

Simulação de estudo hidrogeológico associado à deposição de rejeitos radioativos de baixo e médio nível de atividade

RESUMO

Em 2006, o Programa Nuclear Brasileiro previu a construção de pelo menos cinco usinas nucleares até 2030. Como em outras atividades humanas, o uso da energia nuclear gera rejeitos que podem ter impacto potencial negativo na saúde humana e no ambiente. Estes rejeitos devem ser bem gerenciados, não podendo ser liberados sem tratamento prévio. Neste trabalho, relata-se um estudo visando avaliar a implantação de um repositório de rejeitos radioativos de baixo e médio nível de atividade, no Estado da Bahia, com o auxílio do software FRACTRAN. Os resultados demonstram que a vulnerabilidade hidrogeológica local é pequena, o que encoraja o desenvolvimento de estudos complementares.

PALAVRAS-CHAVE: Rejeitos radioativos; hidrogeologia; repositório.

ABSTRACT

In 2006, the Brazilian Nuclear Program foresaw the construction of at least five nuclear power plants until 2030. Like other human activities, the use of nuclear energy generates waste, which can have negative potential impact on the human health and on the environment. This waste must be safely managed, and cannot be released without a previous treatment. This paper presents a study in order to evaluate the implantation of a nuclear waste repository of low and medium level of activity in the Bahia State, with the help of the FRACTRAN software. The results showed that the hydrogeological vulnerability is small, what encourages the development of additional studies.

KEYWORDS: Nuclear waste; hydrogeology; repository.

Vinícius Verna Magalhães Ferreira

Engenheiro Eletricista – UFMG. Mestre em Ciências e Técnicas Nucleares – UFMG. Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – UFMG. Atual Tecnologista do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear/Comissão Nacional de Energia Nuclear.

E-mail: vvmf@cdtn.br

Wellington Antônio Soares

Engenheiro Civil – UnB. Mestre em Ciências e Técnicas Nucleares e em Engenharia de Estruturas (ambos UFMG). Doutor em Tecnologia Nuclear – USP. Atual Pesquisador do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear/Comissão Nacional de Energia Nuclear.

E-mail: soaresw@cdtn.br

James Vieira Alves

Geólogo - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Mestre em Geologia pela UFMG. Atual Pesquisador do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear/Comissão Nacional de Energia Nuclear.

E-mail: alvesjv@cdtn.br

INTRODUÇÃO

A geração de energia elétrica por meio de centrais nucleares é um tema controverso, permanentemente debatido em todo o mundo, tendo seus defensores e opositores. Os impactos ambientais associados à energia nuclear, principalmente aqueles relacionados aos rejeitos radioativos, são questionados por diversos setores da sociedade. Todavia, é válido lembrar que danos ao meio ambiente ocorrem sempre que há geração de energia elétrica, inclusive nos processos vinculados às chamadas fontes alternativas e renováveis (FERREIRA et al., 2009), não sendo exclusivos da área nuclear.

Do ponto de vista ambiental, os questionamentos abrangem também as operações relativas ao ciclo do combustível nuclear, que incluem as etapas de mineração e beneficiamento de minérios de urânio. As Indústrias Nucleares do Brasil – INB operam um empreendimento minero-industrial da Unidade de Concentrado de Urânio, localizado na região sudoeste do Estado da Bahia, a nordeste da cidade de Caetité. Nesse local, são realizadas atividades de pesquisa mineral, lavra e processamento metalúrgico de minério de urânio, para produção de concentrado de urânio, na forma de diuranato de amônio - DUA. Faz parte deste complexo um sistema de bacias de contenção e reciclagem dos efluentes líquidos tratados da Unidade de Concentrado de Urânio.

Na área desse complexo, existe um sistema aquífero granular, constituído pelas coberturas sedimentares detríticas, pelo solo de alteração das rochas do Complexo Lagoa Real e pelos aluviões, que se distribuem nas calhas dos rios. Essa área já foi objeto de estudo, o que permite o aproveitamento de toda a cartografia utilizada nestas atividades progressas (COTA et al., 2007). Nessa região, há pontos mais prováveis de descarga do sistema aquífero local que englobam os poços tubulares, passíveis de exploração de água subterrânea. Conforme levantamento geológico feito

no local onde uma das bacias de contenção está instalada, o principal sistema existente é um aquífero fissural, composto por rochas graníticas e gnáissicas associadas às rochas do Complexo Lagoa Real. Este sistema compreende cerca de 66% da área em estudo. Em um aquífero fissural, o fluxo da água subterrânea ocorre quase que exclusivamente através da porosidade secundária, constituída pelas descontinuidades ou intercessões dessas descontinuidades presentes nas litologias (fraturas, falhas, foliação ou fissuras).

O objetivo deste artigo é relatar um estudo de simulação para verificar uma possível contaminação de solos e águas subterrâneas, considerando-se hipoteticamente a implantação de um repositório de rejeitos radioativos na unidade da INB em Caetité. Para essa simulação, foi utilizado o software FRACTAN, baseado no método dos elementos finitos e que simula o transporte de contaminantes em meios porosos ou discretamente fraturados. Essa simulação é importante, na medida em os conhecimentos desenvolvidos nessa atividade poderão ser utilizados na implantação do repositório nacional de rejeitos radioativos, uma exigência legal para a operação da central nuclear de Angra 3. O item n.º 2.18 da Licença do IBAMA determina que o repositório esteja em construção até o início da operação de Angra 3.

É fato que o setor nuclear foi responsável por danos ao meio ambiente, contaminando solos e águas subterrâneas, entre outros problemas. Tendo em vista que as experiências nessa área são importantes para o dimensionamento de repositórios de rejeitos radioativos, são apresentados, no próximo item, exemplos típicos desses danos.

Contaminação radioativa em razão de usos da energia nuclear

Nos Estados Unidos, uma instalação federal que ocupa uma área de 560 milhas quadradas, situada no Estado de Washington, foi utilizada para produzir materiais nucleares físséis

entre 1943 e 1990. Após esta data, esforços foram efetuados para remediar a contaminação existente no solo e nas águas subterrâneas na região, que ocorreu em razão dessa utilização. A extensa contaminação no local (Hanford) resultou na inclusão do mesmo na Lista de Prioridades Nacionais, de acordo com os critérios adotados pela Agência de Proteção Ambiental norte-americana (EPA). Nove reatores nucleares inativos, localizados na área, estão sendo descomissionados. Rejeitos gerados durante a operação destes reatores foram armazenados nas redondezas, resultando em uma vasta contaminação do solo e dos mananciais por céσιο 137, cobalto 60 e európio 152 (MATTIGOD & MARTIN, 2001).

