

**XVI CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E XVII**  
**ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS**

**PROPOSTA METODOLÓGICA PARA SIMULAÇÃO DE TRANSPORTE DE  
CONTAMINANTES ATRAVÉS DE BARREIRA DE ARGILA DE ATERRO  
SANITÁRIO**

Stela Cota<sup>1</sup>; Silvana Louback<sup>2</sup> & Vanusa Jacomino<sup>1</sup>

**Resumo** – O fosfogesso é um resíduo gerado durante o processo de produção de fertilizantes fosfatados. Produzido em grandes quantidades e armazenado temporariamente em pilhas, a destinação final deste produto é motivo de investigação no mundo todo. Em decorrência da presença de elementos tóxicos, o impacto ambiental associado a qualquer aplicação do fosfogesso deve ser cuidadosamente avaliado. O objetivo deste trabalho foi elaborar um modelo conceitual representativo do fluxo de água para avaliação de segurança do impacto do uso do fosfogesso como material de cobertura de aterros sanitários. Para isso, os modelos HYDRUS, MODFLOW e RT3D, os quais descrevem o fluxo de água subterrânea e o transporte de solutos, foram utilizados para simular o impacto da lixiviação de elementos tóxicos na zona saturada. O modelo conceitual foi desenvolvido por meio da coleta e análise de dados na documentação referente ao licenciamento ambiental de um aterro sanitário municipal localizado no estado de Minas Gerais. De forma a preencher todos os requisitos dos modelos em termos dos parâmetros necessários para formulação do modelo conceitual foram consideradas as características físicas e a configuração típica do aterro, bem como os parâmetros hidrogeológicos do solo e do aquífero do local onde se encontra o aterro estudado.

**Abstract** - Phosphogypsum is a residue generated during the process of production of phosphatic fertilizer. Produced in large quantities and stored temporally in stacks, the final destination of this

---

<sup>1</sup> Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN/CNEN), Caixa Postal 941, Belo Horizonte/MG, CEP 30161-970, Tel: 031-3069-3418, [sdsc@cdtn.br](mailto:sdsc@cdtn.br) [vmfj@cdtn.br](mailto:vmfj@cdtn.br)

<sup>2</sup> 5º Distrito de Meteorologia do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), Av. Raja Gabaglia, nº 245, Belo Horizonte/MG, CEP , 30380-090, Tel:31- 3409-2041, [silouback@yahoo.com.br](mailto:silouback@yahoo.com.br).

product is a subject of investigation all over the world. Due to the presence of toxic elements, the environmental impact of any phosphogypsum applications must be carefully evaluated. The goal of this paper was to elaborate a representative water flow conceptual model of a sanitary landfill for the safety assessment of the impact of using phosphogypsum as cover material. For this, the ground water flow and solute transport models HYDRUS, MODFLOW and RT3D have been used for simulating the impact in the saturated zone of potential toxic elements leaching. The conceptual model was developed by collecting and analyzing the data from environmental license documentation of municipal sanitary landfills located on the State of Minas Gerais. In order to fulfill the requirements of the models in terms of the necessary parameters, the physical characteristics and the typical configuration of the landfill, as well as the hydrogeological parameters of soil and aquifer related to the local of placement of the landfill, were taken in account for the formulation of the conceptual model.

**Palavras-Chave** – Aterro sanitário; contaminante; modelagem matemática.

## INTRODUÇÃO

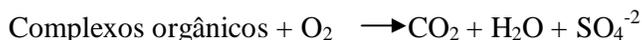
O processo mais utilizado na produção de fertilizantes fosfatados é aquele constituído pelo ataque da rocha fosfática com ácido sulfúrico concentrado e água. Nesse caso, os principais produtos das reações químicas são o ácido fosfórico, o superfosfato simples (SSP) e o superfosfato triplo (TSP). Como resíduos do processo de beneficiamento têm-se o sulfato de cálcio dihidratado (fosfogesso) e o ácido fluorídrico (Mazzilli et al., 2000). A taxa de geração de fosfogesso é de aproximadamente 4,8 t para cada tonelada de ácido fosfórico produzido, sendo a produção mundial de aproximadamente 150 milhões de toneladas (Santos et al., 2006).

No Brasil, esse material vem sendo utilizado há várias décadas, em especial, como insumo agrícola. Nesse caso, o fosfogesso ou o “gesso agrícola” é largamente aplicado como fonte de cálcio e enxofre, como condicionador de subsuperfície e para correção de solos saturados com sódio ou potássio (EMBRAPA, 2005). Entretanto, a taxa de geração do fosfogesso ainda é muito maior que a taxa de utilização na agricultura e, portanto, grande parte desse material vem sendo armazenada em pilhas, no próprio local de produção. Neste caso, além dos impactos ambientais associados a esta prática (por exemplo, lixiviação e escoamento superficial de fluoretos, sulfatos, metais, radionuclídeos naturais, os quais ao longo do tempo se solubilizam resultando na contaminação de recursos hídricos, liberação de aerossóis nas pilhas e emissão do gás radônio, entre outros), deve-se considerar a falta de grandes áreas para estocagem. Evidentemente, este fato só tende a se

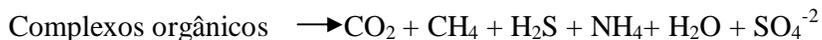
agravar considerando que à medida que a população cresce e a nova classe média mundial exige mais produtos agrícolas, a produção de fertilizantes fosfatados deverá aumentar e, com ela, a taxa de geração do rejeito fosfogeno.

Uma das alternativas que poderia contribuir para o equilíbrio entre a geração e a aplicação do fosfogeno é a sua utilização em aterros sanitários, que constituem uma forma para a deposição final de rejeitos sólidos gerados pela atividade humana. Neles são dispostos rejeitos domésticos, comerciais, de serviços de saúde, da indústria de construção, ou dejetos sólidos retirados do esgoto.

Estudos realizados no Instituto de Pesquisas do Fosfato da Florida (Shieh, 2008) demonstraram que o fosfogeno, por ser um composto enriquecido com altos teores de sulfato de cálcio (CaSO<sub>4</sub>), pode ser utilizado em um ambiente anaeróbico, como os encontrados nos aterros sanitários, para acelerar processos microbiológicos de decomposição dos resíduos sólidos municipais e, portanto, aumentar a vida útil dessas instalações. Na fase inicial da degradação desses resíduos, o processo é essencialmente aeróbico, sendo o modelo geral da reação dado por:



Com a depleção do oxigênio presente no aterro sanitário, a reação passa a ser anaeróbica. Nessa etapa, outros gases, em especial, o metano, são produzidos em quantidades significativas para serem reaproveitados na geração de energia. O modelo geral da reação é dado por:



Os aterros estão geralmente localizados próximos aos grandes corpos d'água, tornando a detecção de vazamentos e remediação extremamente difíceis. Os lixiviados (chorume) de aterros, assim como as emissões gasosas, são bastante tóxicos. Atualmente os novos aterros devem ser instalações bem localizadas e projetadas, construídas, operadas e monitoradas para garantir a conformidade com as legislações vigentes. Os aterros devem ser projetados para proteger o meio ambiente dos contaminantes ou poluentes que podem estar presentes no chorume. Um plano ideal de construção de um aterro deve evitar a construção em áreas ambientalmente sensíveis, assim como prever a instalação de sistemas de monitoramento ambiental para o fornecimento de proteções adicionais (Bernades et al., 1999).

