



**AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE
DE SÃO PAULO**

**MODELO SIMPLIFICADO PARA SIMULAÇÃO DA
LIBERAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS DE REPOSITÓRIOS
DE REJEITOS RADIOATIVOS**

BERNADETE LEMES VIEIRA DE SÁ

**Dissertação apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do Grau de
Mestre em Ciências na Área de
Tecnologia Nuclear -Aplicações.**

**Orientador:
Dr. Goro Hiromoto**

**São Paulo
2001**

INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES
Autarquia associada à Universidade de São Paulo

**MODELO SIMPLIFICADO PARA SIMULAÇÃO DA LIBERAÇÃO DE
RADIONUCLÍDEOS DE REPOSITÓRIOS DE REJEITOS RADIOATIVOS**

BERNADETE LEMES VIEIRA DE SÁ



**Dissertação apresentada como parte
dos requisitos para obtenção do grau
de Mestre em Ciências na Área de
Tecnologia Nuclear - Aplicações**

**Orientador:
Dr. Goro Hiromoto**

SÃO PAULO

2001

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico (CNPq), pela concessão de uma bolsa de estudos para realização deste trabalho.

Aos colegas de departamento do IPEN, pelo auxílio necessário, em muitos momentos.

E, especialmente, a meu orientador, Dr. Goro Hiromoto, pela confiança em mim depositada e pelas sugestões fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho

MODELO SIMPLIFICADO PARA SIMULAÇÃO DA LIBERAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS DE REPOSITÓRIOS DE REJEITOS RADIOATIVOS

Bernadete Lemes Vieira de Sá

RESUMO

A análise de segurança de repositórios de rejeitos radioativos de atividade baixa e intermediária requer, entre outros aspectos, o desenvolvimento de modelos matemáticos de transporte de radionuclídeos na geosfera, a fim de se avaliar as possíveis consequências radiológicas, no público em geral, da liberação de elementos tóxicos do repositório. Neste trabalho é descrita a metodologia empregada no desenvolvimento de um código computacional para simulação do transporte de elementos radioativos através de um repositório sem múltiplas barreiras artificiais. A lixiviação dos radionuclídeos do embalado é calculada baseando-se em um modelo cinético simples de primeira ordem e o transporte na zona saturada é determinado através de uma solução semi-analítica da equação de transporte de massa. As respostas apresentadas pelo código foram comparadas com resultados obtidos por outros autores, no mesmo cenário, apresentando excelente concordância.

SIMPLIFIED ANALYTICAL MODEL TO SIMULATE RADIONUCLIDE RELEASE FROM RADIOACTIVE WASTE TRENCHES

Bernadete Lemes Vieira de Sá

Abstract

In order to evaluate postclosure off-site doses from a low-level radioactive waste disposal facilities, a computer code was developed to simulate the radionuclide released from waste form, transport through vadose zone and transport in the saturated zone. This paper describes the methodology used to model these process. The radionuclide released from the waste is calculated using a model based on first order kinetics and the transport through porous media was determined using semi-analytical solution of the mass transport equation, considering the limiting case of unidirectional convective transport with three-dimensional dispersion in an isotropic medium. The results obtained in this work were compared with other codes, showing good agreement.

SUMÁRIO

	Página
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Geração de rejeitos.....	2
1.2 Tipos de rejeitos gerados durante as principais etapas do ciclo do combustível..	3
1.2.1 Rejeitos de mineração.....	3
1.2.2 Rejeitos de beneficiamento.....	3
1.2.3 Rejeitos de conversão.....	4
1.2.4 Rejeitos de enriquecimento.....	5
1.2.5 Rejeitos da fabricação do combustível.....	5
1.2.6 Rejeitos dos reatores.....	6
1.2.7 Rejeitos de reprocessamento.....	6
1.3 Rejeitos Institucionais.....	7
1.3.1 Sólidos.....	9
1.3.2 Líquidos.....	10
1.3.3 Gasosos.....	10
1.4 Repositórios para rejeitos radioativos.....	11
1.5 Objetivos do trabalho.....	12
2 TRANSPORTE DE RADIONUCLÍDEOS EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	13
2.1 O ciclo hidrológico.....	13
2.2 As equações de fluxo.....	17
2.3 As equações de transporte de massa.....	20
2.3.1 Dispersão e difusão em meio poroso	23
2.3.2 Método analítico de solução referente ao movimento em águas subterrâneas.....	23
2.4 Soluções das equações de transporte de massa	25

3.0 DISPOSIÇÃO GEOLÓGICA DOS REJEITOS	31
3.1 Características dos repositórios.....	31
3.1.1 Repositórios de superfície e subsuperfície.....	31
3.1.2 Conceito de multibarreiras.....	31
4 IMPLEMENTAÇÃO DO CÓDIGO.....	33
4.1 Metodologia.....	33
4.1.1 Modelagem do termo - fonte.....	33
4.1.2 Modelagem da zona vadosa.....	36
4.1.3 Modelagem da zona saturada.....	37
4.2 Estrutura do programa.....	38
4.3 Variáveis de entrada do código.....	39
5.0 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	42
6.0 CONCLUSÕES.....	46
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	48

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1.1 -Características típicas de rejeitos institucionais.....	8
Tabela 4.1 - Dados de entrada do código.....	40
Tabela 4.2 - Valores das variáveis de entrada referentes ao código.....	41

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1 - Fonte pontual em $x=0, y=0, z=z_1$	29
Figura 2 - Fonte linear horizontal em $x=0, y=0, z=z_1$	29
Figura 3 - Fonte plana em $x=0, y=0, z=z_1$	30
Figura 4 - Gráfico da concentração do H- 3 em função do tempo.....	43
Figura 5 - Gráfico da concentração do C- 14 em função do tempo.....	43
Figura 6 - Gráfico da concentração do Se- 79 em função do tempo.....	44
Figura 7 - Gráfico da concentração do Tc- 99 em função do tempo.....	44
Figura 8 - Gráfico da concentração do I-129 em função do tempo.....	45
Figura 9 - Gráfico da concentração do Th-230 em função do tempo.....	45

1. INTRODUÇÃO

Como consequência natural das atividades humanas, ocorre a geração de detritos. Alguns podem ser eliminados no meio ambiente sem riscos de danos ao ser humano, não sendo necessariamente tóxicos. Outros como os rejeitos radioativos requerem certos cuidados, mesmo porque torna-se necessário minimizar a exposição dos indivíduos do público e dos trabalhadores que fazem o seu manuseio (IAEA, 1999; Vicente & Dellamano, 1993).

As quantidades crescentes de rejeitos radioativos, gerados como consequência do desenvolvimento da tecnologia nuclear, tornou necessário planejamentos a serem definidos conforme as estruturas organizacionais com o objetivo de isolar tais materiais em locais que possam oferecer segurança ao ser humano e ao meio ambiente, por um intervalo de tempo longo para que ocorra o decaimento necessário a níveis aceitáveis (Hiromoto, 1989; Shukair, 1996; Vicente & Dellamano, 1993).

Quanto à crescente geração de rejeitos, são esses resíduos provenientes principalmente devido ao ciclo do combustível nuclear e desmantelamento de instalações nucleares, mas também devido à produção e utilização de radioisótopos na medicina, indústria e pesquisa.

O ciclo do combustível consiste em um sistema de operações e de instalações com o objetivo de obter, preparar, utilizar e reconstituir o combustível nuclear. As principais etapas consistem em: extração do minério de urânio, concentração e a purificação do mesmo, conversão do U_3O_8 em UF_6 , enriquecimento isotópico, reconversão do UF_6 em UO_2 , fabricação do

combustível, sua queima no reator e o reprocessamento. Ainda podem ser incluídas no ciclo as seguintes operações como o transporte de materiais entre as instalações, o tratamento e a estocagem de rejeitos radioativos.

Após a extração do minério de urânio do ambiente geológico, ele é transferido para a usina de beneficiamento ocorrendo a purificação e a concentração do mesmo originando o U_3O_8 ou o *yellow cake*. O processo seguinte é o de conversão em UF_6 ou hexafluoreto de urânio; esse composto será enviado à usina de enriquecimento para aumentar a concentração do isótopo ^{235}U . O hexafluoreto enriquecido é transformado em dióxido de urânio e finalmente em elementos combustíveis. Após certo tempo de vida útil, os elementos combustíveis são retirados do reator e estocados em reservatórios com água ou poços secos até se resolver o seu destino final, onde poderão ser acondicionados em recipientes próprios e transferidos para um local de armazenagem temporária ou ainda podem ir diretamente para o repositório final. Os combustíveis ainda poderão ser transferidos à usina de reprocessamento para a recuperação do urânio e do plutônio. (IAEA, 1983; Shukair, 1996).

1.1 Geração de rejeitos: os rejeitos originados devido às etapas do ciclo do combustível apresentam variações quanto a sua forma física, química e aos níveis de atividade.

A classificação dos rejeitos quanto a sua atividade é estabelecida em três categorias:

1. Rejeitos de atividade alta: presença de níveis altos de emissão beta/gama, quantidades significativas de emissores alfa, com alta radiotoxicidade e geração de calor.
2. Rejeitos de atividade intermediária: presença de níveis intermediários de emissão beta/gama, quantidades insignificantes de emissores alfa, radiotoxicidade intermediária, baixa geração de calor.
3. Rejeitos de atividade baixa: presença de níveis baixos de emissão beta/gama, quantidades insignificantes de emissores alfa, radiotoxicidade baixa, geração de calor insignificante.

