

AVALIAÇÃO DE RISCO DE UM REPOSITÓRIO PRÓXIMO À SUPERFÍCIE NA
FASE PÓS-FECHAMENTO EM CENÁRIO DE LIBERAÇÃO DE
RADIONUCLÍDEOS POR INFILTRAÇÃO DE ÁGUA

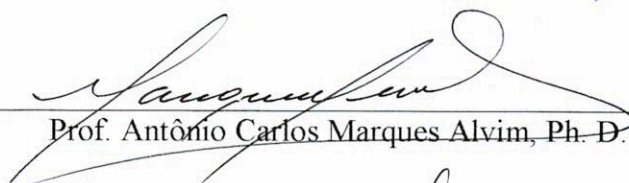
Lais Alencar de Aguiar

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DA COORDENAÇÃO DOS
PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE
FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS
NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS
EM ENGENHARIA NUCLEAR.

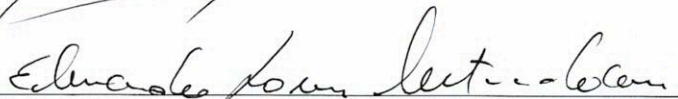
Aprovada por:



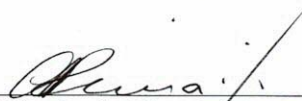
Prof. Paulo Fernando Ferreira Frutuoso e Melo, D. Sc.



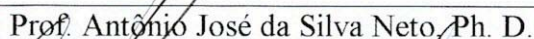
Prof. Antônio Carlos Marques Alvim, Ph. D.



Prof. Eduardo Gomes Dutra do Carmo, D. Sc.



Prof. Cláudio Márcio do Nascimento Abreu Pereira, D. Sc.



Prof. Antônio José da Silva Neto, Ph. D.



Prof. Celso Marcelo Franklin Lapa, D. Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

AGOSTO DE 2006

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

AGOSTO DE 2006

AGUIAR, LAÍS ALENCAR DE

Avaliação de risco de um repositório próximo à superfície na fase pós-fechamento em cenário de liberação de radionuclídeos por infiltração de água [Rio de Janeiro], 2006

XVII, 157 p. 29,7 cm (COPPE/UFRJ, D.Sc., Engenharia Nuclear, 2006)

Tese - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE

1. Avaliação de Risco
2. Depósito de Rejeito

I. COPPE/UFRJ II. Título (série)

“Aos meus pais, Getúlio Barbosa de Aguiar e Zilma Alencar de Aguiar, por todo apoio, incentivo e ensinamentos a mim dedicados ao longo da minha existência”

“Ao meu marido, Josimar Ribeiro de Almeida, pelo incentivo constante e pela influência positiva e incisiva no meu desenvolvimento profissional e pessoal ao longo de nossa união singular.”

AGRADECIMENTOS

Aos Professores Paulo Fernando e Antonio Alvim, pela orientação, troca de conhecimento e confiança. Agradeço também pelo aprendizado e exemplo profissional.

Aos M.Sc. Antonio Sérgio Alves e Erivaldo Passos, pela amizade, atenção e discussões fundamentais para a realização deste trabalho e pela motivação constante em todas as reuniões que tivemos.

Ao Professor, Josimar R. de Almeida, pelos ensinamentos acadêmicos e de vida fundamentais para a conclusão deste trabalho com sucesso. Agradeço também, pelo incentivo constante e principalmente pela paciência no decorrer do meu doutoramento.

Aos amigos Vanessa, Pauli e Renato, pela amizade, incentivo e pelos vários e bons momentos juntos.

Ao Secretário Reginaldo de Oliveira, em nome do corpo de Funcionários do Programa de Engenharia Nuclear da COPPE, pelo apoio e colaboração nos momentos que precisei.

Aos Professores Fernando Carvalho, Vergínia Crispin e Su Jian, em nome do corpo docente do Programa de Engenharia Nuclear da COPPE, pelas discussões ao longo de minha formação de doutorado.

Aos Colegas do Programa de Engenharia Nuclear da COPPE, pelo convívio durante o período de realização desta tese.

Ao Coordenador de Comunicação e Segurança da Eletronuclear, José Manuel Diaz Francisco, em nome da Eletronuclear, por ter me dado acesso a toda competência técnica instalada na empresa e por todo apoio dado para o desenvolvimento da tese.

Aos D.Sc. Jorge Luiz Chapot e M.Sc. Cláudio Freire, em nome de todos os profissionais da Eletronuclear que sempre me receberam e me ajudaram nos momentos que precisei.

Aos Professores membros da banca examinadora, pelas valiosas contribuições para a melhoria desta tese.

A Professora Cláudia Morgado (UFRJ) pelo apoio e incentivo no início de minha vida profissional no Rio de Janeiro.

Ao D.Sc. Paulo Heibron (CNEN) por toda gentileza, prestimosidade e conhecimento técnico nos momentos que precisei.

A minha família por acreditar em mim, pelo constante apoio e por estarem sempre perto de mim apesar da distância.

A todos aqueles que aqui não foram citados, mas que colaboraram de forma positiva para a realização desta tese.

Ao CNPq pelo apoio financeiro.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários
para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

AVALIAÇÃO DE RISCO DE UM REPOSITÓRIO PRÓXIMO À SUPERFÍCIE NA
FASE PÓS-FECHAMENTO EM CENÁRIO DE LIBERAÇÃO DE
RADIONUCLÍDEOS POR INFILTRAÇÃO DE ÁGUA

Lais Alencar de Aguiar

Agosto/2006

Orientadores: Paulo Fernando Ferreira Frutuoso e Melo
Antonio Carlos Marques Alvim

Programa: Engenharia Nuclear

Este trabalho tem como objetivo demonstrar que, para o período de controle institucional, a probabilidade de ocorrência do cenário de liberação líquida do repositório de rejeito radioativo próximo à superfície é diferente de um e avaliar o risco de fatalidade por câncer associado a este cenário. Os rejeitos radioativos enfocados neste trabalho são os de baixa e média atividade gerados pela Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto. O repositório é dividido em 8 módulos e cada um deles constituído de 6 barreiras (cobertura, camada superior, conjunto de *packages*, base, paredes e geosfera). O repositório é um sistema onde os módulos atuam em série e as barreiras dos módulos em paralelo passivo. A probabilidade de falha do módulo para os radionuclídeos é obtida a partir do diagrama de estados de Markov. A taxa de liberação de radionuclídeo do repositório para a biosfera é calculada com base na função densidade de probabilidade de falha do módulo. O risco de fatalidade por câncer devido à liberação líquida de radionuclídeos do repositório para a biosfera é avaliado com referência as quatro faixas etárias do grupo crítico (primeira infância, criança, adolescente e adulto). Os riscos de fatalidade por câncer para cada faixa etária do grupo crítico devido à liberação dos radionuclídeos do repositório encontram-se abaixo do critério internacionalmente utilizado, para o período modelado nesta tese.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

NEAR SURFACE REPOSITORY RISK EVALUATION FOR POST-CLOSURE
PERIOD IN THE RADIONUCLIDE EFFLUENT RELEASE DUE TO WATER
PENETRATION

Lais Alencar de Aguiar

August/2006

Advisors: Paulo Fernando Ferreira Frutuoso e Melo
Antonio Carlos Marques Alvim

Department: Nuclear Engineering

This thesis aims at showing that, during repository institutional control phase, the probability associated with release of effluents from near surface radioactive repository is less than one and, at the same time, evaluating cancer fatality risks corresponding to this scenario. Wastes focused on this work are low and medium radioactive wastes generated by Almirante Alvaro Alberto Nuclear Power Plant. The repository is subdivided into 8 modules, each one consisting of 6 barriers (top cover, upper layer, packages, basis, repository walls and geosphere). The repository may then be viewed as a system, where modules operate in series and module barriers in parallel passive modes. Radionuclide failure probability for each module is obtained from Markov state diagrams. Radionuclide release rate to biosphere is computed based on a module failure probability density function. Cancer fatality risk due to radionuclide effluents from repository to biosphere is evaluated in accordance to four subsets of ages in the critical group (infancy, childhood, adolescence and adult). These risks are below the ones internationally specified criterion, for the period of time modeled in this thesis.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.1** – Mecanismos de liberação de radionuclídeos para a biosfera. (IAEA, 2004b)
- Figura 1.2** – Concepção geral da modelagem adotada na tese.
- Figura 3.1** – Vista da área da CNAAA, com a área dos depósitos em destaque. (MRS, 2003)
- Figura 3.2** – Seção transversal do repositório tipo cripta de concreto em operação. (IAEA, 2003c)
- Figura 3.3** – Seção transversal do repositório tipo cripta de concreto pós-fechamento. (IAEA, 2003c)
- Figura 3.4** – Vista frontal do módulo do repositório.
- Figura 3.5** – Figura esquemática do modelo a ser considerado.
- Figura 3.6** – Módulos do repositório trabalhando em série e barreiras dos módulos trabalhando em paralelo.
- Figura 3.7** – Formas de manifestação das águas no subsolo (BERNWARD, 1989 *apud* SCHIANETZ, 1999, p. 30)
- Figura 3.8** – Comportamento exponencial da permeabilidade com os poros para o cimento (MEHTA, 1994)
- Figura 3.9** – Variação dos parâmetros do concreto com tempo considerada nesta modelagem.
- Figura 3.10** – Divisão Fisiográfica da Baía da Ilha (MRS, 2003)
- Figura 4.1** – Tempos de trânsitos para a água.
- Figura 4.2** – Perfil das quatro linhas de packages e pontos nos quais foram feitas as avaliações.
- Figura 4.3** – Vista planimétrica de um dos quadrantes do módulo e dos pontos avaliados.
- Figura 4.4** – Diagrama de transição de estado de Markov para o módulo (com 6 barreiras) para cada radionuclídeo k .
- Figura 4.5** – Condições nas quais a metodologia de águas costeiras é aplicável – vista planimétrica (adaptado de IAEA, 2001a).
- Figura 5.1** – Variação da condutividade hidráulica e massa específica com a porosidade.

- Figura 5.2** – Relação entre os coeficientes de retardo do concreto e geosfera com a probabilidade de falha do módulo. Ordem crescente dos valores dos coeficientes e decrescente dos valores da probabilidade de falha.
- Figura 5.3** – Probabilidade de falha do módulo para os radionuclídeos considerados.
- Figura 5.4** – Probabilidade de falha do módulo por grupos de radionuclídeos
- Figura 5.5** – Comportamento das probabilidades do sistema em se encontrar em cada um dos estados do diagrama de Markov para o radionuclídeo I.
- Figura 5.6** – Comportamento coincidente das probabilidades de alguns estados de Markov para o radionuclídeo iodo.
- Figura 5.7** – Probabilidade de falha para o módulo com relação ao iodo para taxas de falhas diferentes.
- Figura 5.8** – Comportamento da derivada da probabilidade com a taxa de falha da barreira C para o Iodo, para os instantes 300 e 1.000 anos, respectivamente.
- Figura 5.9** – Comportamento da probabilidade em 300 anos com a variação de uma única taxa de falha por vez para o Iodo.
- Figura 5.10** – Comportamento da probabilidade em 1.000 anos com a variação de uma única taxa de falha por vez para o iodo.
- Figura 5.11** – Comportamento da probabilidade em 300 anos com a variação de uma única taxa de falha por vez para o Césio.
- Figura 5.12** – Comportamento da probabilidade em 300 anos com a variação de uma única taxa de falha por vez, para pequenos valores de taxa de falha, para o Césio.
- Figura 5.13** – Função densidade de probabilidade para todos os radionuclídeo.
- Figura 5.14** – Função densidade de probabilidade por grupos de radionuclídeos. Radionuclídeos que apresentaram maior probabilidade de falha para o módulo.
- Figura 5.15** – Função densidade de probabilidade por grupos de radionuclídeos, excetuando os três radionuclídeos com maiores probabilidades de falha.
- Figura 5.16** – Atividade dos radionuclídeos por módulo ao longo de 1.000 anos.
- Figura 5.17** – Taxa de liberação do módulo do repositório para a biosfera para todos os radionuclídeos mais taxa de liberação total por módulo do repositório.
- Figura 5.18** – Taxa de liberação do módulo do repositório para a biosfera por grupos de radionuclídeos.

- Figura 5.19** – Concentrações ambientais para o alimento (peixe e crustáceo) e na linha costeira para o Tc-99.
- Figura 5.20** – Concentrações de radionuclídeo no alimento (peixe e crustáceo) e no sedimento de praia para o Tc-99.
- Figura 5.21** – Taxas de dose efetiva devido à ingestão do alimento (peixe e crustáceo) e ao contato com sedimentos de praia contaminados de Tc-99 para primeira infância.
- Figura 5.22** – Taxas de dose efetiva devido à ingestão do alimento (peixe e crustáceo) e ao contato com sedimentos de praia contaminados de Tc-99 para criança.
- Figura 5.23** – Taxas de dose efetiva devido à ingestão do alimento (peixe e crustáceo) e ao contato com sedimentos de praia contaminados de Tc-99 para adolescente.
- Figura 5.24** – Taxas de dose efetiva devido à ingestão do alimento (peixe e crustáceo) e ao contato com sedimentos de praia contaminados de Tc-99 para adulto.
- Figura 5.25** – Taxas de dose efetiva para primeira infância, criança, adolescente e adulto, devido a ingestão de peixe para o radionuclídeo Tc-99.
- Figura 5.26** – Taxas de dose efetiva para primeira infância, criança, adolescente e adulto, devido a ingestão de crustáceo para o radionuclídeo Tc-99.
- Figura 5.27** – Taxas de dose efetiva para primeira infância, criança, adolescente e adulto, devido a recreação com sedimento de praia contaminado com Tc-99.
- Figura 5.28** – Taxas de dose efetiva total para primeira infância, criança, adolescente e adulto para o Tc-99.
- Figura 5.29** – Dose efetiva total para o adolescente para todos os radionuclídeos
- Figura 5.30** – Dose efetiva total para o adolescente para os radionuclídeos. Visão detalhada da Figura 5.29.
- Figura 5.31** – Somatório da dose efetiva total para as quatro faixas etárias do grupo crítico.
- Figura 5.32** – Risco de câncer fatal para a primeira infância para todos os radionuclídeos
- Figura 5.33** – Risco para a primeira infância para todos os radionuclídeos. Visão detalhada da Figura 5.31.
- Figura 5.34** – Risco para o Tc-99 para cada faixa etária do grupo crítico quando se extrapola o tempo analisado de 1.000 anos.
- Figura 5.35** – Risco total para cada módulo do repositório para cada faixa etária do grupo crítico.

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.1** – Principais diferenças entre a tese e os trabalhos encontrados na literatura.
- Tabela 3.1** – Parâmetros Geométricos/Estruturais adaptados de Eletronuclear (2002)
- Tabela 3.2** – Valores de meia-vida e de coeficientes de distribuição, para rocha e para a base de concreto, dos radionuclídeos selecionados presentes em rejeito de média
- Tabela 3.3** – Estimativas conservativas das atividades no ano 2050 para os radionuclídeos selecionados - valores preliminares (ALVES e PASSOS, 2004).
- Tabela 3.4** – Redução na permeabilidade da pasta de cimento (relação água/cimento = 0,7) com a evolução da hidratação. (MEHTA, 1994)
- Tabela 3.5** – Valores de k_{ds} para elementos em ambientes marinho e valores para o fator de bioacumulação B_p em peixes e crustáceos marinhos (IAEA, 2001a)
- Tabela 3.6** – Valores de DF_{ing} (Sv/Bq), (ICRP 60), e DF_{gr} (Sv/a por Bq/m²), (IAEA, 2001a), para os radionuclídeos
- Tabela 3.7** – Valores de H_p (Kg/a) e O_f (horas/ano) para o grupo crítico (DIAS, 2004)
- Tabela 5.1** – Equação para o coeficiente de distribuição para cada radionuclídeo.
- Tabela 5.2** – Tempo médio para cada barreira falhar para os radionuclídeos, sem o deslocamento dos 100 anos iniciais.
- Tabela 5.3** – Taxa de falha para cada barreira, considerando deslocamento dos 100 anos iniciais.
- Tabela 5.4** – Probabilidade de falha do módulo para os radionuclídeos em 300 e 1.000 anos
- Tabela 5.5** – Probabilidade de falha do módulo para o Iodo em 300 e 1.000 anos
- Tabela 5.6** – Impacto percentual do aumento da taxa de falha na probabilidade de falha do módulo para 300 e 1.000 anos.
- Tabela 5.7** – Probabilidade de falha do repositório para os radionuclídeos em 300 e 1.000 anos – em ordem decrescente de probabilidade
- Tabela 5.8** – Ordem crescente de meia-vida dos radionuclídeos e suas respectivas contribuições de atividade no instante inicial (fechamento do repositório).
- Tabela 5.9** – Ordem decrescente de taxa de liberação de atividade do módulo por radionuclídeo para o período de 1.000 anos após selagem do repositório.

Tabela 5.10 – Máxima dose efetiva total (Sv/a) para os radionuclídeos e por faixa etária do grupo crítico e o ano de ocorrência da máxima dose.

Tabela 5.11 – Máxima dose efetiva total de todos os radionuclídeos, por faixa etária do grupo crítico e o ano de ocorrência desta máxima dose total.

Tabela 5.12 – Máximo risco (1/a) para os radionuclídeos e por faixa etária do grupo crítico e o ano de ocorrência do máximo risco por módulo do repositório.

Tabela 5.13 – Risco (1/a) de fatalidade por câncer devido à liberação do Tc-99 do módulo do repositório para 1.000 anos e para o ano de ocorrência de seu pico (1.658,5 anos).

Tabela 5.14 – Risco (1/a) de fatalidade por câncer devido à liberação dos radionuclídeos do módulo do repositório.

Tabela 5.15 – Risco (1/a) de fatalidade por câncer devido à liberação dos radionuclídeos do repositório.

LISTA DE SÍMBOLOS

- P – probabilidade de ocorrência do cenário.
- F_D – coeficiente de risco (Sv^{-1}).
- E – taxa de dose associada ao cenário (Sv/a).
- K – condutividade hidráulica (m/a).
- kd – coeficiente de distribuição (m^3/kg).
- p – porosidade.
- ρ – massa específica (kg/m^3).
- $va_z(t)$ – velocidade da água para passar pela barreira z (m/a).
- $K(t)$ – condutividade hidráulica do concreto (m/a).
- h – altura de coluna d'água (m).
- e_{co} – espessura da cobertura do módulo (m).
- ta_z – tempo para que a água passe pela barreira z (a).
- $\langle va_z \rangle$ – valor médio da função $va_z(t)$.
- e_{ca} é a espessura da camada superior (m).
- e_{3v} – espessura que a água percorrerá na vertical (m).
- $Fr(t)$ – coeficiente de retardo do radionuclídeo no concreto.
- L – percurso que a água percorrerá até atingir as paredes.
- e_{ba} – espessura na qual a água percorrerá (m).
- $vr_z(t)$ – velocidade do radionuclídeo para passar pela barreira z (m/a).
- tr_z – tempo para o radionuclídeo passar pela barreira z (a).
- $\langle vr_z \rangle$ – valor médio da função $vr_z(t)$,
- e_{pa} – espessura na qual a água percorrerá (m).
- K_g – condutividade hidráulica da geosfera (m/a).

i_g – declividade do aquífero freático.

p_g – porosidade da geosfera.

Fr_g – coeficiente de retardo do radionuclídeo na geosfera.

ρ_g – massa específica da geosfera (kg/m^3).

kd_g – coeficiente de distribuição da geosfera (m^3/kg).

$R(t)$ – confiabilidade.

$F(t)$ – função distribuição acumulada.

$f(t)$ – função densidade de probabilidade.

λ_z – taxa de falha da barreira z .

$P_i(t)$ – probabilidade que o sistema esteja no estado i no instante t , no diagrama de Markov.

$P(M_j)$ – probabilidade de falha do módulo j

P – probabilidade de falha do repositório.

D – profundidade da água (m) no ponto de descarga do efluente radioativo.

y – direção transversal à linha costeira.

y_o – distância (m) entre o ponto de liberação e a praia .

x – distância (m) longitudinal (ao longo da direção da corrente costeira) entre o ponto de liberação e a localização do receptor em potencial.

$C_{wa,k}$ – concentração na água do radionuclídeo k para peixes e crustáceos marinhos, (Bq/m^3), quando $y = y_o$.

U – corrente costeira (m/s).

D – profundidade da água no ponto de descarga do efluente radioativo (m).

Q_k – taxa de descarga média do radionuclídeo k (Bq/s).

λ_k – constante de decaimento do radionuclídeo k (s^{-1}).

ε_y – coeficiente de dispersão lateral (m^2/s).

$C_{wc,k}$ – concentração na água do radionuclídeo k ao longo da linha costeira (Bq/m^3).

$C_{af,k}$ – concentração do radionuclídeo k no alimento aquático p (Bq/kg).

B_p – fator de bioacumulação ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}/\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$, ou L/kg).

$C_{s,k}$ – concentração do radionuclídeo k no sedimento de praia (Bq/kg).

$C_{wc,k}$ – concentração do radionuclídeo k na água ao longo da linha costeira (Bq/m^3).

k_{d_s} – coeficiente de distribuição para o radionuclídeo no sedimento (L/kg).

S_s – concentração do sedimento em suspensão (kg/m^3 ou g/L).

T_e – tempo efetivo de acumulação (s).

$E_{ing,p,k}$ – dose efetiva anual de consumo do radionuclídeo k no alimento p (Sv/a).

$C_{af,k}$ – concentração do radionuclídeo k no alimento p na hora do consumo (Bq/kg).

H_p – taxa de consumo por alimento p (kg/a).

DF_{ing} – coeficiente de dose por ingestão do radionuclídeo k (Sv/Bq).

$E_{m,k}$ – dose efetiva anual devido à exposição externa (Sv/a) de sedimentos contaminados com o radionuclídeo k .

DF_{gr} – coeficiente de dose por exposição a depósitos no solo (Sv/a por Bq/m^2).

O_f – fração do ano na qual um membro do grupo crítico hipotético é exposto neste caminho de exposição.

$R_{j,k}$ – risco de fatalidade por câncer devido à liberação do radionuclídeo k do módulo j .

$P(M_j)_k$ – probabilidade de falha de módulo j com relação ao radionuclídeo k .

$E_{j,k}$ – dose efetiva anual associada à falha do módulo j para o radionuclídeo k (Sv/a).

R_j – risco de fatalidade por câncer associado a cada módulo devido à liberação do radionuclídeo k .

R – risco de fatalidade por câncer associado ao repositório.

Subscritos

k – radionuclídeo ($k = 1$ a 14)

i – estados de Markov ($i = 1$ a 8)

j – Módulos ($j = 1$ a 8)

z – barreiras ($z = 1$ a 6)

LISTA DE SIGLAS

AIEA – Agência Internacional de Energia Atômica

CNAAA – Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto

CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear

EPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*Environmental Protection Agency*)

ETN – Eletronuclear

fdp – Função Densidade de Probabilidade

ICRP – Comissão Internacional de Proteção Radiológica (*International Commission on Radiological Protection*).

MTTF – Tempo Médio para Falhar (*Mean Time to Failure*)

SUMÁRIO

Lista de Figuras.....	v
Lista de Tabelas.....	viii
Lista de Símbolos.....	x
Lista de Siglas.....	xiii
1. Exórdio	1
1.1 Justificativa.....	10
1.2 Objetivos.....	11
1.2.1 Objetivos Gerais	11
1.2.2 Objetivos Específicos	12
1.3 Motivação, Originalidade e Relevância.....	12
1.4 Metodologia e Organização do Trabalho	14
2. Revisão Bibliográfica	18
3. Caracterização do Problema	28
3.1. Caracterização dos Subsistemas	37
3.1.1 Concreto	40
3.1.2 Parâmetros do concreto	46
3.2 Caracterização da Biosfera	49
4 Abordagem Metodológica	54
4.1 Estimação do MTTF	56
4.1.1 Comportamento do Escoamento do Sistema.....	56
4.1.2 Cobertura do Módulo	57
4.1.3 Camada Superior	58
4.1.4 Conjunto de <i>Packages</i>	59
4.1.4.1 Na direção do fundo (na vertical).....	59
4.1.4.2 Na direção das paredes (na horizontal).....	61
4.1.5 Base do Módulo.....	63
4.1.6 Paredes do Módulo	64
4.1.7 Geosfera.....	65
4.1.8 Tempo de Falha	66
4.2 Taxa de Falha	68
4.3 Probabilidade de Falha	69

4.4	Concentração Ambiental	74
4.4.1	Ingestão de Produtos Marinhos Contaminados	77
4.4.2	Recreação em Ambientes Contaminados	78
4.5	Taxa de Dose	79
4.5.1	Ingestão de Produtos Marinhos Contaminados	79
4.5.2	Recreação	80
4.6	Risco Anual	80
5	Resultados e Discussão	82
5.1	Estimação do MTTF e da Taxa de Falha.....	82
5.2	Probabilidade de Falha	85
5.3	Taxa de Liberação	96
5.4	Taxa de Dose	103
5.5	Risco Ambiental	114
6	Conclusões e Recomendações.....	121
	Referências Bibliográficas	127
	Apêndice A.....	137
	Apêndice B.....	140
	Apêndice C.....	149

1. Exórdio

Rejeito radioativo é resultado inerente à geração de energia nuclear e ao uso de material radioativo na indústria, pesquisa científica e medicina. Este tipo de rejeito, por emitir radiação ionizante, representa perigo potencial tanto para a saúde humana como para o meio ambiente. Por isto, deve ser gerenciado para reduzir os riscos associados a níveis aceitáveis/ toleráveis. (IAEA, 1999a, 1999b)

A busca e implementação de soluções viáveis para o gerenciamento seguro do rejeito radioativo, incluindo sua deposição, é um dever da geração presente. Desta forma se evitará a imposição de custo ambiental, de saúde pública, de desenvolvimento e econômico às gerações futuras, pois não efetuar medidas gerenciais com relação ao rejeito já existente é uma opção ambientalmente não sustentável.

Deposição significa a colocação de rejeitos radioativos em instalações licenciadas pelas autoridades competentes, sem a intenção de removê-los (CNEN, 1985b, 1988a, 2002; IAEA, 2003a). Alguns países utilizam o termo deposição para incluir descargas de efluentes para o meio ambiente (IAEA, 2003a). O sistema de deposição tem a intenção de isolar o rejeito, controlar liberações de radionuclídeos que alcancem o ambiente externo e mitigar as conseqüências de quaisquer liberações inaceitáveis para este meio ambiente.

O termo Deposição Próximo à Superfície inclui as seguintes alternativas: (a) deposição em estruturas de engenharia no solo, (b) deposição em trincheiras simples a poucos metros de profundidade, (c) deposição em cripta de concreto e (d) deposição em cavernas em rochas a várias dezenas de metros abaixo da superfície. Em contraste, o termo deposição geológica é geralmente usado para descrever deposição em profundidades de centenas de metros. (IAEA, 1999a, 1999b, 2002a, 2003a, 2003c, 2004b)

Em geral, rejeitos adequados à deposição em repositórios próximos à superfície são aqueles contendo radionuclídeos de meia vida curta e radionuclídeos de meia vida longa em baixa concentração (IAEA, 1999a). De acordo com a Agência Internacional de

Energia Atômica – AIEA, o termo vida longa refere-se a radionuclídeos com meia-vida usualmente maior que 30 anos e o termo vida curta se refere àqueles com meia vida de no máximo 30 anos, entre outros o Cs-137, Sr-90, Kr-85 e o H-3. (IAEA, 2004b)

Repositórios próximos à superfície, tanto para rejeitos de baixo como de médio nível de radioatividade, oriundos de plantas nucleares, são utilizados em muitos países, onde apresentam boa aceitação, tanto politicamente quanto pela opinião pública (LACOSTE, 2000). Para isto, são utilizadas combinações de restrições (de engenharia, de monitoramento e de controle institucional) empregadas para repositórios de radionuclídeos de vida longa. Tais restrições objetivam manter baixos os riscos associados com a migração de radionuclídeo e a intrusão humana.

Existem mais de 80 repositórios próximos à superfície localizados no mundo, (IAEA, 2002a). Dentre os países que realizam este tipo de deposição para os rejeitos de baixo e médio nível de atividade estão: Reino Unido (Drigg), França (La Mancha e Centre de L'Aube), Canadá (IRUS), Japão (ROKKASHO), Espanha (El Cabril), Suécia (Oskarshamn), EUA (Barnwell) e República Tcheca (Dukovany). O *status quo* sobre repositórios para a deposição de rejeitos de baixo e médio nível de atividade no mundo pode ser encontrado na tabela 5 da IAEA (2004b).

O Brasil possui um repositório próximo à superfície, fechado. Trata-se do Repositório de Abadia de Goiás, que foi especialmente projetado e construído para receber os rejeitos radioativos provenientes do acidente de Goiânia, envolvendo uma fonte de Cs-137. A Eletronuclear está estudando a localização de um segundo Repositório Próximo à Superfície para a deposição dos rejeitos de baixo e médio nível de atividade produzidos pela Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAAA).

A Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA, 1999a, 2002a) associa três fases ao tempo de vida de um Repositório Próximo à Superfície: fase pré-operacional (período de estudo de localização, projeto e construção), fase operacional (período de operação e fechamento) e fase pós-fechamento (qualquer atividade após o fechamento).

De acordo com IAEA (1999a, 1999b) a deposição próxima à superfície requer uma supervisão contínua do local por um período após o fechamento do repositório (fase

pós-fechamento). Neste período, esta supervisão é um importante fator de segurança devido à existência de controle institucional, classificado em controle ativo (vigilância, monitoração, manutenção e remediação) e controle passivo (controle do uso da terra e manutenção de registros). A segurança em longo prazo de repositórios próximos à superfície será alcançada pela combinação de características favoráveis do sítio, aspectos do projeto de engenharia, forma apropriada do rejeito, procedimentos operacionais e controle institucional. (IAEA, 1999a)

A duração deste controle institucional, da fase pós-fechamento, pode ser de poucas centenas de anos. Um dos critérios utilizados é considerar o tempo de controle institucional igual a dez meias-vidas de radionuclídeos tais como Cs-137 e Sr-90, o que corresponderia um período de 300 anos. Tais radionuclídeos são considerados de meias-vidas curtas, importantes em rejeitos de pequena e média atividade. (IAEA, 2002a)

O isolamento seguro e efetivo do rejeito depende do desempenho do sistema de deposição como um todo. A contribuição relativa dos diferentes componentes do sistema para a segurança do repositório variará dependendo do tipo de deposição, da condição do sítio e do tempo desde o fechamento. Por esta razão, o requisito de aceitação do rejeito e o projeto das barreiras de engenharia são, usualmente, determinados para cada sítio e arranjo de deposição. Pela mesma razão, o requisito em pauta deve ser estabelecido com base na avaliação de segurança específica do sítio. (IAEA, 1999a)

Os repositórios são projetados para operar combinando princípios de isolamento e contenção, considerando a longevidade da radioatividade dos rejeitos. A contenção envolve várias barreiras, das quais se espera que sejam capazes de conter o rejeito num período inicial, principalmente porque a atividade dos radionuclídeos de meia-vida curta é ainda alta (BRAGG e GERA, 2000). Apesar dos autores comentarem sobre a contenção do rejeito pelas barreiras num período inicial, não há informações sobre a extensão deste período.

A segurança do sistema de deposição é determinada pelo desempenho de seus componentes individuais, forma e contenção do rejeito, barreiras de engenharia e barreiras naturais (ambiente hospedeiro). O material de preenchimento (*backfill*), as

barreiras e as coberturas são projetados para desempenharem papel na prevenção de infiltração de água e de liberação de radionuclídeo do repositório para a biosfera.

Entre os vários mecanismos pelos quais os radionuclídeos podem migrar ou ser expostos ao contato com o homem, podem ser citados: infiltração de água de superfície, intrusão de água subterrânea, subsequente migração de água contaminada, intrusão inadvertida e escape de gás radioativo, Figura 1.1. As barreiras de engenharia podem ser usadas como obstrução física e/ou química para prevenir ou retardar o movimento (migração) dos radionuclídeos via estes caminhos.

O tempo de vida do sistema de barreiras de engenharia usado para conter o rejeito radioativo afeta significativamente a confiabilidade do repositório, pois a confiabilidade é uma função decrescente com o tempo, aproximando-se de zero quando o tempo tende ao infinito. Para contenção de rejeito de alta atividade, segundo ANANDA e SINGH (1999), dois tipos de projetos são considerados para sistema de barreiras de engenharia: sistema de barreira simples e sistema de barreiras múltiplas.

A avaliação de risco do repositório pode prover informações importantes para a escolha das barreiras. O crucial para esta escolha é a escala de tempo na qual a barreira deve funcionar. Segundo a AIEA (IAEA, 2001b), pode ser da ordem de centenas de anos.

Antes da construção de qualquer repositório, deverá ser realizada uma avaliação de segurança sistemática do referido repositório tanto para o período de operação como para a fase de pós-fechamento (IAEA, 1999a). Esta avaliação é um processo iterativo. Assim serão necessárias outras avaliações durante as fases pré-operacional, operacional e pós-fechamento, levando em conta os resultados obtidos da experiência e do monitoramento.

A avaliação de segurança na fase pós-fechamento geralmente é realizada para prover confiança ao governo, ao órgão regulador, ao público em geral e ao pessoal da área técnico-científica. Seu objetivo é demonstrar que a instalação está localizada e construída para garantir a segurança das pessoas e para a proteção do meio ambiente por um longo período de tempo.

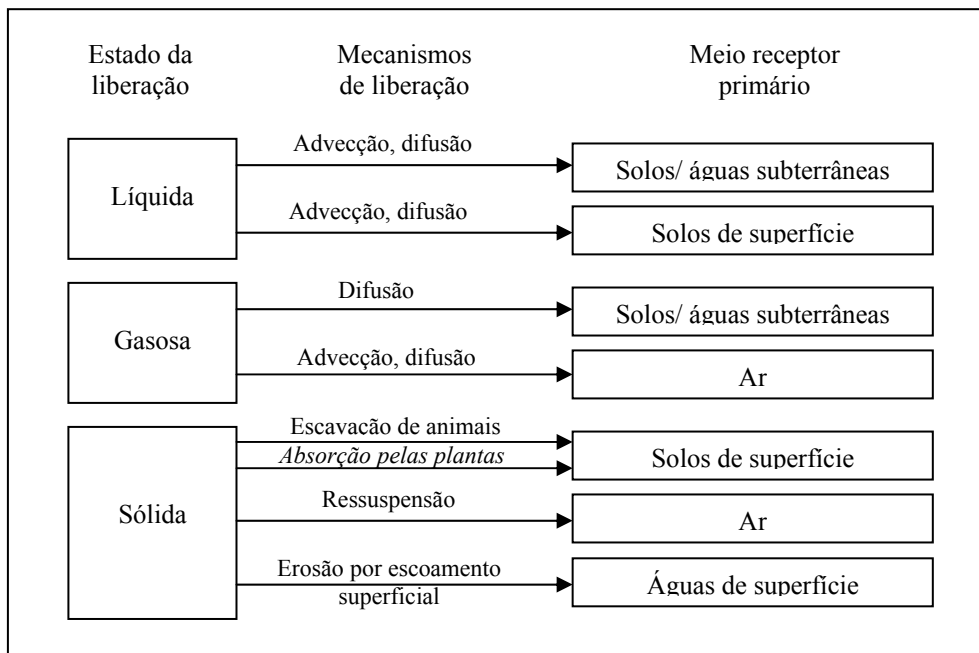


Figura 1.1 – Mecanismos de liberação de radionuclídeos para a biosfera (IAEA, 2004b)

A avaliação de segurança é um procedimento de avaliação de desempenho do sistema de deposição e, em particular, dos seus potenciais efeitos radiológicos na saúde humana e no meio ambiente (IAEA, 2003a). Os impactos radiológicos potenciais após o fechamento do repositório podem ser oriundos de processos graduais, como por exemplo, degradação das barreiras, e de eventos discretos que afetam o isolamento do rejeito.

Como resultado de degradação progressiva das barreiras, pode ocorrer pequena liberação e transporte pela água subterrânea de frações remanescentes do material radioativo originalmente contido no rejeito. Esta consideração, geralmente, é utilizada para representar a evolução normal de um sistema de deposição (BRAGG e GERA, 2000). DLOUHÝ (1986), em seu estudo, verificou que a migração de radionuclídeo através da água subterrânea é o caminho que apresenta maior probabilidade de ocorrência.

Deve-se mostrar que o repositório deverá ser robusto e capaz de resistir aos efeitos de vários possíveis eventos e falhas. A robustez poderá ser alcançada através da implementação de técnica fundamentada e de princípios gerenciais que tendam a

eliminar ou mitigar os efeitos das incertezas. No entanto, devido às incertezas inerentes da predição de eventos futuros, a garantia absoluta de atendimento aos critérios de segurança não poderá ser alcançada (IAEA, 1999a).

Segundo LEWIS (1996), projeto robusto é aquele em que as características de desempenho são bastante insensíveis a variações no processo de fabricação, à variabilidade em condições ambientais de operação e à deterioração com o envelhecimento.

Quando se considera a liberação líquida (Figura 1.1), a quantidade de água que entra no repositório e a quantidade de água que contacta o rejeito são elementos importantes na avaliação de segurança. A AIEA (IAEA, 2002a, 2004b) classifica este cenário de infiltração de água como cenário de evolução normal ou cenário de referência e a CNEN - Comissão nacional de Energia Nuclear (CNEN, 1991), cita-o como um dos mecanismos de transporte mais significativos de liberação de radionuclídeos.

O gerenciamento de rejeito radioativo deve implementar medidas que garantirão a proteção da saúde humana e do meio ambiente em consonância com os princípios e exigências internacionais para gerenciamento de rejeitos radioativos e radioproteção. O gerenciamento deve cobrir todas as fases do repositório que envolvam ou possam resultar em exposições a radiações.

Na fase operacional, os requisitos para proteção radiológica e segurança de trabalhadores e da população são similares àqueles aplicáveis a outras instalações nas quais se manuseiam materiais radioativos. Para a fase de pós-fechamento, critérios de segurança radiológica são estabelecidos na forma de critério de dose ou critério de risco ou ambos (IAEA, 1999a, 1999b).

Crítérios de segurança para a fase de pós-fechamento devem prover o Princípio de Proteção de Gerações Futuras (IAEA, 1995a). Nesta fase, radionuclídeos podem ser liberados do repositório para o meio externo por um longo período de tempo. A taxa de liberação dependerá de eventos e processos que têm probabilidades de ocorrência associadas. Somado a isto, as condições futuras da biosfera, inevitavelmente,

introduzirão incertezas que dificultarão a aplicação de padrões baseados unicamente em limitação de dose (IAEA, 1999a).

Por este conjunto de razões, critérios de segurança para alguns cenários devem levar em conta a probabilidade de ocorrência ou incertezas do evento. Por exemplo, se for assumida a ocorrência de intrusão humana dentro do repositório, a dose recebida excederá a dose limite. Contudo, a probabilidade de ocorrência deverá ser mantida baixa, através da escolha adequada do local e/ou do controle institucional. (IAEA, 1999a)

A dose limite de 1mSv/a para o público de todas as fontes controladas é baseada nas recomendações da Comissão Internacional de Proteção Radiológica – ICRP (*International Commission on Radiological Protection*). Este organismo estabeleceu coeficientes de risco para exposição a níveis baixos de radiação ionizante, que representam a possibilidade de contrair um efeito deletério à saúde humana induzido por radiação (p. ex., câncer fatal) por unidade de dose.

Aplica-se, então, o conceito de risco (IAEA, 1999a): produto entre a probabilidade de receber a dose e a probabilidade que a dose alcançará efeitos deletérios à saúde. (*sic*)

$$Risco = P.F_D.E \tag{1.1}$$

onde,

P é a probabilidade de ocorrência do cenário,

F_D é o coeficiente de risco (Sv^{-1}), e

E é a taxa de dose associada ao cenário (Sv/a),

Cabe ressaltar que em outras áreas diferentes da Análise Probabilística de Segurança p. ex., risco ecológico, risco à saúde humana, o termo probabilidade é usado indiscriminadamente no lugar de frequência e o termo risco é usado para designar tão somente as conseqüências. A prática usual não utiliza a probabilidade de ocorrência do cenário/evento para o cálculo do risco, quando é utilizada, o evento é considerado certo.

Para a Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA, 1994), o modelo de risco de câncer define a relação entre a dose de radiação e a subsequente mortalidade (ou morbidez) atribuída à dose, e o risco atribuível pode ser definido como a probabilidade de morte de câncer causado pela exposição à radiação.

Para um coeficiente de risco (F_D) de $5.10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ de contrair câncer fatal pela exposição a baixas doses de radiação, para uma população de todas as idades e para um evento provável ($P = 1$), e tendo como dose limite o valor de 1mSv/a , o risco de contrair um câncer fatal induzido por radiação é 5.10^{-2} a^{-1} .

A ICRP tem recomendado que o valor de dose limite seja de $0,3 \text{ mSv}$ por ano, ao invés do valor 1mSv/a anteriormente estabelecido. Então, para as mesmas condições, o risco seria menor, $1,5.10^{-5}/\text{ano}$. Muitos países já vêm adotando o limite de risco individual mais baixo de 4.10^{-5} por ano para impacto radiológico de um repositório, equivalendo a uma dose efetiva anual menor que 1mSv (IAEA, 2004b).

Além dos eventos prováveis, os eventos improváveis, ou seja, com baixas probabilidades associadas, também devem ser considerados conforme recomenda a AIEA. Contudo, o órgão regulador decidirá se a abordagem baseada em risco será utilizada ou se a probabilidade de ocorrência e a dose resultante serão consideradas separadamente. Segundo a AIEA (IAEA, 2003c), os requisitos de segurança na fase pós-fechamento são expressos em termos de dose de radiação ou de risco.

Segundo a Instrução Técnica da CNEN (CNEN-IT-01/91), para o repositório de Abadia de Goiás (CNEN, 1991), os cálculos de riscos individuais devem ser feitos usando:

- a) o fator de conversão de $0,02\text{Sv}^{-1}$;
- b) a probabilidade do cenário de exposição; e
- c) uma das duas modalidades para a dose equivalente efetiva comprometida:
 - por ano de exposição, calculada por meio da análise determinística dos caminhos críticos; ou
 - a média aritmética da dose equivalente efetiva comprometida por ano de exposição, obtida a partir da distribuição de doses individuais em 1 ano, calculada por meio de análise probabilística.

Segundo a AIEA (IAEA, 1999a), as vantagens da abordagem baseada no risco são: levar em conta tanto as probabilidades quanto as conseqüências; prover uma base para comparar os efeitos de diferentes cenários em termos de significância; e integrar os efeitos de todos os tipos de cenários. As desvantagens incluem: o conceito de risco não ser facilmente entendido; atribuição de valores para a probabilidade ser uma tarefa difícil; e pessoas tenderem a dar maior significância se as doses forem elevadas, mesmo que a probabilidade de ocorrência seja muito baixa.

Em particular, o julgamento das pessoas acerca de atividades perigosas é sensível, não somente à frequência estatística, como também a fatores tais como: a familiaridade com essas atividades; seus potenciais catastróficos (em termos de lesão a um número significativo de pessoas); suas capacidades de gerar pânico ou ansiedade; suas possibilidades de gerar efeitos retardados (ou latentes), assim como o grau de controle pessoal dos indivíduos em relação a essas atividades. (CROSS, 1998; WAKEFIELD *et al.*, 2001; WEBER, 2001; SLOVIC e WEBER, 2002; BICKERSTAFF, 2004).

A partir dos estudos realizados na área, de modo geral, pode-se dizer que:

- os riscos impostos ou involuntários são vistos como muito mais severos do que aqueles voluntários;
- que os riscos que estão sob controle da sociedade (cidadãos) são mais facilmente aceitos do que aqueles que estão apenas sob o controle do governo, gerando insegurança e desconfiança da sociedade com relação às autoridades;
- que é relevante a avaliação de impactos em gerações futuras;
- que é valorizado o potencial catastrófico;
- que deve-se considerar a igualdade, no sentido de que aqueles que estão sujeitos aos riscos também usufruem dos benefícios advindos da sujeição a estes riscos;
- que a percepção de riscos é afetada também pela credibilidade da fonte de informação sobre o risco anunciado.

A utilização de doses ou riscos para comparação com os critérios de segurança para a fase de pós-fechamento do repositório é avaliada com referência ao grupo crítico

(IAEA, 1999a). Compreende-se como tal, um grupo de membros da população o qual é razoavelmente homogêneo com relação à sua exposição para uma dada fonte de radiação e um dado caminho de exposição e é típico de indivíduos que recebem a maior dose efetiva ou dose equivalente de uma dada fonte (IAEA, 2001a).

1.1 Justificativa

A Lei Federal nº 10.308 (BRASIL, 2001), em seu artigo 37, estabelece que a CNEN deverá iniciar estudos para a seleção de local, projeto, construção e licenciamento para a entrada em operação, no mais curto espaço de tempo tecnicamente viável, de um depósito final de rejeitos radioativos em território nacional. A legislação sobre a responsabilidade dos rejeitos radioativos foi regulamentada em novembro de 2001 e, portanto a necessidade de um repositório, depósito final (CNEN, 1985b, 2002), para os rejeitos gerados pela CNAEA torna-se iminente.

Rejeitos de pequena e média atividade, embora contenham somente uma fração pequena da atividade total produzida no mundo, representam mais que 90% do volume total de rejeito radioativo (IAEA, 2002a). Em entrevista (ESCANDIUZZI, 2004), o então presidente da CNEN, Odair Dias Gonçalves, informou que um convênio com a Eletronuclear visa à construção de um depósito definitivo para rejeitos de baixa e média atividade no litoral fluminense.

Com base nas recomendações da AIEA, nas considerações da CNEN e nas práticas internacionais, a opção para a estocagem definitiva dos rejeitos radioativos (baixa e média atividade) produzidos pela CNAEA, se adequa àquela definida como “próxima à superfície” (*near surface*). De acordo com a AIEA, para toda instalação deste tipo, deve ser realizada uma avaliação de segurança (IAEA, 1999a, 1999b, 2002a, 2004b), de modo que seus resultados sirvam de base para a aceitabilidade técnica do repositório, que é fortemente dependente do inventário de rejeito, dos aspectos de engenharia do repositório e da adequabilidade do sítio. A avaliação de risco possui, portanto, um papel fundamental na avaliação de segurança do repositório.

Na análise de segurança do repositório de Abadia de Goiás, para o cálculo do risco, um dos pressupostos assumidos foi: imediatamente após a deposição dos rejeitos no interior do Repositório, ocorreria uma falha das barreiras de engenharia, sucedendo-se a penetração de um volume de água correspondente ao volume de vazios existente no seu interior. (NUCLEN, 1996)

A hipótese de haver uma falha das barreiras de engenharia imediatamente após a deposição dos rejeitos implica na utilização de valor unitário para a probabilidade no cálculo do risco final. Contudo, com a diminuição da dose limite para 0,3 mSv/ano, ao invés de 1mSv/a, esta consideração penaliza o projeto do novo repositório, por ser muito conservativa.

Neste contexto, insere-se a proposição deste trabalho. Se considerarmos tempo infinito, a utilização da unidade para o valor da probabilidade se verifica. Todavia, para o período de controle institucional, a probabilidade de liberação de radionuclídeos por falha das barreiras devido à infiltração de água pode ser considerada menor que 100%. Este é o cenário adotado nos objetivos da tese (item 1.2).

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivos Gerais

- a) Demonstrar usando modelagem probabilística e determinística que durante o período de controle institucional (300 anos), o cenário hipotético de infiltração de água de superfície (através das barreiras do repositório) até a matriz de rejeito e a liberação do radionuclídeo (contido neste rejeito) até o meio ambiente, não é um evento certo.
- b) Avaliar o risco de câncer fatal por faixa etária do grupo crítico devido à liberação de material radioativo proveniente do cenário de infiltração de água de superfície no Repositório Próximo à Superfície na fase pós-fechamento, durante o período de controle institucional (300 anos).

1.2.2 Objetivos Específicos

- a) Determinar o tempo médio para falhar (MTTF – *Mean Time To Failure*) de cada barreira constituinte do sistema repositório, para efeito de cálculo de falha do sistema. O cenário adotado é o de infiltração de água de superfície através das barreiras do repositório até a matriz de rejeito e a liberação do radionuclídeo contido neste rejeito até o meio ambiente.
- b) Determinar a concentração de radionuclídeo (Bq/a) proveniente do cenário de infiltração no Repositório Próximo à Superfície, na fase de pós-fechamento, que atingirá o mar.
- c) Aplicar tal concentração no cálculo da taxa de dose por recreação com sedimento de praia e por ingestão de peixes e crustáceos marinhos.

1.3 Motivação, Originalidade e Relevância

As motivações para a realização desta tese, entre outras, são: interesse pessoal em trabalhar com ferramentas de análise probabilística, por considerar importante para um profissional da área de engenharia de segurança; interesse em pesquisa aplicada, por já ter tido experiência em pesquisa básica, e por ter implicações diretas nas questões sociais; e interesse em conciliar o aprendizado acadêmico com demanda de mercado por questão de natureza pessoal (minha pretensão de atuação profissional) e importância do papel da universidade como geradora e transferidora de conhecimento. Neste caso, tem-se como fonte de inspiração a citação de RUDIO (1998): “O *problema* da pesquisa científica, início de todo processo, nasce frequentemente da intuição de alguma dificuldade existente na realidade ou numa teoria”.

A originalidade desta tese está em utilizar a abordagem markoviana para tratar as dependências entre as falhas das barreiras do repositório, visto que os trabalhos levantados na literatura especializada (PRITZKER e GASSMANN, 1980; CHO *et al.*, 1992; KIM *et al.*, 1993; NAIR e KRISHNAMOORTHY, 1999) abordam as barreiras como estruturas independentes. ANANDA (1994, 1999) utilizou a abordagem de

probabilidade condicional para a falha de embalados de rejeitos radioativos de alta atividade devido à alta temperatura do rejeito (combustível irradiado).

Outra condição de originalidade está em utilizar a probabilidade de falha no cálculo do risco radiológico, pois os trabalhos encontrados que abordam o risco radiológico (KIM *et al.*, 1993; NAIR e KRISHNAMOORTHY, 1999; NIREX, 1994) obtêm o risco pelo produto entre a dose e o fator de risco (F_D).

Ao longo da modelagem adota-se um conjunto de pressupostos. Tais pressupostos aparecem no Capítulo 3 e sua utilização para alcançar os objetivos da tese também é considerada original. Como exemplos, podem ser citados: a estimação do MTTF das barreiras do repositório; a obtenção da probabilidade de falha das barreiras de cada módulo, bem como do repositório; o cálculo do risco por faixa etária do grupo crítico. As principais diferenças entre esta tese e os trabalhos com maior pertinência ao objetivo desta tese encontrados na literatura estão apresentadas na Tabela 1.1 e a discussão destas diferenças está no capítulo sobre a revisão bibliográfica (Capítulo 2).

Tabela 1.1 – Principais diferenças entre a tese e os trabalhos encontrados na literatura.

	Pritzker & Gasmann (1980)	Cho <i>et al.</i> (1992)	Kim, Kim & Kim (1993)	Nair & Krishnamoorthy (1999)	Esta Tese
Barreiras	Independentes				Dependentes
Distribuição do Tempo de Falha	Exponencial para todas as barreiras	Específica para cada barreira	Baseada na exponencial para todas as barreiras	Exponencial para todas as barreiras	Exponencial para todas as barreiras
MTTF	Literatura	Análise de incertezas	Literatura	Valores assumidos	Modelagem determinística
Função densidade de probabilidade do sistema	Integral de convolução				A partir da probabilidade de falha
Probabilidade de Falha do Sistema	Não é obtida				Markov
Taxa de liberação*	A(t). f(t)				
Dose	Não é obtida	Não é obtida	Ingestão de água, leite, bife, vegetais e raízes	Ingestão de água	Ingestão de peixes e crustáceos e Contato com sedimentos
Risco	Taxa de liberação	Taxa de liberação	D. Fd	D. Fd	p. D. Fd

*A (t) – atividade presente no tempo t e f (t) – função densidade de probabilidade

A relevância desta tese está em utilizar abordagens de análise probabilística de segurança em depósito definitivo (repositório) de rejeito radioativo. A relevância estende-se também para a ampliação da integração com tópicos de radioproteção, expandindo desta maneira, o campo de atuação da área de análise de segurança do PEN (Programa de Eng. Nuclear – COPPE/UFRJ), de modo a estabelecer uma linha de pesquisa na área ambiental – Segurança Ambiental. Nesta mesma linha de relevância, está a utilização desta abordagem (probabilística) no diretório de pesquisa NASA (Núcleo de Análises de Sistemas Ambientais – POLI e EQ/UFRJ).

Outro fator relevante se refere à utilidade da tese para a Eletronuclear (ETN). Pois a tese pode ser considerada como uma avaliação preliminar a ser utilizada como ferramenta de tomada de decisão na fase inicial de elaboração do projeto do repositório para os rejeitos produzidos pela CNAEA. Isto pode ser visto principalmente na determinação do risco por radionuclídeo que permitirá identificar quais radionuclídeos apresentam maior risco. Tal processo, do ponto de vista de projeto conceitual e da operação futura do repositório, fornecerá elementos para a reavaliação da segurança do sistema, principalmente no que tange à aceitabilidade do desempenho do sistema repositório em longo prazo.

Em adição, está o fato deste estudo representar uma condição inusitada para o Brasil, pois a utilização de abordagem probabilística para o cálculo do risco de um repositório brasileiro é inédita.

1.4 Metodologia e Organização do Trabalho

Segundo a AIEA (IAEA 2004b), a avaliação de segurança de deposição de rejeitos radioativos pode ser realizada por análises determinística e/ou probabilística. Na análise determinística é realizada uma simulação do comportamento do sistema utilizando grupos de parâmetros, eventos e aspectos, metodologia da IAEA (2004b,2004c) que utiliza como base as FEP – *Features, Events and Processes*. Já na análise probabilística os valores dos parâmetros, eventos e aspectos são representados por uma distribuição de

probabilidade, cujos resultados serão representados também por uma distribuição (*sic*). Cabe ressaltar que esta é a visão que os profissionais da área de radioproteção têm com relação à análise probabilística.