A legislação é um instrumento importante a ser seguido para que os aterros não se tornem fontes de poluição. A Deliberação Normativa nº 52 de dezembro de 2001 resolve que um Município que possui depósito de lixo a céu aberto está descumprindo a legislação ambiental. Em Minas Gerais, a política de disposição adequada de rejeitos sólidos urbanos tem como principal diretriz a DN Copam 52/2001. No artigo 2º, a DN determina que todos os municípios, independente do porte, implementem as seguintes medidas para dar fim aos lixões:

- *dispor o lixo em local com solo e/ou rocha de baixa permeabilidade, com declividade inferior a 30 %, boas condições de acesso, a uma distância mínima de 300 m de cursos d'água ou qualquer*

*coleção hídrica e de 500 m de núcleos populacionais, fora de margens de estradas, de erosões e de áreas de preservação permanente;*

- *implantar sistema de drenagem pluvial em todo o terreno para reduzir o ingresso das águas de chuva na massa de lixo aterrado;*
- *compactar e recobrir o lixo com terra ou entulho, no mínimo, três vezes por semana;*
- *isolar com cerca complementada por arbustos ou árvores que contribuam para dificultar o acesso de pessoas e animais;*
- *proibir a permanência de pessoas no local de disposição final de lixo para fins de catação, devendo o município criar alternativas técnicas, sanitárias e ambientalmente adequadas para a realização das atividades de triagem de recicláveis, propiciando a manutenção de renda das pessoas que sobrevivem dessa atividade.*

Este trabalho propõe uma abordagem metodológica para estimativa de aportes de contaminantes no sistema hídrico natural devido à percolação através da camada de argila de um aterro sanitário e seu transporte através de um aquífero superficial até sua descarga em um curso d'água superficial. A metodologia proposta se insere no contexto do projeto “Avaliação do Risco de Contaminação Ambiental decorrente do Uso de Fosfogesso em Aterros Sanitários”, financiado pela FAPEMIG e executado pelo Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN/CNEN; Coordenação), Universidade de Viçosa (UFV) e Laboratório de Poços de Caldas (LAPOC/CNEN); mais especificamente visando à elaboração de um estudo de análise de risco à saúde humana, levando-se em conta diferentes cenários de exposição, de forma a avaliar o impacto atual e futuro decorrente da aplicação do fosfogesso como cobertura de aterros sanitários.

A maior parte gerada de fosfogesso no Brasil está disponibilizada no estado de Minas Gerais, mais especificamente, na região de Uberaba. Conseqüentemente, levando em consideração a logística necessária para o transporte de grandes quantidades de fosfogesso, o necessário para a operação diária de resíduos de cobertura em grandes aterros (mais de 30.000 habitantes), o aterro municipal de Uberlândia foi escolhido como o local de referência para os estudos de análise de segurança propostos neste trabalho.

O aterro sanitário de Uberlândia foi o terceiro a ser instalado em Minas Gerais, tendo ocorrido o seu licenciamento em setembro de 1997. A construção do aterro teve início em junho de 1995, numa área de 145.000 m<sup>2</sup>, atingindo a sua totalidade de 240.000 m<sup>2</sup>. Com o término da vida útil previsto para julho de 2010, atualmente o aterro sanitário municipal está passando por obras de ampliação e pelo novo processo de licenciamento junto aos órgãos estaduais competentes.

## MODELO CONCEITUAL DA ÁREA A SER SIMULADA

O modelo conceitual de fluxo subsuperficial do aterro foi elaborado com base na localização, dimensões e características físicas do Aterro Sanitário de Uberlândia e do meio natural que o circunda. O modelo conceitual será utilizado para se construir modelos de fluxo de água e transporte de contaminantes nas zonas não-saturada e saturada, dentro da área de depósito de lixo e no aquífero que pode sofrer influência de quaisquer poluentes que se deposite na área. Como usual para uma avaliação de segurança em nível “screening”, as simplificações incluídas no modelo conceitual foram escolhidas de modo a maximizar a estimativa do fluxo de contaminantes, de acordo com o critério do “pior caso” (“worst case scenario”).

O fluxo de água através da área do depósito de lixo foi considerado como sendo não-saturado e predominantemente vertical. A entrada de água nessa camada é dada através da taxa de infiltração da precipitação no solo, tendo sido inicialmente estimado através de dados representativos obtidos na literatura. Nenhuma barreira de fluxo no topo da camada de resíduo foi incluída, simulando a situação de um aterro aberto durante a sua fase operacional. Para efeito de cálculo do tempo de trânsito da água e dos contaminantes até o ponto de descarga, a espessura de 45 m das camadas de lixo não foi considerada. Assim, de forma conservadora, o modelo conceitual considera que a infiltração da água de chuva se dá diretamente na camada de cascalho contendo os drenos que se sobrepõem à barreira de argila no fundo do aterro.

Para fins do modelo conceitual de transporte de contaminantes, advecção e dispersão hidrodinâmica foram considerados como mecanismos básicos. Reações de adsorção foram também consideradas em algumas áreas. Radionuclídeos das cadeias do U-238 (U-238, U-234, Th-230 e Ra-226) e do Th-232 (Th-232 e Ra-228) foram considerados na análise através de cadeias de decaimento, bem como outros contaminantes (Ni, Cd, Pb, As, Zn e Hg).

A água de infiltração que entra na camada de drenos foi associada a uma concentração fixa de cada um dos principais contaminantes analisados. Essa concentração será estimada a partir dos resultados obtidos nos ensaios de laboratório envolvendo a lixiviação de lixo urbano sob a influência da presença de fosfogesso. Como os ensaios não envolverão a aplicação de nenhuma umidade adicional à presente no lixo urbano, os valores de concentração obtidos serão reduzidos para considerar a diluição resultante da infiltração da água de chuva. O tempo de manutenção da fonte de contaminação será limitado pelo inventário dos contaminantes estimado para um aterro com as dimensões e capacidade operativa do aterro sanitário de Uberlândia que esteja utilizando fosfogesso como material de cobertura. Observa-se que a quantidade ótima de fosfogesso em relação ao lixo será obtida empiricamente através de ensaios de laboratório.

A camada de drenos, com espessura de 55 cm, contém material altamente permeável, operando em regime de equilíbrio hidrostático (não-saturado), e drenos retangulares com 25 cm de

altura, instalados 10 cm acima do contato com a barreira de argila, e dispostos em formato de espinha de peixe. Para fins desse modelo conceitual, o nível da água dentro dos drenos foi considerado como estando à meia-altura. Grande parte da água que infiltra é removida pelo sistema de drenos e o restante atravessa a barreira de argila e entra em contato com o aquífero abaixo do aterro.

A camada de argila de 1 metro de espessura limita a quantidade de água de chuva infiltrada que atravessa o depósito de lixo e entra em contato com as águas subterrâneas. Para fins desse modelo conceitual, a camada de argila foi considerada operando em regime saturado e estando totalmente íntegra, sem a presença de descontinuidades. Essa camada também tem a função de retardar o avanço da pluma de contaminantes através de mecanismos de adsorção. Essa reação foi considerada no modelo conceitual desenvolvido. Na Figura 1 é apresentado um esquema do modelo conceitual de fluxo nas camadas de dreno e barreira de argila do aterro sanitário de Uberlândia.

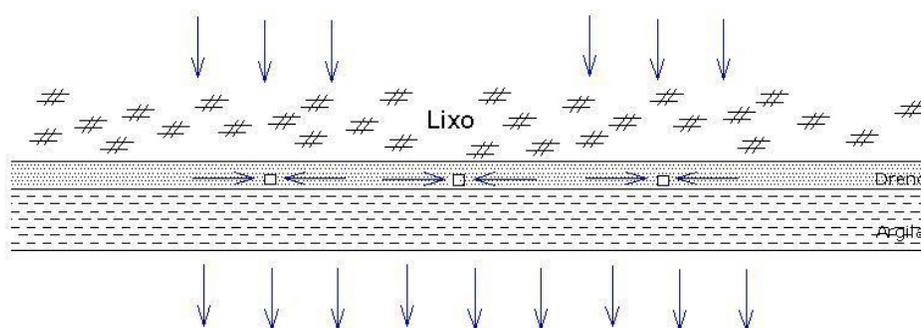


Figura 1. Modelo conceitual de fluxo nas camadas de dreno e barreira de argila do aterro sanitário de Uberlândia (sem escala)

Ao deixar a camada de argila, o modelo conceitual assumido para a área considera que a água infiltrada e os contaminantes dissolvidos são direta e imediatamente introduzidos no aquífero freático superficial localizado abaixo do aterro. Assim, não se considerou nenhum mecanismo atenuador decorrente da infiltração da água nos 8 metros de zona não-saturada.

A análise dos dados do empreendimento sugerem que o fluxo de água subterrânea na área do aterro é condicionado por dois pequenos rios nos limites do aterro sanitário e o rio Uberabinha, o principal corpo d'água superficial que drena a área, sendo a direção preferencial de fluxo dada em direção a esse ponto.

Assim, uma seção para estimativa de fluxo subterrâneo foi tomada aproximadamente ao longo de um dos drenos do aterro e paralelo à direção preferencial de fluxo, cruzando todo o aterro e se prolongando até o ponto de descarga no rio Uberabinha, com comprimento total de 500 m. Baseando-se nos dados de literatura para a área, as cargas hidráulicas nos limites da seção foram

tomadas como sendo 802 m no ponto mais alto e 750 m no rio Uberabinha, formando um gradiente hidráulico de aproximadamente 10%.

