

ESTUDO EXPERIMENTAL E NUMÉRICO DO COMPORTAMENTO DO ÍON CÁLCIO EM SOLO DO ATERRO MUNICIPAL DE VOLTA REDONDA

Maryana Antonia Braga Batalha Souza¹
Izabella Christynne Ribeiro Pinto Valadão¹
Adriana de Souza Forster Araújo¹
José Adilson de Castro¹

RESUMO

O presente trabalho consiste no estudo da previsão da dinâmica do íon cálcio através do solo do Aterro Municipal de Volta Redonda, situado no Estado do Rio de Janeiro. O estudo se baseia no movimento do líquido contaminante (solução) no meio poroso (solo), com a determinação da sua taxa de sorção. Para tanto, foram realizados ensaios em colunas de PVC, contendo solo do Aterro, onde ocorre o processo de transferência do íon cálcio entre a solução contaminante e o solo. Utilizaram-se como solução contaminante o lixiviado do Aterro e a solução de gesso agrícola. Foram realizados ensaios de laboratório para determinar parâmetros de interação do solo com o íon cálcio e simulações computacionais para prever o comportamento do transporte do íon após período de 5 dias. O modelo utilizado foi o MPHMTM (*Multi Phase Heat and Mass Transfer Program*) desenvolvido pelo programa de Pós-Graduação em Engenharia Metalúrgica de Volta Redonda (PPGM/EEIMVR/UFF). A simulação computacional determina numericamente os parâmetros de transporte no sistema solo-chorume. Os resultados obtidos durante a realização deste trabalho mostraram que a migração do cálcio pode ser explicada através da ação simultânea de três fenômenos, que são: difusão, sorção e advecção.

Palavras-chave: difusão, sorção, mecanismos de transporte, lixiviado

ABSTRACT

Experimental and numerical study of the behavior of Calcium ion in the Volta Redonda municipal solid waste landfill. The present work aims to study the dynamics of calcium ion within the soil of Volta Redonda Municipal Solid Waste (MSW) landfill, located in Rio de Janeiro state, Brazil. The study is based on the movement of fluid contaminant (solution) into the porous matrix (soil) and

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Metalúrgica, Universidade Federal Fluminense.

determination of the sorption rate of calcium. The experimental procedure was carried out in PVC columns containing soil from the Landfill, with both, the leachate of the MSW and synthetic solutions with controlled concentrations of calcium ion. The experimental results were carried out for 5 days and the concentrations of the liquid were recorded. A computer software (MPHMTP), developed by the Graduate Program on Metallurgical Engineering of Volta Redonda (PPGM/EEIMVR/UFF) was used to determine the transport parameters and the ion concentration on liquid and solid for same conditions of the experiment. The computational simulation determines numerically the parameters of transport in the system soil-leachate. Based on the experimental and numerical simulations carried out in this investigation, it is concluded that the migration of calcium can be explained by the simultaneous action of phenomena which are diffusion, advection in the liquid solution and sorption/desorption in the soil particles.

Key words: diffusion, sorption, transport mechanisms, leachate

INTRODUÇÃO

O solo é um local de reações complexas que lhe impõem uma diversificada dinâmica física, química e biológica (Brady, 1989). É frequentemente utilizado como lixeiras de resíduos domésticos e industriais, apresentando alto risco de contaminação devido às deposições inadequadas (Camargo, 2006). Embora alguns solos funcionem como filtros naturais, retendo e reciclando grandes quantidades de resíduos, elevadas quantidades de compostos tóxicos podem ser transferidos para os cursos de água e para os aquíferos. Sua reação lenta às ações dos agentes externos, muitas vezes, esconde o perigo de substâncias e os elementos nocivos, que podem acarretar consequências para os seres vivos, como para a poluição das águas de maneira geral (Teixeira, 2000).

Em uma área contaminada, há uma intensa dificuldade em diagnosticar a procedência dos contaminantes e em determinar de que maneira sua atuação será prejudicial, pois os mesmos concentram-se em diversos meios, como ar, águas superficiais, solo, sedimentos ou águas subterrâneas, podendo ser transportados, propagando-se por diferentes vias. Esses contaminantes, quase sempre, são constituídos por uma grande percentagem de matéria orgânica e uma elevada carga de nutrientes, como o cálcio (Antônio, 2005).

O cálcio é um macronutriente encontrado em alguns tipos de solo e lixiviado, é um cátion de teor mais elevado e maior faixa de toxidez. Os solos, em geral, possuem cargas negativas, que proporcionam a adsorção desse íon, que possui carga positiva. As principais fontes de cálcio (Souza e Ritchey, 1989; Maria et al., 1993; Sengik,

2005) são os minerais do solo. Os solos argilosos possuem grande concentração de cálcio disponível por serem formados por rochas com alto teor desse íon.

No transporte de contaminantes do lixiviado de aterro, através do solo, ocorrem processos físicos (advecção e dispersão hidrodinâmica), químicos (sorção, precipitação e complexação) e biológicos (degradação por fatores bióticos e abióticos). Atualmente, utiliza-se a simulação computacional como principal ferramenta para a avaliação dos efeitos do lixiviado em grandes áreas de solo, por grandes períodos de tempo, a fim de se projetar ações corretivas.

Modelos numéricos multidimensionais podem prever a mobilidade de poluentes, através do subsolo, devido a regimes hidrodinâmicos, que envolvem estruturas complexas. A dinâmica do fluido difere de caso a caso, pois sua mobilidade depende de muitos fatores inerentes à estrutura da matriz porosa e à composição química do solo, condições de interface e de contorno, bem como aos potenciais fluxos através do domínio. A maioria dos modelos disponíveis para fluxos em domínios heterogêneos complexos utiliza como técnicas numéricas, diferenças finitas, elementos finitos ou métodos analíticos. Porém, o método de volumes finitos, segundo as pesquisas realizadas pelo PPGEM/UFF, é o mais indicado para simular o transporte do lixiviado, através do meio poroso, devido à utilização de volumes baseados em equações integrais, as quais permitem que as imposições de descontinuidade no domínio pareçam ser naturais devido à conservação do material em cada volume da malha, inerente ao método.

Costa (2002) realizou pesquisa sobre o transporte de contaminantes comumente encontrados em lixiviados, através do solo do Aterro Sanitário de Sauípe/Bahia. Foram verificadas as influências do gradiente de percolação, da consolidação aplicada ao material e do tipo de solo, na determinação dos parâmetros de transporte de contaminantes.