Há diversas fontes de incertezas envolvidas na avaliação de segurança. Além do grau no qual os modelos representam o sistema real, há também incertezas envolvidas na imprevisão das ações humanas futuras e na evolução do repositório e seu ambiente, por um longo período de tempo. Devido às incertezas, torna-se importante a modelagem probabilística como ferramenta inicial de tomada de decisão, quando o projeto do repositório estiver sendo elaborado. Além da magnitude da exposição anual que poderá ocorrer, segundo SONG e LEE (1992) é preciso considerar também a probabilidade que vários níveis de dose anual sejam recebidas.

Previamente, sistemas de múltiplas barreiras eram encarados como grupos de barreiras individuais independentes que trabalhavam seqüencialmente (PRITZKER e GASSMANN, 1980; CHO *et al.*, 1992; KIM *et al.*, 1993; NAIR e KRISHNAMOORTHY, 1999). Porém este conceito é agora visto de maneira mais integrada e sinérgica, como barreiras complementares que operam ao mesmo tempo e em conjunto umas com as outras (IAEA, 2002a).

A metodologia proposta nesta tese para a avaliação de risco para o modelo de repositório próximo à superfície é realizada com base em modelagem probabilística. As barreiras operam seqüencialmente de tal maneira que somente um componente do sistema está operando no tempo enquanto que os outros componentes estão em reserva e não falham neste modo de operação. E a falha de uma unidade aumenta o nível de estresse da unidade seguinte, aumentando assim, sua taxa de falha e, portanto, as falhas são eventos dependentes.

A concepção basal da modelagem adotada para o sistema estudado, está apresentada na Figura 1.2. O detalhamento de cada etapa é apresentado no Capítulo 4 desta tese.

O capítulo 2 deste trabalho consiste de uma revisão bibliográfica referente à: (a) avaliação de segurança de repositório próximo à superfície e (b) avaliação de risco para tais repositórios com ênfase em modelagem probabilística.

O Capítulo 3 apresenta a caracterização do problema estudado. Descreve-se o sistema repositório e suas barreiras, além de conter informações referentes aos radionuclídeos considerados nesta tese.

O Capítulo 4 contém toda a parte da avaliação de risco do repositório, bem como a modelagem supracitada.

Os resultados e discussão são apresentados no Capítulos 5.

No Capítulo 6 são apresentadas as conclusões e recomendações para trabalhos futuros.

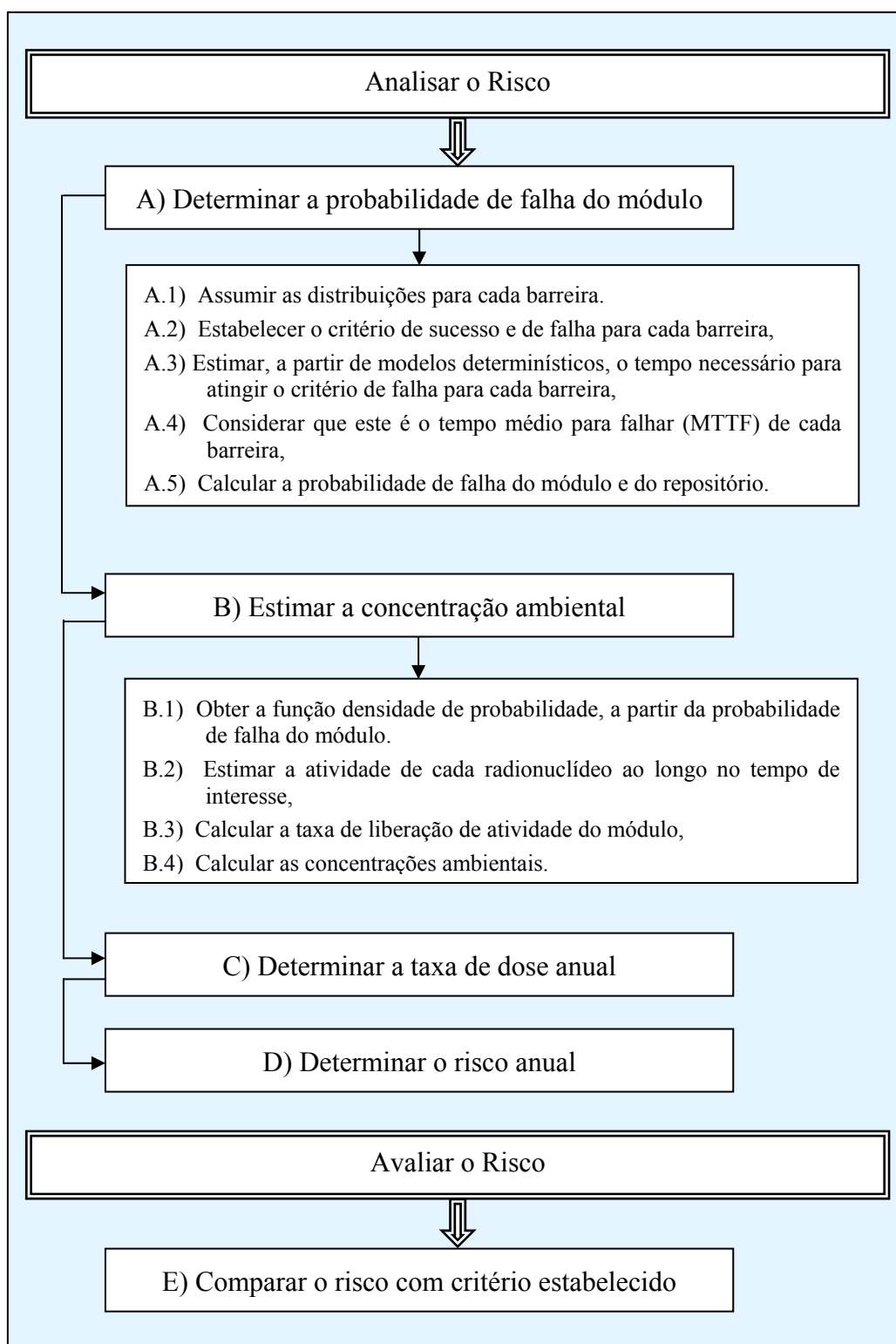


Figura 1.2 – Viés da modelagem praxiológica adotada na tese.

2. Revisão Bibliográfica

A revisão bibliográfica tem como objetivo levantar o estado d'arte em avaliação de segurança de repositório próximo à superfície e em avaliação de risco para tais repositórios com ênfase em modelagem probabilística.

Vários estudos para avaliação de segurança para deposição de rejeitos radioativos vêm sendo realizados desde a década de 70. Entre outras referências, podem ser citadas BERTOZZI *et al.* (1978), PRITZKER e GASSMAN (1980), CHANG e CHO (1984), MALBRAIN (1984), KIM, T.W. *et al.* (1988), GARRICK (2002) e COHEN (2003) para rejeitos radioativos de alta atividade e COHEN (1984), KIM, P.O. *et al.* (1988), HAN *et al.* (1991), KRISHNAMOORTHY *et al.* (1991), KIM e KIM (1993), VIENO e NORDMAN (1998), NAIR e KRISHNAMOORTHY (1999), LITTLE e PENFOLD (2003) e ENE (2004) para rejeitos de baixa e média atividade. Cada trabalho aborda, de maneira singular, toda ou parte da avaliação de segurança ou avaliação de desempenho ou avaliação de risco, quer seja por modelos determinísticos quer seja por modelagem probabilística.

COHEN (1984) desenvolveu uma avaliação probabilística genérica de risco para o cálculo de número esperado de mortes entre o público, devido ao escape de radioatividade de um sistema de deposição (*burial grounds*) de rejeito radioativo de baixo nível oriundo da geração de energia nuclear. Neste caso, o foco foi a probabilidade de ingestão humana. Não há discussão sobre barreiras do repositório, pois o modelo de deposição escolhido não apresenta o conceito de múltiplas barreiras.

O tema referente às incertezas envolvidas no processo de corrosão de embalados de rejeitos radioativos de alta atividade foi abordado por diversos autores. Entre eles, podem ser citados: SUTCLIFFE (1984), que utilizou a distribuição de probabilidade na forma de um histograma para representar as incertezas; e BUDHI *et al* (1986), que desenvolveram uma modelagem probabilística de liberação de radionuclídeos do embalado, cuja idéia central são as incertezas tanto nos parâmetros de transporte dos radionuclídeos quanto na natureza aleatória das falhas do contêiner na estimação das taxas de liberação.

Análises de incertezas também foram realizadas por SONG e LEE (1989, 1992). Em 1989, aplicaram o método de confiabilidade de primeira ordem (FORM – *First Order Reliability Method*) para o problema de corrosão de embalado de rejeito radioativo de alta atividade, para prover a avaliação quantitativa de incertezas envolvidas. Em 1992, ampliaram o estudo considerando também a modelagem do transporte difusivo do radionuclídeo no material de preenchimento (*backfill*) e a taxa acumulada de liberação para o ambiente obtida pela modelagem do transporte do radionuclídeo na geosfera para repositórios geológicos.

Uma modelagem de confiabilidade para embalado de rejeito radioativo de alta atividade foi desenvolvida por CHESNUT (1993) e por ANANDA (1994): CHESNUT (1993) trabalhou com o tempo para falhar de um único embalado bem como para embalados múltiplos e ANANDA (1994) utilizou a abordagem condicional para falha do embalado pela temperatura elevada do rejeito de alta atividade. ANANDA (1999) ampliou a abordagem condicional para embalados múltiplos, mais precisamente, para duas barreiras. Para embalados de baixa e média atividade, AGUIAR *et al* (2005a) discutiram a confiabilidade para grande número de embalados. A discussão foi baseada na utilização da distribuição de probabilidade que melhor representasse o tempo para falhar dos embalados. As conclusões do estudo conduziram à necessidade de emprego de um sistema mais complexo, de múltiplas barreiras de engenharia, necessárias à retenção mais confiável do material radioativo.

RECHARD (2000) apresentou um histórico sobre avaliação de desempenho de uma planta piloto para a deposição de rejeito contaminado com radioisótopos transurânicos. GARRICK (2002) discutiu a utilização de avaliação de risco para avaliar instalações de deposição de rejeitos radioativos e não radioativos nos Estados Unidos. Cabe ressaltar que o autor definiu avaliação de risco como avaliação de segurança baseada em risco, a qual denominou de avaliação de desempenho.

COHEN (2003) propôs uma análise de risco probabilística para um sítio médio (média das propriedades dos sítios) dos Estados Unidos para um repositório de rejeito radioativo de alta atividade. Segundo o autor, o resultado pode ser interpretado como resultado médio de uma análise probabilística de segurança para um número grande de

sítios selecionados aleatoriamente. EWING *et al.* (2004) fazem comentários dos pontos que discordam no artigo de Cohen (2003) e na mesma edição do periódico, COHEN (2004) responde aos comentários de EWING *et al.* (2004).

LEMOS (2003) utilizou lógica fuzzy como metodologia complementar para a análise e interpretação de dados para repositório de rejeito radioativo de pequeno e médio nível de atividade aplicado ao Repositório de Abadia de Goiás. Os parâmetros considerados foram a caracterização do inventário radioativo, taxa de degradação do concreto, taxa de degradação dos contêineres e a migração dos radionuclídeos.

AGUIAR *et al.* (2005b) estimaram a probabilidade de liberação de radionuclídeos através da água infiltrada no repositório de rejeitos radioativos de baixa e média atividades gerados pela Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto. O repositório foi dividido em 2 subsistemas: subsistema 1 constituído pelas barreiras contra a infiltração de água (material de preenchimento e embalagem) e subsistema 2 constituído pelas barreiras contra o produto da lixiviação do radionuclídeo até a biosfera (matriz e geosfera). O repositório foi considerado como um sistema cujos componentes (barreiras) estão trabalhando em paralelo ativo. O estudo foi conduzido com base em técnica de Análise Probabilística de Segurança (APS) para o período de controle institucional.

É apresentada a seguir a revisão bibliográfica dos trabalhos pesquisados, cujas abordagens instrumentais se assemelham às adotadas nesta tese, sendo deste modo, considerados mais relevantes para o tema da tese em questão.

PRITZKER e GASSMANN (1980) desenvolveram um método baseado em modelos simplificados de confiabilidade para estimar os riscos de liberação de radionuclídeos de um repositório subterrâneo de rejeito radioativo de alta atividade. O repositório é tratado como um conjunto de barreiras (material de preenchimento, contêiner, matriz de rejeito e geosfera). Definiram risco como a probabilidade de falha do sistema de barreiras por todos possíveis eventos iniciadores, multiplicado pelo inventário a ser liberado, isto é, taxa de descarga provável de um radionuclídeo para a área receptora em função do tempo. Assumiram a água como sendo o único meio de transporte para o radionuclídeo, o tempo para falhar de cada barreira foi considerado como uma variável aleatória

seguinto uma distribuição exponencial e para o modelo da falha do repositório o mesmo foi considerado como sistema redundante em reserva.

CHO *et al.* (1992) desenvolveram uma metodologia probabilística de avaliação de segurança para um repositório de rejeito radioativo de alta atividade usando um método de análise de confiabilidade de sistemas baseado em modelos mecanicistas cujo foco foi o de análise de incertezas nos modelos e nos parâmetros utilizados. Dividiram o sistema repositório em 4 barreiras (contêiner, matriz de rejeito, material de preenchimento e geosfera) e assumiram distribuições específicas para o tempo de falha para cada barreira. Para o modelo da falha do repositório o mesmo foi considerado como sistema que opera de forma seqüencial e seus componentes são independentes. Assumiram que o risco do repositório é avaliado com base na quantidade de radionuclídeo liberado (taxa de liberação) para a biosfera.

KIM *et al.* (1993) desenvolveram um modelo composto para a avaliação de risco para um repositório (*shallow land burial*) de rejeito radioativo de baixo nível de atividade para o cenário de intrusão de água. Tal modelo é composto por termo fonte, modelos para a falha do repositório, para a geosfera, para a biosfera e modelo de efeitos-dose para a saúde humana. E estimaram o risco em termos de taxa de morte por câncer. O repositório foi dividido em barreiras (material de preenchimento, contêiner, matriz de rejeito e geosfera) cujo tempo para falhar seguiu uma distribuição própria baseada na distribuição exponencial e o sistema, para o modelo da falha, também foi considerado em operação seqüencial.

NAIR e KRISHNAMOORTHY (1999) desenvolveram um modelo de avaliação probabilística de segurança para a avaliação de desempenho para repositórios próximos à superfície para rejeitos radioativos de baixo nível de atividade. O modelo é composto por termo fonte, falha do repositório, transporte na geosfera e avaliação radiológica. Ênfase foi dada à migração de radionuclídeos do sistema de deposição através da geosfera e biosfera e à dose de radiação resultante, bem como o risco para o membro do grupo crítico baseado nas taxas de falhas das barreiras (cobertura, contêiner, matriz, material de preenchimento, fundo e geosfera). Assumiram que as barreiras são redundantes em reserva e que as falhas iniciadas por infiltração de água possuem tempos de ocorrência que seguem uma distribuição exponencial.

As referências pesquisadas até a presente data evidenciam o interesse em se modelar o comportamento de deposição de rejeitos radioativos, quer sejam de alta atividade, quer sejam de pequena e média atividade. Outro ponto importante é a utilização de métodos probabilísticos para se levar em conta as diversas incertezas envolvidas. Nota-se que a maioria das referências encontradas é do final da década de oitenta e início da década de 90. Uma hipótese plausível para este fato é que este período é contemporâneo dos estudos iniciais realizados para os repositórios atualmente em operação.

Os trabalhos desenvolvidos por PRITZKER e GASSMANN (1980), CHO *et al.* (1992), KIM *et al.* (1993) e NAIR e KRISHNAMOORTHY (1999) são trabalhos que abordam parte da técnica que é usada nesta tese. Por esta razão, efetuar-se-ão comentários pertinentes e analíticos.

Todos os quatro trabalhos consideram o repositório constituído de barreiras redundantes que operam seqüencialmente, cujos componentes são independentes. O cenário de falha do sistema é infiltração de água.

Para PRITZKER e GASSMANN (1980) e NAIR e KRISHNAMOORTHY (1999), os tempos de falha para cada barreira são iguais e seguem uma distribuição exponencial. Para CHO *et al.* (1992) cada barreira segue uma distribuição específica. KIM *et al.* (1993) estabeleceram uma função densidade de probabilidade de falha para cada barreira tendo como base a distribuição exponencial, porém, ao ser integrada de zero a infinito, não fornece o valor unitário como resultado (condição para ser uma função densidade de probabilidade). Todos os quatro adotaram a mesma função densidade de probabilidade para o sistema repositório, dada por uma integral de convolução.

PRITZKER e GASSMANN (1980) e CHO *et al.* (1992), trabalharam com repositório de rejeitos radioativos de alta atividade e definiram risco com base na quantidade de radionuclídeos liberados do repositório para o meio ambiente. KIM *et al.* (1993) e NAIR e KRISHNAMOORTHY (1999), trabalharam com repositório de rejeitos radioativos de baixo nível de atividade e desenvolveram uma avaliação de risco para estes com base em taxa de dose anual. Porém estes dois trabalhos que calcularam o

risco, o fizeram multiplicando a dose pelo fator de risco, não utilizaram a probabilidade de falha.

Todos os quatro trabalhos fizeram uso do produto entre a atividade (Bq) e a função densidade de probabilidade de falha do sistema (1/a). Porém PRITZKER e GASSMANN (1980) e KIM *et al.* (1993) o definiram como sendo risco enquanto CHO *et al.* (1992) e NAIR e KRISHNAMOORTHY (1999), como sendo a taxa de liberação de radionuclídeo (Bq/a), denominação, de fato, mais apropriada por se tratar de uma taxa e não de risco (vide Tabela 1.1).

Quanto aos documentos da Agência Internacional de Energia Atômica que abordam o gerenciamento de rejeito radioativo, citam-se: IAEA (1994, 1995a, 1995b, 2001d). Os documentos que abordam a avaliação de desempenho para Repositórios Próximos à Superfície, são:

- IAEA (1999b) que provê recomendações de como encontrar os requisitos necessários à avaliação de segurança para a deposição de rejeitos radioativos próximos à superfície,
- IAEA (2004b, 2004c) que apresentam uma análise das metodologias comumente utilizadas na avaliação de segurança para instalações de deposição próximo à superfície,
- IAEA (1999a) que reúne os requisitos básicos que a experiência internacional tem mostrado serem necessários para garantir a segurança de repositórios próximo à superfície,
- IAEA (2002a) que discute as bases técnicas e científicas para a deposição de rejeitos radioativos de baixo e médio nível de atividade e
- IAEA (2001c) que faz considerações técnicas no projeto de instalações de deposição próximo à superfície de rejeitos radioativos para garantir a segurança em longo prazo.

Com relação aos documentos da AIEA que tratam do comportamento do sistema, aqueles que atendem ao critério da pertinência precípua são:

- IAEA (2003d) que provê considerações sobre o desenvolvimento de repositórios próximos à superfície para rejeitos radioativos,

- IAEA (1996) que aborda os requisitos e métodos para a aceitabilidade de embalados de rejeitos de baixo e médio nível de atividade,
- IAEA (2004) que apresenta uma revisão, baseada na experiência internacional, sobre o comportamento de embalados de rejeitos radioativos de baixa e média atividade sujeitos às condições de um repositório em longo prazo,
- IAEA (2001b) que apresenta o desempenho das barreiras de engenharia para instalações de deposição de rejeitos próximas à superfície, com base nos repositórios existentes no mundo e
- IAEA (2003c) que apresenta uma abordagem para estabelecer critérios de aceitabilidade de rejeitos radiológicos usando metodologias de avaliação de segurança e ilustra com o estabelecimento de limites de atividade de rejeito radioativo de instalações de deposição próxima à superfície.

Dentre os documentos da AIEA relacionados com a modelagem da biosfera e cálculo de dose, os pertinentes ao tema da tese, são:

- IAEA (1999c) que trata de grupos críticos e biosfera no contexto de deposição de rejeitos radioativo,
- IAEA (2001a) que apresenta modelos genéricos para uso em avaliação de impactos de descargas de substâncias radioativas para o meio ambiente e
- IAEA (2003b) que aborda as biosferas de referência para deposição de rejeitos radioativos.

Os documentos da ETN relacionados ao tema da tese elaborados por profissionais da própria empresa são:

- ELETRONUCLEAR (2002) que apresenta o projeto conceitual para a deposição dos rejeitos radioativos produzidos pela CNAAA;
- ALVES e PASSOS (2004), que apresenta um estudo inicial dos radionuclídeos nos rejeitos de média atividade similares aos existentes no depósito intermediário da CNAAA;
- ALVES e PASSOS (1993, 1994) que apresentam cálculos para a determinação analítica do fluxo de mistura (água + Cs-137) através da base e das paredes laterais do repositório devido à porosidade da mesma, respectivamente.

- Citam-se também o Manual de Controle Radiológico do Meio Ambiente utilizado pela empresa (DIAS, 2004) e o Relatório Final de Análise de Segurança para o Repositório de Abadia de Goiás (NUCLEN, 1996).

Além dos documentos analisados (*op cit*) também foram utilizadas informações de: ALVES e PASSOS (1999a, 1999b), relacionados ao levantamento de dados e ao impacto radiológico devido à ruptura do tanque de controle de volume do edifício auxiliar do reator (UKA), por estes apresentarem parâmetros para a região da CNAAA. Outro documento pertinente é VIENO e NORDMAN (1998), referente à análise de segurança do repositório da Finlândia.

Entre os documentos da NIREX – United Kingdom Nirex Limited os que abordam avaliação de segurança probabilística para repositórios são:

- NIREX (2001) apresenta uma avaliação de segurança probabilística para a fase de operação de um repositório genérico de rejeitos radioativos de baixo e médio nível de atividade, cujo propósito é prover uma indicação quantitativa dos riscos radiológicos para os trabalhadores bem como para o público em geral.
- NIREX (1994) apresenta sucintamente uma avaliação de desempenho de um repositório geológico, para a deposição de rejeitos radioativos de baixo e médio nível de atividade, cujo enfoque é a avaliação de segurança probabilística.
- NIREX (1987) trata de uma avaliação radiológica preliminar do projeto de um repositório próximo à superfície utilizando modelos de avaliação probabilística de segurança. Ressalta-se que este último não foi disponibilizado, devido à natureza comercial do conteúdo.

As normas aplicáveis ao sistema em estudo são da Comissão Nacional de Energia Nuclear. As que têm relação com o tema da tese são CNEN (1980, 1988a, 1988b, 1998, 1985a, 1985b, 2002). Além das normas aludidas a CNEN (1991) também foi utilizada como referência. Trata-se de uma Instrução Técnica objetivando especificamente a orientação ao atendimento de requisitos mínimos de radioproteção e segurança exigidos pela CNEN para a deposição final dos rejeitos radioativos armazenados em Abadia de

Goiás, decorrentes da violação de uma fonte de Cs-137 em setembro de 1987, em Goiânia (GO).

Com relação às dissertações e teses nacionais com temas relacionados com rejeitos radioativos, foram identificadas sete dissertações e uma tese. Contudo nenhuma delas com relação direta ao assunto desta tese.

SANTOS (1979) realizou um levantamento da quantidade de rejeitos radioativos a serem gerados no Programa Nuclear Brasileiro. Com relação a rejeitos radioativos de alta atividade, MATTOS (1981) realizou uma análise preliminar sobre a deposição destes rejeitos em formações geológicas existentes no Estado de São Paulo e MARTINS (2004) estudou uma metodologia para seleção de locais para a deposição de rejeitos de alta atividade.

Para rejeitos radioativos oriundos dos institutos de pesquisa, hospitais, indústrias e agriculturas, as dissertações encontradas foram: ENOKIHARA (1983), que abordou o armazenamento de rejeitos enfatizando a deposição em rochas, RADUAN (1994), que apresentou os requisitos ambientais para repositórios de superfície, VIEIRA DE SÁ (2001), que propôs um modelo para a simulação de liberação de radionuclídeos de repositórios de rejeitos radioativos e MARUMO (1997), que estudou a durabilidade do concreto através da difusão de cloretos e ataque por sulfatos em pastas e argamassas de cimento portland comum, utilizados para a construção de repositórios de rejeitos radioativos.

A tese de doutorado foi de BRANCO (2002), que desenvolveu dois modelos probabilísticos de simulação do transporte de radionuclídeos na água subterrânea (meio poroso saturado) de repositórios de rejeitos radioativos e realizou uma avaliação de incertezas da modelagem.

A partir da revisão bibliográfica apresentada, pode-se observar a falta de homogeneidade na utilização dos termos comuns da área de análise probabilística de segurança, quais sejam: avaliação, análise e risco. Portanto, para evitar situação similar, nesta tese adotar-se-ão as seguintes definições:

Risco: uma medida de dano ao homem, degradação ambiental ou perda econômica em termos de probabilidade de ocorrência do evento e da magnitude da perda ou do dano associado ao evento. (AIChE, 2000)

Análise de Risco: processo de estimativa quantitativa do risco, baseado em técnicas matemáticas e diagnose de engenharia. (AIChE, 2000)

Avaliação de Risco: processo pelo qual os resultados na análise de risco são usados para tomada de decisões, ou por posição estratégica de redução dos riscos ou por comparação com padrões exigidos (critérios). (AIChE, 2000)

O termo Análise sugere mais estritamente um processo técnico do que uma avaliação, principalmente um entendimento do tema da análise mais que determinar se está ou não aceitável. Vários tipos de análises podem ser usados como ferramentas para se realizar uma avaliação.

Avaliação de Segurança: uma avaliação do desempenho do sistema como um todo e seus impactos, onde a medida de desempenho é o impacto do evento na segurança. Particularmente, dos potenciais efeitos do impacto na saúde humana e no meio ambiente. (IAEA, 2003a)

Avaliação de Desempenho: uma avaliação do desempenho do sistema ou subsistema e suas implicações para a proteção e segurança de uma instalação planejada ou autorizada. Difere da avaliação de segurança, pois pode ser aplicada em partes da instalação, e não necessariamente requer a avaliação dos impactos. (IAEA, 2003a)

A partir das definições indicadas, para o objetivo desta tese, adotar-se-á a avaliação de risco como parte integrante da avaliação de segurança.

3. Caracterização do Problema

A Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto – CNAAA, que está em operação desde o início da década de 80, vem gerando energia e contribuindo para o desenvolvimento do estado do Rio de Janeiro, bem como do país. Uma das questões importantes na operação de uma usina nuclear é o gerenciamento dos resíduos e rejeitos produzidos por este tipo de atividade. A geração de eletricidade oriunda do setor nuclear é uma atividade que possui total controle sobre os resíduos e rejeitos gerados, permitindo, assim, uma precisa avaliação de impactos ambientais.

Os rejeitos radioativos enfocados neste trabalho são os rejeitos sólidos produzidos pelas Unidades 1 (Angra 1), 2 (Angra 2) e 3 (Angra 3 – ainda a ser construída) da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto – CNAAA e são classificados como de baixo, médio ou alto nível de radiação, conforme os valores de taxa de dose medidos na superfície dos embalados.

Os rejeitos radioativos produzidos durante a operação da CNAAA, destinados ao repositório são (MONTE, 2000):

- a) Concentrado do Evaporador (CE) – oriundo dos sistemas de purificação e tratamento de efluentes líquidos das usinas. Este rejeito é solidificado em matriz de cimento ou betume;
- b) Resina do Primário (RP) – utilizada na purificação do sistema de refrigeração do reator. As embalagens com a RP são geradas quando do encapsulamento do conteúdo do Tanque de Armazenamento de Resina Exaurida do Primário. Este tipo de rejeito é misturado com cimento ou betume para a solidificação do conteúdo;
- c) Filtro (F) – tais equipamentos são usados nos sistemas de purificação e tratamento. São acondicionados em tambores especiais de 200 litros especiais preparados para o seu recebimento e imobilizados em cimento ou betume ;
- d) Rejeito Compactado (RC) – são materiais compressíveis triturados e compactados por prensa hidráulica para a redução do volume em tambores de

200 litros. Os rejeitos compactáveis são constituídos por materiais plásticos, papéis, luvas, sapatilhas, roupas, etc.

- e) Rejeito Não Compactado (RNC) – ao contrário do RC, este tipo de rejeito não é compressível. São peças, tubos, materiais metálicos, que além do processo de segregação normal, sofrem processo de corte e ressegregação para otimização do volume de armazenamento. Para garantir a estabilidade do conteúdo, estes materiais são misturados com matriz de cimento e armazenados em caixas metálicas ou imobilizados com betume em tambores de 200 litros.

A experiência operacional de processamento de rejeitos de Angra 1 (aliada aos dados de medição), juntamente com os dados de medição da usina nuclear suíça (Gösgen) aplicáveis aos rejeitos das Usinas Angra 2 e Angra 3, indicam que a atividade devida aos tambores com resinas radioativas do primário e aos tambores de filtros do primário, representam praticamente toda a atividade significativa para o repositório. (informação verbal¹)

Com base nas recomendações da AIEA, nas considerações da CNEN e nas práticas internacionais, a opção para a estocagem definitiva dos rejeitos radioativos produzidos pela CNAAA, se adequa àquelas definidas como “próximas à superfície” (*Near Surface*).

Para este trabalho, adota-se o cenário de construção do repositório em Itaorna, município de Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro, na Área da CNAAA, no km 522 da BR – 101, próximo ao Depósito Intermediário de Rejeitos Radioativos – DIRR, em área de uma antiga pedreira, Figura 3.1.

Devido à inexistência do projeto básico para o repositório em questão, a caracterização do mesmo será baseada tanto no Projeto Conceitual ou Anteprojeto (ELETRONUCLEAR, 2002) quanto nos modelos similares existentes na literatura (VIENO e NORDMAN, 1998; IAEA, 2001b, 2003c, 2004c).

¹ Mensagem eletrônica enviada por Erivaldo Passos (profissional ETN) em outubro de 2004.



Figura 3.1 – Vista da área da CNAAA, com a área dos depósitos em destaque. (MRS, 2003)

A Tabela 3.1 apresenta valores para os principais parâmetros estruturais e geométricos do repositório próximo à superfície, tipo deposição em cripta de concreto (*closed vault*), pertinentes ao estudo. Segundo a IAEA (2001b), o conceito genérico para deposição próxima à superfície tipo “cripta de concreto fechada”, consiste de uma cripta de concreto na qual é colocado o embalado e/ou o rejeito tratado. Os espaços vazios são preenchidos e a estrutura é fechada com uma camada grossa de concreto, a qual pode ser selada, p. ex., com asfalto. A estrutura toda é protegida por camadas intercaladas de materiais permeáveis e impermeáveis. Exemplos deste conceito de deposição são os repositórios Centre de l’Aube (França), El Cabril (Espanha) e Rokkasho-mura (Japão). As Figuras 3.2 e 3.3 mostram modelos de repositório tipo cripta de concreto, em operação e pós-fechamento, respectivamente.

A proposição para esta modelagem é que os embalados sejam acondicionados primeiramente em caixas de concreto (*packages*) e então depositados no módulo. A Figura 3.4 apresenta uma visão frontal do módulo com as dimensões que serão utilizadas na modelagem.

Tabela 3.1 – Parâmetros Geométricos/Estruturais.
(adaptados de ELETRONUCLEAR, 2002)

Parâmetro	Valor
Número de módulos	8
Dimensões internas do módulo, m	Altura: 5,20
	Comprimento: 72,44
	Largura: 24,16
Volume interno do módulo, m ³	9.100,8
Número de <i>packages</i> por módulo	3468
Dimensões do <i>package</i> , m	Altura: 1,20
	Comprimento: 1,40
	Largura: 1,40
Número de tambores por <i>packages</i>	4
Número de tambores por módulo	13.872
Número total de tambores	110.976
Espessura de blindagem*, m	Teto: 0,4 a 0,6
	Paredes: 0,6 a 0,8
	Base: 0,8 a 1
Massa específica do concreto**, g/cm ³	2,5

* valores preliminares apenas de referência

** valor conservativo para o cálculo de blindagem

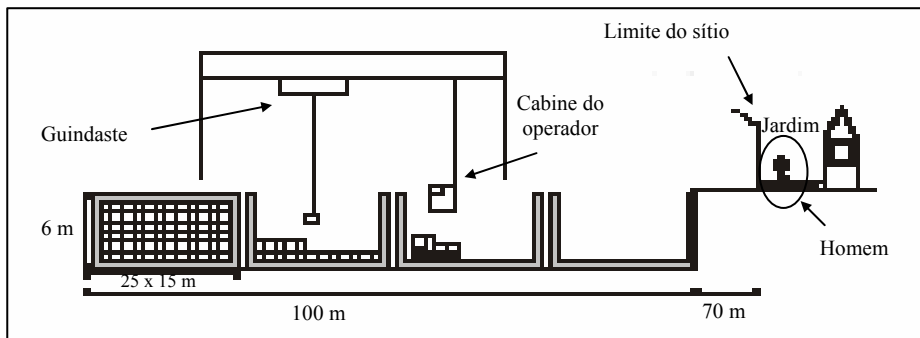


Figura 3.2 – Seção transversal do repositório tipo cripta de concreto em operação.
(IAEA, 2003c)

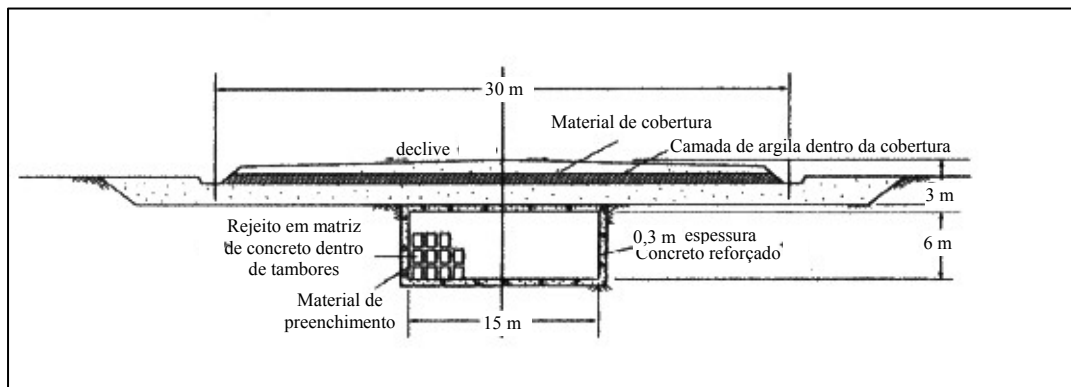


Figura 3.3 – Seção transversal do repositório tipo cripta de concreto pós-fechamento.
(IAEA, 2003c)

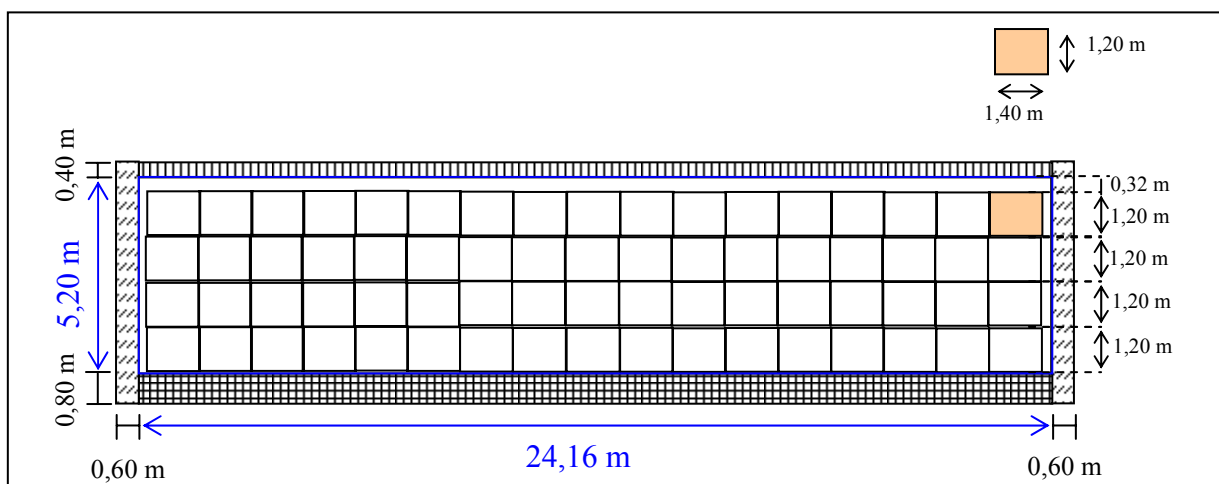


Figura 3.4 – Vista frontal do módulo do repositório.

Os radionuclídeos considerados para a modelagem são os indicados por ALVES e PASSOS (2004) como os mais significativos para o repositório de rejeitos radioativos gerados pela CNAEA. Os critérios de seleção foram:

- Presença do radionuclídeo no rejeito radioativo de atividade mais significativa, que a experiência indica ser o de média atividade correspondente à resina radioativa do primário e filtros radioativos do primário. Comprovado pelas análises realizadas em centrais com processos assemelhados e por estudos de inventários de meia-vida maior que 5 anos;
- Escolha de radionuclídeos de meia-vida maior que 5 anos, considerando a variável dose radiológica (impacto radiológico no meio ambiente);
- Seleção de radionuclídeos que apresentam coeficientes de distribuição (k_d)² de valor insignificante (zero ou próximo de zero), considerando o impacto ambiental.

Com base em ALVES e PASSOS (2004), a Tabela 3.2 apresenta os radionuclídeos mais importantes selecionados entre aqueles presentes em rejeitos de média atividade. Simultaneamente indica-se os respectivos valores de meia-vida (ICRP, 1983) e coeficiente de distribuição (k_d) na rocha e na base de concreto do repositório (VIENO e

² Ver definição na página 39

NORDMAN, 1998). VIENO e NORDMAN (1998) e IAEA (2004b,2004c) também citam tais radionuclídeos como os mais significativos.

Tabela 3.2 –Valores de meia-vida e de coeficientes de distribuição, para rocha e para a base de concreto (densidade de 2500kg/m³ e porosidade de 0,15), dos radionuclídeos selecionados presentes em rejeito de média atividade

Radionuclídeo	Meia-vida (ano)*	k _d (m ³ /kg)** na rocha		k _d (m ³ /kg)** no concreto	
		Realista	conservativo	realista	conservativo
³ H	12,35	-	-	-	-
¹⁴ C	5730	0,001	0,0001	-	-
³⁶ Cl	3,01.10 ⁵	-	-	-	-
⁶⁰ Co	5,271	0,1	0,05	0,2	0,1
⁵⁹ Ni	7,5.10 ⁴	0,1	0,05	3	1
⁶³ Ni	96	0,1	0,05	3	1
⁹⁰ Sr	29,12	0,01	0,002	0,005	0,001
⁹⁹ Tc	2,1.10 ⁵	0,0	0,0	0,2 (red.) 0 (ox.)	0,05 (red.) 0 (ox.)
¹²⁹ I	1,57.10 ⁷	8.10 ⁻⁴	2.10 ⁻⁴	0,005	0,001
¹³⁵ Cs	2,3.10 ⁶	0,4	0,05	0,1	0,01
¹³⁷ Cs	30	0,4	0,05	0,1	0,01
²³⁸ Pu	87,7	1	0,5	1	0,1
²³⁹ Pu	2,4065.10 ⁴	1	0,5	1	0,1
²⁴⁰ Pu	6537	1	0,5	1	0,1
²⁴¹ Pu	14,4	1	0,5	1	0,1
²⁴¹ Am	432,2	0,4	0,04	0,5	0,05
²⁴⁴ Cm	18,11	0,4	0,04	0,5	0,05

* ICRP, 1983 / **VIENO e NORDMAN, 1998.

A Tabela 3.3 apresenta as atividades estimadas (valores preliminares), destes radionuclídeos para o ano 2050, ano hipotético de selagem do repositório (ALVES e PASSOS, 2004). Estas atividades foram calculadas com base em cenário de 40 anos de operação das Usinas 1 e 2 e também para a Usina 3, ainda a ser construída. Na mesma tabela há a contribuição de cada radionuclídeo para a atividade total.

Apesar dos radionuclídeos H-3, C-14 e Cl-36 constarem na Tabela 3.3, estes não são considerados nesta tese, por falta de informações necessárias, p.ex., k_d, para a realização da modelagem proposta.

Tabela 3.3 – Estimativas conservativas das atividades no ano 2050 (ano hipotético de selagem do repositório) para os radionuclídeos selecionados - valores preliminares (ALVES e PASSOS, 2004).

Radionuclídeo	Atividade (das 3 usinas), Bq	
	Ano 2050	Contribuição relativa
^3H	$0,97.10^{11}$	0,00868%
^{14}C	$0,82.10^{13}$	0,73370%
^{36}Cl	$0,48.10^{10}$	0,00043%
^{60}Co	$0,26.10^{15}$	23,26359%
^{59}Ni	$0,30.10^{13}$	0,26843%
^{63}Ni	$0,33.10^{15}$	29,52686%
^{90}Sr	$0,61.10^{13}$	0,54580%
^{99}Tc	$0,19.10^{12}$	0,01700%
^{129}I	$0,29.10^{09}$	0,00003%
^{135}Cs	$0,27.10^{10}$	0,00024%
^{137}Cs	$0,51.10^{15}$	45,63242%
^{238}Pu	$0,14.10^{11}$	0,00125%
^{239}Pu	$0,87.10^{10}$	0,00078%
^{240}Pu	$0,89.10^{10}$	0,00080%
^{241}Pu	$0,17.10^{12}$	0,01521%
^{241}Am	$0,13.10^{11}$	0,00116%
^{244}Cm	$0,74.10^{10}$	0,00066%
Soma das atividades (conservativa)	$0,11.10^{16}$	100,00000%

Os maiores componentes de um sistema de deposição geralmente incluem a forma do rejeito (matriz), a embalagem, o sistema de barreiras de engenharia, o sistema de barreira natural (geosfera) e a biosfera.

A AIEA (IAEA, 2002a, 2003a) define biosfera como a parte do ambiente normalmente habitada por organismos vivos, onde os radionuclídeos liberados do repositório, diretamente ou através da geosfera, podem ser diluídos, retardados ou concentrados antes de resultar em qualquer impacto radiológico para seres humanos e outras espécies. A biosfera pode ser vista como a última barreira no conceito de múltiplas barreiras e como receptora de radionuclídeos liberados do repositório e inclui o ambiente acessível onde o impacto radiológico incorre.

Com o propósito de avaliação de desempenho do sistema de deposição, segundo a AIEA (IAEA, 2003b), a biosfera pode ser vista como um instrumento para avaliar, de forma representativa, indicadores de potencial impacto radiológico do repositório.

Quando se soma a isto, o entendimento do comportamento do repositório como um todo, tais indicadores promovem importantes entradas para a tomada de decisão relativa à aceitabilidade do desempenho do sistema em longo prazo.

Para efeito deste estudo, assumem-se os seguintes pressupostos (hipótese de trabalho):

(1) Cada módulo é dividido em 6 subsistemas:

A	Cobertura do módulo	0,40 m de altura
B	Camada superior	0,32 m de altura
C	Conjunto de <i>packages</i>	1,20m x 4 = 4,80 m de altura 24,16 m de largura 72,44 m de comprimento
D	Base do módulo	0,80 m de altura
E	Paredes do módulo	0,60 m de espessura
F	Geosfera	40 m de espessura ³

(2) São consideradas liberações de água contaminada através da base do módulo, bem como das paredes laterais. Os subsistemas A e B são barreiras contra a infiltração de água e os subsistemas C, D, E e F são barreiras contra a lixiviação do radionuclídeo k até a biosfera. A Figura 3.5 apresenta uma visão esquemática das barreiras para o cenário de infiltração de água no repositório e liberação de radionuclídeo k para a biosfera.

(3) O módulo do repositório é considerado como um sistema cujos componentes (barreiras) estão trabalhando em paralelo (Figura 3.6) onde a falha do sistema somente ocorre quando as barreiras \bar{A} e \bar{B} e \bar{C} e (\bar{D} ou \bar{E}) e \bar{F} falham. O tempo para falhar de cada barreira é considerado uma variável aleatória com uma função densidade de probabilidade.

(4) As barreiras operam seqüencialmente de tal maneira que somente um componente do sistema está operando no tempo enquanto que os outros estão em reserva e não falham neste modo de operação. A falha de uma unidade aumenta o nível de estresse da unidade seguinte, aumentando assim, sua taxa de falha. As falhas são eventos dependentes.

³ Ver explicação na página 38

- (5) Caracterizações dos subsistemas A até F e da biosfera, conforme descritas nos itens 3.1 e 3.2, respectivamente.
- (6) O repositório é considerado como um sistema cujos módulos (num total de 8) estão trabalhando em série, Figura 3.6, onde a falha do repositório, para cada radionuclídeo, ocorre quando pelo menos 1 módulo falha, ou seja, \bar{M}_1 ou \bar{M}_2 ou \bar{M}_3 ou \bar{M}_4 ou \bar{M}_5 ou \bar{M}_6 ou \bar{M}_7 ou \bar{M}_8 .

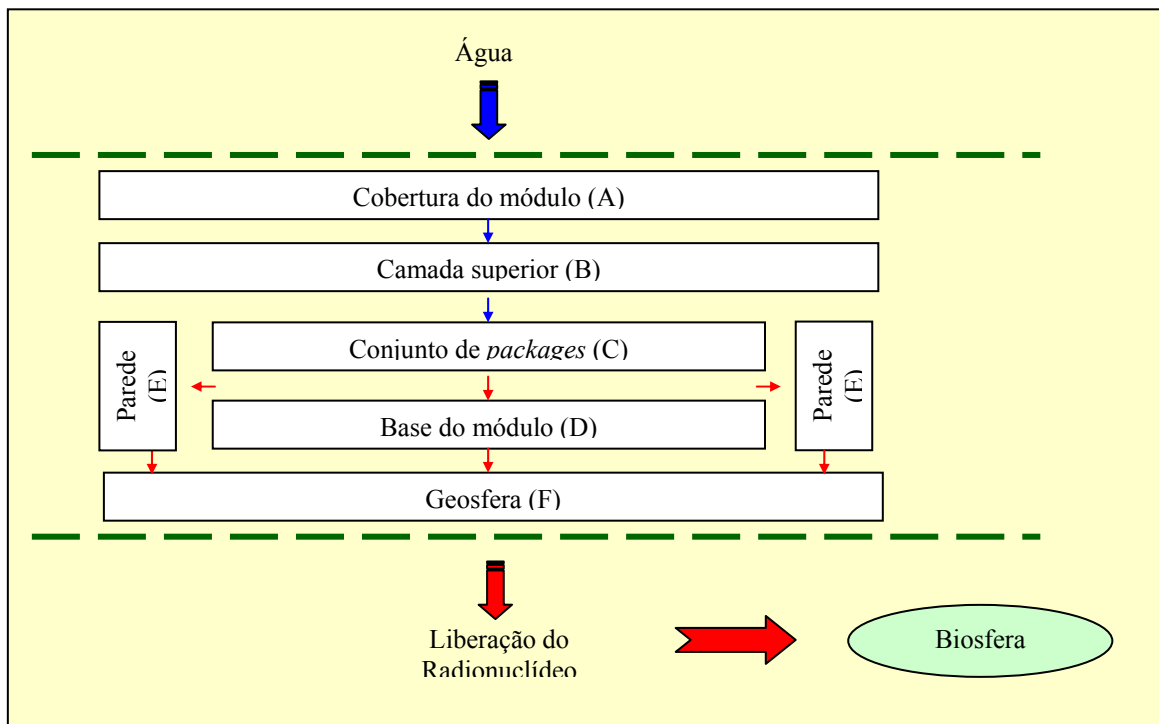


Figura 3.5 – Figura esquemática do modelo a ser considerado.

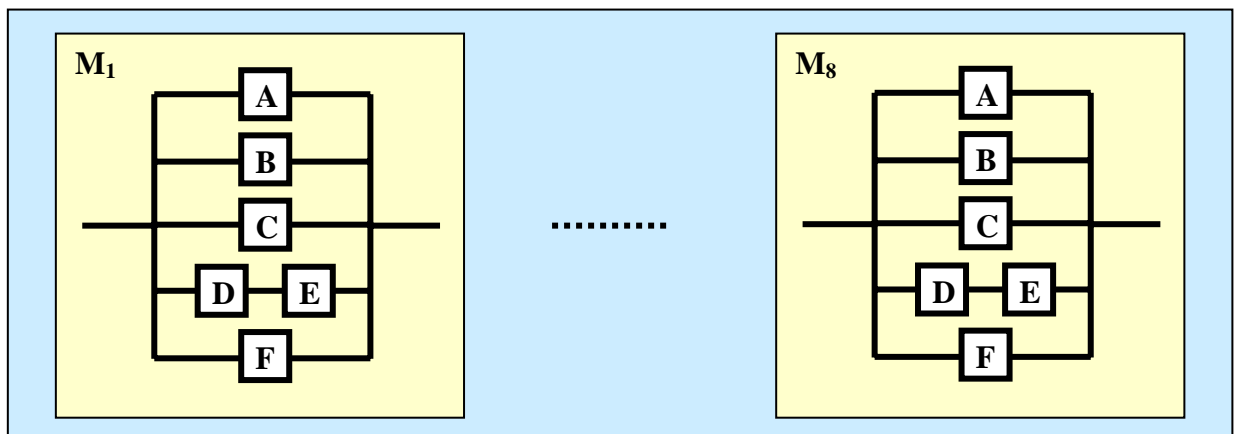


Figura 3.6 – Módulos do repositório trabalhando em série e barreiras dos módulos trabalhando em paralelo.

3.1. Caracterização dos Subsistemas

Matriz de rejeito é onde os radionuclídeos são imobilizados após tratamento e/ou condicionamento antes do empacotamento. Segundo IAEA (2002a), a imobilização pode ser feita com diferentes tipos de materiais, tais como cimento, betume e polímeros, sendo o cimento o mais comumente usado. Mecanismos de liberação para matrizes orgânicas, em particular o betume, não são bem entendidos (IAEA, 2002a).

Para esta modelagem, considera-se a imobilização dos rejeitos somente por cimento. LOKKEN (1978) apresenta uma revisão geral das atividades desenvolvidas sobre as propriedades físicas, químicas e térmicas de concretos usados para a solidificação de vários rejeitos radioativos.

O rejeito imobilizado, matriz de rejeito, é acondicionado em tambores metálicos (aço carbono) conforme apresentado em MONTE (2000) e MRS (2003). Em seguida, acondicionados em embalagens de concreto, aqui denominadas de *package*, e estas embalagens (*packages*) são dispostas no fundo do módulo até que quatro linhas de *pacakges* sejam formadas, totalizando 3.468 *packages* por módulo, conforme apresentado na Tabela 3.1.

Segundo IPATTI (1993), um contêiner de concreto é uma barreira eficiente para radionuclídeos de vida curta. Contudo para radionuclídeos de vida longa a questão essencial é a durabilidade dos materiais de cimento em longo prazo submetido às condições do repositório.

Conforme definição da CNEN (CNEN, 1988b, 2002), embalagem é o conjunto de componentes necessários para encerrar completamente o conteúdo radioativo, podendo consistir de um ou mais invólucros ou recipientes, materiais absorventes, estrutura para espaçamento, blindagem para radiações, e dispositivos para resfriamento, para absorção de choques mecânicos e para isolamento térmico. Pode se apresentar como uma caixa, tambor ou recipiente similar, e também como um contêiner ou tanque, em conformidade

com os requisitos para embalados. Tem por finalidade permitir o transporte e o armazenamento do produto (rejeito tratado na sua forma final sem a embalagem).

O termo embalado é comumente utilizado para designar a forma do rejeito (matriz) em conjunto com a embalagem (contêiner). Concreto e aço carbono são os materiais mais comumente usados para conter a matriz de rejeito (IAEA, 2002a). Plásticos, como o polietileno de alta densidade, estão sendo utilizados para a fabricação de contêineres de alta integridade. A integridade é particularmente importante considerando a recuperabilidade do rejeito. Contêineres feitos de materiais não resistentes à corrosão (até mesmo de aço carbono) não são considerados como barreiras para a retenção de liberação de atividade, devido a seus tempos de falhas serem relativamente curtos (IAEA, 2004b).

Após os *packages* (conjunto de *packages*) serem dispostos no módulo, é adicionada uma camada de cimento para completar o volume do módulo (camada superior). Em seguida, o módulo é fechado com uma cobertura de concreto e um outro módulo é preenchido com os *packages*, Figura 3.2.

Para a cobertura, base e paredes do módulo, não é considerado o vergalhão de ferro constituinte do concreto. As propriedades dos concretos utilizados são as mesmas para todos os subsistemas (cobertura, camada superior, conjunto de *packages*, paredes e base).

Assume-se com pressuposto hipotético que a mistura formada de água e radionuclídeos, proveniente da liberação radiológica das barreiras precedentes, escoo através da base e paredes de concreto do módulo e segue até a biosfera através da geosfera, na qual o repositório está situado. Para esta modelagem, a superfície de água mais próxima do repositório é o mar, que está localizada a 40 m do epicentro do repositório. Ao longo do escoamento na geosfera, é considerada a advecção (devido à velocidade da água subterrânea) e a sorção⁴ (retardo do radionuclídeo na formação rochosa).

⁴ Sorção é a interação do átomo, molécula ou partícula com a superfície do sólido. Inclui absorção (sorção dentro dos poros do sólido) e adsorção (sorção superficial com o sólido não poroso). (IAEA, 2003a)

Na sorção, o principal parâmetro associado a este fenômeno é o coeficiente de distribuição, k_d . Este coeficiente é utilizado para o cálculo do coeficiente de retardo tanto no concreto como na geosfera.

O coeficiente de distribuição, conforme definido em IAEA (2003a), em condição de equilíbrio, é a razão entre a quantidade de substância que sofre sorção na unidade de massa seca do sólido pela concentração da substância na solução em contato com o sólido. Logo, se a substância não for retida, o valor do coeficiente de distribuição será igual a zero, o que implica em um coeficiente de retardo igual a um.

O retardo do radionuclídeo, segundo IAEA (2003a), é a redução do movimento do radionuclídeo através do solo devido à interação (p.ex., sorção) com a matriz imóvel. O coeficiente de retardo é a medida da capacidade do meio poroso de impedir o movimento, ou seja, de um radionuclídeo particular ser carregado pelo fluido.