A topografia atual se divide em duas seções, a área do aterro, com comprimento de 370 m e uma declividade de 0,6%, entre as cotas 810 e 789 m, e a faixa de terreno original entre o final do aterro e o rio Uberabinha, com comprimento de 130 m e declividade de 30%, entre as cotas 789 e 750 m. O fundo do aquífero, composto de rocha impermeável, foi considerado como sendo plano, na cota 740 m.

Na Figura 2 é mostrado o mapa de localização do aterro sanitário de Uberlândia e o sentido preferencial do fluxo de água subterrânea.

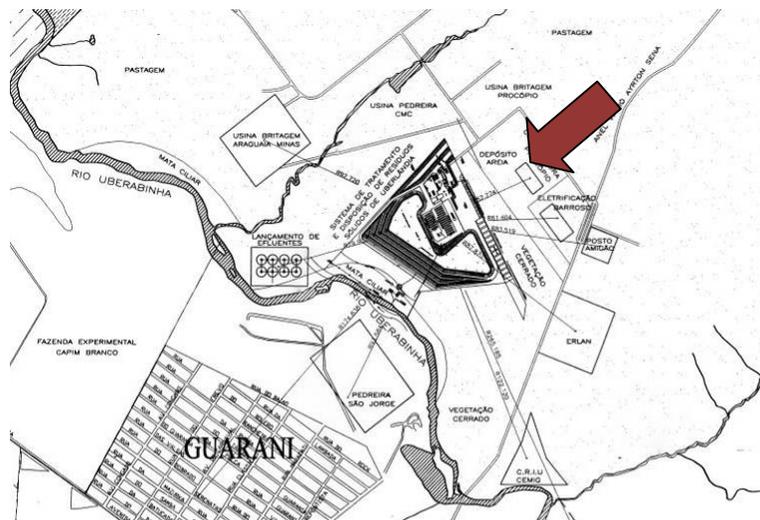


Figura 2. Mapa de localização do aterro sanitário de Uberlândia. Seta indica o sentido preferencial do fluxo subterrâneo assumido.

As contribuições de água ao fluxo subterrâneo ao longo da seção transversal são resultado da entrada das águas subterrâneas a montante da cota 810 m, da recarga na região do aterro que é reduzida pelo sistema de drenagem e barreiras e a recarga natural da região, que ocorre na faixa de terreno natural. A saída de água é dada pela drenagem no rio Uberabinha.

O aquífero superficial é composto por material arenoso-argilo, com condutividade hidráulica estimada na cota 805 m como sendo  $7,8 \cdot 10^{-4}$  cm/s, tendo sido considerado como homogêneo e isotrópico nesse modelo conceitual. Com relação ao transporte de contaminantes, além da advecção também serão considerados no modelo conceitual a dispersão hidrodinâmica e retardo por adsorção, além do decaimento radioativo, quando for o caso. Na Figura 3 é apresentado o modelo conceitual de fluxo no aquífero superficial abaixo do aterro sanitário de Uberlândia.

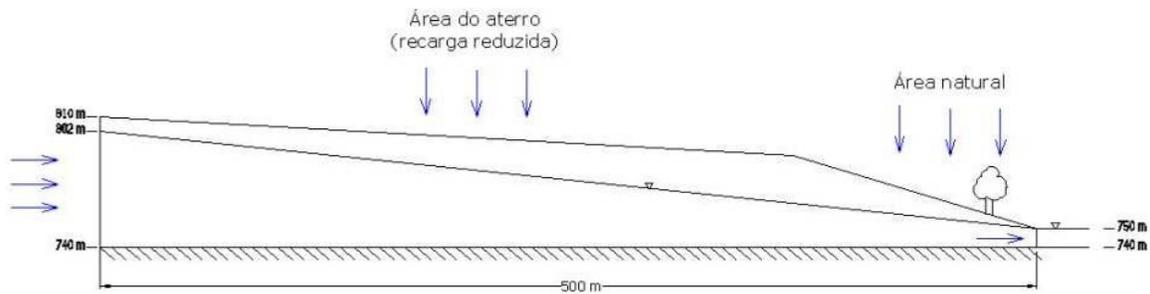


Figura 3. Modelo conceitual de fluxo no aquífero superficial abaixo do aterro sanitário de Uberlândia

### SIMULAÇÃO DOS PROCESSOS DE FLUXO E TRANSPORTE

Os processos de fluxo de água e transporte de contaminantes no aterro sanitário estão sendo simulados em duas etapas de modelagem, abordando em separado o fluxo predominantemente vertical das camadas inferiores do aterro e o fluxo predominantemente horizontal no aquífero subsuperficial.

Um modelo bidimensional da camada de drenos e da barreira de argila do fundo do aterro foi desenvolvido através do modelo HYDRUS (Vogel et al., 1996), utilizando a interface gráfica HYDRUS (PC-Progress) na versão 1.08, para descrever o fluxo de água nessas camadas. Com base nos resultados das condições de fluxo obtidas, um modelo unidimensional utilizando o HYDRUS foi desenvolvido para descrever o transporte de contaminantes na camada de argila e obter a evolução temporal das concentrações dos solutos que deixam a barreira e alimentam o aquífero. Uma seção longitudinal do aquífero subsuperficial localizado imediatamente abaixo do aterro sanitário de Uberlândia foi simulada através dos modelos MODFLOW (Harbaugh, 2005) para fluxo e RT3D (Clement, 1997) para transporte, utilizando a interface gráfica Visual MODFLOW, versão 4.3.154 Pro.

#### Modelo de fluxo e transporte nas camadas de fundo do aterro

O modelo de fluxo das duas camadas do fundo do aterro sanitário de Uberlândia foi desenvolvido em elementos finitos através do modelo HYDRUS, considerando uma seção transversal ao sentido preferencial do fluxo subterrâneo. As dimensões do modelo estão descritas na Figura 4, sendo composto por duas camadas de diferentes materiais: a camada de drenos na parte superior, com 55 cm de espessura, e a barreira de argila no fundo, com 100 cm de espessura. Para a definição do comprimento horizontal tomado para essa seção, foram considerados os divisores de água que os vários drenos dentro do aterro criam, tendo sido tomada a metade da distância entre dois drenos mais distantes (2250 m).

Na camada de drenos, um dos drenos foi incluído (25 cm de altura, 50 cm de largura e localizado a 20 cm do topo da camada), representando o ponto de drenagem desta camada. Como o problema é simétrico e visando um melhor desempenho computacional, apenas uma das metades foi simulada. Uma malha uniforme foi criada com elementos triangulares com 5 cm de lado, como pode ser visto no detalhe em torno do dreno mostrado na Figura 5.

Dois tipos de materiais foram atribuídos aos nódulos da malha de elementos finitos, representando as propriedades de um material altamente permeável (areia), constituindo a camada superior dos drenos, e um material de baixa permeabilidade (argila), na camada inferior. A Figura 6 mostra a distribuição dos materiais em um detalhe do domínio (área central, sendo estendido horizontalmente da mesma forma até o fim do domínio). Um quadro com as propriedades hidráulicas de cada material também foi incluído nesta figura, incluindo os coeficientes do modelo de fluxo não-saturado de van Genuchten-Mualem ( $Q_r$  [-],  $Q_s$  [-],  $\alpha$  [1/cm] e  $n$  [-]) e a condutividade hidráulica saturada ( $K_s$  [cm/dia]) e o parâmetro tortuosidade para a função de condutividade ( $l$  [-]).