Ritter et al. (2001, 2002 e 2003) realizaram ensaios de difusão molecular e sorção, e os parâmetros de interação solo-contaminante e coeficiente de difusão para os íons cloreto, sódio, cálcio, magnésio, potássio e amônio, contidos no lixiviado no Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ), foram calculados. Esses ensaios tiveram por objetivo progredir na compreensão do processo de contaminação local e verificar a eficácia de uma barreira lateral implantada no aterro.

Para avaliar a contaminação do solo de Volta Redonda, Forster (2010) utilizou a técnica de simulação computacional aliada a experimentos direcionados. Sua pesquisa se deu através da adequação do modelo MPHMTTP para a simulação, a partir de dados experimentais, com o objetivo de avaliar a migração dos íons inorgânicos Cl^- , Na^+ , K^+ e Ca^{2+} contidos no lixiviado produzido pelo aterro para o solo de Volta Redonda. Como resultado, os ensaios foram comparados com o perfil numérico obtido, através da simulação computacional, utilizando-se o modelo MPHMTTP.

O presente trabalho teve como objetivo analisar o comportamento advectivo e difusivo do íon cálcio ao longo das colunas de PVC de 10 cm preenchidas com o solo do Aterro Municipal de Volta Redonda, após a aplicação das soluções contaminantes. Tais soluções envolvem o lixiviado gerado no próprio Aterro e uma solução de gesso agrícola rica em cálcio. O modelo utilizado é o MPHMT, desenvolvido inicialmente por Castro (2000), e adaptado por Pinto (2004) e Forster (2006), onde se admite que o cálculo do termo-fonte está associado à cinética de transferência de massa das espécies químicas para as partículas do solo e vice-versa em função do tempo. Esse modelo possibilita relacionar o equilíbrio entre a quantidade da espécie química (soluto) adsorvida pela fase sólida do solo e a concentração da mesma espécie química na fase líquida em contato com as partículas.

MATERIAL E MÉTODOS

Para avaliar a mobilidade do íon cálcio no solo do Aterro Municipal de Volta Redonda, foram realizadas análises em laboratórios sob condições controladas de temperatura e de tempo. Os ensaios de laboratório caracterizaram o solo e o lixiviado do Aterro; os ensaios de equilíbrio em lote qualificaram e quantificaram a sorção do íon cálcio pelo solo; os ensaios de coluna forneceram dados sobre o comportamento do íon; e as simulações computacionais utilizaram os dados obtidos, em laboratório, para a definição dos parâmetros de transporte e para a previsão do comportamento do lixiviado nas colunas de solo analisadas.

Ensaio de Equilíbrio em Lote

Ensaio de equilíbrio em lote (*batch equilibrium test*) ou, simplesmente, ensaios de sorção foram realizados nas amostras de solo, com a finalidade de analisar seu comportamento sorcivo em relação à espécie química, presente nas soluções contaminantes. A amostra de solo utilizada foi seca em estufa e misturada com um volume conhecido de solução. Foi determinada a concentração inicial da solução e, após o estabelecimento do equilíbrio físico-químico, a concentração de equilíbrio de cada um dos íons. Utilizou-se 25g de solo seco e uma solução de 250 mL, em uma razão solo:solução de 1:10. O lixiviado foi diluído em soluções de 15%, 35%, 50%, 75% e 100%.

Ensaio em Colunas de PVC

Os ensaios em colunas de PVC utilizaram o solo do Aterro Municipal de Volta Redonda e duas diferentes soluções contaminantes: lixiviado do próprio Aterro e solução de gesso agrícola. A variação das soluções ocorreu devido à necessidade de avaliação do comportamento do íon frente a distintas concentrações, sendo o lixiviado

utilizado para quantificar o real comportamento do cálcio no aterro. E o gesso agrícola utilizado devido ao seu alto teor de cálcio, para comparar resultados do mecanismo de transporte diante da concentração elevada do íon no meio.

Montagem do Ensaio

Os tubos de PVC, com diâmetro de 10 cm e uma altura de 30 cm, foram preenchidos com 10 cm do solo do Aterro e apoiados verticalmente em mesa de ferro, construída, especialmente, para auxiliar o ensaio.

Após a amostra de solo, dentro de cada uma das colunas, sofrer compactação natural devido à força gravitacional, ela foi saturada a 70% e 100% da capacidade de campo, para os ensaios com e sem fluxo de líquido, respectivamente. Para o cálculo do índice de capacidade de campo, estimada em porcentagem, foram pesadas três amostras de aproximadamente 100 g de solo seco em estufa, por 24 horas, e utilizada a equação 1.

$$CC = \text{média} (P_d - P_c - P_s) \quad [1]$$

Onde P_d é o peso do solo após drenagem, P_c é o peso do recipiente e P_s é o peso de solo seco.

Execução do Ensaio

A realização dos ensaios foi feita num período de cinco dias, para que fosse possível comparar os resultados dos dois ensaios, uma vez que o ensaio sem fluxo de líquido não permite a coleta diária de lixiviado. Foram feitos em triplicata, para uma maior confiabilidade dos dados, para se estabelecer uma média dos resultados e montados com três repetições, sendo suas médias comparadas pelo teste de *Tukey* a 10%.

Durante a realização dos ensaios, foi adicionado sobre o solo um volume de 200 mL de solução contaminante, inserido na parte superior das colunas de PVC. O líquido percolado foi coletado ao final do quinto dia de ensaio, e o solo contido dentro dos tubos de PVC foi retirado, sem deformação, e fatiado em quatro partes de 2 cm cada.

a) Ensaio em colunas de PVC com fluxo de líquido

Na montagem da parte inferior dos tubos de PVC deste ensaio, foram colocadas telas de nylon, que tiveram como finalidade sustentar o solo da coluna, mantendo-o na mesma altura durante todo o experimento e permitindo a passagem apenas da solução. Imediatamente abaixo, dois redutores de fluxo foram acoplados aos tubos; dentro do primeiro redutor foi colocado um filtro de papel para sustentação de bolinhas de gude, utilizadas para simular a porosidade encontrada na natureza, facilitando o movimento do lixiviado.

A aplicação da solução nas colunas foi realizada através de gotejamento, para que fosse adicionada lentamente, evitando fluxo pelas paredes laterais. Após a coleta do

percolado, o solo contido nos tubos foi retirado e fatiado, totalizando, em cada coluna, 4 fatias de 2 cm, as quais foram homogeneizadas, embaladas e enviadas para análise.

b) Ensaio em colunas de PVC sem fluxo de líquido

Na parte inferior dos tubos, foi colocado um tampão, para sustentação do solo e impedimento do fluxo de líquido. A aplicação da solução nas colunas foi realizada diretamente no solo saturado. Após o período de ensaio, a solução foi retirada, armazenada e enviada para análise química, e o solo retirado e fatiado, em 4 fatias de 2 cm.