Geosfera compreende as zonas não-saturadas (insaturada) e saturada, geralmente, acima e abaixo do tabuleiro de água (IAEA, 2002a). As zonas saturadas constituem o reservatório de água subterrânea e são denominados também de “lençóis aquíferos” ou só “aquíferos”. Quando a superfície da água apresenta uma pressão hidrostática igual à pressão atmosférica, fala-se de um aquífero livre ou lençol freático. Por definição, a zona não-saturada não contém água do lençol freático e sim água de infiltração (SCHIANETZ, 1999). A Figura 3.7 apresenta as formas de manifestação das águas no subsolo. Em gerenciamento de rejeito radioativo (IAEA, 2003a), usualmente se distingue o subsolo e a rocha do solo (substrato edáfico) que é parte da biosfera. Logo, a geosfera é considerada como a parte da litosfera que não é considerada biosfera.

A geosfera protege o repositório e retarda e dilui alguns radionuclídeos liberados deste. A rocha hospedeira consiste do meio geológico no qual o repositório está instalado e sua principal função é prover isolamento do rejeito do meio ambiente acessível ao público e limitar a migração de radionuclídeos do repositório. (IAEA, 2002a)

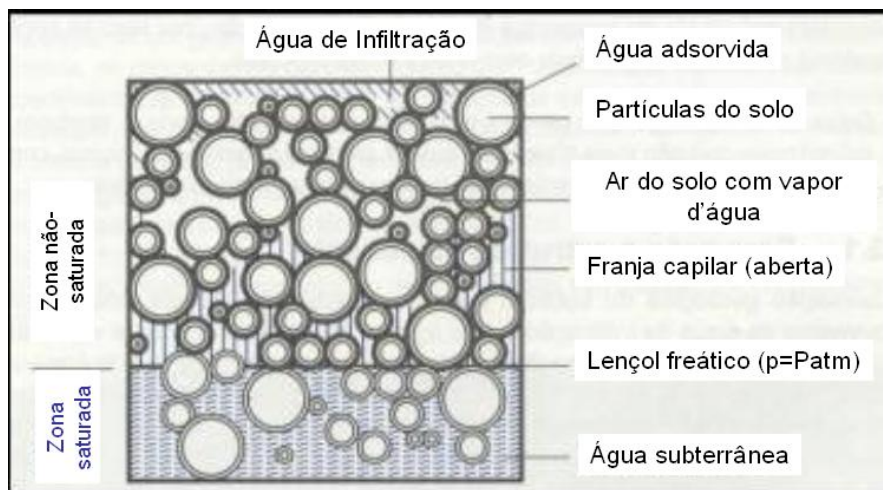


Figura 3.7 – formas de manifestação das águas no subsolo. (BERNWARD, 1989 *apud* SCHIANETZ, 1999, p. 30)

3.1.1 Concreto

Apresenta-se uma breve revisão sobre concreto com base em METHA e MONTEIRO (1994). Mais informações sobre as propriedades do concreto podem ser obtidas em NEVILLE (1981), TROXELL e DAVIS (1956), ASTM (1966).

O cimento é um material finamente pulverizado, que sozinho não é aglomerante, mas desenvolve propriedades ligantes, como resultado da hidratação (isto é, de reações químicas entre os minerais do cimento e a água). Um cimento é chamado hidráulico quando os produtos de hidratação são estáveis em meio aquoso. O cimento hidráulico mais utilizado para fazer concreto é o Portland. (ASTM C 125, 1991; Comitê ACI 116, 1990)

Concreto é um material composto que consiste essencialmente de um meio contínuo aglomerante, dentro do qual estão mergulhadas partículas ou fragmentos de agregados. No concreto de cimento hidráulico, o meio aglomerante é formado por uma mistura de cimento hidráulico e água. Esta definição de concreto não inclui um quarto componente, os aditivos, que são hoje largamente disseminados, devido aos vários benefícios resultantes da sua correta aplicação.

O concreto é o material mais largamente usado na engenharia, devido principalmente à excelente resistência à água. Ao contrário da madeira, e do aço comum, a capacidade do concreto de resistir à ação da água, sem deterioração séria, faz dele um material ideal para estruturas destinadas a controlar, estocar e transportar água. A durabilidade do concreto em relação a alguns tipos de águas agressivas é responsável pelo fato do seu uso ter sido estendido a muitos ambientes agressivos, tanto industriais quanto naturais. Embora o concreto seja o material estrutural mais amplamente empregado, a sua estrutura é heterogênea e altamente complexa. As relações estrutura-propriedade no concreto ainda não estão bem desenvolvidas.

Dentre as propriedades de interesse do concreto endurecido está a durabilidade, que é definida como a vida útil do material sob dadas condições ambientais. Normalmente, concretos densos ou impermeáveis apresentam durabilidade em longo prazo. Os revestimentos em concreto dos tanques para armazenamento de água na ilha de Rhodes, na Grécia, com 2700 anos de idade e numerosas estruturas de concreto hidráulico construídas pelos romanos são o testemunho vivo de uma excelente durabilidade do concreto em ambientes úmidos. Concretos permeáveis, entretanto, são menos duráveis. A permeabilidade do concreto depende não somente das proporções da mistura, da compactação e da cura, mas também das microfissuras causadas pelos ciclos normais de temperatura e de umidade. Geralmente, há uma estreita relação entre resistência (medida da tensão para romper o material) e durabilidade do concreto.

Os principais fatores determinantes da durabilidade são impermeabilidade do material e estanqueidade da estrutura. A impermeabilidade da pasta de cimento é uma característica altamente apreciada porque se assume que uma pasta impermeável resultaria num concreto impermeável (o agregado do concreto é assumido geralmente como impermeável). A permeabilidade é definida como a facilidade com que um fluido pode escoar através de um sólido. É óbvio que o tamanho e a continuidade dos poros na estrutura do sólido determinam a sua permeabilidade. Resistência e permeabilidade da pasta estão intimamente relacionadas à porosidade capilar e à relação sólido-espaço.

A relação exponencial entre permeabilidade e porosidade, determinada experimentalmente por Powers *apud* MEHTA (1994), pode ser entendida a partir da influência que vários tipos de poros exercem sobre a permeabilidade. Com o

prosseguimento da hidratação, o espaço vazio entre as partículas de cimento originalmente distintas começa a ser preenchido gradativamente pelos produtos de hidratação. A relação água/cimento (espaço capilar original entre partículas de cimento) e o grau de hidratação determinam a porosidade capilar total, a qual diminui com o decréscimo da relação água/cimento ou com o aumento do grau de hidratação. As porosidades representadas pelo espaço interlamelar do Silicato de Cálcio Hidratado (i.e., distância sólido-sólido entre camadas do C-S-H) e pequenos capilares não contribuem para a permeabilidade da pasta de cimento. Ao contrário, com o aumento do grau de hidratação, embora haja um aumento considerável no volume dos poros, devido ao espaço interlamelar do C-S-H e pequenos capilares, a permeabilidade é acentuadamente reduzida.

Durabilidade

A durabilidade do concreto de cimento Portland é definida com sua capacidade de resistir à ação das intempéries, ataques químicos, abrasão ou qualquer outro processo de deterioração; i.e., o concreto durável conservará sua forma original, qualidade e capacidade de utilização quando exposto ao seu meio ambiente.

Nenhum material é inerentemente durável; como resultado de interações ambientais, a microestrutura e, conseqüentemente, as propriedades dos materiais mudam com o passar do tempo. Admite-se que o material atingiu o fim da sua vida útil quando as suas propriedades sob dadas condições de uso se deterioram a tal ponto que a continuação do uso deste material é considerada insegura ou antieconômica.

A água geralmente está envolvida em toda a forma de deterioração, e em sólidos porosos a permeabilidade do material à água habitualmente determina a taxa de deterioração. No concreto, o papel da água deve ser visto sob uma perspectiva apropriada, pois ela está presente desde o começo. Gradualmente, dependendo das condições ambientais e da espessura de um elemento de concreto, quase toda a água evaporável no concreto (toda a água capilar e parte da água absorvida) será perdida, deixando os poros vazios e não saturados. A ressaturação dos poros depende muito da condutividade hidráulica, ou do coeficiente de permeabilidade (K). Na tecnologia do concreto é uma prática comum referir-se a K simplesmente como permeabilidade.

A permeabilidade é definida como a propriedade que governa a taxa de escoamento de um fluido para o interior de um sólido poroso. Para escoamento contínuo, o coeficiente de permeabilidade (K) é determinado pela expressão de Darcy (IAEA, 2004b):

$$Q = K \frac{A(h_1 - h_2)}{L} \quad (3.1)$$

A vazão volumétrica de água que se infiltrará através da coluna de areia saturada (Q) é proporcional à área superficial (A), à diferença no nível de água (h_1-h_2) e inversamente proporcional ao comprimento (L). A constante de proporcionalidade K é a condutividade hidráulica.

O coeficiente de permeabilidade de um concreto para gases ou vapor de água é muito menor que o coeficiente para a água líquida, portanto testes para medir a permeabilidade são geralmente realizados usando água que não contém ar dissolvido.

Requer-se que o concreto seja forte, livres de variações excessivas de volume e resistente a penetrações de água. Geralmente a resistência e permeabilidade do concreto são governadas pela sua razão água/cimento. Para alta resistência e baixa permeabilidade, a razão água/cimento deve ser baixa. (MAYS, 1992)

Permeabilidade da pasta de cimento

A água adicionada é indiretamente responsável pela permeabilidade da pasta endurecida de cimento porque seu teor determina primeiramente o espaço total e, após, o espaço vazio, depois que a água for consumida pelas reações de hidratação do cimento ou evaporação para o ambiente. O coeficiente de permeabilidade da pasta de cimento recém misturada é da ordem de 10^{-4} a 10^{-5} cm/s; com o progresso da hidratação, à medida que a porosidade capilar decai, também diminui o coeficiente de permeabilidade, Tabela 3.4, mas não há uma proporcionalidade direta entre os dois.

Da Figura 3.8, é possível observar que quando a porosidade capilar diminui de 40% para 30%, a permeabilidade cai numa proporção muito maior. Entretanto, um decréscimo adicional na porosidade de 30% para 20% geraria apenas uma pequena

queda na permeabilidade. Isto acontece porque, no início, à medida que o processo de hidratação do cimento progride, mesmo um pequeno decréscimo na porosidade capilar total é associada a uma considerável segmentação de grandes poros, reduzindo grandemente, portanto, o tamanho e o número de canais de escoamento na pasta de cimento.

Tabela 3.4 – Redução na permeabilidade da pasta de cimento (relação água/cimento = 0,7) com a evolução da hidratação. (MEHTA, 1994)

Idade (dias)	Coefficiente de permeabilidade (cm/s x 10 ⁻¹¹)
Fresca	20.000.000
5	4.000
6	1.000
8	400
13	50
24	10
Final	6

Em geral, quando a relação água/cimento é alta e o grau de hidratação é baixo, a pasta de cimento terá alta porosidade capilar; ela conterá um número relativamente elevado de poros grandes e bem conectados e, portanto, sua permeabilidade será alta. À medida que a hidratação progride, a maioria dos poros será reduzida a um pequeno tamanho e também perderão suas interconexões, diminuindo portanto, a permeabilidade. A permeabilidade da pasta de cimento quando a maioria dos vazios capilares são pequenos e não interconectados é da ordem de 10⁻¹² cm/s.

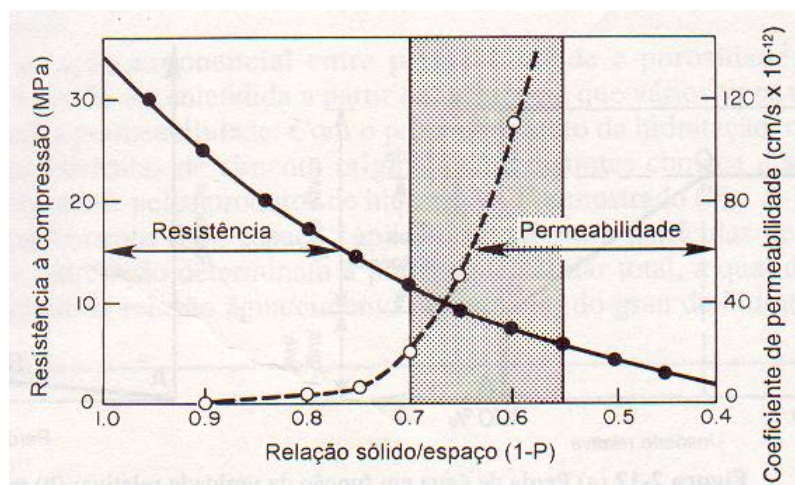


Figura 3.8 – Comportamento exponencial da permeabilidade com os poros para o cimento (MEHTA, 1994)

Permeabilidade do concreto

A adição de agregados a uma pasta de cimento ou argamassa aumenta consideravelmente a permeabilidade; na verdade, quanto maior o tamanho do agregado, maior o coeficiente de permeabilidade.

Tipicamente, os coeficientes de permeabilidade para concreto de resistência moderada (contendo agregado de 38 mm, 356 kg/m³ de cimento e relação água/cimento de 0,5) e para concreto de baixa resistência usado em barragens (agregado de 75 e 150 mm, 148 kg/m³ de cimento de relação água/cimento de 0,75) são da ordem de $1 \cdot 10^{-10}$ e $30 \cdot 10^{-10}$ cm/s, respectivamente. A explicação para a maior permeabilidade da argamassa ou concreto que a da pasta de cimento reside nas microfissuras que estão presentes na zona de transição entre o agregado e a pasta de cimento. Deve ser assinalado que a tortuosidade da trajetória do escoamento de fluido que determina a permeabilidade é também influenciada pela espessura do elemento de concreto.

As propriedades hidráulicas do concreto são altamente influenciadas pelos poros maiores ou fraturas que penetram na estrutura. Uma construção intacta de concreto tem condutividade hidráulica baixa, $K < 10^{-12}$ m/s (10^{-10} cm/s), enquanto um concreto fraturado apresenta condutividade hidráulica da ordem de 10^{-8} m/s (10^{-6} cm/s) ou maior. (HÖGLUND, 1993)

Em operações rotineiras de dosagem do concreto, somente a resistência e a trabalhabilidade (propriedade que determina o esforço necessário para manipular uma quantidade de concreto fresco com uma perda mínima de homogeneidade - ASTM C 125, 1993) dos concretos merecem ênfase. A durabilidade é normalmente ignorada, a menos que condições especialmente agressivas do ambiente obriguem a considerá-la.

Quando é usado um agregado altamente poroso, a massa específica do concreto pode ser reduzida.

Concreto pesado para blindagem de radiação

O concreto é normalmente usado para a blindagem biológica em instalações nucleares. Paredes maciças de concreto convencional são utilizadas com a finalidade de

blindagem. Porém, onde o espaço útil é limitado, a redução da espessura da blindagem é obtida pelo uso de concreto pesado. Concreto pesado é produzido, geralmente, pelo uso de agregados pesados naturais. Os pesos específicos do concreto pesado estão na faixa de 3360 a 3840 kg/m³, que é cerca de 50% acima do peso específico do concreto contendo agregado normal. Para detalhes sobre materiais e execução do concreto para blindagem biológica devem ser consultadas as normas ASTM C 637 e ASTM 638.

3.1.2 Parâmetros do concreto

Diferentes tipos de processos podem influenciar as propriedades físicas e mecânicas das diferentes barreiras do repositório. É difícil quantificar a influência precisa desses processos nas propriedades das barreiras, contudo, algumas estimativas podem ser feitas. Para desempenho a longo prazo das barreiras, os diferentes processos podem influenciar as seguintes propriedades: resistência mecânica; condutividade hidráulica e gasosa; porosidade e difusividade. (HÖGLUND, 1993)

HÖGLUND (1993) estudou o desempenho do concreto em curto prazo por testes empíricos e em longo prazo por avaliações teóricas. Com relação às suas propriedades físicas, os riscos primários são formação de fratura, perda da resistência mecânica e mudanças das propriedades hidráulica e de difusão. As conseqüências das fraturas no concreto foram avaliadas e concluiu-se que o impacto destas no desempenho do repositório como um todo é apenas marginal. O argumento utilizado foi que como a condutividade hidráulica do concreto inicialmente é muito elevada, a formação de fraturas adicionais não influenciaria significativamente a situação hidráulica do silo do SFR (Swedish Final Repository).

ANDERSON e ALLARD (1986), em seus estudos sobre as condições químicas dentro de um silo de cimento do repositório de rejeito radioativo concluíram que o cimento terá uma boa durabilidade nas primeiras centenas de anos mesmo que exista grande quantidade de água no subsolo.

Na modelagem desta tese, os parâmetros do concreto considerados são: condutividade hidráulica K (m/a), coeficiente de distribuição kd (m³/kg), porosidade p e

massa específica ρ (kg/m³). Para fins de simplificação, os demais parâmetros do concreto, p.ex., capilaridade, não são considerados devido representarem efeitos de segunda ordem para a modelagem em questão.

A AIEA (IAEA, 2003c) apresenta para a condutividade hidráulica o valor de $3,1536 \cdot 10^{-2}$ m/a para concreto com densidade de 1600kg/m^3 e porosidade de 0,25. Em IAEA (2001b) é apresentado um valor de $3,1536 \cdot 10^{-6}$ m/a para um dado concreto.

A AIEA (IAEA, 2004c) fornece dois valores para a condutividade hidráulica do concreto. O valor de $3,1536 \cdot 10^{-2}$ m/a para o concreto não degradado e o valor de $3,1536 \cdot 10^{-2}$ m/a para o concreto degradado. No mesmo documento, são citadas as abordagens de dois pesquisadores para a degradação do concreto. Kim assume que de 0 a 500 anos o concreto não está degradado e de 500 a 1000 anos, está completamente degradado. Little assume que em 1000 anos o concreto está degradado e que esta degradação é linear.

Os valores dos coeficientes de distribuição apresentados na Tabela 3.2 são para concreto com densidade de 2500kg/m^3 e porosidade de 0,15, segundo VIENO e NORDMAN (1998).

Com base nestas informações, adota-se para modelagem desta tese, a variação dos parâmetros com tempo conforme apresentado na Figura 3.9. Os pressupostos hipotéticos assumidos são:

- a) Porosidade de 0,15 e massa específica de 2500kg/m^3 representarão as propriedades do concreto no instante inicial ($t = 0$).
- b) Em 1.000 anos o concreto estará degradado, logo a porosidade terá o valor unitário.
- c) Em 500 anos a porosidade terá um valor de 0,5.
- d) A condutividade hidráulica é dependente da porosidade, conforme a equação 3.2.
- e) A massa específica em 500 e 1.000 anos é dependente da porosidade, conforme a equação 3.4.
- f) O coeficiente de distribuição, no instante $t = 0$, assume o valor conservativo apresentado na Tabela 3.2. E em 500 e 1.000 anos, sofrerá uma redução de 10^{-1} e 10^{-2} , respectivamente.

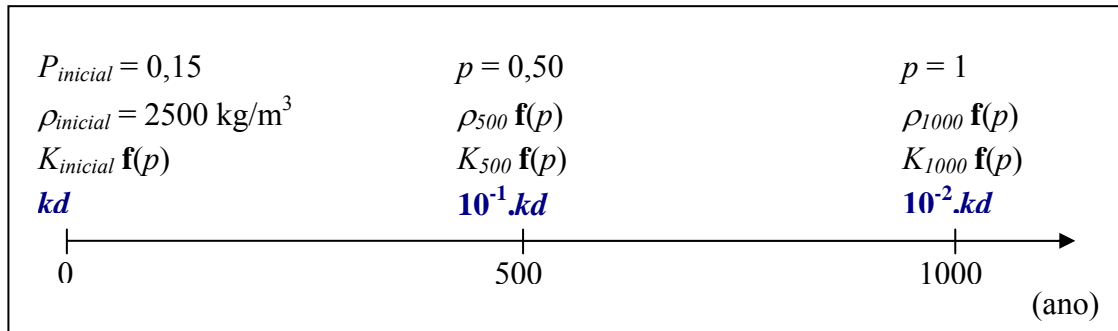


Figura 3.9 – Variação dos parâmetros do concreto, considerada nesta modelagem, com tempo.

A relação entre a condutividade hidráulica e a porosidade é dada por (BREYSSE e GÉRARD, 1997):

$$K = (10^{-13}) \cdot \exp[10,62 + 6,35 \cdot \ln(p)] \quad (3.2)$$

onde,

K é a condutividade hidráulica do concreto (m/s)

p é a porosidade do concreto.

A porosidade é dada pelo quociente entre o volume do poro (m^3) e o volume total (m^3). A massa final de concreto é igual à massa inicial menos a massa perdida ao longo dos anos. Como a massa específica (kg/m^3) é dada pelo quociente entre a massa (kg) e o volume, a massa perdida pode ser escrita como $\rho_{inicial} (V_{porofinal} - V_{poroinicial})$, logo a massa final do concreto é dada por:

$$M_{final} = M_{inicial} - \rho_{inicial} (V_{porofinal} - V_{poroinicial}) \quad (3.3)$$

Dividindo pelo volume total, obtém-se a relação entre a massa específica e a porosidade:

$$\rho_{final} = \rho_{inicial} [1 - (p_{final} - p_{inicial})] \quad (3.4)$$

3.2 Caracterização da Biosfera

A Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP - *International Commission on Radiological Protection*), a OECD (*Organisation for Economic Co-operation and Development*) / Agência de Energia Nuclear Francesa (NEA - *Nuclear Energy Agency*), bem como a AIEA através de seu programa BIOMASS (*Biosphere Modelling and Assessment Methods*) e de seu comitê WASSC (*Waste safety Standards Committee*) sub-grupo de princípios e critérios para a deposição de rejeitos radioativos estão envolvidos na área de identificação e descrição do sistema biosfera. Estão também estudando a identificação do grupo populacional representativo exposto, incluindo grupos críticos hipotéticos e avaliação de dose entre outros (IAEA, 1999c, 1999d, 2003b, 1999e, 1999f, 2000a, 2000b; ICRP, 1997, 2000; SRPI, 1996; OECD, 1998).

A biosfera inclui a atmosfera, solos, superfícies de corpos d'água, mares e oceanos e seus sedimentos, nos quais organismos vivos habitam. Segundo IAEA (2002a), a biosfera pode ser vista como a última barreira no conceito de múltiplas barreiras e o receptor de radionuclídeos liberados do repositório. A biosfera compreende o meio ambiente acessível onde ocorre o impacto radiológico direto, i. e., onde os contaminantes são diluídos e dispersados ou concentrados.

O sistema biosfera é definido como um grupo de características as quais se compõem de elementos bióticos e abióticos do meio ambiente, mais suas relações que são relevantes para a avaliação de segurança em caso de deposição de rejeitos radioativos. Componentes do sistema biosfera incluem entre outros: atividades humanas, clima, topografia, aspectos do sítio (incluindo localização e extensão geográfica), flora e fauna, solos e litologia próximo à superfície, e corpos d'água. (IAEA, 2002a, 2003b)

O segmento da biota formado por peixes e crustáceos marinhos representa a biosfera para esta modelagem. A caracterização do meio biótico e físico tem como base o Estudo de Impacto Ambiental – EIA (MRS, 2003) elaborado para o depósito intermediário (DIRR) da CNAAA.

A baía da ilha Grande é um ecossistema costeiro/marinho, com superfície aproximada de 1.400 km², e composta por dois principais sistemas de água com características diferentes que interagem entre si a oeste e a leste da ilha. Estas massas de água se encontram no canal situado entre o continente e a ilha. A parte oeste da baía de ilha Grande sofre influências da plataforma continental, enquanto a parte leste, pouca ou nenhuma influência.

O escoamento de água dentro da baía ocorre como um sistema horário, ao redor da ilha, onde a água salgada entra na baía de ilha Grande pelo oeste, circula e se mistura com a água doce proveniente da baía de Sepetiba, a leste, indo depois para o Oceano. A baía de Sepetiba é a responsável pelo aporte de água doce na região leste da ilha Grande.

Segundo MAHIQUES (1987) *apud* MRS (2003), as características fisiográficas da porção submersa podem ser divididas em três unidades: porção oeste, porção leste e canal central, Figura 3.10. Em termos gerais, os sedimentos encontrados em quase todas as porções oeste, leste e na plataforma continental adjacente, são predominantemente arenosos.

- Porção Oeste - As profundidades não se apresentam homogeneamente distribuídas, sendo que nesta porção encontram-se profundidades entre 20 e 30 metros.
- Canal Central - Apresenta-se como a porção mais profunda da baía, chegando na ordem de 20 a 55 metros.
- Porção Leste – Essa porção é caracterizada pela ocorrência das menores profundidades da região, cujo valor situa-se entre 10 e 20 metros.

A parte central da baía de Sepetiba é caracterizada por uma área de estreitamento entre o continente e a ilha Grande, apresenta-se como sua porção mais profunda, onde a isóbata de 20 m se alarga, definindo os contornos norte e sul do canal. A porção Leste apresenta batimetria menos irregular e menos profunda, com valores situando-se entre 10 e 20 m. Nesta porção, a feição de destaque é o canal, orientado na direção NE-SW, com profundidade de até 26m. Nas proximidades do empreendimento encontram-se as enseadas de Itaorna - onde ocorre a captação de água para refrigeração – e a praia do

Mamede, além do Saco Piraquara de Fora, local de lançamento dos efluentes líquidos das usinas. As profundidades máximas são da ordem de 10 metros.



Figura 3.10 – Divisão Fisiográfica da Baía da Ilha (MRS, 2003)

O grupo crítico adotado é o indicado no Manual de Controle Radiológico do meio Ambiente da Eletronuclear (DIAS, 2004). Este manual (*op cit*) considera como grupo crítico, as pessoas cujas taxas de consumo de gêneros alimentícios e tempo de recreação se situam na faixa do percentil de 95% da distribuição de valores obtidos para a região de influência da CNAAA pesquisada pela Sociedade Científica da Escola Nacional de Ciências Estatísticas – SCIENCE *apud* DIAS (2004). O grupo crítico é dividido em quatro faixas etárias: primeira infância, criança, adolescente e adulto.

Devido à localização hipotética do repositório, as vias de exposição consideradas para a avaliação de risco são: ingestão de produtos marinhos contaminados e recreação em ambientes contaminados. Para cada faixa etária do grupo crítico, é calculada a dose efetiva anual devido à ingestão de peixe marinho e crustáceo contaminados e ao contato com sedimentos de praia contaminados.

A transferência de radionuclídeos da água, através de vários níveis tróficos de vida aquática, para os organismos consumidos pelo homem pode ser condensada em um parâmetro, chamado de fator de bioacumulação (B_p). Este parâmetro está apresentado na Tabela 3.5 e é utilizado para o cálculo da concentração de radionuclídeos nos peixes marinhos e nos crustáceos.

Os valores recomendados pela AIEA (IAEA, 2001a) de coeficiente de distribuição (k_{d_s}) para os elementos em ambientes marinhos estão apresentados na Tabela 3.5. São utilizados para o cálculo da concentração de radionuclídeo nos sedimentos da praia.

Tabela 3.5 – Valores de k_{d_s} para elementos em ambientes marinho e valores para o fator de bioacumulação B_p em peixes e crustáceos marinhos (IAEA, 2001a)

Radionuclídeo	k_{d_s} (L/kg) no sedimento marinho	B_p (Bq.kg ⁻¹ /Bq/L ⁻¹)	
		Peixe Marinho	Crustáceos
⁶⁰ Co	2.10 ⁵	1000	5000
⁵⁹ Ni	1.10 ⁵	1000	2000
⁶³ Ni	1.10 ⁵	1000	2000
⁹⁰ Sr	1.10 ³	2	2
⁹⁹ Tc	1.10 ²	30	1000
¹²⁹ I	2.10 ¹	10	10
¹³⁵ Cs	3.10 ³	100	30
¹³⁷ Cs	3.10 ³	100	30
²³⁸ Pu	1.10 ⁵	40	3000
²³⁹ Pu	1.10 ⁵	40	3000
²⁴⁰ Pu	1.10 ⁵	40	3000
²⁴¹ Pu	1.10 ⁵	40	3000
²⁴¹ Am	2.10 ⁶	50	20000
²⁴⁴ Cm	2.10 ⁶	50	30000

Para a obtenção da dose efetiva anual devido ao consumo do radionuclídeo k no alimento aquático e devido à exposição de sedimentos de praia são necessárias as seguintes informações:

- coeficiente de dose por ingestão do radionuclídeo k , DF_{ing} (Sv/Bq),
- taxa de consumo para o alimento aquático, H_p (kg/a),
- coeficiente de dose por exposição a depósitos no solo, DF_{gr} (Sv/a por Bq/m²) e
- fração do ano na qual um membro do grupo crítico hipotético está exposto ao sedimento de praia, O_f (horas/ano).

Os valores destes parâmetros estão apresentados nas Tabelas 3.6 e 3.7.

Tabela 3.6 – Valores de DF_{ing} (Sv/Bq), (ICRP 60), e DF_{gr} (Sv/a por Bq/m²), (IAEA, 2001a), para os radionuclídeos

Radionuclídeo	DF_{ing} (Sv/Bq)				DF_{gr} (Sv/a por Bq/m ²)
	1 ^a . Infância (1 ano)	Criança (5 anos)	Adolescente (15 anos)	Adulto	
⁶⁰ Co	$2,7 \cdot 10^{-8}$	$1,70 \cdot 10^{-8}$	$7,90 \cdot 10^{-9}$	$3,40 \cdot 10^{-9}$	$7,5 \cdot 10^{-8}$
⁵⁹ Ni	$3,4 \cdot 10^{-10}$	$1,90 \cdot 10^{-10}$	$7,30 \cdot 10^{-11}$	$6,30 \cdot 10^{-11}$	0
⁶³ Ni	$8,4 \cdot 10^{-10}$	$4,60 \cdot 10^{-10}$	$1,80 \cdot 10^{-10}$	$1,50 \cdot 10^{-10}$	0
⁹⁰ Sr	$7,3 \cdot 10^{-8}$	$4,70 \cdot 10^{-8}$	$8,00 \cdot 10^{-8}$	$2,80 \cdot 10^{-8}$	$3,5 \cdot 10^{-9}$
⁹⁹ Tc	$4,8 \cdot 10^{-9}$	$2,30 \cdot 10^{-9}$	$8,20 \cdot 10^{-10}$	$6,40 \cdot 10^{-10}$	$2,5 \cdot 10^{-12}$
¹²⁹ I	$2,2 \cdot 10^{-7}$	$1,70 \cdot 10^{-7}$	$1,40 \cdot 10^{-7}$	$1,10 \cdot 10^{-7}$	$8,3 \cdot 10^{-10}$
¹³⁵ Cs	$2,3 \cdot 10^{-9}$	$1,70 \cdot 10^{-9}$	$2,00 \cdot 10^{-9}$	$2,00 \cdot 10^{-9}$	$1,1 \cdot 10^{-12}$
¹³⁷ Cs	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$9,60 \cdot 10^{-9}$	$1,30 \cdot 10^{-8}$	$1,30 \cdot 10^{-8}$	$1,8 \cdot 10^{-8}$
²³⁸ Pu	$4,0 \cdot 10^{-7}$	$3,10 \cdot 10^{-7}$	$2,20 \cdot 10^{-7}$	$2,30 \cdot 10^{-7}$	$2,9 \cdot 10^{-11}$
²³⁹ Pu	$4,2 \cdot 10^{-7}$	$3,30 \cdot 10^{-7}$	$2,40 \cdot 10^{-7}$	$2,50 \cdot 10^{-7}$	$1,3 \cdot 10^{-11}$
²⁴⁰ Pu	$4,2 \cdot 10^{-7}$	$3,30 \cdot 10^{-7}$	$2,40 \cdot 10^{-7}$	$2,50 \cdot 10^{-7}$	$2,8 \cdot 10^{-11}$
²⁴¹ Pu	$5,7 \cdot 10^{-9}$	$5,50 \cdot 10^{-9}$	$4,80 \cdot 10^{-9}$	$4,80 \cdot 10^{-9}$	$3,0 \cdot 10^{-11}$
²⁴¹ Am	$3,7 \cdot 10^{-7}$	$2,70 \cdot 10^{-7}$	$2,00 \cdot 10^{-7}$	$2,00 \cdot 10^{-7}$	$8,90 \cdot 10^{-10}$
²⁴⁴ Cm	$2,9 \cdot 10^{-7}$	$1,90 \cdot 10^{-7}$	$1,20 \cdot 10^{-7}$	$1,20 \cdot 10^{-7}$	$3,0 \cdot 10^{-11}$

O coeficiente de dose por exposição a depósitos no solo, DF_{gr} (Sv/a por Bq/m²) encontrado em IAEA (2001a) e apresentado na Tabela 3.6 é estimado de valores de dose equivalente efetiva para depósitos em superfície mais a correspondente componente de dose de pele ponderada.

Tabela 3.7 – Valores de H_p (kg/a) e O_f (horas/ano) para o grupo crítico (DIAS, 2004)

	1 ^a . Infância	Criança	Adolescente	Adulto
H_p - Peixe	$1,14 \cdot 10^1$	$8,91 \cdot 10^0$	$1,30 \cdot 10^1$	$2,05 \cdot 10^1$
H_p – Outros frutos do mar	$1,02 \cdot 10^0$	$1,82 \cdot 10^0$	$1,86 \cdot 10^0$	$3,24 \cdot 10^0$
O_f – Recreação na praia	$2,41 \cdot 10^2$	$1,99 \cdot 10^2$	$4,83 \cdot 10^2$	$2,41 \cdot 10^2$

4 Abordagem Metodológica

A deposição próxima à superfície objetiva isolar o rejeito do meio ambiente acessível ao homem durante um período suficientemente longo para permitir o decaimento substancial dos radionuclídeos de meias-vidas mais curtas e, em longo prazo, limitar liberações dos radionuclídeos remanescentes. O conceito de múltiplas barreiras é empregado para alcançar estes objetivos, onde a forma do rejeito (matriz), as barreiras de engenharia e o sítio propriamente dito (geosfera) contribuirão para o isolamento dos radionuclídeos. O conceito de múltiplas barreiras vem sendo desenvolvido tanto para a deposição próxima à superfície como para a geológica (IAEA, 2002a).

A discussão da probabilidade de falha de barreiras indica a necessidade de uma medida quantitativa de desempenho. Para determinar o valor da confiabilidade em qualquer tempo dado, devem ser consideradas as conseqüências das falhas. Portanto, torna-se importante o estabelecimento do critério de sucesso e de falha para cada barreira considerada na modelagem (apresentadas na Figura 3.5).

Segundo SONG e LEE (1989), o conceito de garantia razoável de desempenho do repositório seria quantificado ou no mínimo sustentado pela utilização do percentil menor ou igual a 0,01 na curva acumulada de probabilidade de falha em 300 anos. Isto significa que a contenção é mantida até que haja 1% de chance da quantidade especificada de atividade ter sido perdida.

Nesta tese, a avaliação de risco do sistema repositório é efetuada somente para o cenário de liberação de radionuclídeo a partir da água de chuva. A metodologia utilizada tem como foco principal a abordagem probabilística. Contudo, como não se conhece o comportamento do sistema em longo prazo, não se pode precisar o tempo em que cada subsistema e o sistema como um todo falhará. Logo, torna-se necessária a estimação do tempo médio de falha para cada barreira (subsistema). Tal estimação dar-se-á a partir de modelos determinísticos.

As etapas da modelagem deste trabalho são apresentadas a seguir (cf. Figura 1.2, página 17).

A) Determinar a probabilidade de falha do sistema (item A da Figura 1.2)

Após a estimativa determinística do tempo para a barreira falhar, este é correlacionado com o tempo médio para falhar (MTTF) da função distribuição de probabilidade, previamente estabelecida, para cada barreira. A partir de então, é calculada a probabilidade de falha de cada módulo, bem como do sistema repositório como um todo, com relação a cada um dos radionuclídeos selecionados para a modelagem desta tese.

A probabilidade de falha do sistema é obtida considerando o período de vida útil (falhas aleatórias). A distribuição exponencial é utilizada para representar o tempo de falha neste período e a probabilidade de falha do sistema é calculada pela abordagem markoviana, visto que as taxas de falha dos subsistemas são constantes.

B) Estimar a concentração ambiental (item B da Figura 1.2)

Para o cálculo da atividade disponível a ser liberada para a biosfera é necessária a estimativa da taxa de liberação de atividade (Bq/a). Tal taxa é obtida a partir do produto entre a atividade (Bq) do radionuclídeo k disponível no tempo considerado, e a função densidade de probabilidade de falha do sistema ($1/a$). Em seguida é calculada a concentração ambiental considerando o cenário de liberação líquida do radionuclídeo k para o mar vizinho ao sítio da CNAAA (Baía da Ilha Grande).

C) Determinar a taxa de dose anual (item C da Figura 1.2)

A taxa de dose anual para o grupo crítico é determinada a partir da concentração ambiental, considerando as vias de exposição humana à radiação: ingestão de produtos marinhos contaminados e recreação em ambientes contaminados.

D) Determinar o risco anual (item D da Figura 1.2)

O risco anual é calculado com base na probabilidade de falha do módulo e na dose proveniente da liberação de atividade devido à falha das barreiras do módulo. Em seguida é obtido o risco para o repositório para cada faixa etária do grupo crítico.

E) Avaliar o risco anual (item E da Figura 1.2)

O risco é avaliado com base nos critérios internacionalmente utilizados e nos critérios indicados pela CNEN para o repositório de Abadia de Goiás.

4.1 Estimação do MTTF

O tempo médio para falhar (MTTF) depende de variáveis determinísticas, logo, deve ser determinado tanto por experimentos combinados com a análise teórica mecanicista ou por análise estatística de um grande número de falhas. Como não há estas informações disponíveis sobre o repositório a ser construído, a proposição deste trabalho é estimar o valor do MTTF a partir de equações determinísticas e assumir como hipótese de trabalho que este é o valor esperado de uma distribuição.

4.1.1 Comportamento do Escoamento do Sistema

Para o cenário do comportamento do escoamento do sistema, assume-se que a água superficial entrará em contato com a cobertura de concreto do módulo, passará por esta cobertura e atingirá a camada superior também de concreto. Após a passagem pela camada superior a água passará pelo conjunto de *packages*, tanto na direção vertical como na horizontal. Em seguida, a água passará pela base, bem como pelas paredes do módulo até atingir a geosfera e desaguar na biosfera. A Figura 4.1 apresenta os tempos de trânsito da água nas diversas barreiras.

A literatura (IAEA, 2004b, 2004c) admite que nos primeiros 100 anos não há infiltração de água devido ao controle institucional ativo. Portanto, o tempo que a água levaria para atravessar a cobertura de concreto seria acrescido de 100 anos. Contudo, este deslocamento no tempo somente é considerado no final da modelagem de estimação do MTTF.

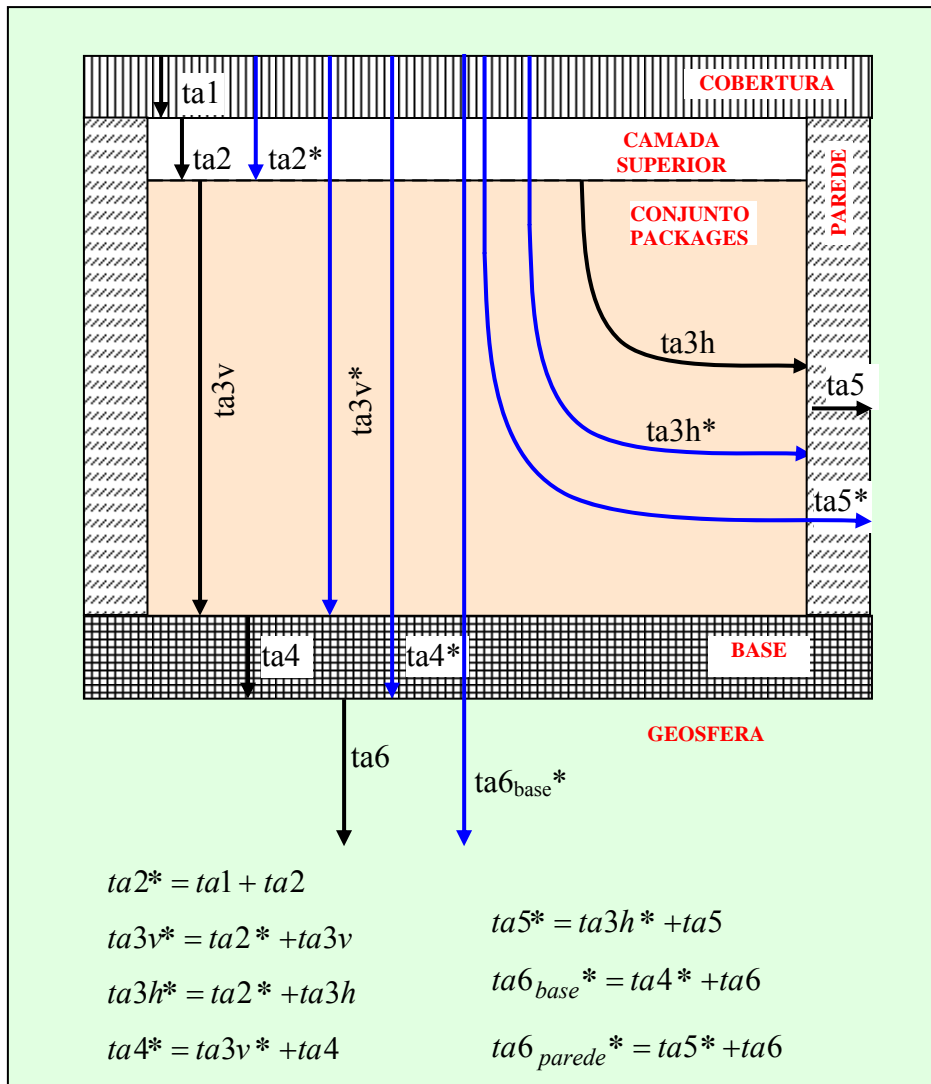


Figura 4.1 – tempos de trânsitos para a água.

4.1.2 Cobertura do Módulo

Para o cálculo da velocidade superficial da água referente a toda a área transversal de escoamento através da cobertura do módulo, considerando meio poroso saturado, adota-se ALVES e PASSOS (1993):

$$val(t) = K(t) \left(\frac{h + e_{co}}{e_{co}} \right) \quad (4.1)$$

onde,

$K(t)$ é a condutividade hidráulica do concreto (m/a);

h é a altura de coluna d'água (m);

e_{co} é a espessura da cobertura do módulo (m), 0,40m.

Como pressuposto hipotético de trabalho, não se considera a altura de coluna d'água acima da cobertura de concreto. Logo, a velocidade com que a água passa pela referida cobertura é igual ao valor da condutividade hidráulica.

O tempo para que a água passe pela cobertura é dado por:

$$ta1 = \frac{e_{co}}{\langle va1 \rangle} \quad (4.2)$$

onde,

e_{co} é a espessura da cobertura; 0,40m

$\langle va1 \rangle$ é o valor médio da função $va1(t)$, equação 4.1, i.e.: $\langle va1 \rangle = \frac{\int_0^{1.000} va1(t).dt}{1.000}$

4.1.3 Camada Superior

Para o cálculo da velocidade da água para passar pela camada superior (concreto), considerando meio poroso saturado, utiliza-se:

$$va2(t) = K(t) \left(\frac{h + e_{ca}}{e_{ca}} \right) \quad (4.3)$$

onde:

$K(t)$ é a condutividade hidráulica do concreto (m/a);

h é a altura de coluna d'água (m), 0,40 m;

e_{ca} é a espessura da camada superior (m), 0,32 m.

O tempo para que a água passe pela camada superior é dado por:

$$ta2 = \frac{e_{ca}}{\langle va2 \rangle} \quad (4.4)$$

onde,

$\langle va2 \rangle$ é o valor médio da função $va2(t)$, equação 4.3, i.e.: $\langle va2 \rangle = \frac{\int_0^{1.000} va2(t).dt}{1.000}$

4.1.4 Conjunto de Packages

4.1.4.1 Na direção do fundo (na vertical)

Na direção vertical o conjunto de *packages* é distribuído em 4 linhas com 867 *packages* em cada linha. A Figura 4.2 apresenta uma visão simplificada das quatro linhas de *packages*, bem como os pontos de referência utilizados para os cálculos das velocidades e dos tempos da água e do radionuclídeo.

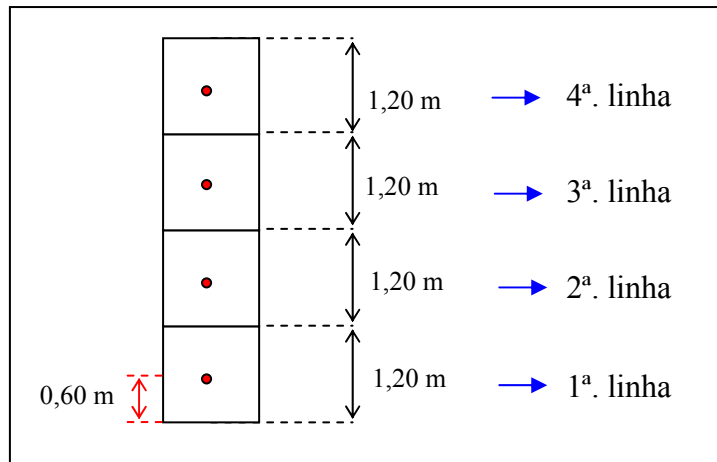


Figura 4.2 – Perfil das quatro linhas de *packages* e pontos nos quais foram feitas as avaliações.

Para cada um dos pontos, são calculados a velocidade e tempo de trânsito da água e do radionuclídeo para atingir a fronteira da barreira seguinte (base do módulo). Em seguida, é obtida a média aritmética dos quatro tempos de trânsito do radionuclídeo. Tal valor é considerado como o tempo médio para o radionuclídeo percorrer o conjunto de *packages* na direção vertical.

A velocidade da água para atingir a base do módulo a partir das respectivas linhas de *packages*, considerando meio poroso saturado, é dada por:

$$va_{3v}(t) = K(t) \left(\frac{h + e_{3v}}{e_{3v}} \right) \quad (4.5)$$

onde:

$K(t)$ é a condutividade hidráulica do concreto (m/a);

h é a altura de coluna d'água (m): 1,32 (40+32+60); 2,52 (1,32+1,20); 3,72 (2,52+1,20) e 4,92 (3,72+1,20) para a 4ª., 3ª., 2ª. e 1ª. linha, respectivamente.

e_{3v} é a espessura que a água percorrerá na vertical (m): 4,20 (60+3x1,20); 3,00 (4,20-1,20); 1,80 (3,00-1,20) e 0,60 (1,80-1,20) respectivamente para a 4ª., 3ª., 2ª. e 1ª. linha.

O tempo para que a água atinja o fundo do módulo a partir das respectivas linhas é dado por:

$$ta_{3v} = \frac{e_{3v}}{\langle va_{3v} \rangle} \quad (4.6)$$

onde,

$$\langle va_{3v} \rangle \text{ é o valor médio da função } va_{3v}(t), \text{ equação 4.5, i.e.: } \langle va_{3v} \rangle = \frac{\int_0^{1.000} va_{3v}(t).dt}{1.000}$$

O coeficiente de retardo do radionuclídeo no concreto pode ser determinado pela equação (VIENO e NORDMAN, 1998):

$$Fr(t) = 1 + \left(\frac{1 - p(t)}{p(t)} \right) \rho \cdot kd(t) \quad (4.7)$$

onde,

$p(t)$ é a porosidade do concreto,

$\rho(t)$ é a massa específica do concreto (kg/m³),

$kd(t)$ é o coeficiente de distribuição do concreto (m³/kg).

A velocidade do radionuclídeo é igual à velocidade da água dividida pelo fator de retardo do meio. Logo, a velocidade do radionuclídeo é dada por:

$$vr_{3v}(t) = \frac{va_{3v}(t)}{Fr(t)} \quad (4.8)$$

O tempo para o radionuclídeo atingir a base do módulo a partir das respectivas linhas é:

$$tr_{3v} = \frac{e_{3v}}{\langle vr_{3v} \rangle} \quad (4.9)$$

onde,

$$\langle vr_{3v} \rangle \text{ é o valor médio da função } vr_{3v}(t), \text{ equação 4.8, i.e.: } \langle vr_{3v} \rangle = \frac{\int_0^{1.000} vr_{3v}(t).dt}{1.000}$$

4.1.4.2 Na direção das paredes (na horizontal)

Na direção horizontal, o conjunto de *packages* é distribuído em uma matriz de 17 x 51, totalizando 867 *packages* em cada linha. Para cada linha de *packages*, 3 pontos são escolhidos para serem utilizados como referência na obtenção do tempo de trânsito do radionuclídeo, totalizando, desta maneira, 12 pontos. A Figura 4.3 apresenta uma visão simplificada de um dos quadrantes do módulo, bem como os pontos utilizados para os cálculos.

Para os 12 pontos (3 pontos por linha de *packages*) são calculados a velocidade e o tempo de trânsito da água, bem como do radionuclídeo, tanto para a direção x como para a direção y. Para a obtenção do valor médio para o tempo de trânsito do radionuclídeo até atingir as paredes do módulo (direção horizontal), é obtida a média aritmética entre os valores nas direções x e y dos 12 pontos.

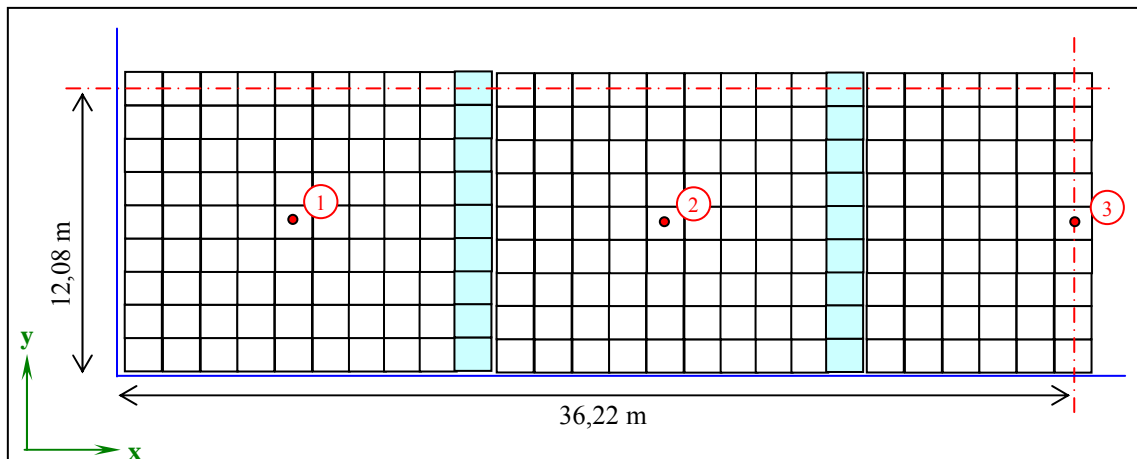


Figura 4.3 – vista planimétrica de um dos quadrantes do módulo e dos pontos avaliados.

A velocidade da água, considerando meio poroso saturado, é calculada para a altura da coluna de água acima do ponto onde se está avaliando e é dada por (ALVES e PASSOS, 1994):

$$va3h(t) = K(t) \left(\frac{h}{L} \right) \quad (4.10)$$

onde,

$K(t)$ é a condutividade hidráulica do concreto (m/a)

h é a altura de coluna d'água acima do ponto no qual se está avaliando (m): 1,32 (40+32+60); 2,52 (1,32+1,20); 3,72 (2,52+1,20) e 4,92 (3,72+1,20) para a 4ª, 3ª, 2ª e 1ª linha, respectivamente.

L é o percurso que a água percorrerá até atingir as paredes (m). Na direção x: 6,30; 20,30 e 35,7 para os pontos 1, 2 e 3, respectivamente. Na direção y igual a 6,30m para todos os três pontos.

O tempo para a água atingir as paredes do módulo a partir de cada um dos pontos analisados é:

$$ta3h = \frac{L}{\langle va3h \rangle} \quad (4.11)$$

onde,

$$\langle va3h \rangle \text{ é o valor médio da função } va3h(t), \text{ equação 4.10, i.e.: } \langle va3h \rangle = \frac{\int_0^{1.000} va3h(t).dt}{1.000}$$

A velocidade do radionuclídeo para atingir as paredes do módulo é igual à velocidade da água dividida pelo fator de retardo do meio, equação 4.12.

$$vr3h(t) = \frac{va3h(t)}{Fr(t)} \quad (4.12)$$

O tempo para o radionuclídeo atingir as paredes do módulo é dado por:

$$tr3h = \frac{L}{\langle vr3h \rangle} \quad (4.13)$$

onde,

$$\langle vr3h \rangle \text{ é o valor médio da função } vr3h(t), \text{ equação 4.12, i.e.: } \langle vr3h \rangle = \frac{\int_0^{1.000} vr3h(t).dt}{1.000}$$

4.1.5 Base do Módulo

A velocidade da água em passar pela base de concreto, considerando meio poroso saturado, é dada por:

$$va4(t) = K(t) \left(\frac{h + e_{ba}}{e_{ba}} \right) \quad (4.14)$$

onde:

$K(t)$ é a condutividade hidráulica do concreto (m/a)

h é a altura de coluna d'água (m), aproximadamente 5,60 m (pior cenário)

e_{ba} é a espessura na qual a água percorrerá (m), 0,80 m

O tempo para a água passar pela base de concreto é dado por:

$$ta4 = \frac{e_{ba}}{\langle va4 \rangle} \quad (4.15)$$

onde,

$$\langle va4 \rangle \text{ é o valor médio da função } va4(t), \text{ equação 4.14, i.e.: } \langle va4 \rangle = \frac{\int_0^{1.000} va4(t).dt}{1.000}$$

A velocidade do radionuclídeo é igual à velocidade da água dividida pelo fator de retardo do meio, equação 4.16.

$$vr4(t) = \frac{va4(t)}{Fr(t)} \quad (4.16)$$

O tempo para o radionuclídeo passar pela base de concreto é:

$$tr4 = \frac{e_{ba}}{\langle vr4 \rangle} \quad (4.17)$$

onde,

$$\langle vr4 \rangle \text{ é o valor médio da função } vr4(t), \text{ equação 4.16, i.e.: } \langle vr4 \rangle = \frac{\int_0^{1.000} vr4(t).dt}{1.000}$$

4.1.6 Paredes do Módulo

A velocidade da água em passar pelas paredes, considerando meio poroso saturado, é dada por:

$$va5(t) = K(t) \left(\frac{h}{e_{pa}} \right) \quad (4.18)$$

onde:

$K(t)$ é a condutividade hidráulica do concreto (m/a)

h é a altura de coluna d'água (m), aproximadamente 5,60 m (pior cenário)

e_{pa} é a espessura (largura da parede) na qual a água percorrerá (m), 0,60 m

O tempo para a água passar pelas paredes é dado por:

$$ta5 = \frac{e_{pa}}{\langle va5 \rangle} \quad (4.19)$$

onde,

$$\langle va5 \rangle \text{ é o valor médio da função } va5(t), \text{ equação 4.18, i.e.: } \langle va5 \rangle = \frac{\int_0^{1.000} va5(t).dt}{1.000}$$

A velocidade do radionuclídeo é igual à velocidade da água dividida pelo fator de retardo do meio.

$$vr5(t) = \frac{va5(t)}{Fr(t)} \quad (4.20)$$

O tempo para o radionuclídeo passar pelas paredes de concreto é:

$$tr5 = \frac{e_{pa}}{\langle vr5 \rangle} \quad (4.21)$$

onde,

$$\langle vr5 \rangle \text{ é o valor médio da função } vr5(t), \text{ equação 4.20, i.e.: } \langle vr5 \rangle = \frac{\int_0^{1.000} vr5(t).dt}{1.000}$$

4.1.7 Geosfera

A velocidade da água na geosfera, considerando zona saturada, é dada por, (ALVES, 1999b):

$$va6 = \frac{K_g \cdot i_g}{p_g} \quad (4.22)$$

onde,

K_g é a condutividade hidráulica da geosfera = $3,1536 \cdot 10^3$ m/a

i_g é a declividade do aquífero freático = 0,025

p_g é a porosidade da geosfera = 0,43

Estes valores para os parâmetros K_g , i_g e p_g são os utilizados em ALVES (1999a) para o lençol freático do sítio de Angra 2.