As minas de exploração de urânio de Cunha Baixa e Quinta do Bispo foram duas das mais importantes em Portugal. No primeiro caso, a lavra ocorreu inicialmente em mina subterrânea e, posteriormente, a céu aberto. No caso da Quinta do Bispo a lavra processou-se exclusivamente a céu aberto. Nas duas minas, foi ainda utilizada à lixiviação estática para recuperação de minérios de baixos teores (300 a 500 ppm). Como resultados das atividades mineradoras, foram produzidas quantidades significativas de resíduos, atualmente depositados em diversos depósitos de rejeitos. Para avaliar a intensidade e a extensão dos impactos radiológicos, foram determinadas as atividades dos radionuclídeos que integram a cadeia de decaimento do urânio em amostras de água, sedimentos e solos. A distribuição espacial destas amostras revelou que a contaminação está restrita às imediações das áreas de mineração, sendo que a situação mais problemática se verifica em Cunha Baixa, onde os solos estão significativamente contaminados. Isto ocorreu devido à utilização ilegal de águas para irrigação, oriundas da estação de tratamento de efluentes da mina e de nascentes com origem nos depósitos de rejeitos (PEREIRA et al., 2004).

Investigações sobre o movimento de águas, feitas no Deserto de Amargosa, nos Estados Unidos,

demonstraram que gases contendo trítio e carbono 14 estão migrando através de uma zona não saturada. Nesse local, existe a primeira instalação comercial americana destinada ao armazenamento de rejeitos radioativos de baixa atividade. Desde 1976, estudos hidrogeológicos são realizados na região, situada na fronteira dos Estados de Nevada e da Califórnia. Em 1997, o local se tornou parte do “Programa Hidrológico de Substâncias Tóxicas”, após a constatação de altas concentrações de trítio nas amostras de gases oriundas da área que, entre 1962 e 1992, recebeu rejeitos radioativos (STONESTROM et al., 2004).

Em 1965, em Semipalatinsk, Rússia, foram efetuados testes nucleares a 48 metros de profundidade. Em 2003, dando seqüência a trabalhos anteriores, estudos foram realizados com o intuito de se avaliar os níveis de contaminação existentes no solo e nas águas subterrâneas locais. Métodos de extração química que levam em conta a composição das águas minerais, cintilografia líquida e espectrometrias alfa e gama foram algumas das técnicas utilizadas para avaliar a concentração de radionuclídeos no local, entre os quais césio 137, estrôncio 90 e amerício 241. Os resultados mostraram a rota de migração dos contaminantes na região (GORDEEV et al., 2005).

Pesquisas relativas aos impactos ambientais associados ao parque nuclear russo, incluindo a contaminação de águas subterrâneas e superficiais, de solos e da atmosfera, foram realizadas para a avaliação dos potenciais danos ambientais. O trabalho, envolvendo o Ministério de Energia Atômica e Departamentos de Segurança, Ecologia e Emergências considerou como objeto de estudo todo o ciclo do combustível nuclear. Estudos realizados nas áreas impactadas demonstraram que, apesar dos programas de recuperação executados, houve um aumento da contaminação nas águas amostradas. Flocos de neve coletados também se apresentaram contaminados (GOLASHVILI et al., 1998).

Ressalta-se que a poluição radioativa compreende mais de 200 nuclídeos. O césio-137 e o estrôncio-90, com alto rendimento de fissão e alta meia-vida, são potenciais geradores de problemas ambientais. Nos processos biológicos, o césio e o estrôncio, quimicamente semelhantes ao potássio e ao cálcio, tendem a acompanhá-los, depositando-se parcialmente nos músculos e ossos, respectivamente. Já o plutônio-239, mesmo em quantidades mínimas, é altamente nocivo. Sua meia-vida, de 24.000 anos, demanda a adoção de enormes cuidados para a proteção do ser humano e preservação do meio ambiente (FIGUERA & CUNHA, 1998).

Repositórios de rejeitos radioativos

As soluções adotadas em países que já operam repositórios para o armazenamento definitivo de rejeitos radioativos contemplam instalações de superfície, sub-superfície e depósitos geológicos profundos.

Considera-se como rejeito radioativo qualquer material resultante da atividade humana que contenha radionuclídeos em quantidades superiores aos limites de isenção especificados em normas e para o qual a reutilização é imprópria ou não prevista. Esse tipo de rejeito é gerado durante a operação dos reatores nucleares de potência, pelas instalações do ciclo do combustível (mineração, beneficiamento do minério, conversão, enriquecimento, fabricação de elementos combustíveis e reproprocessamento) e por usuários de radioisótopos em aplicações médicas, industriais, ambientais, agrárias e em pesquisas.

O rejeito radioativo pode ser caracterizado pelo tipo de radiação emitida (alfa, beta, gama, nêutron), por sua forma física (sólido, líquido ou gasoso), radiotoxicidade ou por sua meia-vida radioativa (tempo necessário para que sua radioatividade se reduza à metade). Rejeitos contendo radioisótopos com meia-vida superior a 30 anos são considerados como de longa duração.

A gerência de rejeitos radioativos abrange operações que começam na sua geração e terminam com a sua deposição em repositório. Estas operações têm como objetivo principal gerenciar os rejeitos de maneira segura, de modo a proteger o homem e a natureza dos impactos negativos. São princípios fundamentais da gerência de rejeitos radioativos a prevenção e otimização, significando a busca de minimização na geração de rejeitos pela adoção de medidas de otimização de processos, e pela reciclagem ou recuperação de materiais, sendo a segregação dos rejeitos uma das práticas mais importantes.

A segregação permite separar os rejeitos que podem ser armazenados para decaimento e posterior liberação daqueles que, devido a sua longa meia-vida, devem, após o tratamento e acondicionamento corretos, ser enviados ao repositório, onde serão mantidos de forma segura, pelo tempo que se fizer necessário à proteção ao ser humano e ao meio ambiente. Ressalta-se que o repositório é um local de armazenamento definitivo dos rejeitos, sem intenção de removê-los futuramente.