Simulação Computacional do Experimento

As simulações computacionais foram realizadas com os dados obtidos em laboratório, para a definição dos parâmetros de transporte dos ensaios realizados. Após algumas modificações, foi utilizado o modelo MPHMTTP, desenvolvido em conjunto por professores e alunos do Grupo de Simulação Computacional de Fenômenos de Transporte do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Metalúrgica da EEIMVR/UFF. Suas versões anteriores realizavam a simulação do transporte advectivo da solução (Forster, 2006) ou apenas difusivo (Valadão, 2008).

As alterações realizadas no modelo possibilitaram uma maior abrangência dos fenômenos de transporte de contaminante no meio poroso. O modelo envolve vários coeficientes e parâmetros, que devem ser ajustados para as características específicas de cada solo e região, e fornece curvas numéricas ajustadas aos dados experimentais e aos respectivos coeficientes, que caracterizam o transporte do fluido.

Modelamento Matemático

As equações do modelo são resolvidas pelo método de volumes finitos (Patankar, 1984) e a relação da zona de fluxo livre e da zona de fluxo em meio poroso é suposta anisotrópica e normal ao sentido do componente da velocidade. As suposições de interface fixa e regiões homogêneas, neste modelo, implicam na variação dos efeitos dos processos do transporte perto da interface da porosidade. A extensão deste método aos domínios heterogêneos é direta e requer como dados de entrada, as variáveis de permeabilidade e de porosidade.

O meio poroso é considerado através da distribuição espacial e temporal das variáveis que descrevem o seu comportamento, tais como pressão, velocidade, tensão, deformação, densidade, saturações de fases e concentrações de componentes.

A figura 1 ilustra as principais concepções do modelo e as iterações de *momentum*, energia e espécies químicas entre o líquido e as partículas sólidas do solo presentes no interior de um volume de controle. Como premissa, assume-se que o volume de controle é ocupado por um arranjo de sólidos e onde os vazios são ocupados pelo líquido.

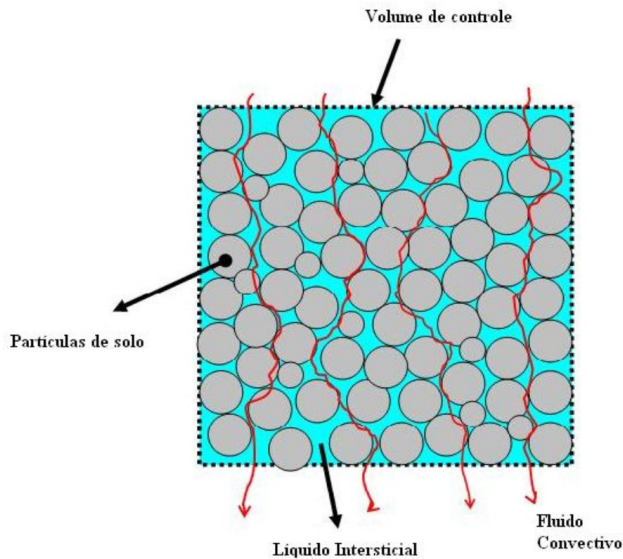


Figura 1. Principais concepções do modelo aplicado à percolação de lixiviado no solo (Forster, 2006).

Para cada fase considerada no interior do volume de controle, podem-se aplicar os princípios de conservação e formular equações de transporte de *momentum*, energia e espécies químicas. A estas equações aplicam-se condições de contorno de forma a representar a realidade do processo. Nesse modelo, são assumidos e conhecidos os fluxos e as composições volumétricas de entrada para o lixiviado.

De forma compacta, as equações de 2 a 5 podem representar os balanços de *momentum*, conservação de massa, energia e espécies químicas.

$$\frac{\partial(\rho_i \varepsilon_i u_j)}{\partial t} + \text{div}(\rho_i \varepsilon_i \vec{U}_i u_j) = \text{div}(\varepsilon_i \mu_i \text{grad}(u_j)) - \text{grad}(\varepsilon_i P_i) - F_i^k \quad [2]$$

$$\frac{\partial(\rho_i \varepsilon_i)}{\partial t} + \text{div}(\rho_i \varepsilon_i \vec{U}_i) = \sum_{n-1}^{n \text{ reacts}} R_n^i \quad [3]$$

$$\frac{\partial(\rho_i \varepsilon_i h_i)}{\partial t} + \text{div}(\rho_i \varepsilon_i \vec{U}_i h_i) = \text{div}\left[\frac{k_i}{c_{pi}} \text{grad}(h_i)\right] + \sum_{n-1}^{n \text{ reacts}} R_n^i \Delta h_n^i + \dot{E}_i \quad [4]$$

$$\frac{\partial(\rho_i \varepsilon_i \phi_{i, \text{specie}})}{\partial t} + \text{div}(\rho_i \varepsilon_i \vec{U}_i \phi_{i, \text{specie}}) = \text{div}(\varepsilon_i D_{i, \text{specie}}^{\text{bulk}} \text{grad}(\phi_{i, \text{specie}})) + \sum_{n-1}^{n \text{ reacts}} M_{i, \text{specie}} R_n^i \quad [5]$$

Onde os índices i e j representam as fases e os componentes de velocidades, respectivamente, enquanto n representa as reações químicas. U e u representam vetores e componentes de velocidades, respectivamente. P é a pressão, F é a força exercida pelas outras fases e h é entalpias. μ , ε e ρ são viscosidades dinâmicas, frações volumétricas e densidades das fases. R corresponde a taxas de reações e M , ao peso molecular das espécies envolvidas.

Determinação dos Termos-fonte

O balanço diferencial de quantidade de movimento de cada fase presente no meio poroso é expresso pela equação vetorial:

$$\frac{\partial}{\partial t} (\varepsilon_j \rho_j \vec{U}_j) + \text{div}(\varepsilon_j \rho_j \vec{U}_j) - \text{div}(\varepsilon_j \mu_j \text{grad}(\vec{U}_j)) = -\text{grad}(P) - F_S^L + S_{\vec{U}_j} \quad [6]$$

O escoamento da fase líquida, em meios porosos, é controlado por sua interação com o escoamento dos fluidos, o qual é representado através do termo-fonte. Na equação 6, o termo-fonte engloba diferentes termos, entre eles os termos diferenciais do balanço da quantidade de movimento, que não se enquadram na forma difusiva pura (termos cruzados).