O tempo para a água passar pela geosfera é:

$$ta6 = \frac{e_g}{va6} \quad (4.23)$$

O coeficiente de retardo do radionuclídeo na geosfera é dada por (VIENO e NORDMAN, 1998):

$$Fr_g = 1 + \left(\frac{1 - p_g}{p_g} \right) \rho_g \cdot kd_g \quad (4.24)$$

onde,

p_g é a porosidade da geosfera, 0,002

ρ_g é a massa específica da geosfera, 2700 kg/m³

kd_g é o coeficiente de distribuição da geosfera (m³/kg), Tabela 3.2

Os valores acima para os parâmetros necessários ao cálculo do fator de retardo do radionuclídeo na rocha matriz são aqueles utilizados em VIENO e NORDMAN (1998).

Para os radionuclídeos considerados na modelagem, o Tecnécio (Tc) é o único que apresenta coeficiente de distribuição igual a zero, logo o coeficiente de retardo (Fr) é igual à unidade. Portanto, a velocidade para o Tc atravessar a geosfera é igual à velocidade da água.

A velocidade e o tempo para o radionuclídeo passar pela geosfera são, respectivamente:

$$vr6 = \frac{va6}{Fr} \quad (4.25)$$

$$tr6 = \frac{e_g}{vr6} \quad (4.26)$$

4.1.8 Tempo de Falha

A confiabilidade de um sistema é a probabilidade que o sistema desempenhe a função para qual foi projetado por um período de tempo especificado e sob determinadas condições operacionais/ambientais. Ou ainda, confiabilidade, R(t), é a probabilidade que o sistema opere sem falhas por um período de tempo t. (RAMAKUMAR, 1993; McCORMICK, 1981; LEWIS, 1996)

A probabilidade que a falha ocorra em um tempo menor ou igual a t é a função distribuição acumulada, $F(t)$, que é a probabilidade complementar da confiabilidade, $R(t) = 1 - F(t)$. A probabilidade que a falha ocorra entre o tempo t e $t+dt$ é denominada de densidade de falha, $f(t)$.

O tempo de falha de cada barreira é uma variável aleatória, cujo valor médio é conhecido como Tempo Médio para Falhar (MTTF – *Mean Time To Failure*). O MTTF pode ser entendido como a média dos tempos de falha calculada a partir da distribuição de probabilidade que os seus tempos de falha seguem. Contudo, como não há informação sobre o comportamento do sistema em longo prazo, condiciona-se como hipótese de trabalho que o tempo médio de falha de cada barreira é considerado igual aos tempos médios obtidos nos itens 4.1.2 ao 4.1.7. Portanto, os tempos médios de falha para as barreiras do módulo, para cada radionuclídeo, são:

- Barreira A (cobertura): o tempo de trânsito da água pela cobertura – $ta1$
- Barreira B (camada superior): tempo para a água passar pela camada superior – $ta2$
- Barreira C (conj. *packages*): tempo para o radionuclídeo passar pelo conjunto de *packages* – $tr3$
- Barreira D (base): tempo para o radionuclídeo passar pela base – $tr4$
- Barreira E (paredes): tempo para o radionuclídeo passar pelas paredes – $tr5$
- Barreira F (geosfera): tempo para o radionuclídeo passar pela geosfera – $tr6$

A distribuição mais simples para o tempo de falha é a exponencial. Além da simplicidade, esta distribuição, muitas vezes, provê uma boa representação da probabilidade para o tempo de falha, quando falhas são eventos raros resultantes de interações complexas de muitos processos e mecanismos (CHESNUT, 1993) e quando muitas causas diferentes de falhas se sobrepõem umas às outras (PRITZKER e GASSMAN, 1980). Portanto, a distribuição exponencial é adotada como a distribuição que representa o tempo para falhar de cada barreira do sistema repositório.

4.2 Taxa de Falha

A probabilidade condicional que o sistema falhará num intervalo de tempo t a $t+dt$, dado que sobreviveu até o tempo t , é $\lambda(t).dt$, onde $\lambda(t)$ é a taxa de falha, $\lambda(t) = f(t)/R(t)$ (RAMAKUMAR, 1993; McCORMICK, 1981; LEWIS, 1996). De uma maneira simples, a taxa de falha pode ser interpretada como o número de falhas que um sistema ou componente sofre por unidade de tempo.

O comportamento da taxa de falha com o tempo usualmente apresenta a forma de uma banheira, sendo o gráfico conhecido como a curva da banheira. Existem três regiões distintas no referido gráfico: o período de mortalidade infantil, onde as taxas de falha decrescem com o tempo; o período de vida útil, onde as taxas de falhas podem ser consideradas constantes; e o período de envelhecimento, onde as taxas de falhas aumentam com o tempo.

Durante o período de vida útil, os componentes apresentam taxa de falha constantes (RAMAKUMAR, 1993). A taxa de falha constante implica que as falhas são aleatórias e não há deterioração do sistema ao longo do tempo. A distribuição exponencial é utilizada para representar o tempo de falha das barreiras durante o período de vida útil. Logo, a taxa de falha, para cada radionuclídeo k , será o inverso do tempo médio de cada barreira.

Taxa de falha da barreira A (cobertura do módulo):

$$\lambda_A = 1 / ta1 \quad (4.27)$$

Taxa de falha da barreira B (camada superior):

$$\lambda_B = 1 / ta2 \quad (4.28)$$

Taxa de falha da barreira C (conjunto de packages):

$$\lambda_C = 1 / ta3 \quad (4.29)$$

Taxa de falha da barreira D (base do módulo):

$$\lambda_D = 1 / ta4 \quad (4.30)$$

Taxa de falha da barreira E (paredes do módulo):

$$\lambda_E = 1 / ta5 \quad (4.31)$$

Taxa de falha da barreira F (geosfera):

$$\lambda_F = 1 / ta6 \quad (4.32)$$

Contudo, como mencionado, somente 100 anos (t_o) após o fechamento do repositório haverá o contato da água com a primeira barreira. Então, para o cálculo da taxa de falha, o tempo médio para falhar de cada barreira é acrescido de 100 anos. Matematicamente, isto representa o MTTF da distribuição exponencial de dois parâmetros, ou seja:

$$f(t) = \begin{cases} \lambda.e^{-\lambda(t-t_o)} & t \geq t_o \\ 0 & t < t_o \end{cases} \quad \text{cujo tempo médio para falhar é } MTTF = \frac{1}{\lambda} + t_o$$

4.3 Probabilidade de Falha

O sistema que apresenta redundância em espera, difere do sistema paralelo ativo porque uma unidade é mantida em reserva e somente entra em operação quando ocorre a falha da primeira unidade. Por esta razão, muitas vezes é chamado de sistema em paralelo passivo. Segundo LEWIS (1996), sistemas em paralelo passivo são satisfatoriamente analisados pelo método de Markov por sua natureza de sistema em reserva envolver dependência entre componentes.

É utilizada a abordagem markoviana para a obtenção da probabilidade de falha do sistema. A análise markoviana possibilita realizar a análise da confiabilidade de sistemas nos quais os componentes apresentam dependências entre si. Tais dependências podem ocorrer, p. ex., em sistemas onde existam componentes em reserva, onde exista carga compartilhada, onde o ambiente operacional se altere com o tempo. (LINS, 2003)

Para um sistema com N componentes onde cada componente pode estar em funcionamento ou falho, existem 2^N combinações de estados possíveis que podem ser agrupados em estados de sucesso e estados de falha. (RAMAKUMAR, 1993; McCORMICK, 1981; LEWIS, 1996). Um estado é definido como uma dada combinação entre operação e falha dos componentes, que para o sistema em estudo é a combinação entre sucesso e falha de cada barreira.

O critério de falha para cada barreira do módulo é definido em função do tempo médio para falhar e apresentado no item 4.1.8. O critério de falha do módulo, para cada radionuclídeo k , é a falha das barreiras \bar{A} e \bar{B} e \bar{C} e $(\bar{D}$ ou $\bar{E})$ e \bar{F} , isto é, o módulo falha se houver liberação de atividade ou pela base ou pelas paredes do módulo. O critério de falha do repositório como um todo é a falha de pelo menos um módulo, dos oito módulos constituintes, ou seja, liberação de atividade para a biosfera.

Dentro do conjunto de estados possíveis, a passagem de um estado a outro é denominada de transição. Uma taxa de transição constante significa que ela não irá depender da trajetória para chegar a um determinado estado do sistema (NUNES, 1995). Na abordagem markoviana a probabilidade do sistema estar em um determinado estado só depende do estado imediatamente anterior e não da trajetória pregressa.

Quando a taxa de transição não é constante, como ocorre quando se considera o envelhecimento das barreiras, o sistema torna-se não-markoviano. Apesar de não ser o objetivo desta tese, tratar o envelhecimento, um modelo para tal condição, para a modelagem do módulo do repositório, é apresentado no Apêndice A.

O diagrama de transição de estados de Markov apresenta todos os estados possíveis de um sistema e todas as transições possíveis entre eles. Contudo, nem todos os estados inicialmente identificados como possíveis têm significado físico para o problema que está sendo modelado, portanto, torna-se necessária a eliminação dos que não apresentam significado.

A configuração na qual os componentes redundantes se encontram é fundamental para se estabelecer o estado que representa a falha do sistema. Para cada módulo do repositório a configuração é a apresentada na Figura 3.6.

A partir do diagrama de transição de estados de Markov é possível calcular a probabilidade de o sistema estar em cada um dos estados em função do tempo, isto é, obter o comportamento dinâmico do sistema em relação à probabilidade de falha ou a qualquer outro atributo de confiabilidade.

O objetivo da análise markoviana é calcular a probabilidade que o sistema esteja no estado i no instante t , $P_i(t)$. Portanto, para esta tese, tal análise é utilizada para calcular a probabilidade que o sistema (módulo) se encontre no(s) estado(s) que representa(m) a sua falha.

A condição inicial é que no instante inicial ($t = 0$) a probabilidade do sistema se encontrar no estado 1 (P_1) é igual à unidade e nos demais estados é zero, isto é, $P_1(0) = 1$ e $P_i(0) = 0$ para $i \neq 1$. Desde que em qualquer instante dado o sistema pode estar somente em um estado, a soma das probabilidades de todos os estados possíveis é igual à unidade; $\sum_i P_i(t) = 1$. (LEWIS, 1996)

Para determinar $P_i(t)$ é necessário deduzir um grupo de equações diferenciais, uma para cada estado do sistema, conhecidas como equações de transição de estados, pois as $P_i(t)$ são determinadas em termos das taxas nas quais as transições são realizadas de um estado a outro. A taxa de transição empregada nesta modelagem é a taxa de falha específica de cada radionuclídeo k .

A Figura 4.4 mostra o diagrama de transição de estados de Markov para o módulo do repositório constituído de 6 barreiras. Para cada radionuclídeo k modelado nesta tese há um diagrama como o indicado na figura supracitada.

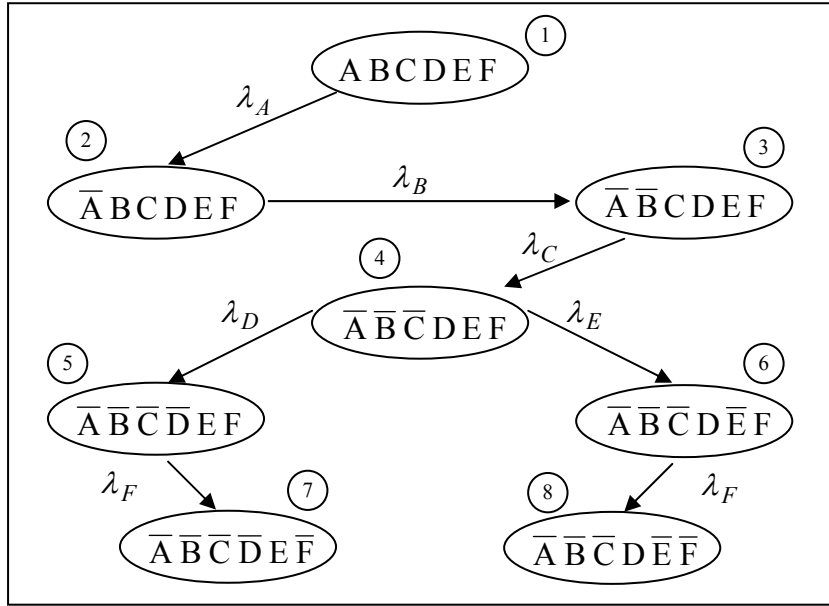


Figura 4.4 – Diagrama de transição de estado de Markov para o módulo (com 6 barreiras) para cada radionuclídeo k .

O sistema de equações que representa os estados de Markov, apresentados na Figura 4.4 para cada radionuclídeo k , é:

$$\frac{dP_1(t)}{dt} = -\lambda_A P_1(t) \quad (4.33)$$

$$\frac{dP_2(t)}{dt} = +\lambda_A P_1(t) - \lambda_B P_2(t) \quad (4.34)$$

$$\frac{dP_3(t)}{dt} = +\lambda_B P_2(t) - \lambda_C P_3(t) \quad (4.35)$$

$$\frac{dP_4(t)}{dt} = +\lambda_C P_3(t) - (\lambda_D + \lambda_E) P_4(t) \quad (4.36)$$

$$\frac{dP_5(t)}{dt} = +\lambda_D P_4(t) - \lambda_F P_5(t) \quad (4.37)$$

$$\frac{dP_6(t)}{dt} = +\lambda_E P_4(t) - \lambda_F P_6(t) \quad (4.38)$$

$$\frac{dP_7(t)}{dt} = +\lambda_F P_5(t) \quad (4.39)$$

$$\frac{dP_8(t)}{dt} = +\lambda_F P_6(t) \quad (4.40)$$

A falha do módulo ocorre quando falham as barreiras \bar{A} e \bar{B} e \bar{C} e $(\bar{D}$ ou $\bar{E})$ e \bar{F} , liberando o radionuclídeo k para biosfera. A falha pode ser representada como:

$$\bar{A} . \bar{B} . \bar{C} . \bar{D} . \bar{F} \text{ ou } \bar{A} . \bar{B} . \bar{C} . \bar{E} . \bar{F} \quad (4.41)$$

que equivale aos estados 7 e 8 do diagrama de estados de Markov apresentado na Figura 4.4. Logo, a probabilidade de falha do módulo, $P(M_j)$, é a soma da probabilidade do estado 7 (P_7) e a probabilidade do estado 8 (P_8).

Uma das causas de dependência entre as taxas de falha são componentes com carga compartilhada, quer eles sejam membros estruturais, geradores elétricos ou bombas mecânicas (LEWIS, 1996). Componentes com carga compartilhada significam que quando um componente falha, uma carga adicional é imposta aos demais aumentando a taxa de falha destes últimos. Como não é conhecido o comportamento do sistema, assume-se como pressuposto deste trabalho, um aumento de 10, 30 e 50% da taxa de falha original, para se observar o comportamento da probabilidade com a taxa de falha de cada barreira do módulo.

Como os 8 módulos do repositório são considerados em série e independentes, a probabilidade de falha do repositório (P) é a probabilidade de pelo menos um módulo do repositório falhar, dada por:

$$P = P(M_1 \cup M_2 \cup M_3 \cup M_4 \cup M_5 \cup M_6 \cup M_7 \cup M_8) \quad (4.42)$$

Reescrevendo a equação (4.42) de forma a considerar a independência, tem-se:

$$P = \prod_{j=1}^8 P(M_j) = 1 - \prod_{j=1}^8 [1 - P(M_j)] = 1 - [1 - P(M)]^8 \quad (4.43)$$

onde $P(M_j)$ é a probabilidade de falha do módulo j ($j = 1$ a 8) e é dada pela soma das probabilidades do módulo se encontrar no estado 7 (P_7) e no estado 8 (P_8) do diagrama de transição de estados de Markov, Figura 4.4. Como as probabilidades de falha dos módulos são iguais, $P(M_j) = P(M)$.

4.4 Concentração Ambiental

Neste trabalho, conjectura-se que a concentração ambiental é entendida como a concentração do radionuclídeo k que será liberada após a falha do módulo do repositório. Como o módulo é considerado como sistema cujos componentes (barreiras) estão em paralelo, o mesmo somente falhará quando as barreiras A e B e C e (D ou E) e F falharem. Como a geosfera é reputada como a última barreira do sistema repositório, a concentração ambiental é aquela disponível na fronteira da geosfera com a biosfera.

Para o cálculo da concentração ambiental, é necessário estimar a taxa de liberação de atividade (Bq/a) do módulo do repositório. A quantidade de atividade liberada por ano é estimada a partir da função densidade de probabilidade (fdp) de falha. A probabilidade de falha do módulo é dada pela soma de P_8 e P_7 , e quando derivada no intervalo de interesse, fornece a função densidade de probabilidade de falha (fdp).

A quantidade de atividade liberada por ano (Bq/a) é então o produto entre a fdp ($1/a$) e a atividade (Bq), por módulo. (CHO *et al*, 1992; NAIR e KRISHNAMOORTHY, 1999)

Dentre os radionuclídeos considerados nesta modelagem, os que apresentam famílias de decaimento são o Sr-90, Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241, Am-241 e Cm244. Para se saber o número de nuclídeos de cada membro da série radioativa em função do tempo, resolve-se um conjunto de equações diferenciais que representam as transformações radioativas sucessivas. A solução deste sistema de equações, na hipótese de que em $t = 0$ somente a substância pai está presente, foi deduzida por Bateman (KAPLAN, 1978).

Para o cálculo da atividade no período de 1000 anos são empregadas as equações de Bateman para os filhos com meia vida maiores que 10 anos. Portanto, as famílias de decaimento utilizadas foram:

- Pu-238 (87,74 anos) → U-234 ($2,445 \cdot 10^5$ anos) → Th-230 ($7,7 \cdot 10^4$ anos) → Ra-226 (1600 anos) → Pb-210 (22,3 anos)
- Pu-239 (24065 anos) → U-235 ($703,8 \cdot 10^6$ anos) → Pa-231 ($3,276 \cdot 10^4$ anos) → Ac-227 (21,773 anos)
- Pu-240 (6537 anos) → U-236 ($2,3415 \cdot 10^7$ anos) → Th-232 ($1,405 \cdot 10^{10}$ anos) → Ra-226 (1600 anos)
- Pu-241 (14,4 anos) → Am-241 (432,2 anos) → Np-237 ($2,14 \cdot 10^6$ anos) → U-233 ($1,585 \cdot 10^5$ anos) → Th-229 (7340 anos)
- Am-241 (432,2 anos) → Np-237 ($2,14 \cdot 10^6$ anos) → U-233 ($1,585 \cdot 10^5$ anos) → Th-229 (7340 anos)
- Cm-244 (18,11 anos) → Pu-240 (6537 anos) → U-236 ($2,3415 \cdot 10^7$ anos) → Th-232 ($1,405 \cdot 10^{10}$ anos) → Ra-226 (1600 anos)

A Agência Internacional de Energia Atômica (AIEA), com o intuito de desenvolver um procedimento para a análise de impacto ambiental do empreendimento a ser instalado/construído, elaborou um relatório de segurança (IAEA, 2001a). Este documento apresenta modelos genéricos que descrevem o processo ambiental em termos matemáticos para produzir um resultado quantitativo. O qual pode ser usado no processo de tomada de decisão quando se trata de descargas de substâncias radioativas para o meio ambiente.

Os modelos matemáticos para águas costeiras utilizados nesta tese são os apresentados neste relatório da AIEA (2001a). Tais modelos são baseados em equações de advecção-difusão e em regime estacionário.

A metodologia adotada nesta tese é aplicável à área da corrente de fundo que satisfaz as condições $7D < x$ e $\left| \frac{y - y_0}{x} \right| \ll 3,7$, onde D é a profundidade da água (m) no ponto de descarga do efluente radioativo, y é a direção transversal à linha costeira, y_0 é a distância (m) entre o ponto de liberação e a praia e x é a distância (m) longitudinal (ao longo da direção da corrente costeira) entre o ponto de liberação e a localização do receptor em potencial (IAEA, 2001a). A Figura 4.5 apresenta o desenho esquemático (vista planimétrica) da região de aplicação do modelo da AIEA.

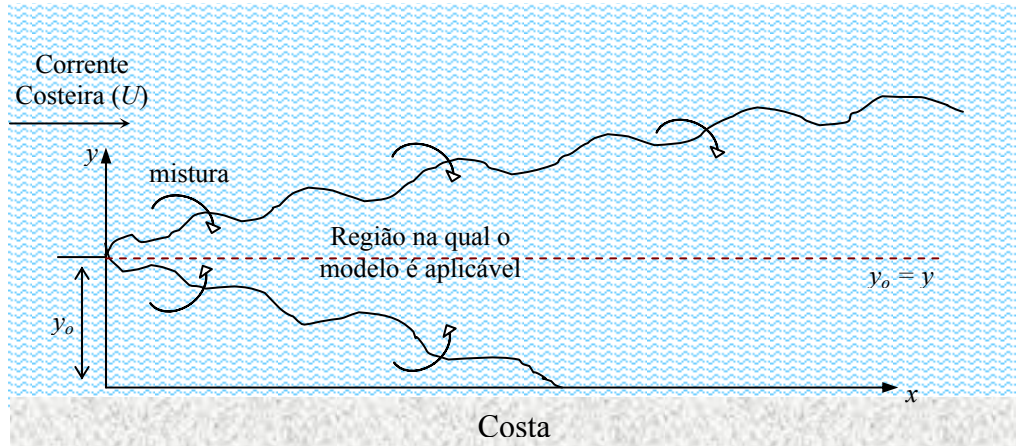


Figura 4.5 – Condições nas quais a metodologia de águas costeiras é aplicável – vista planimétrica. (adaptado de IAEA, 2001a).

Segundo IAEA (2001a), o procedimento para calcular as concentrações de radionuclídeos na água resultantes de descargas em águas costeiras é: estimar D , U e y_o ; selecionar a distância x para a pesca de peixes e crustáceos marinhos e para o contorno da costa a ser considerado para recreação; e estimar as concentrações de radionuclídeos para peixes e crustáceos e para a linha costeira através das equações (4.44) e (4.45), respectivamente.

$$C_{wa,k} = \frac{Q_k}{D \cdot \sqrt{\pi \cdot U \cdot \varepsilon_y \cdot x}} \exp\left(-\frac{\lambda_k \cdot x}{U}\right) \quad (4.44)$$

onde,

$C_{wa,k}$ é a concentração na água do radionuclídeo k para peixes e crustáceos marinhos,

(Bq/m³), quando $y = y_o$;

U é a corrente costeira (m/s);

D é a profundidade da água no ponto de descarga do efluente radioativo (m);

Q_k é a taxa de descarga média do radionuclídeo k (Bq/s);

λ_k é a constante de decaimento do radionuclídeo k (s⁻¹);

ε_y é o coeficiente de dispersão lateral (m²/s), $\varepsilon_y = 3,44 \cdot 10^{-7} \left(\frac{x}{U}\right)^{1.34}$

$$C_{wc,k} = \frac{Q_k}{D \cdot \sqrt{\pi} \cdot U \cdot \varepsilon_y \cdot x} \exp\left(-\frac{\lambda_k \cdot x}{U}\right) \exp\left(-\frac{U \cdot y_o^2}{4 \cdot \varepsilon_y \cdot x}\right) \quad (4.45)$$

onde,

$C_{wc,k}$ é a concentração na água do radionuclídeo k ao longo da linha costeira (Bq/m³).

Quando não se tem informações específicas do sítio, a AIEA recomenda (IAEA, 2001a), como padrão, utilizar 0,1m/s para a corrente costeira (U) e para a distância x , deve ser assumido o valor igual a 50 vezes a profundidade da água (D) quando não se tem determinado o local da pesca. Com base na caracterização da biosfera, item 3.2, a profundidade D é considerada igual a 10 m, x igual a 500 m e y_o igual a 50 metros.

4.4.1 Ingestão de Produtos Marinhos Contaminados

Os radionuclídeos descarregados no ambiente aquático podem ser assimilados pelos organismos vivos do ambiente. Alguns dos radionuclídeos assimilados são passados adiante pela cadeia alimentar aquática e podem eventualmente alcançar o homem. Modelos que descrevem o transporte de radionuclídeos de descargas líquidas para alimentos aquáticos têm a forma da equação a seguir, IAEA (2001a):

$$C_{af,k} = C_{wa,k} B_p / 1000 \quad (4.46)$$

onde,

$C_{af,k}$ é a concentração do radionuclídeo k no alimento aquático p (Bq/kg);

$C_{wa,k}$ é a concentração do radionuclídeo k dissolvido na água (Bq/m³), determinada pela equação (4.44);

B_p é a razão entre a concentração do radionuclídeo k no alimento aquático p e sua concentração dissolvida na água (Bq.kg⁻¹/Bq.L⁻¹, ou L/kg), conhecido como fator de bioacumulação, apresentados na Tabela 3.5;

1000 é o fator de conversão de m³ para L.

4.4.2 Recreação em Ambientes Contaminados

Quando os sedimentos do mar interagem com os radionuclídeos dissolvidos na água, a concentração de radionuclídeos na fase dissolvida pode diminuir devido à adsorção dos radionuclídeos nas partículas dos sedimentos. Conseqüentemente, a concentração dos radionuclídeos nos sedimentos em suspensão e nos leitos dos corpos d'água pode aumentar devido à referida adsorção. Sedimentos de fundo podem conter radionuclídeos devido à deposição de sedimentos em suspensão e pela adsorção direta dos radionuclídeos dissolvidos na água.

A concentração de radionuclídeos nos sedimentos costeiros ou de praias, leva em consideração o decaimento radioativo enquanto o radionuclídeo é acumulado no sedimento de praia e pode ser assumida como (IAEA, 2001a):

$$C_{s,k} = \frac{(0,1)(0,001)k_{d_s} \cdot 60 \cdot C_{wc,k}}{1 + 0,001 \cdot S_s \cdot k_{d_s}} \times \frac{1 - e^{-\lambda_k T_e}}{\lambda_k T_e} \quad (4.47)$$

onde,

$C_{s,k}$ é a concentração do radionuclídeo k no sedimento de praia (Bq/kg);

$C_{wc,k}$ é a concentração do radionuclídeo k na água ao longo da linha costeira (Bq/m³), equação (4.45);

k_{d_s} é o coeficiente de distribuição para o radionuclídeo no sedimento (L/kg), apresentados na Tabela 3.5;

S_s é a concentração do sedimento em suspensão (kg/m³ ou g/L); e

T_e é o tempo efetivo de acumulação (s)

A concentração do sedimento em suspensão (S_s) varia amplamente dependendo das características do corpo d'água. Na ausência de valor específico, a AIEA (IAEA, 2001a), recomenda como valor padrão uma concentração igual a $1 \cdot 10^{-2}$ kg/m³ para o mar costeiro. Para fornecer uma estimativa conservativa de $C_{s,k}$, o valor padrão para o tempo efetivo de acumulação (T_e) é de $3,15 \cdot 10^7$ segundos (1 ano).

4.5 Taxa de Dose

A via de exposição humana à radiação, como resultado da liberação líquida de radionuclídeo do repositório, é a liberação para o mar: ingestão de produtos marinhos contaminados e recreação em ambientes contaminados. Os modelos utilizados para o cálculo das doses associadas à liberação para o mar são genéricos para uso de avaliação de impacto de descargas de substâncias radioativas para o meio ambiente, e indicados pela AIEA (IAEA, 2001a).

Com base na CNEN (1988a), dose absorvida é a relação entre a energia média depositada pela radiação e um volume elementar de matéria atingido. A dose equivalente, ou simplesmente dose, é a grandeza equivalente à dose absorvida no corpo humano, modificada de modo a construir uma avaliação do efeito biológico da radiação. E a dose equivalente efetiva, muitas vezes chamada de dose efetiva, é a relação entre a dose equivalente média e o fator de ponderação para o tecido ou órgão.

4.5.1 Ingestão de Produtos Marinhos Contaminados

As doses por ingestão para crianças e adultos são calculadas usando a equação geral (IAEA, 2001a):

$$E_{ing,p,k} = C_{af,k} H_p DF_{ing} \quad (4.48)$$

onde,

$E_{ing,p,k}$ é a dose efetiva anual de consumo do radionuclídeo k no alimento p (Sv/a);

$C_{af,k}$ é a concentração do radionuclídeo k no alimento p na hora do consumo (Bq/kg), equação (4.46);

H_p é a taxa de consumo por alimento p (kg/a), apresentada na Tabela 3.7;

DF_{ing} é o coeficiente de dose por ingestão do radionuclídeo k (Sv/Bq), apresentado na Tabela 3.6.

4.5.2 Recreação

A dose efetiva anual devido à exposição externa E_m (Sv/a) de sedimentos contaminados com o radionuclídeo k é dada por (IAEA, 2001a):

$$E_{m,k} = C_{s,k} DF_{gr} O_f \quad (4.49)$$

onde,

$C_{s,k}$ é a concentração do radionuclídeo k no sedimento de praia (Bq/kg), equação (4.47);

DF_{gr} é o coeficiente de dose por exposição a depósitos no solo (Sv/a por Bq/m²), apresentado na Tabela 3.6.;

O_f é a fração do ano na qual um membro do grupo crítico hipotético é exposto neste caminho de exposição, apresentada na Tabela 3.7.

4.6 Risco Anual

Para esta modelagem, o risco de fatalidade por câncer é calculado para cada faixa etária do grupo crítico, levando em consideração os quatorze radionuclídeos e os oito módulos constituintes do repositório.

Em cada módulo j há um risco de fatalidade por câncer devido à liberação do radionuclídeo k ($R_{j,k}$), dado pela equação (4.50).

$$R_{j,k} = P(M_j)_k \cdot F_D \cdot E_{j,k} \quad (4.50)$$

onde,

$P(M_j)_k$ é a probabilidade de falha de módulo j ($j = 1$ a 8) com relação ao radionuclídeo k ($k = 1$ a 14);

F_D é o coeficiente de risco (Sv⁻¹), $5 \cdot 10^{-2}$ Sv⁻¹; e

$E_{j,k}$ é a dose efetiva anual (Sv/a) associada à falha do módulo j ($j = 1$ a 8) para o radionuclídeo k ($k = 1$ a 14). Representa a soma das doses efetivas anuais, conforme equação (4.51).

$$E_{j,k} = E_{ing,peixe,k} + E_{ing,crustáceo,k} + E_{imk} \quad (4.51)$$

onde,

$E_{ing,peixe,k}$ é a dose efetiva anual de consumo do radionuclídeo k no peixe (Sv/a), dada pela equação (4.48);

$E_{ing,crustáceo,k}$ é a dose efetiva anual de consumo do radionuclídeo k no crustáceo (Sv/a), dada pela equação (4.48);

$E_{m,k}$ é a dose efetiva anual devido à exposição externa de sedimentos contaminados com o radionuclídeo k (Sv/a), dada pela equação (4.49);

O coeficiente de risco para exposição a níveis baixos de radiação ionizante representa a possibilidade de contrair um efeito deletério à saúde induzido por radiação por unidade de dose. Por exemplo, para o efeito deletério de câncer fatal, o valor do coeficiente de risco é 5.10^{-2} .(ICRP, 1990)

O risco associado a cada um dos módulos (R_j) é a soma dos riscos de fatalidade por câncer devido à liberação do radionuclídeo k , dado pela equação (4.52).

$$R_j = \sum_{k=1}^{14} R_{j,k} \quad (4.52)$$

Para o repositório, o risco (R) é a soma dos riscos de fatalidade por câncer de cada módulo j (R_j), dado pela equação (4.53).

$$R = \sum_{j=1}^8 R_j \quad (4.53)$$

A equação (4.53) representa o risco de um membro do grupo crítico vir a morrer devido a câncer como consequência da ingestão de alimento e do contato com sedimento, ambos contaminados pelos radionuclídeos existentes no repositório, caso sejam liberados para a biosfera.

5 Resultados e Discussão

5.1 Estimação do MTTF e da Taxa de Falha

O comportamento da condutividade hidráulica, em m/a, e da massa específica do concreto quando se varia a porosidade do concreto, obtida a partir das equações 3.2 e 3.4, está representado na Figura 5.1.

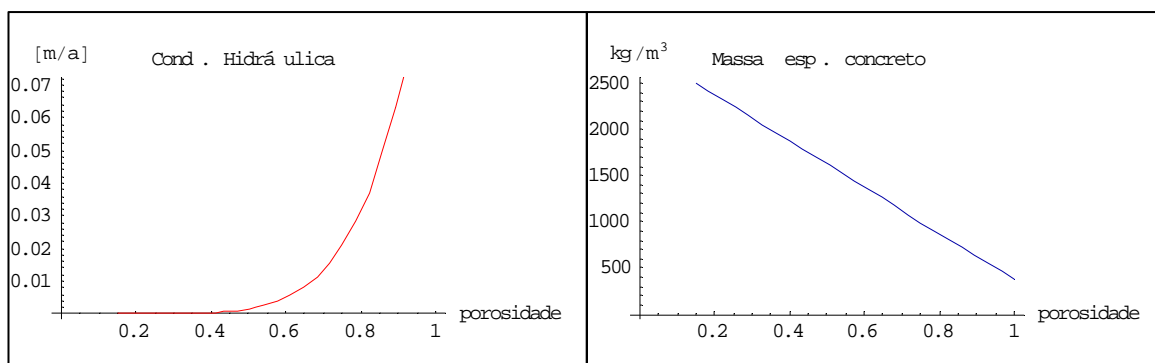


Figura 5.1 – Variação da condutividade hidráulica e massa específica com a porosidade.

As equações que melhor ajustam a condutividade hidráulica, porosidade e massa específica do concreto para os três pontos analisados e apresentados na Figura 3.9, estão a seguir.

Condutividade Hidráulica (m/a):

$$K(t) = 3.10^{-7} t^2 - 10^{-4} t + 8.10^{-7} \quad (5.1)$$

Porosidade:

$$p(t) = 3.10^{-7} t^2 + 5.10^{-4} t + 0,15 \quad (5.2)$$

Massa específica (kg/m³):

$$\rho(t) = -7.10^{-4} t^2 - 1.375t + 2500 \quad (5.3)$$

A equação para o coeficiente de distribuição do concreto para os radionuclídeos considerados na modelagem (utilizando os valores conservativos de k_d da Tabela 3.2) é apresentada na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Equação para o coeficiente de distribuição para cada radionuclídeo.

Radionuclídeo	k_d (m ³ /kg) no concreto			
	t = 0 ano	t = 500 anos	t = 1000 anos	Equação
Co	0,1	0,01	0,001	$0,1 \cdot \exp(-0,0046 \cdot t)$
Ni	1	0,1	0,01	$\exp(-0,0046 \cdot t)$
Sr	0,001	0,0001	0,00001	$0,001 \cdot \exp(-0,0046 \cdot t)$
Tc	0,05	0,005	0,0005	$0,05 \cdot \exp(-0,0046 \cdot t)$
I	0,001	0,0001	0,00001	$0,001 \cdot \exp(-0,0046 \cdot t)$
Cs	0,01	0,001	0,0001	$0,01 \cdot \exp(-0,0046 \cdot t)$
Pu	0,1	0,01	0,001	$0,1 \cdot \exp(-0,0046 \cdot t)$
Am	0,05	0,005	0,0005	$0,05 \cdot \exp(-0,0046 \cdot t)$
Cm	0,05	0,005	0,0005	$0,05 \cdot \exp(-0,0046 \cdot t)$

As equações 5.1, 5.2 e 5.3, bem como as apresentadas na Tabela 5.1 são utilizadas para se estimar o tempo médio para falhar de cada barreira do módulo, conforme descrito nos itens 4.1.2 a 4.1.7.

O tempo médio de falha para cada barreira do módulo do repositório está apresentado na Tabela 5.2. Para fins de comparação, a referida tabela também apresenta os valores médios do coeficiente de retardo no concreto e os valores do coeficiente de retardo na geosfera para os radionuclídeos considerados.

Como o tempo para falhar das barreiras do repositório em estudo segue, por hipótese, uma exponencial, a taxa de falha de cada barreira será o inverso do MTTF. Contudo, como mencionado, somente a partir de 100 anos após o fechamento do repositório haverá o contato da água com a primeira barreira. Então, para o cálculo da taxa de falha, o tempo médio para falhar de cada barreira é acrescido de 100 anos. A Tabela 5.3 apresenta os valores das taxas de falha utilizados para o cálculo da probabilidade de falha de cada barreira.

Tabela 5.2 – Tempo médio para cada barreira falhar para os radionuclídeos, sem o deslocamento dos 100 anos iniciais.

	Co	Ni	Sr	Tc	I	Cs	Pu	Am/Cm
Coefficiente de Distribuição (kd)*								
kd – concreto	0,1	1	0,001	0,05	0,001	0,01	0,1	0,05
kd – geosfera	0,05	0,05	0,002	0,0	0,0002	0,05	0,5	0,04
Coefficiente de Retardo (Fr)								
Fr – concreto (valor médio)	162,134	1.612,34	2,61134	81,5671	2,61134	17,1134	162,134	81,5671
Fr - geosfera	67.366	67.366	2695,6	1	270,46	67366	673.651	53.893
Tempo Médio em ano								
Cobertura (ta1)	7,999							
Camada sup. (ta2)	2,844							
Packages (tr3h)	2.045,37	4.689,84	1.261,07	1.763,28	1.261,07	1.412,46	2.045,37	1.763,28
Base (tr4)	3,23565	7,41902	1,99493	2,78939	1,99493	2,23442	3,23565	2,78939
Paredes (tr5)	2,08006	4,76937	1,28245	1,79318	1,28245	1,43642	2,08006	1,79318
Geosfera (tr6)	14.696,8	14.696,8	588,081	0,2182	59,0045	14.696,8	146.966	11.757,5

* valores conservativos de k_d da Tabela 3.2

Como o coeficiente de retardo depende da porosidade, massa específica e coeficiente de distribuição, equação (4.7), e o coeficiente de distribuição (kd) é o único parâmetro que depende do radionuclídeo, então este direciona o resultado do coeficiente de retardo. Portanto, quanto maior o coeficiente de distribuição, maior será o coeficiente de retardo, tanto para o concreto como para a geosfera.

O tempo médio para falhar de cada barreira é maior para os radionuclídeos que apresentam maior coeficiente de retardo (Fr). Pois quanto maior o Fr , mais tempo o radionuclídeo levará para transitar pela barreira, Tabela 5.2. Como se está trabalhando com a distribuição exponencial, quanto maior o tempo médio de falha da barreira, menor é a sua taxa de falha, Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Taxa de falha para cada barreira, considerando deslocamento dos 100 anos iniciais

	Co	Ni	Sr	Tc	I	Cs	Pu	Am/Cm
Tempo Médio em ano								
Cobertura (λ_A)	9,259E-03							
Camada sup. (λ_B)	9,723E-03							
Packages (λ_C)	4,661E-4	2,088E-4	7,347E-4	5,367E-4	7,347E-4	6,612E-4	4,661E-4	5,367E-4
Base (λ_D)	9,687E-3	9,309E-3	9,804E-3	9,729E-3	9,804E-3	9,781E-3	9,687E-3	9,729E-3
Paredes (λ_E)	9,796E-3	9,545E-3	9,873E-3	9,824E-3	9,873E-3	9,858E-3	9,796E-3	9,824E-3
Geosfera (λ_F)	6,758E-5	6,758E-5	1,453E-3	9,978E-3	6,289E-3	6,758E-5	6,800E-6	8,433E-5

5.2 Probabilidade de Falha

Resolvendo o sistema de equações diferenciais do modelo markoviano, obtém-se a probabilidade do módulo se encontrar, no instante t , em cada um dos estados do diagrama apresentado na Figura 4.4, para cada radionuclídeo. A equação que representa a probabilidade de falha do módulo, ou seja, a probabilidade do sistema estar no estado 7 ou no estado 8 ($P_7 + P_8$), é a função distribuição acumulada dada por:

$$F_{sis}^k(t) = 1 + \frac{(\Psi_1 + \Psi_2 + \Psi_3 + \Psi_4 + \Psi_5)}{\prod_{n=1}^{11} \Lambda_n} \quad (5.4)$$

onde,

$$\begin{aligned} \Psi_1 &= -\lambda_A \cdot \lambda_B \cdot \lambda_C \cdot e^{-\lambda_F \cdot t} \cdot \Lambda_1 \cdot \Lambda_2 \cdot \Lambda_3 \cdot \Lambda_5 \cdot \Lambda_6 \cdot \Lambda_8 \cdot (\Lambda_{10})^2 \\ \Psi_2 &= +\lambda_A \cdot \lambda_B \cdot \lambda_C \cdot \lambda_F \cdot e^{-(\lambda_D + \lambda_E) \cdot t} \cdot \Lambda_1 \cdot \Lambda_2 \cdot \Lambda_4 \cdot \Lambda_5 \cdot \Lambda_7 \cdot \Lambda_9 \cdot \Lambda_{10} \\ \Psi_3 &= -\lambda_A \cdot \lambda_B \cdot \lambda_F \cdot e^{-\lambda_C \cdot t} \cdot \Lambda_1 \cdot \Lambda_3 \cdot \Lambda_4 \cdot \Lambda_6 \cdot \Lambda_7 \cdot (\Lambda_{10})^2 \cdot \Lambda_{11} \\ \Psi_4 &= +\lambda_A \cdot \lambda_C \cdot \lambda_F \cdot e^{-\lambda_B \cdot t} \cdot \Lambda_2 \cdot \Lambda_3 \cdot \Lambda_4 \cdot \Lambda_8 \cdot \Lambda_9 \cdot (\Lambda_{10})^2 \cdot \Lambda_{11} \\ \Psi_5 &= -\lambda_B \cdot \lambda_C \cdot \lambda_F \cdot e^{-\lambda_A \cdot t} \cdot \Lambda_5 \cdot \Lambda_6 \cdot \Lambda_7 \cdot \Lambda_8 \cdot \Lambda_9 \cdot (\Lambda_{10})^2 \cdot \Lambda_{11} \end{aligned}$$

$$e, \quad \begin{aligned} \Lambda_1 &= \lambda_A - \lambda_B & \Lambda_5 &= \lambda_B - \lambda_C & \Lambda_8 &= \lambda_C - \lambda_D - \lambda_E & \Lambda_{10} &= \lambda_D + \lambda_E \\ \Lambda_2 &= \lambda_A - \lambda_C & \Lambda_6 &= \lambda_B - \lambda_D - \lambda_E & \Lambda_9 &= \lambda_C - \lambda_F & \Lambda_6 &= \lambda_D + \lambda_E - \lambda_F \\ \Lambda_3 &= \lambda_A - \lambda_D - \lambda_E & \Lambda_7 &= \lambda_B - \lambda_F & & & & \\ \Lambda_4 &= \lambda_A - \lambda_F & & & & & & \end{aligned}$$

O sistema de equações diferenciais do modelo markoviano, equações 4.33 a 4.40, para cada radionuclídeo, foi resolvido analiticamente utilizando o programa Mathematica 5.0. A validação da solução analítica se deu através da comparação com a resolução numérica, utilizando o mesmo programa, do sistema de equações supracitado. A equação 5.4 foi obtida a partir da soma da probabilidade P_7 e P_8 , ambas obtidas como descrito acima.

A Tabela 5.4 apresenta os valores das probabilidades de falha do módulo para cada radionuclídeo nos instantes 300 e 1.000 anos após o fechamento do repositório. O comportamento da probabilidade de falha com o tempo está apresentado nas Figuras 5.3 e 5.4.

Tabela 5.4 – Probabilidade de falha do módulo para os radionuclídeos em 300 e 1.000 anos

Radionuclídeos	P (300)	P (1.000)
I	$2,176.10^{-2}$	$3,399.10^{-1}$
Tc	$2,146.10^{-2}$	$2,866.10^{-1}$
Sr	$6,543.10^{-3}$	$1,759.10^{-1}$
Am / Cm	$3,044.10^{-4}$	$1,098.10^{-2}$
Cs	$2,991.10^{-4}$	$1,057.10^{-2}$
Co	$2,127.10^{-4}$	$7,813.10^{-3}$
Ni	$9,547.10^{-5}$	$3,720.10^{-3}$
Pu	$2,148.10^{-5}$	$7,991.10^{-4}$

O módulo apresenta uma maior probabilidade de falha com relação aos radionuclídeos iodo (I), tecnécio (Tc) e estrôncio (Sr). Isto se deve ao pequeno valor do coeficiente de retardo do concreto para os radionuclídeos I e Sr, igual a 2,611 para ambos, e ao valor unitário do coeficiente de retardo da geosfera para o Tc, Tabela 5.2.

Visto que o I e o Sr apresentam o mesmo valor para o coeficiente de retardo no concreto, o coeficiente de retardo na geosfera passa a ser o parâmetro determinante na obtenção da probabilidade de falha. Portanto, ao se comparar os coeficientes de retardo na geosfera destes dois radionuclídeos, o I apresenta um coeficiente de retardo dez vezes menor que o Sr, conduzindo desta maneira, a uma maior probabilidade de falha do módulo para o iodo.

Apesar do Tc apresentar um valor bem maior para o coeficiente de distribuição do concreto (81,567), o valor para o coeficiente de retardo na geosfera é igual à unidade, isto é,

não há retenção do Tc na geosfera, acarretando uma diminuição no MTTF e conseqüentemente um aumento na probabilidade de falha do módulo para este radionuclídeo.

Observa-se que nesta modelagem, onde a sorção é um dos principais fenômenos considerados, a probabilidade de falha do módulo está relacionada com o maior ou menor retardo (Fr) do radionuclídeo no meio, concreto e geosfera. Logo, a probabilidade de falha do módulo é menor para os radionuclídeos com maiores coeficientes de retardo.

Como observado na Figura 5.2, o tempo médio para a geosfera falhar é o parâmetro mais relevante para o cálculo da probabilidade de falha do módulo para cada radionuclídeo. A hipótese de explicação deste fato está relacionada com o MTTF da geosfera possuir ordem de grandeza maior se comparado com o MTTF do concreto e sua respectiva taxa de falha aparecer duas vezes no diagrama de transição de estados. Mesmo que as outras taxas de transição do referido diagrama sejam todas relacionadas ao concreto, cada barreira atua uma única vez na contenção do radionuclídeo e a geosfera atua tanto pela falha da base do módulo (barreira D) como pela falha das paredes (barreira E).

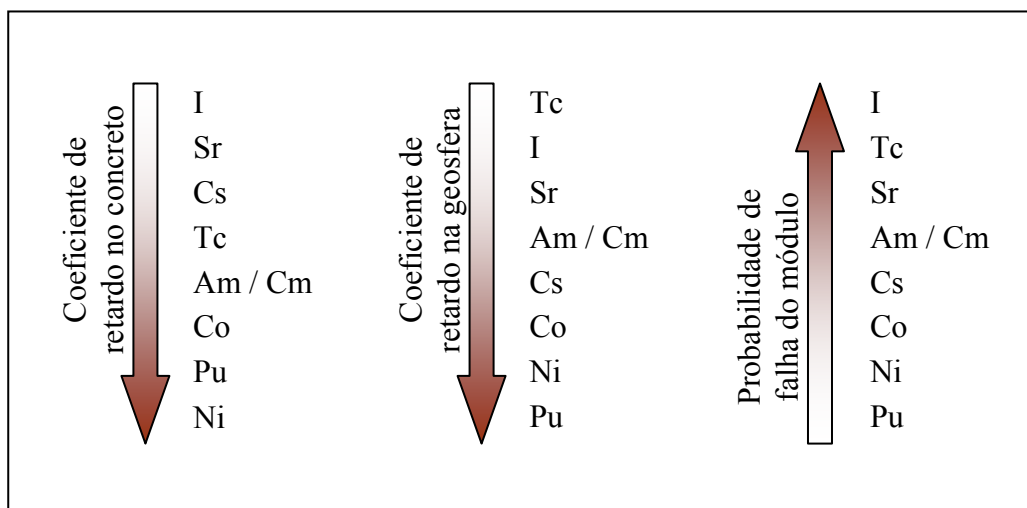


Figura 5.2 – Relação entre os coeficientes de retardo do concreto e geosfera com a probabilidade de falha do módulo. Ordem crescente dos valores dos coeficientes e decrescente dos valores da probabilidade de falha.

O comportamento da probabilidade de falha do módulo para cada radionuclídeo nos instantes 300 e 1.000 anos após o fechamento do repositório é apresentado nas Figuras 5.3 e 5.4.

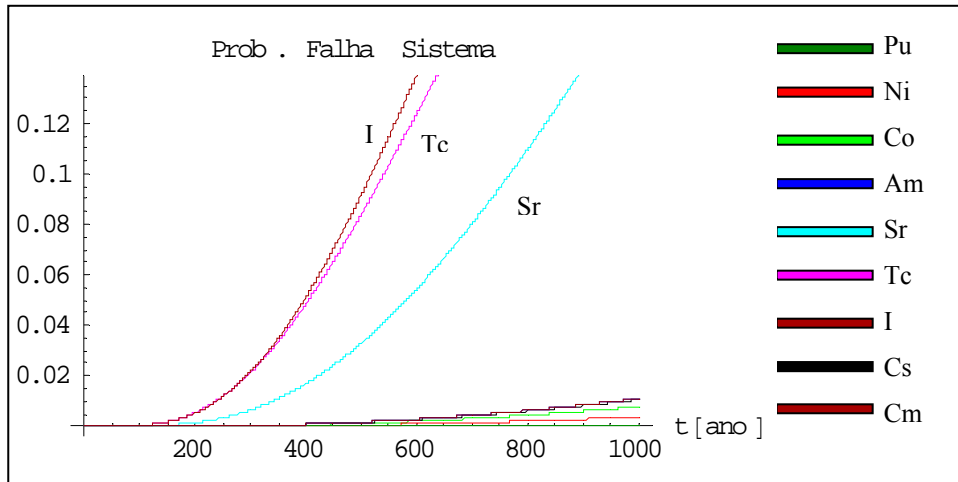


Figura 5.3 – Probabilidade de falha do módulo para os radionuclídeos considerados

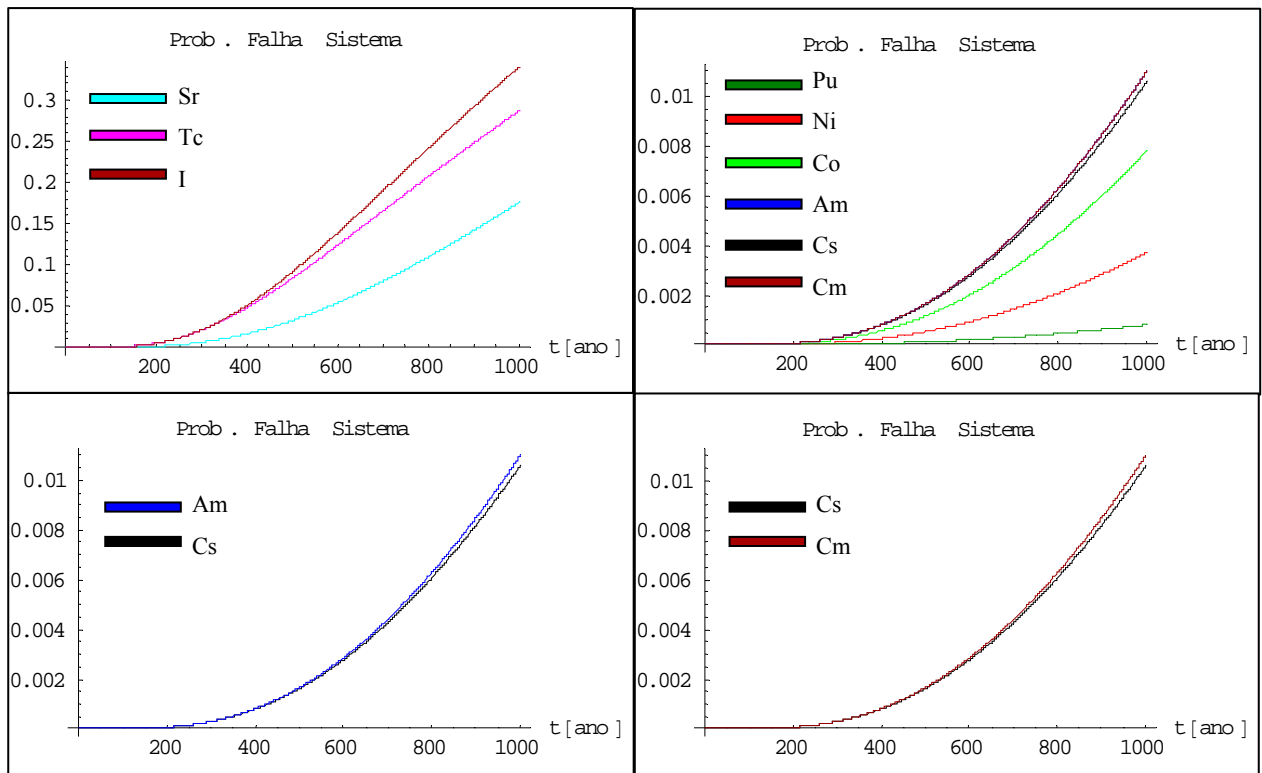


Figura 5.4 – Probabilidade de falha do módulo por grupos de radionuclídeos

A Figura 5.5 apresenta a probabilidade do módulo se encontrar em cada um dos estados do diagrama de Markov, bem como a probabilidade do módulo se encontrar no estado falho ($P = P_7 + P_8$) para o radionuclídeo iodo. O iodo foi escolhido devido o módulo apresentar a maior probabilidade de falha para este, conforme visualizado na Figura 5.3.