A maioria dos rejeitos radioativos de grandes geradores é processada na própria instalação nuclear, por meio de técnicas de redução de volume e imobilização em tambores. Como resultado desse processamento, tem-se um produto estável e que pode ser armazenado com segurança por longo tempo. Os pequenos geradores quase nunca dispõem dessa capacidade, sendo seu rejeito tratado em instalações apropriadas, muitas vezes localizadas junto ao repositório.

No Quadro 1, são descritas características típicas dos tipos de repositórios mais utilizados. O único repositório existente no Brasil, o de Abadia de Goiás, é um repositório de sub-superfície. No Quadro 2, são apresentados, de maneira resumida, os empreendimentos que podem gerar rejeitos radioativos.

Tipo de deposição		Definição	Características principais
Próxima à superfície	Trincheira coberta	Colocação do embalado dentro de trincheiras escavadas e cobertas com solo.	Utilizado no repositório em Drigg, no Reino Unido.
	Galeria fechada	Galerias construídas em concreto, onde são colocados os embalados de rejeito. O selamento da galeria é feito com asfalto. A estrutura final é recoberta com solo.	Conceito de deposição encontrado no Centro de l' Aube na França, em El Cabril na Espanha e em Rokkasho no Japão.
	Galeria modular	Tipo de estrutura subterrânea resistente à intrusão. O rejeito é colocado dentro de módulos em concreto, com cobertura também em concreto. O depósito é no final coberto com um teto em concreto impermeável, sobre o qual se coloca uma camada de solo.	Conceito é representado pelo repositório IRUS (Intrusion Resistant Underground Structure) no Canadá
	Galeria aberta	Galeria com base e paredes em concreto, com sistema de drenagem. A água de dentro ou abaixo do piso da galeria é monitorada independentemente e encaminhada para um sistema de gestão da água, antes de ser descartada.	Conceito utilizado em Drigg, no Reino Unido, em substituição às trincheiras.
Em poço		Poço tubular escavado em uma formação geológica, em profundidades que podem atingir até centenas de metros, e revestido com material de proteção.	Utilizado para receber fontes fora de uso acondicionadas em embalagens de aço inoxidável de alta resistência. O sistema requer pequena área, pouca infra-estrutura, rápido tempo de implementação e mínimo controle institucional.
Em cavidades de rochas profundidades intermediárias		Essas cavidades incluem minas fora de uso, principalmente aquelas escavadas em formações geológicas.	A capacidade de receber diferentes tipos de rejeitos é sua característica mais importante. Pode receber todas as categorias de rejeito, exceto as de alto nível e de meia vida longa. Conceito utilizado na República Tcheca, Finlândia, Suíça e Noruega.

Quadro 1– Classificação dos repositórios de rejeitos.

Classe da instalação	Natureza da instalação	Características comuns
Grande geradora	Usina nuclear	Possuem sistemas de redução de volume, tratamento e acondicionamento de rejeitos, bem como instalação para o armazenamento inicial dos rejeitos tratados.
	Institutos de pesquisas nucleares	
	Indústrias do ciclo do combustível nuclear	
Pequena geradora	Instalações de medicina nuclear	A quantidade e o tipo de serviços executados não justificam instalações para o processamento do rejeito. Essas instalações podem ou não possuir local para decaimento do material radioativo até atingir seu nível de isenção para descarte no ambiente.
	Usuários de fontes radioativas seladas, pára-raios e detectores de fumaça	
	Universidades que trabalham com pesquisas na área nuclear	

Quadro 2 – Principais instalações geradoras de rejeitos radioativos.

A forma de deposição dos rejeitos radioativos depende de suas características próprias, como nível

de radiação, conteúdo isotópico e geração de calor. No Quadro 3, são apresentadas as opções de

deposição recomendadas segundo a categoria do rejeito.

Categoria		Características	Opção de deposição
Rejeito isento		Atividade abaixo dos limites de dispensa	Nenhuma restrição radiológica
Rejeitos de baixo e médio nível (atividade acima dos limites de liberação e geração de calor abaixo de 2 kW/m ³)	Meia-vida curta	Concentração de radionuclídeos de meia-vida longa limitada (máximo 4.000 Bq/g por embalado e 400 Bq/g para a média dos embalados)	Repositório de superfície ou em formação geológica
	Meia-vida longa	Concentração de radionuclídeos de meia-vida longa superior aos limites acima	Repositório em formação geológica
Rejeito de alto nível		Geração de calor acima de 2 kW/m ³ e concentração de radionuclídeos de meia-vida longa superior à de rejeitos de baixo e médio nível	Repositório em formação geológica

Quadro 3 – Formas de deposição de rejeitos radioativos (IAEA, 2007).

METODOLOGIA

Ferramentas utilizadas e hipóteses assumidas

Para avaliação da sensibilidade da modelagem do fluxo e transporte de contaminantes em um sistema aquífero fraturado, será utilizado o software FRACTRAN. Este programa simula o fluxo e transporte de contaminantes nas águas subterrâneas, em regime permanente e em duas dimensões, em meios porosos ou discretamente fraturados, com base no método dos elementos finitos. O meio poroso é representado por blocos, enquanto que as fraturas o são por linhas (verticais e/ou horizontais). Ao contrário de outros modelos de simulação aplicados a meios fraturados, o FRACTRAN considera os mecanismos de fluxo e de transporte através de ambos os meios – fraturados e no bloco da matriz principal que configura o meio.

Esse programa pode ser utilizado também para outras aplicações, tais como cálculos de transientes de condução térmica e problemas de fluxo subterrâneos lineares, como no caso de aquíferos que defletem plumas de contaminação lateralmente. Os principais parâmetros de entrada do programa são

relacionados à fonte de contaminação e à caracterização hidrogeológica do local a ser modelado, incluindo as fraturas. O tempo de análise da concentração do radionuclídeo no solo é também um parâmetro de entrada fornecido pelo usuário. Para uma mesma simulação, é possível visualizar a pluma da contaminação em diferentes intervalos de tempo. O intervalo de tempo mínimo para o qual uma solução seja apresentada corresponde a 20% do tempo total simulado. Soluções analíticas, quando comparadas aos resultados computacionais, se mostraram bastante próximas (SUDICKY & MCLAREN, 1998).

