições iniciais prescritas foram consideradas. O coeficiente de difusão efetivo (D_e), para cada íon, foi obtido a partir do ajuste da curva numérica e dos resultados do ensaio de difusão molecular para cada íon.

3. Resultados e discussões

O solo do aterro é composto por uma argila arenosa com pedregulhos

de coloração amarela-clara. O solo contém 59% de fração argila (fração

< 5 μm), determinado através de análise granulométrica conforme NBR

7181/86. O mineral argílico predominante é a caulinita com capacidade de troca catiônica (CTC) de 2,9 cmol/kg, com pH 6,2. A mistura desse solo com 10% de bentonita obteve CTC de

7,1 cmol/kg com pH 7,2. Os ensaios foram com amostras compactadas com massa específica aparente seca de 16,54 kN/m³ e umidade ótima (NBR 7182/84) de 20,9%, para o solo ar-

giloso, e 23%, para a mistura solo com bentonita. O coeficiente de permeabilidade determinado na amostra compactada do solo argiloso foi de 1,87x10⁻⁷cm/s (Pires, 2007).

Ensaio de equilíbrio em lote

A Figura 2 exemplifica o gráfico obtido a partir dos ensaios de equilíbrio em lote, onde um mesmo elemento (cromo) apresentou ajuste, tanto pelo modelo Linear, utilizando solo puro, quanto pelo modelo Langmuir, com o uso de solo com 10% de bentonita. Em ambos os ensaios, o cromo teve comportamento sorcivo. A Tabela 1 resume os parâmetros de sorção definidos para os íons estudados, utilizando solo puro, solo com 10% de bentonita e lixiviado

sintético. São apresentados os resultados dos coeficientes de distribuição (K_d) e coeficiente de correlação (R^2) para os modelos linear e valores da constante de Langmuir (b) e quantidade máxima sorvida (S_m) para as isotermas ajustadas pelo modelo de Langmuir (taxa cinética de sorção). Os valores da Tabela 1 foram obtidos através do gráfico concentração de equilíbrio na fase líquida (C_e), em função da massa de íon sorvido por massa unitária de solo (C_s),

exemplificado na Figura 2 (Lacerda, 2009). Para o cádmio, foi observada uma capacidade sorciva maior para o solo com bentonita, conforme Tabela 1. No entanto, para o elemento cobre, observou-se um caráter dessorcivo no ensaio utilizando solo puro; o mesmo não foi observado no ensaio de solo com bentonita. Esse comportamento dessorcivo não esperado possivelmente ocorreu por uma contaminação durante a análise química.

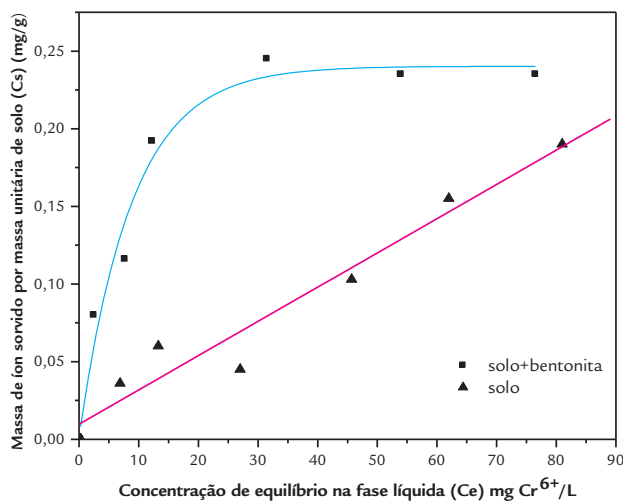


Figura 2
Concentração de equilíbrio (mg/L) em função da quantidade de massa sorvida (mg/g) do íon Cr⁶⁺.

Íons	Parâmetro			
	Linear		Langmuir	
	Kd (cm ³ /g)	R ²	S _m (mg/g)	b (cm ³ /g)
Cd ²⁺	0,7	0,6732	-	-
Cr ⁶⁺	-	-	0,2571	0,1822
Cu ²⁺	1	0,9872	-	-
Cd ²⁺	0,3	0,9986	-	-
Cr ⁶⁺	2,2	0,9506	-	-
Cu ²⁺	0,0	-	-	-

(1) solo com 10% de bentonita; (2) solo puro.

Tabela 1
Valores dos parâmetros dos ensaios de sorção.