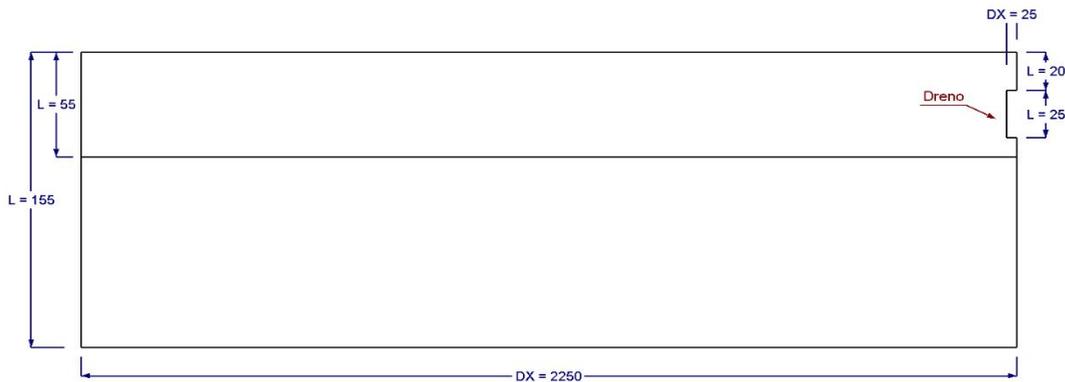


Figura 4. Dimensões do modelo do fundo do aterro sanitário de Uberlândia (valores em centímetros). Exagero vertical: 5x.

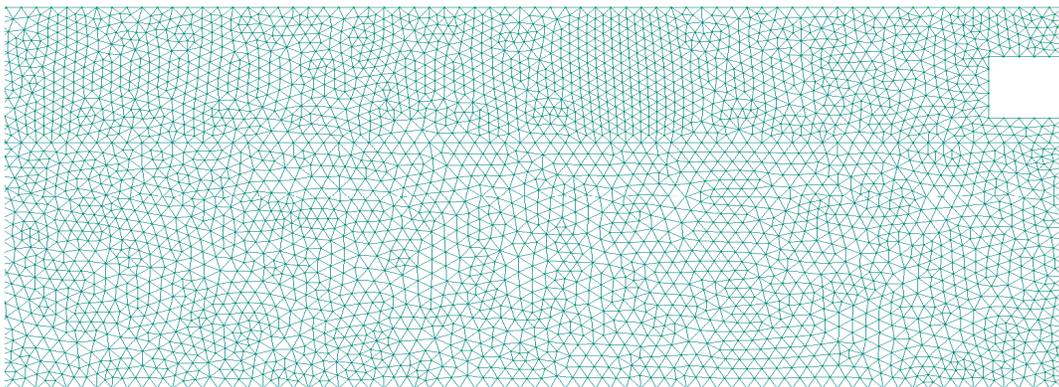


Figura 5. Detalhe da malha em elementos finitos criada para o modelo do fundo do aterro sanitário de Uberlândia.

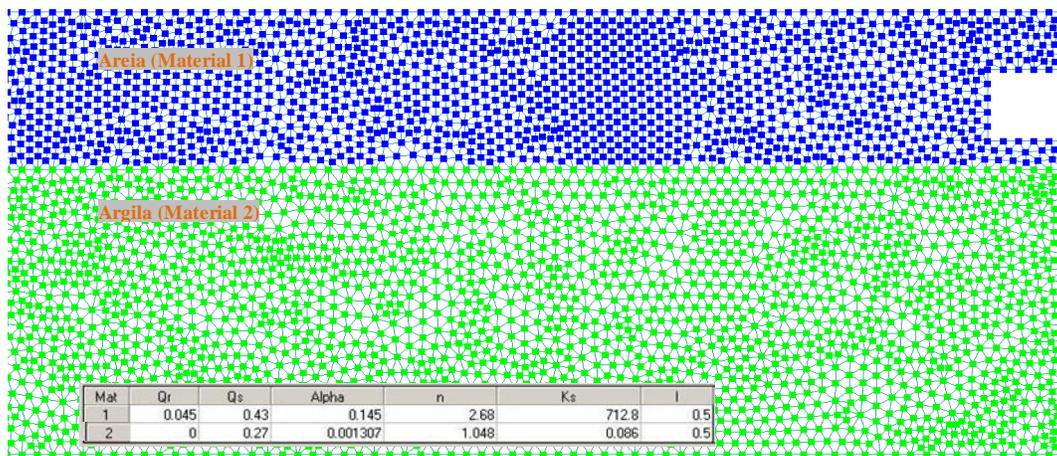


Figura 6. Distribuição dos materiais no domínio (detalhe central) e propriedades de cada material para o modelo do fundo do aterro sanitário de Uberlândia.

O modelo foi construído para simulação de fluxo em regime transiente. Para as condições iniciais do modelo, a pressão da água foi assumida como sendo nula (condição de saturação) na camada de argila e em equilíbrio hidrostático na camada de drenos. A Figura 7 apresenta as condições de contorno implementadas para o modelo de fluxo nas camadas de fundo do aterro sanitário de Uberlândia.

As condições de contorno são mantidas invariáveis ao longo de todo o período de simulação. No topo do modelo, a condição de contorno de fluxo especificado descreve a água infiltrada a partir da precipitação, sendo utilizado o valor de 0,3 cm/dia (1095 mm/ano), estimado através de dados de literatura. Em torno do dreno, duas condições de contorno foram assinaladas: fluxo nulo para a metade inferior do dreno e saída de água à pressão atmosférica na metade superior. Essas duas condições de contorno combinadas refletem a consideração de eficiência parcial da remoção de água pelos drenos (nível da água dentro dos drenos em sua meia-altura), que é uma situação mais conservadora. No fundo do modelo foi considerada que a pressão é mantida nula (“seepage face”), refletindo a mudança da condição de saturação da camada de argila para uma condição parcialmente saturada do solo natural.

Para a simulação de transporte de contaminantes no fundo do aterro sanitário foi construído um modelo unidimensional em elementos finitos (HYDRUS) composto somente da camada de argila, por ser a camada em que o principal mecanismo de retardo ocorre. Nesse modelo, a distribuição da pressão da água reproduz os resultados obtidos no modelo bidimensional de fluxo (regime estacionário), sendo considerada a coluna com a maior carga hidráulica (coluna mais distante do dreno). O objetivo desse modelo é obter um ganho de eficiência computacional durante a simulação de transporte de contaminantes, que é computacionalmente mais exigente. Para garantir melhores resultados em termos de redução de oscilação numérica e dispersão artificial, o valor do

elemento finito triangular utilizado foi de 1 cm, que, juntamente com o valor de dispersividade de 1 cm, levam a um valor de Peclet igual a 1.

Com relação às propriedades relacionadas à simulação de transporte, a densidade volumétrica da argila foi considerada como sendo  $1,93 \text{ g/cm}^3$ . A dispersividade foi assumida como sendo 1 cm, seguindo o critério de utilizar entre 1/100 e 1/10 do valor da distância a ser percorrida. Duas reações são consideradas no modelo de transporte: adsorção e decaimento radioativo (quando for o caso). Valores de coeficiente de adsorção ( $K_d$ ) são utilizados para descrever a reação de adsorção segundo a isoterma linear de Freundlich para os contaminantes simulados (adsorção simulada apenas para na camada de argila), e os coeficientes de decaimento radioativo são usados para simular as cadeias de decaimento.

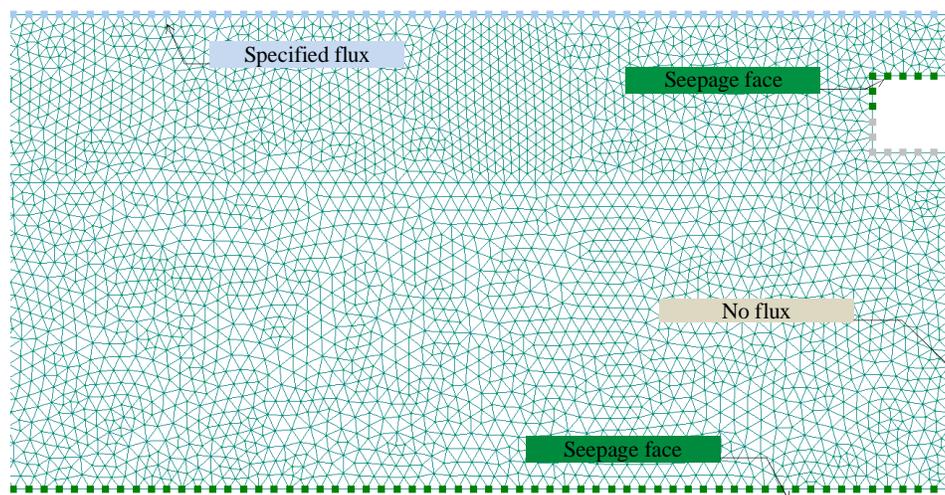


Figura 7. Condições de contorno implementadas para o modelo de fluxo nas camadas de fundo do aterro sanitário de Uberlândia

O modelo de transporte foi construído para simulação em regime transiente. Para as condições iniciais do modelo, a concentração dos solutos foi considerada nula em todos os elementos do modelo. No topo da coluna é aplicada a condição de terceiro tipo, em que a concentração é especificada para o topo do modelo e a taxa mássica de entrada reflete essa concentração e a taxa de água que é admitida no sistema. Da mesma forma, as taxas mássicas de saída dos contaminantes nas condições de contorno de fluxo de drenagem refletem a taxa de água e as concentrações simuladas pelo modelo.