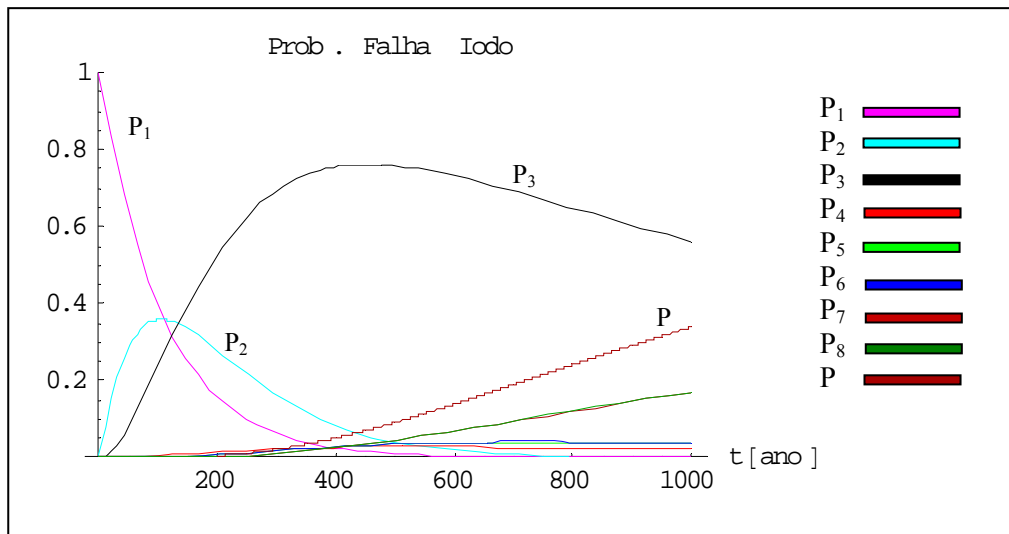


Figura 5.5 – Comportamento das probabilidades do sistema em se encontrar em cada um dos estados do diagrama de Markov para o radionuclídeo I.

Para facilitar a visualização, a Figura 5.6 apresenta o comportamento das probabilidades do estado quatro ao estado oito do diagrama de Markov. É possível observar o comportamento coincidente dos estados 7 e 8 e dos estados 5 e 6.

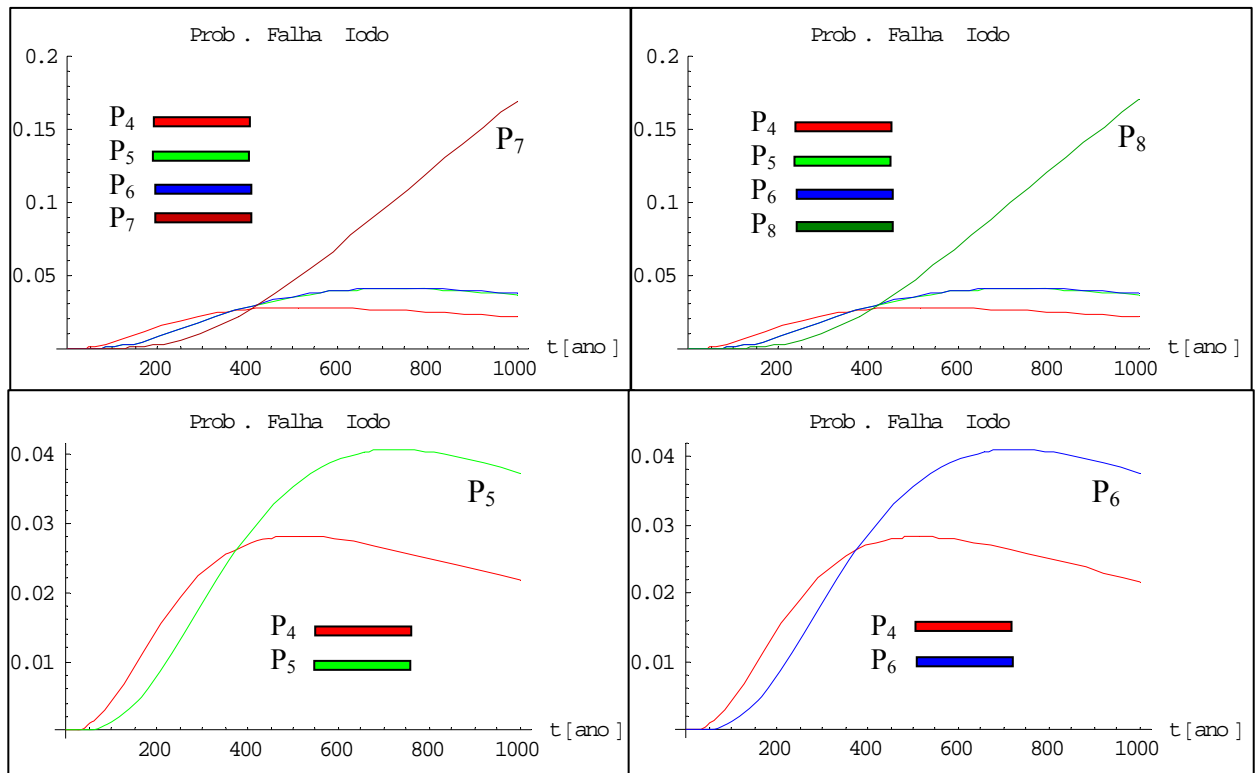


Figura 5.6 – Comportamento coincidente das probabilidades de alguns estados de Markov para o radionuclídeo iodo.

As probabilidades do módulo em estar nos estados 5 e 6 seguem o mesmo comportamento, visto que nestes estados as entradas (λ_D e λ_E) são bem próximas e as saídas são iguais (λ_F). O mesmo acontece com o comportamento da probabilidade do sistema em estar nos estados 7 e 8, pois os mesmos apresentam as mesmas entradas (λ_F) e ambos são estados absorventes.

Quando ocorre falha na primeira barreira (cobertura do módulo) aumenta o nível de estresse da barreira seguinte (camada superior) e assim, sucessivamente até a última barreira do sistema (geosfera). Contudo, como não há dados experimentais sobre o comportamento destas barreiras ao longo dos anos, há necessidade de se investigar como a probabilidade varia com a variação das taxas de falha.

A Tabela 5.5 apresenta a probabilidade de falha do módulo para os instantes 300 e 1.000 anos após o fechamento do repositório, quando a falha da primeira barreira impacta as taxas de falhas das barreiras seguintes em 10, 30 e 50% dos seus valores iniciais.

Tabela 5.5 – Probabilidade de falha do módulo para o Iodo em 300 e 1.000 anos

Iodo	P (300)	P (1.000)
λ	$2,176 \cdot 10^{-2}$	$3,399 \cdot 10^{-1}$
$1,1\lambda$	$2,777 \cdot 10^{-2}$	$3,806 \cdot 10^{-1}$
$1,3\lambda$	$4,166 \cdot 10^{-2}$	$4,549 \cdot 10^{-1}$
$1,5\lambda$	$5,759 \cdot 10^{-2}$	$5,207 \cdot 10^{-1}$

A Figura 5.7 mostra o comportamento da probabilidade de falha do módulo em 1.000 anos após o fechamento do repositório, para os diferentes incrementos na taxa de falha das barreiras.

A Tabela 5.6 apresenta o impacto percentual na probabilidade de falha do módulo a partir do acréscimo da taxa de falha de uma barreira devido à falha da barreira precedente. Os dados desta tabela são obtidos a partir da Tabela 5.5.

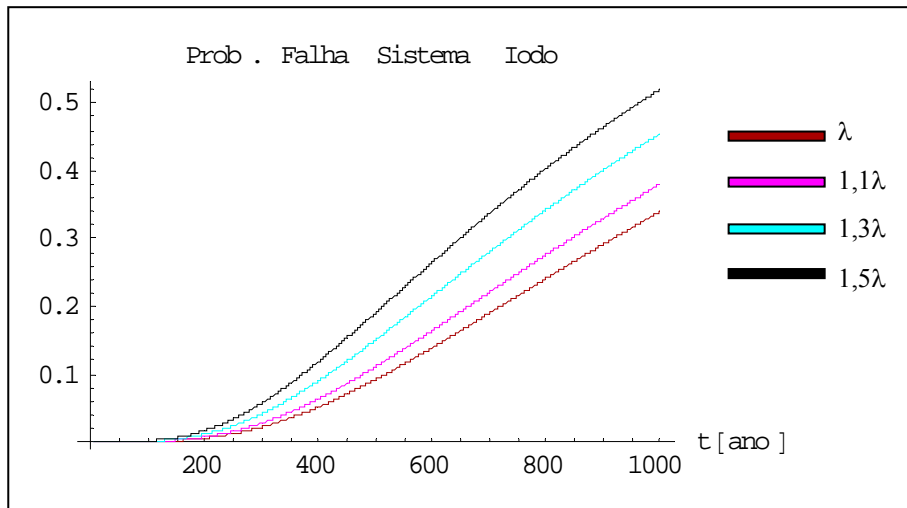


Figura 5.7 – Probabilidade de falha para o módulo com relação ao iodo para taxas de falhas diferentes.

Tabela 5.6 – Impacto percentual do aumento da taxa de falha na probabilidade de falha do módulo para 300 e 1.000 anos.

Aumento em λ	Aumento na Probabilidade de Falha	
	Em 300 anos	Em 1.000 anos
10%	24,64%	11,97%
30%	91,48%	33,83%
50%	164,69%	53,19%

O aumento da probabilidade de falha não é proporcional ao aumento da taxa de falha das barreiras. O impacto do aumento da taxa de falha na probabilidade de falha do módulo diminui com o tempo. A explicação está no comportamento da curva $dP/d\lambda$ com λ , como visualizado na Figura 5.8.

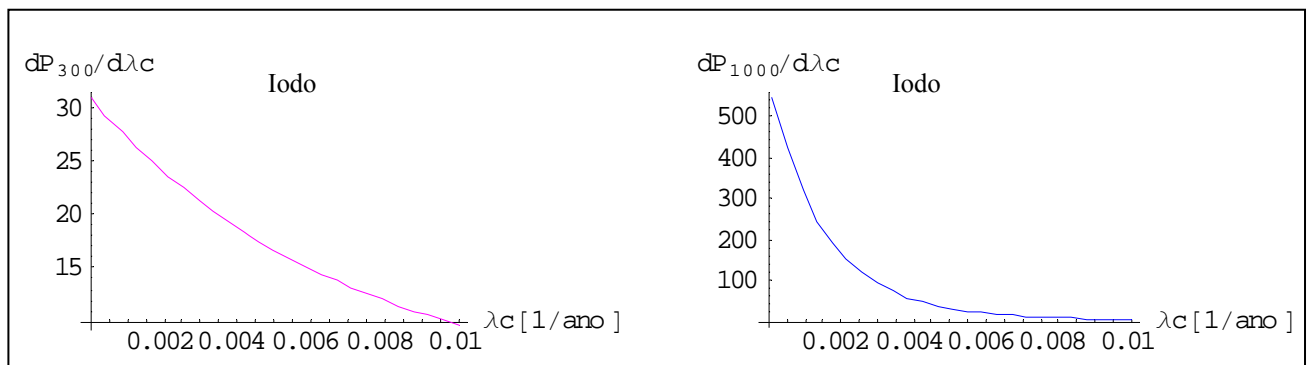


Figura 5.8 – Comportamento da derivada da probabilidade com a taxa de falha da barreira C para o Iodo, para os instantes 300 e 1.000 anos, respectivamente.

Apesar da Figura 5.8 mostrar somente a derivada da probabilidade com relação à taxa de falha da barreira C, as curvas para as demais barreiras também seguem este comportamento, diferenciando-se somente nas escalas dos eixos. Como a variação da probabilidade apresenta um comportamento exponencial quando se aumenta a taxa de falha, conforme visualizado na Figura 5.8, a probabilidade de falha do módulo sofre uma variação bem maior que a variação dada na taxa de falha, conforme apresentado na Tabela 5.6. Este fato é mais pronunciado em 300 anos do que em 1.000, visto que em 1.000 anos a inclinação da curva é mais acentuada.

Para se observar o comportamento da probabilidade de falha em um dado instante quando se varia a taxa de falha das barreiras, é realizada uma análise de sensibilidade de tal forma que para cada instante (300 e 1.000 anos), uma barreira tem sua taxa de falha variando com o tempo e as demais permanecem constantes e iguais aos valores apresentados na Tabela 5.3.

Para 300 anos, a taxa de falha da barreira A (λ_A) é variada de 10^{-8} a 0,1 falhas/ano e as demais ($\lambda_B, \lambda_C, \lambda_D, \lambda_E, \lambda_F$) são mantidas constantes, em seguida a mesma variação é dada na taxa de falha da barreira B (λ_B) e as demais ($\lambda_A, \lambda_C, \lambda_D, \lambda_E, \lambda_F$) são mantidas constantes e assim sucessivamente até que a taxa de falha da barreira F (λ_F) sofra a mesma variação e as demais ($\lambda_A, \lambda_B, \lambda_C, \lambda_D, \lambda_E$) permaneçam constantes.

Para facilitar a comparação, todas as curvas obtidas como descrito acima são plotadas em um único gráfico, Figura 5.9 para 300 anos e 5.10 para 1.000 anos para o radionuclídeo Iodo.

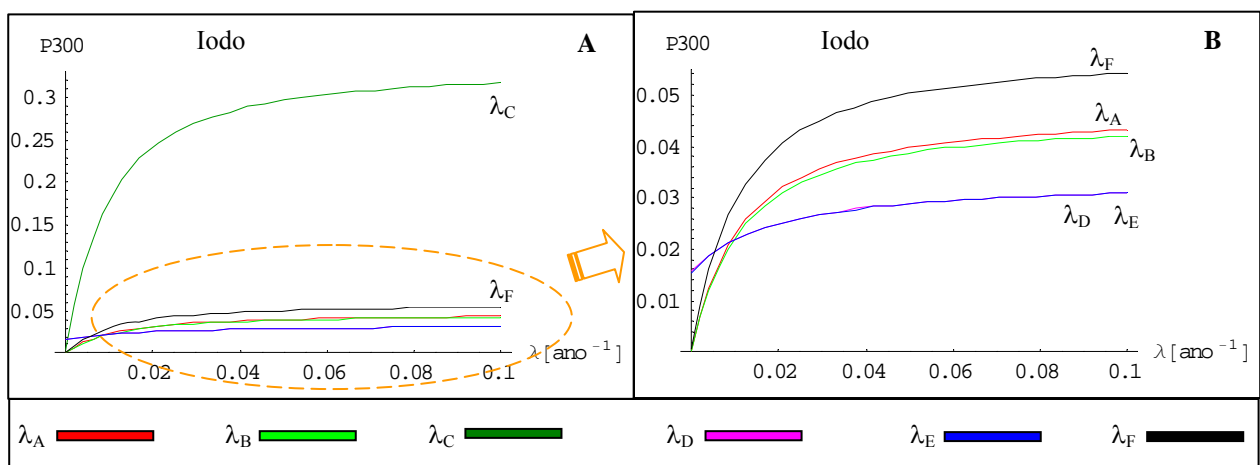


Figura 5.9 – Comportamento da probabilidade em 300 anos com a variação de uma única taxa de falha por vez para o iodo.

A Figura 5.9A apresenta o comportamento da probabilidade de falha em 300 anos quando as taxas de falhas das barreiras variam de 10^{-8} a 0,1 falhas/ano, para todas as barreiras. Para facilitar a visualização, a Figura 5.9B apresenta o comportamento da probabilidade de falha sem a barreira C. A mesma estruturação é utilizada para a Figura 5.10 (A e B).

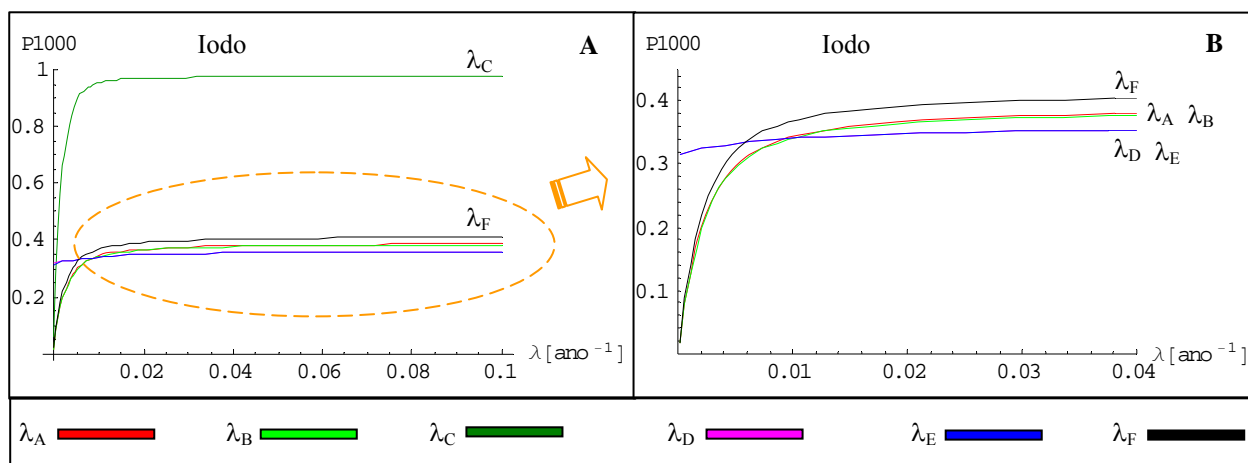


Figura 5.10 – Comportamento da probabilidade em 1.000 anos com a variação de uma única taxa de falha por vez para o iodo.

Para o Iodo, o MTTF da barreira C é o que apresenta o maior valor se comparado com as demais barreiras, inclusive o da geosfera (barreira F), logo sua taxa de falha é a menor de todas. É possível observar nas Figuras 5.9 e 5.10 que a probabilidade de falha é mais sensível para a variação das taxas de falha das barreiras que apresentam os menores valores, que para o caso do Iodo, é a barreira C, seguida pelas barreiras F, A, B, D e E. Para corroborar esta idéia, esta mesma análise é feita para o Césio, visto que este apresenta a barreira F como a de menor taxa de falha.

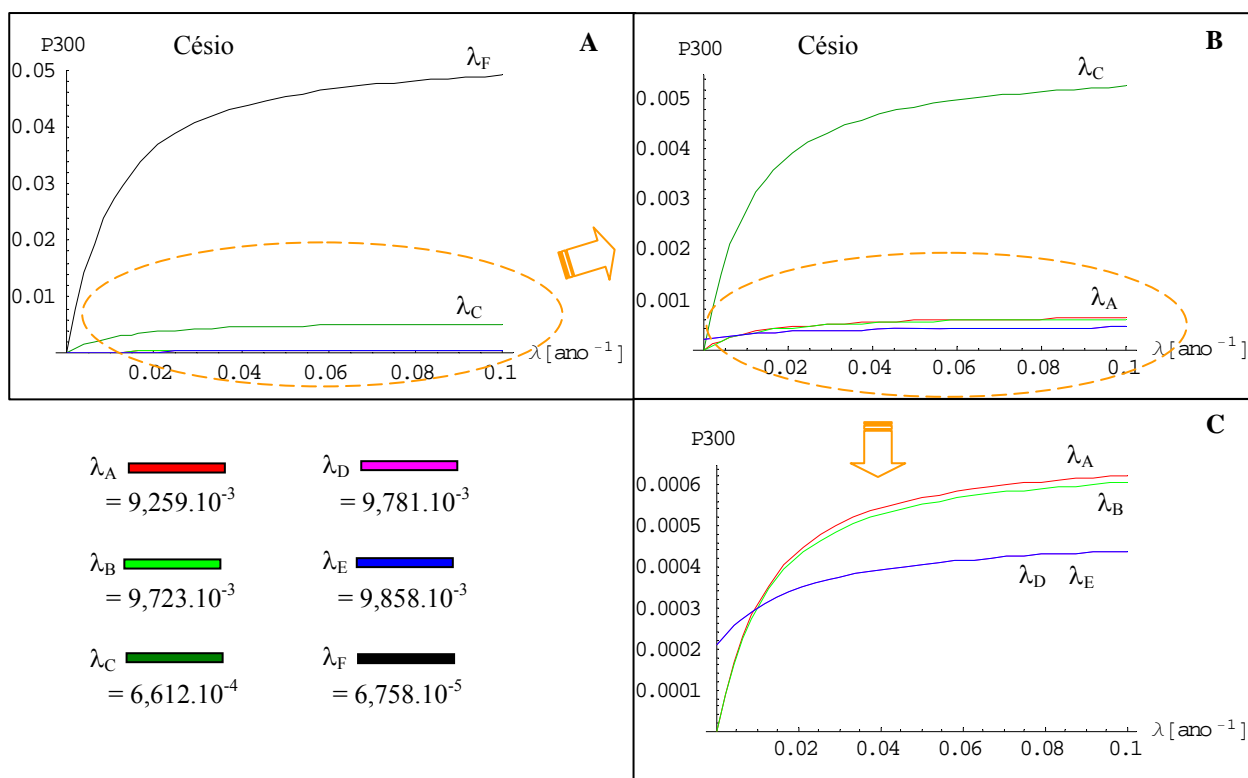


Figura 5.11 – Comportamento da probabilidade em 300 anos com a variação de uma única taxa de falha por vez para o Césio.

Os resultados mostram o mesmo comportamento apresentado para o iodo, ou seja, probabilidade de falha do sistema mais sensível aos menores valores de taxas de falha, como mostrado na Figura 5.11. Observa-se nas Figuras 5.9 a 5.11 que a partir de um determinado aumento na taxa de falha das barreiras, a probabilidade de falha do módulo passa a ser menos sensível, mantendo-se praticamente invariável, tanto em 300 como em 1.000 anos.

A Figura 5.12 (A, B, C e D) apresenta as mesmas curvas da Figura 5.11, porém para baixos valores de taxa de falha.

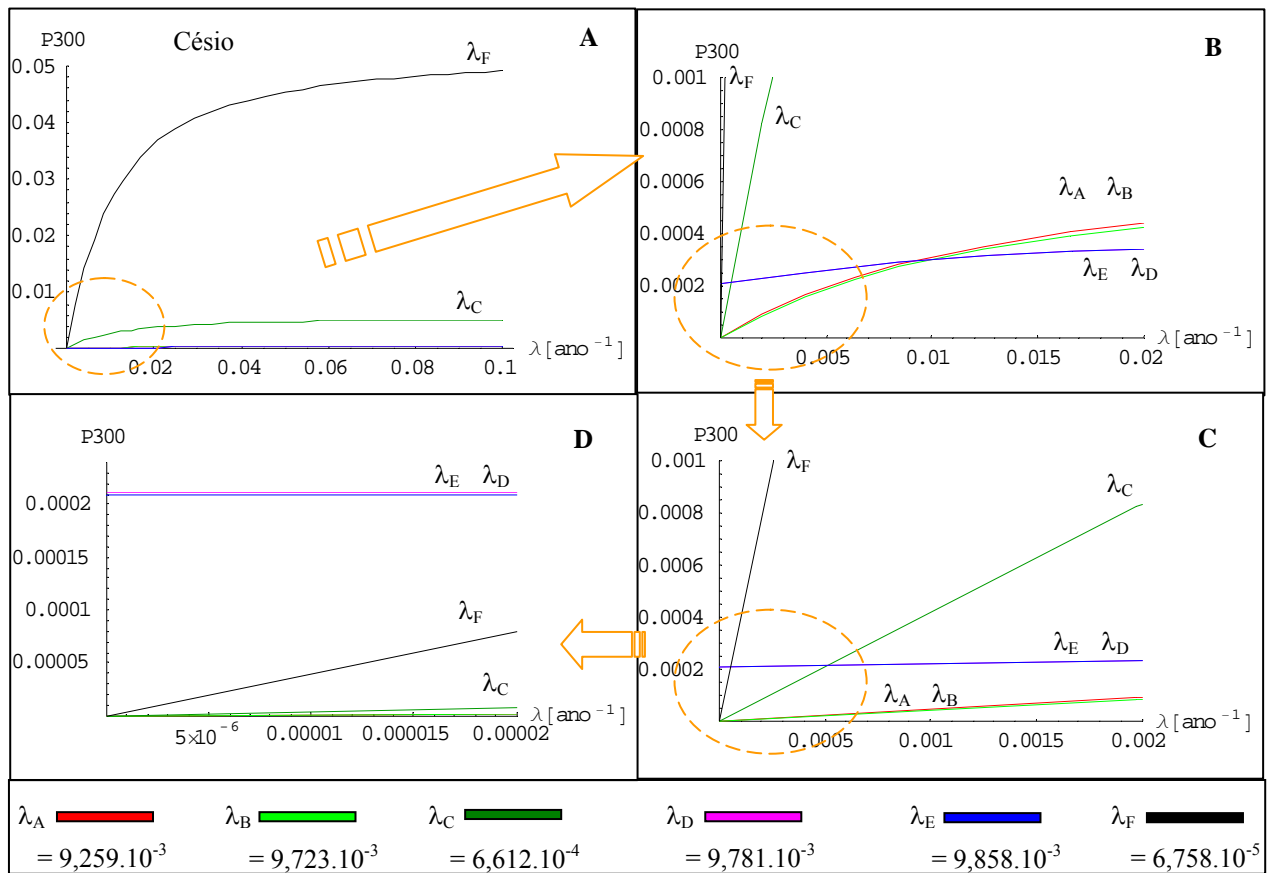


Figura 5.12 – Comportamento da probabilidade em 300 anos com a variação de uma única taxa de falha por vez, para pequenos valores de taxa de falha, para o Césio.

Apesar das taxas de falhas das barreiras E e D apresentarem valores bem próximos das taxas de falha das barreiras A e B, a probabilidade de falha do módulo é pouco sensível para as variações nas taxas de falha das barreiras D e E (cf. visualizado na Figura 5.12). Uma hipótese de explicação para tal comportamento está no fato que as duas taxas de falha, λ_E e λ_D , são as únicas que saem do mesmo estado de transição do diagrama de transição de estados de Markov (Figura 4.4), ou seja, o estado 4 é o único que apresenta duas saídas (λ_E e λ_D).

Todas as probabilidades apresentadas e discutidas acima são com relação ao um módulo do repositório. A probabilidade de falha do repositório dada pela equação 4.43 é apresentada na Tabela 5.7

Tabela 5.7 – Probabilidade de falha do repositório para os radionuclídeos em 300 e 1.000 anos – em ordem decrescente de probabilidade

Radionuclídeos	P (300)	P (1.000)
I	$1,61 \cdot 10^{-1}$	$9,64 \cdot 10^{-1}$
Tc	$1,59 \cdot 10^{-1}$	$9,33 \cdot 10^{-1}$
Sr	$5,12 \cdot 10^{-2}$	$7,87 \cdot 10^{-1}$
Am / Cm	$2,44 \cdot 10^{-3}$	$8,46 \cdot 10^{-2}$
Cs	$2,39 \cdot 10^{-3}$	$8,15 \cdot 10^{-2}$
Co	$1,70 \cdot 10^{-3}$	$6,08 \cdot 10^{-2}$
Ni	$7,63 \cdot 10^{-4}$	$2,94 \cdot 10^{-2}$
Pu	$1,72 \cdot 10^{-4}$	$6,37 \cdot 10^{-3}$

5.3 Taxa de Liberação

Quando a função densidade acumulada de falha do sistema, equação (5.4), é derivada no tempo de interesse, fornece a função densidade de probabilidade (fdp). Logo a fdp do radionuclídeo k ser liberado pela falha das barreiras no tempo t , a partir de infiltração de água de chuva é dada pela equação 5.5.

As curvas de fdp para cada radionuclídeo obtidas a partir da equação (5.5) estão apresentadas nas Figuras 5.13 a 5.15. A Figura 5.13 mostra a fdp para todos os radionuclídeos.

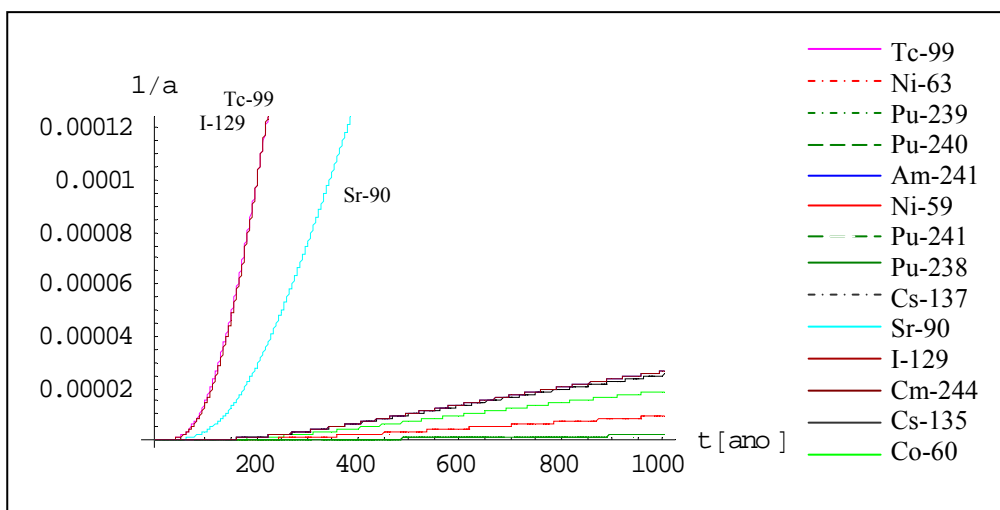


Figura 5.13 – Função densidade de probabilidade para todos os radionuclídeos.

$$f_{sis}^k(t) = \frac{(\psi_1 + \psi_2 + \psi_3 + \psi_4 + \psi_5)}{\prod_{n=1}^{11} \Lambda_n} \quad (5.5)$$

onde,

$$\begin{aligned} \psi_1 &= +\lambda_A \cdot \lambda_B \cdot \lambda_C \cdot \lambda_F \cdot e^{-\lambda_F \cdot t} \cdot \Lambda_1 \cdot \Lambda_2 \cdot \Lambda_3 \cdot \Lambda_5 \cdot \Lambda_6 \cdot \Lambda_8 \cdot (\Lambda_{10})^2 \\ \psi_2 &= -\lambda_A \cdot \lambda_B \cdot \lambda_C \cdot (\lambda_D + \lambda_E) \cdot \lambda_F \cdot e^{-(\lambda_D + \lambda_E)t} \cdot \Lambda_1 \cdot \Lambda_2 \cdot \Lambda_4 \cdot \Lambda_5 \cdot \Lambda_7 \cdot \Lambda_9 \cdot \Lambda_{10} \\ \psi_3 &= +\lambda_A \cdot \lambda_B \cdot \lambda_C \cdot \lambda_F \cdot e^{-\lambda_C \cdot t} \cdot \Lambda_1 \cdot \Lambda_3 \cdot \Lambda_4 \cdot \Lambda_6 \cdot \Lambda_7 \cdot (\Lambda_{10})^2 \cdot \Lambda_{11} \\ \psi_4 &= -\lambda_A \cdot \lambda_B \cdot \lambda_C \cdot \lambda_F \cdot e^{-\lambda_B \cdot t} \cdot \Lambda_2 \cdot \Lambda_3 \cdot \Lambda_4 \cdot \Lambda_8 \cdot \Lambda_9 \cdot (\Lambda_{10})^2 \cdot \Lambda_{11} \\ \psi_5 &= +\lambda_A \cdot \lambda_B \cdot \lambda_C \cdot \lambda_F \cdot e^{-\lambda_A \cdot t} \cdot \Lambda_5 \cdot \Lambda_6 \cdot \Lambda_7 \cdot \Lambda_8 \cdot \Lambda_9 \cdot (\Lambda_{10})^2 \cdot \Lambda_{11} \end{aligned}$$

$$e, \quad \begin{aligned} \Lambda_1 &= \lambda_A - \lambda_B & \Lambda_5 &= \lambda_B - \lambda_C & \Lambda_8 &= \lambda_C - \lambda_D - \lambda_E & \Lambda_{10} &= \lambda_D + \lambda_E \\ \Lambda_2 &= \lambda_A - \lambda_C & \Lambda_6 &= \lambda_B - \lambda_D - \lambda_E & \Lambda_9 &= \lambda_C - \lambda_F & \Lambda_6 &= \lambda_D + \lambda_E - \lambda_F \\ \Lambda_3 &= \lambda_A - \lambda_D - \lambda_E & \Lambda_7 &= \lambda_B - \lambda_F & & & & \\ \Lambda_4 &= \lambda_A - \lambda_F & & & & & & \end{aligned}$$

Como a função densidade para os radionuclídeos I-129, Tc-99 e Sr-90 apresentaram um valor maior se comparada com as demais. A Figura 5.14 mostra as fdp para este três radionuclídeos.

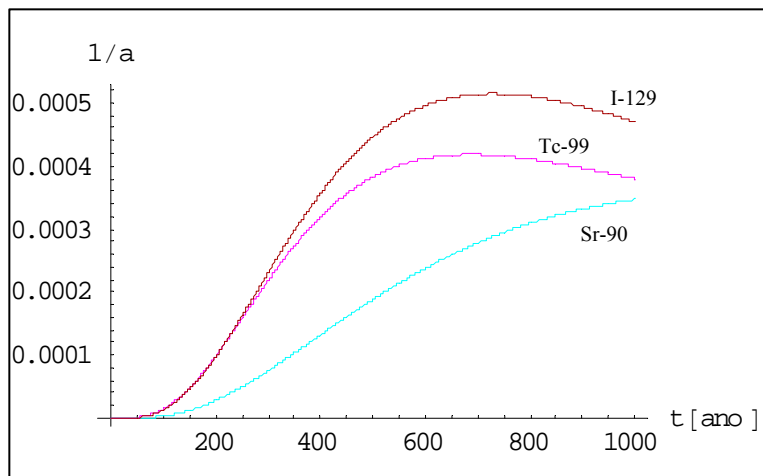


Figura 5.14 – Função densidade de probabilidade por grupos de radionuclídeos. Radionuclídeos que apresentaram maior probabilidade de falha para o módulo.

A Figura 5.15 apresenta a função densidade de probabilidade para os radionuclídeos amerício, cúrio, cério, cobalto, níquel e plutônio. Observa-se que, como a probabilidade de falha, Figuras 5.3 e 5.4, não faz distinção entre os radioisótopos, a função densidade de falha também não o faz. Por tal razão é que a fdp do amerício e do cúrio são iguais.

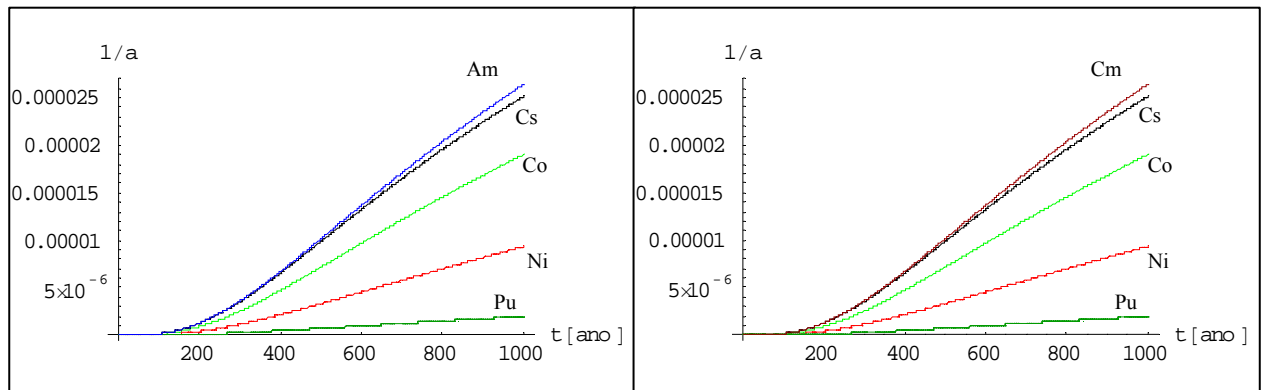


Figura 5.15 – Função densidade de probabilidade por grupos de radionuclídeos, excetuando os três radionuclídeos com maiores probabilidades de falha.

Como se está trabalhando por módulo do repositório, a atividade utilizada para a estimativa da taxa de liberação do módulo é a atividade inicial apresentada na Tabela 3.3 dividida pela quantidade de módulos existentes no repositório, que totalizam oito módulos.

As atividades dos radionuclídeos ao longo dos anos seguem o comportamento apresentado na Figura 5.16. A Figura 5.16A contém o comportamento das atividades de todos os radionuclídeos mais a atividade total durante o período de 1.000 anos. As Figuras de 5.16B a 5.16F apresentam as atividades por faixa de quantidade de atividade inicial de cada radionuclídeo.

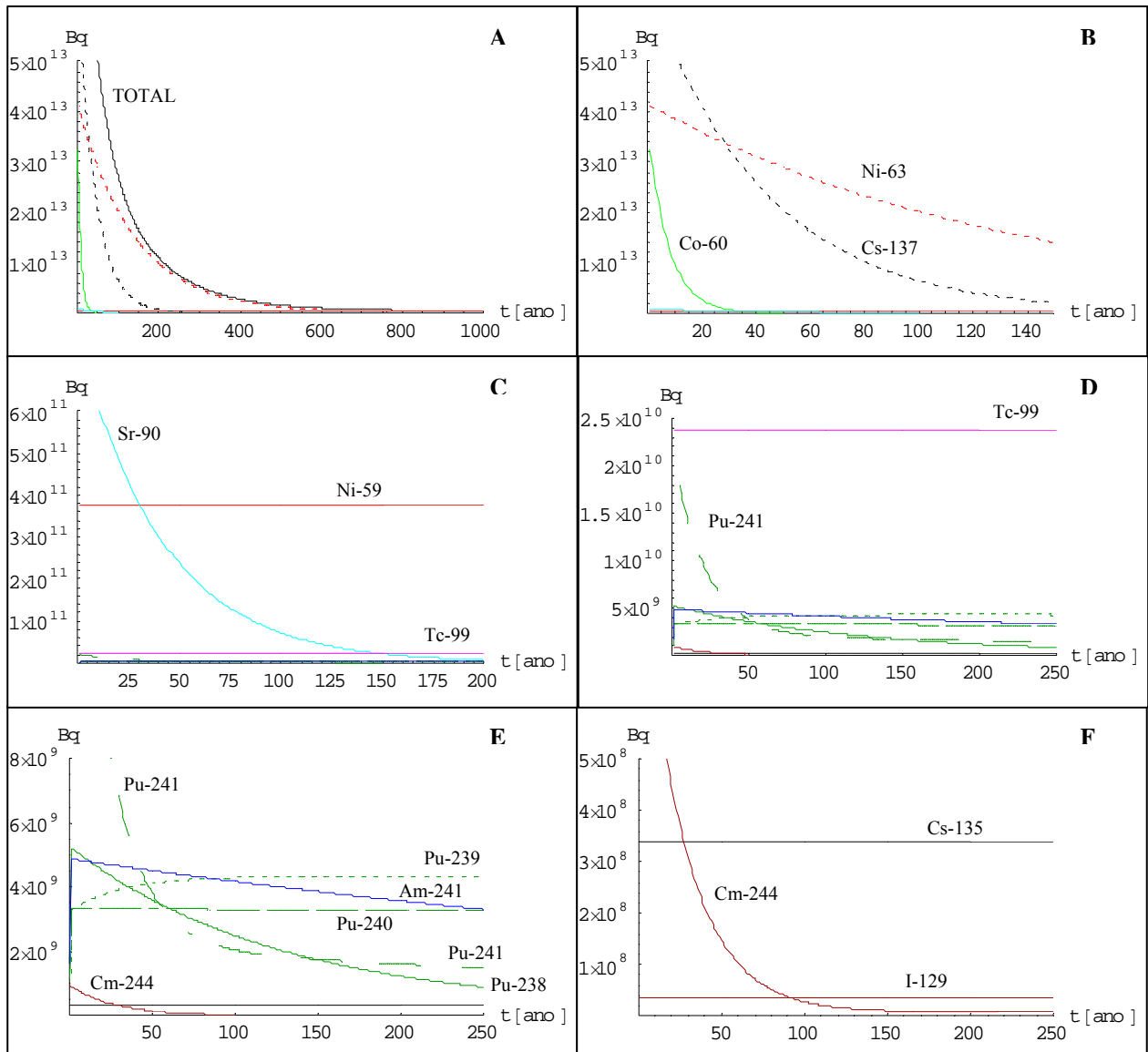


Figura 5.16 – Atividade dos radionuclídeos por módulo ao longo de 1.000 anos.

Dentre os radionuclídeos estudados, apresentados na Tabela 3.2, o que apresenta menor meia-vida é o Cobalto-60 (5,27 anos) e o de maior meia-vida é o Iodo-129 ($1,57 \cdot 10^7$ anos). A Tabela 5.8⁵ apresenta os radionuclídeos em ordem crescente de meia-vida e suas respectivas contribuições de atividade no instante inicial, ano 2050 ano hipotético de selagem do repositório.

⁵ Repetição de parte da Tabela 3.3, para conforto do leitor.

Tabela 5.8 – Ordem crescente de meia-vida dos radionuclídeos e suas respectivas contribuições de atividade no instante inicial (fechamento do repositório).

Radionuclídeo	Meia-vida (ano)	Contribuição relativa de atividade
⁶⁰ Co	5,271	23,26359%
²⁴¹ Pu	14,4	0,01521%
²⁴⁴ Cm	18,11	0,00066%
⁹⁰ Sr	29,12	0,54580%
¹³⁷ Cs	30	45,63242%
²³⁸ Pu	87,7	0,00125%
⁶³ Ni	96	29,52686%
²⁴¹ Am	432,2	0,00116%
²⁴⁰ Pu	6537	0,00080%
²³⁹ Pu	$2,4065 \cdot 10^4$	0,00078%
⁵⁹ Ni	$7,5 \cdot 10^4$	0,26843%
⁹⁹ Tc	$2,1 \cdot 10^5$	0,01700%
¹³⁵ Cs	$2,3 \cdot 10^6$	0,00024%
¹²⁹ I	$1,57 \cdot 10^7$	0,00003%

No período analisado de 1.000 anos, as atividades dos radionuclídeos Pu-240, Pu-239, Ni-59, Tc-99, Cs-135 e I-129 se apresentam praticamente inalteradas devido aos valores de suas meias-vidas (Tabela 5.8). É importante ressaltar a contribuição relativa na quantidade de atividade presente no rejeito. Para este grupo de radionuclídeos com meias-vidas mais longas, o Ni-59 é o que apresenta a maior contribuição. O radionuclídeo que mais contribui para a atividade total é o Cs-137, contudo apresenta uma meia-vida de 30 anos. Em seguida está o Ni-63, cuja meia-vida é de 96 anos, as demais contribuições estão listadas na Tabela 5.8.

As taxas de liberação de atividade do módulo do repositório para a biosfera são estimadas a partir do produto entre a função densidade de probabilidade de falha do módulo (1/ano), equação 5.5 e Figuras 5.13 a 5.15, e a atividade (Bq) ao longo dos anos, Figura 5.16. As taxas de liberação do módulo para cada radionuclídeo estão apresentadas nas Figuras 5.17 e 5.18.

A Figura 5.17 contém a taxa de liberação para todos os radionuclídeos mais a taxa de liberação total durante o período de 1.000 anos. A Figura 5.18 apresenta a taxa de liberação por grupos de radionuclídeos com taxas de ordem de grandeza aproximadas.

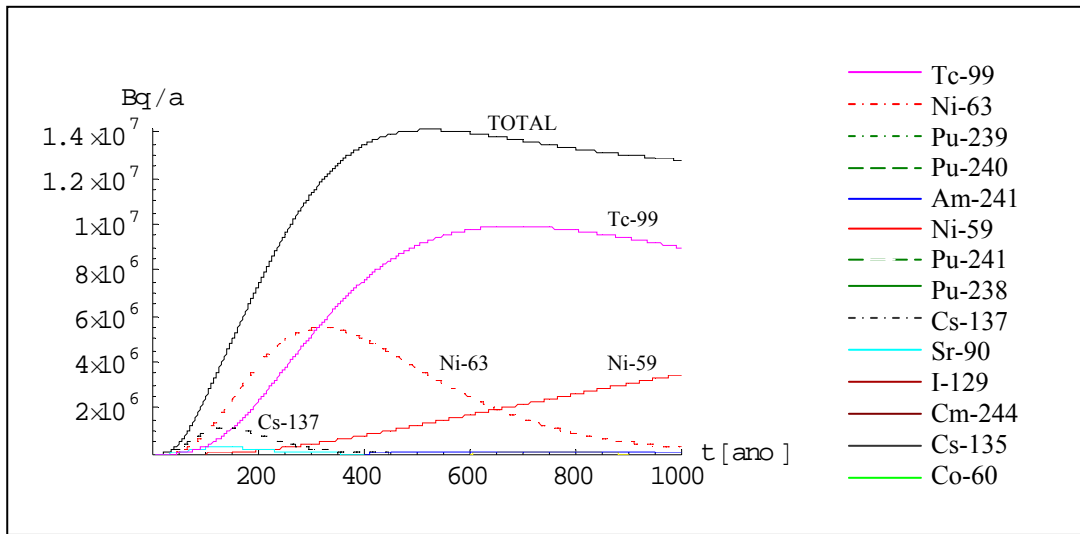


Figura 5.17 – Taxa de liberação do módulo do repositório para a biosfera para todos os radionuclídeos mais taxa de liberação total por módulo do repositório.

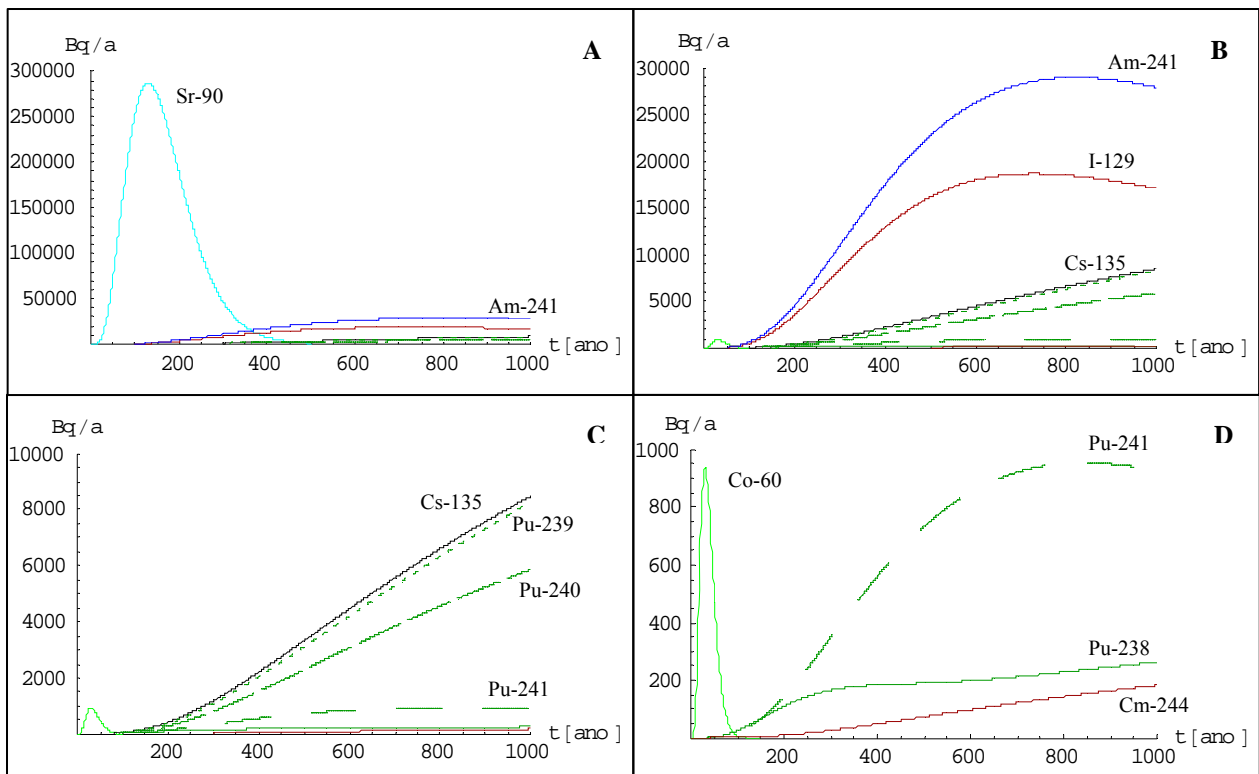


Figura 5.18 – Taxa de liberação do módulo do repositório para a biosfera por grupos de radionuclídeos.

Entre os radionuclídeos que apresentam maior probabilidade de falha do módulo, I-129, Tc-99 e Sr-90, o Tc-99 é o que apresenta maior taxa de liberação para o período analisado

(1.000 anos). Apesar do Sr-90 apresentar uma contribuição muito maior que o I-129 e Tc-99, ele tem uma meia-vida curta. Logo, sua atividade decai rapidamente se comparada com os outros dois radionuclídeos, cujas atividades permanecem praticamente inalteradas em 1.000 anos. Ao se comparar o I-129 e o Tc-99, o Tc-99 contribui muito mais que o I-129 para a atividade total presente no rejeito.

Como a taxa de liberação é o produto entre a fdp ($1/a$) e a atividade (Bq), o Ni-63 e Ni-59 são os radionuclídeos que apresentam a segunda maior taxa de liberação. Visto que ambos têm a mesma fdp, a diferença está na quantidade de atividade e na meia-vida de cada um. O Ni-63 contribui aproximadamente com 29%, mas sua meia-vida é curta se comparada com a do Ni-59. Porém o Ni-59 representa menos de 0,3% da quantidade total de atividade presente no rejeito.

Em seguida está o Cs-137 que mesmo com uma meia-vida de 30 anos, contribui com mais de 45% para a atividade total e tem a quarta maior função densidade de probabilidade. A Tabela 5.9 apresenta os picos de liberação de atividade do módulo por radionuclídeo, e o ano em que eles ocorrem.

Das Figuras 5.16 e 5.17, observa-se que somente os radionuclídeos Tc-99, Ni-63, Cs-137, Sr-90, Am-241, I-129, Co-60 e Pu-241 apresentam picos de liberação de atividade para o tempo analisado de 1.000 anos (1.000 anos após selagem do repositório). Os demais, Ni-59, Cs-135, Pu-239, Pu-240, Pu-238 e Cm-244, ainda apresentam um comportamento crescente em 1.000 anos, e para esta modelagem é considerado o valor da taxa de liberação em 1.000 anos como sendo a taxa máxima de liberação.

Nair & Krishnamoorthy (1999) e Kim et al. (1993) obtiveram valores para a taxa de liberação total da ordem de 10^9 Bq/a. Cho et al. (1992) e Pritzker & Gassmann (1980) obtiveram valores entre de 10^6 a 10^{11} Bq/a para a taxa de liberação por radionuclídeo. Vieno & Nordman (1998) obtiveram através de modelagem determinística valores para a taxa de liberação de radionuclídeos da ordem de 10^2 a 10^6 Bq/a. Estes valores são somente para efeito de comparação da ordem de grandeza da taxa de liberação obtida nesta modelagem com os valores de taxa de liberação de radionuclídeo obtidos em trabalhos similares encontrados na

literatura (Tabela 1.1), visto que estes apresentam hipóteses diferentes daquelas adotadas nesta tese.

Tabela 5.9 – Ordem decrescente de taxa de liberação de atividade do módulo por radionuclídeo para o período de 1.000 anos após selagem do repositório.

Radionuclídeo	Taxa de liberação máxima (Bq/ano)	Ano de ocorrência	Contribuição relativa de atividade
⁹⁹ Tc	9,90816.10 ⁶	685	0,01700%
⁶³ Ni	5,48081.10 ⁶	318	29,52686%
⁵⁹ Ni	3,47268.10 ⁶	1.000	0,26843%
¹³⁷ Cs	1,14755.10 ⁶	134	45,63242%
⁹⁰ Sr	286.584,0	129	0,54580%
²⁴¹ Am	28.955,5	820	0,00116%
¹²⁹ I	18.651,7	727,5	0,00003%
¹³⁵ Cs	8.488,3	1.000	0,00024%
²³⁹ Pu	8.286,29	1.000	0,00078%
²⁴⁰ Pu	5.882,26	1.000	0,00080%
⁶⁰ Co	934,863	29	23,26359%
²⁴¹ Pu	953,841	843	0,01521%
²³⁸ Pu	263,284	1.000	0,00125%
²⁴⁴ Cm	182,932	1.000	0,00066%

5.4 Taxa de Dose

A partir da taxa de liberação de atividade do módulo para a geosfera, são calculadas as concentrações ambientais, isto é, concentração do radionuclídeo k na água para peixes e crustáceos marinhos ($C_{wa,k}$) e concentração do radionuclídeo k na água ao longo da linha costeira ($C_{wc,k}$), equação (4.44) e (4.45). Com estas concentrações ambientais é obtida a concentração do radionuclídeo k no alimento aquático, peixe e crustáceo, ($C_{af,k}$) e a concentração do radionuclídeo k no sedimento de praia ($C_{s,k}$), equação (4.46) e (4.47), respectivamente.

A taxa de dose efetiva é então calculada para o consumo do radionuclídeo k no peixe e no crustáceo ($E_{ing,p}$), equação (4.48), e para exposição externa a sedimentos contaminados (E_m), equação (4.49).

Todas estas concentrações, bem como as doses efetivas anuais, são calculadas para as quatro faixas etárias do grupo crítico (primeira infância, criança, adolescente e adulto) e para os quatorze radionuclídeos modelados. Portanto, para cada radionuclídeo são obtidas três doses efetivas anuais (ingestão de peixe, ingestão de crustáceo e recreação a sedimentos contaminados) para cada faixa etária do grupo crítico (equação 4.51).