O modelo conceitual e estrutural foi definido para um perfil de terreno de 15 metros de profundidade e 750 metros de extensão, composto por dois aquíferos não confinados sobrepostos e interconectados hidraulicamente, sendo que, no superficial, a densidade das fraturas é mais intensa e atinge a profundidade média de 6 metros. O extrato inferior possui menor degradação, refletida num menor fraturamento (figura 1). Para uma representação mais próxima o possível do cenário real, foram geradas fraturas randômicas verticais e horizontais. A bacia de contenção de rejeitos possui uma extensão aproximada de 150

metros. Quando não foi possível a obtenção de parâmetros específicos do terreno necessários para a simulação, optou-se por utilizar, nesses casos, valores de referência existentes na literatura.

A fonte de contaminação foi considerada como sendo o rádio 226, com uma concentração igual a 10 kg/m³ e cuja meia-vida é de 1602 anos. Este radionuclídeo foi escolhido porque seu fator de retardo é igual ao da água. Este fator indica o atraso no transporte dos contaminantes adsorvidos em relação à velocidade advectiva da água subterrânea. Se a velocidade média de transporte dos contaminantes no aquífero for menor que a velocidade de infiltração da água subterrânea, é dito que os contaminantes estão sofrendo retardo. Isto ocorre porque os contaminantes hidrofóbicos tendem a adsorver-se à matriz do aquífero. Como exemplo, um valor do fator de retardo 2 indica que a velocidade da água subterrânea é duas vezes maior do que a velocidade de transporte dos contaminantes. Valores elevados para o fator de retardo implicam numa menor mobilidade do contaminante (MICHELS, 2005).

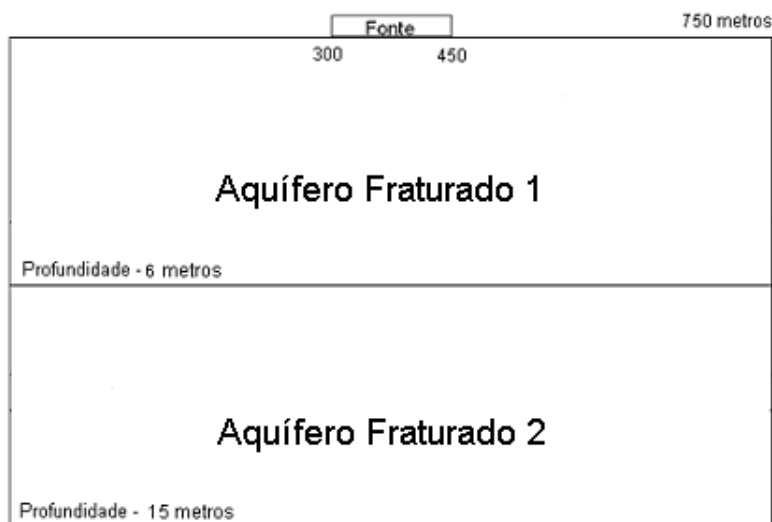


Figura 1 – Desenho esquemático do terreno simulado.

Caracterização do local

Faz parte do complexo minero-industrial da INB em Caetité um sistema de bacias de contenção e reciclagem dos efluentes líquidos tratados da Unidade de Concentrado de Urânio, doravante denominada de Pond (figura 2). A operação industrial do complexo está prevista para um período de 16 anos, para o processamento de minério explotado da Mina da Cachoeira, com teor médio de 2.900 ppm de U_3O_8 . A

produção anual de DUA é de 300 toneladas em equivalente a U_3O_8 . Em março de 2000, foi concedida a Autorização para Operação Inicial (AOI) do empreendimento.

Os limites da área de estudo do trabalho realizado compreendem os limites físicos do complexo de Caetité, que abrangem os principais pontos mais prováveis de descarga do sistema aquífero local e englobam os poços tubulares, passíveis de exploração de água subterrânea, e que, por essa

razão, são considerados locais para simulação de dose ao público.

O sistema aquífero granular existente na área de estudo, de acordo com a documentação estudada, possui caráter efêmero, existindo basicamente no período chuvoso, e se constitui em uma fonte de recarga para o aquífero fissural. Este sistema não será considerado no contexto destas simulações.



Figura 2 - Pond – INB (Caetité, BA).

Na figura 3, mostra-se um mapa da região de interesse, que inclui as principais rotas de migração dos radionuclídeos no caso de sua não contenção na lagoa de efluentes. Conforme pode ser visto, o sistema de bacias de contenção é composto por mais de uma unidade. Neste trabalho, o Pond 2 é o objeto de estudo.

Aspectos de segurança

Barreiras de engenharia e naturais são utilizadas para prevenir o transporte e a liberação dos radionuclídeos, sendo componentes

essenciais de repositórios de rejeitos radioativos. Estas barreiras são obstruções físicas que previnem ou inibem o movimento de pessoas e radionuclídeos, incluindo-se eventos tais como incêndios, protegendo o meio ambiente e os seres vivos de possíveis efeitos nocivos das radiações. É necessário que essas barreiras atuem na escala de tempo prevista para o projeto, que pode atingir centenas de anos.

Sistemas de barreiras múltiplas têm sido internacionalmente considerados e consistem em sobrepor sucessivas obstruções físicas ou

químicas entre o rejeito e a biosfera, com o objetivo de evitar a contaminação do meio ambiente e dos seres vivos. Deve-se assegurar também que os níveis de exposição estejam dentro dos limites das normas de radioproteção (FREIRE, 2007). A modelagem realizada considerou que, apesar de o sistema de proteção existente no repositório, os efluentes líquidos armazenados atingiriam o solo através do meio poroso adjacente, para que pudesse ser avaliada uma hipotética contaminação do mesmo e das águas subterrâneas.