### **Modelo de fluxo e transporte no aquífero**

Para a simulação de fluxo e transporte de contaminantes na zona saturada do aquífero diretamente sob influência do aterro sanitário, um modelo bidimensional foi construído, representando um corte transversal paralelo à direção preferencial de fluxo do aquífero. Para a construção do modelo foi utilizado os modelos em diferenças finitas MODFLOW e RT3D.

As dimensões do modelo estão descritas na Figura 8. O modelo abarca toda a área do aterro sanitário (370 m) e se estende até o rio Uberabinha, localizado a 500 m do início do modelo. A superfície do terreno apresenta duas inclinações diferentes, uma área mais plana correspondendo à área do aterro (inclinação de ~0,6%, entre as cotas 810 e 789 m) e outra mais íngreme, correspondente à faixa de terreno natural desde o fim do aterro até a margem do rio (inclinação de 30%, entre as cotas 789 e 750 m). O limite impermeável inferior do modelo foi fixado na cota 740 m. A malha em diferenças finitas criada para o domínio é composta por 100 colunas (espaçamento de 5 cm) e quatro camadas, como pode ser visto na Figura 8.

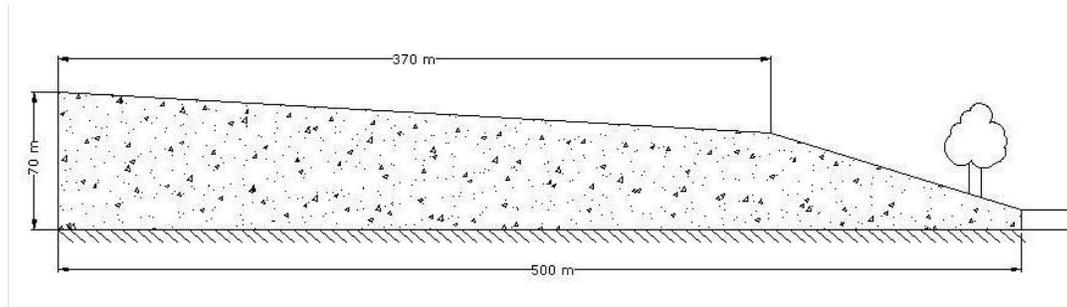


Figura 8. Dimensões do domínio do modelo do aquífero abaixo do aterro sanitário de Uberlândia.

Para esse modelo, o aquífero foi considerado homogêneo e isotrópico, composto de material arenoso-argilo com condutividade hidráulica igual a  $7,8 \cdot 10^{-4}$  cm/s, porosidade total igual a 30% e porosidade efetiva igual a 25%. Um gradiente hidráulico de aproximadamente 10% foi simulado impondo condições de contorno tipo carga especificada nas duas extremidades do domínio (início do aterro e rio Uberabinha), com valores iguais a 802 e 750 m, respectivamente, conforme é mostrado na Figura 9, juntamente com a malha. Além dessa condição de contorno de fluxo, também foi acrescentado o aporte proveniente da recarga superficial: 424 mm/ano referente à recarga sob o aterro sanitário. A recarga no trecho entre o aterro e o rio foi suprimida por se tratar de uma declividade acentuada, que reduz a recarga local. Todas as condições de contorno foram mantidas inalteradas ao longo de todo o período de simulação.



Figura 9. Malha em diferenças finitas e condições de contorno associadas ao modelo do aquífero abaixo do aterro sanitário de Uberlândia. Exagero vertical: 2x.

Com relação ao transporte de contaminantes, foi estabelecida uma condição de terceiro tipo, em que a concentração é especificada para o topo do modelo e a taxa mássica de entrada reflete essa concentração e a taxa de água que é admitida no sistema. A concentração associada à condição de contorno de terceiro tipo varia com o tempo, refletindo a descarga da pluma de contaminação através da barreira de argila do fundo do aterro sanitário. Para efeito deste estudo foi utilizado um valor unitário (1 mg/L) aplicado no topo do modelo e mantido constante durante toda a simulação.

Para as propriedades relacionadas à simulação de transporte, foi assumida uma densidade volumétrica de 1,855 g/cm<sup>3</sup> e dispersividades longitudinal e transversal de 5 e 0,5 cm, respectivamente. Os mesmos contaminantes e cadeias de decaimento simulados no modelo das camadas de fundo do aterro sanitário também são simulados neste caso, bem como o uso da reação de adsorção segundo a isoterma linear de Freundlich para os contaminantes simulados no modelo do aquífero (USEPA 1999).

Para as condições iniciais do modelo, a carga hidráulica foi assumida como sendo 810 m em todo o domínio. Para o transporte, concentração nula foi assumida para todos os contaminantes simulados. Enquanto o modelo de transporte foi executado em regime transiente, o modelo de fluxo foi executado em regime permanente.

## **RESULTADOS PRELIMINARES**

Este item reflete os avanços obtidos até o momento com relação aos modelos de fluxo e transporte. O objetivo das simulações realizadas foi avaliar a metodologia proposta, antes que as simulações definitivas fossem executadas. Portanto, os valores apresentados devem ser vistos como ensaios e não como resultados definitivos.

### **Modelo de fluxo e transporte nas camadas de fundo do aterro**

A simulação de fluxo de água através das camadas inferiores do aterro sanitário foi desenvolvida de forma a atingir a condição permanente, uma vez que não foi possível obter a solução direta para o fluxo permanente. Para a simulação transiente foi assumida uma tolerância de 0,001 para o conteúdo de água e de 0,1 para a carga hidráulica. Na Figura 10 é apresentada a distribuição de carga hidráulica de pressão inicial considerada para o problema, equivalendo a uma condição saturada na camada de argila e equilíbrio hidrostático na camada de dreno.

Nas figuras 11 e 12 é apresentada a evolução das cargas hidráulicas no domínio para 30 e 100 dias de simulação, respectivamente. Nessas figuras, a linha amarela indica, aproximadamente, a posição da superfície potenciométrica ( $h=0$ ). A análise dos resultados sugere que, para fins práticos, o regime de fluxo permanente é estabelecido após 100 dias de simulação.

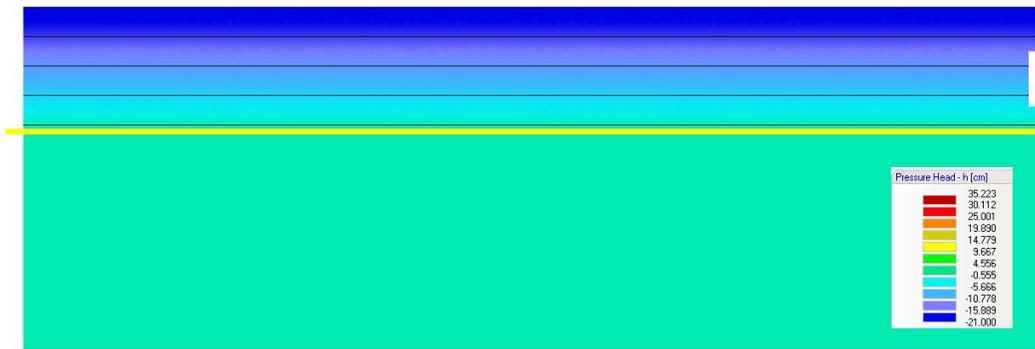


Figura 10. Distribuição de cargas hidráulicas no modelo de fluxo do fundo do aterro: condição inicial. Exagero vertical: 10x.