1.2 Tipos de rejeitos gerados durante as principais etapas do ciclo do combustível (Enokihara, 1980; Shukair, 1996).

1.2.1 Rejeitos de mineração: dependendo do modo de ocorrência da jazida de urânio, a lavra do minério de urânio pode ser realizada por meio de aberturas subterrâneas ou a céu aberto. A geração de rejeitos é constituída basicamente por água da drenagem da jazida de urânio e rocha estéril resultante desse processo, e, em termos de volume, é muito grande.

1.2.2 Rejeitos de beneficiamento: o minério de urânio nessa fase é concentrado e purificado, submetido a processos mecânicos e químicos de separação para obtenção do *yellow cake* (concentrado composto de 70 a 90% de U_3O_8). No processo mecânico ocorre a moagem, seguida da lixiviação para a separação do urânio dos outros produtos. A partir daí, os óxidos de urânio

são retirados pelo processo químico mais conhecido como extração por solventes, podendo ser realizado pela troca iônica; a etapa seguinte é a de secagem do produto para remoção da água, obtendo-se o *yellow cake*. Os rejeitos gasosos são produzidos durante a moagem e pulverizados do minério, introduzindo no ar partículas de urânio e seus subprodutos de decaimento. Existe o controle da liberação para o meio ambiente desses resíduos por meio de um sistema de coleta e retenção de impurezas. Os rejeitos líquidos são constituídos pelas soluções originadas dos processos de moagem, lixiviação e limpeza dos equipamentos. Os rejeitos sólidos gerados durante a concentração e purificação do minério de urânio são compostos por partículas de argila e de minerais presentes na rocha portadora. A radioatividade presente nos rejeitos produzidos no beneficiamento é relativamente baixa.

1.2.3 Rejeitos de conversão: a conversão do concentrado de U_3O_8 em hexafluoreto de urânio tem como consequência a produção de matéria - prima que será enriquecida, mais especificamente utilizando o UF_6 para separação do urânio natural em dois isótopos de interesse: ^{238}U e ^{235}U . Os rejeitos radioativos gerados devido à obtenção do hexafluoreto são: cinzas não voláteis e soluções líquidas provenientes da extração com solvente, onde no primeiro caso o método utilizado é o hidrofluor e no segundo caso é a extração com solvente. Os rejeitos líquidos que apresentam maiores níveis de radioatividade permanecem em tanques de evaporação antes de serem liberados diretamente para o meio ambiente. Os isótopos do urânio, do rádio e do tório encontram-se na forma não volátil, ficando acumulados no tanque. As cinzas são compostas de ferro, cálcio, magnésio, cobre, fluoretos não voláteis, sendo continuamente removidas do processo e reagem com fluoretos para

recuperação do urânio, diminuindo como decorrência a sua concentração no rejeito.

1.2.4 Rejeitos de enriquecimento: para que se possa utilizar o urânio na maioria dos reatores torna-se necessário o enriquecimento isotópico a partir do hexafluoreto. No processo de enriquecimento, a concentração do isótopo ^{235}U no urânio obtido na natureza que é de aproximadamente 0,7%, podendo ser necessário atingir até cerca de 95%. Os rejeitos líquidos do enriquecimento são consequência das operações de limpeza dos equipamentos. Os rejeitos sólidos são formados por pequenas quantidades de metais precipitados e sólidos em suspensão, contidos em efluentes líquidos originados durante as operações de limpeza dos equipamentos.

1.2.5 Rejeitos da fabricação do combustível: A fabricação dos elementos combustíveis inclui primeiramente a conversão do UF_6 gasoso em pastilhas de UO_2 sinterizadas. As operações para a fabricação dos elementos combustíveis representam a última etapa do processamento do urânio antes da sua queima no reator. A fração gasosa é produzida no processo de conversão do UF_6 em UO_2 , sendo liberada na atmosfera após passar por filtros de alta eficiência para particulados (HEPA). O ar contaminado proveniente do sistema de exaustão dos locais onde o UO_2 pulverizado é manuseado e os gases produzidos pela incineração de resíduos combustíveis que são também gerados durante a

fabricação dos elementos combustíveis, passam pelo mesmo processo de filtração antes da sua liberação. Os rejeitos líquidos mais importantes são as soluções residuais contendo tório resultante do decaimento do isótopo ^{228}U . O rejeito sólido produzido nessa fase é o CaF_2 proveniente da precipitação a partir de soluções radioativas residuais.

1.2.6 Rejeitos dos reatores: durante a queima do combustível no reator, os rejeitos radioativos contêm normalmente produtos de fissão, produtos de ativação e produtos de corrosão. Os rejeitos líquidos resultantes da operação do reator são provenientes dos laboratórios, das operações de descontaminação e do sistema de tratamento do moderador, os rejeitos sólidos consistem principalmente das resinas exauridas, filtros, roupas contaminadas, papéis, concreto, equipamentos contaminados, encamisamentos e o próprio elemento combustível gasto. Este último deverá permanecer em tanques de água para esfriamento e para que haja tempo suficiente para o decaimento radioativo dos radionuclídeos de meia vida curta, permitindo dessa maneira o manuseio mais seguro visando operações de reprocessamento.

1.2.7 Rejeitos de reprocessamento: a recuperação dos isótopos físeis presentes nos elementos combustíveis gastos é realizada por meio das operações de reprocessamento, constituído por diversos tratamentos que visam o reaproveitamento dos seus isótopos físeis do elemento combustível para

reutilização no reator. As operações de reprocessamento geram rejeitos líquidos e sólidos. Os rejeitos sólidos são representados pelas peças que compõem as estruturas de revestimento, encamisamento e outros resíduos insolúveis que são gerados durante a dissolução do combustível gasto. Esses rejeitos podem conter produtos de ativação, produtos de fissão, urânio e plutônio. O principal rejeito líquido consiste da dissolução do combustível; essa solução contém produtos de fissão e actinídeos com nível alto de atividade. Os rejeitos radioativos podem ser liberados para o meio ambiente, desde que a concentração ou atividade estejam abaixo dos limites estabelecidos pelas normas de cada país. Os rejeitos radioativos que não satisfazem essas normas estabelecidas devem ser dispostos em locais apropriados denominados repositórios.

1.3 Rejeitos institucionais (Dellamano, 1999)

Os rejeitos institucionais são aqueles gerados na produção de radioisótopos e na aplicação de radioisótopos na indústria, clínicas médicas, hospitais, centros de pesquisa, agricultura etc. As características típicas destes rejeitos são apresentadas na Tabela 1.1.

Tabela 1.1 - Características típicas de rejeitos institucionais (Dellamano,1999)

TIPO DE REJEITO	REJEITO GERADO POR INSTALAÇÃO		RADIONUCLÍDEOS
	m ³ /ano	Concentração de Atividade ou Taxa de Dose média	
PESQUISA			
Líquidos inorgânicos	100 - 500	40 kBq/m ³ - 4 GBq/m ³	Produtos de corrosão, ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs, ^{121m} Te, ³² P, ⁵¹ Cr, ⁵⁹ Fe, ^{99m} Tc, ¹¹¹ In, ¹³¹ I, ³⁵ S, ^{nat} U, ^{nat} Th, ¹²⁵ I, ⁹⁰ Y, ³ H, ¹⁴ C
Líquidos orgânicos	0,1 - 1	40 kBq/m ³	
Res. de troca-iônica	0,5 - 1,5	20 - 40 GBq/m ³	
Sólidos compactáveis	50 - 100	< 0,1 mSv/h	
Sólidos não compact.	5 - 10	< 0,1 mSv/h	
MEDICINA			
Líquidos inorgânicos	5 - 50	40 kBq/m ³ - 4 MBq/m ³	³⁵ S, ⁵¹ Cr, ⁵⁹ Fe, ^{99m} Tc, ¹¹¹ In, ¹³¹ I, ³ H, ¹⁴ C, ³² P, ⁶⁰ Co, ¹³⁷ Cs, ¹⁹² Ir, ²²⁶ Ra
Sólidos compactáveis	50 - 100	< 0,1 mSv/h	
Fontes seladas	1 - 2	1 - 10 Sv/h	
Agulhas de Rádio	1 - 2	1 - 10 Sv/h	
INDÚSTRIA			
Fontes seladas	1 - 2	1 - 10 Sv/h	⁶⁰ Co, ¹³⁷ Cs, ¹⁹² Ir, ²³⁹ Pu, ²⁴¹ Am
Detetores de fumaça	1 - 2	< 0,1 mSv/h	

1.3.1 Sólidos

Os rejeitos sólidos podem ser agrupados como: fontes exauridas, peças e equipamentos, rejeitos biológicos e materiais de proteção e limpeza.

- **fontes exauridas** - Podem ter atividade variando de kBq a TBq de acordo com o radionuclídeo e sua aplicação. Embora as fontes exauridas representem uma fração muito pequena do volume, são as principais contribuintes em termos de atividade dos rejeitos institucionais.
- **peças e equipamentos** - São constituídos geralmente por partes de equipamentos, blindagens e peças de metal, plástico ou madeira contaminadas com material radioativo e sem possibilidade de descontaminação, com níveis de atividade variados (kBq - TBq). Vazamentos acidentais de fontes não seladas são uma das causas frequentes na geração deste tipo de rejeito.
- **rejeitos biológicos** - Englobam as carcaças de animais usados em experimentos e a excreta de pacientes submetidos a diagnóstico ou terapia. Esse tipo de rejeito apresenta, além do risco radiológico, riscos químicos e biológicos, tais como emissão de gases tóxicos e contaminação com agentes patogênicos.
- **materiais de proteção e limpeza** - São gerados em todas as atividades que envolvem o manuseio de substâncias radioativas, constituindo-se de

vestimentas de proteção como aventais, luvas, sapatilhas, toucas e máscaras e de materiais de higiene e limpeza tais como papel absorvente, lençóis e lenços descartáveis, algodão, bandagens etc. Este tipo de rejeito contribui, em termos de volume, com quase a totalidade dos rejeitos institucionais sólidos, sendo gerado rotineiramente em todos os laboratórios e instalações onde são manuseadas fontes não seladas.