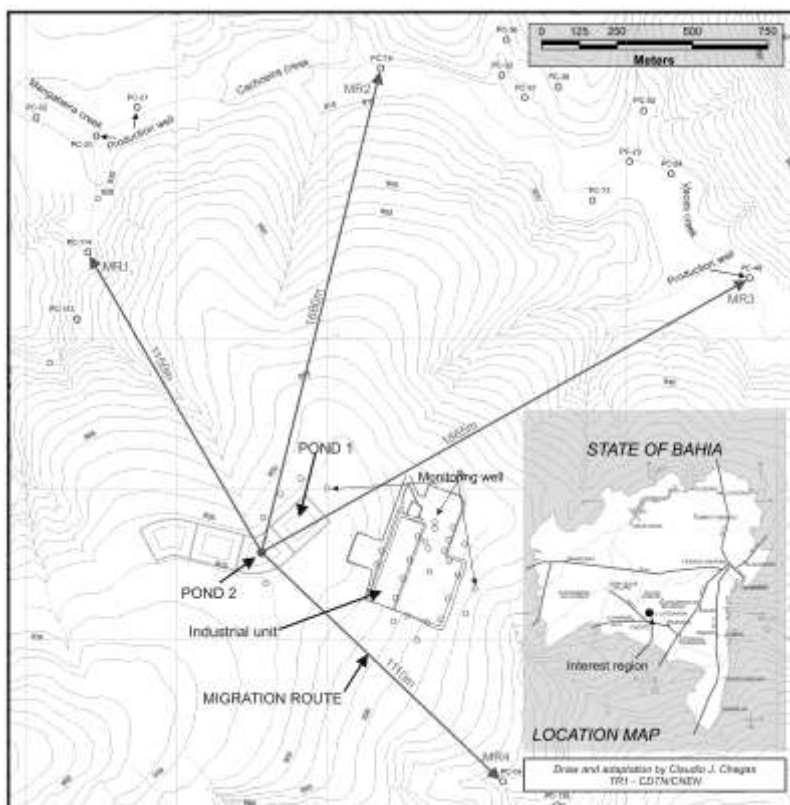


Figura 3 – Mapa de localização e das principais rotas de migração de radionuclídeos a partir do Pond.

Parâmetros hidrogeológicos

Apresentam-se, a seguir, alguns conceitos hidrogeológicos relevantes associados à modelagem realizada. Foi feita uma análise de sensibilidade para cada um dos parâmetros.

- condutividade hidráulica - parâmetro físico dos mais

importantes na determinação quantitativa e qualitativa do movimento da água no solo. Este valor depende de algumas características do meio e do fluido percolante e sua determinação é extremamente importante, entre outras aplicações, no dimensionamento dos sistemas de drenagem (PEREIRA et al., 2001);

- dispersividade - propriedade física intrínseca de um meio poroso, de uma substância específica ou fluido, que determina as características de dispersão de um contaminante nesse meio. Considera-se uma dispersividade longitudinal e outra transversal, em função da orientação da dispersão em relação à direção principal do

fluxo de água subterrânea (INETI, 2008);

- diâmetro de abertura das fraturas na matriz geológica - uma fratura pode ser entendida como o resultado da deformação sofrida por uma rocha submetida a tensões de naturezas diversas;
- fator de retardo – citado anteriormente no tópico metodologia;
- difusão de um contaminante no solo ou rocha - causada por um gradiente de potencial químico, que resulta na migração do soluto de regiões de maior para as de menor concentração. Em meios de permeabilidade muito baixa, a difusão pode vir a ser o fenômeno de transporte predominante. O aumento da temperatura acentua a difusão total, em virtude do aumento dos coeficientes de difusão nas fases líquida e gasosa. O coeficiente de difusão é indiretamente dependente do grau de saturação, pois à medida que este diminui, o caminho efetivo que o fluxo percorre aumenta (SILVA et al., 2004);
- gradiente hidráulico - número adimensional que corresponde à razão entre as variações de carga hidráulica e o comprimento percorrido, na direção do fluxo. Na prática, este parâmetro pode ser calculado através da diferença de potencial entre dois pontos, dividido pela distância lateral entre os mesmos.
- constante de decaimento de primeira ordem do soluto - calculada de acordo com a equação $K = \ln 2/t$, onde t é a meia vida do contaminante. Como a constante e a meia vida são inversamente proporcionais, elementos de menor vida terão uma maior

constante de decaimento. Este parâmetro é importante no caso de simulações que envolvam radionuclídeos que venham a contaminar o solo. Para os casos onde não exista um decaimento, atribui-se o valor zero à constante.

- viscosidade - propriedade de um fluido que expressa a força de coesão existente entre as partículas do mesmo, o que dificulta o movimento relativo das partículas, ou seja, é a propriedade dos fluidos correspondente ao transporte microscópico de quantidade de movimento por difusão molecular. Desta forma, quanto maior a viscosidade, menor a velocidade com que o fluido se movimenta.

Os parâmetros hidrogeológicos do solo utilizados na modelagem dos aquíferos foram:

Aquífero 1 – Superficial

- ◆ Condutividade hidráulica – vertical: $2,9 \times 10^{-7}$ m/s, longitudinal: $1,57 \times 10^{-6}$ m/s;
- ◆ Dispersividade longitudinal – 1 metro;
- ◆ Dispersividade transversal – 0,1 metros;
- ◆ Densidade do solo seco – 2.750 kg/m³;
- ◆ Porosidade – $6,5 \times 10^{-3}$ m²/s;
- ◆ Coeficiente de difusão efetiva – $4,49 \times 10^{-10}$ m²/s;

Aquífero 2 – a partir dos 6 metros de profundidade

- ◆ Condutividade hidráulica – vertical e longitudinal: $3,15 \times 10^{-1}$ m/s;
- ◆ Dispersividade longitudinal – 0,1 metros

- ◆ Dispersividade transversal – 0,01 metros
- ◆ Densidade do solo seco – 2.650 kg/m³;
- ◆ Porosidade – 0,3 m²/s;
- ◆ Coeficiente de difusão efetiva – $3,97 \times 10^{-2}$ m²/s;

RESULTADOS

Conforme mencionado, o FRACTRAN foi aplicado para simular a migração da pluma contaminante, após ter sido feita uma avaliação de sua sensibilidade, ou seja, da calibração do mesmo, utilizando informações monitoradas, considerando um período de 10 mil anos após a contaminação do solo. Ressalta-se que as figuras geradas pelo software são originalmente coloridas e apresentam, para o perfil de terreno simulado, o valor da contaminação, em *kg por metros cúbicos*, por meio de um código de cores. Entretanto, nesse trabalho, as imagens são apresentadas em tons de cinza. As linhas verticais e horizontais presentes no perfil do terreno representam as fraturas randômicas geradas.