Ensaio de difusão molecular

Os resultados dos ensaios de difusão molecular estão apresentados por íon avaliado. As Figuras 3 a 5 apresentam o comportamento dos íons na célula de difusão indicando a concentração da solução intersticial em função da profundidade. Os pontos apresentados nos gráficos significam as concentrações obtidas experimentalmente em cada camada (fatia); a primeira camada está situada no topo (interface solo-

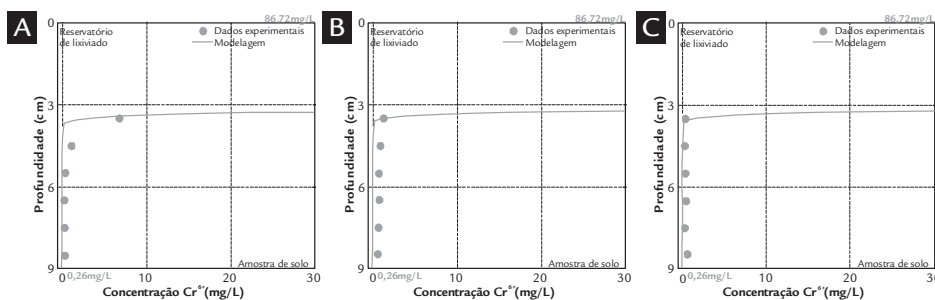
solução) e a última camada ou fatia está situada na base. Nos três primeiros centímetros, está a concentração da solução contaminante e nos outros 6cm está representada a concentração do solo compactado com ou sem as presenças da bentonita e da membrana. As linhas contínuas representam os resultados da simulação que melhor se ajustaram aos resultados experimentais. Em função das baixas concentra-

ções obtidas, todos os resultados estão apresentados em tabelas, de modo a se compararem as diferenças obtidas para as diferentes configurações de material para contenção.

As Figuras 3(a), (b), (c) e a Tabela 2 apresentam os resultados experimentais obtidos para o cromo nos três materiais.

A Figura 3(a) apresenta a curva numérica ajustada aos dados experimentais da difusão do íon-cromo em

Figura 3
Gráfico de difusão do cromo:
a) solo puro - 10 dias;
b) solo com bentonita - 10 dias e
c) geomembrana - 60 dias.



Profundidade (cm)	Cromo (mg/L)		
	S	SB	SG
3,5	6,72	1,32	0,25
4,5	1,10	0,80	0,24
5,5	0,39	0,64	0,25
6,5	0,30	0,76	0,25
7,5	0,27	0,66	0,24
8,5	0,27	0,63	0,25
Referência	0,26	0,26	0,26
Solução sintética	86,72	86,72	86,72

Tabela 2
Valores experimentais do ensaio de difusão do Cr^{6+} .

(S) Ensaio de difusão em solo compactado-10 dias;
(SB) Ensaio de difusão em solo com 10% de bentonita-10 dias;
(SG) Ensaio de difusão em solo compactado sobreposto por geomembrana-60 dias.

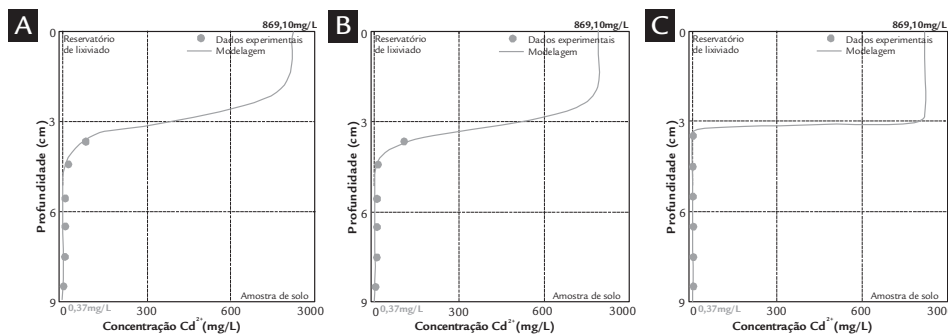
solo compactado durante dez dias; obteve-se um bom ajuste à curva experimental. O cromo teve maior mobilidade, na primeira camada do solo, e, nas camadas subjacentes, tal mobilidade diminuiu. A partir de 7 cm de profundidade o comportamento do cromo se manteve constante. Conforme a Figura 3(b), verifica-se que, em presença da bentonita, o cromo obteve menor mobilidade nas duas primeiras camadas em relação ao ensaio de difusão com solo compactado. Para as demais camadas, houve uma pequena redução em relação à primeira, mas comparadas às camadas do ensaio apresentado na Figura 3(a), verifica-se que as concentrações encontradas são cerca do dobro do que se utiliza somente solo (Tabela 3). No ensaio de sorção do solo com bentonita, verificou-se uma capacidade de sorção pelo Cr^{6+} mais do que o dobro do que com solo puro (vide Figura 2). Na Figura 3(c), verifica-se que não ocorreu mobilidade do cromo, indicando a eficácia da geomembrana.