O termo F_S^L traduz a resistência que as partículas sólidas oferecem ao escoamento do fluido através da força de arraste por unidade de volume do meio, determinada através da equação de Kozeny-Carman modificada por Castro (2000). Apresentando as interações de *momentum*:

$$F_i^S = -F_S^L = [\sum_m f_m F_m] |\vec{U}_i - \vec{U}_S| (\vec{U}_i - \vec{U}_S) \quad [7]$$

$$f_m = \frac{\rho_L}{r_h^m} (5\beta + 0,4\beta^{0,1}) \quad [8]$$

Onde os índices l e s indicam líquido e sólido, respectivamente; m , a faixa granulométrica do componente da fase sólida; f , a fração de volume da faixa granulométrica do componente na fase sólida; F , a força de interação entre as fases; d o diâmetro médio da fração granulométrica do componente na fase sólida e φ o fator de forma médio, da faixa granulométrica do componente na fase sólida. Sendo que r_L representa a densidade da fase líquida; U_L , a velocidade da fase líquida; U_S , a velocidade da fase sólida; r_h , o raio hidráulico; e β , o coeficiente de arraste.

Em um escoamento multifásico, os componentes encontram-se misturados, logo é possível caracterizar a presença do íon de cálcio por sua fração molar ou por sua fração mássica. A equação de transporte é apresentada a seguir:

$$\frac{\partial}{\partial t} (\varepsilon_j \rho_j \phi_{ij}) + \text{div}(\varepsilon_j \rho_j \vec{U}_j \phi_{ij}) - \text{div}(\varepsilon_j D_{ij} \text{grad}(\phi_{ij})) = S_{esp} \quad [9]$$

Nessa equação, o primeiro termo é o termo transiente, que representa a taxa de acúmulo da fração mássica ϕ_{ij} na unidade de tempo por volume. Onde o índice i representa cada fase e o índice j denota a grandeza. Sendo ε_j a fração volumétrica da fase em m^3/m^3 . O segundo termo é o termo advectivo, as variáveis Δ_j e U_j representam, respectivamente, a densidade de cada fase em cada ponto do meio poroso em kg/m^3 e a velocidade da fase em m/s , que é obtida por solução do balanço diferencial de quantidade de movimento da fase no meio poroso. O terceiro termo é o termo difusivo, sendo D_{ij} o coeficiente efetivo de transferência de massa por difusão. E o quarto termo da equação é o termo fonte/sorvedouro S .

De acordo com Forster (2006), a equação para o cálculo do termo-fonte pode ser escrita da seguinte maneira:

$$S_{esp} = k \beta_{\varepsilon} A_{S-L} [\rho_{líquido} \varepsilon_{líquido}] [\Delta C_{NR}]^n \quad [10]$$

Sendo k a constante cinética; n , o expoente que indica a ordem da equação e $\varepsilon_{líquido}$ a fração volumétrica da fase líquida e ΔC_{NR} , proporcional ao potencial de troca iônica do cálcio com o meio líquido e sólido, dado pela diferença de concentração do íon no líquido e sua concentração local de equilíbrio.

Os valores para os coeficientes n da ordem da equação e para as constantes cinéticas k foram variados de modo que se ajustassem aos pontos experimentais, conforme recomendado por Forster (2006).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os processos de transporte de contaminantes, envolvidos entre a solução e o solo do Aterro Municipal de Volta Redonda, foram analisados a partir de dados obtidos em ensaios de laboratório e simulação computacional.

Ensaio de Equilíbrio em Lote

A curva padrão para o íon cálcio foi obtida através dos resultados da análise química das soluções em diferentes proporções. Ao dispô-los, graficamente, obteve-se uma relação linear entre a massa de cálcio sorvida e a concentração do íon na solução, a qual apresentou um coeficiente de correlação $R^2 = 0,9672$, demonstrando um caráter sorcivo, que pode ser visto na figura 2.

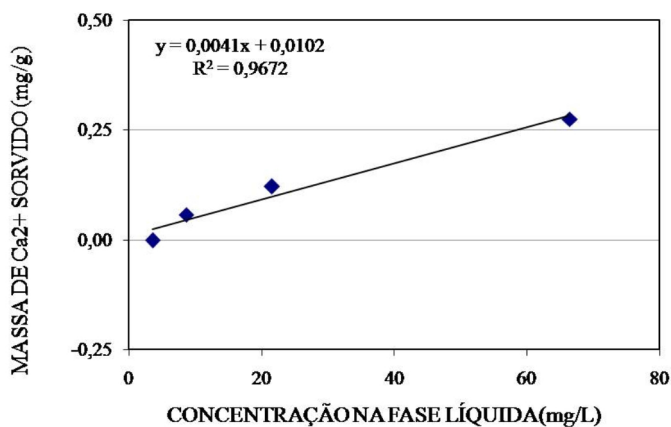


Figura 2. Gráfico da isoterma do íon Ca^{2+} .

Ensaio em Colunas de PVC

Como mencionado na metodologia, os ensaios foram divididos em dois, um apresentando fluxo de líquido e o outro sem fluxo de líquido.

Ensaio de coluna de PVC com fluxo de líquido.

A seguir, as figuras 3 e 4 apresentam os perfis de contaminação do íon Ca^{2+} , em cada coluna, juntamente com a média das três colunas para as duas soluções contaminantes. O valor da concentração inicial, ou concentração de referência, de cada íon na massa bruta do solo é representado nos diagramas, através de uma linha vertical, com um valor de 349 mg/L.

Na figura 3, contendo lixiviado de aterro, observa-se o perfil advectivo para todas as colunas, sendo observada maior concentração nos primeiros centímetros de lixiviação e menor nos últimos centímetros da célula, a qual se aproxima à inicial do solo, sugerindo que a sua saturação não foi suficiente para a lixiviação da solução contaminante através de toda massa de solo.

