



AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

REQUISITOS AMBIENTAIS PARA DISPOSIÇÃO FINAL
DE REJEITOS RADIOATIVOS EM REPOSITÓRIOS
DE SUPERFÍCIE

ROSANE NAPOLITANO RADUAN

Dissertação apresentada como parte dos
requisitos para a obtenção do Grau De
Mestre em Ciências na Área De Reatores
Nucleares de Potencia e Tecnologia do
Combustível Nuclear

Orientador:
Dra. Bárbara Maria Rzycki

São Paulo
1994

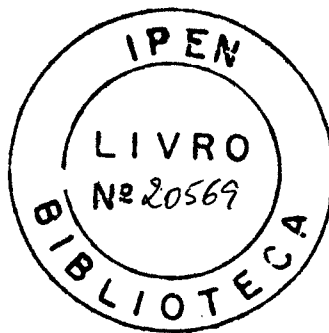
**INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES
AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO**

**REQUISITOS AMBIENTAIS PARA DISPOSIÇÃO FINAL DE
REJEITOS RADIOATIVOS EM REPOSITÓRIOS DE SUPERFÍCIE**

ROSANE NAPOLITANO RADUAN

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ciências na Área de Reatores Nucleares de Potência e Tecnologia do Combustível Nuclear.

Orientadora: Dra. Bárbara Maria Rzycki



São Paulo

1994

*Homens prudentes deveriam julgar o futuro
pelo que aconteceu no passado e está
acontecendo no presente.*

Miguel de Cervantes (1547-1616)

Dedico este trabalho:

À minha mãe Eliza

Ao meu pai Tufic (*in memoriam*)

Que me ensinaram a amar e respeitar, com
igualdade, animais, plantas e seres humanos.

AGRADECIMENTOS

À Coordenadoria para Projetos Especiais (COPESP) do Ministério da Marinha (MM), pelo fornecimento das instalações e equipamentos.

Ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares da Comissão Nacional de Energia Nuclear (IPEN/CNEN-SP), pelo fornecimento das instalações e curso de Pós-Graduação oferecido.

À Prof. Dra. Bárbara Maria Rzycki, pela valiosa e segura orientação e pela importante contribuição à minha formação profissional.

Ao Nelson Luiz Dias Ferreira, pela incansável ajuda e fundamental incentivo durante o transcorrer deste trabalho.

Ao Prof. Dr. José Messias de Oliveira Neto e Prof. Dra. Nanami Kosaka pelo apoio e colaboração.

Aos colegas Julio Takehiro Marumo, Orlando Rodrigues Jr., Luís Antônio Terribile de Mattos, Maria da Penha Sanches Martins, André Wagner Oliani Andrade e Nelson Leon Meldonian pela valiosa colaboração e incentivo.

A todos aqueles que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização deste trabalho.

REQUISITOS AMBIENTAIS PARA DISPOSIÇÃO FINAL DE REJEITOS RADIOATIVOS EM REPOSITÓRIOS DE SUPERFÍCIE

Rosane Napolitano Raduan

RESUMO

O confinamento de rejeitos radioativos de nível baixo e médio, feitos na superfície do solo, é prática conhecida há cinco décadas. Os rejeitos dispostos em repositórios de superfície, originam-se nas atividades do ciclo do combustível nuclear e em aplicações de radioisótopos na medicina, indústria, pesquisa e ensino e outras atividades. A escolha de locais adequados para a instalação de repositórios, baseia-se na análise criteriosa de uma série de requisitos para a avaliação do impacto ambiental, que permitem, junto com os parâmetros físico-químicos do rejeito radioativo imobilizado e acondicionado, efetivar esta escolha. O presente trabalho tem como objetivo fazer um levantamento geral dos tópicos principais que fazem parte da avaliação do impacto ambiental resultante da disposição controlada de rejeitos radioativos.

ENVIRONMENTAL REQUIREMENTS FOR RADIOACTIVE WASTES FINAL DISPOSAL IN SHALLOW GROUND REPOSITORIES

Rosane Napolitano Raduan

ABSTRACT

Low and intermediate level radioactive waste confinement have been a well known practice for about five decades. Wastes disposal in shallow ground repositories are originated in the nuclear fuel cycle and the application of isotopes in medicine, industry, research and education and other activities. An adequate choice of sites for repositories constructions is based on a criterious analysis of a series of requirements for enviromental impact assesment. This analysis allows, together with physical and chemical parameters of the immobilized and packed radioactive wastes, to carry out this choice. The main objective of this work is to have an overview of pricipal topics that allows an environment impact analysis resulting from a controlled radioactive waste disposal.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Aspectos Gerais	1
1.2 Considerações Básicas sobre a Disposição Superficial	6
1.2.1 Características do Sítio e do Repositório	7
1.3 O Gerenciamento de Rejeitos Radioativos no Brasil	9
1.3.1 Estudos Sobre Seleção de Sítios	10
1.4 Objetivo	13
CAPÍTULO 2 CARACTERÍSTICAS DO REJEITO RADIOATIVO	16
2.1 Fontes Geradoras de Rejeitos Radioativos	16
2.1.1 Mineração e Beneficiamento	17
2.1.2 Enriquecimento Isotópico e Fabricação do Combustível Nuclear	18
2.1.3 Reatores de Potência	19
2.1.4 Reprocessamento	21
2.1.5 Reatores de Pesquisa	26
2.1.6 Descomissionamento e Desmantelamento de Instalações Nucleares	28
2.1.7 Aplicações de Radionuclídeos Fora do Ciclo do Combustível Nuclear	29
2.2 Fontes Geradoras de Rejeitos Radioativos no Brasil	32
2.2.1 Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares	33
2.2.2 Instituto de Engenharia Nuclear	36
2.2.3 Instituto de Radioproteção e Dosimetria	37
2.2.4 Reator de Angra I	38
2.2.5 Complexo Industrial de Resende	38

2.2.6	Complexo Mínero-Industrial do Planalto de Poços de Caldas	39
2.2.7	Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear	40
2.3	Categorias dos Rejeitos Radioativos	41
2.3.1	Aspectos Gerais.....	41
CAPÍTULO 3 CARACTERÍSTICAS DO REPOSITÓRIO FINAL		47
3.1	Disposio Superficial de Rejeitos Radioativos	47
3.2	Seleo de Locais para Implantao de Repositórios de Superfície	48
3.2.1	Critérios Ambientais para Escolha de Sítios	50
3.2.1.1	Geologia e Hidrogeologia.....	52
3.2.1.2	Geografia	55
3.2.1.3	Hidrologia de Superfície.....	56
3.2.1.4	Meteorologia e Climatologia.....	57
3.3	Tipos de Repositórios de Superfície	61
3.3.1	Trincheiras	62
3.3.2	Repositórios com Barreiras de Engenharia.....	63
3.3.3	Repositórios de Subsuperfície.....	66
3.3.3.1	Asse, Alemanha	67
3.3.3.2	Konrad, Alemanha	68
3.4	Natureza e Funo das Barreiras de Engenharia	69
3.4.1	Acondicionamento do Rejeito	70
3.4.1.1	Matriz de Imobilizao.....	70
3.4.1.2	Embalagens	71
3.4.2	Repositório	72
3.4.2.1	Pisos e Paredes.....	73
3.4.2.2	Material de Preenchimento	74
3.4.2.3	Coberturas ou Selos.....	74

CAPÍTULO 4 MECANISMOS DE TRANSFERÊNCIA	79
4.1 Introdução	79
4.1.1 Conceito de Ecossistema e Impacto Ambiental.....	85
4.2 Mecanismos de Transferência de Radionuclídeos	88
4.2.1 Migração de Radionuclídeos no Solo.....	88
4.2.2 Comportamento dos Radionuclídeos no Solo	95
4.2.3 Propriedades Biogeoquímicas dos Radionuclídeos.....	97
4.2.4 Propriedades do Solo.....	98
4.2.5 Fatores Agrícolas	104
4.2.6 Água Subterrânea	106
4.3 Critérios para a Análise do Impacto Ambiental Radiológico.....	110
4.4 Comportamento de Alguns Radionuclídeos na Biosfera	113
CAPÍTULO 5 EXPERIÊNCIA OBTIDA EM OUTROS PAÍSES	117
5.1 Introdução	117
5.2 França	120
5.2.1 Classificação de Rejeitos Radioativos.....	122
5.2.2 Tratamento de Rejeitos de Nível Baixo e Médio.....	123
5.2.3 Opções de Disposição	124
5.2.3.1 Repositório do Centre de la Manche.....	124
5.2.3.2 Repositório do Centre de l'Aube	127
5.3 Estados Unidos da América.....	130
5.3.1 Classificação de Rejeitos Radioativos.....	133
5.3.2 Tratamento de Rejeitos Radioativos de Nível Baixo	135
5.3.3 Opções de Disposição	136
5.4 Alemanha.....	137
5.4.1 Classificação de Rejeitos Radioativos.....	138
5.4.2 Tratamento de Rejeitos de Nível Baixo e Médio.....	139
5.4.3 Opções de Disposição	140

5.5	Canadá	140
5.5.1	Classificação de Rejeitos Radioativos.....	142
5.5.2	Tratamento de Rejeitos de Nível Baixo e Médio.....	143
5.5.3	Opções de Disposição	144
5.6	Reino Unido.....	145
5.6.1	Classificação de Rejeitos Radioativos.....	147
5.6.2	Tratamento de Rejeitos de Nível Baixo e Médio.....	149
5.6.3	Opções de Disposição	150
CAPÍTULO 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....		151
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....		157

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1	Estimativa do volume final de rejeitos radioativos gerados no Brasil	11
Figura 1.2	Corte transversal do repositório de superfície proposto para o Brasil para a disposição de rejeitos de nível baixo e médio	15
Figura 3.1	Mapa pluviométrico do Brasil	60
Figura 3.2	Representação esquemática da localização do repositório com relação à superfície do solo	61
Figura 3.3	Trincheira típica simples para disposição de rejeitos radioativos	64
Figura 3.4	Exemplo de repositório com várias barreiras de engenharia	64
Figura 3.5	Diferentes tipos de trincheira com barreiras de engenharia	65
Figura 4.1	Caminhos potenciais de exposição à radiação	80
Figura 4.2	Concentração de ^{90}Sr na cadeia alimentar de um lago com percas. Fatores médios de concentração estão mostrados em termos de água lacustre sendo igual a 1	84
Figura 4.3	Caminhos de migração de radionuclídeos de um compartimento ao outro do ecossistema	96
Figura 4.4	Caminhos potenciais para contaminação de vegetais	97
Figura 4.5	Solos do mundo e distribuição das ordens e subordens principais	99
Figura 4.6	Representação esquemática da água subterrânea	107

Figura 5.1	Vista geral de um local de disposição no repositório de la Manche	128
------------	--	-----

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1	Principais fontes de geração de rejeitos radioativos	17
Tabela 2.2	Atividade dos contaminantes principais do sistema de refrigeração do circuito primário para um reator de 1.000 MWe	20
Tabela 2.3	Efluentes e rejeitos gerados numa central nuclear de 1000 MWe	22
Tabela 2.4	Radionuclídeos principais no combustível de um reator tipo PWR de 1000 MWe após a estocagem em piscina por 5 meses	23
Tabela 2.5	Produção anual de efluentes e rejeitos numa usina de reprocessamento de combustível proveniente de um reator do tipo PWR de 1000 MWe	27
Tabela 2.6	Radionuclídeos principais usados em medicina e pesquisa biológica	31
Tabela 2.7	Radionuclídeos principais usados na indústria	32
Tabela 2.8	Características gerais das categorias de rejeitos.....	44
Tabela 2.9	Classificação dos rejeitos radioativos de nível baixo e médio com eventuais emissores α em concentração	45
Tabela 2.10	Opções de disposição e categorias de rejeitos radioativos	46
Tabela 3.1	Barreiras de Engenharia e suas Funções	70
Tabela 4.1	Comparação da concentração de ^{137}Cs em veado-de cauda-branca em regiões de planície costeira e de Piedmont na Carolina do Sul (EUA)	85

Tabela 4.2	Meias-vidas e solubilidade típica de alguns radionuclídeos na forma química normalmente encontrada nos rejeitos radioativos.....	92
Tabela 4.3	Características de solos argilosos, expressas em valores de acumulação na fitomassa da camada superior do solo.....	101
Tabela 5.1	Métodos de armazenagem temporária e disposição final de rejeitos radioativos de níveis baixo e médio, em vários países - Dados fornecidos em 1991.....	118
Tabela 5.2	Resultados obtidos no estudo de impacto radiológico para o repositório de l'Aube	131
Tabela 5.3	Quantidades de rejeitos imobilizados acumulados no Reino Unido - Previsão até o ano 2000	145
Tabela 5.4	Classificação de rejeitos radioativos adotada no Reino Unido	148

GLOSSÁRIO

Barreira de engenharia - construção feita com materiais específicos e adequados para reter, retardar ou minimizar a lixiviação de radionuclídeos da contenção do repositório para o meio ambiente circunvizinho.

Depósito intermediário ou armazenagem temporária - local, com todos os requisitos de segurança, usado para acolher temporariamente embalados com rejeitos radioativos.

Embalado - embalagem com rejeitos radioativos acondicionados.

Impacto ambiental - qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente afetem: a saúde, a segurança e o bem estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais.

Lixiviação de radionuclídeos - é o processo pelo qual os radionuclídeos presentes no rejeito que foi imobilizado são transferidos para o meio ambiente, tendo como meio de transferência a água. É um processo químico influenciado pela característica química do rejeito, matriz de solidificação, outras barreiras de engenharia e da própria água.

Migração de radionuclídeos - movimento de radionuclídeos através de diversos meios por causa do escoamento de um fluido e/ou do fenômeno da difusão.

Rejeitos acondicionados - rejeitos radioativos transformados para uma forma adequada ao transporte e/ou estocagem e/ou disposição. As operações do acondicionamento podem incluir a transformação do rejeito para outra forma, isolando o rejeito em recipientes e embalagens adicionais.

Repositório - instalação superficial ou subterrânea na qual são colocados rejeitos radioativos para disposição.

Sítio preliminar ou área preliminar - área identificada dentro da região de interesse, a ser investigada para identificação das áreas potenciais.

Sítio potencial ou área potencial - área contida na área preliminar, identificada como potencialmente satisfatória para abrigar um repositório para rejeitos radioativos, através da aplicação de critérios técnicos restritivos e estudos técnicos específicos.

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1.1 Aspectos Gerais

Hoje, o mundo enfrenta dois problemas importantes, que estão relacionados com demanda energética e o meio ambiente: poluição e escassez das fontes não renováveis de energia.