A Figura 4 (a), (b), (c) e a Tabela 3 apresentam os resultados de difusão do cádmio através dos três materiais. A Figura 4(a) apresenta o gráfico do ensaio de difusão molecular para o íon cádmio em solo compactado, durante 10 dias. Através da simulação numérica, foi possível obter um bom ajuste à curva experimental. Verifica-se alguma mobilidade do íon, sendo que sua concentração mostrou-se pouco maior na camada superior (interface solo-lixiviado). Na segunda camada, reduziu em menos da metade a concentração encontrada na primeira camada e, nas quatro últimas camadas, o comportamento foi o mesmo encontrado na segunda camada, estando a concentração superior à referência do solo. A Figura 4(b) mostra o perfil do íon-cádmio em presença de bentonita, onde se observa um bom ajuste à curva experimental. Observa-se que o cádmio apresenta comportamento semelhante ao ensaio com solo compactado (Figura 4(a)). Visualmente as concentrações encontradas nas camadas

foram muito semelhantes em ambos os ensaios, no entanto, comparando-se os valores (Tabela 2), nota-se que, para o ensaio realizado em solo com bentonita, as concentrações encontradas nas camadas foram inferiores ao ensaio realizado com apenas solo compactado. A explicação da diferença encontrada está no valor de sorção que tem $K_d = 0,7 \text{ cm}^3/\text{g}$ para solo com bentonita e $K_d = 0,3 \text{ cm}^3/\text{g}$ para solo puro. Apenas, na primeira camada da Figura 4(b), a concentração do cádmio foi maior, devido à expansão da mistura solo-bentonita na interface solo-solução. A Figura 4(c) apresenta a curva numérica bem ajustada aos dados experimentais da difusão do íon-cádmio, em geomembrana para o período de 60 dias. O comportamento do íon manteve-se constante em todas as camadas com valores muito baixos, indicando que não houve difusão, mostrando a competência da geomembrana.

A Figura 5 (a), (b), (c) e a Tabela 4 apresentam os resultados de difusão do cobre através dos três materiais.

Figura 4
Gráfico de difusão do cádmio:
a) solo puro - 10 dias;
b) solo com bentonita - 10 dias e
c) geomembrana - 60 dias.



Profundidade(cm)	Cádmio (mg/L)		
	S	SB	SG
3,5	82,01	104,50	0,37
4,5	19,55	3,02	0,37
5,5	6,55	0,53	0,37
6,5	2,67	0,59	0,37
7,5	1,29	0,51	0,37
8,5	0,79	0,48	0,38
Referência	0,37	0,37	0,37
Solução sintética	869,10	869,10	869,10

(S)Ensaio de difusão em solo compactado-10 dias;
 (SB) Ensaio de difusão em solo com 10% de bentonita-10 dias;
 (SG) Ensaio de difusão em solo compactado sobreposto por geomembrana - 60 dias.

Para esses três materiais pode-se obter bom ajuste numérico em relação aos resultados experimentais. A capacidade de sorção do cobre com a presença da bentonita foi pequena, indicando que a bentonita não possui efeito de contenção do mesmo. A presença da geomembrana impediu qualquer possibilidade de difusão do cobre. O mesmo foi observado também para outros metais estudados.

A Tabela 5 apresenta os valores do coeficiente de difusão efetivo (D_e) encontrados nas simulações realizadas através de um modelo de cinética de transferência de massa para os ensaios realizados com solução multiespécie em solo, solo e 10% de bentonita e geomembrana. Foi observado que, para todos os íons, os valores de D_e foram menores, para o ensaio

realizado com geomembrana, e que, para o cobre, foi encontrado o mesmo valor de D_e , para o solo compactado e solo com bentonita. A mobilidade dos íons foi representada com a seguinte sequência: $Cd^{2+}>Cu^{2+}>Cr^{6+}$, tanto nas simulações realizadas em solo compactado, como nas simulações em solo com 10% de bentonita, e $Cr^{6+}>Cu^{2+}>Cd^{2+}$ para os ensaios realizados com geomembrana.