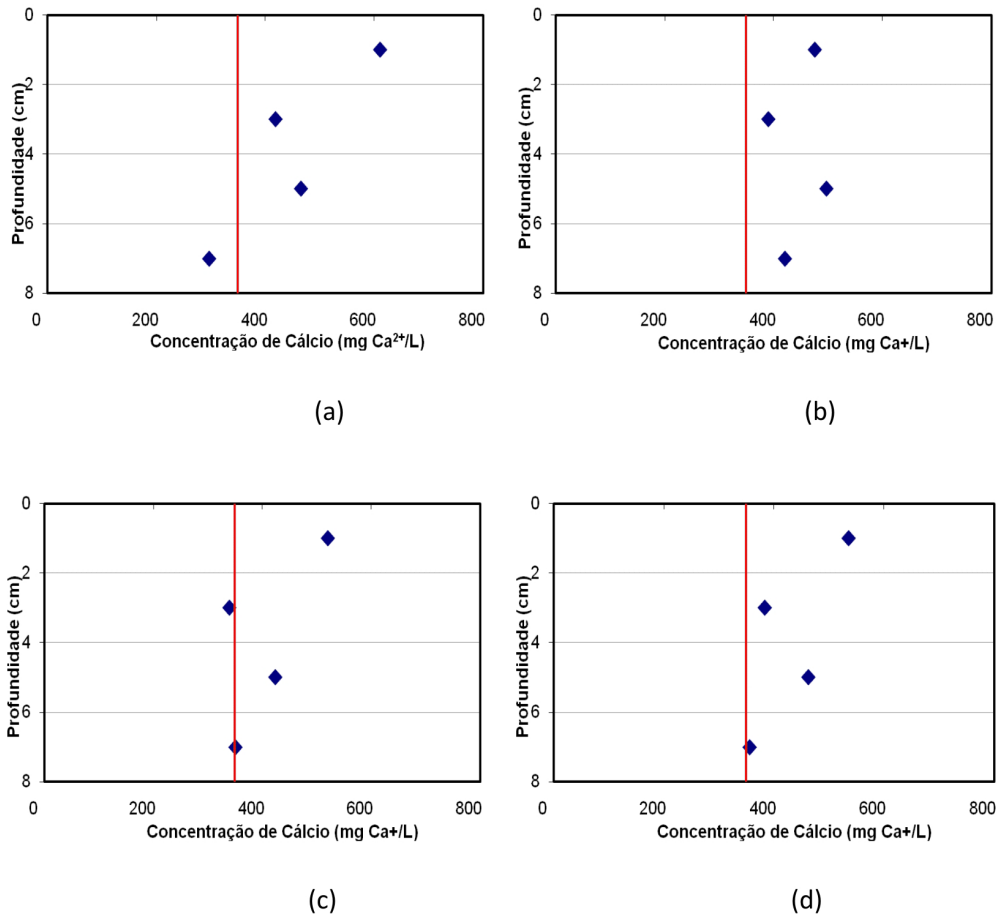


Figura 3. Perfil de contaminação, na presença de lixiviado, do íon Ca^{+2} nas colunas 1 (a), 2 (b), 3 (c) e média (d), no ensaio com fluxo de líquido.

Na figura 4, contendo solução de gesso agrícola, observa-se que o perfil advectivo para todas as colunas seguiu uma mesma tendência. Foi observada maior concentração nos primeiros centímetros de lixiviação e menor nos últimos centímetros da coluna, a qual se aproxima à inicial do solo. Tal comportamento sugere que a saturação do solo não foi suficiente para a lixiviação da solução contaminante através de toda massa de solo. O resultado da primeira coluna apresentou um comportamento atípico, uma vez que sua concentração final alcançou valores elevados.

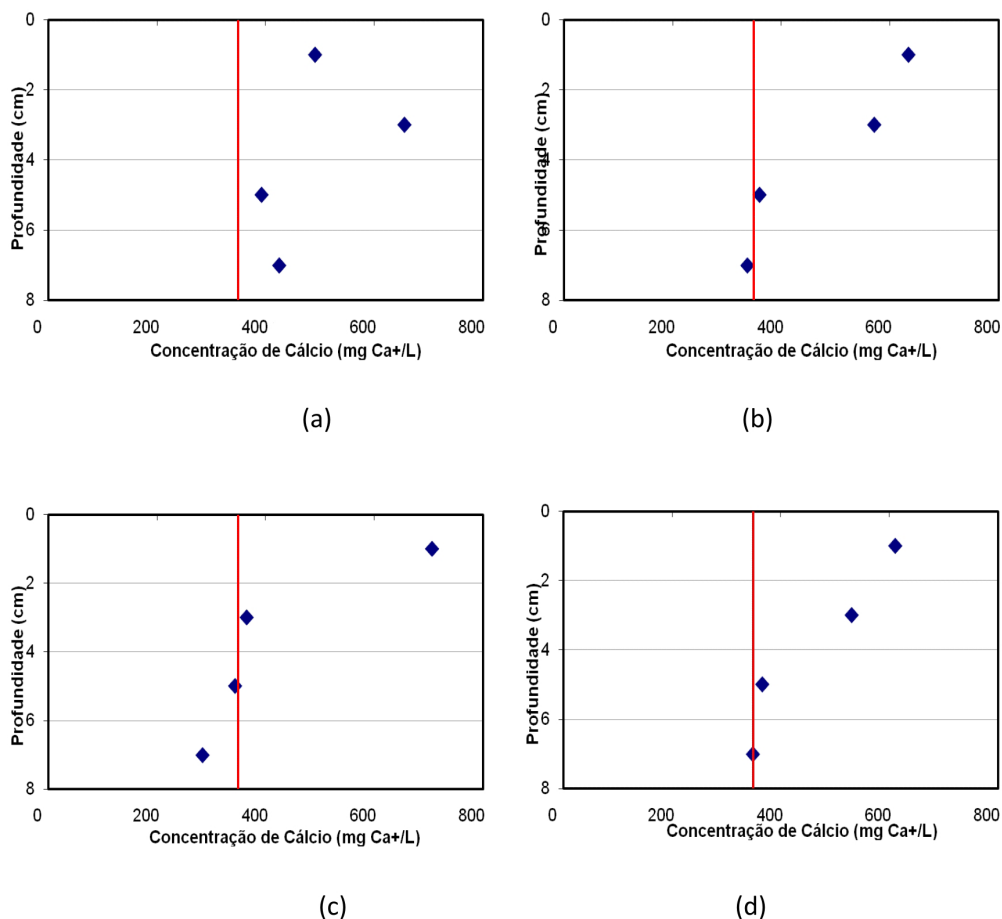


Figura 4. Perfil de contaminação, na presença de gesso agrícola, do íon Ca²⁺ nas colunas 1 (a), 2 (b), 3 (c) e média (d), no ensaio com fluxo de líquido.

Ensaio de Coluna de PVC sem Fluxo de Líquido

Na figura 5, referente à concentração do íon cálcio nos ensaios, contendo lixiviado do Aterro, observa-se que os perfis difusivos para todas as colunas seguem uma mesma tendência. A concentração é menor no topo da coluna, uma vez que não há a influência de um gradiente hidráulico, o percolado não é drenado através do solo. Logo na base da coluna, encontra-se uma maior concentração do íon Ca²⁺.