O movimento ambiental ocorrido na década de 60, nos Estados Unidos da América, chamou a atenção da humanidade para o problema crescente de poluição, provocada pela civilização industrial, que lançava seus resíduos e efluentes químicos para o meio ambiente contaminando o solo, ar e águas.

Desde os anos 70, o problema relacionado com os resíduos químicos se tornou proeminente, e está claro que grandes quantidades de materiais químicos perigosos são estocados e/ou descarregados, com poucas precauções e o público assim como o meio ambiente estão insuficientemente protegidos.

No Brasil, a preocupação legal com o meio ambiente, teve seu ponto máximo, em 1986, com a aprovação, pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), da Resolução no. 001, de 23/01/86, publicada no Diário Oficial da União, em 17/02/86 ⁽¹⁾, regulamentando o instrumento de controle ambiental, estabelecendo as definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da avaliação

de impacto ambiental, como um dos instrumentos da política nacional do meio ambiente, conforme estabelecida na Lei Federal no. 6938 de 31 de agosto de 1981.

Com a crescente demanda energética, a humanidade se viu obrigada a explorar as fontes potenciais de energia como o gás natural, carvão mineral, petróleo, recursos hídricos e, ultimamente a energia nuclear que, como as outras, também causa efeitos adversos ao meio ambiente.

No Brasil, considerando que o urânio natural (U-nat) constitui a segunda parcela mais expressiva das reservas brasileiras não renováveis (após o carvão), é possível a participação expressiva da energia nuclear no contexto energético nacional no futuro (2). Atualmente, o Brasil possui apenas a usina nuclear Angra I em operação, estando previstas para operação futura as usinas de Angra II e Angra III.

Após a Segunda Guerra Mundial, o desenvolvimento de novas aplicações de radioisótopos e da radiação foi muito encorajado. O objetivo era encontrar aplicações específicas que forneceria um retorno econômico imediato, conhecimento científico e, principalmente, maiores benefícios à saúde humana.

As áreas de maior uso de radioisótopos são as dos diagnósticos e tratamentos médicos, a pesquisa e a indústria, entre outras. Além destes, denominados usos pacíficos da energia nuclear, alguns países como a França e Estados Unidos, desenvolveram em grande escala, algumas atividades militares de pesquisa em propulsão de submarinos e porta-aviões e testes nucleares, com explosões de bombas atômicas. Estas atividades são vinculadas aos usos militares da energia nuclear.

O Brasil até o momento, signatário dos acordos internacionais, desenvolve os usos pacíficos da energia nuclear, com atividades ligadas ao ciclo do combustível nuclear para geração de energia elétrica, utilização de reatores como o IEA-R1 localizado no Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares da Comissão Nacional de Energia Nuclear (IPEN-CNEN/SP) na cidade de São Paulo, onde são desenvolvidas pesquisas e produção de radioisótopos para usos médicos. Além destas atividades, o Brasil conta com várias outras aplicações da radiação entre elas na agricultura, indústria e ensino.

Em todas as atividades nucleares são gerados resíduos radioativos e que são controlados objetivando proteger a saúde humana e o meio ambiente.

O aspecto principal a ser considerado neste estudo é o destino do material radioativo que não é reciclado. Este material é denominado efluente radioativo ou rejeito radioativo. A definição destes termos não está bem sedimentada e para efeitos do presente trabalho ela é dada por ⁽³⁾:

- **Efluente radioativo:** é o material radioativo destinado à dispersão no meio ambiente, antes ou após tratamento, e na forma líquida, sólida, gasosa ou de aerossol e de maneira diluída e controlada, conforme os limites determinados por autoridade competente.
- **Rejeito radioativo:** é todo material radioativo, na forma sólida, líquida ou gasosa onde a radioatividade acima dos limites de isenção o destine ao isolamento por disposição final em repositórios.

No Brasil os rejeitos radioativos são considerados como tais quando contém radionuclídeos acima dos limites de isenção especificados na Norma Experimental "Licenciamento de Instalações Radiativas" (CNEN-NE-6.02) (4) e para os quais a reutilização é imprópria ou não prevista, conforme a Norma Experimental "Gerência de Rejeitos Radioativos em Instalações Radiativas" (CNEN-NE-6.05) (5). São classificados em categorias, considerando a forma física (sólido, líquido, gasoso), natureza da radiação, concentração e taxa de exposição com critérios bem estabelecidos.

→ Nestes critérios os rejeitos são classificados em três categorias de atividade: **rejeitos de nível alto**, gerados em diversos estádios do ciclo do combustível nuclear - fabricação de combustível nuclear, operação de reatores, reprocessamento de combustível nuclear; **rejeitos de nível médio**, gerados também em várias etapas do ciclo do combustível nuclear, em pesquisa, na indústria e medicina e, os **rejeitos de nível baixo** gerados em todas as atividades do ciclo do combustível nuclear - mineração e beneficiamento do minério de urânio, conversão, enriquecimento, reatores, reprocessamento, em pesquisa, nas aplicações médicas, na indústria etc.

→ A Norma Experimental "Seleção e Escolha de Locais para Depósitos de Rejeitos Radioativos" (CNEN-NE-6.06) (6) define rejeitos radioativos de nível baixo e médio:

"a. Rejeitos radioativos de nível baixo com vida curta, ou seja, com atividades que decaiam a níveis aceitáveis em tempo menor ou igual a 300 anos, (1) que contenham, predominantemente, emissores β/γ e quantidade insignificante de emissores α , (2) que apresentem baixa e/ou média radiotoxicidade e (3) cujas taxas de geração de calor sejam baixas ou insignificantes.

- b. Rejeitos radioativos de nível médio com vida curta, ou seja, com atividades que decaiam a níveis aceitáveis em tempo menor que 300 anos, (1) que contenham, predominantemente, emissores α e quantidades insignificantes de emissores β/γ , (2) que apresentem baixa e/ou média radiotoxicidade e (3) cujas taxas de geração de calor sejam baixas ou insignificantes.”

O objetivo geral do gerenciamento de rejeitos é proteger o homem e o meio ambiente de danos radiológicos que possam ocorrer em todas as etapas, desde a coleta até o isolamento, por centenas (rejeitos de nível baixo e médio) ou milhares de anos (rejeitos de nível alto).

As atividades de gerenciamento de rejeitos radioativos englobam um conjunto de atividades administrativas e técnicas cujas etapas se caracterizam por: coleta, segregação, manuseio, tratamento, acondicionamento (imobilização), embalagem, armazenagem (ou estocagem temporária), transporte e disposição final em locais apropriados (5).

→ As formas mundialmente aceitáveis de disposição de rejeitos propõe locais subterrâneos, como poços, minas abandonadas ou construções em formações geológicas profundas (*deep geological disposal*), superficiais ou subsuperficiais no solo (*shallow ground disposal*) e a disposição marinha para certos tipos de rejeitos radioativos de nível baixo de radiação (6). Esta última está suspensa pela Convenção de Londres (*Convention for the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Waste and Other Matter*), realizada em 1985 até que, com maior fundamento científico, demonstre-se que esta prática não acarreta, a médio e longo prazo, nenhum dano radiológico ao homem e ao meio ambiente (7).

↘ No presente trabalho, a opção escolhida para estudo foi a superficial, próxima à superfície do solo por ser a opção provável a ser adotada no Brasil, para dispor os rejeitos radioativos de nível baixo e médio de atividade.

→ A disposição de rejeitos radioativos próximos à superfície do solo é, até o momento, a prática mais utilizada por vários países, como será visto mais adiante no presente trabalho, e teve início há cinco décadas. Atualmente existe uma grande experiência no que diz respeito à instalação, operação e selagem destes tipos de repositórios, e as informações disponíveis abrangem seleção de locais, regulamentos, critérios de aceitação e segurança.

1.2 Considerações Básicas sobre a Disposição Superficial

A disposição de rejeitos próximos à superfície do solo, tem sido praticada há algumas décadas em vários países por exemplo a França, Estados Unidos e Inglaterra, utilizando procedimentos variados para diferentes tipos e quantidades de rejeitos radioativos. Esta experiência passada, forneceu informações valiosas que podem servir para práticas futuras e mostrar que a disposição superficial pode oferecer um isolamento adequado entre o rejeito e a biosfera, por períodos razoáveis de tempo (8).

Um repositório de superfície deve satisfazer duas funções importantes:

- (1) Limitar a dispersão dos radionuclídeos contidos no rejeito, de modo que os limites permissíveis para o meio ambiente não sejam excedidos;

- (2) Proteger o rejeito dos processos naturais de deterioração como erosão, penetração de raízes profundas, excavações feitas por animais e a intrusão humana.

Os fatores básicos que devem ser considerados para se obter um sistema de disposição adequado, são a quantidade e natureza do rejeito, as características do local escolhido para a implantação do repositório e os aperfeiçoamentos de engenharia necessários (características do projeto civil). Estes fatores básicos, se atendidos, resultam em maior eficiência no controle dos mecanismos de liberação de radionuclídeos, que são característicos de um sítio de disposição.

A transferência de radionuclídeos do repositório de superfície para o meio ambiente, pode se processar de várias maneiras e o impacto ambiental, neste caso, é avaliado pelo impacto radiológico no homem e nas espécies vegetais e animais, através de danos biológicos que podem ser induzidos por causa da incorporação de radionuclídeos.

1.2.1 Características do Sítio e do Repositório

No passado, a prática usual em muitos países, notadamente nos Estados Unidos e Canadá, era enterrar o rejeito radioativo de nível baixo em trincheiras ou valas simples, diretamente no solo ⁽⁹⁾.

Atualmente a escolha dos locais potenciais para a instalação de repositórios para rejeitos radioativos, em sítios com aspectos ambientais favoráveis, é muito rigorosa no mundo. Um sítio promissor para a disposição superficial deve ser selecionado considerando quatro fatores fundamentais, que são:

- (1) Hidrogeologia;
- (2) Ecologia;
- (3) Uso do solo; e
- (4) Fatores sócio-econômicos.

Os dois primeiros fatores descrevem as condições ambientais naturais que são relativamente estáveis, enquanto que os dois últimos são fatores mutáveis por decisões legais ou mudanças no estilo de vida da comunidade circunvizinha.

O estudo destes fatores indica os parâmetros considerados críticos, que podem limitar ou impedir a utilização de um determinado local para a construção e implantação do repositório e indicar as necessidades reais de se implementar a segurança do repositório, com barreiras artificiais de contenção⁽¹⁰⁾.

As barreiras de contenção são divididas em dois grupos distintos que compreendem as barreiras naturais e as barreiras de engenharia ⁽¹¹⁾.

As barreiras naturais são compostas pelas características do local que permitem o isolamento dos radionuclídeos da biosfera, como os tipos de rochas (geologia) e tipos de solo (pedologia), considerando, para ambos, o conteúdo de água e a permeabilidade.

As barreiras de engenharia são características do sistema de disposição e consistem de componentes elaborados durante a construção,

operação e fechamento do repositório. Estas barreiras incluem principalmente a forma do rejeito ou matriz de imobilização, o recipiente ou embalagem, os materiais usados para preenchimento entre os embalados e os pisos e paredes que dão forma arquitetônica funcionando também como material de contenção.

As barreiras de engenharia mais comuns, que se somam às características ambientais do local e do rejeito disposto, são:

- (1) Cobertura superficial produzida com materiais de permeabilidade baixa, para minimizar a intrusão de água;
- (2) Sistemas de drenagem e desvio para conduzir a água superficial e de chuva para fora do repositório; e
- (3) Vedação de pisos do repositório com materiais que apresentem permeabilidade baixa.

Os materiais mais usados para construir as barreiras artificiais são concreto, argila, materiais betuminosos, minerais, polímeros etc. O repositório pode ser protegido dos processos erosivos superficiais pelo plantio de espécies vegetais com raízes curtas que mantenham o solo circunvizinho íntegro.

1.3 O Gerenciamento de Rejeitos Radioativos no Brasil

Por mais de 20 anos os rejeitos radioativos gerados nas atividades nucleares foram liberados no meio ambiente, quando em concentrações abaixo dos limites de isenção ou foram estocados em institutos da CNEN, como o IPEN.

O Programa Nuclear Brasileiro, criado em 1974 e revisto em 1986, tem como objetivo principal preparar o país tecnicamente para suprir as necessidades das gerações presentes e futuras com respeito às aplicações de radioisótopos em medicina, indústria e pesquisa assim como a produção de energia elétrica.

Na década de 80, o Governo Federal, decidiu adiar o reprocessamento do combustível irradiado e apresentou uma proposta ao Congresso Nacional na qual os rejeitos radioativos originados da indústria, medicina e pesquisa deveriam ser estocados em seus respectivos estados produtores (12), aguardando uma decisão quanto ao repositório nacional para disposição final de rejeitos radioativos. Até o presente, o Governo Federal não modificou a decisão tomada sobre o adiamento do reprocessamento do combustível irradiado.