1.3.2 Líquidos

Os rejeitos líquidos são agrupados como líquidos orgânicos e inorgânicos.

- **líquidos orgânicos** - incluem: óleos lubrificantes provenientes principalmente de centros de pesquisa; soluções cintiladoras provenientes de laboratórios de análises clínicas; solventes utilizados em experimentos em geral e algumas operações de descontaminação.
- **líquidos inorgânicos** - O volume dos rejeitos líquidos inorgânicos gerado anualmente é geralmente bem superior ao volume dos orgânicos; entretanto, o volume total é resultado de uma somatória de pequenos volumes (0,02 – 1 m³), cujas características físicas e composições químicas são extremamente variadas.

1.3.3 Gasosos

São gerados durante a produção de radioisótopos (²⁴Na, ³²P, ³⁵S, ⁴²K, ⁴⁵Ca, ⁵¹Cr, ⁶⁷Ga) e em casos especiais, como no estudo do pulmão utilizando-

se ^{133}Xe ou ^{81}Kr . São constituídos por gases e aerossóis contendo estes radionuclídeos.

1.4 Repositórios para rejeitos radioativos (Enokihara, 1980; Vicente & Dellamano, 1993)

Os repositórios são instalações que têm a função de reter e isolar os radionuclídeos contidos nos rejeitos dispostos, para minimizar o dano ao ser humano e ao meio ambiente, no presente e no futuro. A escolha do tipo de repositório depende do nível de atividade, da meia vida dos radionuclídeos e da forma de acondicionamento dos rejeitos.

Existem vários tipos de repositórios para a disposição dos rejeitos radioativos: cavidades rochosas, minas abandonadas, poços profundos, locais de superfície ou subsuperfície, e em rochas de baixa permeabilidade, por onde os radionuclídeos podem ser injetados sob a forma de fluidos auto-lubrificantes.

A escolha de locais para a construção dos repositórios requer a obtenção e a determinação de parâmetros inerentes à retenção e migração de radionuclídeos no solo e às variáveis relacionadas com a litosfera (geologia, geoquímica, hidrogeologia) e a biosfera (climatologia, hidrologia, águas superficiais, geografia). As informações obtidas a partir dos parâmetros relativos à litosfera e biosfera permitem avaliar a segurança dos repositórios por meio de modelos matemáticos.

Os modelos matemáticos são representações matemáticas de um modelo conceitual para um modelo físico, químico ou biológico, com o uso das expressões matemáticas. As resoluções utilizadas no modelo conceitual podem ser feitas por meio de métodos analíticos ou numéricos.

Os dados necessários à avaliação de segurança podem ser obtidos na literatura, experimentos de laboratórios, testes *in situ* e observações de campo. Quando adequadamente aplicados em um modelo matemático, poderão permitir o cálculo de dose de radiação a ser absorvida pelo homem, por meio da qual se pode avaliar a segurança do repositório.

Considerando os repositórios subsuperficiais, é provável que os rejeitos terão contato com a água de superfície, resultando na liberação de radionuclídeos que podem atingir a biosfera e, principalmente os aquíferos.

Pelo fato de não existir uma metodologia única e exata para avaliação desta segurança, usa - se o modelo matemático aplicado à concepção do repositório, e por meio deste torna-se possível reproduzir o comportamento da natureza e assim procurar prever o que irá acontecer no decorrer do tempo.

1.5. Objetivos do trabalho

Este trabalho tem como objetivo elaborar um código simplificado para avaliação radiológica de repositórios, utilizando modelos conservativos de migração de radionuclídeos através da geosfera. Tais modelos são geralmente utilizados para se efetuar análises de segurança preliminares, a fim de se identificar possíveis radionuclídeos de pouco interesse radiológico para eliminá -los de futuros estudos mais elaborados.

2 TRANSPORTE DE RADIONUCLÍDEOS EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

O fluxo por entre águas subterrâneas pode ser considerado como um dos prováveis caminhos percorridos pelos radionuclídeos quando liberados das áreas próximas de repositórios de rejeitos radioativos.

O cálculo das concentrações e de doses desses radionuclídeos pode ser realizado tendo como base os modelos de transporte de radionuclídeos na geosfera e as equações referentes ao fluxo de águas subterrâneas. Em proteção radiológica o termo dose relata quantidades liberadas de radionuclídeos associadas com os efeitos da radiação. O movimento de radionuclídeos em águas subterrâneas pode ser descrito por duas equações: pelo movimento do fluido (água) e pelo transporte dos constituintes dissolvidos (radionuclídeos). Sendo que o movimento do fluido deve ser conhecido para que a equação de transporte seja resolvida.

2.1 O ciclo hidrológico

A hidrologia é a ciência que trata da ocorrência e do movimento das águas sobre e sob a terra.

O modelo conceitual básico em hidrologia é o do ciclo da água, em suas formas gasosa, líquida e sólida.

As águas superficiais se evaporam, permanecem armazenadas como umidade atmosférica e se depositam novamente como precipitações na forma de neve, granizo, chuva ou orvalho. A maior parte da chuva que cai não

alcança imediatamente o curso dos rios, se perdendo por evaporação, transpiração e infiltração nas reservas de umidade do solo ou por infiltração mais profunda, no subsolo, através das rochas permeáveis. A água excedente flui diretamente para os cursos d'água, lagos e rios.

Um dos problemas principais da hidrologia é definir a relação entre o *input* da chuva e o *output* representada pelo escoamento direto e em grandes áreas do globo, principalmente sobre os oceanos que não possuem postos para registros.

Entretanto os registros podem ser realizados por meio de informações censoreadas indiretamente pelos satélites e naves espaciais ou técnicas de computação manual com uso de programas (Aoki, 1983; Page, 1987).

Infiltração

Denomina-se infiltração o fenômeno de penetração da água pelas camadas de solo próximas à superfície do terreno movendo-se para baixo, através dos vazios, sob a ação da gravidade até atingir uma camada impermeável que a retém, formando então água no subsolo.

Na infiltração destacam - se três fases:

- a) fase de intercâmbio
- b) fase de descida
- c) fase de circulação

Na fase de intercâmbio, a água encontra-se próxima da superfície do terreno, sujeita a retornar à atmosfera por aspiração capilar, provocada pela

ação da evaporação ou absorvida pelas raízes das plantas e, em seguida transpirada pelos vegetais.

Na fase de descida, ocorre deslocamento vertical da água quando a ação de seu peso próprio supera a adesão e a capilaridade. Esse movimento se efetua até ela atingir uma camada suporte de solo impermeável.

Na fase de circulação, o acúmulo da água constitui o aquífero subterrâneo, ou simplesmente água subterrânea, cujo movimento se deve também à ação da gravidade, obedecendo às leis do escoamento subterrâneo.

A água subterrânea

Água subterrânea ou água subsuperficial é o termo utilizado para denotar qualquer quantidade de água encontrada abaixo da superfície da terra. Contudo em muitos casos, esse termo é denotado pelos hidrologistas como sendo uma quantidade de água compreendida na zona de saturação.

Na drenagem de terras, sendo portanto utilizada na agricultura e agronomia, o termo água subterrânea é às vezes utilizado também para denotar uma porção de água em camadas parcialmente saturadas acima do lençol de água. Praticamente toda água subterrânea pode ser considerada como uma parte do ciclo hidrológico. Entretanto pequenas porções podem ter como origem outras fontes, como a água magmática (Freeze & Cherry, 1979; Page, 1987).

Aquíferos: um aquífero é uma formação geológica ou um grupo de formações que contém água e permitem o movimento de uma porção significativa de água.

Aquicludes: um aquíclode é uma formação que pode conter água em quantidade significativa, entretanto é incapaz de transmitir grandes porções de água. A camada de argila é um exemplo de aquíclode.

Aquitardos: um aquítardo é uma formação geológica que transmite água a uma velocidade baixa se comparando a um aquífero. Contudo sobre a sua área (se for horizontal, a direção do fluxo), ocorre grande transmissão de água para aquíferos adjacentes.

Aquifugos: um aquífugo é uma formação geológica que não contém e nem transmite água.

A maior parte da água subterrânea é consequência da infiltração proveniente diretamente da precipitação ou dos cursos d'água e, logo após, o escoamento superficial, como parte do ciclo hidrológico. A limitação da quantidade de água subterrânea é consequência da geologia local (capacidade de infiltração e armazenamento) e do regime de precipitação (recarga do lençol).

Os lençóis subterrâneos podem ser de dois tipos:

- a) freático, quando a sua superfície é livre e está sujeita a pressão atmosférica.
- b) artesianos, quando está confinado entre duas camadas impermeáveis, sendo a pressão na superfície superior diferente da atmosférica.

Uma das principais características do movimento da água subterrânea é a baixa velocidade de escoamento. Entretanto, como as secções transversais por onde ela se escoam são muito grandes, há ocorrência de significativo transporte de água.