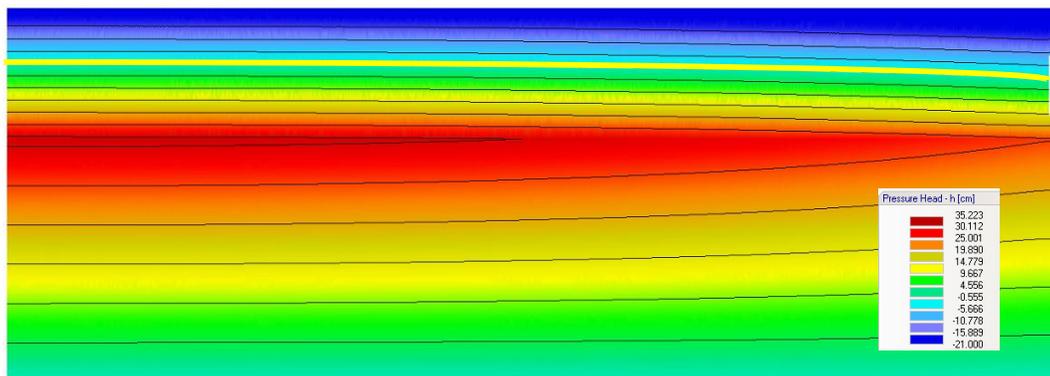


Figura 11. Distribuição de cargas hidráulicas no modelo de fluxo do fundo do aterro: 30 dias. Exagero vertical: 10x.

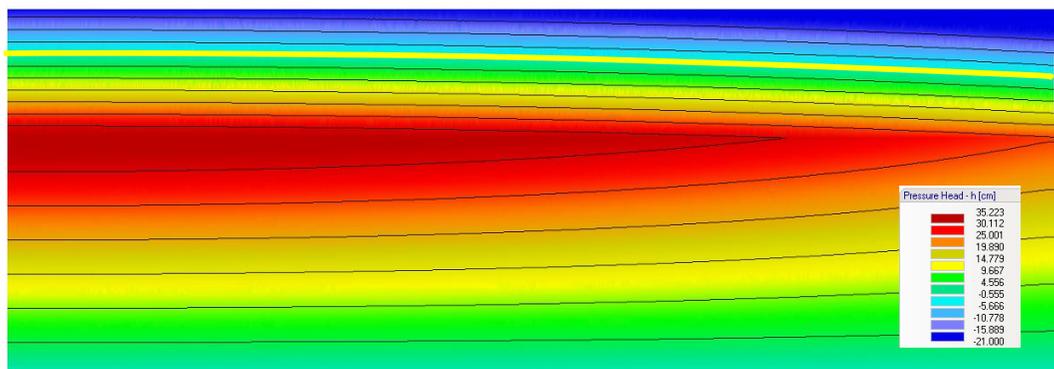


Figura 12. Distribuição de cargas hidráulicas no modelo de fluxo do fundo do aterro: 100 dias. Exagero vertical: 10x.

A distribuição da umidade (em termos de conteúdo volumétrico) após 600 dias de simulação é mostrada na Figura 13, juntamente com linhas de fluxo desenvolvidas. As linhas de fluxo foram geradas através do acompanhamento de partículas lançadas no topo do domínio (rotuladas com quadrados vermelhos). Pode-se observar que toda a água que entra no sistema em torno do dreno, até um raio de aproximadamente 600 metros, é captada pelo dreno, sendo removida. As linhas de fluxo à esquerda mostram que parte da água percola através da camada de argila, recarregando o

aquífero abaixo dele. Naturalmente, essa situação reflete as escolhas conservadoras feitas ao se especificar o modelo conceitual de fluxo, entre as quais citam-se o distanciamento entre os drenos e o fato do dreno operar com água em sua meia-altura. Pode-se esperar que um sistema de drenos bem projetado e construído seja mais eficiente do que aqui considerado. Além disso, o valor de taxa de infiltração utilizado nessa simulação é bastante elevado.

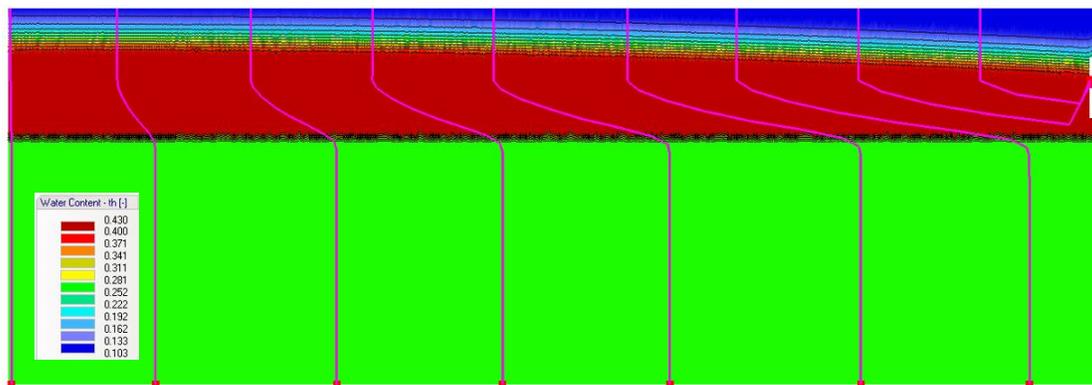


Figura 13. Distribuição de umidade e linhas de fluxo no modelo de fluxo do fundo do aterro: 600 dias. Exagero vertical: 5x.

O tempo de residência da água captada pelo dreno varia de 50 a 70 dias, para a linha de fluxo mais próxima e para a mais distante do dreno, respectivamente. Considerando a linha de fluxo mais afastada do dreno que atravessa a camada de argila, o tempo de percurso até a interface com a argila e até o fundo dessa camada é de 90 e 325 dias, respectivamente. A velocidade máxima através da argila pode ser estimada, portanto, como sendo 0,43 cm/dia.

O modelo unidimensional da camada de argila desenvolvido para a simulação dos processos de transporte de contaminantes dissolvidos nessa camada foi também implementado com sucesso. A solução de fluxo em regime permanente foi atingida, resultando na mesma distribuição de pressões encontrada para o modelo bidimensional, considerando a coluna mais afastada do dreno (Figura 14a). Aplicando uma concentração unitária (1 g/L) de dois contaminantes genéricos no topo do modelo, sendo um conservativo e outro com adsorção dada pela isoterma linear de Freundlich com um valor de  $K_d$  de  $10 \text{ cm}^3/\text{g}$ , a distribuição de concentrações que deixa a camada de argila ao longo do tempo foi estimada (Figura 14b).

Como previsto através das linhas de fluxo e da estimativa de tempo de residência de partículas no campo de fluxo, a pluma deixa o domínio através de seu contorno inferior após 300 dias. Essa situação é verdadeira para um sistema conservativo, sem a atuação de reações de adsorção, que promovam o atraso da pluma (retardo), nem de decaimento radioativo. Considerando o efeito de retardo na camada de argila equivalente a um valor de  $K_d$  igual a  $10 \text{ cm}^3/\text{g}$ , o efeito seria atrasar o avanço da pluma em 71 vezes, fazendo com que a velocidade de avanço desse contaminante hipotético seja reduzida para  $5,93 \cdot 10^{-3} \text{ cm/dia}$  na argila.

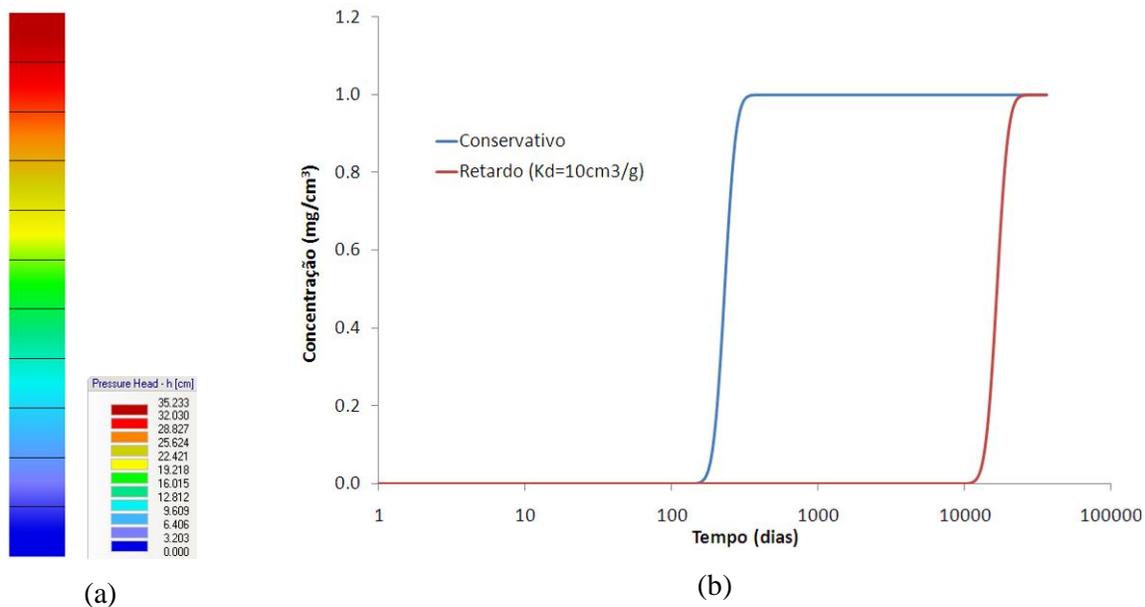


Figura 14 – Resultados da simulação unidimensional na camada de argila: (a) distribuição das pressões ao longo da coluna em regime estacionário; (b) evolução das concentrações de dois solutos (conservativo e com retardo (escala logarítmica no eixo temporal)).