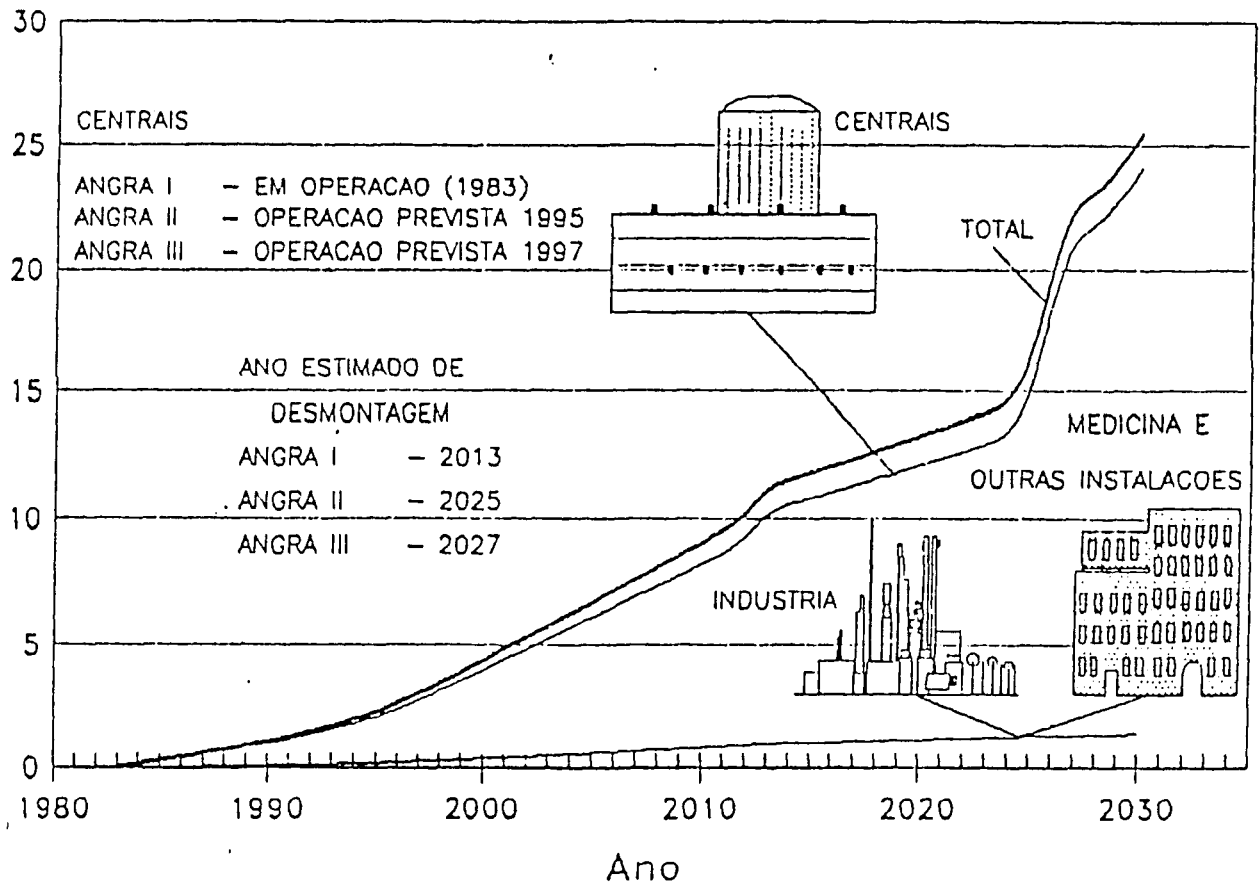
A Figura 1.1 apresenta uma estimativa para o volume final de rejeitos radioativos gerados no Brasil nos próximos 30 anos, incluindo rejeitos de nível alto (13), mas não incluem os rejeitos gerados no acidente de Goiânia ocorrido em 1987, quando foi violada uma fonte de ^{137}Cs e que deverão ser dispostos separadamente dos demais em repositório de superfície.

1.3.1 Estudos Sobre Seleção de Sítios

Uma das maiores dificuldades no gerenciamento de rejeitos não está relacionada aos problemas técnicos, mas às decisões políticas que devem ser tomadas em vista das pressões dos diferentes segmentos da sociedade. A seleção de um local adequado é assunto muito sensível pois envolve a opinião pública e a prova técnica que o sistema de disposição escolhido é seguro durante o tempo necessário até o decaimento radioativo dos radionuclídeos

Volume Final de Rejeitos

VOLUME
1000 m³)



NOTA : OS DADOS ACIMA NAO INCLUEM OS REJEITOS ARMAZENADOS EM GOIANIA (3460 m³)

Figura 1.1 Estimativa do volume final de rejeitos radioativos gerados no Brasil(13)

presentes nos rejeitos radioativos até níveis que permitam liberar a área para o uso social.

No final da década de 70 e início da década de 80 a CNEN conduziu estudos preliminares de seleção de sítios ⁽¹⁴⁾, para isolar os rejeitos radioativos produzidos pelas instalações nucleares.

O levantamento foi concentrado nas áreas continentais, no leito oceânico e ilhas marítimas, e aplicado o processo de “peneiramento”, usando fatores de restrição recomendados pela IAEA e outros fatores estabelecidos pela CNEN. Os primeiros estudos envolveram análises de “regiões de interesse” localizadas em vários estados como Piauí, Pará, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Bahia, Minas Gerais e Rio de Janeiro, e após a aplicação dos fatores de restrição estas regiões foram reduzidas a algumas “áreas candidatas”.

Foram consideradas no levantamento as ilhas de Martin Vaz e Trindade por estarem longe da costa brasileira, possuírem baixa densidade populacional e acesso controlados pela Marinha do Brasil. Conforme informações obtidas junto aos técnicos da CNEN, foi proibida pelo Governo Federal a colocação de rejeitos radioativos em ilhas oceânicas brasileiras, resolução a qual se junta à moratória internacional sobre a disposição de rejeitos radioativos no mar.

Considerando a estimativa da quantidade de rejeitos gerados no Brasil, o nível de radioatividade, as condições climáticas e as alternativas existentes para o isolamento seguro de rejeitos radioativos, ficou evidenciada que a alternativa mais conveniente para o caso brasileiro seria um repositório de superfície com sistema de barreiras múltiplas: embalagens, estruturas de

concreto, camadas de argilas e areias e sistema de drenagem. A Figura 1.2 apresenta um esquema do repositório central proposto para o Brasil (15).

Para o repositório de Goiânia foi elaborada a Resolução no. 3, de 21 de dezembro de 1993 sob o título Instruções Técnicas no. 01/91 "Radioproteção e Segurança para Deposição Final dos Rejeitos Radioativos Armazenados em Abadia de Goiás", publicada no Diário Oficial da União (DOU) de 3 de fevereiro de 1994 (16).

Estas instruções técnicas tem como objetivo, orientar o atendimento de requisitos mínimos de radioproteção e segurança exigidos pela CNEN, para a disposição final dos rejeitos radioativos armazenados em Abadia de Goiás, decorrentes da violação da fonte de ^{137}Cs .

Além de contar com a experiência de outros países, o Brasil conta ainda com a experiência obtida até o momento, nas operações e decisões acerca do repositório de Abadia de Goiás, pois o EIA/RIMA, como prevê a Resolução CONAMA no. 001 (1), estará concluído no final de 1994, onde serão fornecidas informações valiosas sobre os efeitos ambientais causados por tal instalação.

1.4 Objetivo

O objetivo do presente trabalho é fazer um levantamento geral dos tópicos principais que fazem parte da avaliação do impacto ambiental resultante da disposição de rejeitos radioativos de nível baixo e médio de atividade.

Para isto, o trabalho reúne parâmetros ambientais considerados mais importantes para a seleção de sítios de disposição bem como os aspectos de construção do repositório por exemplo as barreiras de engenharia, importantes ao desempenho adequado, sob o ponto de vista ambiental, de um repositório para disposição final de rejeitos radioativos de nível baixo e médio, gerados nas atividades nucleares desenvolvidas no Brasil.

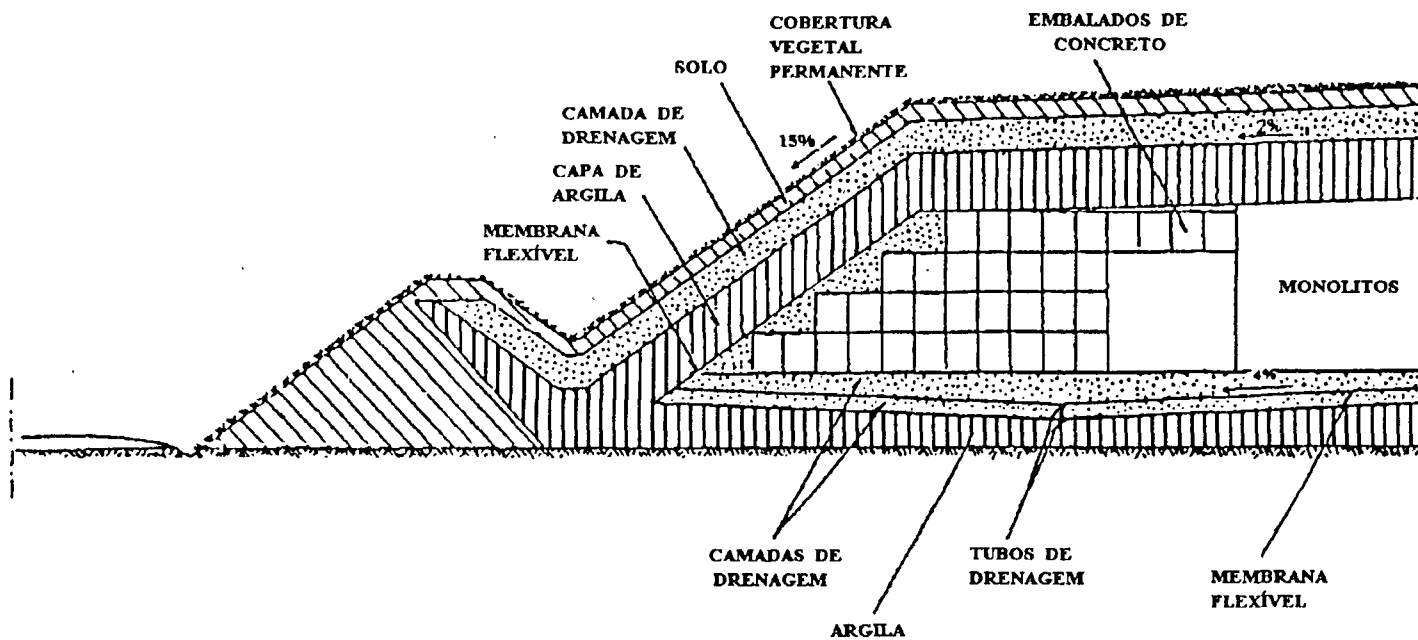


Figura 1.2 Corte transversal do repositório de superfície proposto para o Brasil para a disposição de rejeitos de nível baixo e médio (15).

CAPÍTULO 2

CARACTERÍSTICAS DO REJEITO RADIOATIVO

2.1 Fontes Geradoras de Rejeitos Radioativos

Em geral, todas as atividades que utilizam materiais radioativos como a indústria do ciclo do combustível nuclear, a pesquisa e aplicação de radionuclídeos na agricultura e medicina e atividades de pesquisa em laboratórios ou em reatores, geram rejeitos radioativos.

Estes rejeitos são gerados em quantidades maiores nas atividades relacionadas ao ciclo do combustível nuclear que compreende as etapas iniciais de mineração e beneficiamento do urânio; passando pelas etapas de conversão e enriquecimento isotópico; irradiação no reator; reprocessamento do combustível queimado e finalmente o descomissionamento de instalações nucleares.

Os rejeitos gerados pelo uso de materiais radioativos na agricultura, pesquisa, medicina e indústria também representam uma contribuição ao volume total de rejeitos que necessitam um planejamento para a sua disposição final. Estes rejeitos, embora contenham quantidades inferiores de material radioativo quando comparado aos rejeitos gerados no ciclo do combustível, podem apresentar, eventualmente, concentrações altas de radioatividade (11).

A Tabela 2.1 apresenta um resumo das principais fontes geradoras de rejeitos radioativos.

Tabela 2.1 Principais fontes de geração de rejeitos radioativos (17)

1. Geração de energia nuclear**1.1. Ciclo do combustível nuclear**

- mineração e beneficiamento
- conversão e enriquecimento
- fabricação do combustível
- operação do reator
- combustível queimado
 - disposição ou
 - reprocessamento e reciclagem

2. Usos de radioisótopos**2.1. Produção e condicionamento****2.2. Aplicação de radioisótopos**

(medicina, indústria, P & D etc)

2.3. Fontes de radiação exauridas (medicina, indústria, P & D, etc.)**3. Descomissionamento de rejeitos inativos****4. Descomissionamento de instalações nucleares**

P&D = Pesquisa e Desenvolvimento

2.1.1 Mineração e Beneficiamento

Os rejeitos originados nas atividades de mineração e beneficiamento do urânio e tório, são compostos principalmente por fragmentos de rochas e solos contaminados com urânio natural e seus produtos de decaimento.

Num mineral de urânio existem também os descendentes radioativos naturais do urânio, entre eles o Ra (rádio) e seu produto de

decaimento, o Rn (radônio). O Ra é o elemento que se encontra nas soluções de lavagem do mineral. O Rn, um gás nobre, constitui um risco nesta etapa da mineração que pode ser reduzido por meio de uma ventilação adequada.

Como regra geral estes rejeitos são dispostos no mesmo lugar onde foram desenvolvidas as atividades de mineração e beneficiamento, ou seja, na própria mina.

2.1.2 Enriquecimento Isotópico e Fabricação do Combustível Nuclear

O urânio extraído no processo de mineração é transformado em uranato (*yellow cake*) ou em soluções concentradas de uranila. No processo de beneficiamento pode ser utilizado em sua forma natural como combustível em reatores tipo CANDU (*Canadian Deuterium-Uranium Reactor*) que utilizam urânio natural como combustível. A composição isotópica do urânio natural é 99,27% de ^{238}U , 0,72% de ^{235}U e 0,0057% de ^{234}U .

Em reatores à água leve, que são os mais utilizados no mundo, como o PWR (*Power Water Pressurized*) de Angra I, o urânio é enriquecido em seu isótopo fissil, o ^{235}U , em concentração entre 3,0 e 3,5%.

O processo de enriquecimento requer a transformação do óxido de urânio, U_3O_8 , contido no *yellow cake*, em hexafluoreto de urânio, UF_6 . A fração enriquecida de UF_6 é então convertida a dióxido de urânio, UO_2 .

As quantidades de rejeitos radioativos produzidos no decorrer desta etapa de beneficiamento somam uma atividade total mínima se comparada àquelas da operação de reatores ou reprocessamento.

2.1.3 Reatores de Potência

Nos diversos tipos de reatores existentes no mundo, a geração de efluentes e rejeitos radioativos é muito diversificada e pode ter origem em diferentes atividades como desativação de alguns circuitos, mudanças da potência do reator, manutenções diversas e eventuais processos de descontaminação.

A Tabela 2.2 mostra a atividade dos contaminantes principais do sistema de refrigeração do circuito primário.

Os efluentes gasosos nos reatores tipo PWR e BWR (*Boiling Water Reactor*) têm origem, basicamente, na desgaseificação da água do circuito primário.

Nos reatores tipo PWR, por exemplo, estes efluentes vem do reservatório de controle volumétrico e químico dos desgaseificadores da cadeia de reciclagem do boro. Estes gases são coletados e armazenados por períodos de até 60 dias antes da filtração e então eliminados. Os filtros do circuito primário dos sistemas de ventilação podem vir a apresentar, quando exauridos, atividade mais alta, tal que, a sua classificação como rejeito seja modificada aumentando os cuidados durante o tratamento como rejeito sólido.

Os efluentes líquidos originam-se de filtros de água do circuito primário, não reutilizáveis, e de operações de descontaminação ou lavagem. O elemento que mais contribui para o aumento da atividade destes efluentes é o trítio (^3H) além de alguns produtos de fissão (I, Cs...) e produtos de corrosão (Co, Mn, Fe). Estes efluentes são tratados por filtração, troca-iônica ou quando necessário por evaporação.