2.2 As equações de fluxo

A lei básica que descreve o fluxo de águas subterrâneas é a lei de Darcy; entretanto, quando pretende-se descrever a conservação de massa do fluido durante o fluxo através do meio poroso considerando um caso específico que é o fluxo em regiões saturadas em estado estacionário, utiliza-se equações diferenciais parciais (Aoki, 1983; Bear & Verruijt, 1987).

Pode ser definida a descarga específica v , como sendo:

$$v = \frac{Q}{A} \quad 2.1$$

Ou seja, a razão entre a taxa de fluxo Q e a secção transversal. A taxa de fluxo aumenta com a descarga específica.

Experimentalmente foi demonstrado que a descarga específica é diretamente proporcional ao módulo da distância entre o maior nível de fluido e o menor nível de fluido nos manômetros e inversamente proporcional a distância entre eles, se a distância entre os mesmos é constante.

$$v = -K \frac{dh}{dL} \quad 2.2$$

$\frac{dh}{dL}$ é o gradiente hidráulico

K é conhecido como condutividade hidráulica e possui valores maiores para a areia e cascalho e valores menores para argila e algumas rochas.

Quantidades de radionuclídeos liberados podem migrar por entre a região de não saturação e daí irem diretamente para a região de saturação.

A direção predominante do fluxo não saturado é para baixo até que o fluxo chega na zona de saturação. Dentro da zona de saturação o fluxo é predominantemente lateral. Assumindo que a água se move em uma fase única sem haver a mistura de ar e água, a equação de fluxo saturado-não saturado é obtido como

$$(\theta(\alpha'/n') + \theta\beta' + d\theta/dh) * (\partial h / \partial t) = \nabla * (\mathbf{k}(h)) * (\nabla h + \nabla z) \quad 2.3$$

θ = teor de umidade (adimensional)

n' = porosidade total (adimensional)

α' = coeficiente modificado de compressibilidade do meio poroso (1/m)

β' = coeficiente modificado de compressibilidade da água (1/m)

h = distância percorrida pelo radionuclídeo na zona não saturada(m)

t = tempo (s)

\mathbf{k} = tensor condutividade hidráulica (m/s)

z = distância na direção z (m)

∇ = operador del

A condutividade hidráulica é um tensor referente a certas propriedades direcionais do fluxo por entre camadas de sedimentos. A condutividade hidráulica é diferente em direções diferentes. Se o sistema de coordenadas é orientado paralelo com relação aos componentes principais da condutividade hidráulica, somente os componentes principais do tensor são considerados.

Se o meio poroso é considerado homogêneo e isotrópico (propriedades do meio não são dependentes da direção), a condutividade hidráulica se transforma em grandeza escalar

$$\nabla^2 H = \frac{S}{K} \frac{\partial H}{\partial T} \quad 2.4$$

$H = h+z$ = distância total percorrida pelo radionuclídeo (m)

$S = \rho g (\alpha + n\beta)$ = coeficiente de armazenamento específico (1/m)

ρ = densidade da água (g/m^3)

g = aceleração da gravidade (m/s^2)

α = coeficiente de compressibilidade do meio ($\text{m}\cdot\text{s}^2/\text{g}$)

β = coeficiente de compressibilidade da água ($\text{m}\cdot\text{s}^2/\text{g}$)

Essa equação é válida para fluxo saturado em aquíferos confinados.

Para um aquífero confinado de espessura b , o coeficiente de armazenamento e transmissividade são definidos como

$$S_s = S_b \quad T = Kb$$

$$\nabla^2 H = \frac{S}{T} \frac{\partial H}{\partial T} \quad 2.5$$

Uma aproximação referente a equação de fluxo (volume de fluxo por unidade de área) na maior direção de fluxo pode ser obtida usando a lei de Darcy

$$V_x = -K \frac{\partial H}{\partial x} \quad \sim \quad -K \frac{\Delta H}{\Delta x} \quad 2.6$$

Onde $\Delta H/\Delta x$ é o gradiente hidráulico na direção do fluxo

A velocidade de um traçador não absorvido deve ser maior do que o fluxo por onde a água se move por entre os espaços dos poros.

2.3 As equações de transporte de massa

A forma generalizada da equação de transporte de massa é para o transporte em regiões saturadas, podendo ser descrita por (Till & Meyer, 1983):

$$Rd\theta \frac{\partial c}{\partial t} - \nabla \cdot (\theta D_s \nabla c) + \nabla \cdot (V_c) + (Rd \frac{\partial \theta}{\partial t} + \lambda \theta Rd)c = 0 \quad 2.7$$

c = concentração dos constituintes dissolvidos (g/m^3)

D_s = tensor dispersão (m^2/s)

V_c = fluxo (m/s)

R_d é o coeficiente de retardo

$$R_d = \frac{n}{n_e} + \frac{\rho_b}{n_e} K_d \quad 2.8$$

n = porosidade total

n_e = porosidade efetiva

ρ_b = densidade do solo (g/cm^3)

K_d = coeficiente de distribuição (cm^3/g)

Se $n = n_e$

$$R_d = 1 + \frac{\rho_b}{n_e} K_d \quad 2.9$$

Quando o meio poroso está completamente saturado, a equação de transporte de massa se transforma em:

$$Rd \frac{\partial c}{\partial t} - \nabla \cdot (Ds \cdot \nabla c) + \nabla \cdot \left(\frac{Vc}{n} \right) + \lambda Rdc = 0 \quad 2.10$$

Se o tensor dispersão é tido como homogêneo e isotrópico e o fluxo é assumido para ser paralelo ao eixo x, a equação anterior pode ser descrita como

$$Rd \frac{\partial c}{\partial t} - \nabla \cdot (Ds \cdot \nabla c) + \frac{V}{n} \cdot \nabla c + \lambda Rdc = 0 \quad 2.11$$

Quando o fluxo é uniforme e estacionário, a equação anterior pode ser descrita como

$$\frac{\partial c}{\partial t} - \frac{D_x}{Rd} \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - \frac{D_y}{Rd} \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} - \frac{D_z}{Rd} \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} + \frac{U}{Rd} \frac{\partial c}{\partial x} + \lambda c = 0 \quad 2.12$$

onde $\frac{U}{Rd}$ caracteriza a velocidade aproximada do soluto no meio.

2.3.1 Dispersão e difusão em meio poroso

A dispersão utilizada na equação do transporte de massa é uma combinação de difusão molecular e dispersão mecânica, que são processos envolvendo reações irreversíveis com constituintes dissolvidos dentro do meio poroso.

A difusão molecular resulta do movimento randômico de moléculas em menor escala. A difusão dentro de fluidos depende das propriedades do fluido como temperatura, concentração e viscosidade.

Em uma dimensão, processos de difusão, transportes que levam a difusão são usualmente relatados como lei de Fick (Till & Meyer, 1983).

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} D \frac{\partial c}{\partial x} \quad 2.13$$

Sendo D o coeficiente de difusão efetiva para o meio poroso, variando de 10^{-5} a 10^{-8} cm^2/s .

2.3.2 Método analítico de solução referente ao movimento em águas subterrâneas

Os modelos são desenvolvidos para o caso limite onde ocorre transporte unidirecional em regiões de saturação considerando uma única substância

dissolvida com dispersão tridimensional em um aquífero isotrópico e considerando a equação para o fluxo uniforme e estacionário

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{U}{Rd} \frac{\partial c}{\partial x} = \frac{Dx}{Rd} \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{Dy}{Rd} \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + \frac{Dz}{Rd} \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - \lambda c \quad 2.14$$

c = concentração na fase líquida (Ci/m^3)

Dx, Dy, Dz são os coeficientes de dispersão nas direções x, y, z (m^2/s)

λ = coeficiente de decaimento ($1/\text{s}$)

U = componente em x da velocidade de poro no aquífero (m/s)

Rd = coeficiente de retardo (adimensional)

θ pode ser aproximado para fluxo saturado considerando a porosidade efetiva n_e

$$U = \frac{V}{n_e} \quad 2.15$$

$$Dx = \alpha_L U \quad Dy = \alpha_T U \quad Dz = \alpha_T U \quad 2.17$$

α_L e α_T são as dispersividades longitudinal e transversal

2.4 Soluções das equações de transporte de massa

O primeiro modelo desenvolvido pode ser utilizado para o cálculo da concentração no aquífero em algum ponto de liberação considerado.

A equação para o fluxo uniforme e estacionário pode ser resolvida em termos das funções de Green (Freeze & Cherry, 1979; Till & Meyer, 1983).

$$c_i = \frac{1}{n_p R d} X(x,t)Y(y,t)Z(z,t) \quad 2.17$$

onde c_i é a concentração em algum ponto no espaço com uma taxa de liberação instantanea e unitária.

X, Y, Z são as funções de Green nas direções de coordenadas x, y, z . A função de Green depende basicamente do contorno do aquífero e das configurações da fonte.