Para facilitar a leitura, são apresentados somente os gráficos das concentrações ambientais, bem como das taxas de dose, para o Tc-99. A razão é que este apresenta uma maior taxa de liberação no período de 1.000 anos, Figura 5.17 e Tabela 5.8 e situar-se entre os três radionuclídeos para qual o módulo apresenta a maior probabilidade de falha, conforme visualizado na Tabela 5.4 e nas Figuras 5.2 a 5.4.

A Figura 5.19 apresenta a concentração ambiental de radionuclídeo disponível para o alimento aquático e na linha costeira. A concentração para o alimento é maior que a concentração na linha costeira porque ela representa, para o modelo escolhido, a máxima concentração.

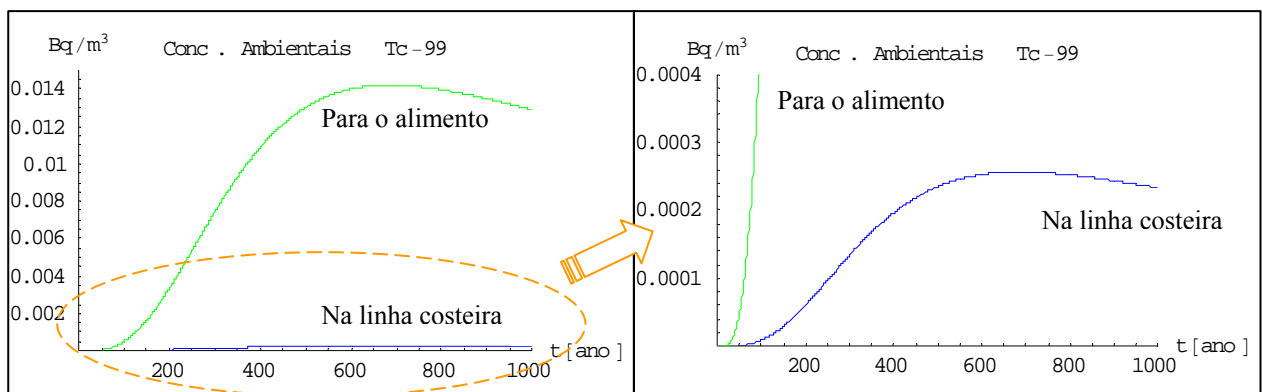


Figura 5.19 – Concentrações ambientais para o alimento (peixe e crustáceo) e na linha costeira para o Tc-99

A Figura 5.20 apresenta as concentrações do Tc-99 no alimento (peixes e crustáceos) e no sedimento de praia que são utilizadas para a obtenção da dose efetiva anual para estes caminhos de exposição. A concentração do Tc-99 é maior nos crustáceos devido ao fator de

bioacumulação deste ($1.000 \text{ Bq.kg}^{-1}/\text{Bq.L}^{-1}$) ser bem maior que o fator de bioacumulação do Tc-99 nos peixes ($30 \text{ Bq.kg}^{-1}/\text{Bq.L}^{-1}$), conforme listado na Tabela 3.5.

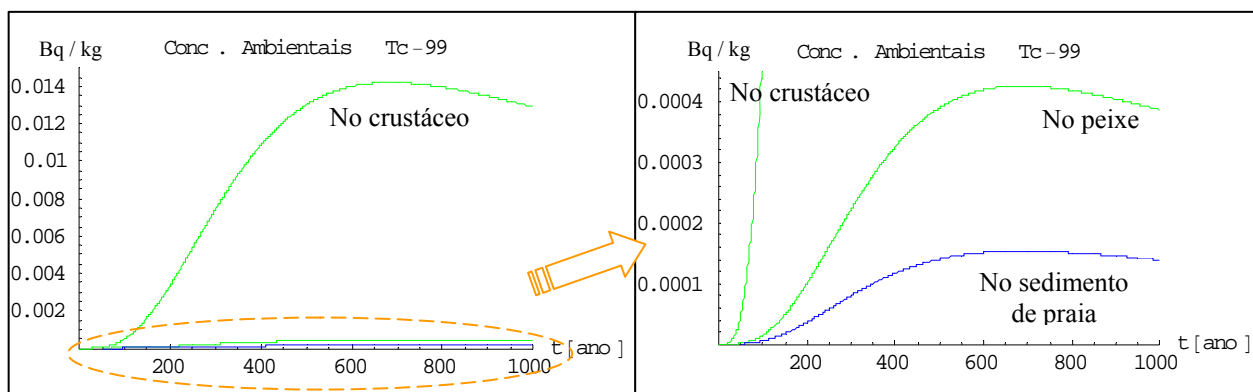


Figura 5.20 – Concentrações de radionucléido no alimento (peixe e crustáceo) e no sedimento de praia para o Tc-99.

Para o Tc-99, a maior concentração é para os crustáceos, seguida pelas concentrações nos peixes e nos sedimentos (cf. Figura 5.20). Para os demais radionucléidos modelados, são encontradas as seguintes relações:

Am-241 e Cm-244 $\rightarrow C_{\text{crustáceos}} > C_{\text{sedimentos}} > C_{\text{peixes}}$

I-129 $\rightarrow C_{\text{crustáceos}} = C_{\text{peixes}} > C_{\text{sedimentos}}$

Sr-90 $\rightarrow C_{\text{sedimentos}} > C_{\text{crustáceos}} = C_{\text{peixes}}$

Cs-135 e Cs-137 $\rightarrow C_{\text{sedimentos}} > C_{\text{peixes}} > C_{\text{crustáceos}}$

Co-60, Ni-59, Ni-63, Pu-238, Pu-239, Pu-240 e Pu-241 $\rightarrow C_{\text{sedimentos}} > C_{\text{crustáceos}} > C_{\text{peixes}}$

As Figuras 5.21 a 5.24 apresentam as taxas de dose efetiva devido à ingestão do alimento (peixe e crustáceo) e ao contato com sedimentos de praia contaminados de Tc-99 por faixa etária do grupo crítico. Cada figura contém um gráfico com as três doses calculadas e um segundo gráfico detalhando o comportamento da dose devido à exposição a sedimentos contaminados.

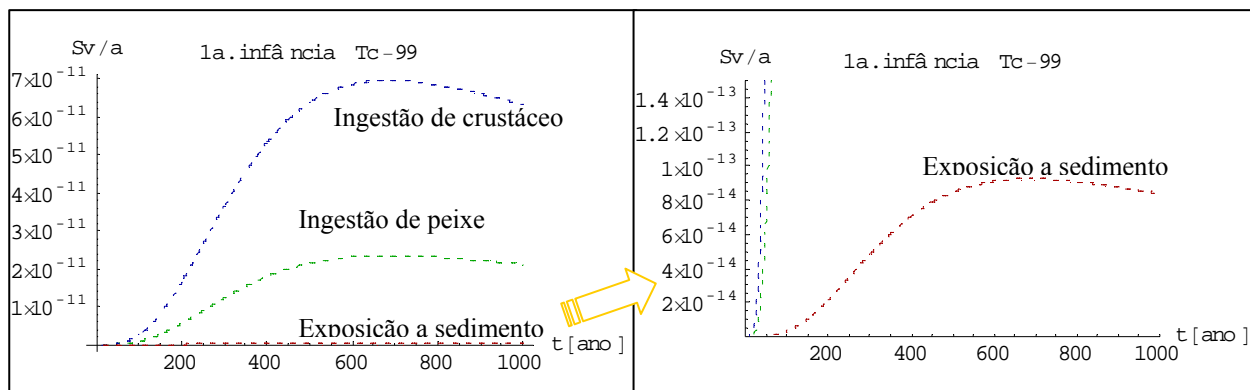


Figura 5.21 – Taxas de dose efetiva devido à ingestão do alimento (peixe e crustáceo) e ao contato com sedimentos de praia contaminados de Tc-99 para primeira infância.

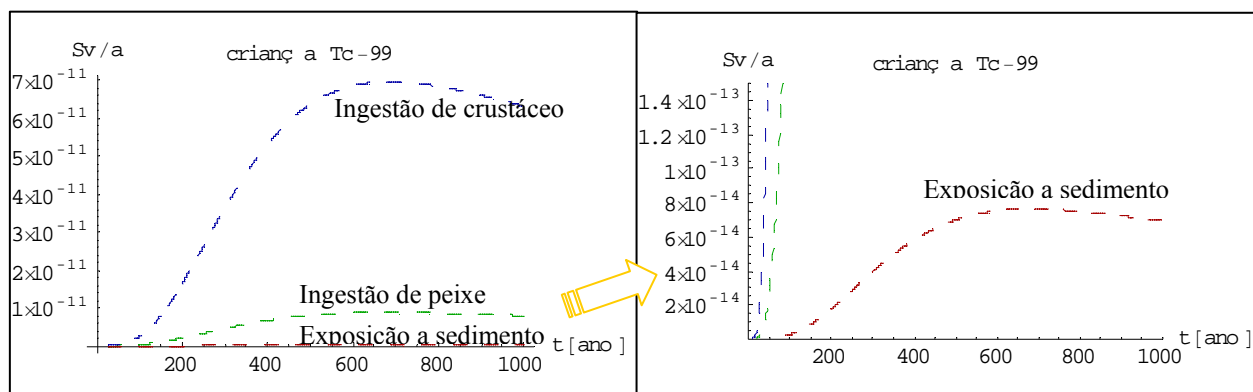


Figura 5.22 – Taxas de dose efetiva devido à ingestão do alimento (peixe e crustáceo) e ao contato com sedimentos de praia contaminados de Tc-99 para criança.

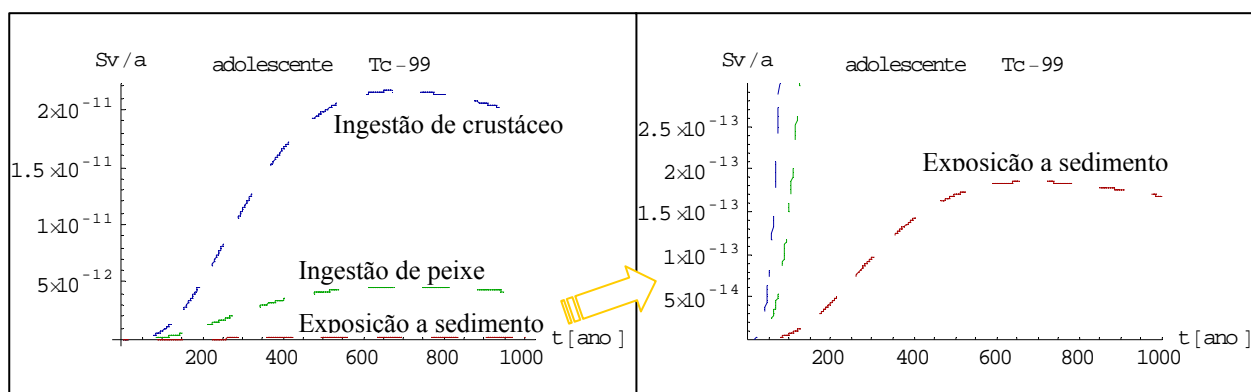


Figura 5.23 – Taxas de dose efetiva devido à ingestão do alimento (peixe e crustáceo) e ao contato com sedimentos de praia contaminados de Tc-99 para adolescente.

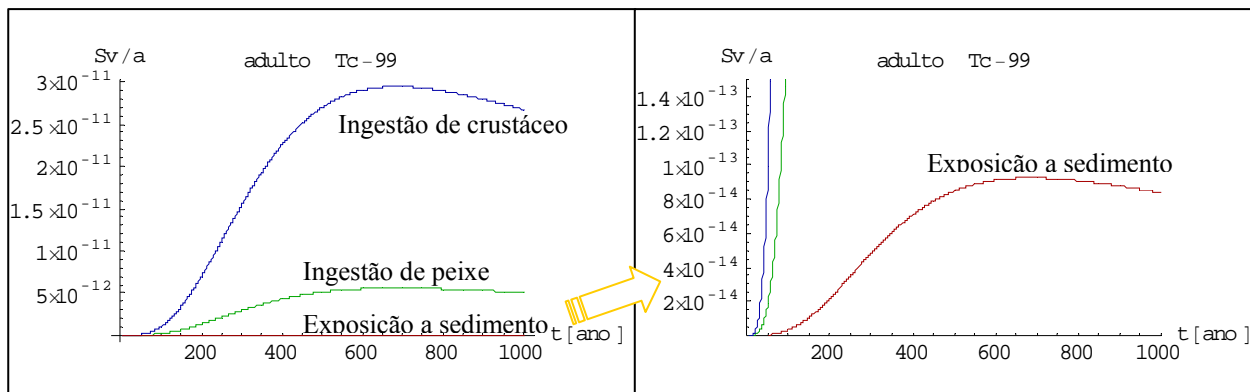


Figura 5.24 – Taxas de dose efetiva devido à ingestão do alimento (peixe e crustáceo) e ao contato com sedimentos de praia contaminados de Tc-99 para adulto.

Para todas as faixas etárias (1ª infância, criança, adolescente e adulto) a dose efetiva anual devido à ingestão de crustáceos é a maior, seguida pela ingestão de peixes e pela recreação com sedimentos de praia contaminados.

Contudo, ao se analisar por tipo de dose efetiva, Figuras 5.25 e 5.26, observa-se que para a dose devido à ingestão de peixe contaminado com Tc-99, a faixa etária mais impactada é a primeira infância, visto que o coeficiente de dose por ingestão (DF_{ing}) do Tc-99 é o maior se comparado com as demais faixas etárias, como visualizado na Tabela 3.6, além de apresentar uma taxa de consumo de peixe maior que a da criança, Tabela 3.7. Com relação à dose efetiva anual devido à ingestão de crustáceo, as doses para a primeira infância e para a criança são muito próximas devido ao produto entre coeficiente de dose por ingestão (DF_{ing}) e a taxa de consumo de crustáceos (H_p).

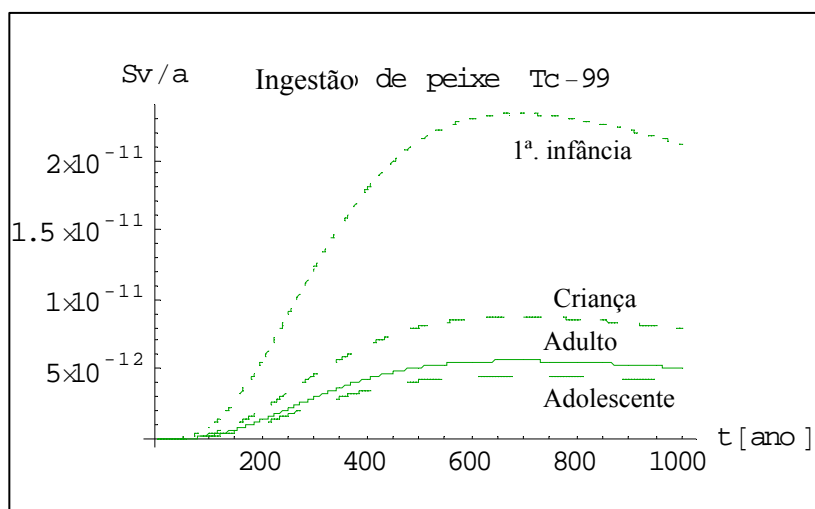


Figura 5.25 – Taxas de dose efetiva para primeira infância, criança, adolescente e adulto, devido a ingestão de peixe para o radionuclídeo Tc-99.

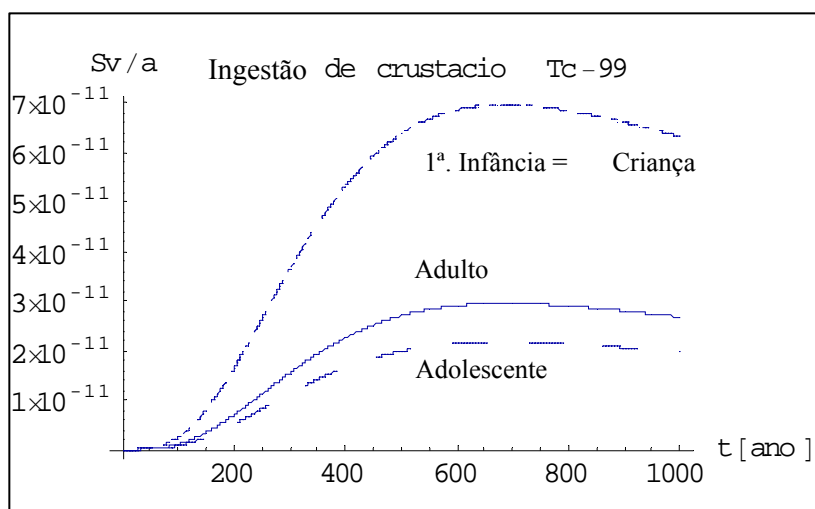


Figura 5.26 – Taxas de dose efetiva para primeira infância, criança, adolescente e adulto, devido a ingestão de crustáceo para o radionuclídeo Tc-99.

A Figura 5.27 apresenta a dose efetiva anual devido à recreação com sedimento de praia contaminado com Tc-99 por faixa etária do grupo crítico. A dose efetiva é maior para o adolescente por este permanecer uma maior fração do ano exposto ao sedimento de praia, em seguida estão a primeira infância e o adulto que se expõem com mesma fração do ano e em último está a criança que se expõe menos aos sedimentos de praia para a região de Angra, conforme a SCIENCE (2003).

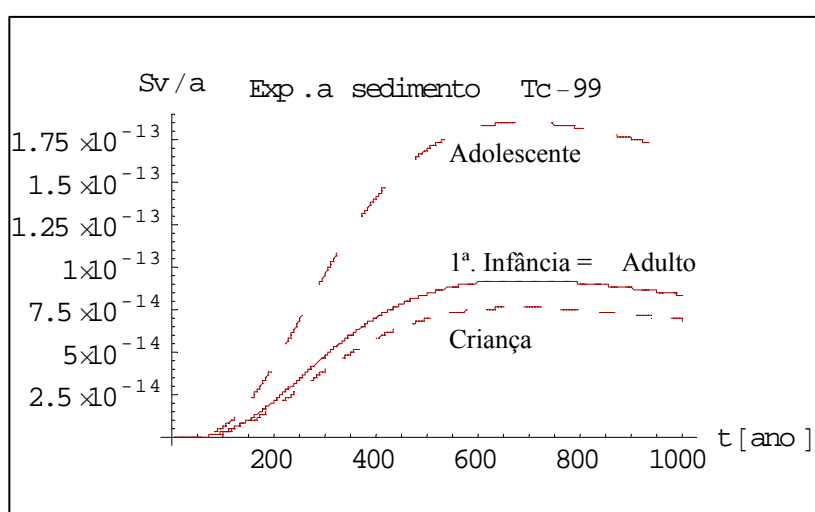


Figura 5.27 – Taxas de dose efetiva para primeira infância, criança, adolescente e adulto, devido à recreação com sedimento de praia contaminado com Tc-99.

A dose efetiva total para cada faixa etária do grupo crítico é obtida pela soma das três doses (equação 4.51): devido à ingestão de peixe, devido à ingestão de crustáceo e devido à exposição a sedimentos de praia contaminados, para todos os 14 radionuclídeos modelados nesta tese. A Figura 5.28 apresenta a dose efetiva anual total para o Tc-99 por faixa etária do grupo crítico.

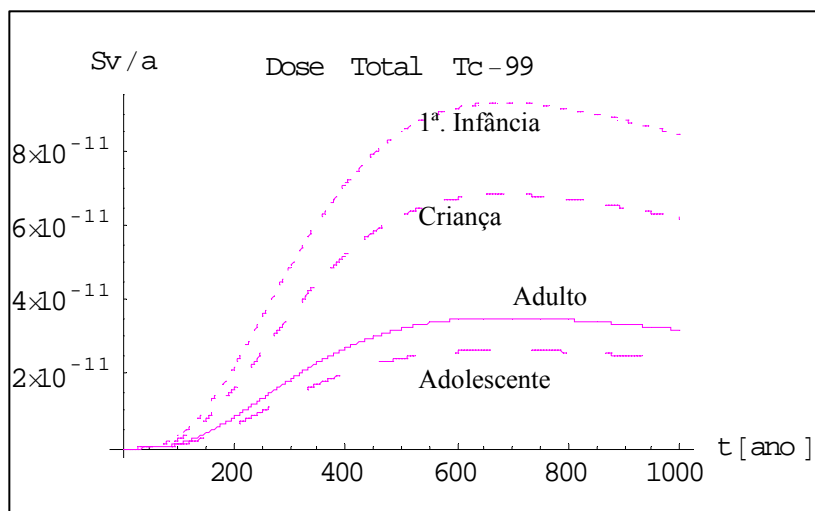


Figura 5.28 – Taxas de dose efetiva total para primeira infância, criança, adolescente e adulto para o Tc-99.

Observa-se da Figura 5.28 que para o tecnécio 99, a primeira infância é a faixa etária que recebe a maior dose efetiva total, seguida da criança, do adulto e do adolescente. Cada radionuclídeo estudado nesta modelagem apresenta um impacto distinto para as quatro faixas etárias. Além do Tc-99, a primeira infância recebe a maior dose para o I-129, Ni-59 e Ni-63. O adolescente recebe a maior dose efetiva total para os radionuclídeos Co-60, Cs-137, Sr-90 e Pu-241; e o adulto para os radionuclídeos Cs-135, Pu-238, Pu-239, Pu-240, Am-241 e Cm-244. Os gráficos com as doses efetivas totais para todos os radionuclídeos modelados são apresentados no Apêndice B.

A Tabela 5.10 contém a máxima dose efetiva total para todos os radionuclídeos, por faixa etária do grupo crítico. Para os radionuclídeos que no período de 1.000 anos não apresentam um pico de dose, a dose efetiva total em 1.000 anos é considerada o valor máximo.

Tabela 5.10 – Máxima dose efetiva total (Sv/a) para os radionuclídeos e por faixa etária do grupo crítico e o ano de ocorrência da máxima dose.

Radionuclídeo	Ano de ocorrência	Máxima Dose Efetiva Total (Sv/a)			
		Primeira Infância	Criança	Adolescente	Adulto
⁶⁰ Co	29	1,644.10 ⁻¹⁰	1,357.10 ⁻¹⁰	3,285.10 ⁻¹⁰	1,640.10 ⁻¹⁰
⁵⁹ Ni	1.000	2,267.10 ⁻¹¹	1,187.10 ⁻¹¹	6,078.10 ⁻¹²	8,464.10 ⁻¹²
⁶³ Ni	318	8,873.10 ⁻¹¹	4,537.10 ⁻¹¹	2,365.10 ⁻¹¹	3,181.10 ⁻¹¹
⁹⁰ Sr	129	3,745.10 ⁻¹¹	3,072.10 ⁻¹¹	7,453.10 ⁻¹¹	3,725.10 ⁻¹¹
⁹⁹ Tc	685	9,298.10 ⁻¹¹	6,829.10 ⁻¹¹	2,640.10 ⁻¹¹	3,515.10 ⁻¹¹
¹²⁹ I	727,5	7,424.10 ⁻¹³	4,974.10 ⁻¹³	5,796.10 ⁻¹³	7,100.10 ⁻¹³
¹³⁵ Cs	1.000	3,379.10 ⁻¹⁴	2,041.10 ⁻¹⁴	3,504.10 ⁻¹⁴	5,329.10 ⁻¹⁴
¹³⁷ Cs	134	2,247.10 ⁻⁹	1,851.10 ⁻⁹	4,486.10 ⁻⁹	2,270.10 ⁻⁹
²³⁸ Pu	1.000	5,452.10 ⁻¹³	6,925.10 ⁻¹³	5,352.10 ⁻¹³	9,295.10 ⁻¹³
²³⁹ Pu	1.000	1,775.10 ⁻¹¹	2,297.10 ⁻¹¹	1,780.10 ⁻¹¹	3,151.10 ⁻¹¹
²⁴⁰ Pu	1.000	1,276.10 ⁻¹¹	1,644.10 ⁻¹¹	1,297.10 ⁻¹¹	2,253.10 ⁻¹¹
²⁴¹ Pu	843	7,965.10 ⁻¹⁴	8,689.10 ⁻¹⁴	1,447.10 ⁻¹³	1,214.10 ⁻¹³
²⁴¹ Am	820,5	4,138.10 ⁻¹⁰	4,888.10 ⁻¹⁰	4,981.10 ⁻¹⁰	6,385.10 ⁻¹⁰
²⁴⁴ Cm	1.000	2,390.10 ⁻¹²	2,759.10 ⁻¹²	1,815.10 ⁻¹²	3,111.10 ⁻¹²

A dose efetiva total para o adolescente para todos os radionuclídeos está apresentada nas Figuras 5.29 e 5.30. Os gráficos de doses efetivas totais para as demais faixas etárias estão no Apêndice B.

Os radionuclídeos que apresentam maior dose, para o período analisado de 1.000 anos, são Cs-137, Am-241 e Co-60, seguidos dos Sr-90, Tc-99 e Ni-63 e. Os demais radionuclídeos (Cs-135, I-129, Ni-59, Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241 e Cm-244) não apresentam pico de dose no período de 1.000 anos.

Para todas as faixas etárias do grupo crítico, se distinguem claramente os dois grupos de radionuclídeos. O primeiro constituído pelo Cs-137, Am-241 e Co-60 e o segundo, pelos Sr-90, Tc-99 e Ni-63. As doses efetivas totais dos radionuclídeos apresentam comportamento semelhante das doses para o adolescente, diferindo somente no valor da dose de uma faixa etária a outra, vide Apêndice B. Em todas as faixas etárias o Cs-137 apresenta a maior dose efetiva total.

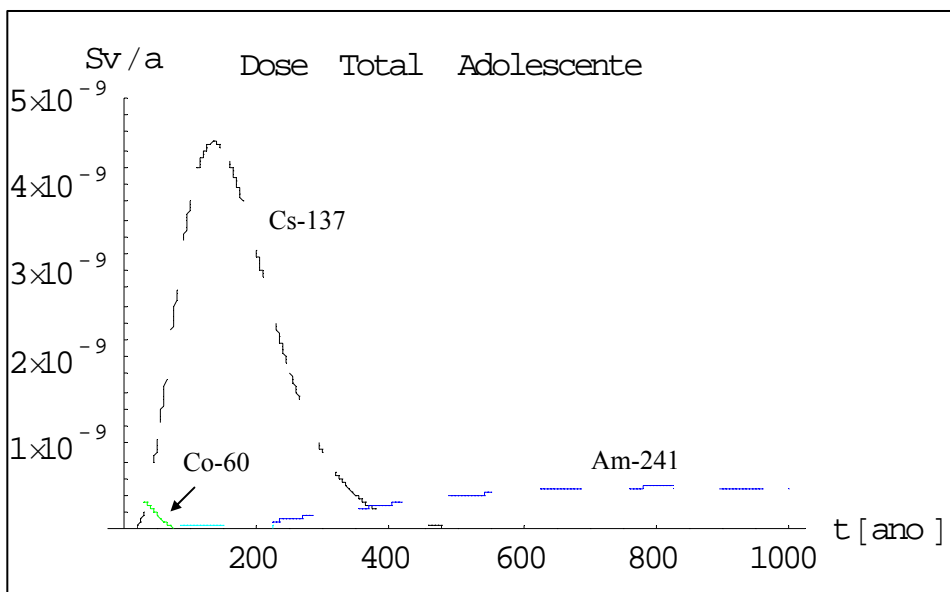


Figura 5.29 – Dose efetiva total para o adolescente para todos os radionuclídeos

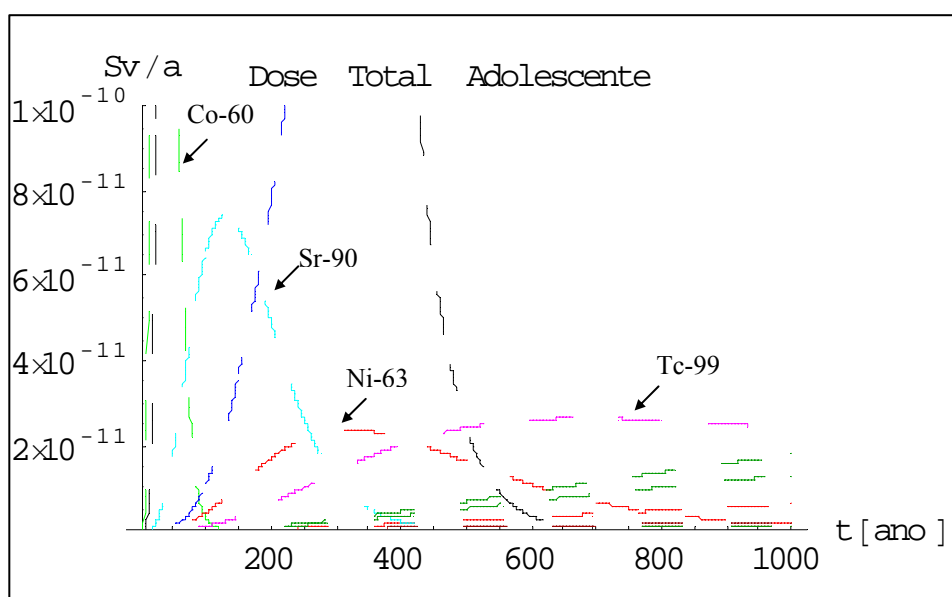


Figura 5.30 – Dose efetiva total para o adolescente para os radionuclídeos. Visão detalhada da Figura 5.29.

É apresentada a dose efetiva para o adolescente por ele receber a maior dose efetiva quando se soma as doses efetivas totais de todos os radionuclídeos, isto é, a dose efetiva total de todos os 14 radionuclídeos. A Figura 5.31 apresenta o somatório das doses efetivas totais dos radionuclídeos para cada faixa etária do grupo crítico.

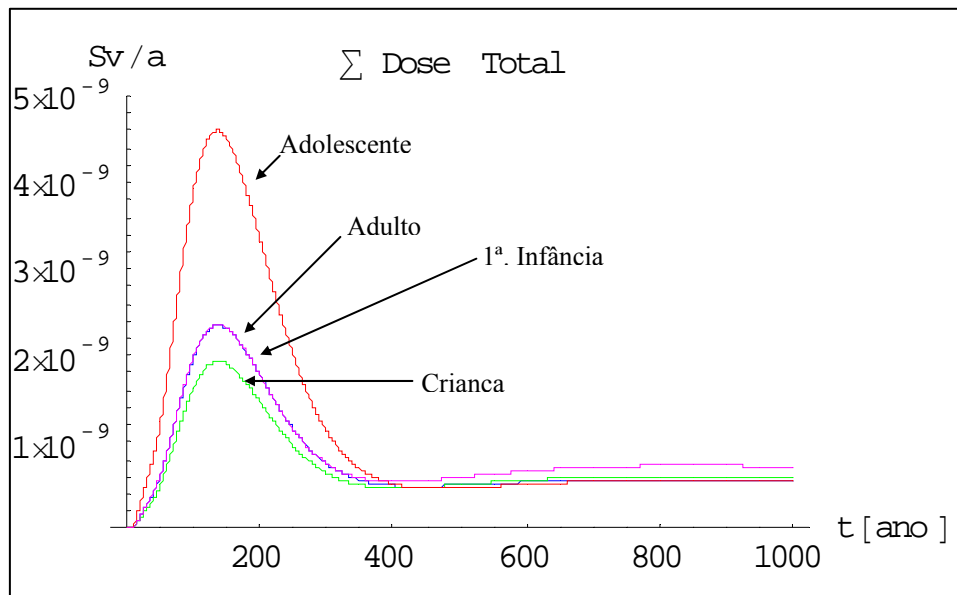


Figura 5.31 – Somatório da dose efetiva total para as quatro faixas etárias do grupo crítico.

Quando se soma a dose efetiva total de todos os radionuclídeos, o pico de dose efetiva encontra-se aproximadamente em 135 anos para todas as faixas etárias do grupo crítico, sendo os picos de doses efetivas para o adulto e para a primeira infância muito semelhantes. A Tabela 5.11 contém o referido pico de dose por faixa etária e o ano em que ele ocorre.

Tabela 5.11 – Máxima dose efetiva total de todos os radionuclídeos, por faixa etária do grupo crítico e o ano de ocorrência desta máxima dose total

Faixa Etária do Grupo Crítico	Máxima Dose Efetiva Total (Sv/a)	Ano
Adolescente	$4,599 \cdot 10^{-9}$	134
Adulto	$2,358 \cdot 10^{-9}$	136
1ª. Infância	$2,349 \cdot 10^{-9}$	136
Criança	$1,933 \cdot 10^{-9}$	136

Observa-se da Figura 5.31 que o pico da dose efetiva (somatório das doses efetivas totais) é coincidente com o pico da dose efetiva total do Cs-137, Tabela 5.9 e Apêndice B. Dentre os radionuclídeos modelados, o Cs-137 é o que apresenta a maior contribuição (45,6%) para

inventário de atividade total no ano de fechamento do repositório, conforme visualizado na Tabela 3.3.

Dentre os radionuclídeos que apresentam pico de dose no período analisado de 1.000 anos, o Cs-137 é o que apresenta maior pico de dose efetiva total. Como mencionado, os radionuclídeos Cs-135, I-129, Ni-59, Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241 e Cm-244 não apresentam pico de dose neste período. Logo, para o período de 1.000 anos, o adolescente receberá a maior dose efetiva quando se soma as contribuições das doses efetivas totais dos radionuclídeos modelados, que ocorrerá em 134 anos (Tabela 5.11), dentro dos 300 anos do período de controle institucional.

A dose efetiva anual total obtida, e apresentada acima, representa a dose correspondente a um único módulo. Como o repositório é constituído de oito módulos, a dose efetiva anual total do repositório é a soma das doses destes oito módulos.

Nair & Krishnamoorthy (1999) obtiveram valores para taxa de dose por ingestão de água contaminada com radionuclídeos da ordem de 10^{-5} a 10^{-12} Sv/a. Kim *et al.* (1993) obtiveram uma taxa de dose total da ordem de 10^{-8} devido a ingestão de água, leite, bife, vegetais verdes e raízes. Diferentemente dos trabalhos supracitados, Vieno & Nordman (1998) não utilizaram abordagem probabilística e, obtiveram valores de taxa de dose para diversas vias de exposição, tanto para o cenário de “referência” como para o cenário “realístico”, da ordem de: 10^{-4} a 10^{-6} Sv/a para poço no cenário de referência e 10^{-7} a 10^{-8} Sv/a para poço no cenário realístico; 10^{-11} e 10^{-12} Sv/a para mar nos cenários de referência e realístico, respectivamente; 10^{-8} e 10^{-9} Sv/a para lago e também para sedimento nos cenários de referência e realístico, respectivamente. Estes valores são tão somente para comparação de ordem de grandeza das taxas de dose encontradas na literatura com as taxas de dose obtidas nesta tese, visto que as hipóteses consideradas nesta modelagem são diferentes daquelas adotadas nos trabalhos acima mencionados.

5.5 Risco Ambiental

O risco ambiental é calculado com base na probabilidade de ocorrência de uma liberação líquida do repositório e a consequência (fatalidade por câncer) associada ao evento de liberação de atividade para a biosfera. Como o repositório é constituído por 8 módulos, primeiro é calculado o risco de cada módulo (equação 4.52), que são iguais, e em seguida é calculado o risco do repositório pela soma dos riscos associados aos módulos, conforme equação 4.53.

Para esta modelagem, o risco é calculado para cada radionuclídeo e por cada faixa etária do grupo crítico, através da equação (4.50) para cada módulo do repositório. A Tabela 5.12 contém o máximo risco para todos os radionuclídeos, por faixa etária do grupo crítico. Para os radionuclídeos que no período de 1.000 anos não apresentam um pico de risco, o risco em 1.000 anos é considerado o máximo valor.

Tabela 5.12 – Máximo risco (1/a) para os radionuclídeos e por faixa etária do grupo crítico e o ano de ocorrência do máximo risco por módulo do repositório.

Radionuclídeo	Ano de ocorrência	Máximo Risco (1/a)			
		Primeira Infância	Criança	Adolescente	Adulto
⁶⁰ Co	62	$5,011.10^{-19}$	$4,135.10^{-19}$	$1,001.10^{-18}$	$4,998.10^{-19}$
⁵⁹ Ni	1.000	$4,233.10^{-15}$	$2,209.10^{-15}$	$1,131.10^{-15}$	$1,574.10^{-15}$
⁶³ Ni	623	$1,862.10^{-15}$	$9,520.10^{-16}$	$4,963.10^{-16}$	$6,674.10^{-16}$
⁹⁰ Sr	253	$2,216.10^{-15}$	$1,818.10^{-15}$	$4,412.10^{-15}$	$2,205.10^{-15}$
⁹⁹ Tc	1.000	$1,208.10^{-12}$	$8,874.10^{-13}$	$3,431.10^{-13}$	$4,567.10^{-13}$
¹²⁹ I	1.000	$1,152.10^{-14}$	$7,723.10^{-15}$	$8,999.10^{-15}$	$1,102.10^{-14}$
¹³⁵ Cs	1.000	$1,786.10^{-17}$	$1,079.10^{-17}$	$1,853.10^{-17}$	$2,817.10^{-17}$
¹³⁷ Cs	265	$6,929.10^{-15}$	$5,708.10^{-15}$	$1,383.10^{-14}$	$6,999.10^{-15}$
²³⁸ Pu	1.000	$2,178.10^{-17}$	$2,767.10^{-17}$	$2,138.10^{-17}$	$3,714.10^{-17}$
²³⁹ Pu	1.000	$7,092.10^{-16}$	$9,179.10^{-16}$	$7,112.10^{-16}$	$1,259.10^{-15}$
²⁴⁰ Pu	1.000	$5,100.10^{-16}$	$6,571.10^{-16}$	$5,181.10^{-16}$	$9,004.10^{-16}$
²⁴¹ Pu	1.000	$3,093.10^{-18}$	$3,374.10^{-18}$	$5,621.10^{-18}$	$4,716.10^{-18}$
²⁴¹ Am	1.000	$2,185.10^{-13}$	$2,581.10^{-13}$	$2,630.10^{-13}$	$3,371.10^{-13}$
²⁴⁴ Cm	1.000	$1,313.10^{-15}$	$1,516.10^{-15}$	$9,972.10^{-16}$	$1,709.10^{-15}$

Da Tabela 5.12, observa-se que somente os radionuclídeos Co-60, Ni-63, Sr-90 e Cs-137 apresentam um máximo risco durante o período modelado. Os picos de risco destes radionuclídeos ocorrem dentro do período de controle institucional, com exceção do Ni-63 (que ocorre no ano 623). Os demais, em 1.000 anos ainda apresentam um comportamento crescente para o risco, conforme visualizado nas Figuras 5.32 e 5.33.

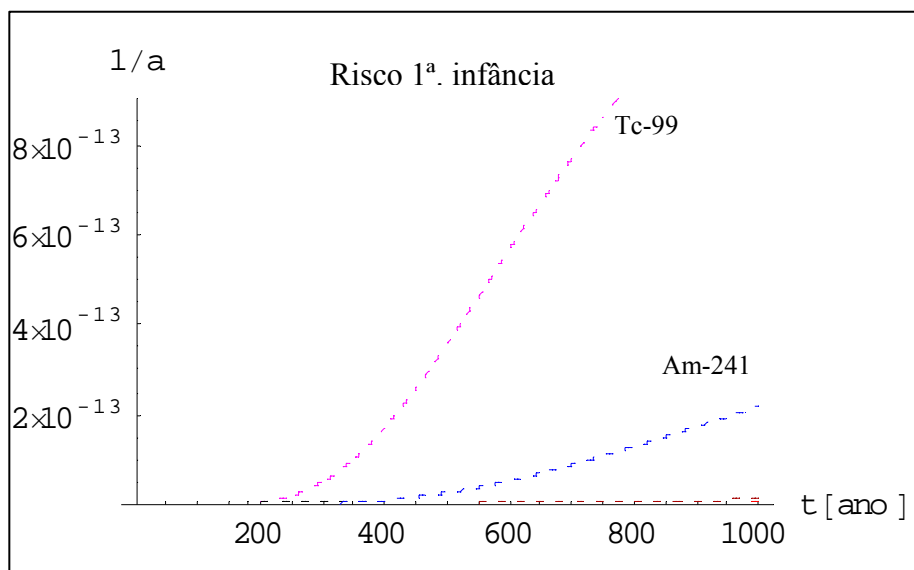


Figura 5.32 – Risco de câncer fatal para a primeira infância para todos os radionuclídeos

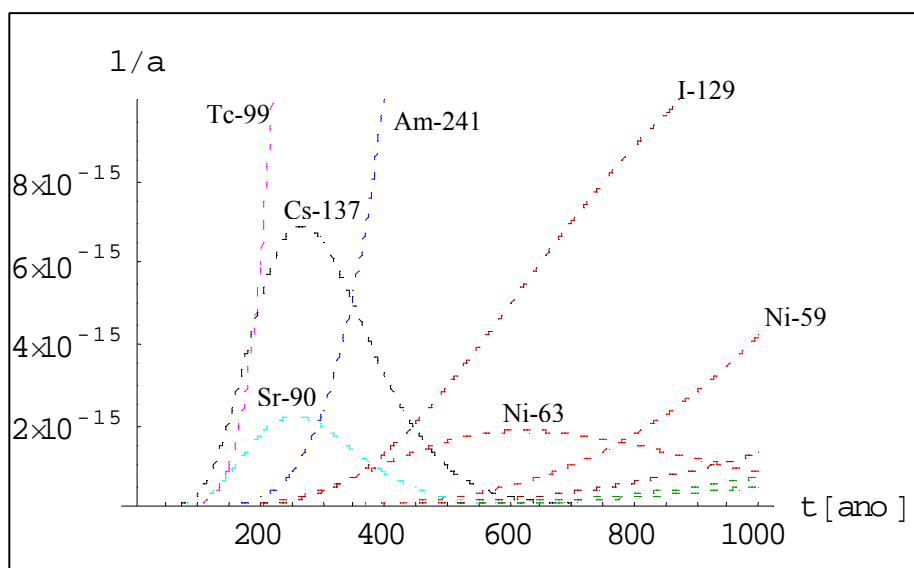


Figura 5.33 – Risco para a primeira infância para todos os radionuclídeos. Visão detalhada da Figura 5.31.

Para o período de 1.000 anos, o maior risco de fatalidade por câncer devido à radiação para a primeira infância é para o Tc-99, seguido do Am-241, Figuras 5.32 e 5.33. Tal como para a dose efetiva total, também há para o risco dois grupos distintos de radionuclídeos, o primeiro grupo composto do Tc-99 e do Am-241 e o segundo, por I-129, Cs-137, Ni-59, Sr-90 e Ni-63. Estes grupos aparecem nas quatro faixas etárias do grupo crítico, conforme visualizado no Apêndice C.

O risco associado a cada faixa etária do grupo crítico é diferente para cada radionuclídeo modelado nesta tese, conforme visualizado nos gráficos do risco de fatalidade por câncer associado à liberação de cada um dos radionuclídeos apresentados no Apêndice C.

Apesar do Cs-137 apresentar a maior dose efetiva total para o período analisado, a probabilidade de ocorrer sua liberação do módulo do repositório é bem mais baixa do que para o Tc-99. Portanto, a utilização de risco ao invés da dose para tomada de decisão, leva em consideração além das conseqüências associadas ao cenário, a probabilidade de ocorrência do cenário. Ao se comparar as Tabelas 5.10 e 5.12, bem como os gráficos dos Apêndices B e C, observa-se que há um deslocamento temporal no pico de dose para o pico de risco, devido justamente à utilização da função distribuição acumulada da probabilidade de falha do módulo para cada radionuclídeo (equação 5.4).

Com o intuito de observar o comportamento do risco de fatalidade por câncer associado ao Tc-99, mesmo não sendo o objetivo desta tese, os cálculos são extrapolados de 1.000 anos. É escolhido o Tc-99 por este apresentar, para esta modelagem, o maior risco de fatalidade por câncer para todas as faixas etárias do grupo crítico e em 1.000 anos não apresentar o seu pico de risco.

A probabilidade de falha do módulo com relação ao Tc-99 atinge 100% em 27.390 anos, a máxima dose continua ocorrendo em 685 anos (Tabela 5.10) e o risco de fatalidade por câncer atinge seu pico entre 1.658 e 1.659 anos. A Figura 5.34 apresenta o pico de risco para o Tc-99 para cada faixa etária do grupo crítico quando se extrapola o período da modelagem.

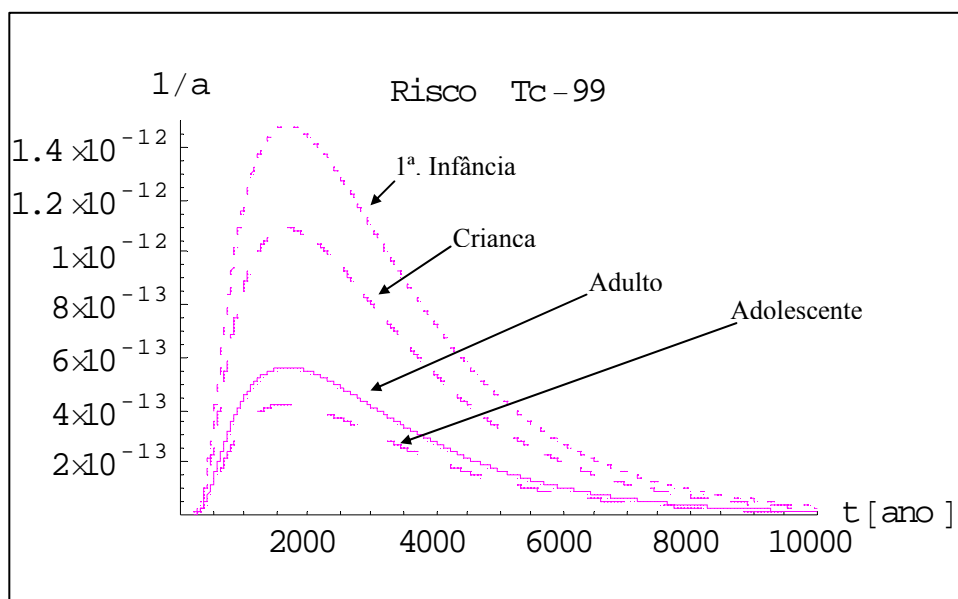


Figura 5.34 – Risco para o Tc-99 para cada faixa etária do grupo crítico quando se extrapola o tempo analisado de 1.000 anos.

Para efeito de comparação, a Tabela 5.13 apresenta o risco de fatalidade por câncer, associado à liberação do Tc-99 do módulo do repositório no ano de seu pico, 1.658,5 anos e em 1.000 anos (apresentado na Tabela 5.12).

Tabela 5.13 – Risco (1/a) de fatalidade por câncer devido à liberação do Tc-99 do módulo do repositório para 1.000 anos e para o ano de ocorrência de seu pico (1.658,5 anos).

Grupo Crítico	Risco (1/a) fatalidade por câncer Tc-99	
	1.000 anos	1.658,5 anos
1ª. Infância	$1,21 \cdot 10^{-12}$	$1,49 \cdot 10^{-12}$
Criança	$8,87 \cdot 10^{-13}$	$1,09 \cdot 10^{-12}$
Adolescente	$3,43 \cdot 10^{-13}$	$4,22 \cdot 10^{-13}$
Adulto	$4,57 \cdot 10^{-13}$	$5,62 \cdot 10^{-13}$

Ao se extrapolar o tempo de modelagem, o Tc-99 apresenta um acréscimo no valor do risco de fatalidade por câncer de aproximadamente 23% do valor encontrado em 1.000 anos para as faixas etárias do grupo crítico.

O risco total por módulo é o somatório dos riscos associados a cada radionuclídeo (equação 4.52). A Figura 5.35 apresenta o risco total para cada módulo do repositório por faixa etária do grupo crítico e para o período de 1.000 anos.

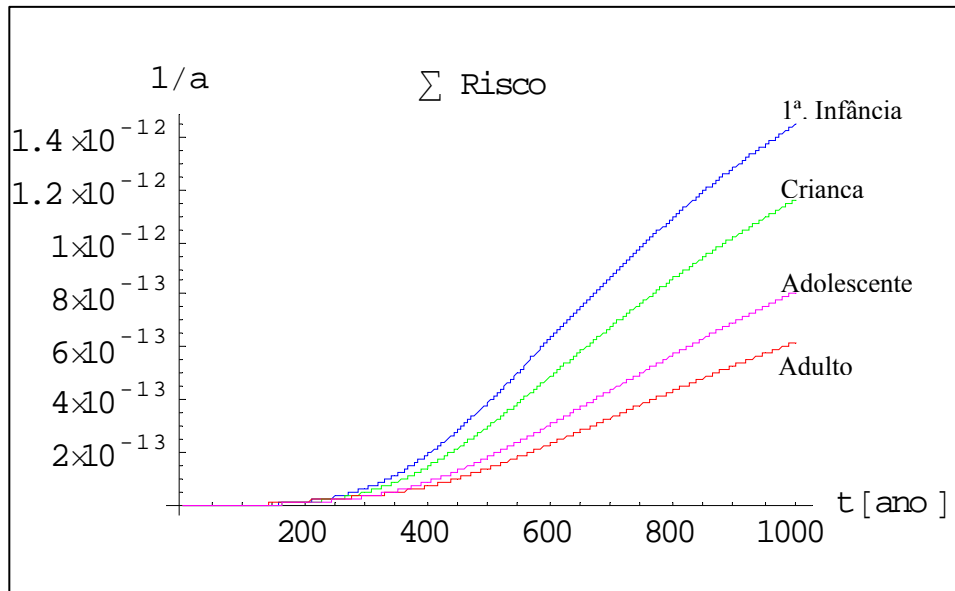


Figura 5.35 – Risco total para cada módulo do repositório para cada faixa etária do grupo crítico.

O risco de fatalidade por câncer associado à liberação de todos os radionuclídeos do módulo do repositório é maior para a primeira infância, seguido para a criança, o adolescente e o adulto, como observado na Figura 5.35. A Tabela 5.14 apresenta o risco de fatalidade por câncer devido à liberação dos radionuclídeos do módulo do repositório para cada faixa etária do grupo crítico nos anos 300 (período de controle institucional) e 1.000 após o fechamento do repositório.

Tabela 5.14 – Risco ($1/a$) de fatalidade por câncer devido à liberação dos radionuclídeos do módulo do repositório.

Grupo Crítico	Risco ($1/a$) fatalidade por câncer	
	300 anos	1.000 anos
1ª. Infância	$6,41 \cdot 10^{-14}$	$1,45 \cdot 10^{-12}$
Criança	$4,88 \cdot 10^{-14}$	$1,16 \cdot 10^{-12}$
Adolescente	$3,51 \cdot 10^{-14}$	$6,19 \cdot 10^{-13}$
Adulto	$3,25 \cdot 10^{-14}$	$8,11 \cdot 10^{-13}$

Kim et al. (1993) obtiveram um risco anual total de fatalidade por câncer da ordem de 10^{-12} por ano, utilizando para o coeficiente de risco o valor de 0,05. NIREX (1994) obteve para o risco anual de fatalidade por câncer e séria desordem hereditária um valor da ordem de 10^{-11} a 10^{-7} por ano, para um coeficiente de risco igual a 0,06. Estes valores de risco anual são somente para efeito de comparação de ordem de grandeza dos valores encontrados nesta tese com os existentes na literatura. Cabe ressaltar que nos trabalhos supracitados, o risco obtido foi calculado apenas pelo produto entre a dose e o coeficiente de risco, não utilizando valores para a probabilidade de ocorrência do cenário.

O risco de fatalidade por câncer associado à liberação dos radionuclídeos do repositório (equação 4.53) é a soma do risco de cada módulo. A Tabela 5.15 apresenta o risco de fatalidade por câncer devido à liberação dos radionuclídeos do repositório para cada faixa etária do grupo crítico nos anos 300 (período de controle institucional) e 1.000 após o fechamento do repositório.

Tabela 5.15 – Risco (1/a) de fatalidade por câncer devido à liberação dos radionuclídeos do repositório.

Grupo Crítico	Risco (1/a) fatalidade por câncer	
	300 anos	1.000 anos
1ª. Infância	$5,13.10^{-13}$	$1,16.10^{-11}$
Criança	$3,90.10^{-13}$	$9,27.10^{-12}$
Adolescente	$2,80.10^{-13}$	$4,95.10^{-13}$
Adulto	$2,60.10^{-13}$	$6,48.10^{-13}$

Os riscos calculados para o repositório são avaliados com base em critérios de aceitabilidade de riscos previamente definidos. Para o risco associado à radiação, o critério utilizado internacionalmente é de 10^{-6} por ano (CNEN, 1991; NIREX, 1994).

Observa-se da Tabela 5.15, que os riscos de fatalidade por câncer para cada faixa etária do grupo crítico devido à liberação dos radionuclídeos do repositório encontram-se abaixo do critério internacionalmente utilizado, para o período modelado nesta tese.

Ao expressar o risco o como produto entre a probabilidade/freqüência de ocorrência do evento/cenário e a consequência associada ao evento/cenário, e não somente em função da consequência (prática corrente nas áreas que não a de APS), tem-se a possibilidade de intervir diretamente no empreendimento para a redução da probabilidade/freqüência de ocorrência do evento.

Os riscos de fatalidade por câncer das faixas etárias do grupo crítico podem ser reduzidos por medidas de prevenção (atuação para minimizar a probabilidade/freqüência de ocorrência do evento/cenário) ou de proteção (atuação para minimizar as consequências associadas ao evento/cenário), especialmente para aqueles radionuclídeos que apresentaram maior grau de risco.

6 Conclusões e Recomendações

A partir da modelagem proposta, com base nos pressupostos hipotéticos considerados, conclui-se que:

Estimação do MTTF e da Taxa de Falha (item 5.1)

- Entre os parâmetros necessários para a obtenção do coeficiente de retardo, o coeficiente de distribuição é o único que depende do radionuclídeo.
- Quanto maior o coeficiente de distribuição (kd), maior é o coeficiente de retardo.
- O tempo médio para falhar de cada barreira é maior para os radionuclídeos que apresentam maior coeficiente de retardo (Fr). O tempo médio de falha do concreto é maior para o radionuclídeo níquel e o tempo médio para falhar da geosfera é maior para o plutônio.
- Como o tempo para falhar está sendo considerado como exponencialmente distribuído (tempo médio para falhar inversamente proporcional a taxa de falha), quanto maior o tempo médio para falhar, menor será a taxa de falha associada.