Tabela 2.2 Atividade dos contaminantes principais do sistema de refrigeração do circuito primário para um reator de 1.000 MWe.

	PWR (Bq)	BWR (Bq)
Produtos de fissão:		
Gases nobres (Xe, Kr)	$2,78 \times 10^{15}$	-
I	$9,25 \times 10^{13}$	$5,18 \times 10^{12}$
Outros produtos de fissão	$9,25 \times 10^{13}$	$1,48 \times 10^{13}$
^{137}Cs	$1,30 \times 10^{13}$	$2,07 \times 10^9$
^{90}Sr	$1,10 \times 10^9$	$1,99 \times 10^9$
^3H	$\sim 3,70 \times 10^{13}$	$\sim 3,70 \times 10^{11}$
Produtos de corrosão	$2,04 \times 10^{11}$	$4,81 \times 10^{11}$

Os rejeitos sólidos numa central nuclear em situação normal de operação, podem ser divididos em três partes:

1. Da limpeza do fluido de refrigeração do circuito primário ou efluentes: filtros, lamas, concentrados de evaporador, resinas de troca-iônica, com atividades de alguns, até dezenas, de Bequerel por metro cúbico;
2. De proteção radiológica ou descontaminação: vestimentas, materiais plásticos, papéis etc, com atividade muito baixa (mBq por metro cúbico);
3. Peças inutilizadas ativadas ou contaminadas: barras de controle etc.

A geração dos rejeitos sólidos depende muito da contaminação dos circuitos e do número de intervenções feitas para a manutenção da central. Existe portanto uma variedade muito grande de rejeitos sólidos.

A Tabela 2.3 mostra os efluentes e rejeitos gerados em uma central de 1000MWe (3).

2.1.4 Reprocessamento

A atividade do combustível nuclear depende da energia que a central produz. Para uma determinada massa de material combustível reprocessado, a atividade e o teor de produtos de fissão são função da queima. Uma forma simples de determinar as quantidade de produtos de fissão e das atividades correspondentes no combustível irradiado é:

- Para uma energia térmica liberada de 1MWd de energia produzida encontra-se 1g de produtos de fissão e $4,44 \times 10^{14}$ Bq de atividade, logo que o combustível deixa o núcleo do reator. Então em um reator térmico de 1000 MWe o combustível anualmente trocado contém cerca de uma tonelada de produtos de fissão.

Tabela 2.3 Efluentes e rejeitos gerados numa central nuclear de 1000 MWe (3)

	PWR	BWR
Efluentes gasosos:		
Xe (Bq/a)	1,85 a $7,40 \times 10^{14}$	1,85 a $7,40 \times 10^{14}$
^{85}Kr (Bq/a)	1,85 a $7,40 \times 10^{13}$	1,85 a $7,40 \times 10^{13}$
^3H (Bq/a)	3,70 a $5,55 \times 10^{12}$	1,85 a $3,70 \times 10^{11}$
^{131}I (Bq/a)	$<3,70 \times 10^{10}$	$<3,70 \times 10^{10}$
Efluentes líquidos:		
V (m^3/a)	4000 a 15000	10000 a 40000
atividade β , γ (Bq/a)	0,37 a $1,85 \times 10^{12}$	0,37 a $1,85 \times 10^{12}$
^3H	1000 a 1500	50 a 150
Rejeitos sólidos		
V (m^3/a) antes do acondicionamento	25 a 50	100 a 200
A (Bq/a)	1,11 a $3,70 \times 10^{14}$	0,37 a $1,11 \times 10^{14}$

A Tabela 2.4 mostra os radionuclídeos principais no combustível de um reator tipo PWR de 1000 MWe após a estocagem em piscina por cinco meses.

Tabela 2.4 Radionuclídeos principais no combustível de um reator tipo PWR de 1000 MWe após a estocagem em piscina por 5 meses ⁽³⁾

RADIONUCLÍDEOS	PRODUÇÃO (g/tU)	ATIVIDADE POR ELEMENTO COMBUSTÍVEL (Bq)
Actinídeos	$1,1 \times 10^4$	$2,2 \times 10^{15}$
^3H	$7,0 \times 10^{-2}$	$1,2 \times 10^{13}$
^{85}Kr	$2,7 \times 10^1$	$1,8 \times 10^{14}$
$^{131\text{m}}\text{Xe}$	$3,6 \times 10^{-5}$	$5,6 \times 10^{10}$
^{90}Sr	$5,4 \times 10^2$	$1,3 \times 10^{15}$
^{129}I	$1,8 \times 10^2$	$4,8 \times 10^8$
^{131}I	$1,8 \times 10^{-5}$	$3,7 \times 10^{10}$
^{137}Cs	$1,2 \times 10^3$	$1,8 \times 10^{15}$
Outros	$2,8 \times 10^4$	$7,0 \times 10^{16}$
TOTAL		$7,5 \times 10^{16}$

Os efluentes gasosos são liberados basicamente nas etapas de corte e dissolução. Em países onde existem usinas de reprocessamento, como a França, estes efluentes, dependendo do tempo de resfriamento do combustível (~5 meses), possuem poucos elementos de fissão uma vez que a maioria deles desaparece devido ao decaimento radioativo. Desta forma, encontram-se nestes efluentes gasosos o ^{85}Kr , o ^3H e poucas quantidades de ^{131}I e ^{129}I .

O ^{85}Kr liberado durante o reprocessamento de combustível de uma central de 1000 MWe corresponde a uma atividade de $1,3 \times 10^{17} \text{Bq/ano}$ aproximadamente. O ^3H por sua vez chega a valores aproximados de $9,25 \times 10^{14} \text{Bq/ano}$.

Os efluentes e rejeitos líquidos são classificados em três grupos: (1) soluções com produtos de fissão; (2) efluentes líquidos de atividade média e (3) efluentes líquidos de atividade baixa.

Após a dissolução do combustível irradiado, a primeira etapa é a extração do urânio e do plutônio das soluções que contêm produtos de fissão, elementos transurânicos diferentes do plutônio e uma quantidade irrisória de urânio e plutônio (de 0,1% a 0,3%, aproximadamente). Nas usinas de reprocessamento de combustível usado em reatores do tipo PWR com potência de 1000 MWe essas soluções chegam a alcançar volumes próximos de 500L a cada tonelada de urânio e são soluções classificadas como rejeitos de nível alto.

As operações seguintes da extração e purificação fazem uso de solventes orgânicos que, de tempo em tempo, precisam ser regenerados e produzem quantidades de efluentes de atividade média que contêm basicamente os radionuclídeos Ru e Zr. Para um reator tipo PWR de 1000 MWe são gerados cerca de 4m^3 deste tipo de efluente, por ano, e que, concentrados, podem alcançar uma atividade de $1,48 \times 10^{16} \text{Bq}$. Estes concentrados podem ser eliminados após o decaimento do Ru, cuja meia-vida ($T_{1/2}$) é 40 dias.

Os efluentes líquidos de atividade baixa são gerados nos evaporadores e nos processos de descontaminação e tratamento. Estima-se que para reatores de 1000 MWe sejam gerados, aproximadamente, $2 \times 10^3 \text{m}^3/\text{ano}$ de

efluentes tratados geralmente por co-precipitação química. A atividade total destes líquidos, geralmente eliminados nos mares, é de $3,7 \times 10^{13}$ Bq de emissores β/γ , $7,4 \times 10^{14}$ Bq de ^3H e até $1,85 \times 10^{11}$ Bq de emissores α (U, Pu).

Os rejeitos sólidos podem ser os de atividade alta e de atividade média e baixa.

Os rejeitos de atividade alta constituem-se do encamisamento do combustível nuclear, das etapas do corte (limalhas, etc.) ou da dissolução. As atividades são da ordem de $1,11 \times 10^{15}$ Bq/m³ para combustíveis provenientes de reatores do tipo PWR ou BWR.

Os rejeitos de atividade média ou baixa compreendem:

- Lamas do tratamento de efluentes por co-precipitação, que chegam a volumes de 10 a 20 m³/ano para combustíveis provenientes de reatores do tipo PWR de 1000 MWe, com atividades que chegam a alcançar $1,85 \times 10^{15}$ Bq de emissores β e γ ;
- Materiais diversos não recuperáveis: barras de controle, etc.;
- Acessórios diversos: luvas, material plástico, etc..

Todos estes rejeitos sólidos são classificados conforme a sua natureza, atividade, grau de contaminação, se são do tipo compactável ou não, se são combustíveis ou não, e, desta forma, recebem o tratamento adequado.

A presença dos transurânicos nas operações de reprocessamento é constatada da forma seguinte:

- 0,1% a 0,5% de plutônio após o corte, a dissolução e a recuperação dos solventes;
- 0,1% de plutônio, 50% a 60% de neptúncio estão presentes nas soluções com produtos de fissão após a extração do urânio e do plutônio;
- O neptúncio é separado junto com o urânio, do plutônio e da purificação do plutônio;
- Os efluentes líquidos provenientes das operações de descontaminação podem carregar até 0,5% de plutônio;
- 0,06% de plutônio pode aparecer nos rejeitos sólidos (luvas, vinil, etc.).

A Tabela 2.5 apresenta a produção anual de efluentes e rejeitos numa usina de reprocessamento de combustível proveniente de um reator do tipo PWR de 1000 MWe.

2.1.5 Reatores de Pesquisa

Os reatores de pesquisa são usados em inúmeras aplicações como: física nuclear, física do estado sólido, medicina, agricultura, indústria etc. São reatores de concepção totalmente diferentes dos reatores de potência pois são projetados de modo a facilitar a manipulação de amostras experimentais na periferia do núcleo e fornecer feixes de neutrons de várias energias. A maioria dos reatores de pesquisa são do tipo piscina com núcleo formado por elementos combustíveis tipo placa (MTR - *Material Test Reactor*)

com enriquecimento da ordem de 20% em ^{235}U . O reator IEA-R1 é um exemplo de reator de pesquisa deste tipo.

Tabela 2.5 Produção anual de efluentes e rejeitos numa usina de reprocessamento de combustível proveniente de um reator do tipo PWR de 1000 MWe (3).

	VOLUME (m ³ /ano)	ATIVIDADE (Bq/ano)	DESTINO
Efluentes Gasosos	-	-	-
^{85}Kr	-	$1,30 \times 10^{16}$	Eliminados
^{131}I	-	$1,11 \times 10^{10}$	no meio
^{129}I	-	$1,85 \times 10^{10}$	ambiente
^3H	-	$1,85 \times 10^{13}$ a $9,25 \times 10^{13}$	
Efluentes Líquidos	2.000	-	-
Emissores β, γ	-	$3,70 \times 10^{13}$	eliminados
^3H	-	$\sim 7,40 \times 10^{14}$	após
Emissores α	-	$1,11 \times 10^{11}$ a $1,85 \times 10^{11}$	diluição
Rejeitos Líquidos	-	-	-
Solução com produtos de fissão	15	$5,55$ a $1,11 \times 10^{19}$	armazenados
Com Pu	-	$3,7 \times 10^{11}$ a $1,11 \times 10^{12}$	em tanques
Com transurânicos	-	$2,22 \times 10^{16}$	de aço
Outros	-	-	-
Lamas	10 a 20	$1,11 \times 10^{15}$ a $1,85 \times 10^{15}$	imobilizados em concreto ou betume
Rejeitos diversos de atividade alta	1,5	$3,70 \times 10^{12}$ a $3,70 \times 10^{13}$	imobilizados em recipientes de concreto
Rejeitos diversos de atividade baixa	30	variável	imobilização em matrizes diversas

Em comparação com os reatores de potência, a geração de rejeitos neste tipo de reator é muito menor, mas com características similares.

2.1.6 Descomissionamento e Desmantelamento de Instalações Nucleares

As instalações nucleares, sejam reatores ou pequenos usuários de materiais nucleares, possuem um período de vida útil. Para os reatores este tempo é estimado em 30 anos. Após o final deste período a instalação poderá vir a ser desmontada total ou parcialmente.

O descomissionamento de centrais nucleares por exemplo pode ser necessário pois parte das instalações se torna contaminada com material radioativo durante sua fase operacional. Os procedimentos do descomissionamento podem ter dois rumos: um logo após o encerramento das atividades da instalação e outro após 50 a 100 anos da interrupção dessas atividades, a fim de se aproveitar as vantagens do decaimento para diminuir o volume de materiais que possam se tornar rejeitos além do combustível nuclear.

Os rejeitos do descomissionamento são aqueles originados nos processos de descontaminação das superfícies dos equipamentos, dos edifícios e até do sítio; do desmantelamento da instalação e suas ferragens e da remoção de solos e pavimentos das áreas contaminadas. Os rejeitos do descomissionamento são pouco contaminados, ou apresentam uma baixa atividade de contaminação, dependendo das quantidades e dos radionuclídeos presentes. Pode ocorrer também uma contaminação que venha a classificar esses rejeitos na categoria de nível intermediário.

Os rejeitos destas atividades são considerados separadamente embora tenham características similares aos rejeitos de outras áreas do ciclo do combustível por que são gerados após o fim da fase operacional da instalação. Muitos dos entulhos acumulados não são radioativos e podem ser usados nos repositórios como material de preenchimento (*landfill*).

Os rejeitos do descomissionamento são compostos principalmente dos mesmos tipos de materiais dos rejeitos de níveis baixo e médio gerados em outras etapas do ciclo do combustível nuclear. A diferença é que eles contem mais ferragens e materiais estruturais, não contém resíduos dos processos de rotina mas resíduos dos processos de descontaminação. São muito volumosos e devem ser tratados ou concentrados e então embalados e dispostos da mesma maneira que outros rejeitos classificados na mesma categoria.

2.1.7 Aplicações de Radionuclídeos Fora do Ciclo do Combustível Nuclear

Os materiais radioativos são usados extensivamente para pesquisa e para aplicações na agricultura, medicina e indústria. Os materiais radioativos para estes usos são normalmente radioisótopos específicos que são produzidos por irradiação com neutrons de isótopos não radioativos em reatores ou aceleradores nucleares (17).

As Tabelas 2.6 e 2.7 mostram alguns dos radionuclídeos mais usados em medicina, pesquisa biológica e indústria.

Em todas as atividades citadas são usadas fontes na forma líquida, sólida e gasosa, fontes seladas ou não seladas, fontes com atividade

alta (terapia), média (terapia, diagnóstico e gamagrafia) e baixa (pesquisa, diagnóstico, agricultura etc).

Embora possam ser encontradas fontes de emissores alfa (terapia de contacto) a atividade é normalmente baixa e a disposição destes tipos de fontes pode ser feita juntamente com as fontes emissoras β/γ que são a grande maioria.