1. Para o caso de uma fonte pontual em $(0,0,z_s)$ em um aquífero de extensão lateral infinita (x,y) e profundidade b mostrado na Figura 1

$$c_i = \frac{1}{n_p R d} X_1 Y_1 Z_1 \quad 2.18$$

$$X1 = \frac{1}{\sqrt{(4\pi Dxt / Rd)}} \exp\left(-\left(x - \frac{Ut}{Rd}\right)^2 / (4Dxt / Rd) - \lambda t\right) \quad 2.19$$

$$Y1 = \frac{1}{\sqrt{4\pi Dyt / Rd}} \exp\left(-\frac{y^2}{4Dyt / Rd}\right) \quad 2.20$$

$$Z1 = \frac{1}{b} \left\{ 1 + 2 \sum_{m=1}^{\infty} \exp\left(\frac{-m^2 \pi^2 D_z t}{b^2 Rd}\right) \cos m \pi \frac{z_s}{b} \cos m \pi \frac{z}{b} \right\} \quad 2.21$$

2. Para a concentração média vertical no caso 1 acima (equivalente a uma fonte linear vertical de comprimento b)

$$c_i = \frac{1}{n_s Rd} X1 Y1 Z2 \quad 2.22$$

$$Z2 = \frac{1}{b} \quad 2.23$$

3. Para o caso de uma fonte linear horizontal de comprimento w centrado em (0,0,z_s) mostrado na figura 2

$$c_i = \frac{1}{n_s R d} X1Y2Z1 \quad 2.24$$

$$Y_2 = \frac{1}{2w} \left\{ \operatorname{erf} \frac{(w/2 + y)}{\sqrt{4Dyt/Rd}} + \operatorname{erf} \frac{(w/2 - y)}{\sqrt{4Dyt/Rd}} \right\} \quad 2.25$$

4. Para a concentração média vertical no caso 3 (equivalente a uma fonte de espessura w e profundidade b)

$$c_i = \frac{1}{n_s R d} X1Y2Z2 \quad 2.26$$

5. Para uma fonte pontual em $(0,0,z_s)$ em um aquífero de extensão lateral infinita e profundidade Z_3

$$c_i = \frac{1}{n_s R d} X1Y1Z3 \quad 2.27$$

$$Z_3 = \frac{1}{\sqrt{4\pi Dzt/Rd}} \left\{ \exp\left(-\frac{(z - z_s)^2}{4Dzt/Rd}\right) + \exp\left(-\frac{(z + z_s)^2}{4Dzt/Rd}\right) \right\} \quad 2.28$$

6. Para uma fonte linear horizontal de espessura w centrado em $(0, 0, z_3)$ em um aquífero de extensão lateral infinita e profundidade Z_3

$$c_i = \frac{1}{n_e R_d} X_1 Y_2 Z_3 \quad 2.29$$

7. Para uma fonte de área horizontal de comprimento l e espessura w centrado em $(0,0,0)$ em um aquífero de profundidade constante b como na figura 3

$$c_i = \frac{1}{n_e R_d} X_2 Y_2 Z_2 \quad 2.30$$

$$X_2 = \frac{1}{2l} \left\{ \operatorname{erf} \frac{(x+l/2) - ut/R_d}{\sqrt{4Dxt/R_d}} - \operatorname{erf} \frac{(x-l/2) - ut/R_d}{\sqrt{4Dxt/R_d}} \right\} \exp(-\lambda t) \quad 2.31$$

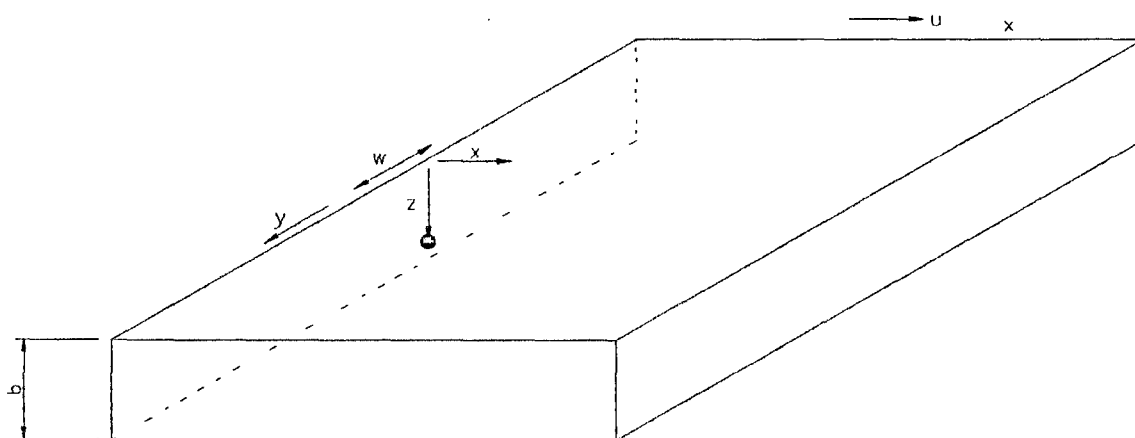


Figura 1. Fonte pontual em $x = 0, y = 0, z = z_1$

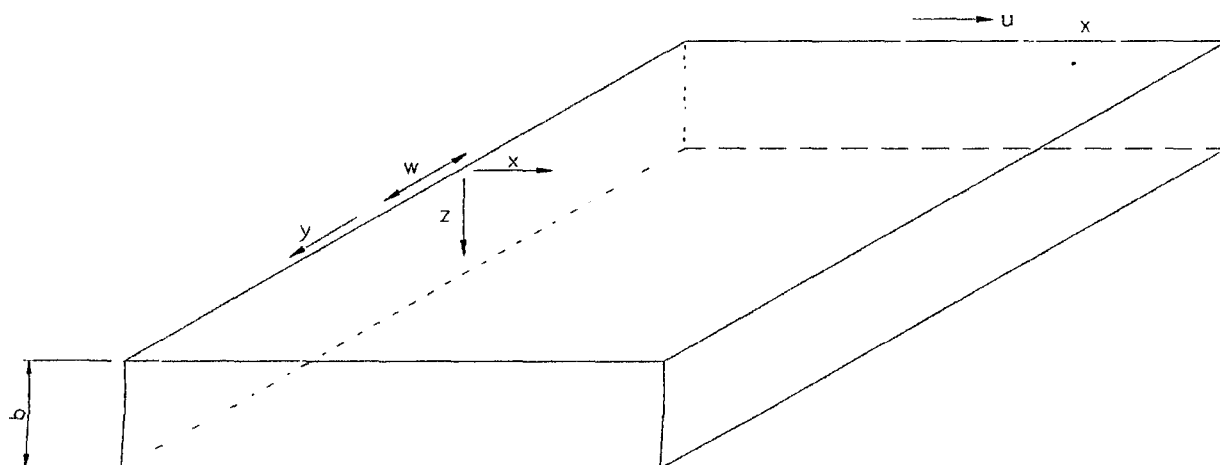


Figura 2 Fonte Linear Horizontal centrado em $x = 0, y = 0, z = z_1$

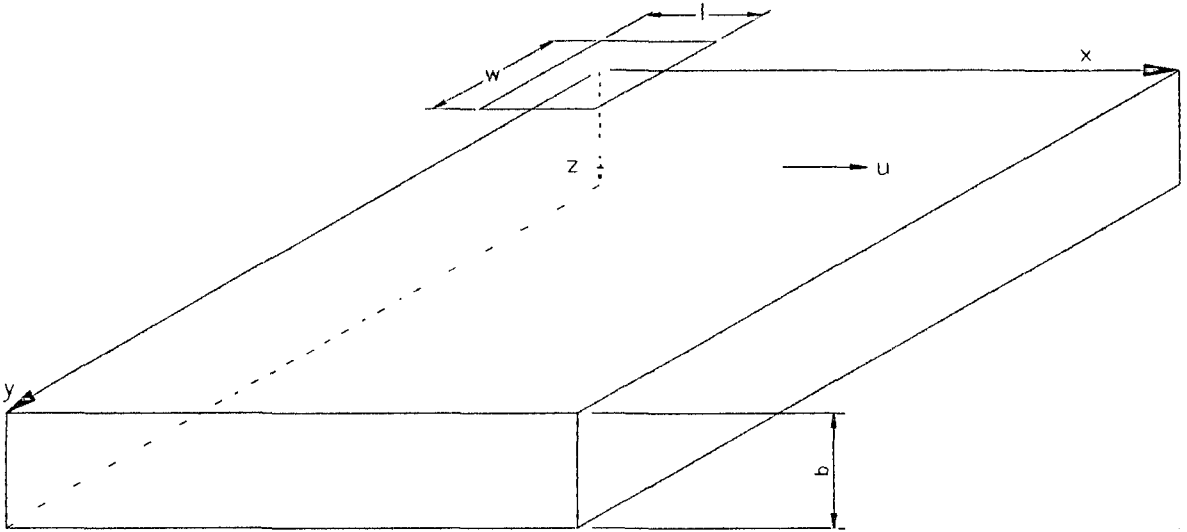


Figura 3 Fonte plana centrada em $x = 0, y = 0, z = 0$

3 DISPOSIÇÃO GEOLÓGICA DOS REJEITOS

3.1 Características dos repositórios

3.1.1 Repositórios de superfície e subsuperfície

Os repositórios podem ser construídos com ou sem barreiras artificiais de contenção dos radionuclídeos. Nos repositórios sem barreiras artificiais, a disposição dos embalados de rejeitos é feita diretamente nas trincheiras (valas) escavadas no solo. A proteção contra a dispersão dos radionuclídeos presentes é feita pelo embalado e pelo próprio solo. Quando necessário, são utilizados materiais de enchimento, por exemplo, areia ou argila, para implementar a retenção dos radionuclídeos. Este tipo de repositório é a forma mais simples e antiga de disposição de rejeitos na superfície, porém processos adversos como a erosão, a intrusão de animais e de vegetação de raízes profundas e a água das chuvas vêm causando problemas que inviabilizam a utilização dessas técnicas.