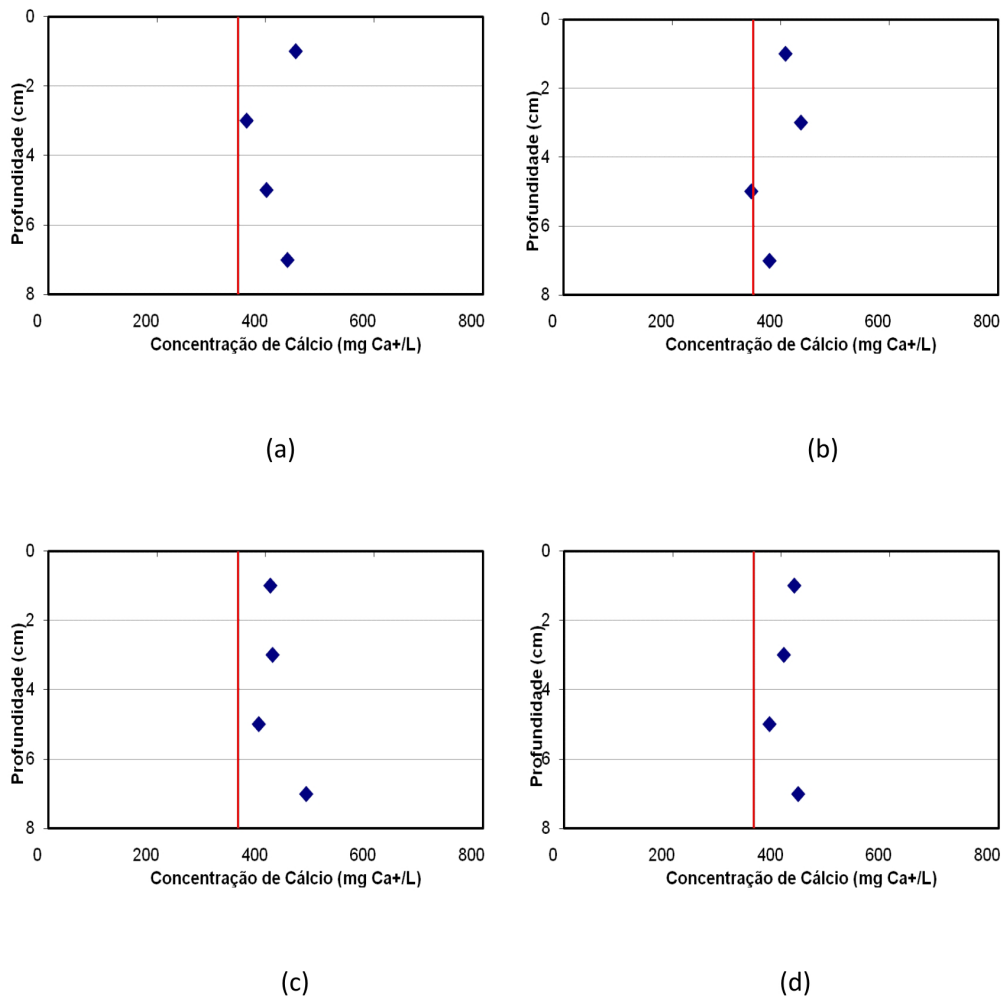


Figura 5. Perfil de contaminação, na presença de lixiviado, do íon Ca^{+2} nas colunas 1 (a), 2 (b), 3 (c) e média (d), no ensaio sem fluxo de líquido.

O cálcio, na figura 6, apresentou uma tendência de comportamento no perfil para todas as colunas analisadas, onde a concentração diminui entre as camadas de solo. Observa-se também que a concentração do íon fica sempre acima da encontrada na massa bruta do solo, sendo a solução contaminante adsorvida em grande quantidade pelo mesmo. Isso ocorre pela alta concentração de cálcio na solução de gesso agrícola.

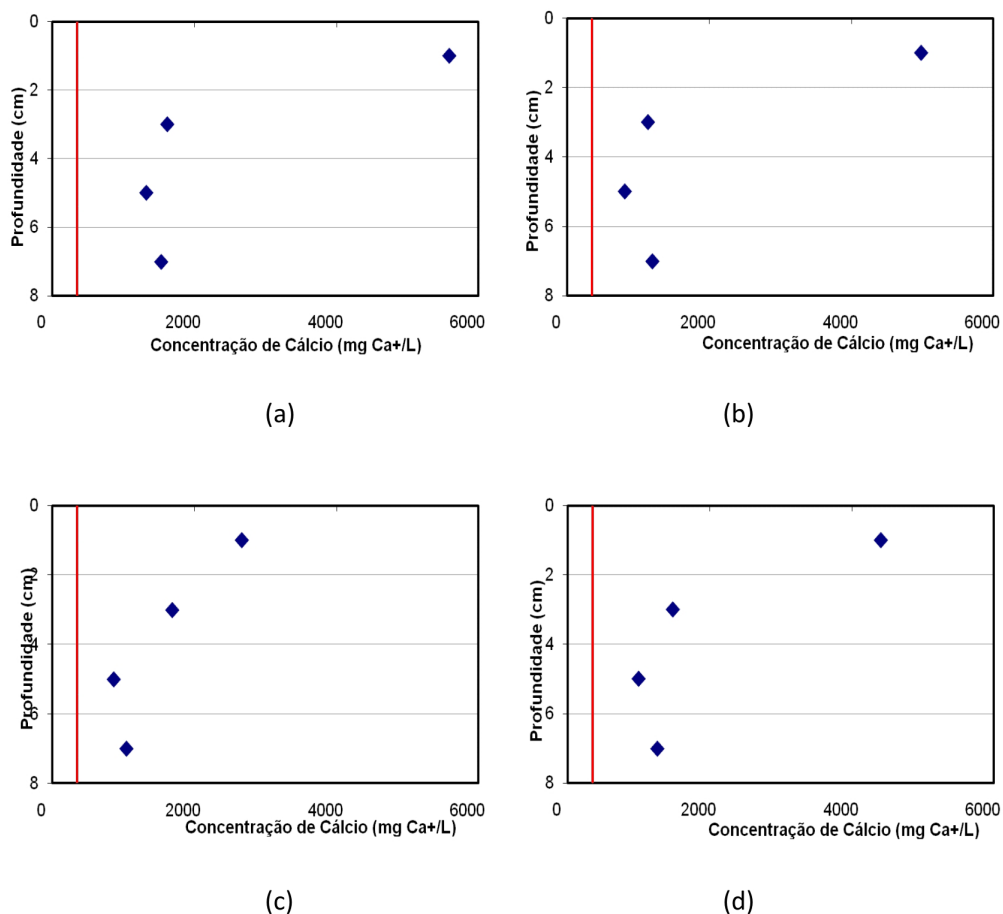


Figura 6. Perfil de contaminação, na presença de gesso agrícola, do íon Ca^{+2} nas colunas 1 (a), 2 (b), 3 (c) e média (d), no ensaio sem fluxo de líquido.