Como se vê das Tabelas 2.6 e 2.7 os rejeitos gerados nas atividades que fazem uso de materiais radioativos são sólidos e líquidos. Antes de serem considerados rejeitos os materiais são analisados quanto ao nível de atividade, forma física e natureza química. Caso exista a oportunidade de tratá-los por decaimento, diluição ou outra forma qualquer para que sejam considerados efluentes radioativos com conseqüente eliminação no meio ambiente, esta medida é economicamente mais indicada.

Todas as fontes, usadas na medicina e na indústria, com atividades elevadas mas que já sejam consideradas exauridas para a finalidade a que foram destinadas, são consideradas rejeitos radioativos que são tratados e acondicionados para a forma sólida.

Estes tipos de rejeitos radioativos por possuírem radionuclídeos de meia-vida relativamente curta são depositados em repositórios de superfície.

Tabela 2.6 Radionuclídeos principais usados em medicina e pesquisa biológica

ELEMENTO	T½	USO	CARACTERÍSTICA DO REJEITO
³ H	12,3a	diagnóstico clínico e pesquisa	sólido, líquido, solvente orgânico
¹⁴ C	5960a	pesquisa	sólido, líquido, solvente orgânico
²⁴ Na	15h	determinação de intercâmbio de sódio e composição corpórea	sólido, líquido
³² P	14,3d	estudo do metabolismo, terapia, pesquisa	sólido, líquido
³⁵ S	87,1d	estudo metabólico do colágeno	sólido, líquido
⁴² K	12,4h	determinação de intercâmbio de potássio, composição corpórea	sólido, líquido
⁶⁰ Co	5,27a	terapia	sólido
⁸² Br	359h	determinação de líquidos extracelulares	sólido, líquido
⁹⁰ Sr	28,5a	terapia	sólido
^{99m} Tc	5,9h	diagnóstico (rins, glândulas hepáticas, cérebro, pulmões...)	sólido, líquido
¹²⁵ I	60d	diagnóstico, pesquisa	sólido, líquido
¹³¹ I	8d	diagnóstico clínico, terapia	sólido, líquido
¹³⁷ Cs	30,2a	terapia	sólido

Tabela 2.7 Radionuclídeos principais usados na indústria

ELEMENTO	T½	USO	CARACTERÍSTICAS DO REJEITO
³ H	12,3a	ionização de ar, tintas luminosas, válvulas cintiladoras	sólido
⁶⁰ Co	5,27a	medidas de nível, espessura, gamagrafia esterilização	sólido
⁸² Rr	35,3h	sondagem de solo, hidrologia	sólido
⁸⁵ Kr	10,8a	medidas de espessura	sólido
⁹⁰ Sr	28,5a	medidas de espessura	sólido
¹³⁷ Cs	30,2a	medidas de nível e espessura, gamagrafia	sólido
¹⁴⁷ Pm	2,62a	fabricação de eletrodos para disparadores elétricos	sólido
¹⁹² Ir	74d	gamagrafia	sólido
²²⁶ Ra	1600a	medidas de nível, gamagrafia, tintas luminosas	sólido
²⁵² Cf	2,64a	medidas de unidade	sólido

2.2 Fontes Geradoras de Rejeitos Radioativos no Brasil

No Brasil existem aproximadamente 1700 geradores de rejeitos em todos os estados brasileiros. Provêm de aplicações de radioisótopos na medicina, agricultura, laboratórios de pesquisa e indústrias, além da geração de energia elétrica em reatores nucleares (Angra I) ou reatores de pesquisa (IEA-R1)⁽⁶⁶⁾. Os radionuclídeos presentes nos rejeitos radioativos podem ser emissores β/γ , α ou mistos e a T½ entre dias e séculos.

No Brasil, as principais fontes geradoras de rejeitos radioativos são os institutos de pesquisa, produção de radioisótopos, hospitais e as

instituições que usam fontes radioativas para fins diversos, que estão sob a supervisão da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN), que é órgão executivo e legislativo da área nuclear.

Deve-se ressaltar que o Brasil não pretende, pelo menos nas próximas décadas (12), reprocessar combustível nuclear e nem possui áreas militares que venham a usar materiais nucleares para fins bélicos.

2.2.1 Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares

Os rejeitos sólidos, na maioria do tipo compactável são gerados principalmente, durante as atividades de limpeza e descontaminação consistindo de trapos, papel, celulose, plásticos, luvas, vestimentas, sapatilhas etc. Materiais de laboratório como botas, sacos e garrafas de polietileno, assim como filtros exauridos de ar também contribuem para o inventário de rejeitos sólidos. Uma quantidade pequena de rejeitos sólidos não compactáveis são gerados e consistem de peças de madeira, peças metálicas, componentes ou ferramentas defeituosas e materiais de desmantelamento ou operações de descontaminação.

Os rejeitos sólidos compactáveis gerados neste instituto são coletados em sacos de papelão de 40L revestidos de plásticos e prensados em tambores de 200 litros. Os rejeitos não compactáveis são imobilizados em matrizes de cimento. Estes últimos compõe-se de fontes exauridas ou defeituosas. No Brasil, para algumas fontes seladas existe um contrato com o fabricante que permite ao usuário devolver a fonte a sua origem. Isto ocorre com os usuários de fontes de ^{60}Co e ^{192}Ir cujo fabricante é o IPEN.

As fontes gasosas ou de ^{226}Ra são embaladas em recipientes especiais do tipo A que são imobilizados em embalagens revestidas com concreto armado. Cada embalado pode acomodar 20GBq de ^{226}Ra .

Os radionuclídeos presentes nos rejeitos dependem do laboratório de origem e podem ser: ^3H , ^{14}C , ^{27}Na , ^{32}P , ^{42}K , ^{82}Br , ^{95}Mo , $^{99\text{m}}\text{Tc}$, ^{125}I , ^{134}Cs , ^{226}Ra , U-nat, Th-nat etc.

Como resultado das atividades de pesquisa e produção de radioisótopos é gerado um volume reduzido de rejeitos líquidos, contendo quantidades pequenas de radionuclídeos. Geralmente os líquidos que não podem ser considerados efluentes radioativos, são coletados em vasos de até 10 m^3 , quimicamente ajustados e guardados até que possam ser descarregados no sistema de esgotos.

Os radioisótopos manipulados no IPEN são, em sua maioria, de $T_{1/2}$ curta portanto, a técnica de armazenagem para decaimento ainda é aplicável para a liberação no sistema de esgoto.

A quantidade de rejeitos gerados nas atividades rotineiras do IPEN é a seguinte:

- **Rejeitos sólidos:** anualmente são gerados $87,7\text{ m}^3$ distribuídos entre sólidos compactáveis, não-compactáveis e material biológico. Além disso, são produzidos anualmente cerca de uma tonelada de material não-compactável e 0,48 toneladas de sólidos úmidos;

- **Rejeitos líquidos:** em função das atividades de pesquisa nos laboratórios de reprocessamento, usinagem e refino de urânio futuramente serão produzidos 3,7 m³/ano de rejeitos líquidos orgânicos e inorgânicos.

A matéria orgânica, resultante da produção de radioisótopos é contaminada com ¹³¹I ou ⁹⁹Tc, corresponde à aproximadamente 120 kg/mês e o volume dos rejeitos sólidos é aproximadamente de 14 m³/ano, com atividade total de 74 GBq. Os rejeitos sólidos são compactados utilizando-se uma prensa com fator de redução 4:1.

Das operações do reator IEA-R1, são gerados rejeitos sólidos em quantidades menores que 1m³/ano e compostos principalmente por metais, peças plásticas, fragmentos de materiais contaminados, ferramentas, garrafas de vidro etc, contaminados com produtos de corrosão ativados.

Nos experimentos com o elemento combustível são gerados 8m³/ano de rejeitos com a atividade total de 37 GBq.

Por causa da característica do processo de produção do iodo no IPEN são gerados anualmente cerca de 300L de rejeitos líquidos contaminados com telúrio (T_{1/2} longa). São coletados em recipientes metálicos alcalinizados e armazenados por cerca de cinco anos para o decaimento. A alcalinização, até um pH=11, previne a volatilização do ¹³¹I permitindo que seja feita uma evaporação da água e redução do volume total do rejeito.

Durante a produção de radioisótopos podem ser gerados rejeitos líquidos contaminados, principalmente com radioisótopos de telúrio. Seu volume está é de 600L. Atualmente são colocados em tambores plásticos para decaimento radioativo e posterior descarte ao meio ambiente.

O IPEN, além de gerar e estocar o seu próprio rejeito radioativo, também recebe de outras instituições como o Instituto de Engenharia Nuclear (IEN) e do Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD), ambos atrelados à CNEN, rejeitos com emissores β/γ em quantidades pequenas para condicionamento, tratamento e estocagem em suas dependências.

Só de aplicações médicas o IPEN recebe cerca de 3000L de “coquetéis” de cintiladores líquidos contaminados com ^3H , ^{14}C ou ^{125}I . A atividade total é muito baixa e menor que 74 MBq. O tratamento dado a estes líquidos é a diluição e dispersão ao meio ambiente considerando os limites de descarga em cada caso.

Todos os rejeitos, incluindo aqueles enviados por outras instituições não pertencentes à CNEN, são tratados e colocados em tambores e estocados no galpão de estocagem de rejeitos, cuja capacidade é de 1450 tambores de 200 litros . Atualmente encontram-se estocados 893 tambores e 50 caixas metálicas. Uma vez construído o repositório de superfície estes tambores e caixas serão depositados definitivamente.

2.2.2 Instituto de Engenharia Nuclear

Os rejeitos radioativos gerados no Instituto de Engenharia Nuclear (IEN), originam-se no processamento de radioisótopos, durante a operação e manutenção do ciclotron, durante as pesquisas desenvolvidas de separação isotópica de urânio, análise química de minérios contendo tório e urânio natural, a regeneração da resina de troca iônica do reator e durante a descontaminação de materiais diversos. Estes rejeitos podem conter principalmente ^{65}Zn , ^{123}I , ^{131}I , ^{51}Cr , ^{57}Co , ^{67}Ga , ^{111}In , U-nat, Th-nat, ^{241}Am , além de outros produtos de fissão e ativação.

Os rejeitos sólidos e os líquidos concentrados são coletados e identificados nos próprios locais de geração segundo procedimentos específicos, de modo a se obter uma pré-segregação. Já os rejeitos líquidos diluídos são drenados para tanques de retenção, e após análises radiométricas é verificada a possibilidade de serem liberados no sistema de esgotos.

O volume médio anual de rejeitos gerados é da ordem de 100 m³ de rejeitos líquidos (concentrado e diluído), 3 m³ e 0,6 m³ de rejeito sólido compactável e não-compactável, respectivamente.

Além dos rejeitos gerados em suas atividades o IEN recebe rejeitos de outras entidades como indústrias, hospitais e instituições de pesquisa. Em 1988, recebeu cerca de 600 fontes radioativas, 6 toneladas de material compactável, 50 litros de rejeitos líquidos e excretas humanos (3 m³ de urina e 350 kg de fezes), estes últimos provenientes do acidente de Goiânia, em 1987 e de hospitais e clínicas. Estes rejeitos são tratados de acordo com suas características físico-químicas.

2.2.3 Instituto de Radioproteção e Dosimetria

Os rejeitos radioativos do Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD), são gerados em quantidades pequenas no processo de fracionamento e preparação de fontes radioativas para calibração e aferição de instrumentos, no procedimento laboratorial de minérios radioativos e nas pesquisas desenvolvidas com elementos utilizados como traçadores.

Os contaminantes envolvidos são principalmente o U-nat, ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr e Th-nat.

O IRD, quando solicitado, recolhe os rejeitos gerados em instituições e universidades.

2.2.4 Reator de Angra I

As operações com reatores de potência resultam em três tipos de rejeitos que são: (1) rejeitos com alto teor de água como lamas, resinas de troca iônica exauridas, concentrado de evaporadores; (2) material sólido radioativo que pode ser compactável e não-compactável e, (3) líquidos orgânicos contaminados, incluindo solventes e lubrificantes.

Como resultado do tratamento e acondicionamento dos 531m³/ano, de rejeitos gerados em Angra I, são produzidos cerca de 2500 embalados de 200L por ano.

Para as usinas de Angra II (em fase final de construção) e Angra III (em fase de planejamento), espera-se uma produção estimada em 283 m³/ano, de rejeito não tratado (bruto) e 685 tambores de 200 litros com rejeitos tratados e acondicionados anualmente.

Todos os rejeitos gerados nas centrais nucleares de Angra dos Reis, são armazenados em instalações para estocagem provisória localizadas no próprio local da usina. O destino dos embalados é o repositório final de superfície.

2.2.5 Complexo Industrial de Resende

O Complexo Industrial de Resende (CIR) é uma fábrica de elemento combustível e está localizada no município de Resende, Estado do

Rio de Janeiro. O CIR gera rejeitos sólidos, num volume de aproximadamente $1\text{m}^3/\text{ano}$, que corresponde a resíduos contaminados com urânio durante o processo de secagem das pastilhas de combustível ou se ocorrer qualquer quebra incidental da pastilha durante o manuseio.

2.2.6 Complexo Mínero-Industrial do Planalto de Poços de Caldas

O Complexo Mínero-Industrial do Planalto de Poços de Caldas (CIPC), localizado no município de Caldas no estado de Minas Gerais, compreende a mina de urânio Ossamu Utsumi, a usina de produção de concentrado, a fábrica de ácido sulfúrico e instalações auxiliares que compreendem entre outras a unidade de tratamento de rejeitos líquidos e sólidos.

A usina de concentrado produz *yellow cake* comercial na forma de diuranato de amônio (DUA) que é um concentrado de urânio, que a partir do mesmo se produz o combustível para os reatores nucleares. Para obtenção do DUA, o minério de urânio é britado, moído e dissolvido em ácido sulfúrico formando então uma pasta que, por meio de reagentes químicos precipita o urânio combinado com amônia.

Os rejeitos gerados nestes processos passam pela unidade de tratamento para neutralização do pH e precipitação dos metais existentes no minério de urânio como o Fe, Mn e Al. A disposição dos rejeitos contendo radionuclídeos após tratamento, é feita em uma bacia de rejeitos construída de acordo com rigorosos estudos hidrológicos e geotécnicos, aprovados pela CNEN de acordo com a Norma experimental CNEN-NE-1.10 "Segurança de sistemas de barragem de rejeitos contendo radionuclídeos" (68).

Os rejeitos gerados nos processos de beneficiamento sofrem tratamento para neutralização do pH, precipitação dos metais existentes no minério de urânio como Fe e Mn, e após são enviados, na forma de lama, para a bacia de rejeitos para disposição final.