Probabilidade de Falha (item 5.2)

- A probabilidade de falha do módulo é menor para os radionuclídeos com maiores coeficientes de retardo.
- O tempo médio para falhar da geosfera é o parâmetro mais relevante para o cálculo da probabilidade de falha do módulo para cada radionuclídeo.
- O módulo do repositório apresentou maior probabilidade de falha para os radionuclídeos I, Tc e Sr que os outros onze considerados.

- As probabilidades do módulo em se encontrar nos estados 5 e 6, do diagrama de Markov, apresentam o mesmo comportamento, bem como, as probabilidades de estar nos estados 7 e 8 também são coincidentes.
- O aumento da probabilidade de falha não é proporcional ao aumento da taxa de falha das barreiras do módulo. (Tabela 5.6)
- A probabilidade de falha do módulo é mais sensível para a variação das taxas de falha das barreiras que apresentam os menores valores.
- A probabilidade de falha do módulo passa a ser menos sensível a partir de um determinado aumento na taxa de falha, tanto em 300 quanto para 1.000 anos.
- A probabilidade de falha do módulo é pouco sensível para as variações nas taxas de falhas das barreiras D e E.
- A probabilidade de falha do repositório é maior para os radionuclídeos iodo, Tc e Sr que os outros doze considerados.
- A probabilidade de falha do repositório é diferente de 1 para o período de controle institucional (300 anos), também o é para o período de 1.000 anos após o fechamento. Para o iodo, a probabilidade de falha para o período de controle institucional (300 anos) é de 16% e em 1.000 anos é de 96%.

Taxa de Liberação (item 5.3)

- As atividades dos radionuclídeos Pu-240, Pu-239, Ni-59, Tc-99, Cs-135 e I-129 permanecem praticamente inalteradas durante o período analisado (1.000 anos).
- O radionuclídeo que mais contribui para a atividade inicial total é o Cs-137.
- O radionuclídeo que apresenta maior taxa de liberação para o período analisado (1.000 anos) é o Tc-99.
- Os radionuclídeos Tc-99, Ni-63, Cs-137, Sr-90, Am-241, I-129, Co-60 e Pu-241 apresentam picos de taxa de liberação para o tempo analisado de 1.000 anos.

- Os radionuclídeos Ni-59, Cs-135, Pu-239, Pu-240, Pu-238 e Cm-244 ainda apresentam um comportamento crescente em 1.000 anos.

Taxa de Dose (item 5.4)

- A concentração ambiental para o alimento é a máxima, conseqüentemente é maior que a concentração ambiental na linha costeira.
- Para os radionuclídeos Co-60, Ni-59, Ni-63, Pu-238, Pu-239, Pu-240 e Pu-241 a maior concentração foi nos sedimentos, seguida das concentrações nos crustáceos e nos peixes.
- Para os radionuclídeos Cs-135 e Cs-137 a maior concentração foi nos sedimentos, seguida das concentrações nos peixes e nos crustáceos.
- Para os radionuclídeos Sr-90 e I-129 as concentrações nos peixes e nos crustáceos foram iguais. Porém, para o Sr-90 a concentração nos sedimentos foi maior que nos alimentos e para o I-129 foi menor.
- Para os radionuclídeos Tc-99, Am-241 e Cm-244 a concentração nos crustáceos foi maior que as demais. Porém, para o Tc-99 a concentração nos peixes foi maior que nos sedimentos e para os outros dois (Am-241 e Cm-244) a concentração nos sedimento foi maior que nos peixes.
- Para o radionuclídeo Tc-99, para todas as faixas etárias do grupo crítico, a dose efetiva anual é maior devido à ingestão de crustáceos, seguida pela ingestão de peixes e pela exposição a sedimentos de praia.
- Para o radionuclídeo Tc-99, a dose efetiva anual devido à ingestão de peixes contaminados foi maior para a primeira infância, seguida para a criança, adulto e adolescente.
- Para o radionuclídeo Tc-99, a dose efetiva anual devido à ingestão de crustáceos contaminados foi maior para a primeira infância e criança, seguida para o adulto e adolescente.

- Para o radionuclídeo Tc-99, a dose efetiva anual devido à exposição de sedimentos de praia contaminados foi maior para adolescente, seguida da primeira infância e adulto e posteriormente da criança.
- Para o radionuclídeo Tc-99, a primeira infância é a faixa etária que recebe a maior dose efetiva total, seguida da criança, do adulto e do adolescente.
- A primeira infância recebe a maior dose efetiva total para os radionuclídeos I-129, Ni-59 e Ni-63.
- O Adolescente recebe a maior dose efetiva total para os radionuclídeos Co-60, Cs-137, Sr-90 e Pu-241.
- O adulto recebe a maior dose efetiva total para os radionuclídeos Cs-135, Pu-238, Pu-239, Pu-240, Am-241 e Cm-244.
- Os radionuclídeos que apresentam maior dose efetiva total, para o período analisado de 1.000 anos, são: Cs-137, Am-241 e Co-60, seguidos dos Sr-90, Tc-99 e Ni-63
- Os radionuclídeos Cs-135, I-129, Ni-59, Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241 e Cm-244 não apresentam pico de dose efetiva total no período de 1.000 anos
- O radionuclídeo Cs-137 apresenta a maior dose efetiva total para todas as faixas etárias do grupo crítico.
- O adolescente é a faixa etária do grupo crítico que recebe a maior dose efetiva no somatório das doses efetivas totais dos quatorze radionuclídeos modelados.
- O ano de ocorrência da máxima dose efetiva, para o adolescente, coincide com o ano de ocorrência da máxima dose efetiva total do radionuclídeo Cs-137, 134 anos.
- A máxima dose efetiva, para todas as faixas etárias do grupo crítico, ocorre durante o período de controle institucional.

Risco Ambiental (item 5.5)

- Os radionuclídeos Co-60, Ni-63, Sr-90 e Cs-137 apresentam um máximo risco durante o período modelado de 1.000 anos.
- Para os radionuclídeos Co-60, Sr-90 e Cs-137, o pico de risco ocorre dentro do período de controle institucional (300 anos).
- Os radionuclídeos Ni-59, Tc-99, I-129, Cs-135, Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241, Am-241 e Cm-244 apresentam comportamento crescente para o risco durante o período modelado de 1.000 anos.
- O maior risco de fatalidade por câncer, para todas as faixas etárias do grupo crítico, é para o radionuclídeo Tc-99, seguido do Am-241.
- Um segundo grupo de radionuclídeos no qual é associado um maior risco é I-129, Cs-137, Ni-59, Sr-90 e Ni-63.
- O risco de fatalidade por câncer associado a cada faixa etária do grupo crítico é diferente para cada radionuclídeo modelado.
- Há um deslocamento temporal no pico de dose para o pico de risco.
- Para o radionuclídeo Tc-99, quando se extrapola o tempo da modelagem, o pico de risco de fatalidade por câncer ocorre em aproximadamente 1.658,5 anos.
- Para o radionuclídeo Tc-99, o valor do risco no ano de seu pico (1.658,5 anos) é acrescido 23% do valor do risco em 1.000 anos, para todas as faixas etárias do grupo crítico.
- O risco de fatalidade por câncer associado à liberação de todos os radionuclídeos do módulo do repositório é maior para a primeira infância, seguido para a criança, o adolescente e o adulto.
- O risco de fatalidade por câncer associado à liberação de todos os radionuclídeos do repositório é maior para a primeira infância, seguido para a criança, o adolescente e o adulto.

- Os riscos de fatalidade por câncer para cada faixa etária do grupo crítico devido à liberação dos radionuclídeos do repositório encontram-se abaixo do critério internacionalmente utilizado, para o período modelado nesta tese.

Os resultados de taxa de liberação, dose efetiva anual e risco de fatalidade por câncer encontrados na literatura técnica da área, mesmo que calculados com hipóteses diferentes daquelas adotadas na modelagem proposta, coadunam os valores obtidos nesta tese. A metodologia aqui apresentada pode ser aplicável a outras áreas que requeiram uma análise quantitativa do risco ambiental associado ao empreendimento.

A base para avaliação de desempenho do sistema de deposição é o entendimento da sua evolução gradual. A segurança em longo prazo do sistema de deposição de rejeitos radioativos pode ser demonstrada somente por modelagem preditiva da liberação, migração e comportamento do radionuclídeo no meio ambiente. E estas modelagens, inevitavelmente, estarão sujeitas a diversas incertezas; não somente incertezas sobre as taxas que influenciarão os impactos ambientais futuros, mas também sobre quando os eventos ocorrerão. Portanto, tão logo dados específicos estejam disponíveis, recomenda-se uma avaliação mais refinada. Com subsequente aplicação de análise das incertezas envolvidas e de análise de sensibilidade de todos os parâmetros, bem como das dimensões do repositório. Sugere-se ainda uma análise econômica das dimensões do repositório com base na avaliação do risco ambiental.

Como esta tese apresenta a primeira modelagem sobre avaliação de risco de um repositório, com base em abordagem probabilística, não teve como objetivo considerar o envelhecimento das barreiras no cálculo da probabilidade de falha do repositório. Portanto, para um segundo modelo, recomenda-se também, a utilização de técnica que leve em consideração tal envelhecimento. Por exemplo, a utilização de variáveis suplementares para a resolução do sistema não markoviano (cf. apresentado no Apêndice A).

Referências Bibliográficas

- AGUIAR, L.A.; ALVES, A. S.; PASSOS, E. M; FRUTUOSO E MELO, P.F.
Confiabilidade de embalados de rejeitos radioativos em repositórios próximos à superfície. Anais do ENAN / International Nuclear Atlantic Conference (INAC 2005). Santos – SP, 2005a.
- AGUIAR, L.A.; ALVES, A. S.; PASSOS, E. M; FRUTUOSO E MELO, P.F.
Probabilidade de liberação líquida de radionuclídeos de um Repositório Próximo à Superfície. Anais do ENAN / International Nuclear Atlantic Conference (INAC 2005). Santos – SP, 2005b.
- AICHe. Guidelines for Chemical Process Quantitative Risk Analysis (2nd Edition). Center for Chemical Process Safety/AICHe, 2000.
- ALVES, A. S. & PASSOS, E. M., Determinação analítica do fluxo de mistura (água + Cs-137) através da base do repositório devido a porosidade da mesma., ETN, Relatório Técnico TS3/BN/1170/930085, Rio de Janeiro, Brasil, 1993.
- ALVES, A. S. & PASSOS, E. M., Determinação do fluxo de mistura (água + Cs-137) através das paredes laterais do repositório devido a porosidade das mesmas, ETN, Relatório Técnico TS3/BN/1170/940009, Rio de Janeiro, Brasil, 1994.
- ALVES, A. S. & PASSOS, E. M., Estudo inicial dos radionuclídeos nos rejeitos de média atividade – resultados conservativos preliminares, ETN, Relatório Técnico GSN.T_004.03, Rio de Janeiro, Brasil, 2004.
- ALVES, A. S., Impacto radiológico devido à ruptura do Tanque De Controle De Volume Do Edifício Auxiliar Do Reator (UKA), ETN, Relatório Técnico GSA.T/BN/1170/990098, Rio de Janeiro, Brasil, 1999b.
- ALVES, A. S., Levantamento de dados para o cálculo do impacto radiológico devido à ruptura do tanque de controle de volume do edifício auxiliar do reator (UKA), ETN, Relatório Técnico GSA.T/BN/1170/990095, Rio de Janeiro, Brasil, 1999a.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. Tests and properties of concrete. STP 169-A, 1966 (ASTM)
- ANANDA, M. M. A., reliability modeling of engineered barrier systems for nuclear waste: a conditional approach. Microelectronics Reliability, vol 34, n 7, 1994.
- ANANDA, Malwane M. A. & SINGH, Ashok K., Performance assessment of multiple engineered barrier systems. Applied Mathematics and Computation, 102, 1999.
- ANDERSON. K. & ALLARD, B. The chemical conditions within a cement containing radioactive waste repository. Progress Report SFR 86-08.Swedish Final Repository for Radioactive Waste. Sweden, 1986.
- BARLOW, Richard E. & PROSCHAN, Frank, Statical theory of reliability and life testing: probability models. International Series in decision Process. Hold,

- Rinehart and Winston, Inc., EUA, 1975.
- BERTOZZI, G., D'ALESSANDRO, M., GIRARDI, F., and VANASSI, M. Safety assessment of radioactive disposal into geological formation. EUR-5901, Commission of the European Community, Luxemburg, (1978).
- BICKERSTAFF, K., Risk perception research: socio-cultural perspectives on the public experience of air pollution. *Environmental International*, vol 30, 2004.
- BRAGG, K.; GERA, F., Assessing approaches, safety issues in the disposal of solid radioactive waste. *IAEA Bulletin*, 42, mar 2000.
- BRANCO, O. E. A., Avaliação de incertezas da modelagem do transporte de radionuclídeos no subsolo de repositórios de rejeitos radioativos. Tese de Doutorado, COPPE/UFRJ, 2002.
- BRASIL, Lei Federal nº 10.308, de 20.11.2001, Dispõe sobre a seleção de locais, a construção, o licenciamento, a operação, a fiscalização, os custos, a indenização, a responsabilidade civil e as garantias referentes aos depósitos de rejeitos radioativos, e dá outras providências. Publicada no D.O.U. de 21.11.2001, Seção I, 1ª página.
- BREYSSE, D. & GÉRARD, B. Modelling of Permeability in cement-based materials: part 1 – uncracked medium. *Cement and Concrete Research*, Vol.27, No. 5, pp. 761-775, 1997.
- BUDHI, S.; ESLINGER, P. W. & BACA, R. G., probabilistic modeling of radionuclide release at the waste package subsystem boundary of a repository in Basalt, *Nuclear Technology*, vol 75, 1986.
- CHANG, S. H. and CHO, W. J. Risk analysis of radioactive waste repository based on the time-dependent hazard rate. *Radioactive Waste Management and the Nuclear Fuel Cycle* 5:63 (1984).
- CHESNUT, D. A., Demands placed on waste package performance testing and modeling by some general results of reliability analysis, *Nuclear Technology*, v 104, Nov. 1993
- CHO, Won-Jin; CHANG, Soon-Heung & PARK, Hum-Hwee, Uncertainty analysis of safety assessment for high-level radioactive waste repository, *Waste Management*, v 12, 1992
- COHEN, B. L. A generic probabilistic risk assessment for low level waste burial grounds. *Nuclear and Chemical Waste Management* 5:39 (1984).
- COHEN, B. L., Probabilistic risk analysis for high-level radioactive waste repository. *Risk Analysis*, Vol. 23, No. 5, 2003.
- COHEN, Bernard L., Response to the comments by Ewing, Palenik, and Konikow. *Risk Analysis*, Vol. 24, No. 6, 2004.
- COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR, Critérios de Aceitação para

- Deposição de Rejeitos Radioativos de Baixo e Médio Níveis de Radiação, CNEN-NE-6.09, CNEN, Rio de Janeiro, 2002.
- COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR, Diretrizes Básicas de Radioproteção, CNEN-NE-3.01, CNEN, Rio de Janeiro, 1988a.
- COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR, Gerencia de Rejeitos Radioativos em Instalações Radioativas, CNEN-NE-6.05, CNEN, Rio de Janeiro, 1985a.
- COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR, Licenciamento de Instalações Radiativas Posição Regulatória 6.02 / 001, CNEN-NE-6.02, CNEN, Rio de Janeiro, 1998.
- COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR, Radioproteção e segurança para deposição final dos rejeitos radioativos armazenados em Abadia de Goiás, Projeto de Instrução Técnica, CNEN-IT-01/91, CNEN, Rio de Janeiro, 1991.
- COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR, Segurança de Sistemas de Barragem de Rejeitos Contendo Radionuclídeos, CNEN-NE-1.10, CNEN, Rio de Janeiro, 1980.
- COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR, Seleção e Escolha para Locais de Depósitos de Rejeitos Radioativos, CNEN-NE-6.06, CNEN, Rio de Janeiro, 1985b.
- COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR, Transporte de materiais radioativos, CNEN-NE-5.01, CNEN, Rio de Janeiro, 1988b.
- CROSS, F. B., facts and values in risk assessment. Reliability Engineering and System Safety, vol 59, 1998.
- DIAS, W. Manual de Controle Radiológico do Meio Ambiente – MCRMA, ETN, CP/2/1170/000001, rev. 3, Rio de Janeiro, Brasil, agosto 2004.
- DLOUHÝ, Z. Safety aspects of radioactive waste disposal in Czechoslovakia, Proceedings of a Symposium – Sitting, Dingsin and Construction of Underground Repositories for Radioactive Waste, IEAE-SM-289/11, Hancorver, 1986.
- ELETRONUCLEAR – (ETN), Estocagem definitiva dos rejeitos radioativos produzidos pela CNAAA – projeto conceitual, RL-AG-0102, mar 2002
- ENE, Daniela, Test Case of the Long Term Preliminary Performance Assessment for the L&IL Radioactive Waste Repository Baita Bihor, Romania, ICRS-10/RPS Madeira, 2004
- ENOKIHARA, C. T., Armazenamento de rejeitos radioativos no Brasil com ênfase especial em rochas. Dissertação de Mestrado, IPEN/USP, 1983.
- EPA, Estimating Radiogenic cancer risks. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 402-R-93-076. Washington, 1994.

- ESCANDIUZZI, F., Sobras Indesejadas, Revista Época, nº 322, 19 julho 2004
- EWING, R. C.; PALENIK, C. S. & KONIKOW, L. F. Comment on 'probabilistic risk analysis for a high-level radioactive waste repository' by B. L. Cohen. Risk Analysis, Vol. 24, No. 6, 2004.
- GARRICK, John B., The use of risk assessment to evaluate waste disposal facilities in the United States of America, Safety Science 40, 135–151, 2002.
- HAN, K. W., CHO, W. J., KANG, C. H., and KIM, C. H. Genetic safety assessment for LLW repository. *Proceedings of the 1991 Joint International Waste Management Conference* 1:107 (1991).
- HÖGLUND, L. Long-term function of concrete grout in SFR. Progress Report SFR 93-01. Swedish Final Repository for Radioactive Waste. Sweden, 1993.
- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, BIOMASS, "Reference Biospheres" for solid radioactive waste disposal, BIOMASS-6, IAEA, Vienna, 2003b.
- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, BIOMASS, Alternative Assessment Contexts: Implication for Development of Reference Biospheres and Biosphere Modelling, Working Material, BIOMASS/T1/WD02, IAEA, Vienna, 1999e.
- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, BIOMASS, Biosphere System Description and Radionuclide Transport Modelling, Working Material, BIOMASS/T1/WD07, IAEA, Vienna, 2000a.
- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, BIOMASS, Example Reference Biosphere 2A: Agricultural Well, Constant Biosphere, Working Material, BIOMASS/T1/WD08, IAEA, Vienna, 2000b.
- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, BIOMASS, Guidance on the Definition of Critical and Other Hypothetical Exposed Groups for Solid Radioactive Waste Disposal, Working Material, BIOMASS/T1/WD03, IAEA, Vienna, 1999f.
- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, BIOMASS, Long Term Release from Solid Waste Disposal Facilities: The Reference Biosphere Concept, Working Material, BIOMASS/T1/WD01, IAEA, Vienna, 1999d.
- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Classification of radioactive waste, A safety Guide, Safety Series nº 111-G-1.1, may 1994.
- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Considerations in the development of near surface repositories for radioactive waste, Technical Reports Series nº. 417, aug 2003d.
- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Critical Groups and Biospheres in the Context of Radioactive Waste Disposal, IAEA-TECDOC-1077, Vienna,

1999c.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Derivation of activity limits for the disposal of radioactive waste in near surface disposal facilities. TECDOC no.1380, dec 2003c.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment, Safety Reports No. 19, IAEA, Vienna, 2001a.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Handling and processing of radioactive waste from nuclear applications, Technical reports series 402, 2001d.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, inspection and verification of waste packages for near surface disposal, TECDOC-1129, Vienna, 2000c. *

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Long term behaviour of low and intermediate level waste packages under repository conditions, TECDOC –1397, jun 2004.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Near surface disposal of radioactive waste, Safety Standards Series No. WS-R-1, IAEA, Vienna, 1999a.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Performance of engineered barrier materials in near surface disposal facilities for radioactive waste, TECDOC - 1255, IAEA, Vienna, 2001b.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Radioactive waste management glossary, IAEA, Vienna, 2003a.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Requirements and methods for low and intermediate level waste package acceptability, TECDOC-864, feb 1996

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Requirements for the safe management of radioactive waste; TECDOC-853, dec 1995b.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Safety assessment for near surface disposal of radioactive waste, Safety Guide No. WS-G-1.1, IAEA, Vienna, 1999b.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Safety assessment methodologies for near surface disposal facilities, results of a coordinated research project. Volume 1 – Review and enhancement of safety assessment approaches and tools, IAEA, Vienna, 2004b.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Safety assessment methodologies for near surface disposal facilities, results of a coordinated research project. Volume 2 – test cases, IAEA, Vienna, 2004c.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Scientific and technical basis for the near surface disposal of low and intermediate level waste, Technical Reports Series No. 412, IAEA, Vienna, 2002a.

- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Socio-economic and other non-radiological impacts of the near surface disposal of radioactive waste, TECDOC-1308, Vienna, 2002b. *
- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Technical considerations in the design of near surface disposal facilities for radioactive waste, TECDOC-1256, nov 2001c.
- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, The principles of radioactive waste management, Safety Series No. 111-F, IAEA, Vienna, 1995a.
- INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION - ICRP Publication 38 – Radionuclide transformations – Volumes 11-13, Pergamon Press, Oxford, 1983.
- INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publication 60, 1990.
- INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Radiation Protection Recommendations as Applied to the Disposal of Long-lived Solid Radioactive Waste, Publication 81, Pergamon Press, Oxford and New York, 2000.
- INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Radiological Protection Policy for the Disposal of Radioactive Waste, Publication 77, Pergamon Press, Oxford and New York, 1997.
- IPATTI, A. Long-term durability experiments with concrete-based waste packages in simulated repository conditions. Report YJT-93-03. Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies. Filand, 1993.
- KAPLAN, I. Física Nuclear. Editora Guanabara Dois; 2.ed., Rio de Janeiro, 1978.
- KIM, P. O., CHO, W. J., and CHANG, S. H. Probabilistic safety assessment of low level waste disposal system. *Radioactive Waste Management and the Nuclear Fuel Cycle* 10:253 (1988).
- KIM, T. W., CHANG, S. H., and LEE, B. H. Uncertainty and sensitivity analyses in evaluating risk of high level waste repository. *Radioactive Waste Management and the Nuclear Fuel Cycle* 10:321, 1988.
- KIM, Y. N.; KIM, J. K. & KIM, T. W., Risk assessment for shallow land burial of low level radioactive waste, *Waste management*, v 13, n 8, 1993
- KRISHNAMOORTHY, T. M., NAIR, R. N., SARMA, T. P., and PILLAI, K. C. Models for shallow land disposal of low and intermediate level radwastes. *Proceedings of the 1991 Joint International Waste Management Conference* 1:127, 1991.
- LACOSTE, A. C., Safety issues in the near surface disposal of radioactive waste, international conference on the safety of radioactive waste management, Spain,

2000. [GOV/INF/2000/8-GC(44)/INF/5, IAEA – may 2000]

- LEMOS, F. L; *et al.*, Safety Assessment of low and intermediate levels radioactive waste facilities using fuzzy logic: a case example. IEEE International Conference on Industrial Informatics INDIN 2003, Banff – Alberta – Canadá, ago 2003.
- LEWIS, E.E. Introduction to reliability engineering. John Wiley & Sons Inc. 2nd ed. 1996.
- LINS, R. P. Cálculo da confiabilidade de sistemas sob envelhecimento através do método dos estágios e de algoritmos genéticos. Tese de doutorado. COPPE/UFRJ, 2003.
- LITTLE, R.H. & PENFOLD, J.S.S., Document Title: Preliminary Safety Assessment of Concepts for a Permanent Waste Repository at the Western Waste Management Facility Bruce Site: Summary Report, Quintessa Limited, Ontario - Canada, march 2003.
- LOKKEN, R. O. A review of radioactive waste immobilization in concrete. PNL-2654 UC-70. U.S. Department of Energy. Washington, 1978.
- MALBRAIN, C. M. Risk assessment and the regulation of high level waste repository. Doctoral dissertation, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge (1984).
- MARTINS, V. B., Estudo de uma metodologia para seleção de locais para disposição final dos rejeitos radioativos das usinas nucleares brasileiras. Dissertação de Mestrado, COPPE/UFRJ, 2004.
- MARUMO, J. T., Difusão de cloretos e ataque por sulfatos em pastas e argamassas de cimento portland. Dissertação de Mestrado, IPEN/USP, 1997.
- MATTOS, L. A. T. de, Análise preliminar sobre disposição de rejeitos radioativos de alta atividade em formações geológicas do Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, IPEN/USP, 1981.
- MAYS, G. Durability of concrete structures. Investigation, repair, protection. E & FN SPON, 1992.
- McCORMICK, N. J. Reliability and risk analysis, methods and nuclear power applications. Academic Press Inc., 1981.
- MEHTA, P. K. & MONTEIRO, P. J. M. Concreto. Estrutura, propriedades e materiais. Ed. Pini. São Paulo, 1994.
- MONTE, L., Usina Nuclear de Angra 2 – programa de controle de Processo (PCP): processamento e embalagem de rejeitos radioativos sólidos, betumização de resinas iônicas. Doc. Nr. CK-KPC-000002, Revisão R0),2000.
- MRS ESTUDOS AMBIENTAIS. Estudo de Impacto Ambiental – EIA da Unidade III do Depósito Intermediário de Rejeitos Radioativos – DIRR da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto – CNAEA. MRS e Eletronuclear, Rio de Janeiro, 2003.

- N.T. American Concrete Institute. Cement and concrete terminology: reported by ACI 116R. Detroit, 1990.
- N.T. American Concrete Institute. Guide to Durable Concrete: reported by ACI Committee 201.2R. In: _ACI manual of Concrete practice. Detroit, 1991
- N.T. American Society for testing and materials. Definitions of Terms Relating to Concrete and Concrete Agregates. ASTM C-125. In: _ Annual Book of ASTM Standards. Philadelphia, 1993.
- N.T. American Society for testing and materials. Standard description nomenclature of constituents of aggregates for radiation shielding concrete. ASTM 638. In: _ Annual Book of ASTM Standards Concrete and Minerals Aggregates. Philadelphia.
- N.T. American Society for testing and materials. Standard especifications for aggregates for radiation shielding concrete. ASTM C-637. In: _ Annual Book of ASTM Standards Concrete and Minerals Aggregates. Philadelphia.
- NAIR, R.N. & KRISHNAMOORTHY T.M., Probabilistic safety assessment model for near surface radioactive waste disposal facilities, Environmental Modelling & Software 14, 447–460, 1999
- NEVILLE, A. M. Properties of Concrete, Pitman, London, 1981.
- NIREX, Generic repository studies: - probabilistic safety assessment. United Kingdom, 2001.
- NIREX, Nirex near-surface repository project: preliminary radiological assessment: probabilistic safety assessment modelling. United Kingdom, 1987.
- NIREX, Post-closure performance assessment: probabilistic safety assessment; overview. United Kingdom, 1994.
- NUCLEN, Relatório Final de Análise de Segurança – Repositório de Abadia de Goiás. NUCLEN S. A., 1996.
- NUNES, M. E. C. Utilização do método dos estágios na análise da indisponibilidade de um canal de proteção. Dissertação de mestrado. COPPE/UFRJ, 1995.
- OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY, The Case for Benchmark Biospheres and Decoupling of Biosphere and EBS/Geosphere Analysis, NEA/PAAG/DOC (98)6, OECD, Paris (1998).
- POUCET, A., Fault tree and event tree techniques. Reliability Engineering Proceedings of the ISPRA, AMENDOLA, A & BUSTAMENTE, A. S., Madrid, 1986.
- PRITZKER, A. and GASSMANN, J. Application of simplified reliability methods for risk assessment of nuclear waste repository. *Nuclear Technology* 48:289 (1980).
- RADUAN, R. N., Requisitos ambientais para disposição final de rejeitos radioativos em

- repositórios de superfície. Dissertação de Mestrado, IPEN/USP, 1994.
- RAMAKUMAR, R. Engineering reliability: fundamentals and applications. Prentice-Hall Inc., 1993.
- RECHARD, R. P., Historical background on performance assessment for the Waste Isolation pilot Plant. Reliability Engineering & System Safety, vol 69, 2000.
- RUDIO, F. V. Introdução ao projeto de pesquisa científica. 23^a edição, Editora Vozes, Petrópolis – RJ, 1998.
- SANTOS, J. M. E., Análise quantitativa dos rejeitos radioativos a serem gerados no Programa Nuclear Brasileiro. Dissertação de Mestrado, Instituto de Estudos Avançados /USP, 1979.
- SCHIANETZ, B. Passivos Ambientais: levantamento histórico: avaliação de periculosidade e ações de recuperação. SENAI e ABES, Curitiba, 1999.
- SLOVIC, P. & WEBER, E., Perception of risk posed by extreme events. Conference “Risk Management Strategies in an Uncertain World”. New York, 2002.
- SOCIEDADE CIENTÍFICA DA ESCOLA NACIONAL DE CIÊNCIAS ESTATÍSTICAS, Análise do ambiente sócio-econômico da área de influência da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto CNAEA. Relatório Consolidado – Hábitos Alimentares. SCIENCE rev. 1, agosto 2003.
- SONG, J. S. & LEE, K. J., Stochastic analysis of radioactive waste package performance using first-order reliability method. Waste management, vol 9, 1989.
- SONG, J. S. & LEE, K. J., System performance assessment of final repository for radioactive wastes using first-order reliability method. Waste management, vol 12, 1992.
- SUTCLIFFE, W. G., Uncertainty Analysis: an illustration from nuclear waste package development. Nuclear and Chemical Waste Management vol 5 (1984).
- SWEDISH RADIATION PROTECTION INSTITUTE - SRPI, Development of the Reference Biosphere Methodology for Radioactive Waste Disposal, BIOMOVs II Tech. Rep. 6, SSI, Stockholm, 1996.
- TROXELL, G. E. & DAVIS, H. E. Composition and properties of concrete. McGraw-Hill, 1956.
- VIEIRA DE SÁ, B.L., Modelo simplificado para simulação da liberação de radionuclídeos de repositórios de rejeitos radioativos. Dissertação de Mestrado, IPEN/USP, 2001.
- VIENO, T. & NORDMAN, H., VLJ Repository safety analysis. Report TVO – 1/98, Finland, July 1998.
- WAKEFIELD, S.; ELLIOTT, S.; COLE, D. & EYLES, J., Environmental risk and (re)action: air quality, health, and civic involvement in an urban industrial.

Health & Place, vol 7, 2001.

WEBER, O., Perception of environmental risk of company sites. Journal of Environmental Psychology, vol 21, 2001.

Apêndice A

Modelo para a probabilidade de falha quando se considera o envelhecimento das barreiras

Para se considerar o envelhecimento da barreira (degradação) é necessária a utilização de modelos que representem a taxa de falha crescente com o tempo. A distribuição de Weibull pode ser utilizada para representar o tempo de falha das barreiras quando o sistema está envelhecendo. Para a distribuição de Weibull o tempo médio para falhar e a taxa de falha, respectivamente, são dados por:

$$MTTF = \theta \cdot \Gamma\left(1 + \frac{1}{m}\right) \quad \text{e} \quad \lambda(t) = \frac{m}{\theta} \left(\frac{t}{\theta}\right)^{m-1}$$

onde,

m é o parâmetro de forma e θ é o parâmetro de escala

Os diagramas de espaço de estados e as equações de Markov associadas são válidos somente nos casos onde as transições entre os estados são representadas por distribuições exponenciais, as quais possuem taxas de transição constantes. Quando isto não ocorre, o processo torna-se não-markoviano.

Para a obtenção da probabilidade de falha do sistema não-markoviano, é utilizada a abordagem de variáveis suplementares. O método das variáveis suplementares é o método mais direto para lidar com sistemas não-markovianos (SINGH e BILLINTON, 1977). O método dos estágios também é utilizado para resolução de sistema não-markoviano (SINGH & BILLINTON, 1977; RAMAKUMAR, 1993; NUNES, 1995 e 2001; LINS, 2003)

Para cada estado do diagrama e para cada componente, uma variável é introduzida para considerar as idades dos componentes que envelhecem. Este método recai em sistemas de equações diferenciais ordinárias e parciais acopladas (PINHO, 2000). A desvantagem, é que o número de variáveis suplementares aumenta rapidamente com o número de taxas de transição dependentes do tempo. (LINS, 2003)

O sistema de equações que representam o sistema não markoviano, bem como as suas condições de contorno e iniciais, para o caso específico do repositório modelado nesta tese, são apresentados a seguir:

$$\begin{aligned}\frac{\partial p_1(x,t)}{\partial t} + \frac{\partial p_1(x,t)}{\partial x} &= -\lambda_A(x)p_1(x,t) \\ \frac{\partial p_2(x,t)}{\partial t} + \frac{\partial p_2(x,t)}{\partial x} &= -\lambda_B(x)p_2(x,t) \\ \frac{\partial p_3(x,t)}{\partial t} + \frac{\partial p_3(x,t)}{\partial x} &= -\lambda_C(x)p_3(x,t) \\ \frac{\partial p_4(x,t)}{\partial t} + \frac{\partial p_4(x,t)}{\partial x} &= -[\lambda_D(x) + \lambda_E(x)]p_4(x,t) \\ \frac{dP_5(t)}{dt} &= -\lambda_F P_5(t) + \int_0^{\infty} p_4(x,t)\lambda_D(x)dx \\ \frac{dP_6(t)}{dt} &= -\lambda_F P_6(t) + \int_0^{\infty} p_4(x,t)\lambda_E(x)dx \\ \frac{dP_7(t)}{dt} &= \lambda_F P_5(t) \\ \frac{dP_8(t)}{dt} &= \lambda_F P_6(t)\end{aligned}$$

As condições de contorno aplicáveis são:

$$\begin{aligned}p_1(0,t) &= 0 \\ p_2(0,t) &= \int_0^{\infty} \lambda_A(x)p_1(x,t)dx \\ p_3(0,t) &= \int_0^{\infty} \lambda_B(x)p_2(x,t)dx \\ p_4(0,t) &= \int_0^{\infty} \lambda_C(x)p_3(x,t)dx\end{aligned}$$

As condições iniciais aplicáveis são:

$$\begin{aligned}p_1(x,0) &= \delta(x) \\ p_2(x,0) &= p_3(x,0) = p_4(x,0) = 0 \\ P_5(0) &= P_6(0) = P_7(0) = P_8(0) = 0\end{aligned}$$

onde, $\delta(\cdot)$ é a função delta de Dirac.

As taxas de falhas dependentes da idade são modeladas com a distribuição de

$$\text{Weibull: } \lambda(x) = \frac{m}{\theta} \left(\frac{x}{\theta} \right)^{m-1}$$

Após resolução do sistema por método numérico, obter-se-á a probabilidade de falha do sistema. Da mesma forma que a probabilidade de falha do sistema obtida por markov é utilizada na avaliação do risco radiológico, esta probabilidade também poderá ser usada. Isto seria um passo a mais na modelagem proposta nesta tese, visto que a referida modelagem é a primeira abordagem sobre o assunto.

Referência Bibliográfica

- LINS, R. P. Cálculo da confiabilidade de sistemas sob envelhecimento através do método dos estágios e de algoritmos genéticos. Tese de doutorado. COPPE/UFRJ, 2003.
- PINHO, M. O. Sobre a aplicação de sistemas de equações diferenciais parciais e ordinárias de primeira ordem à confiabilidade de sistemas de segurança sob envelhecimento. Tese de doutorado. COPPE/UFRJ, 2000.
- NUNES, M. E. C. Análise da indisponibilidade de sistemas de proteção considerando os efeitos do envelhecimento através do método dos estágios otimizados por algoritmos genéticos. Tese de doutorado. COPPE/UFRJ, 2001.
- NUNES, M. E. C. Utilização do método dos estágios na análise da indisponibilidade de um canal de proteção. Dissertação de mestrado. COPPE/UFRJ, 1995.
- RAMAKUMAR, R. Engineering reliability: fundamentals and applications. Prentice-Hall Inc., 1993.
- SINGH, C. & BILLINTON, R. System reliability modelling and evaluation. Hutchinson of London, 1977

Apêndice B

Gráficos das Doses Totais para todos os Radionuclídeos

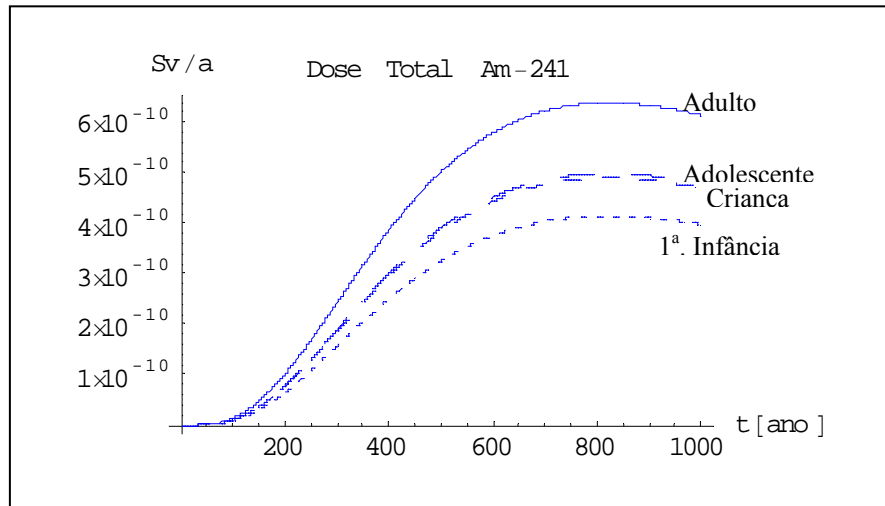


Figura B.1 – Dose efetiva total para o Am-241 para cada faixa etária do grupo crítico.

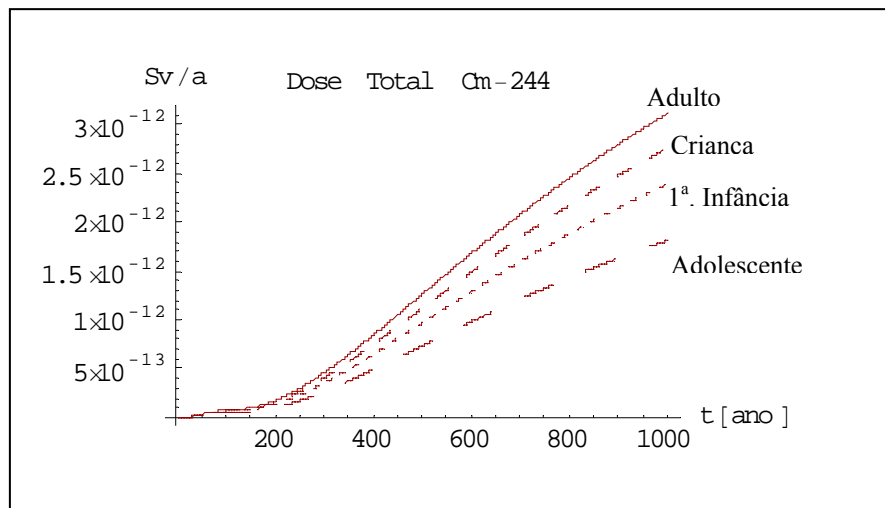


Figura B.2 – Dose efetiva total para o Cm-244 para cada faixa etária do grupo crítico.

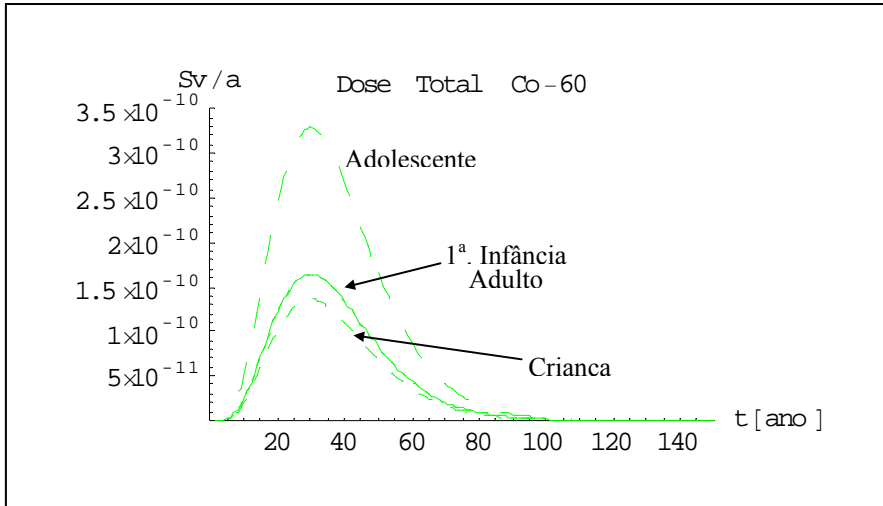


Figura B.3 – Dose efetiva total para o Co-60 para cada faixa etária do grupo crítico.

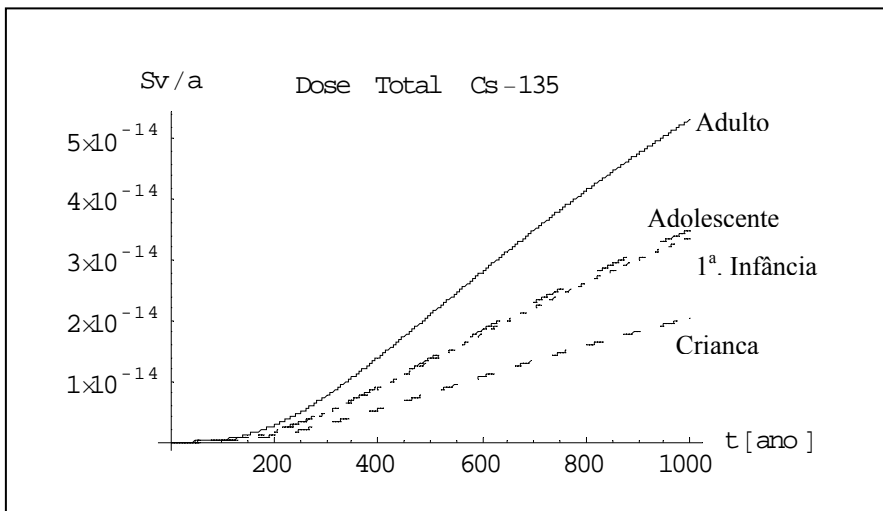


Figura B.4 – Dose efetiva total para o Cs-135 para cada faixa etária do grupo crítico.

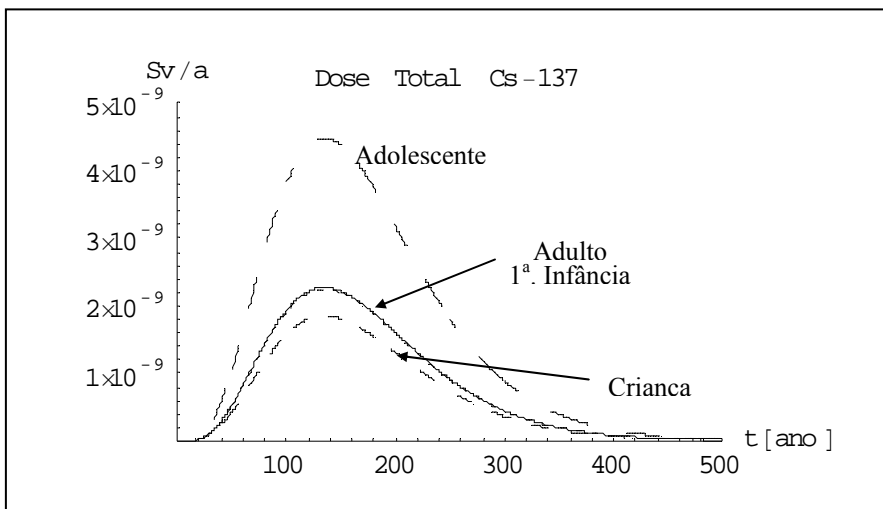


Figura B.5 – Dose efetiva total para o Cs-137 para cada faixa etária do grupo crítico.

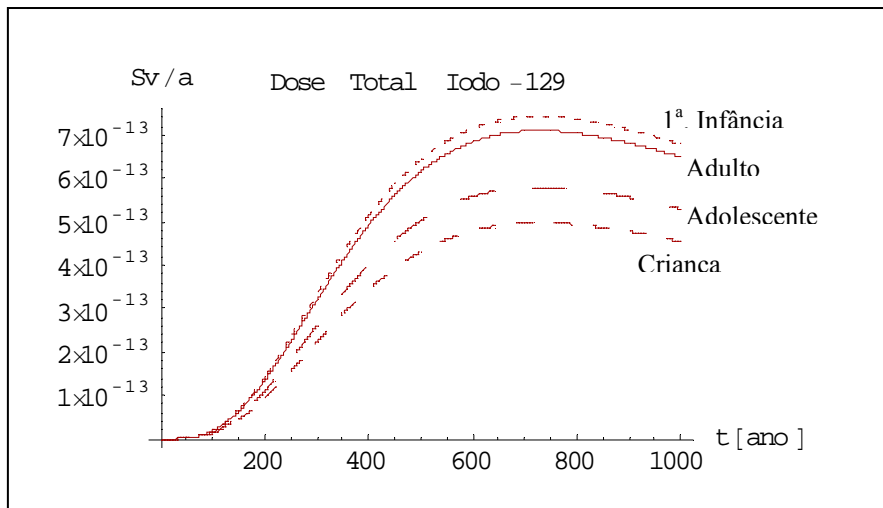


Figura B.6 – Dose efetiva total para o I-129 para cada faixa etária do grupo crítico.

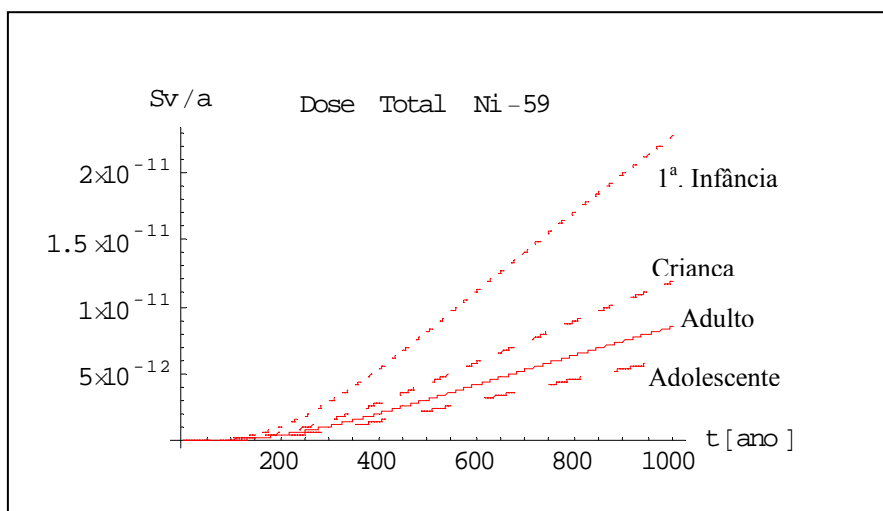


Figura B.7 – Dose efetiva total para o Ni-59 para cada faixa etária do grupo crítico.

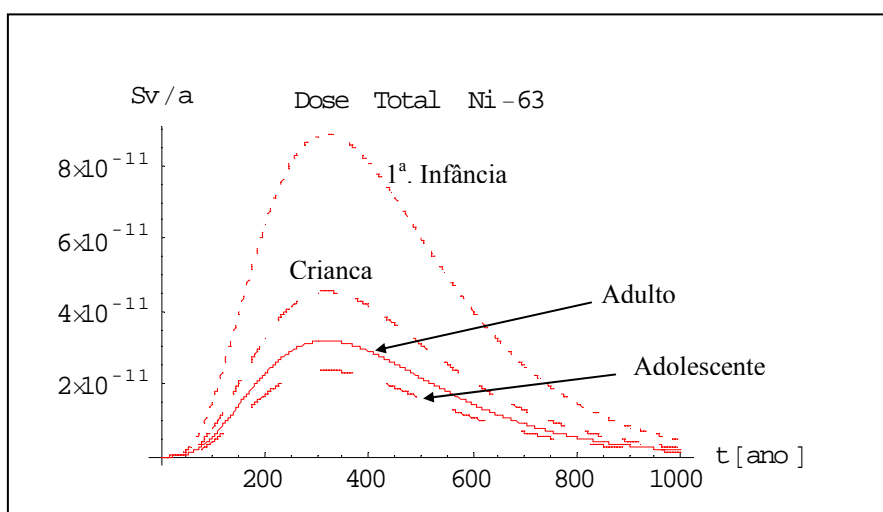


Figura B.8 – Dose efetiva total para o Ni-63 para cada faixa etária do grupo crítico.

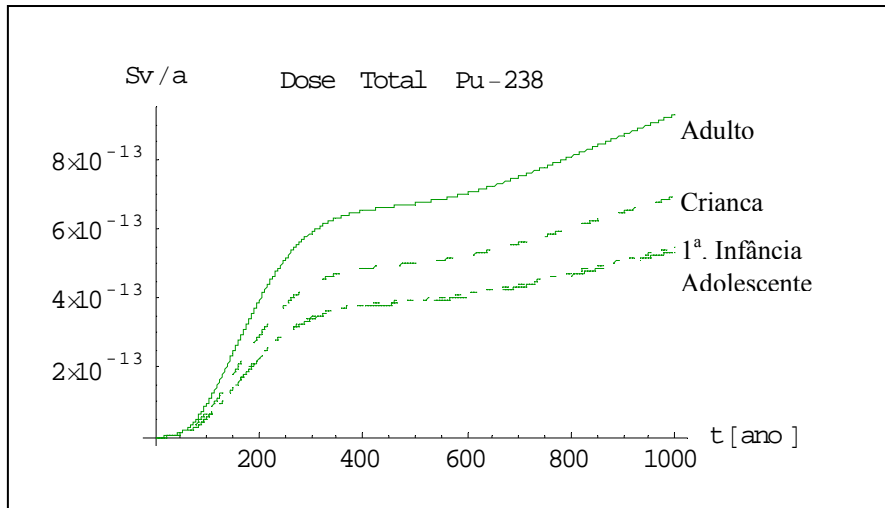


Figura B.9 – Dose efetiva total para o Pu-238 para cada faixa etária do grupo crítico.

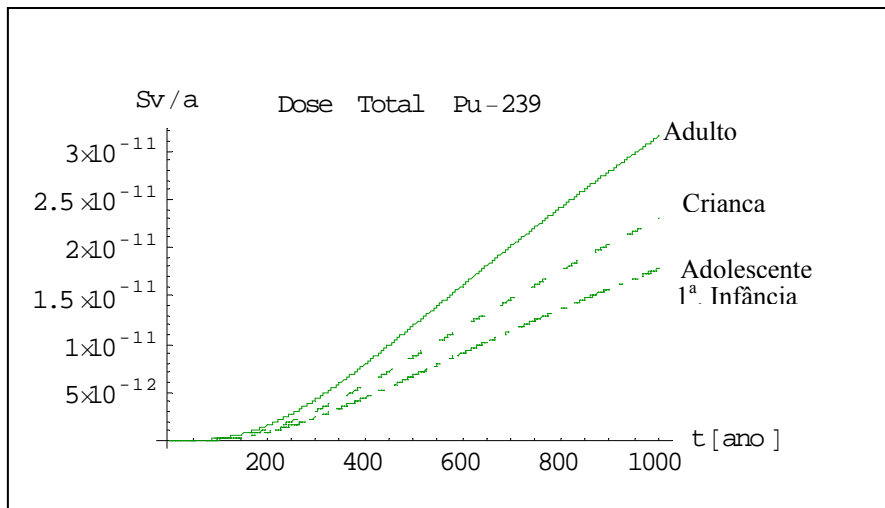


Figura B.10 – Dose efetiva total para o Pu-239 para cada faixa etária do grupo crítico.

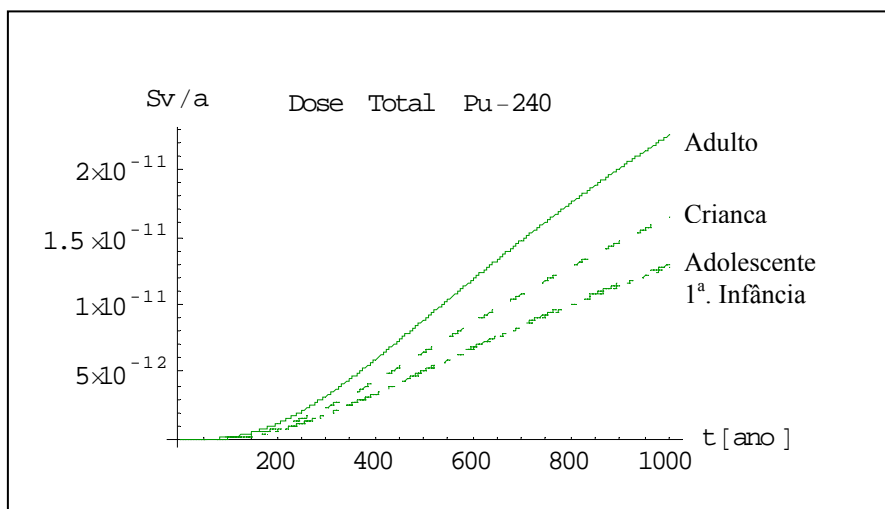


Figura B.11 – Dose efetiva total para o Pu-240 para cada faixa etária do grupo crítico.