3.1.2 Conceito de multibarreiras

Para que haja um adequado isolamento dos rejeitos radioativos com relação ao meio ambiente, o conceito de disposição com multibarreiras foi desenvolvido. Com esse conceito, camadas de concreto, argila e areia são utilizadas para prevenir a migração de radionuclídeos no meio ambiente. O sistema de multibarreiras visa o isolamento dos radionuclídeos contidos nos

rejeitos, da biosfera. Contudo os períodos de tempo de duração vão em torno de milhares de anos, quando o concreto adquire semelhança química com relação a areia. No que se refere às barreiras geológicas naturais, formadas basicamente por trincheiras subsuperficiais cobertas com o próprio solo, a duração vai até milhares de anos, logo a relativa importância das barreiras geológicas são maiores e quanto a durabilidade do material que compõem as barreiras de engenharia, estas dependem do tipo do rejeito, da geometria do repositório e das características do sítio.

4 IMPLEMENTAÇÃO DO CÓDIGO

4.1 Metodologia

4.1.1 Modelagem do termo-fonte

A água da chuva pode percorrer três caminhos quando cai sobre a superfície do solo: evaporar, escoar sobre a superfície do solo ou infiltrar - se no solo. Parte da precipitação pluviométrica que cai na superfície do solo de uma bacia hidrográfica irá ser interceptada pela cobertura vegetal local. O processo de interceptação é governado principalmente pelo tipo e densidade da cobertura vegetal e este conteúdo de água ficará armazenado na superfície das plantas até ser totalmente evaporado e retornar à atmosfera.

A quantidade de água de precipitação pluviométrica que não é interceptada pela superfície das plantas irá cair sobre o solo. Parte desse conteúdo de água será retido nas depressões existentes na superfície do terreno, não contribuindo dessa forma para o escoamento superficial. Uma fração da água de chuva que se encontra em contato com a superfície do terreno irá infiltrar-se no solo. Essa capacidade de infiltração irá depender das propriedades físicas do solo, da cobertura vegetal, da intensidade da precipitação pluviométrica e da declividade do terreno. Caso exista uma camada impermeável sob o mesmo (como por exemplo, a presença de rochas), parte da água infiltrada poderá mover-se longitudinalmente até atingir um corpo de água superficial. Se não existir nenhuma barreira física, a água infiltrada poderá percolar até a região mais profunda do aquífero, contribuindo dessa forma para o fluxo de água subterrânea. Ao juntar-se à massa de água

subterrânea, a água infiltrada move-se através dos poros da matéria do subsolo, podendo reaparecer na superfície em locais de nível superior ao em que penetrou no lençol aquífero. A água subterrânea é descarregada naturalmente em tais locais em forma de vertentes, mantendo portanto o fluxo das águas dos cursos, carreando as águas de escoamento superficial e a descarga natural da água subterrânea e eventualmente retornando ao oceano.

De uma maneira simplificada, a concentração do material em questão pode ser obtida a partir da determinação da concentração inicial do elemento na água, considerando-se que no equilíbrio, estas grandezas estão relacionadas por meio do coeficiente de distribuição K_d , o qual é definido como sendo a razão entre a concentração do elemento no sedimento e a concentração deste elemento na água. O valor de K_d para cada elemento irá depender de vários parâmetros, incluindo a forma química e a concentração dos poluentes, tipo e concentração das partículas de sedimento, características do fluxo e o tempo de contacto.

Infiltração de água através do solo

A infiltração anual da água na trincheira é calculada por meio da seguinte equação de balanço de massa:

$$INF = [(1-RUN)*P*IRRIG](1-EVAP) \quad 4.1$$

onde

INF = infiltração anual (m/a)

RUN = runoff ou escoamento superficial (m/a)

P = precipitação pluviométrica anual (m/a)

IRRIG = irrigação anual (m/a)

EVAP = evapotranspiração das plantas anual (m/a)

Com base nessa equação pode-se obter a quantidade de água anual que pode penetrar na trincheira ou no solo circunvizinho.

Lixiviação dos radionuclídeos

Todo o volume do material contido na trincheira entra em contato com a água na zona insaturada, na medida que esta flui do topo até a base. A quantidade $Q(t)$ liberada pode ser dada por:

$$Q(t) = \lambda_1 Q_0 e^{-(\lambda_r + \lambda_1)t} \text{ (Bq/ano)} \quad 4.2$$

onde

$$\lambda_1 = INF/H(\theta + \rho Kd) \quad 4.3$$

λ_1 = quantidade lixiviada por ano (a^{-1})

H = distância da superfície ate a base da trincheira (m)

A possibilidade de ocorrência de distúrbios mecânicos na trincheira em virtude da ação humana ou de outro processo artificial que leve a uma destruição de parte da cobertura foi desconsiderada . E conforme a equação acima a quantidade liberada $Q(t)$ pode ser fornecida portanto como função dos coeficientes de distribuição Kd .

4.1.2 Modelagem da zona vadosa

Uma vez que uma quantidade de material Q_0 (Bq/ano) é liberada da trincheira pela sua base, supõe-se que ela seja transportada verticalmente até o aquífero e depois horizontalmente até um poço. A velocidade com que os radionuclídeos se movem é retardada em relação a velocidade da água por um fator de retardo Rd dada pela seguinte equação:

$$Rd = 1 + (\rho * Kd) / \theta \quad 4.4$$

onde:

$\rho =$ densidade média do solo (g/cm^3)

$K_d =$ coeficiente de distribuição no meio (cm^3/g)

$\theta =$ porosidade do meio (adimensional)

O tempo de trânsito t' dos radionuclídeos é calculado por:

$$t' = D_{BA} * R_d / INF \quad 4.5$$

Onde:

$D_{BA} =$ distância da base da trincheira até o aquífero (m)

$R_d =$ fator de retardo

$INF =$ infiltração média por ano (m /a)

4.1.3 Modelagem da zona saturada

A concentração de um dado radionuclídeo em um ponto qualquer do aquífero, no sentido do fluxo da água subterrânea, após um certo tempo t , é dada pelas equações 2.30 e 2.31, pois trata-se, nesse caso, de uma fonte plana paralela, conforme esquematizado na Fig.3.

4.2 Estrutura do programa

O modelo apresentado nesse trabalho é um modelo semi-analítico, que calcula a concentração de radionuclídeos em um determinado ponto do aquífero, ano a ano. O programa, com base nos dados de entrada, como os coeficiente de distribuição, tempo decorrente, e condições geométricas do local calcula o tempo de trânsito dos radionuclídeos no meio e as concentrações dos radionuclídeos na zona vadosa, onde as concentrações calculadas ano a ano são somadas a anos anteriores caracterizando uma curva de distribuição de concentrações acumuladas. Para o caso de repositórios de rejeitos radioativos, a geometria de interesse é aquela representada por uma fonte plana paralela à direção do fluxo de água do aquífero. As equações apresentadas no capítulo anterior correspondem a uma liberação instantânea, lembrando portanto que, para liberações contínuas, as concentrações calculadas precisam ser integradas ano a ano durante os anos de simulação. O programa foi escrito em linguagem Pascal 1.5 para rodar em ambiente MS-Windows.

A equação 2.30 corresponde à solução para liberação instantânea. No caso de liberações contínuas, a concentração $C(t)$ é dada então pela integração de convolução:

$$C(t) = \int_0^t F(\tau)\theta(t - \tau)d\tau \quad 4.7$$

onde:

$F(\tau)$ é a função de liberação no instante τ .

$\theta(t - \tau)$ é a solução para a liberação instantânea no tempo $(t - \tau)$.

No presente código, a equação 2.30 do capítulo 2 foi resolvida por integração numérica ou seja, dada por:

$$C(t) = \sum_{\tau=1}^{\tau=(t-1)} F(\tau)\theta(t - \tau) \quad 4.8$$

4.3 Variáveis de entrada do código

A tabela a seguir mostra todas as variáveis utilizadas como dados de entrada para processar o programa e os respectivos valores para os quais foram executados.

Tabela 4.1 Dados de entrada do código

Variável	descrição	unidade
L	Comprimento da trincheira	m
W	Largura da trincheira	m
B	Altura da trincheira	m
x	Distância entre a área de liberação e o aquífero na direção paralela ao fluxo	m
ρ	Densidade do solo na zona vadosa	kg/m ³
θ_e	Porosidade efetiva na zona vadosa	adimensional
θ	Porosidade média na zona saturada	adimensional
u	Velocidade de fluxo na zona vadosa	m/a
D_x	Coefficiente de dispersão na direção x	m ² /a
D_y	Coefficiente de dispersão na direção y	m ² /a
RdH-3	Fator de retardo do H-3	adimensional
RdC-14	Fator de retardo do C-14	adimensional
RdSe-79	Fator de retardo do Se-79	adimensional
RdTc-99	Fator de retardo do Tc-99	adimensional
RdI-129	Fator de retardo do I-129	adimensional
RdTh-230	Fator de retardo do Th-230	adimensional
$T_{1/2}$ H-3	Meia - vida do H-3	a
$T_{1/2}$ C-14	Meia - vida do C-14	a
$T_{1/2}$ Se-79	Meia - vida do Se-79	a
$T_{1/2}$ Tc-99	Meia - vida do Tc-99	a
$T_{1/2}$ I-129	Meia - vida do I-129	a
$T_{1/2}$ Th-230	Meia - vida do Th-230	a
Q_0	Quantidade inicial	Bq
INF	Infiltração por entre a zona de saturação	m/a
H	Distância desde a superfície até a base da trincheira	m
PROF	Distância desde a base da trincheira até o aquífero	m

Tabela 4.2. Valores das variáveis de entrada referentes ao código

Variável	Valor	Variável	Valor
L	100 m	RdTc-99	3,3
W	100 m	RdI-129	20
B	10 m	RdTh-230	7126
x	50 m	T _{1/2} H-3	12,35 a
ρ	1,5 g/cm ³	T _{1/2} C-14	5730 a
θ_e	0,2	T _{1/2} Se-79	65000 a
θ	0,32	T _{1/2} Tc-99	213000 a
u	10 m/a	T _{1/2} I-129	15700000 a
D _x	0,158 m ² /a	T _{1/2} Th-230	77000 a
D _y	0,158 m ² /a	Q ₀	3,7E10 Bq
RdH-3	1	INF	0,1 m/a
RdC-14	10,75	H	10 m
RdSe-79	24,75	PROF	50 m

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Vários ensaios foram realizados com o código, para uma série de radionuclídeos e valores das variáveis de entrada, para verificação da sua operacionalidade em diferentes cenários. Os dados de entrada apresentados no item anterior foram escolhidos com o intuito de se cobrir várias situações, quanto à meia vida dos radionuclídeos e aos coeficientes de distribuição; os valores da demais variáveis, embora tomados de forma aleatória, são representativos de um cenário plausível. Os resultados obtidos são apresentados nas figuras 4 a 9.