2.2.7 Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear

Os rejeitos sólidos e líquidos gerados no Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN) originam-se em atividades de beneficiamento físico e químico de minérios, fabricação de elementos combustíveis, enriquecimento isotópico de urânio, operação do reator TRIGA, métodos analíticos, análises químicas e radioquímicas e testes de descontaminação de rejeitos, com natureza e composição química muito variada.

Os rejeitos líquidos são constituídos principalmente de soluções aquosas e orgânicas, e águas de lavagem de materiais de laboratório, contendo U e Th naturais, filhos e outros elementos de $T_{1/2}$ curta (^{198}Au , ^{82}Br , ^{192}Ir , ^{131}I).

Os rejeitos sólidos consistem basicamente de materiais contaminados como luvas, tecidos, papéis, estôpas, frascos, vidraria em geral, amostras de minério, gesso e sucata.

Os rejeitos radioativos são de atividade específica baixa e o volume médio anual é de 12m^3 de rejeitos líquidos e 4m^3 de rejeitos sólidos não incluindo os rejeitos sólidos provenientes do beneficiamento físico de minérios uraníferos. Os rejeitos sólidos são coletados separadamente em: compressíveis e não compressíveis.

Os rejeitos provenientes do beneficiamento físico de minérios uraníferos são acondicionados e periodicamente enviados para o CIPC. As soluções radioativas originadas em laboratórios de pesquisa são coletadas em bombonas e aquelas classificadas como orgânicas são separadas das outras.

Os rejeitos sólidos compactáveis ou não, são compactados ou picotados ou acondicionados em tambores de 200L, dependendo da sua natureza. As lamas resultantes do pré-tratamento de soluções por precipitação química/filtração são imobilizadas em cimento e acondicionadas em tambores de 200L.

Os rejeitos tratados e acondicionados são armazenados em um pátio com 390m² que possui um controle de águas pluviais.

2.3 Categorias dos Rejeitos Radioativos

2.3.1 Aspectos Gerais

Como já foi visto anteriormente, as fontes principais de rejeitos radioativos são a mineração e beneficiamento de urânio e tório, as operações relativas ao ciclo do combustível nuclear, o descomissionamento de instalações nucleares e, finalmente, o uso de radioisótopos na pesquisa, na medicina, na indústria e agricultura. (rejeitos de instalações radioativas).

Os rejeitos provenientes destas atividades na área nuclear, são muito variados em volume, forma física, composição química, concentração e composição de radionuclídeos. Por causa disso, são adotados, nos vários países, diferentes sistemas de classificação de rejeitos radioativos, dependendo

da tecnologia empregada para o gerenciamento de rejeitos radioativos, tornando assim, a padronização das categorias um assunto muito complexo.

Os termos nível alto, nível médio e nível baixo, e também a denominação de rejeitos transurânicos, embora cada país adote um sistema de classificação, são usados em todo o mundo e são empregados para descrever as diferentes concentrações de materiais radioativos. Infelizmente, estas expressões não possuem definições quantitativas aprovadas internacionalmente, o que as torna um pouco restritas. A descrição de cada categoria é apresentada a seguir:

- **Rejeitos de nível alto:** são os rejeitos do primeiro ciclo de extração, no reprocessamento de combustível irradiado, contendo elementos transurânicos e produtos de fissão de meia-vida longa. O combustível usado não reprocessado pode ser considerado como rejeito de nível alto desde que não esteja previsto o reprocessamento, num país que possui esta atividade.
- **Rejeito de nível médio:** esta é uma categoria usada por alguns países para descrever rejeitos com atividade β/γ significativa e com baixa atividade α (por exemplo resinas exauridas do circuito primário de reatores tipo PWR ou BWR).
- **Rejeitos de nível baixo:** estes contêm uma quantidade desprezível de radionuclídeos de meia-vida longa e é possível dispô-los no solo, próximo à superfície com ou sem barreiras de engenharia.
- **Rejeitos alfa-emissores:** este tipo de rejeito também é chamado de “rejeito alfa”, “transurânico” (TRU) ou material contaminado com Pu (PCM). Esta

categoria inclui rejeitos que estão contaminados com radionuclídeos α -emissores e de meia-vida longa, o suficiente para tornar inaceitável sua disposição na superfície (*shallow ground disposal* ou *shallow ground burial*). Os rejeitos TRU são originados, principalmente no reprocessamento do combustível irradiado e da fabricação do combustível MOX ($\text{UO}_2\text{-PuO}_2$).

A Agência Internacional de Energia Atômica (*International Atomic Energy Agency, IAEA*), com base na experiência internacional adquirida no tratamento, armazenagem e disposição final de rejeitos radioativos, classifica-os em diferentes categorias, que levam em consideração os vários parâmetros seguintes (18):

- Estado físico;
- Composição química;
- Tipo de radiação emitida na desintegração dos radionuclídeos;
- Meia-vida ($T_{1/2}$) do radionuclídeo;
- Nível de radioatividade;
- Nível de contaminação;
- Efeitos mecânicos, térmicos e biológicos.

Embora todos estes parâmetros sejam considerados no acondicionamento dos rejeitos radioativos, a sua classificação com respeito à disposição final é apresentada na Tabela 2.8, que apresenta de forma genérica, as diferentes categorias adotadas pela IAEA.

Tabela 2.8 Características gerais das categorias de rejeitos radioativos para disposição geral (17)

Categoria do rejeito		Aspectos importantes ^a
I.	Nível alto Meia-vida longa	Beta-Gama alto Alfa significativa radiotoxicidade alta geração de calor alta
II.	Nível médio Meia-vida longa	Beta-Gama intermediário Alfa significativa radiotoxicidade intermediária geração de calor baixa
III.	Nível baixo Meia-vida longa	Beta-Gama baixo Alfa significativa radiotoxicidade baixa/intermediária geração de calor insignificante
IV.	Nível médio Meia-vida curta	Beta-Gama intermediário Alfa insignificante radiotoxicidade intermediária geração de calor baixa
V.	Nível baixo Meia-vida curta	Beta-Gama baixo Alfa insignificante radiotoxicidade baixa geração de calor insignificante

a - As características são qualitativas e em alguns casos podem variar; insignificante indica que a característica pode ser ignorada para os propósitos de disposição

A Tabela 2.9 apresenta os limites que permitem classificar os rejeitos de níveis baixo e médio de atividade, no Brasil, de acordo com a Norma CNEN-NE-6.05 (5).

Tabela 2.9 Classificação dos rejeitos radioativos de nível baixo e médio com eventuais emissores α em concentração inferior a $3,7 \times 10^8$ Bq/m³ (5)

Categoria	Taxa de Exposição (\dot{X}) na Superfície ($\mu\text{C}/\text{kg}\cdot\text{h}$)	Concentração (Bq/m ³)	Concentração (Bq/m ³)
	Sólidos	Líquidos	Gasosos
Nível Baixo de Atividade	$\dot{X} \leq 50$	$C < 3,7 \times 10^{10}$	$C \leq 3,7$
Nível Médio de Atividade	$50 < \dot{X} \leq 500$	$3,7 \times 10^{10} < C < 3,7 \times 10^{13}$	$3,7 < C \leq 3,7 \times 10^4$

A classificação dos rejeitos radioativos tem uma função importante, que é facilitar a escolha do tipo de sistema de disposição adequado aos diferentes tipos de categorias de rejeitos. A Tabela 2.10 apresenta uma relação das opções de sistema de disposição com as diferentes categorias de rejeitos adotadas.

Tabela 2.10 Opções de disposição e categorias de rejeitos radioativos (17)

OPÇÕES DE DISPOSIÇÃO		CATEGORIAS DE REJEITOS				
		I Nível alto T½ longa	II Nível médio T½ longa	III Nível baixo T½ longa	IV Nível médio T½ curta	V Nível baixo T½ curta
Disposição em formações geológicas ^c	Seco ^a	Sólido, imobilizado, embalado, com espaçamentos para dissipação de calor	Sólido, imobilizado e embalado	Sólido, imobilizado e embalado	Aplicável, porém mais rigoroso que o necessário ^e	Aplicável, porém mais rigoroso que o necessário ^e
	Úmido ^b	Como acima, com mais barreiras de engenharia	Como acima com mais barreiras de engenharia	Como acima com mais barreiras de engenharia	Aplicável, porém mais rigoroso que o necessário ^e	Aplicável, porém mais rigoroso que o necessário ^e
Disposição em minas ou cavernas ^d	Seco ^a	Não recomendado	Possível, dependendo das circunstâncias	Possível, dependendo das circunstâncias	Sólido acondicionado ^e	Sólido acondicionado ^e
	Úmido ^b	Não recomendado	Não recomendado	Não recomendado	Sólido, imobilizado e embalado	Sólido, imobilizado e embalado
Disposição na superfície	Seco ^a	Não recomendado	Não recomendado	Não recomendado	Sólido, imobilizado, embalado	Sólido, deve ser imobilizado ou acondicionado
	Úmido	Não recomendado	Não recomendado	Não recomendado	Possível, imobilizado, embalado com mais barreiras de engenharia	Possível, imobilizado, embalado com mais barreiras de engenharia

a Ambiente geológico naturalmente isolado da água subterrânea

b Ambiente geológico com algum movimento de água subterrânea

c Repositório especialmente escavado para disposição de rejeitos radioativos

d Minas ou cavernas naturais, resultantes da exploração mineral ou especialmente escavadas para disposição de rejeitos radioativos

e Desejável para países com condições geológicas inadequadas nas formações de superfície

CAPÍTULO 3

CARACTERÍSTICAS DO REPOSITÓRIO FINAL

3.1 Disposição Superficial de Rejeitos Radioativos

Atualmente, o isolamento na superfície ou no subsolo de rejeitos radioativos de níveis baixo e médio, contendo radionuclídeos de meia-vida ($T_{1/2}$) curta, é a opção de disposição técnica e economicamente mais viável e que visa a segurança do homem e do meio ambiente.

A disposição superficial e subsuperficial, consiste na colocação de embalados com rejeitos radioativos imobilizados na superfície do solo ou um pouco abaixo da mesma. Esta prática é adotada em alguns países como França, Estados Unidos e Canadá, entre outros, sendo que em alguns, esta opção é utilizada desde a década de 50 (19).

A disposição superficial é adequada aos rejeitos radioativos, sólidos ou solidificados de níveis baixo e médio contendo radionuclídeos com $T_{1/2}$ curta (≤ 30 anos), possibilitando que a atividade contida neste rejeito decaia à níveis aceitáveis por um período de tempo de 300 a 500 anos.

De acordo com a classificação de rejeitos radioativos da IAEA, apresentada na Tabela 2.8, estes rejeitos incluem as categorias IV e V (19).

Caso seja necessário dispor rejeitos com $T_{1/2}$ longa neste tipo de repositório, juntamente com os rejeitos de $T_{1/2}$ curta, as quantidades aceitáveis

devem ser estabelecidas pelas autoridades nacionais competentes, que no caso do Brasil é a CNEN.

3.2 Seleção de Locais para Implantação de Repositórios de Superfície

A experiência obtida por países que utilizam a disposição superficial de rejeitos radioativos, culminou com a necessidade de obtenção de critérios técnicos e do desenvolvimento de metodologias para a execução da análise de segurança, necessários para a disposição segura dos rejeitos radioativos. Estes critérios foram elaborados pela Comissão Reguladora Nuclear dos Estados Unidos ^(23,24) (*Nuclear Regulatory Commission - NRC*) e pela Agência Internacional de Energia Atômica ^(8,10,18,25-29) com base em recomendações da Comissão Internacional de Proteção Radiológica (*International Commission on Radiological Protection - ICRP*), e estão disponíveis como publicações guias para a aplicação destas recomendações, para sítios novos em países desenvolvidos e para os primeiros sítios em países em desenvolvimento e que ainda não possuem locais para a disposição final dos rejeitos gerados nas atividades nucleares.

O processo de seleção de local varia consideravelmente por causa da grande variedade de fatores como geologia, geografia, hidrologia, meteorologia e climatologia, ecologia, cenário sócio-econômico do local e talvez do país e a política nuclear adotada.

No Brasil, a Comissão Nacional de Energia Nuclear, aprovou, em 1989, a Norma Experimental "Seleção e Escolha de Locais para Depósitos de Rejeitos Radioativos" CNEN-NE-6.06 ⁽⁶⁾, publicada no Diário Oficial da União em 24 de janeiro de 1990.

O objetivo desta Norma Experimental é estabelecer os requisitos mínimos aplicáveis aos processos de seleção e escolha de locais para repositórios de rejeitos radioativos, tendo em vista garantir o confinamento seguro desses materiais pelo tempo que se fizer necessário à proteção e segurança do homem e do meio ambiente.

Esta norma é aplicável a repositórios para disposição final de rejeitos radioativos de níveis baixo e médio de radiação e aplica-se também à localização de depósitos intermediários, ou provisórios, para o mesmo tipo de rejeito.

O processo de seleção e escolha de local deve obedecer, segundo a norma CNEN-NE-6.06 (6), o processo de análise técnica em forma seletiva e sequencial, compreendendo em diversos níveis de detalhamento de dados e informações as etapas seguintes: (1) regiões de interesse, (2) áreas preliminares, (3) áreas potenciais e (4) locais candidatos (6,29).

A primeira etapa consiste na definição da região de interesse, em escala nacional, isto é, dentro dos limites geográficos do país devem, nesta primeira etapa, ser aplicados alguns critérios básicos relacionados a geologia, climatologia e demografia.

Na segunda etapa aplica-se o método ou técnica de triagem para a região de interesse com o objetivo de identificar os sítios potenciais. Também nesta etapa utiliza-se de critérios seletivos.

Na terceira etapa os sítios potenciais são grosseiramente analisados utilizando um conjunto de critérios comuns que identifiquem os sítios candidatos para uma revisão mais detalhada.

Finalmente, a quarta e última etapa, consiste de uma revisão detalhada dos sítios candidatos, permitindo a seleção de um sítio preferencial entre as áreas candidatas.

Os fatores ambientais, para a escolha de sítios, investigados e avaliados são, geralmente, os mesmos para cada etapa do processo de seleção, mas a intensidade, detalhes e custos tornam-se progressivamente maiores em cada etapa consecutiva ⁽¹⁰⁾. A diferença entre as etapas se configura no nível de aprofundamento dos estudos, mais detalhados, além da inclusão de parâmetros adicionais típicos para cada passo. Por exemplo, na quarta etapa, quando se define os locais candidatos, são incluídos parâmetros relacionados ao projeto conceitual do repositório, estimativa preliminar de custo, cenários de liberação e estudo dos caminhos de migração de radionuclídeos e por fim exposição à radiação que não estão incluídos nas etapas anteriores.