Boscof et al. (1999) estudaram o comportamento de doze metais, entre eles o Cd^{2+} , Cu^{2+} e Cr^{3+} , em um solo tropical. Foram realizados ensaios de difusão a partir de solução com concentração inicial de 100 mg/L e valores de pH 1 e 4. Os referidos autores não apresentaram os valores do coeficiente de difusão dos íons. Mas é possível verificar, através das concentrações ini-

Tabela 3
 Valores experimentais do ensaio de difusão do Cd^{2+} .

ciais dos íons e das concentrações nas primeiras camadas, que os íons apresentaram o mesmo comportamento (em pH 1) que os íons da atual pesquisa ($Cd^{2+}>Cu^{2+}>Cr^{3+}$).

Nascentes (2006) estudou a mobilidade de seis íons, entre eles Cd^{2+} , Cu^{2+} e Cr^{3+} , em solo residual compactado, através de ensaios de coluna e ensaios de equilíbrio em lote, utilizando solução multiespécie em pH 5,2. Com base nos resultados da extração sequencial, a autora concluiu que a sequência de mobilidade dos metais foi: $Cd^{2+} > Cu^{2+} > Cr^{3+}$. Portanto verifica-se a mesma sequência de mobilidade, mesmo tendo sido utilizado Cr^{6+} na presente pesquisa, em função do Cr^{6+} apresentar uma toxicidade superior à do Cr^{3+} (Nascentes, 2006), além de apresentar maior mobilidade (Fetter, 1993).

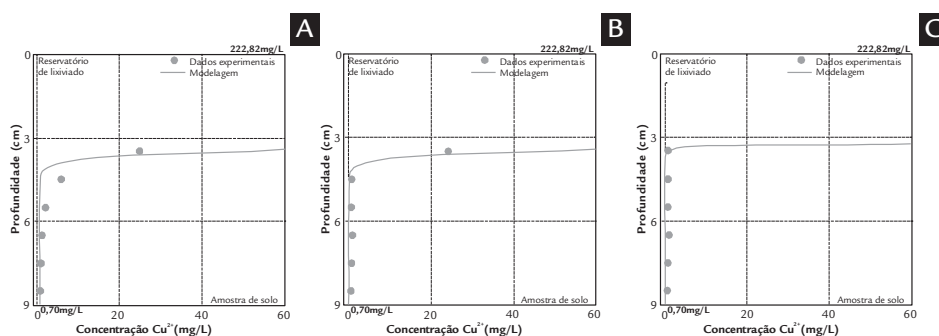


Figura 5
 Gráfico de difusão do cobre:
 a) solo puro - 10 dias;
 b) solo com bentonita - 10 dias e
 c) geomembrana - 60 dias.

Profundidade (cm)	Cobre (mg/L)		
	S	SB	SG
3,5	24,87	24,26	0,71
4,5	6,03	0,67	0,71
5,5	2,18	0,58	0,70
6,5	1,22	0,69	0,71
7,5	0,85	0,62	0,70
8,5	0,84	0,54	0,72
Referência	0,70	0,70	0,70
Solução sintética	222,82	222,82	222,82

(S)Ensaio de difusão em solo compactado-10 dias;
 (SB) Ensaio de difusão em solo com 10% de bentonita-10 dias;
 (SG) Ensaio de difusão em solo compactado sobreposto por geomembrana - 60 dias.

Tabela 4
 Valores experimentais do ensaio de difusão do Cu^{2+} .

Tabela 5
Coeficiente de difusão efetivo
para os metais pesados.

	Coeficiente de Difusão Efetivo (D_e) m^2/ano		
	Solo	Solo+ Bentonita	Geomembrana
Cádmio	$10,2 \cdot 10^{-4}$	$4,2 \cdot 10^{-4}$	$0,0063 \cdot 10^{-4}$
Cromo	$0,8 \cdot 10^{-4}$	$0,7 \cdot 10^{-4}$	$0,08 \cdot 10^{-4}$
Cobre	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$0,032 \cdot 10^{-4}$

4. Conclusões

Para as simulações realizadas em solo compactado, o íon-cádmio apresentou maior mobilidade e o cromo foi o que apresentou menor mobilidade, podendo ser representada a ordem de mobilidade dos íons da seguinte forma: $Cd^{2+} > Cu^{2+} > Cr^{6+}$. Nas simulações em solo com 10% de bentonita, os íons apresentaram o mesmo comportamento que em solo compactado,