### Modelo de fluxo e transporte no aquífero

A Figura 15 mostra o resultado da simulação de fluxo em regime permanente do aquífero abaixo do aterro sanitário, gerado pelo modelo MODFLOW. Nessa figura são apresentadas a linha piezométrica que delimita a zona saturada do aquífero, as isolinhas de carga hidráulica e setas indicativas da direção do fluxo para o perfil do solo simulado. O resultado mostra que o fluxo subsuperficial do aquífero é descarregado no Rio Uberabinha, estando de acordo com o modelo conceitual de fluxo especificado para a área.

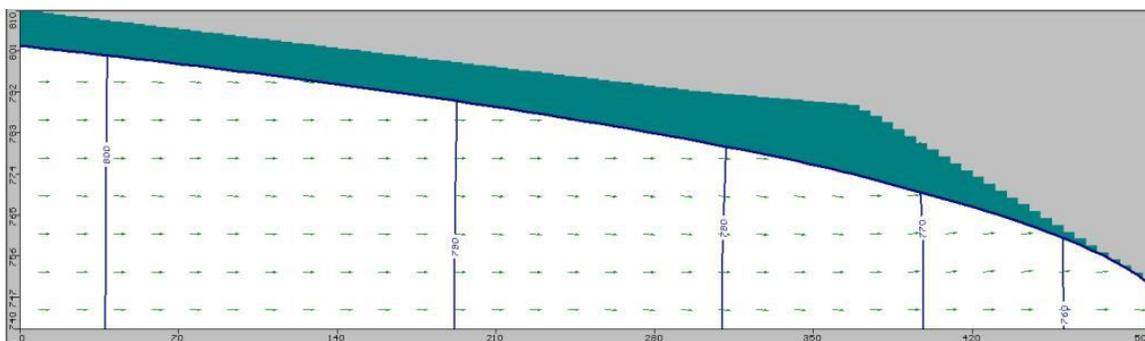
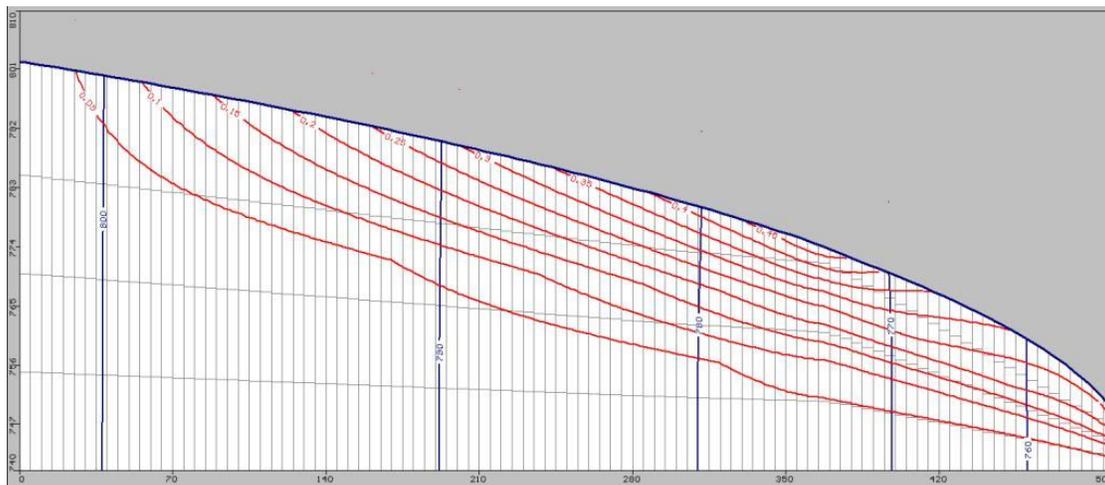


Figura 15. Distribuição de cargas hidráulicas e vetores indicativos de direção de fluxo no modelo de fluxo do aquífero (valores em metros; exagero vertical: 2x).

A Figura 16 mostra a distribuição de concentrações de um contaminante conservativo hipotético após 4000 dias de simulação, como resultado da aplicação de uma concentração unitária constante à água de recarga proveniente do fundo do aterro sanitário. Os tempos de simulação apresentados aqui não refletem o atraso sofrido pela pluma ao atravessar a barreira de argila do fundo do aterro. Analisando a evolução da pluma ao longo do tempo, pode-se observar que esta atinge uma condição de regime permanente após 2500-3000 dias de simulação. Não se espera que o regime permanente seja atingido em valores de tempo tão curtos no modelo final. Os valores de concentrações na recarga a serem utilizados deverão refletir a variação temporal decorrente da eventual exaustão da fonte de contaminação no aterro sanitário e os fenômenos de transporte na camada de argila.



Figuras16. Isolinhas de concentração para um contaminante conservativo hipotético após 4000 dias de simulação. (Exagero vertical: 3x).

As figuras 17 (zoom até tempo igual a 8000 dias) e 18 (tempo total, até 200 anos) mostram a evolução temporal da concentração no ponto de descarga do domínio, um poço de monitoramento virtual localizado na entrada do Rio Uberabinha. Para essa simulação são mostrados os efeitos do retardo por adsorção e do decaimento radioativo. A linha azul mostra a evolução do contaminante conservativo mostrado na figura anterior (sem retardo ou decaimento radioativo), indicando que a concentração desse contaminante se estabiliza em 0,182 mg/L perto dos 3000 dias. Quando um coeficiente de adsorção ( $K_d$ ) de  $10 \text{ cm}^3/\text{g}$  é considerado (linha verde escuro), a concentração somente começa a aumentar após cerca de 10000 dias e não atinge o regime permanente até último tempo simulado (73000 dias).

O efeito do decaimento radioativo pode ser observado analisando a evolução das concentrações do radionuclídeo pai (linha laranja) e do isótopo filho estável (linha vermelha) em comparação com o contaminante conservativo. A concentração de equilíbrio (em regime

permanente) do isótopo filho é aumentada na mesma medida em que a concentração do radionuclídeo pai é reduzida. E o efeito do decaimento radioativo é sentido muito rapidamente uma vez que o tempo de meia-vida utilizado é curto (5.75 anos, equivalente ao do Ra-228). No caso de um tempo de meia-vida maior, esse efeito não será sentido tão intensamente, e para valores muito elevados se comparados ao tempo de simulação, o decaimento pode não ser observável.