3.2.1 Critérios Ambientais para Escolha de Sítios

O objetivo do processo de seleção e escolha do local para implantação de um repositório superficial no solo é assegurar que o local escolhido possua propriedades naturais que favoreçam o confinamento necessário dos radionuclídeos contidos no rejeito disposto, e que, qualquer que seja o motivo, não migrem para fora do repositório para não atingir o homem e o meio ambiente.

Os radionuclídeos presentes no rejeito sólido, ou solidificado, podem ser liberados ao meio ambiente pelos mecanismos básicos apresentados a seguir ⁽¹⁰⁾:

1. Exposição e transporte via solo dos radionuclídeos, pelos processos normais de erosão provocados pela água e pelos ventos; enchentes erosionais ou pela erosão seguida da destruição da paisagem ocasionadas por terremotos;
2. Transporte de radionuclídeos dissolvidos pela água subterrânea para poços, minas e nascentes d'água;
3. Transporte de radionuclídeos dissolvidos para a porção superior do solo pelo fluxo de capilaridade seguido da incorporação pelas plantas;
4. Transporte de radionuclídeos pelos gases gerados pela redução bacteriana do rejeito orgânico e do material de embalagem e acondicionamento;
5. Dispersão seguida da intrusão de animais e das plantas com raízes profundas;
6. Intrusão pelo homem, e
7. Acidentes durante o manuseio dos embalados e operações de disposição.

Pelos mecanismos básicos de liberação citados, pode-se concluir que os aspectos principais do estudo da adequabilidade ambiental de um local para disposição de rejeitos, são aqueles associados à geologia, solos e hidrologia. Mas como se trata de um repositório que será construído próximo à superfície do solo, portanto mais próximo dos seres humanos e da biota, tem que se considerar outros aspectos importantes como climatologia, uso do solo e das águas, demografia entre outros, que podem vir a ser, durante o processo de escolha, fatores restritivos impedindo a implantação do repositório em local determinado.

Os itens a seguir, apresentam uma síntese dos parâmetros ambientais importantes na análise da capacidade do local para disposição final de rejeitos radioativos.

3.2.1.1 Geologia e Hidrogeologia

Os fatores geológicos e hidrogeológicos mais importantes que devem ser considerados na seleção de um sítio para repositórios de superfície ou próximos à superfície do solo são:

1. Características hidrogeológicas;
2. Estrutura geológica e estratigrafia;
3. Características litológicas e mineralógicas das rochas e solos;
4. Propriedades geotécnicas; e,
5. Tectônica e sismicidade.

A estrutura geológica da área do repositório e sua estratigrafia são fundamentais para o entendimento de como ocorre o movimento da água pela área. Se a estrutura geológica é simples, é mais fácil definir a hidrogeologia. Isto permite o uso de modelos simples para uma previsão adequada dos caminhos de migração dos radionuclídeos do repositório ao homem.

Os sítios de disposição superficial em vários países estão localizados em áreas que representam uma grande variedade de condições

hidrogeológicas. Existem várias combinações de características hidrogeológicas (ex. fluxos da água, permeabilidade, extensão dos caminhos de fluxo, grau de saturação e fatores de retardo de radionuclídeos) que podem restringir a migração de radionuclídeos. Não é possível definir critérios precisos e quantitativos para cada fator que poderia determinar a disponibilidade hidrogeológica de um sítio. Cada sítio deve ser avaliado individualmente com relação às características hidrogeológicas globais e particulares do sistema do repositório, incluindo barreiras de engenharia e o rejeito embalado.

A referência (25), dá um exemplo das medidas adotadas na antiga União Soviética para a instalação de um repositório de superfície. O solo deve ser, preferencialmente constituído por sedimento poroso: areia ou argila com boas propriedades de absorção (ou sorção). A taxa de erosão deve ser baixa e não deve haver chuvas fortes ou enchentes na área. A profundidade mínima da água subterrânea abaixo da trincheira deve ser de 4 metros. A distância mínima permissível de um corpo d'água como rios ou lagos deve ser de 500 metros. Áreas sísmicas, isto é, áreas onde os terremotos ocorridos estão acima de sete graus na escala Richter devem ser evitadas.

Em vários casos, os fatores hidrogeológicos como permeabilidade e porosidade do solo onde se deseja construir o repositório, não tem sido considerados em primeira instância. Outro critério, como a necessidade de localizar o repositório dentro dos limites de uma instalação nuclear, tem sido muito discutidos. Isto resulta na indicação de alguns locais em ambientes geológicos onde as condições de fluxo não foram bem definidas ou entendidas, tornando difícil prever os riscos da população circunvizinha ao local.

Podem ser esperados comportamentos muito favoráveis em sítios onde os fluxos de água são baixos, onde não há uso significativo da água

subterrânea, próximo do repositório, onde o nível da água subterrânea é razoavelmente profundo, onde a taxa de fluxo da água subterrânea é baixa (poucos centímetros por dia), e onde não há corpo d'água superficial dentro de uma distância considerável do sítio. É preferível ter um repositório localizado em uma formação consolidada e homogênea contendo minerais com propriedades de absorção (ou sorção) altas e onde a zona insaturada tem porosidade baixa e permeabilidade moderadamente baixa.

O desempenho desfavorável é mais provável em sítios localizados em áreas onde: há extensivo uso da água subterrânea sem nenhuma fonte alternativa de suprimento, há um alto nível de água subterrânea com altas velocidades de fluxo e onde as formações subjacentes tem fraturas e fissuras significativas no material de subsuperfície, e dessa maneira tem um capacidade de retenção pobre.

Quando o primeiro sítio de disposição superficial foi escolhido, não havia nenhum critério de seleção de sítio, e aquele que existia era muito simplista. Para as zonas úmidas o critério dominante foi que o sítio deveria estar localizado em sedimentos de permeabilidade baixa formados de argilas e/ou silte para garantir taxas de movimento de água baixas. O segundo critério foi que o solo deveria ser facilmente escavado. Entretanto na seleção de alguns sítios o primeiro critério não foi cumprido na sua totalidade (25).

Os repositórios não devem ser instalados em áreas com riscos sísmicos significativos, embora este risco deva ser analisado nos estudos preliminares. A história da sismicidade do local deve ser avaliada porque é necessária para garantir a integridade do repositório ao menos durante o seu período operacional e institucional (300-500 anos).

O consenso da IAEA (31) é que após algumas centenas de anos o efeito direto de um evento sísmico sobre o isolamento dos rejeitos radioativos e a integridade do repositório não deve ser significativo.

3.2.1.2 Geografia

Os estudos de geografia englobam principalmente as características geomorfológicas e topográficas do local.

Existe uma relação próxima entre a topografia de uma área e a hidrologia superficial e subterrânea: fatores topográficos como gradiente da terra, determinam o tamanho e forma da área de drenagem e tem um efeito secundário sobre a direção e velocidade do fluxo da água subterrânea na região. Para evitar o risco das enchentes, o sítio deve ser localizado fora das planícies, em regiões topograficamente altas.

O nível alto da água subterrânea também pode ser um fator negativo. A água subterrânea pode entrar em contato com o repositório e promover sua decomposição e a lixiviação e dispersão de radionuclídeos para as vizinhanças. Por exemplo, nos sítios americanos da *Oak Ridge National Laboratory* (ORNL), no Tennessee e West Valley em New York, algumas trincheiras para disposição foram escavadas abaixo do lençol freático, o que acarretou a lixiviação mais rápida dos radionuclídeos.

A disposição abaixo do lençol de água subterrânea pode ser aceitável se forem construídas barreiras de engenharia que previnam qualquer contato, a longo prazo, da água subterrânea com o repositório. Se o movimento da água subterrânea é muito baixo, da ordem de 10^{-8} a 10^{-6} cm/s, isto pode ser feito e é uma das propostas canadenses (25).

Para minimizar a erosão do repositório pela água de superfície, o sítio deve ter um relevo topográfico atenuado. No sítio de West Valley, cuja topografia é acentuada, a erosão ao longo do tempo tem sido observada há muitos anos. A erosão ocorre nos pontos de contato do sítio, e embora eles sejam periodicamente reparados, este problema provavelmente terá continuidade, a exemplo do sítio de Sheffield em Illinois (25), onde existe uma situação semelhante.

Um problema mais sério em West Valley é a combinação, a longo prazo, dos processos geomorfológicos nos limites do sítio, que tendem a reduzir a área de disposição. A escamação rápida causada por águas de chuva em terrenos preparados de origem glacial e de permeabilidade baixa originam o aparecimento de barrancos e, como consequência, o escorregamento das encostas.

3.2.1.3 Hidrologia de Superfície

Na determinação dos fatores hidrológicos também se incluem os riscos apresentados pelas águas superficiais, quando se infiltram no solo.

Quando a água da chuva atinge a superfície do solo, pode assumir três cursos diferentes.

Primeiro, ela pode escoar pela superfície e integrar-se à uma corrente ou córrego, este representa o modo mais rápido de remoção.

Segundo, a água pode penetrar na superfície e infiltrar-se pelo solo, parcialmente seco, até atingir a zona saturada.

Terceiro, a água pode sofrer uma evaporação ou ser absorvida pelas raízes dos vegetais, após ter-se infiltrado no solo parcialmente seco.

O segundo caso representa a maneira direta da água entrar em contato com o repositório e, a longo prazo, com os rejeitos radioativos.

É essencial conhecer e entender a hidrologia do local de disposição de rejeitos radioativos e, para tanto, os parâmetros de taxas de fluência - velocidade e direção das águas, suas características hidráulicas e a geoquímica envolvida na área. Devem ser estabelecidas as relações possíveis entre as águas de superfície e as águas subterrâneas. Para tanto devem ser analisadas e avaliadas as condições de não perturbação (antes da instalação do repositório) e as perturbações transientes (após a instalação).

Certamente, a construção do repositório de superfície tende a perturbar a hidrologia do local. Podem ocorrer desvios do curso natural e mudanças das condições de contorno do sistema de fluência.

A topografia, a porosidade e a permeabilidade do solo podem ser úteis na previsão do comportamento futuro do movimento das águas.

3.2.1.4 Meteorologia e Climatologia

Um local potencial para implantação de um repositório superficial é usualmente classificado como árido ou úmido, com relação às condições climáticas.

Os problemas técnicos mais sérios com a disposição superficial estão relacionados à presença de água ⁽²⁵⁾; as regiões áridas são preferidas

quando o local é selecionado para a instalação de um repositório de sub-superfície. Entretanto, a localização de um repositório em uma região úmida, pode ser aceita quando outras razões técnicas mais importantes são mandatórias.

Em regiões úmidas o nível da água subterrânea é relativamente próximo à superfície do solo e a densidade da corrente é alta ⁽²⁵⁾, resultando em caminhos reduzidos para o movimento da água subterrânea até corpos d'água na superfície. A percolação rápida da água através da capa da trincheira poderiam lavar o solo para dentro dos espaços vazios, entre os rejeitos embalados, e causar o aumento da taxa de aluimento. Grandes fluxos de água aumentam o potencial de enchentes e erosão. Entretanto, tais problemas não são restritos aos locais úmidos.

A água causa erosão e é também o veículo primário para a migração de radionuclídeos. Desta maneira, o gerenciamento da água é um componente crítico na obtenção de um bom desempenho do sistema do repositório.

Em locais onde existem trincheiras, para rejeitos radioativos em solos úmidos e com permeabilidade baixa, a cobertura das mesmas deve ter também permeabilidade baixa para que não ocorra o "efeito banheira". As águas que penetram em trincheiras, onde a cobertura é permeável, acumulam-se até atingir as bordas e vazam indo de encontro às águas subterrâneas ou cursos de água pelo caminhos preferenciais carreando os radionuclídeos solúveis que possam ter sido retirados.

As instalações de disposição de rejeitos radioativos em regiões de clima árido, não necessitam de um sistema de gerenciamento de água superficial elaborado. Entretanto, em sítios áridos, as tempestades de chuvas rápidas, porém

pesadas, podem resultar em enchentes no local e conseqüente erosão. Em Idaho Falls, Estados Unidos, por exemplo, as enchentes são um sério problema, pois o sítio foi inundado em 1962 e 1969 por causa do derretimento rápido da neve e por causa da sua localização em uma bacia topográfica. As trincheiras ainda abertas foram preenchidas com água que se transferiu para o sítio inteiro. Foi construído um sistema de diques e valas (fossos) para controlar a enchente, mas não preveniu a enchente ocorrida em 1982⁽²⁵⁾.

As condições climatológicas também são importantes nas operações do sítio. O clima tem muita influência no comportamento hidrogeológico superficial. O clima é o conjunto de fenômenos meteorológicos de natureza preponderante como a temperatura, precipitação pluviométrica, umidade do ar e ventos.

O território brasileiro tem a sua maior parte situada na Zona Tórrida (aproximadamente 5×10^6 km²) em virtude da altitude média de suas terras (800-1000 metros).

São três as regiões climáticas: equatorial, tropical e subtropical. A região equatorial abrange a Amazônia e parte do Maranhão (25°C a 27°C e índice pluviométrico anual de 2000 mm); a região tropical predomina no Planalto Central Atlântico e norte do Planalto Meridional (19°C a 28°C e índice pluviométrico anual de 2000 mm); a região subtropical abrange todo o Planalto Meridional, inclusive o Rio Grande do Sul (17°C a 19°C e índice pluviométrico anual de 1000 a 2500 mm).

Nas regiões continentais atlânticas estudadas como possíveis candidatas à instalação do repositório brasileiro o clima é do tipo tropical. Ao norte é semi-árido. A Figura 3.1 mostra os índices pluviométricos do Brasil.