Observa-se pelos gráficos obtidos das concentrações (Bq/m^3) em função do tempo, referentes a cada um dos radionuclídeos, que cada curva possui um ponto de máximo, que ocorre aproximadamente no tempo equivalente ao tempo de trânsito do radionuclídeo até o ponto considerado, negligenciando-se os fenômenos de dispersão no aquífero

Como forma de validação do código desenvolvido, o programa foi comparado com o código “GWSCREEN: A semi-analytical model for assessment of the groundwater pathway from surface or buried contamination”, que é um programa mais completo e complexo escrito em linguagem Fortran-77 (Rood, 1998). Dentro de erros de truncamento, principalmente devido ao uso de diferentes algoritmos para o cálculo da função erro (erf), o presente trabalho reproduz exatamente as respostas obtidas com o GWSCREEN e os cálculos efetuados com planilha no EXCEL, quando alimentados com os mesmos dados de entrada.

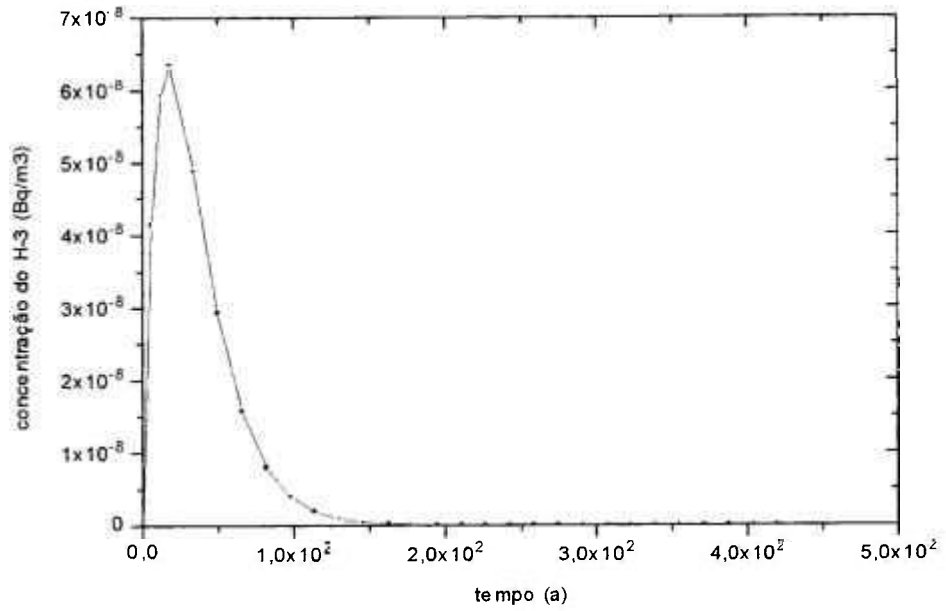


Figura 4. Gráfico da concentração do H-3 em função do tempo

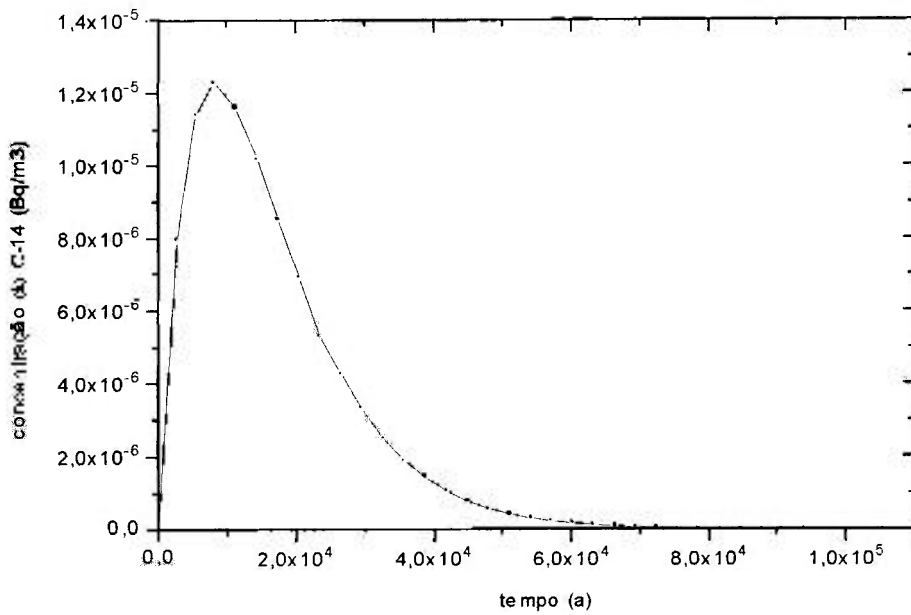


Figura 5. Gráfico da concentração do C-14 em função do tempo

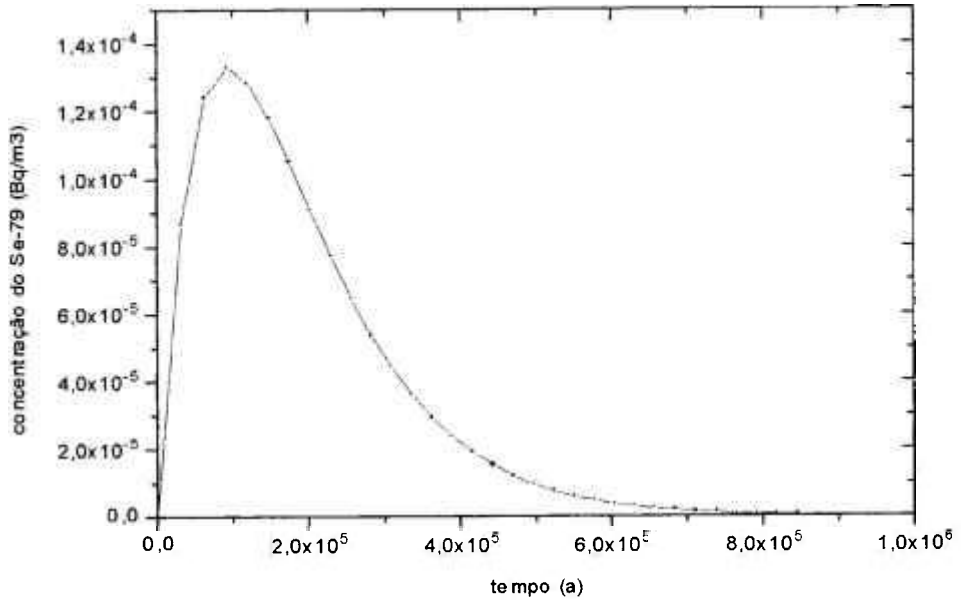


Figura 6. Gráfico da concentração do Se-79 em função do tempo

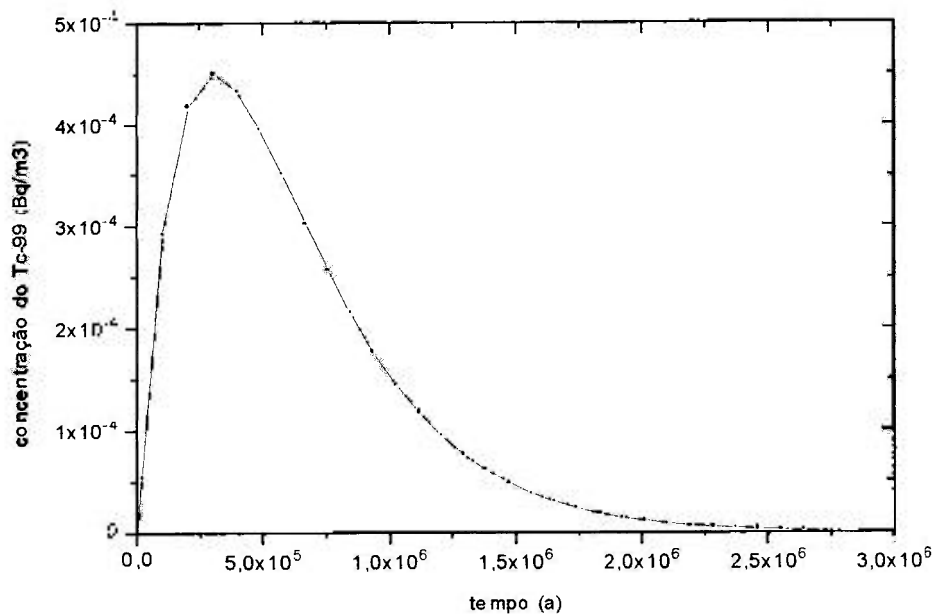


Figura 7. Gráfico da concentração do Tc-99 em função do tempo

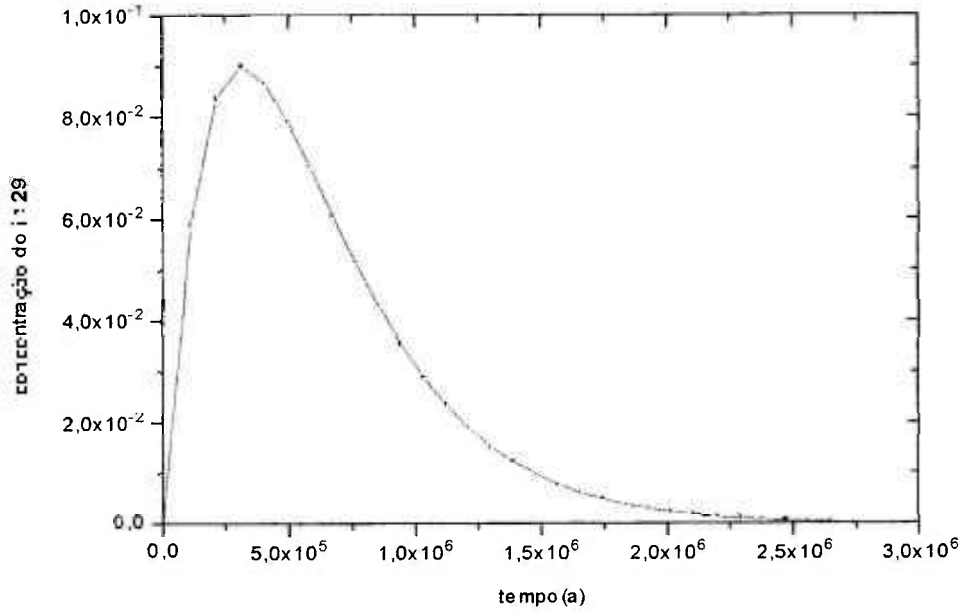


Figura 8. Gráfico da concentração do I-129 em função do tempo

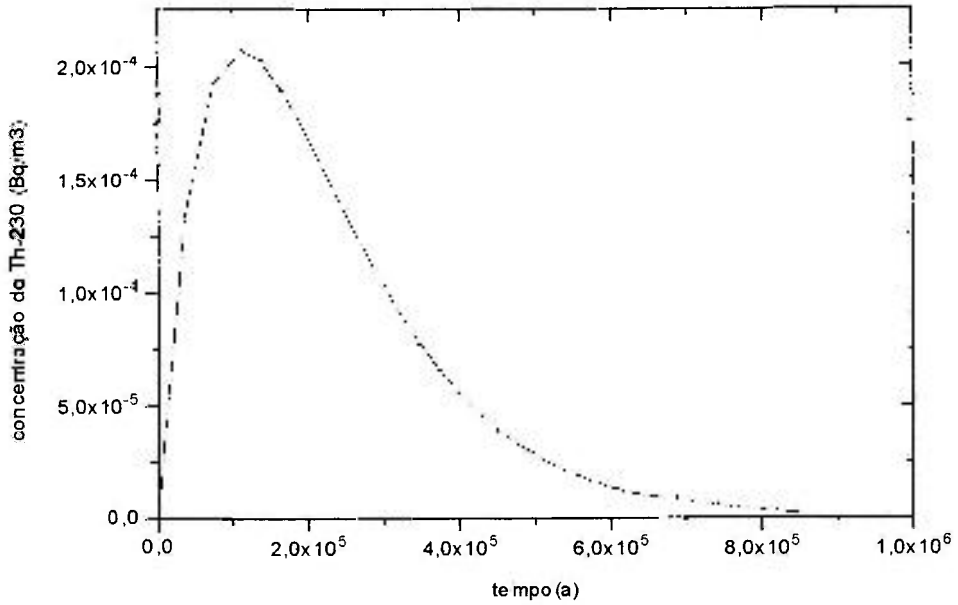


Figura 9. Gráfico da concentração do Th-230 em função do tempo

6 CONCLUSÕES

No presente trabalho foi unicamente modelado a trincheira, sem multibarreiras, porque o objetivo do trabalho é a formulação de um programa simples e rápido, conservativo, de fácil processamento, e que servirá como *screening*, sem a intenção de ser um programa completo para se fazer avaliação de segurança de repositórios. Tais programas são necessários porque os programas numéricos comerciais geralmente são adquiridos somente em módulo executável, tornando-se muito difícil a identificação de possíveis resultados totalmente discrepantes, resultantes de escolhas não apropriadas de alguns parâmetros do código.

O possível critério de escolha do inventário é devido a significativas diferenças de um radionuclídeo para outro no que se refere ao tempo de meias-vidas, e fatores de retardo, podendo dessa forma se fazer uma avaliação abrangente quanto ao modelo utilizado. Dependendo dos objetivos do cálculo, há evidentemente inúmeras vantagens de se utilizar uma ferramenta de cálculo mais simples que programas similares ao GWSCREEN. O presente programa destina-se basicamente a avaliações preliminares de segurança de repositórios, onde o interesse maior é a obtenção de resultados que nos forneçam uma ordem de grandeza das concentrações em atividade em um determinado ponto, de uma forma simples e rápida. A comparação com GWSCREEN mostra que o programa desenvolvido atende perfeitamente a esta finalidade.

Outras conclusões no que se refere ao programa é que torna-se importante um modelo de transporte simplificado, que forneça as

concentrações máximas fora da instalação, para a verificação de possíveis riscos futuros que os radionuclídeos possam proporcionar, podendo ou não entrar na cadeia alimentar dos animais e dos seres humanos em regiões circunvizinhas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AOKI, P. E. *Metodologia das determinações da velocidade, direção e sentido do fluxo da água subterrânea, com utilização de traçadores radioativos*. São Paulo 1983. Dissertação (Mestrado). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.
2. BEAR, J. *Hydraulics of groundwater*. Mcgraw - Hill Inc. publishing company, 1979.