$Cd^{2+} > Cu^{2+} > Cr^{6+}$. Para os ensaios realizados com geomembrana, verificou-se, através de simulações comprovadas pelos resultados experimentais, a seguinte ordem de mobilidade dos metais pesados: $Cr^{6+} > Cu^{2+} > Cd^{2+}$. Os resultados para solo compactado e solo com 10% de bentonita confirmaram a sequência de mobilidade dos metais encontrados por Nascentes (2006), sequência reali-

zada em solo latossolo vermelho-amarelo: $Cd^{2+} > Cu^{2+} > Cr^{3+}$. A presença da geomembrana minimiza a migração dos metais pelo processo difusivo, sendo que a capacidade de sorção do solo não é exigida em função da presença da geomembrana. Porém a opção solo com bentonita mostrou-se uma alternativa específica predominantemente pela capacidade de sorção do cádmio.

5. Agradecimentos

Os autores agradecem a CAPES, a

FAPERJ e ao CNPq.

6. Referências bibliográficas

- ADRIANO, D.C. *Trace elements in the terrestrial environment*. New York: Springer-Verlag, 1986. 533p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *Solo - Ensaio de Compactação - NBR 7182 (MB 33)* - 1984.
- BOSCOV, M. E. G., OLIVEIRA, E., GHILARDI, M. P., SILVA, M. M. Difusão de metais através de uma argila laterítica compactada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, REGEO'99, 4. *Anais...* São José dos Campos, 1999. p. 323-330.
- EMBRAPA. *Manual de métodos de análise de solo*. (2. Ed.). Rio de Janeiro, Brasil: Embrapa Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de solos, 1999.
- EPA – United States Environmental Protection Agency Batch. Type procedures for estimating soil adsorption of chemicals, in Technical Resource Document, 1992. 100p.
- FETTER, C. W. *Contaminant hydrogeology*. U.S.: Macmillan Publishing Company, 1993. 458p.
- FIRJAN (Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro). 2000. Acesso em: 10 de dezembro de 2008. <<http://www.firjan.org.br/data/pages/2C908CE9231956A5012343B7C92D5445.htm>>
- LACERDA, C.V. *Modelagem da migração dos íons inorgânicos e metais pesados em camadas de base de aterros sanitários*. Volta Redonda: Programa de Pós-Graduação, UFF, 2009. (Dissertação de Mestrado).
- MALAVOLTA, E. *Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados – mitos, mistificação e fatos*. São Paulo: Produquímica, 1994. 153p.
- NASCENTES, R. *Estudo da mobilidade de metais pesados em um solo residual compactado*. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2006. (Tese de Doutorado).
- REIDLER, N. M. V. L., GÜNTHER, W. M. R. Impactos sanitários e ambientais devido aos resíduos gerados por pilhas e baterias usadas. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 28. *Anais...* Cancún, México, 27 a 31 de outubro de 2002.
- PIRES, J. A. C. *Estudo de barreira de proteção com solo compactado em célula experimental no aterro sanitário de Rio das Ostras*. Rio de Janeiro: Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, UERJ, 2007. (Dissertação de Mestrado).
- ROWE, R. K. Contaminant migration through groundwater - the role of modeling in the design of barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, v.25, p.778-798, 1988.
- ROWE, R. K., QUIGLEY, R. M., BOOKER, J. R. *Clayey barrier systems for waste disposal facilities*. London: E & FN SPON, 1995.

YONG, R. N., MOHAMED, A. M., WARKENTIN, B. P. *Principles of contaminant transport in soils*. Amsterdam: Elsevier Science B.V., 1992.

VALADÃO, I. C. R. P. *Simulação computacional e experimental da influência da geomembrana na difusão de íons inorgânicos no solo do aterro sanitário de Rio das Ostras-RJ*. Volta Redonda: Programa de Pós Graduação, UFF, 2008. (Tese de Doutorado).

Artigo recebido em 09 de junho de 2010. Aprovado em 17 de maio de 2011.

R001



**Divulgue sua empresa
e seus produtos para os
formadores de opinião do
setor mineiro-metalúrgico.**

ANUNCIE NA REM - REVISTA ESCOLA DE MINAS.

Pedidos de inserção, negociações e consultas:

RBC EDITORAÇÃO ELETRÔNICA

Luciano Borba

(31) **3551 4730**

diretor.comercial@rem.com.br