Nas figuras 4 e 5, apresenta-se a contaminação hipotética do terreno, considerando-se um horizonte temporal de 5 e 10 mil anos. Ressalta-se que as fraturas modeladas possuem abertura de $2,5 \times 10^{-5}$ metros. Este número foi escolhido aleatoriamente devido à dificuldade de obtenção do dado real. O tamanho da fratura é um parâmetro extremamente importante para se avaliar a configuração da pluma de contaminação no terreno.

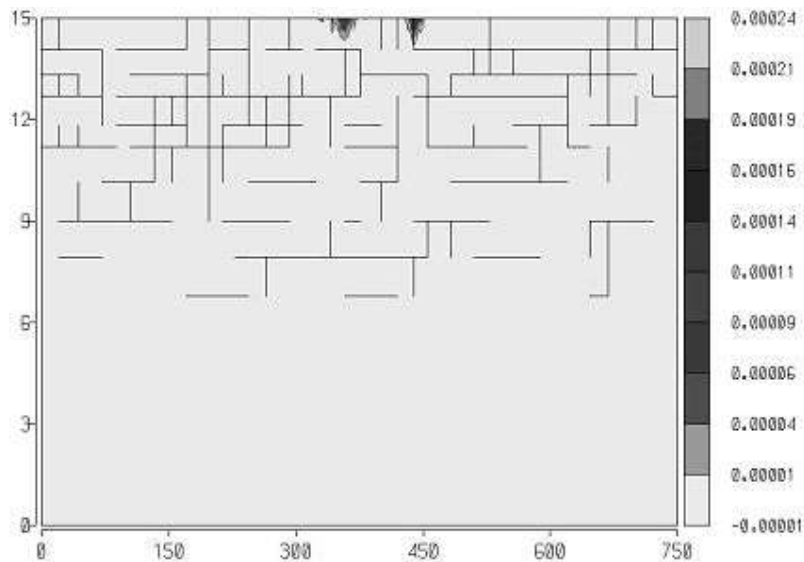


Figura 4 – FRACTRAN: contaminação após 5 mil anos.

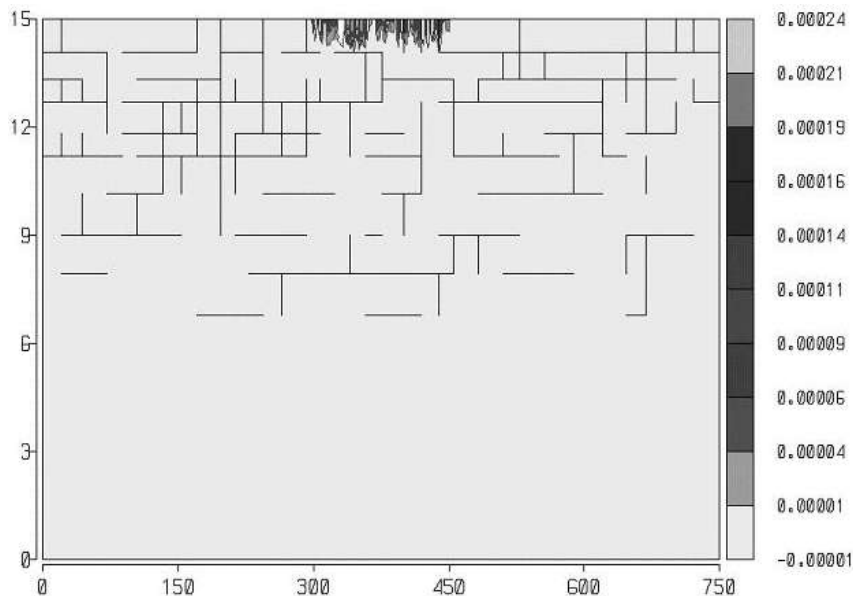


Figura 5 - Simulações com o FRACTRAN – Contaminação após 10 mil anos.

Caso os parâmetros hidrogeológicos do local onde o Pond 2 está instalado fossem diferentes, a dispersão de contaminantes poderia ser mais significativa. Como exemplo, apresenta-se, na figura 6, um cenário que possui as mesmas condições anteriores, exceto no que diz respeito ao valor da condutividade hidráulica do solo, que foi aumentada em mil vezes

para a realização de uma avaliação comparativa. Verifica-se que, nesta situação, a pluma contaminante se dispersa pelo terreno de maneira mais pronunciada e atinge profundidades maiores para um mesmo intervalo de tempo. Na figura 7, o coeficiente de difusão efetiva foi aumentado cem vezes em relação ao cenário básico e, já na avaliação de 5 mil anos, pode ser

observada uma contaminação mais profunda. O tom mais escuro nas figuras 6 e 7 significa uma contaminação de fundo. Este aumento do background ocorre devido à maior vulnerabilidade existente nestes novos cenários, devido ao aumento dos parâmetros anteriormente citados.

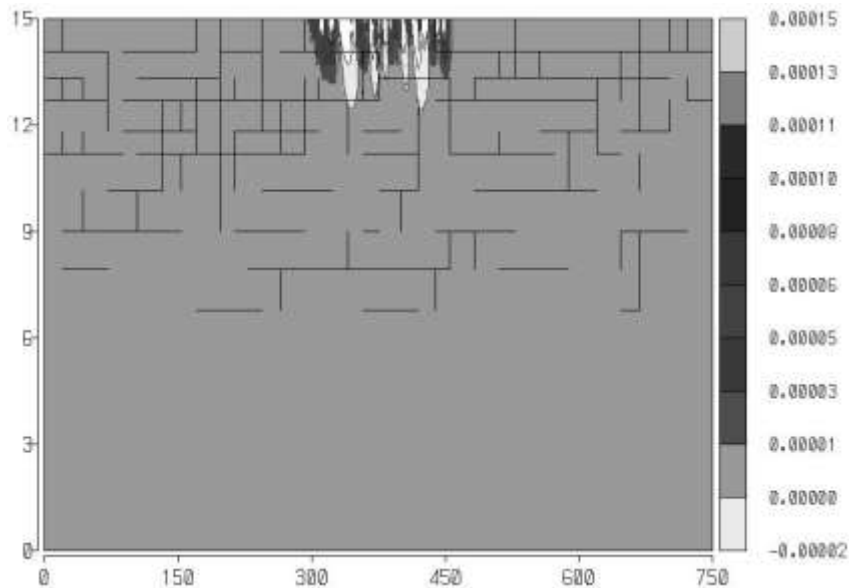


Figura 6 – Cenário alternativo 1: contaminação após 10 mil anos.