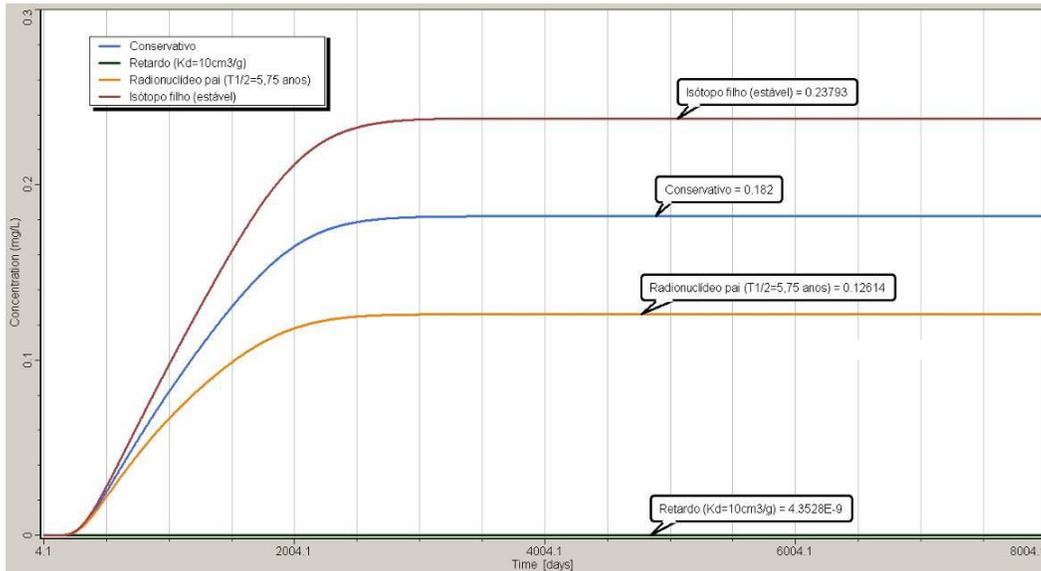


Figura 17. Evolução temporal das concentrações para contaminantes hipotéticos no ponto de descarga do domínio (tempo de simulação: 8000 dias).

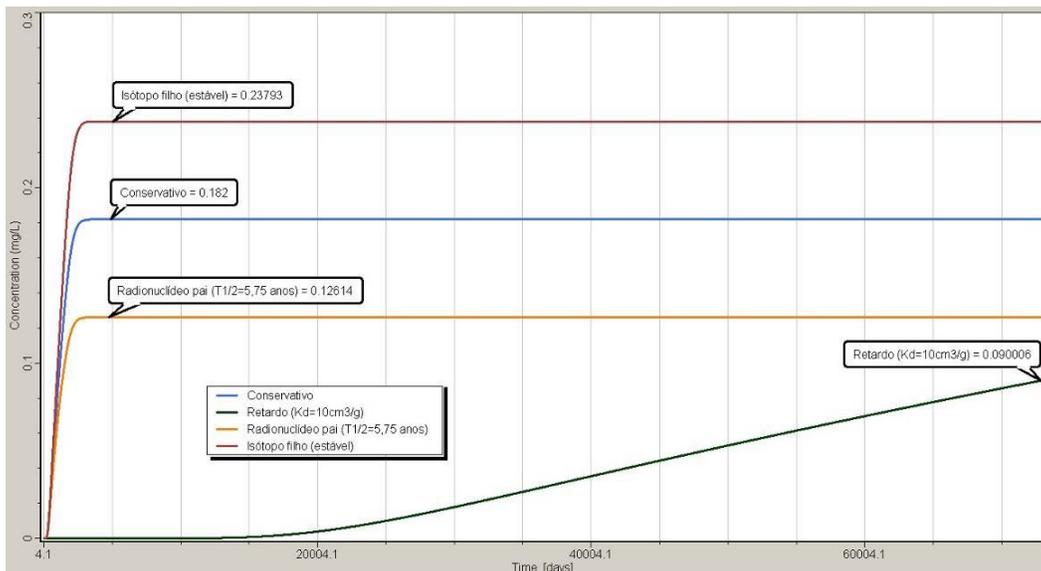


Figura 18. Evolução temporal das concentrações para contaminantes hipotéticos no ponto de descarga do domínio (tempo de simulação: 73000 dias).

## CONCLUSÃO

Neste trabalho foi elaborado um modelo conceitual representativo do fluxo de água para a avaliação de segurança do impacto do uso de um resíduo gerado durante a produção de fertilizantes fosfatados, conhecido como fosfogesso, como material de cobertura de aterros sanitários. Para isso, os modelos HYDRUS, MODFLOW e RT3D, os quais descrevem o fluxo de água subterrânea e o transporte de solutos, foram utilizados para simular o impacto da lixiviação de elementos tóxicos na zona saturada de um aquífero diretamente sob influência de um aterro sanitário.

O modelo conceitual de fluxo subsuperficial do aterro foi elaborado com base na localização, dimensões e características físicas do Aterro Sanitário de Uberlândia e do meio natural que o circunda localizado no município de Uberlândia, MG.

Os resultados preliminares das simulações mostraram que o regime de fluxo de água permanente é estabelecido após 100 dias de simulação. Em termos da distribuição de umidade (conteúdo volumétrico) observou-se que após 600 dias, parte da água é percolada através da camada de argila, recarregando o aquífero abaixo dele. Essa situação pode ser explicada com base nas escolhas conservadoras feitas ao se especificar o modelo conceitual de fluxo, entre as quais podem ser citados o distanciamento entre os drenos e o fato do dreno operar com água em sua meia-altura.

O modelo unidimensional da camada de argila desenvolvido para a simulação dos processos de transporte de contaminantes dissolvidos nessa camada foi implementado com sucesso. Nesse caso, a distribuição de concentrações de contaminantes que deixa a camada de argila ao longo do tempo foi estimada assumindo-se um valor de concentração unitária (1 g/L) de dois contaminantes genéricos no topo do modelo, sendo um conservativo e outro com adsorção (coeficiente de distribuição  $K_d$  de 10 cm<sup>3</sup>/g). Para a situação conservativa concentração num poço de monitoramento virtual localizado na entrada do rio Uberabinha (ponto de descarga mais próximo) se estabilizou após 3000 dias e nessa condição, seu valor foi igual a 0,182 mg/L. Foi observada uma variação significativa nos resultados finais ao levar em conta os efeitos de retardo devido à adsorção e decaimento radioativo.

Estudos adicionais vêm sendo realizados de forma a se determinar o balanço hídrico com base nos dados meteorológicos e pluviométricos dos últimos cinco anos do local. Além disso, vêm sendo realizados experimentos em laboratório de forma a simular as condições de aplicação do resíduo fosfogesso em um aterro sanitário, o que irá contribuir não apenas para a determinação de valores mais realísticos do “termo-fonte”, bem como dos coeficientes de distribuição ( $K_d$ ). Vale ressaltar que as agências de proteção ambiental utilizam valores genéricos de  $K_d$  encontrados em referências bibliográficas que, por terem sido gerados a partir de condições distintas das da região tropical, podem levar a incorretas estimativas do risco associado a uma determinada prática.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

MAZZILLI, B.; Palmiro V.; Saueia C e NISTI M. B., 2000. Radiochemical characterization of Brazilian phosphogypsum. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 49, n.1, p. 113-122.

SANTOS, A.J.G., Mazzilli B., Fávoro D. e Silva P., 2006. Partitioning of radionuclides and trace elements in phosphogypsum and its source materials based on sequential extraction methods. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 87, n.1, p. 52-61.  
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16375997>

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2000. *Fertilidade de Solos*.  
<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Milho/CultivodoMilho/fertilsolo.htm>.

SHIEH, C.S., 2008. Application of Phosphogypsum in Landfills.  
[http://www.fipr.state.fl.us/5b\\_Shieh\\_testimony.pdf](http://www.fipr.state.fl.us/5b_Shieh_testimony.pdf)

BERNADES J. R., Sabagg C. e Ferrari A., 1999. *Aspectos tecnológicos de projetos de aterros de resíduos sólidos*. In RESID'99, 1999, São Paulo. Associação Brasileira de Geologia de Engenharia (ABGE), p.51-68.

VOGEL, T., Huang K. e van Genuchten M.Th., 1996. *The HYDRUS Code for Simulating One-Dimensional Water Flow, Solute Transporte, and Heat Movement in Variably-Saturated Media*, Version 5.0, Research Report No. 140, U.S. Salinity Laboratory, U.S. Department of Agriculture.

HARBAUGH, A.W., 2005. MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model—the Ground-Water Flow Process. Techniques and Methods 6–A16. U.S. Geological Survey. <http://pubs.usgs.gov/tm/2005/tm6A16/>

CLEMENT, T.P., 1997. RT3D-A modular computer code for simulating reactive multi-species transport in 3-dimensional groundwater aquifers, Pacific Northwest National Laboratory Report, PNNL- 11720. <http://bioprocess.pnl.gov/rt3d.htm>

US Environmental Protection Agency (USEPA), 1999a. Understanding Variation in Partition Coefficient,  $K_d$ , Values. Volume I: The  $K_d$  Model, Methods of Measurement, and Application of Chemical Reaction Codes. EPA 402-R-99-004A.

## AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo financiamento deste projeto.