Simulações Numéricas

O coeficiente de difusão molecular do íon cálcio foi extraído da literatura (Lerman, 1979). O valor utilizado na simulação computacional foi de $0,025 \text{ m}^2/\text{ano}$, o qual representa o coeficiente de difusão livre do íon em solução aquosa (D_0).

Os valores para k e n foram definidos de acordo com os ajustes obtidos entre as curvas da simulação e os pontos experimentais e estão apresentados na tabela 1.

Tabela 1. Valores de k e n considerados na simulação computacional.

Ensaio	k	n
Lixiviado com fluxo de líquido	$90 \cdot 10^{-11}$	1,15
Gesso Agrícola com fluxo de líquido	$303 \cdot 10^{-11}$	1,05
Lixiviado sem fluxo de líquido	$11 \cdot 10^{-10}$	1,25
Gesso Agrícola com fluxo de líquido	$186 \cdot 10^{-11}$	1,30

Foram realizadas simulações dos ensaios de laboratório em função da profundidade das colunas comparadas aos valores de concentração, avaliando-se a massa bruta de solo, ou seja, a partícula de solo de cada fatia. Os pontos apresentados nos gráficos significam as concentrações obtidas experimentalmente em cada camada, onde a primeira está situada no topo e a última na base. As linhas contínuas são os resultados da simulação, através de MPHMT, que melhor se ajustaram aos resultados experimentais.

Ensaio de Coluna de PVC com Fluxo de Líquido

As figuras 7 e 8 apresentam os perfis de contaminação do íon cálcio no ensaio com fluxo de líquido. O perfil numérico de contaminação é ajustado aos dados experimentais e varia através do tempo, onde as condições iniciais do solo não mudam durante a simulação. Esses perfis comparam os valores experimentais medidos na massa bruta de solo de cada fatia analisada.

As figuras 7a e 7b mostram que o ajuste da curva numérica aos pontos experimentais pode ser considerado bom. A existência de um maior número de pontos experimentais poderia aumentar a confiabilidade dos resultados e gerar um melhor ajuste entre a simulação e os ensaios experimentais. Nota-se que a concentração de Ca^{2+} diminui consideravelmente a partir da segunda camada de solo, quando a solução contaminante é o lixiviado do Aterro (Figura 7a), justificado pela quantidade de saturação. Observa-se na figura 7b que a curva em relação aos pontos experimentais, quando a solução contaminante é o gesso agrícola, apresentou uma maior aproximação entre os pontos experimentais e a curva de simulação. Nota-se que a concentração do íon Ca^{2+} não varia significativamente em relação às alturas das camadas de solo.

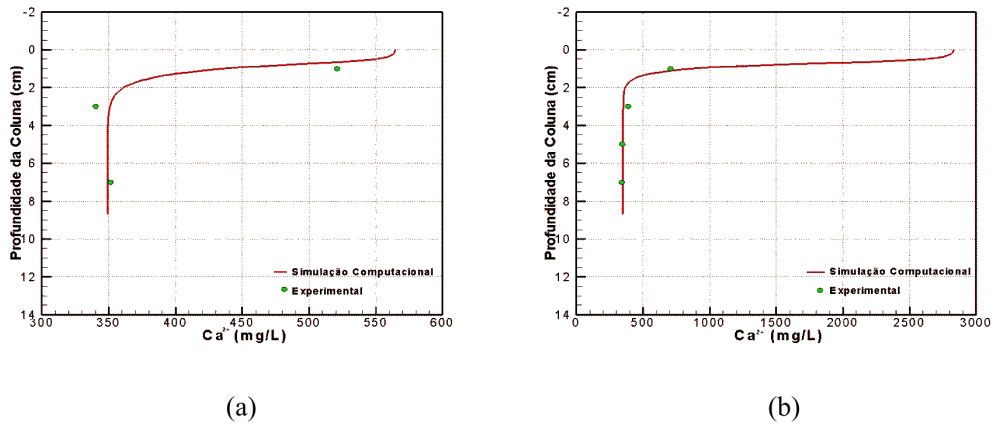


Figura 7. Perfil do ajuste entre a curva de simulação e os pontos experimentais do ensaio com fluxo de líquido em solução de lixiviado de aterro (a) e solução de gesso agrícola (b).

Ensaio de Coluna de PVC sem Fluxo de Líquido

A figura 8 apresenta os perfis de contaminação do íon cálcio no ensaio sem fluxo de líquido. Nas figuras 8a e 8b, é possível verificar uma maior proximidade entre os pontos experimentais e a curva simulada. A maior concentração de Ca^{2+} encontra-se nos primeiros centímetros da coluna, sendo que na base a concentração desse íon está próxima à inicial do solo bruto, no ensaio com lixiviado do aterro (Figura 8a). É possível observar, no ensaio com solução de gesso agrícola (Figura 8b), que o íon Ca^{2+} varia significativamente em relação aos primeiros centímetros da coluna de solo, sendo que sua maior concentração está na interface solo:solução.

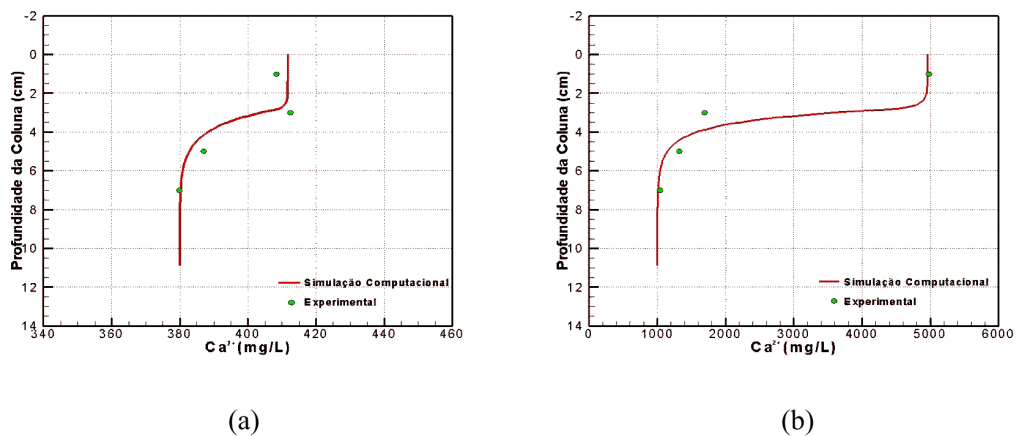


Figura 8. Perfil do ajuste entre a curva de simulação e os pontos experimentais do ensaio sem fluxo de líquido em solução de lixiviado de aterro (a) e solução de gesso agrícola (b).