3. BEAR, J. & VERRUIJ T, A. *Modeling groundwater flow and polution*. Dordrecht, Holand: D. Reidel, 1987.
4. CAMARGO, I. M. C. *Determinação da concentração dos isótopos naturais de urânio e tório em amostras de água*. São Paulo 1994. Dissertação (Mestrado) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.
5. DACHS, N. W.J. *Estatística computacional*. Livros técnicos e científicos. Editora Ltda 1988.
6. ENOKIHARA, C. T. *Armazenamento de rejeitos radioativos no Brasil com ênfase especial em rochas*. São Paulo 1980. Dissertação (Mestrado) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.

7. DELLAMANO, J. C. ***Uso de microssílica como aditivo na imobilização de rejeitos radioativos em cimento.*** São Paulo 1995. Dissertação (Mestrado) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.
8. DELLAMANO, J.C. & HIROMOTO, G. & MARUMO, J.T. & ENDO, L.S. & VICENTE, R. & HIRAYAMA, T. ***Introdução à gerência de rejeitos radioativos.*** São Paulo, IPEN, 1999.
9. EUROPEAN COMMISSION. ***Radiation protection 72 methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides the environment.*** Report eur 15760 en.
10. FREEZE, R. A & CHERRY, J. ***Groundwater.*** Englewood Cliffs, N.J. Prentice - Hall 1979.
11. HIROMOTO, G. ***Análise de sensibilidade aplicada a modelos de transporte de rejeitos radioativos de atividade baixa.*** São Paulo 1989. Tese (Doutoramento) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.
12. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Isotopes techniques in the hidrogeological assessment of potential sites for the disposal of high - level radioactive wastes.*** Vienna, 1983.
13. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Deep underground disposal of radioactive wastes.*** Vienna, 1985.

14. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Operational experience in shallow ground disposal of radioactive wastes*. Vienna, 1985.
15. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Analogies in performance assessment for the disposal of long lived radioactive wastes*. Vienna, 1989.
16. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Sealing of underground repositories for radioactive wastes*. Vienna, 1990.
17. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Report on radioactive waste disposal*. Vienna, 1993.
18. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Radiation protection and safety in industrial radiography*. Vienna, 1999.
19. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Hydrogeological investigation of sites for the geological disposal of radioactive waste*. Vienna, 1999.
20. MIRSHAWKA, V. *Probabilidades e estatística para engenharia*. Ed. Nobel 1981.
21. MIRSHAWKA, V. *Exercícios de cálculo numérico*. Ed. Nobel 1987.

22. PAGE, W. G. *Planning for groundwater protection*. Academic press, inc 1987.
23. ROOD, A. S. *GWSCREEN: A semi-analytical model for assessment of the groundwater pathway from surface on buried contamination*. Theory and user's manual version 2.5. Idaho National Engineering and Environmental Cosorotom 1998. (INTEEL/ EXT-98-00750).
24. SHUKAIR, M. S. S. *Intercomparação de modelos matemáticos de transporte de radionuclídeos na geosfera*. São Paulo, 1996. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.
25. TILL, E. J. & MEYER, M. R. *Radiological assessment*. U.S. Nuclear Regulatory Comission, 1983.
26. TING, D. K. S. *The far field migration of radionuclides in groundwater*. Dissertation doctor of philosophy in graduate division of the University of California. Berkeley, 1976.
27. VICENTE, R. & DELLAMANO, J. C. *Rejeitos radioativos*. São Paulo, 1993. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.