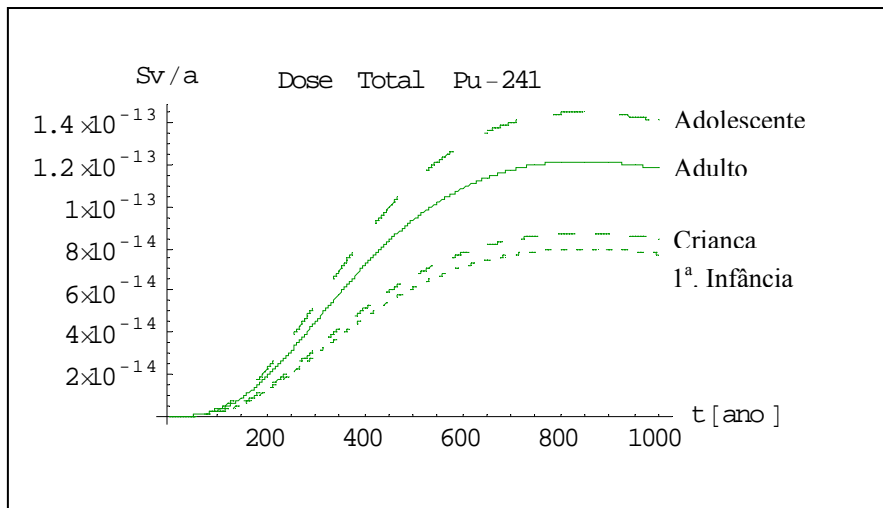


Figura B.12 – Dose efetiva total para o Pu-241 para cada faixa etária do grupo crítico.

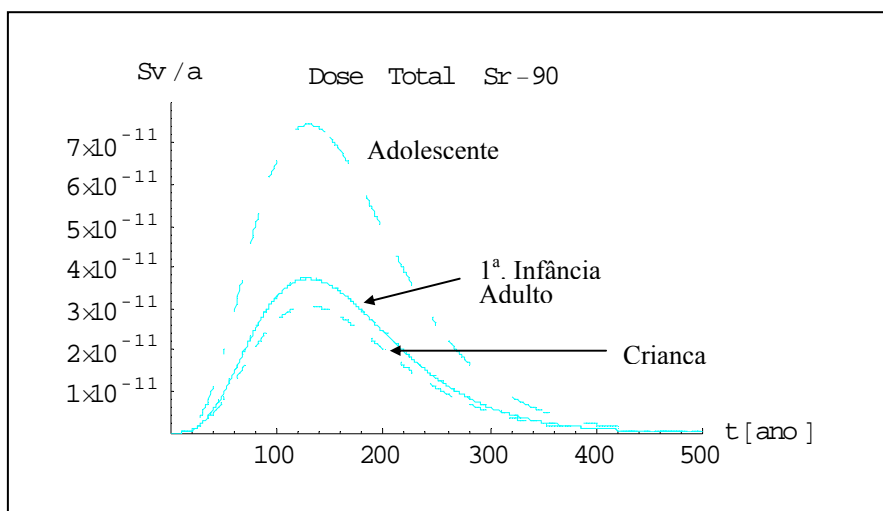


Figura B.13 – Dose efetiva total para o Sr-90 para cada faixa etária do grupo crítico.

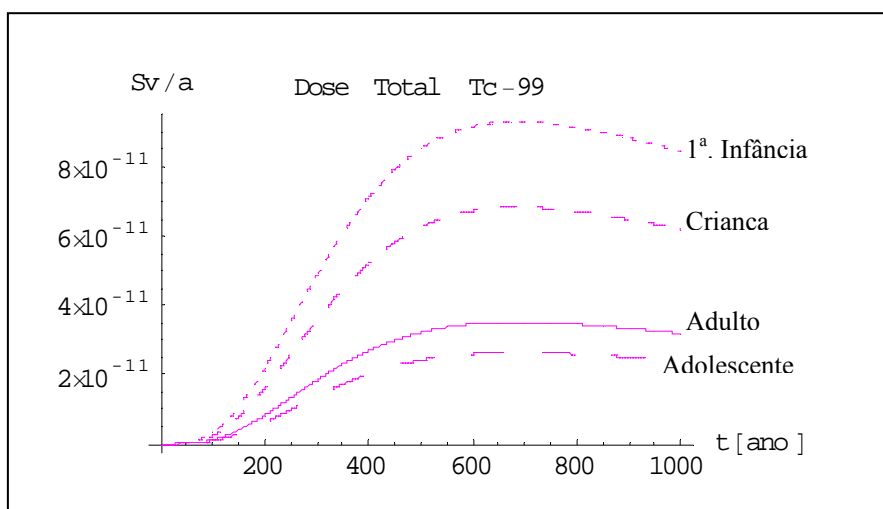


Figura B.14 – Dose efetiva total para o Tc-99 para cada faixa etária do grupo crítico.

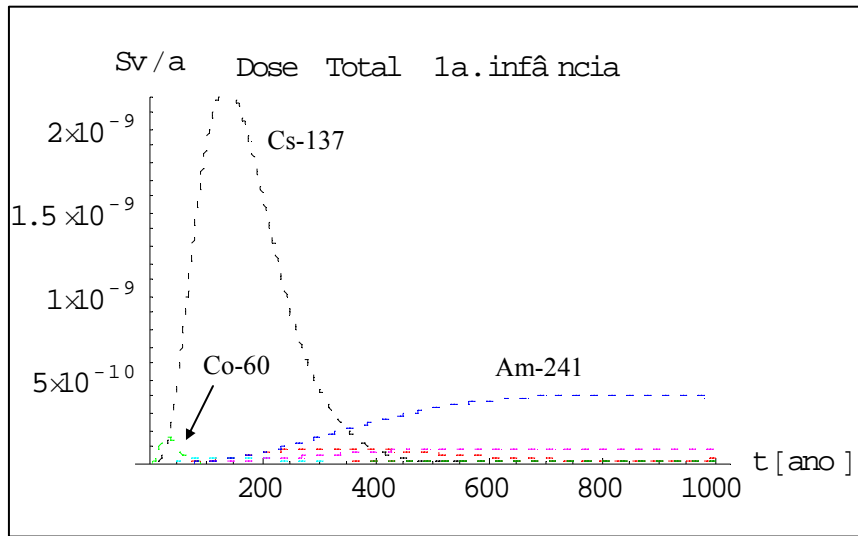


Figura B.15 – Dose efetiva total para a primeira infância para cada radionuclídeo

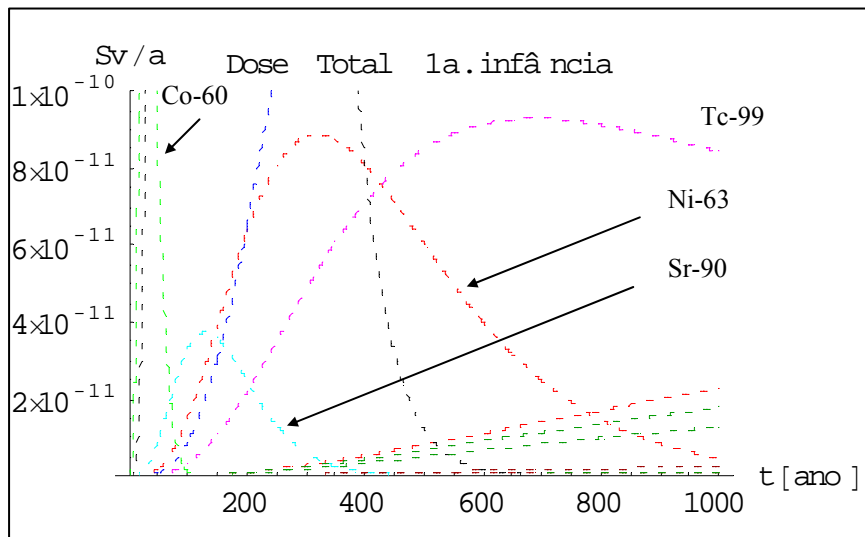


Figura B.16 – Dose efetiva total para a primeira infância para cada radionuclídeo. Visão detalhada da Figura B.15

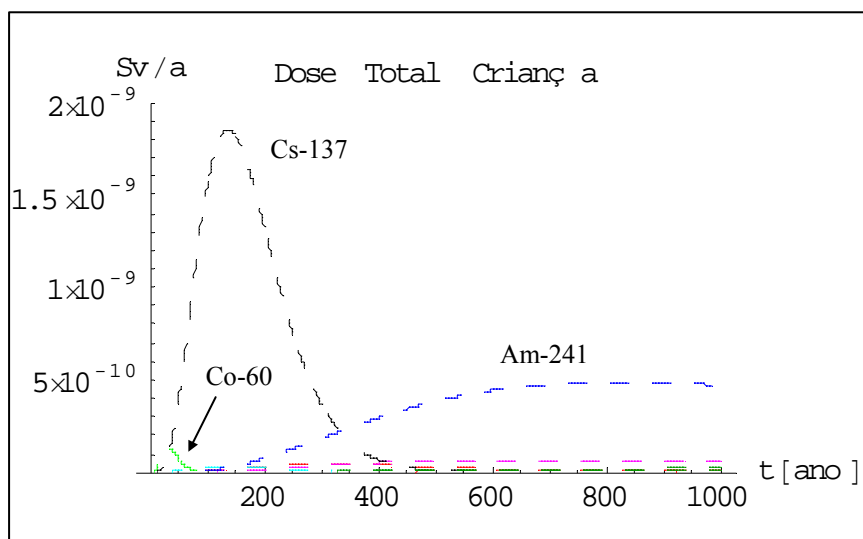


Figura B.17 – Dose efetiva total para a criança para cada radionuclídeo

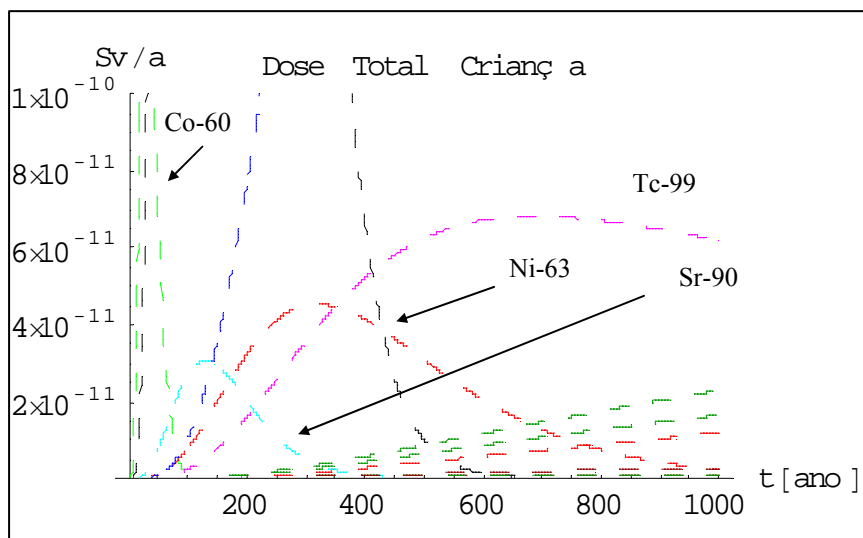


Figura B.18 – Dose efetiva total para a criança para cada radionuclídeo. Visão detalhada da Figura B.17

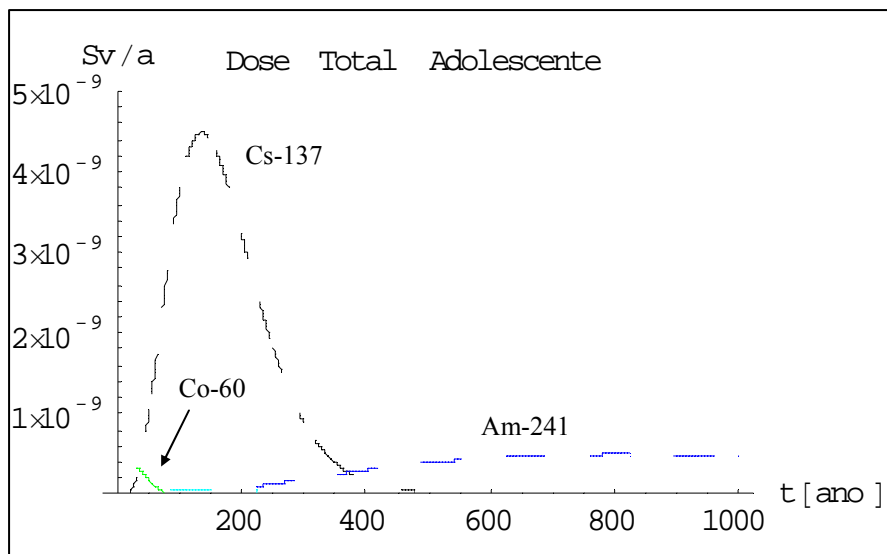


Figura B.19 – Dose efetiva total para o adolescente para cada radionuclídeo.

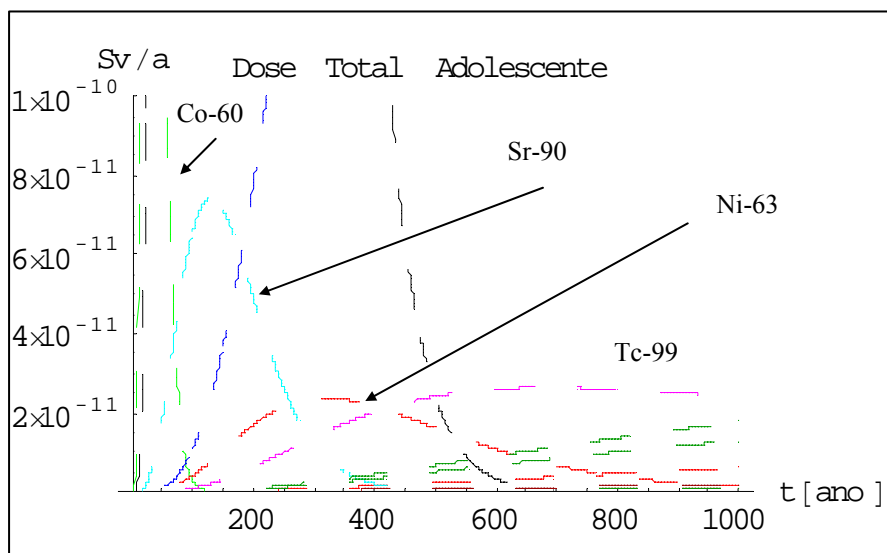


Figura B.20 – Dose efetiva total para o adolescente para cada radionuclídeo. Visão detalhada da Figura B.19

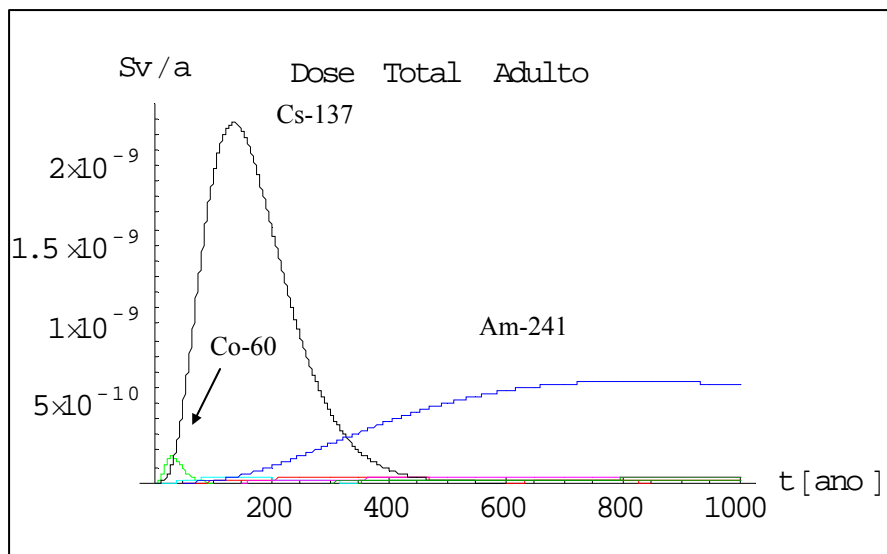


Figura B.21 – Dose efetiva total para o adulto para cada radionuclídeo.

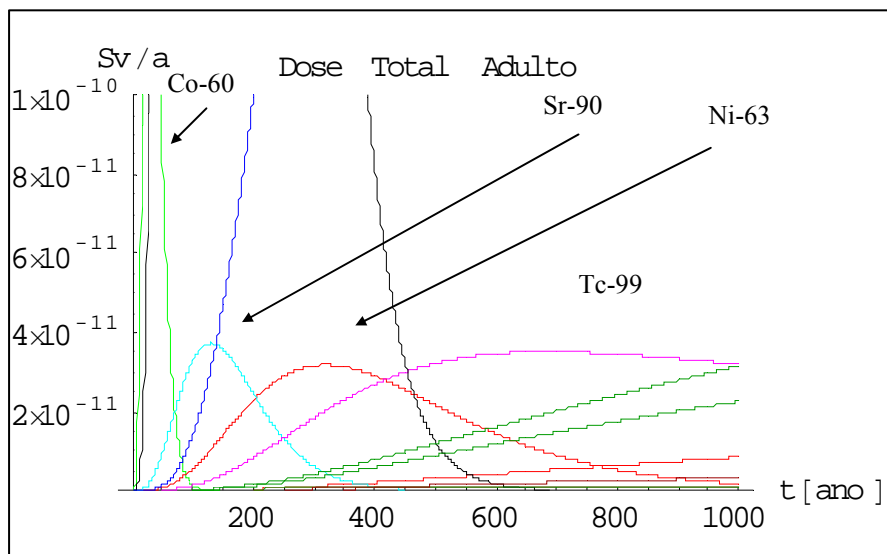


Figura B.22 – Dose efetiva total para o adulto para cada radionuclídeo. Visão detalhada da Figura B.21

Apêndice C

Gráficos de Riscos para todos os Radionuclídeos

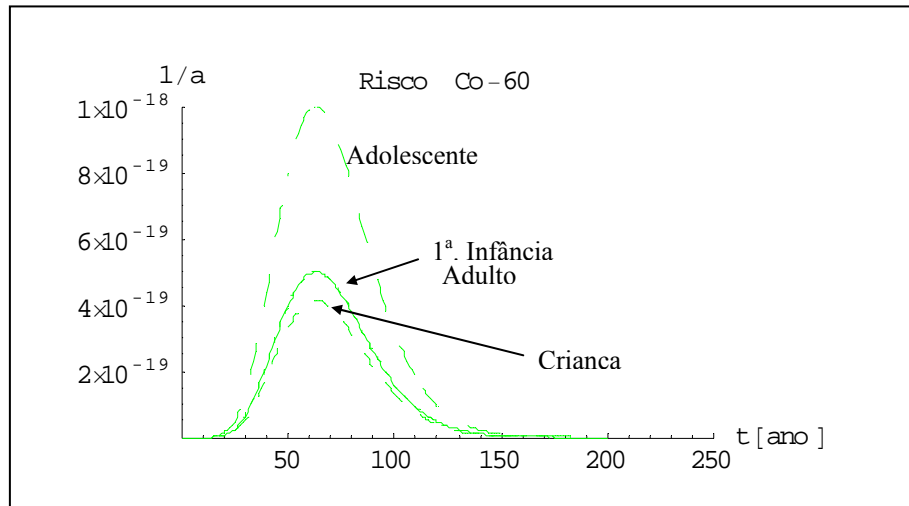


Figura C.1 – Risco de câncer fatal para o Co-60 para cada faixa etária do grupo crítico.

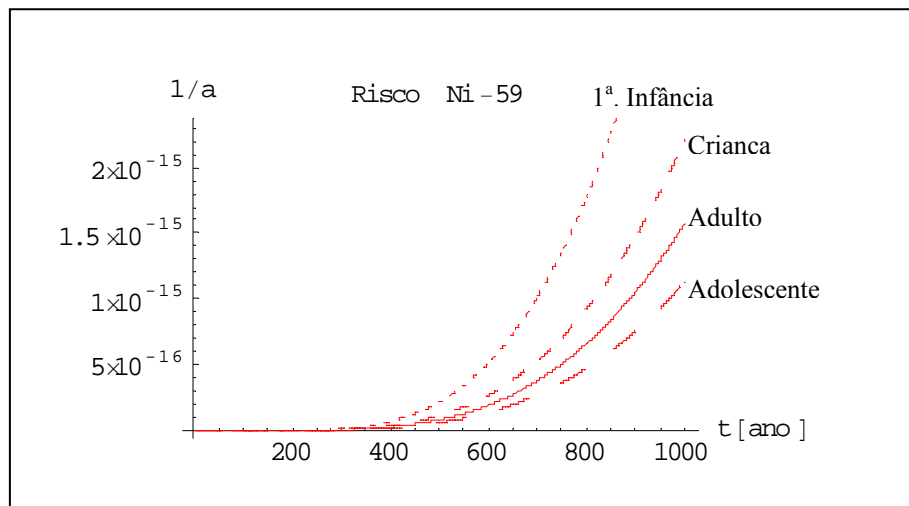


Figura C.2 – Risco de câncer fatal para o Ni-59 para cada faixa etária do grupo crítico.

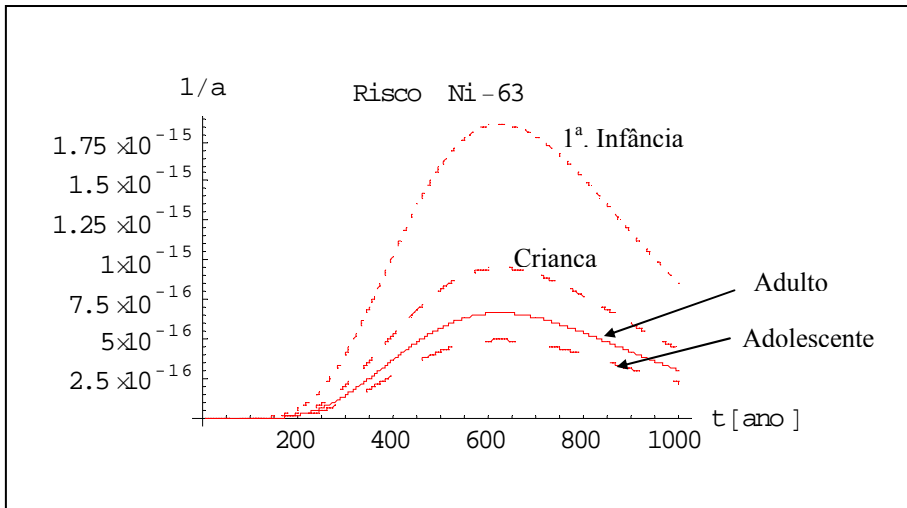


Figura C.3 – Risco de câncer fatal para o Ni-63 para cada faixa etária do grupo crítico.

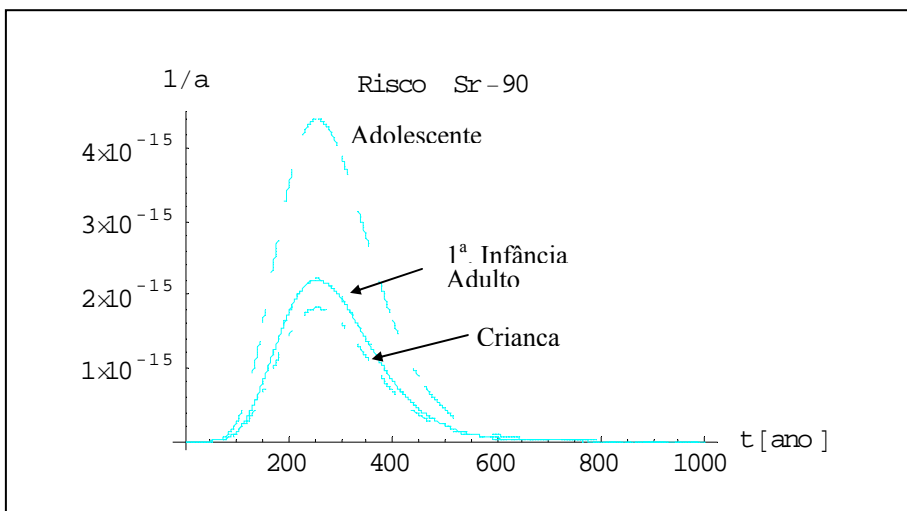


Figura C.4 – Risco de câncer fatal para o Sr-90 para cada faixa etária do grupo crítico.

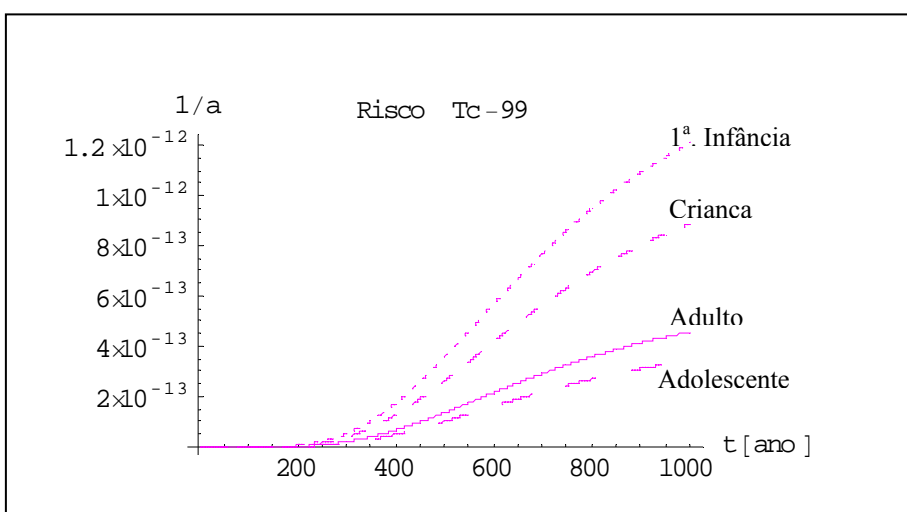


Figura C.5 – Risco de câncer fatal para o Tc-99 para cada faixa etária do grupo crítico.

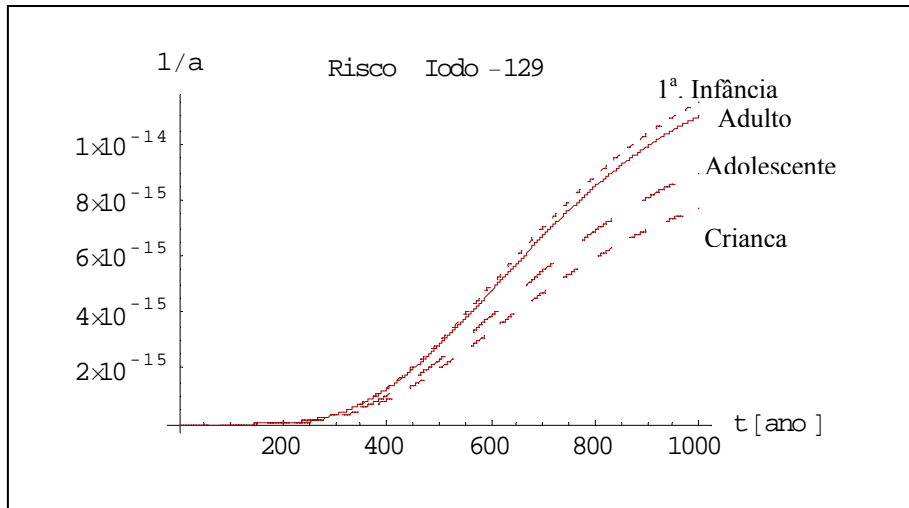


Figura C.6 – Risco de câncer fatal para o I-129 para cada faixa etária do grupo crítico.

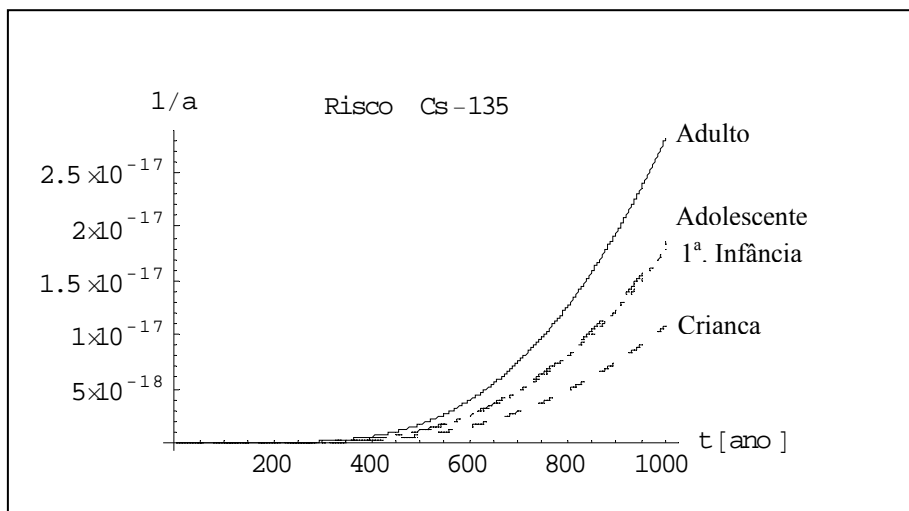


Figura C.7 – Risco de câncer fatal para o Cs-135 para cada faixa etária do grupo crítico.

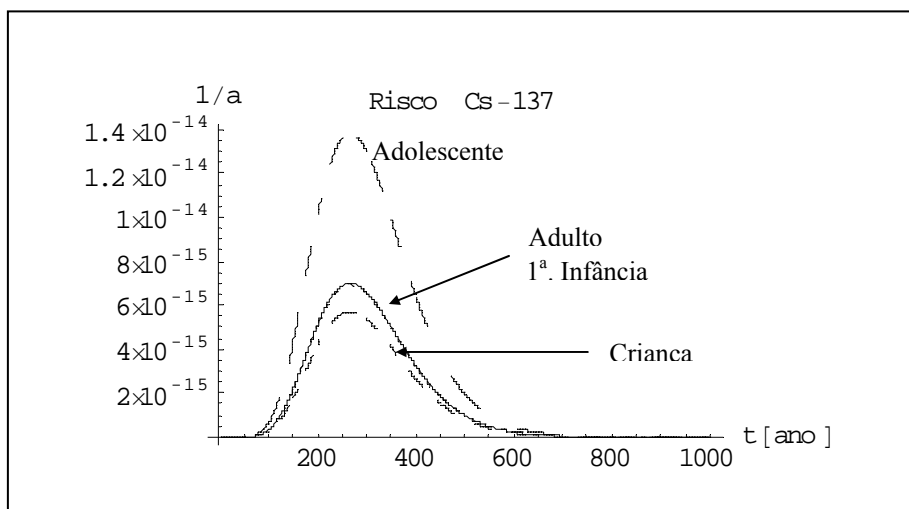


Figura C.8 – Risco de câncer fatal para o Cs-137 para cada faixa etária do grupo crítico.

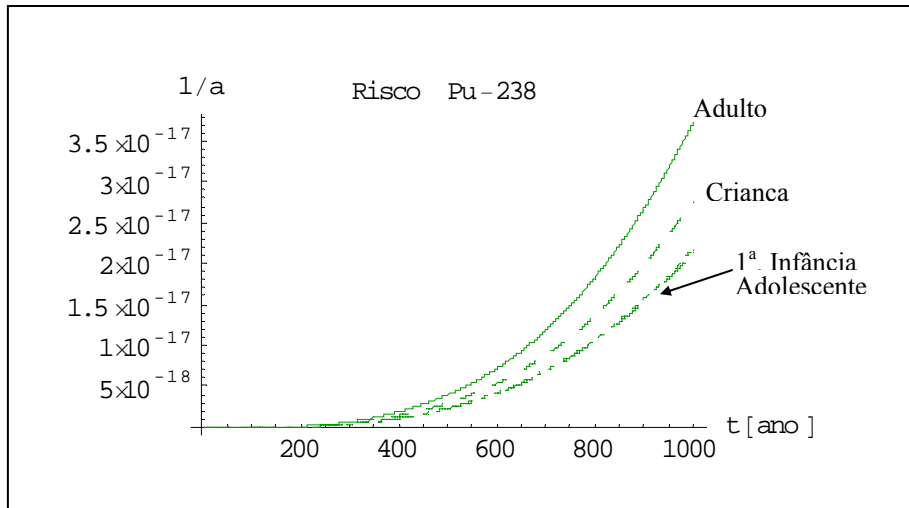


Figura C.9 – Risco de câncer fatal para o Pu-238 para cada faixa etária do grupo crítico.

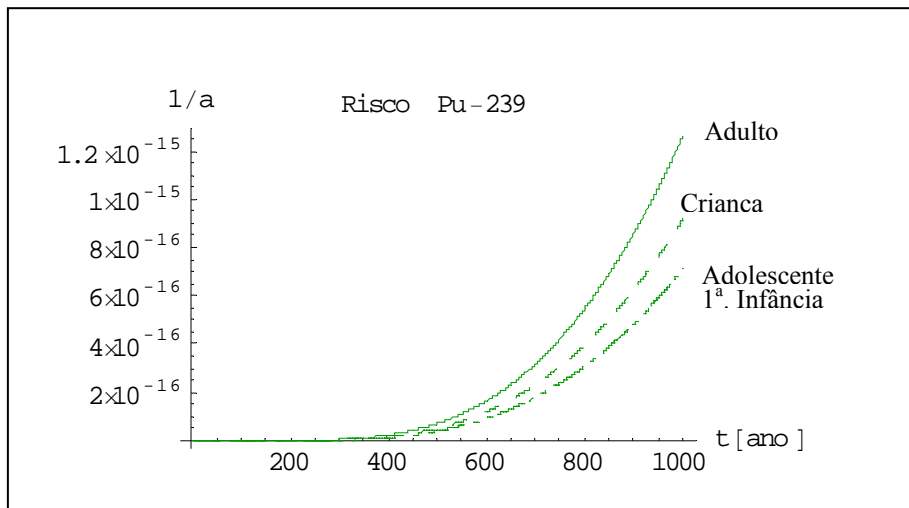


Figura C.10 – Risco de câncer fatal para o Pu-239 para cada faixa etária do grupo crítico.

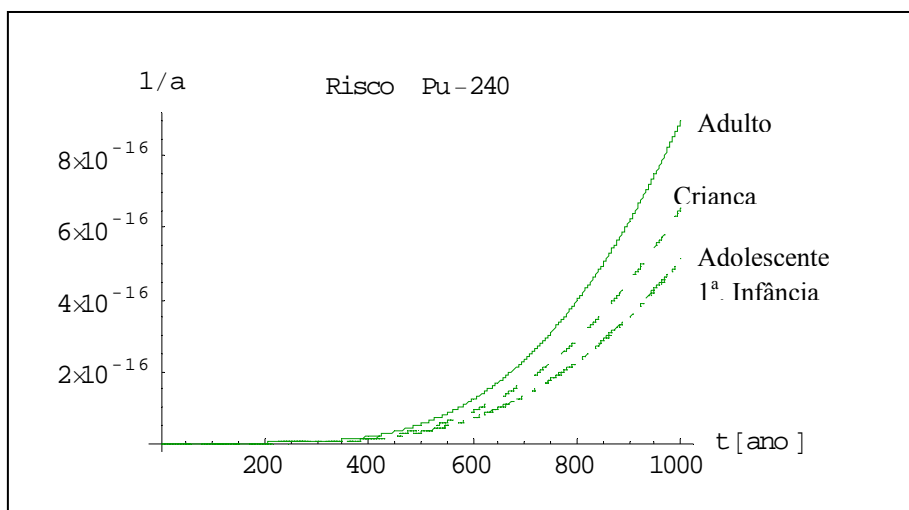


Figura C.11 – Risco de câncer fatal para o Pu-240 para cada faixa etária do grupo crítico.

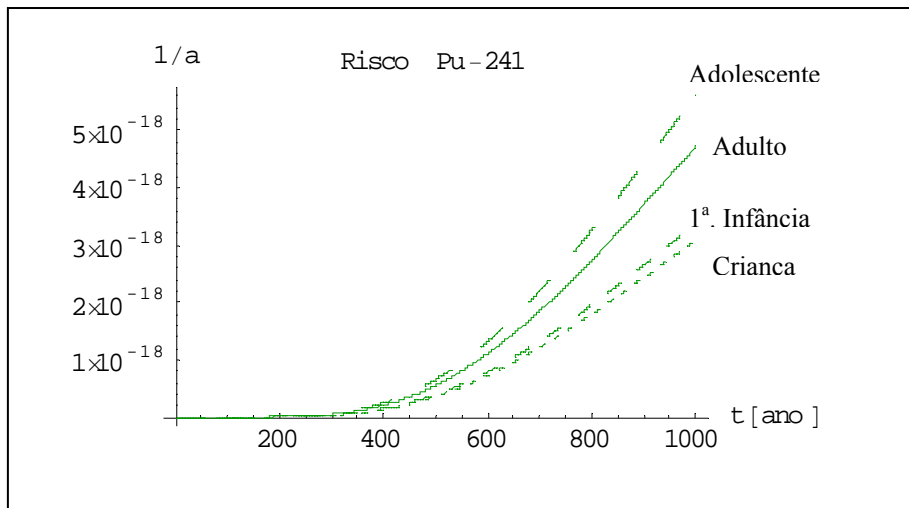


Figura C.12 – Risco de câncer fatal para o Pu-241 para cada faixa etária do grupo crítico.

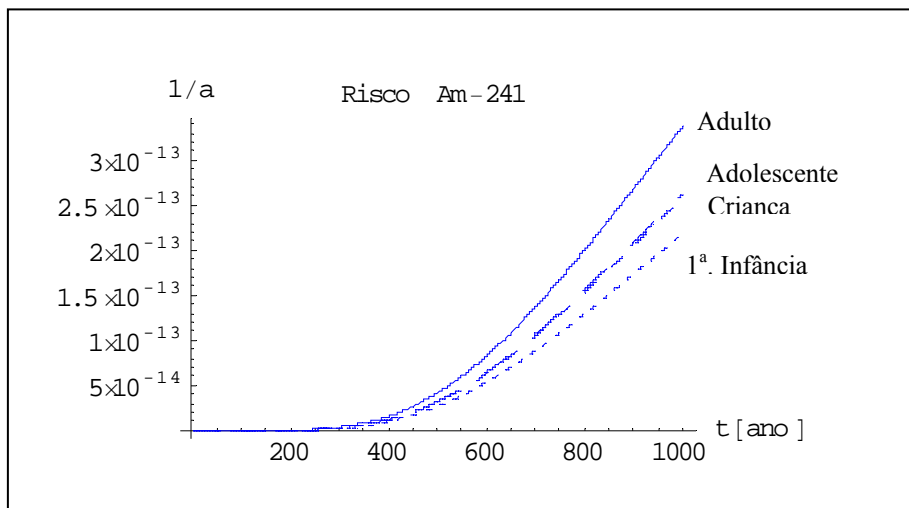


Figura C.13 – Risco de câncer fatal para o Am-241 para cada faixa etária do grupo crítico.

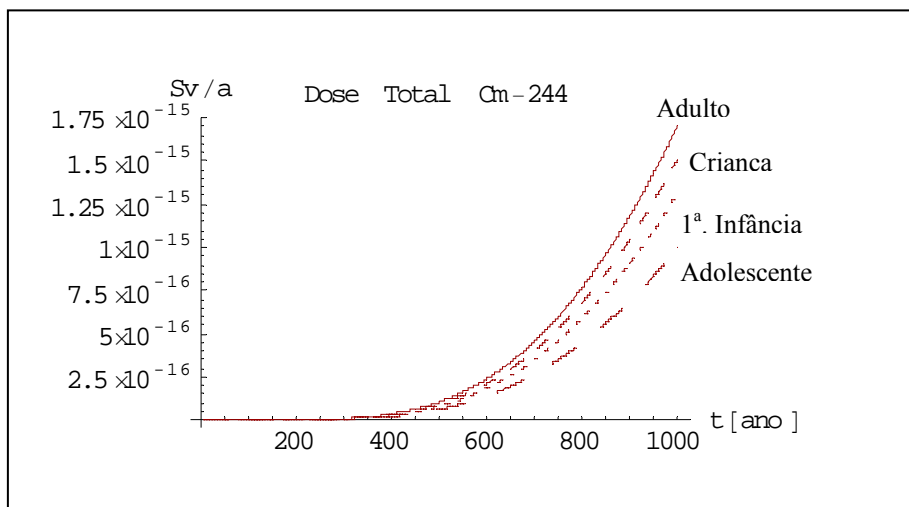


Figura C.14 – Risco de câncer fatal para o Cm-244 para cada faixa etária do grupo crítico.

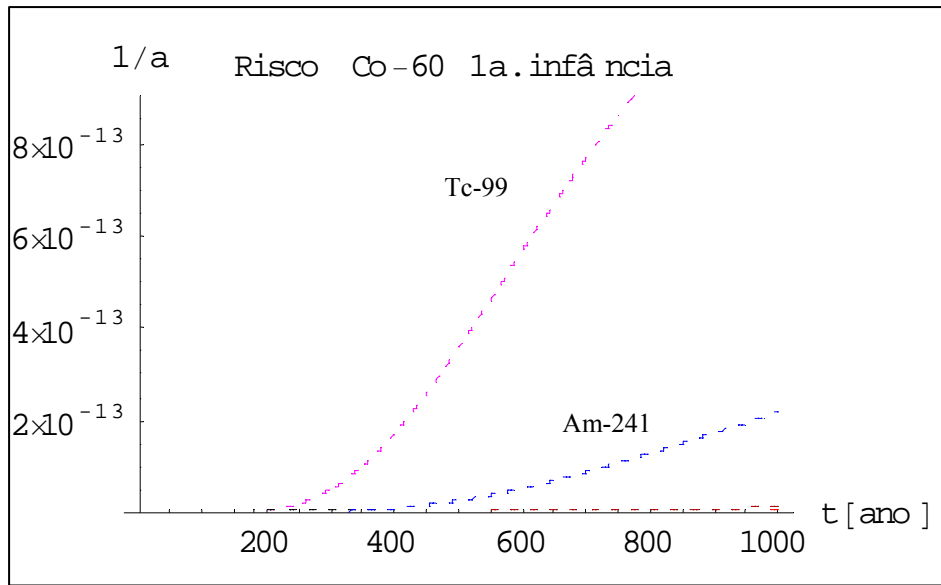


Figura C.15 – Risco de câncer fatal para a primeira infância para cada radionuclídeo.

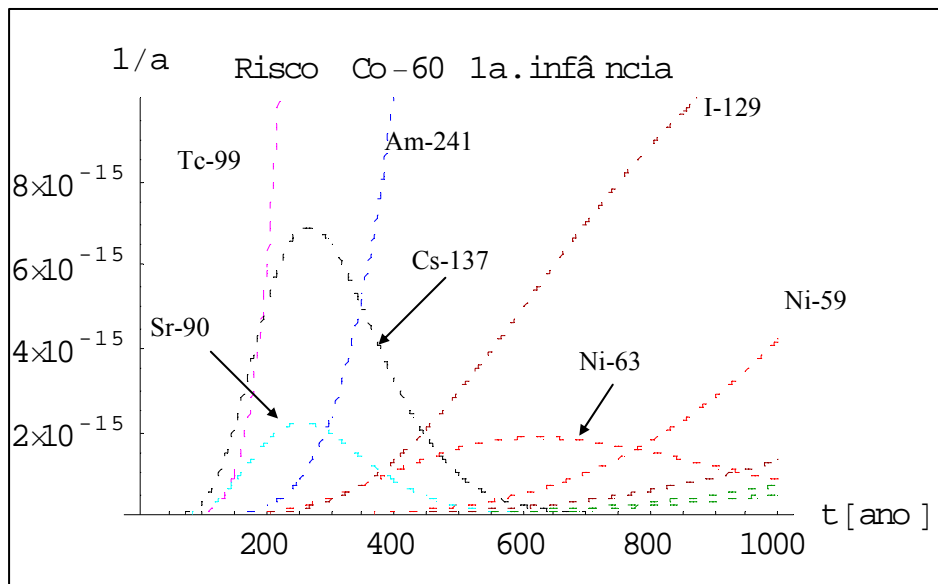


Figura C.16 – Risco de câncer fatal para a primeira infância para cada radionuclídeo. Visão detalhada da Figura C.15.

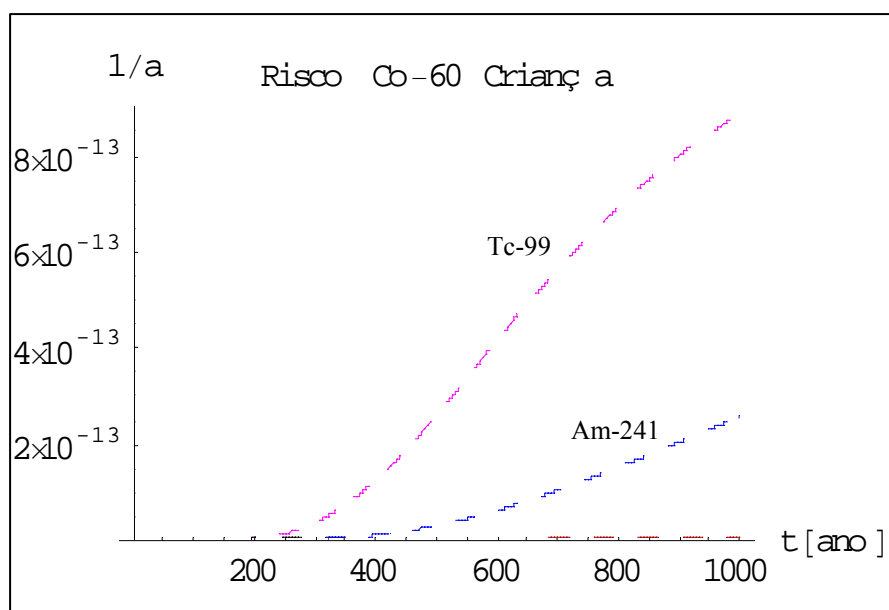


Figura C.17 – Risco de câncer fatal para a criança para cada radionuclídeo.

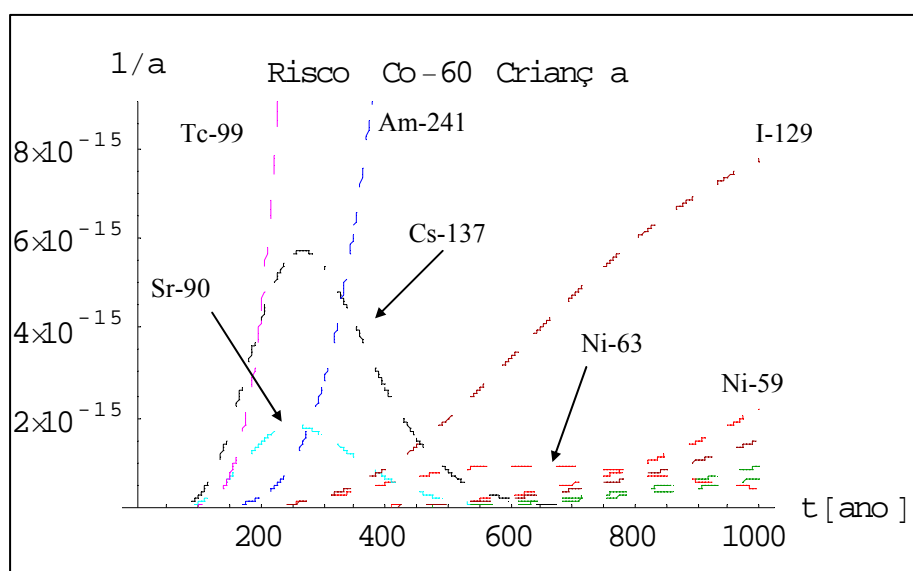


Figura C.18 – Risco de câncer fatal para a criança para cada radionuclídeo. Visão detalhada da Figura C.17.

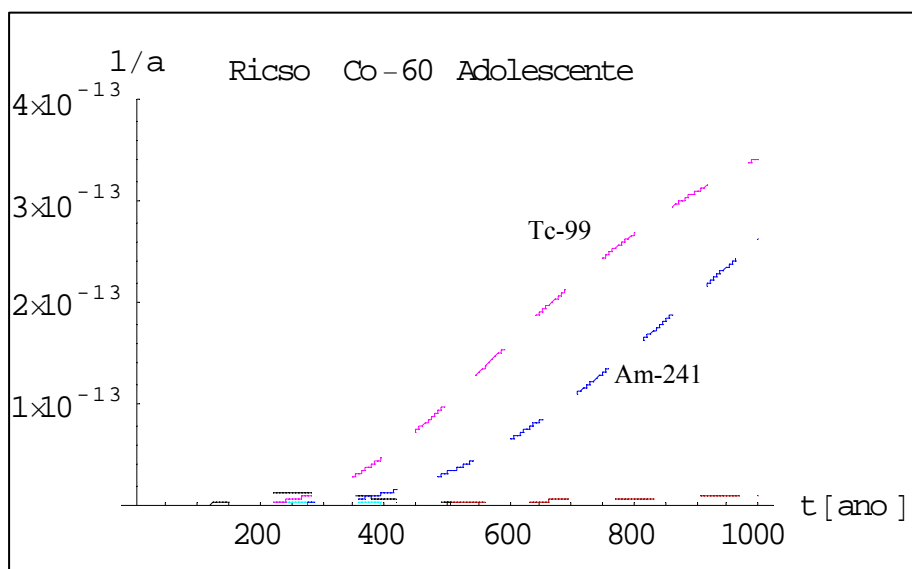


Figura C.19 – Risco de câncer fatal para o adolescente para cada radionuclídeo.

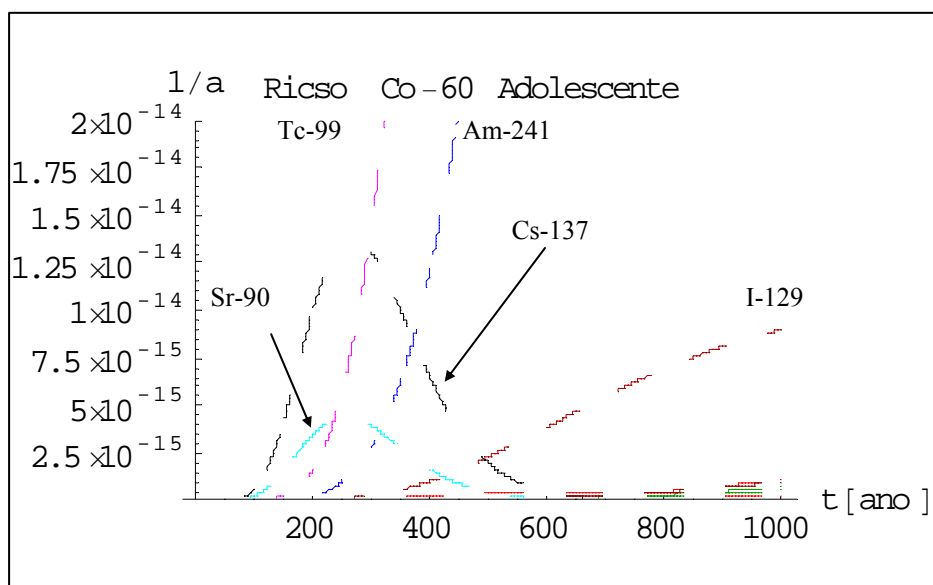


Figura C.20 – Risco de câncer fatal para o adolescente para cada radionuclídeo. Visão detalhada da Figura C.19.

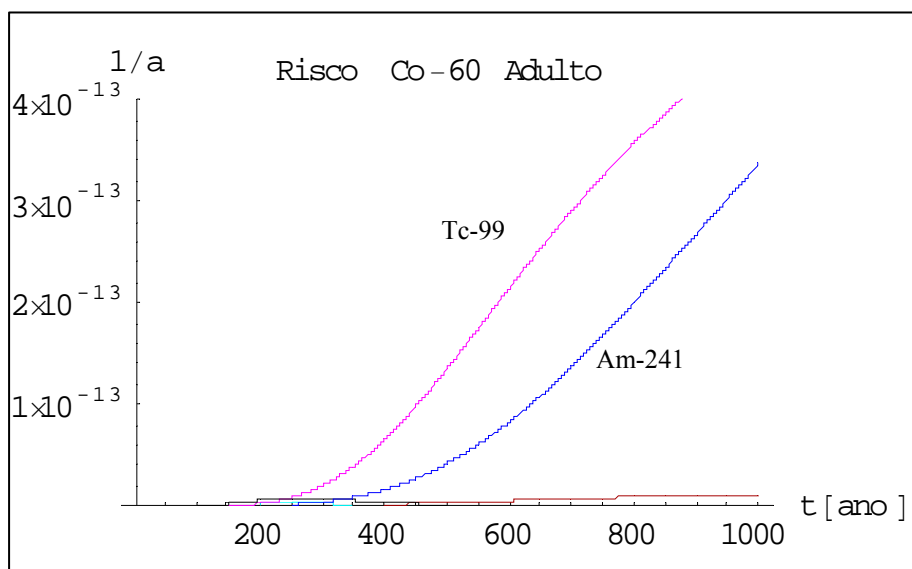


Figura C.21 – Risco de câncer fatal para o adulto cada radionuclídeo.

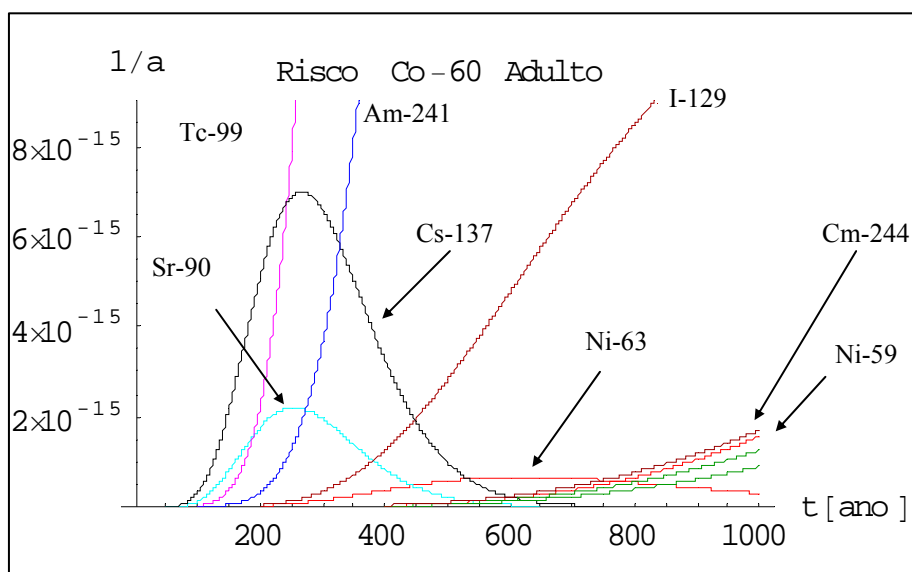


Figura C.22 – Risco de câncer fatal para o adulto para cada radionuclídeo. Visão detalhada da Figura C.21.