CONCLUSÕES

O presente trabalho mostrou resultados dos ensaios em colunas de PVC para diferentes soluções contaminantes na presença do solo do Aterro Municipal de Volta Redonda (RJ). Dos resultados apresentados, pode-se chegar às seguintes conclusões:

- Foi observada uma sorção para o íon inorgânico Ca^{2+} , sendo, então, considerado reativo com o solo. Desse modo, ocorre o processo de adsorção, onde a solução contaminante fornece Ca^{2+} para o solo.

- Nos ensaios com fluxo de líquido com solução de lixiviado, foi encontrado um bom ajuste da curva numérica e experimental. A curva de simulação mostra que, a partir da primeira camada, ocorre uma redução significativa da concentração de cálcio na massa bruta. Isso se deve ao solo ter sido saturado a 70%, sendo que a primeira camada não ficou totalmente saturada e, assim, reteve grande parte da solução contaminante. Conclui-se que é preciso saturar o solo a 100%, para que o lixiviado alcance todas as camadas do solo.

- Como os ensaios com fluxo de líquido foram realizados da mesma forma, a saturação da coluna com solução de gesso agrícola foi feita a 70%. Desse modo, o perfil de comportamento é parecido com os de solução de lixiviado, porém com concentrações maiores de Ca^{2+} . Dessa maneira, quanto maior a concentração de Ca^{2+} na solução contaminante mais adsorvido o íon é pelo solo.

- Os ensaios realizados sem fluxo de líquido, com solução de lixiviado de aterro, foram saturados a 100%. Dessa forma, a solução contaminante percorreu todas as alturas do solo, sendo que as maiores concentrações de cálcio estão nos primeiros 2 cm da coluna, onde se encontra a camada de interface solo:solução.

- Nos ensaios com solução de gesso agrícola sem fluxo de líquido saturado a 100%, a maior quantidade de Ca^{2+} está na interface solo:solução. Nas camadas seguintes, ocorre uma redução significativa desses valores, pois, como a solução de gesso agrícola é concentrada, formou-se uma fina camada na parte superior do solo, o que dificultou a percolação de uma maior quantidade de solução para as outras camadas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à CAPES pelo auxílio, à COORDEMA (Coordenadoria de Meio Ambiente de Volta Redonda), pela retirada das amostras, e aos Laboratórios de Química UFF e Operator, com sedes em São Paulo, pela realização de algumas análises químicas.

REFERÊNCIAS

- ANTÔNIO, R. N. 2005. **Soluções híbridas para problemas de migração de contaminantes no solo**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 112p.
- BRADY, N. C. 1989. **Natureza e propriedades dos solos**. 7. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 878 p.
- CAMARGO de, O. A. Reações e interações de micronutrientes no solo. Disponível em: <http://www.infobibos.com/Artigos/2006_3/micronutrientes/Index.htm>. Acesso em: 17 maio 2010.
- CASTRO, J. A. 2000. **A multidimensional transient mathematical model of blast furnace based on multi-fluid model**. Tese (Doutorado em Engenharia) - Institute for Advanced Materials Processing, Tohoku University, Japan, 231p.
- COSTA, P. O. da S. 2002. **Avaliação em laboratório do transporte de contaminantes no solo do Aterro Sanitário de Sauípe/BA**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 188p.
- FORSTER, A. S. 2006. **Simulação computacional e validação da migração de íons do chorume no solo através de um modelo baseado nos fenômenos de transferência de massa**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica) – EEIMVR, Universidade Federal Fluminense, 89p.
- FORSTER, A. S. 2010. **Estudo experimental e numérico do comportamento de íons inorgânicos no solo do Aterro Municipal de Volta Redonda**. Tese (Doutorado em Engenharia Metalúrgica) – EEIMVR, Universidade Federal Fluminense, 219p.
- LERMAN, A. 1979. **Geochemical process: water and sediment environments**. 8. ed. New York: John Wiley & Sons, 481 p.
- MARIA, I. C. et al. 1993. Efeito da adição de diferentes fontes de cálcio no movimento de cátions em colunas de solo, Piracicaba, Brasil. *Scientia Agrícola*, **50**(1):87-98.
- PATANKAR, S. V. 1984. **Numerical heat transfer and fluid flow**. Nova York: Mc. Graw-Hill, 197 p.
- PINTO, I. C. R. 2004. **Modelamento e simulação computacional da migração dos íons do chorume em meio poroso**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica) - Universidade Federal Fluminense, 101p.
- RITTER, E.; LEITE, A. E. B.; MACHADO, V. F. 2001. Avaliação da capacidade de mitigação da argila orgânica presente na fundação e nas valas de contenção lateral para o chorume gerado no Aterro Metropolitano de Gramacho/RJ. In: XXVII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001, João Pessoa. p. 9-11.

RITTER, E.; CAMPOS, J. C.; GIORDANO, G. 2002. Sorption of inorganic ions from leachate and organic soil of M.S.W. Gramacho Landfill. In: IV INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS, IV ICEG, 2002, Rio de Janeiro. p. 165-170.

RITTER, E.; CAMPOS, J. C.; GATTO, R. L. Contamination Process Through and Organic Soil of Gramacho MSW Landfill. In: NINTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 2003, Santa Margarida de Pula. p. 1-2.

SENGIK, E. S. 2005. Os macronutrientes e os micronutrientes das plantas. Disponível em: <<http://www.dzo.uem.br/disciplinas/Solos/nutrientes.doc>>. Acesso em: 09 set. 2010.

SOUZA, D. M. G.; RITCHEY, K. D. 1989. Correção de Acidez de Sub-Superfície: uso de Gesso no Solo de Cerrado. In: SIMPÓSIO AVANÇADO DE SOLOS E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 1989, Piracicaba/Campinas. p. 91-113.

TEIXEIRA, W. et al. (Orgs.). 2000. **Decifrando a Terra**. São Paulo: Oficina de Textos, 557 p.

VALADÃO, I. C. R. P. 2008. Estudo computacional e experimental da influência de geomembrana na difusão de íons inorgânicos no solo do Aterro Sanitário de Rio das Ostras – RJ. Tese (Doutorado em Engenharia Metalúrgica) – EEIMVR, Universidade Federal Fluminense, 215p.