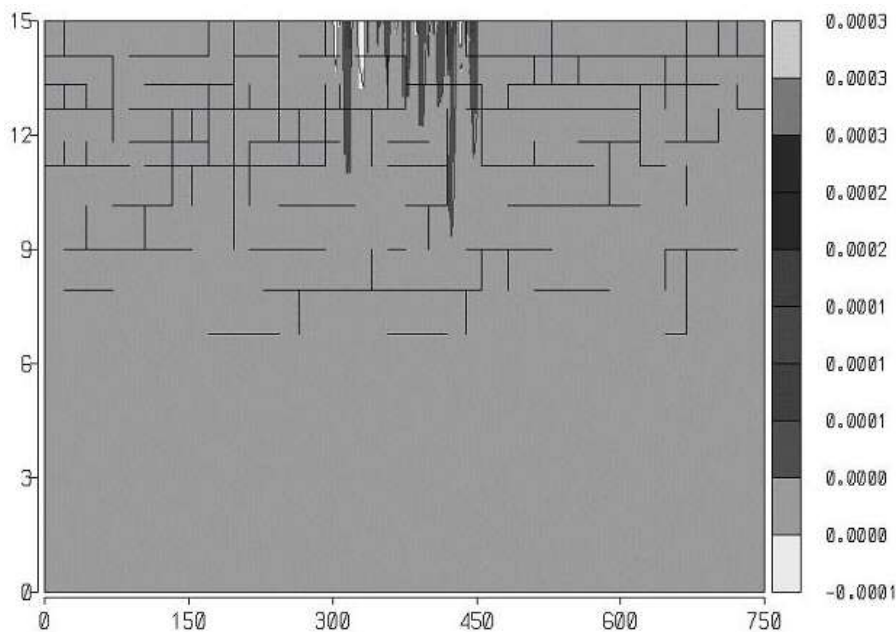


Figura 7 – Cenário alternativo 2: contaminação após 5 mil anos.

DISCUSSÃO

A vulnerabilidade de um aquífero à poluição é função das características intrínsecas da camada que o separa da superfície do terreno e que determinam sua sensibilidade em ser adversamente afetado pela aplicação de uma carga de contaminantes na superfície. Este parâmetro é, basicamente, função da acessibilidade do aquífero, em termos

hidráulicos, à penetração de poluentes e da capacidade de atenuação da camada sobreposta à zona saturada, resultante da retenção físico-química ou da reação dos poluentes.

O risco de poluição da água subterrânea pode ser definido como a probabilidade de contaminação, na parte superior de determinado aquífero, por atividades que ocorrem

na superfície do terreno, e que tornam a água subterrânea inadequada ao consumo humano. Este risco é função da interação entre a vulnerabilidade do aquífero à poluição, que por sua vez é resultado das características naturais da camada que separa o aquífero da superfície do terreno e a carga de contaminantes que é, será, ou pode ser aplicada ao ambiente em sub-superfície

como resultado de atividades humanas (FOSTER et al., 2002).

As atividades da INB em Caetité foram alvo de críticas em 2008 da ONG – Organização Não Governamental ambientalista Greenpeace, que responsabilizou a empresa por uma suposta contaminação das águas do município. Todavia, próprio o relatório publicado por esta ONG não comprovava estas denúncias, visto o mesmo declarar que “considerando o escopo limitado, esta pesquisa não responde totalmente se a operação de mineração de urânio causa contaminação ambiental no entorno da mina de Caetité. A natureza uranífera dos minerais que ocorrem na área pode significar que a contaminação é resultado de uma mobilização natural dos radionuclídeos naturais” (GREENPEACE BRASIL, 2008).

Contudo, análises feitas pelo Instituto de Gestão da Água e do Clima (INGA), ligado ao Governo do Estado da Bahia, comprovaram não haver nenhuma contaminação nos pontos onde o Greenpeace afirmou ter encontrado uma concentração elevada de urânio. Os resultados foram apresentados em audiência pública realizada em Caetité em 07/11/2008. O INGA encontrou teores ligeiramente mais elevados de urânio apenas em um único poço, cujas águas não foram analisadas pela ONG e que fica a 10 km da mina. Mesmo assim, esses teores são dez vezes inferiores aos limites estabelecidos pela CNEN. O relatório do INGA afirma categoricamente que “em todos os demais pontos de água subterrânea e superficial no entorno da empresa INB, as análises não indicaram contaminação por urânio”, acrescentando que “a radioatividade presente na água pode vir da contaminação natural pela situação geológica da região”. Ressalta-se que, em apenas 2% da área em estudo, o aquífero apresenta alta vulnerabilidade à poluição. Estas áreas estão próximas a vales dos principais rios da região, onde o nível de água subterrânea está em menor profundidade.

Em todos os outros poços que, segundo o relatório apresentado pelo Greenpeace, estariam com suas águas

contaminadas por urânio, as análises do INGA demonstraram não haver nenhuma concentração maior do mineral. Por ser uma região uranífera, é normal que o teor do mineral seja mais elevado em alguns pontos, o que não significa que isso seja causado pelas atividades da INB, nem que haja contaminação (FONTE NUCLEAR, 2008).

CONCLUSÕES

A água subterrânea constitui o principal manancial de água para o complexo minero-industrial de Caetité e para as comunidades rurais vizinhas ao empreendimento. Considerando a importância desse recurso natural para a manutenção das atividades humanas na área estudada, é necessária a proteção dos sistemas aquíferos locais para evitar a deterioração da qualidade da água subterrânea, causada, por exemplo, por uma potencial poluição do solo e da água subterrânea.

Os resultados obtidos no trabalho realizado demonstram que, no caso dos efluentes líquidos do Pond 2 ultrapassarem as barreiras de engenharia existentes no local, e que estes venham a penetrar no solo, a contaminação gerada será pequena, devido às características hidrogeológicas do local. Desta forma, conclui-se que a lagoa de contenção de efluentes, mesmo classificada, de acordo com alguns sistemas de avaliação do risco de poluição das águas subterrâneas, como ponto que possui elevado potencial para contaminação subsuperficial, está localizada sobre área de baixa vulnerabilidade do aquífero. Estes resultados são compatíveis com outras avaliações feitas no local, que utilizaram outros procedimentos metodológicos, e que chegaram às mesmas conclusões sobre a vulnerabilidade do local diante de uma contaminação.

Ressalta-se que, no local onde as bacias de efluentes líquidos estão situadas, existe um programa de monitoramento da qualidade das águas superficiais e subterrâneas, que

sistematicamente avalia os recursos hídricos locais e o impacto das atividades de mineração e industriais nos mesmos, cujos dados foram utilizados na calibração do FRACTRAN.

Desta forma, segundo esta avaliação preliminar realizada, seria factível a implantação de um repositório no local, considerando-se que investigações mais pormenorizadas necessitariam ser realizadas para a obtenção de parâmetros específicos do terreno. Todavia, deve-se lembrar que a aceitação pública de qualquer empreendimento da área nuclear é vital para o sucesso do mesmo, ainda que todas as condições e critérios técnicos sejam atendidos.

REFERÊNCIAS

COTA, S.D.S., CARVALHO FILHO, C.A., BRANCO, O.E.A. & COSTA, C.G.S. (2007). “*Preliminary Radiological Safety Assessment Of A Liquid Waste Deposition Cell Of The Unidade De Concentrado De Urânio, Indústrias Nucleares Do Brasil, Caetité – Bahia*”. XXII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa, Ouro Preto – MG.

FERREIRA, V.V.M., ARONNE, I.D. & SANTOS, R.A.M. (2009) “*Environmental Impacts Evaluation Associated to Renewable Sources of Energy*”. INAC – International Nuclear Atlantic Conference. Rio de Janeiro, RJ.

FIGUEIRA, R.C.L. & CUNHA, I.I.L. (1998). “*A Contaminação dos oceanos por radionuclídeos antropogênicos*”. Química Nova, volume 21, número 1, pgs 73-77. São Paulo, Jan/Fev. Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40421998000100012. Acesso em 14/11/2009.

FREIRE, C.B. (2007) “*Estudo de sorção de cézio e estrôncio em argilas nacionais para sua utilização como barreira em repositórios de rejeitos radioativos*.” Dissertação de Mestrado.

CDTN/CNEN. 105 páginas. Belo Horizonte, MG.

FONTE NUCLEAR (2008) *“Greenpeace: acusações frágeis e inconsistentes”*. Ano 13, número 22, 7 de novembro de 2008 – 07 de Novembro de 2008

FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R. C. A.; GOMES, D. C.; D’ELIA, M.; PARIS, M. *Groundwater Quality Protection: a guide for water utilities, municipal authorities, and environment agencies*. Washington, D.C.: The World Bank, 2002.

GOLASHVILI, T.V., DEMIDOV, A.P., LBOV, A.A., STUKIN, A.D., TERENTJEV, V.G., TKACHUK, Y.G., KOMAROV, A.P. & SEREBRYAKOV I.S. (1998). *“Contamination of the environment with radionuclides released from specific nuclear industry plants of Russian Federation Ministry for Atomic Energy in 1996 and ways to mitigate this”*. 16-th ICSU-CODATA Conference, India. Disponível em <http://www.ippe.obninsk.ru/podr/cjd/vant/97-2/st8/st8.pdf>. Acesso em 22/05/2009.

GORDEEV, S.K., KVASNIKOVA, E.V. & ERMAKOV, A.I. (2005). *“Radionuclide contamination of underground water and soils near the epicentral zone of cratering explosion at the Semipalatinsk Test Site”*. Radioprotection, Suppl. 1, vol. 40, S399-S405. EDP Sciences.

GREENPEACE BRASIL (2008). *“Ciclo do Perigo – impactos da produção de*

combustível nuclear no Brasil”. Relatório. São Paulo – SP. 40 páginas. IAEA – INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (2007). *“Categorizing operational radioactive wastes”*. Vienna, IAEA-TECDOC-1538.

INETI – Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação. *Léxico de Termos Hidrogeológicos*. Disponível em http://e-geo.ineti.pt/bds/lexico_hidro/lexico.htm. Acesso em 12/03/2008.

MATTIGOD, S.V. & MARTIN, W.J. (2001). *“Radionuclide Activities in Contaminated Soils: Effects of Sampling Bias on Remediation of Coarse-Grained Soils in Hanford Formation”*. Report prepared for the U.S. Department of Energy under Contract DE-AC06-76RL01830 Pacific Northwest National Laboratory.

MICHELS, C (2005). *“Avaliação de risco a saúde humana nos terminais de armazenamento de Petróleo e derivados em Barueri e Cubatão”*. Florianópolis. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental - Universidade Federal de Santa Catarina.

PEREIRA, A.J.S.C., NEVES, L.J.P.F., DIAS, J.M.M. & BARBOSA, S.V.T. (2004). *“Evaluation of radionuclide contamination in the vicinity of the Cunha Baixa and Quinta do Bispo old uranium mines (Central Portugal)”*. Radioprotecção 2, n.º 4/5.

PEREIRA, F.A.C., FONSECA, A.A.O., ALMEIDA, E.C., MOREIRA, C.S., MACEDO, D.J.B. & CRUZ, J.D. (2001). *“Comparação entre condutividade hidráulica saturada determinada em campo e laboratório”*. 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola. Disponível em <http://www.magistra.ufrb.edu.br/publica/magist13/01-13-01c.html>. Acesso em 13/06/2008.

SILVA, B. C. P., VIDAL, D. M. & QUEIROZ, P. I. B. (2004). *“Efeito da sorção no transporte de contaminantes orgânicos em solos argilosos”*. Disponível em <http://www.bibl.ita.br/xencita/Artigos/24.pdf>. Acesso em 24/02/2008.

STONESTROM, D.A.; ABRAHAM, J.D.; ANDRASKI, B. J.; BAKER, R.J.; MAYERS, C.J.; MICHEL, R.L.; PRUDIC, D.E.; STRIEGL, R.G.; WALVOORD, M.A. (2004). *“Monitoring radionuclide contamination in the unsaturated zone - lessons learned at the Amargosa Desert research site NYE County, Nevada”*. Workshop on long-term performance monitoring of metals and radionuclides in the subsurface. Reston, Virginia, EUA. April 20-22. Disponível em <http://www.cistems.fsu.edu/PDF/stonestrom.pdf>. Acesso em 17/09/2009.

SUDICKY, E. A. & MCLAREN, R. G. (1998). *“FRACTRAN User’s guide”*. Waterloo Centre for Groundwater Research. Ontário, Canadá.