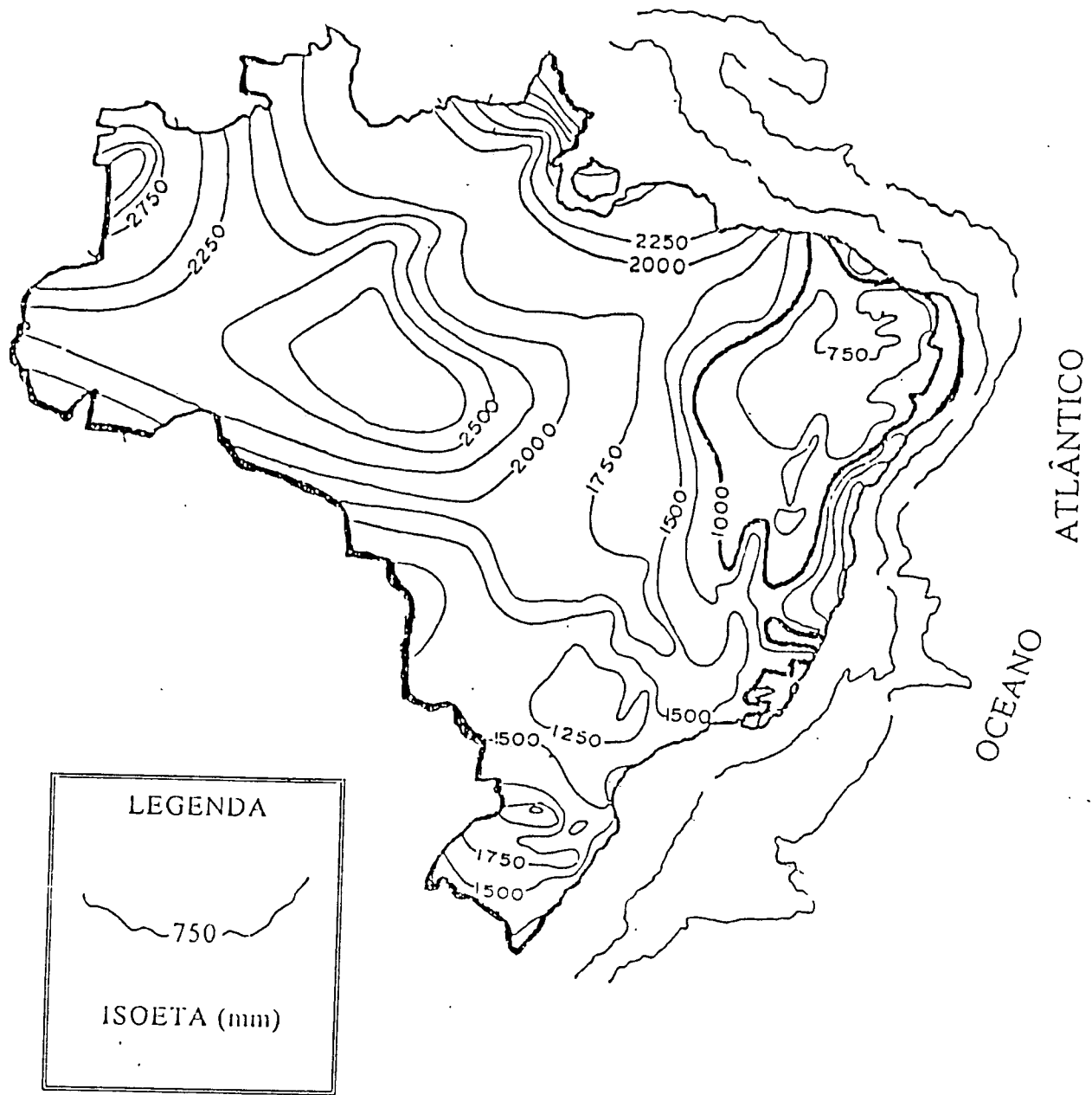


Figura 3.1 Mapa pluviométrico do Brasil (14).

3.3 Tipos de Repositórios de Superfície

Conforme a IAEA (19), existem duas alternativas básicas de sistema para disposição superficial, que são:

- (1) Construção do repositório abaixo do nível da superfície do solo, por exemplo trincheiras, valas e poços;
- (2) Construção do repositório acima do nível do solo, por exemplo túmulos cobertos com terra ou estruturas especialmente construídas para este fim.

A profundidade de disposição destas duas alternativas varia de 0 a 20 metros, conforme mostra a representação esquemática da Figura 3.2.

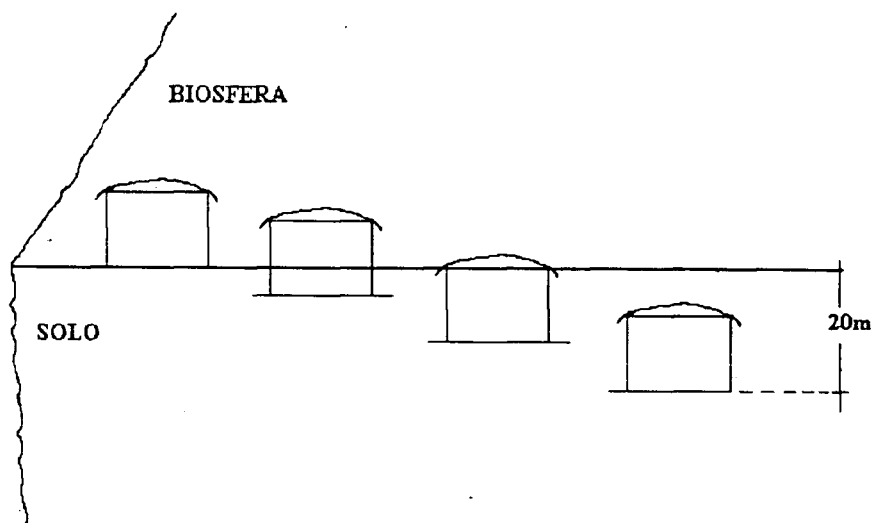


Figura 3.2 Representação esquemática da localização do repositório com relação à superfície do solo

A escolha de um sistema adequado deve considerar: o tipo de rejeito, sua quantidade e tipo de acondicionamento; as condições ambientais do local como geologia, hidrologia, climatologia e topografia além de aspectos sócio-econômicos. Estes aspectos, embora apresentem diferenças entre si, estão inter-relacionados de forma complexa, sendo necessária a análise conjunta dos mesmos. No entanto, a escolha de um sistema de disposição adequado considera em primeiro lugar o tipo de rejeito a ser disposto.

Como um local ideal, sob o ponto de vista ambiental, nem sempre está disponível, é necessário incluir no projeto conceitual do repositório alguns parâmetros de proteção adicionais que são denominados barreiras artificiais ou barreiras de engenharia, idealizadas e construídas com o objetivo principal de evitar, minimizar ou retardar, tanto quanto possível, a migração dos radionuclídeos contidos no rejeito, para o meio ambiente circunvizinho.

Estas barreiras são projetadas em conformidade com as características naturais do local selecionado, de modo que, a eficiência da contenção dos radionuclídeos seja máxima possível, no que diz respeito à proteção do homem e das outras espécies vivas.

A seguir estão descritos os tipos principais de repositórios de superfície e subsuperfície, adotados em diferentes países que desenvolvem atividades nucleares geradoras de rejeitos radioativos (8).

3.3.1 Trincheiras

A colocação de rejeitos radioativos em trincheiras simples, ou seja, sem barreiras de engenharia, foi a prática de disposição usada no início da era nuclear, principalmente nos Estados Unidos e no Reino Unido (9).

Quando a disposição é feita em trincheira simples, o rejeito é acondicionado em tambores metálicos e após sua colocação são cobertos por uma camada de solo, de maneira que não haja espaços sem preenchimento entre os mesmos. O sucesso deste tipo de disposição depende da capacidade que o sistema tem de prevenir a mobilidade e a migração de radionuclídeos, tanto no solo como na água. O tempo de contato entre o radionuclídeo e a água de percolação e/ou subterrânea deve ser o menor possível e isto é relativamente fácil de se obter em regiões com índice pluviométrico baixo e com solos permeáveis. A capacidade de sorção dos materiais componentes dos solos é outra característica que contribui para a retenção de radionuclídeos no local da disposição. Este sistema de disposição é usado principalmente nos Estados Unidos, Canadá e Reino Unido (17).

A Figura 3.3 apresenta um esquema simplificado deste tipo de trincheira (8).

3.3.2 Repositórios com Barreiras de Engenharia

Segundo ROBERTS, L. E. J. (9), a tendência atual no mundo é a utilização e melhoria da qualidade das barreiras de engenharia, proporcionando melhor retenção dos radionuclídeos no repositório. Dessa maneira, vários repositórios de superfície, atualmente em operação, estão sendo equipados com barreiras de engenharia por exemplo revestimentos de concreto e sistemas de drenagem para o controle da água de infiltração.

As Figuras 3.4 e 3.5 apresentam alguns tipos de repositórios com barreiras de engenharia.

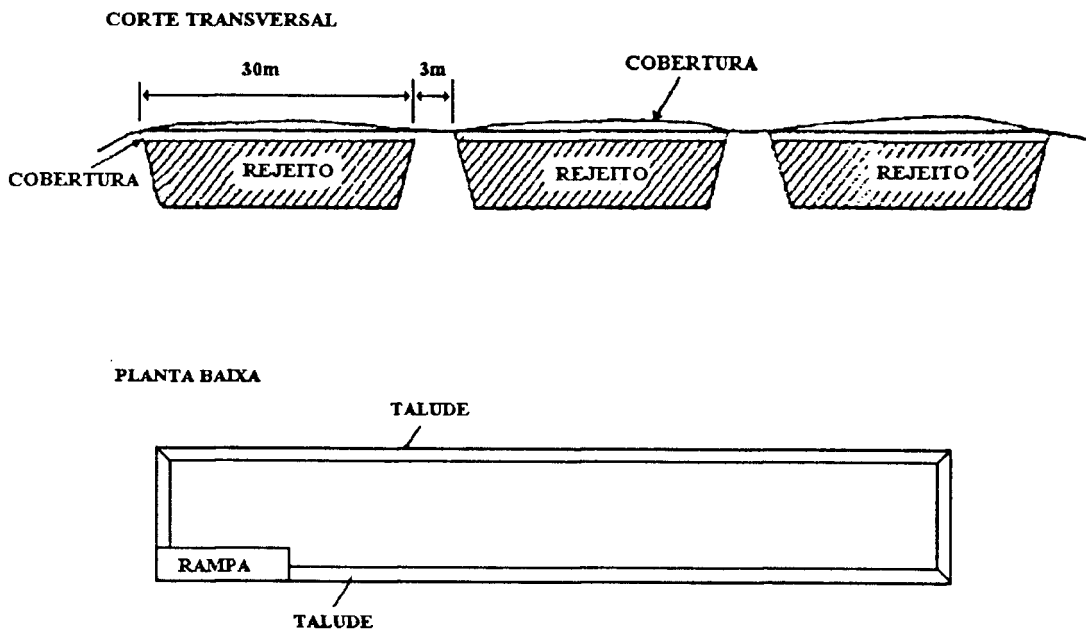


Figura 3.3 Trincheira típica simples para disposição de rejeitos radioativos(8)

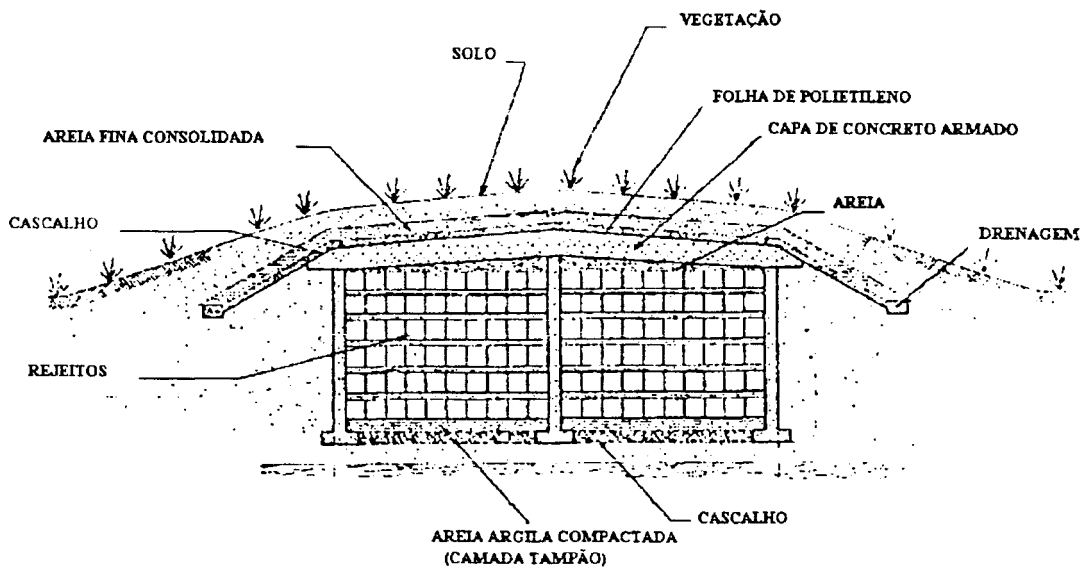
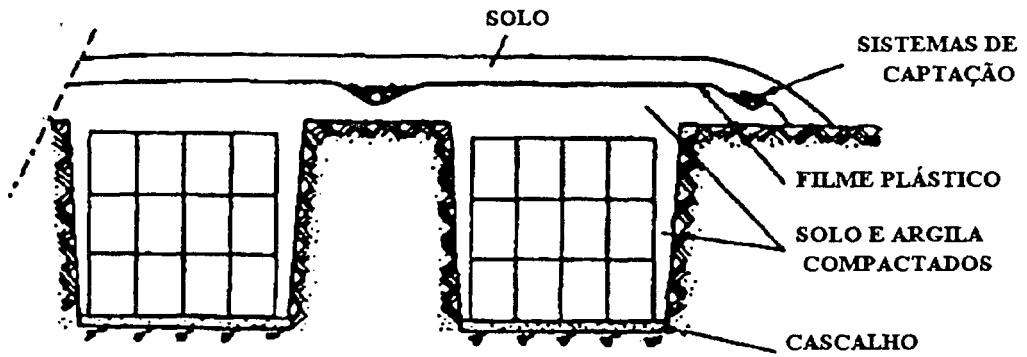
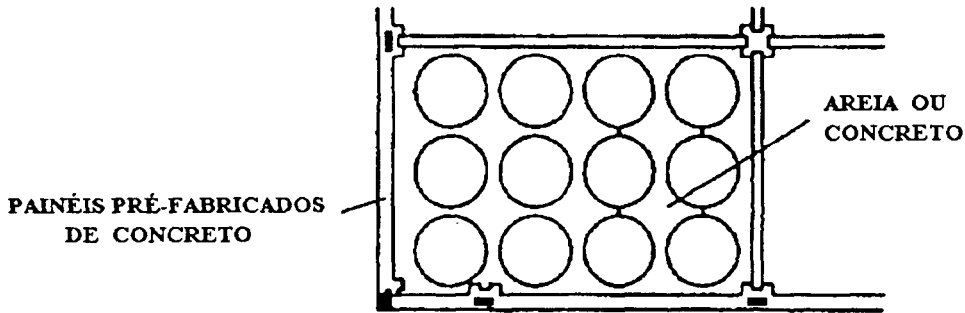


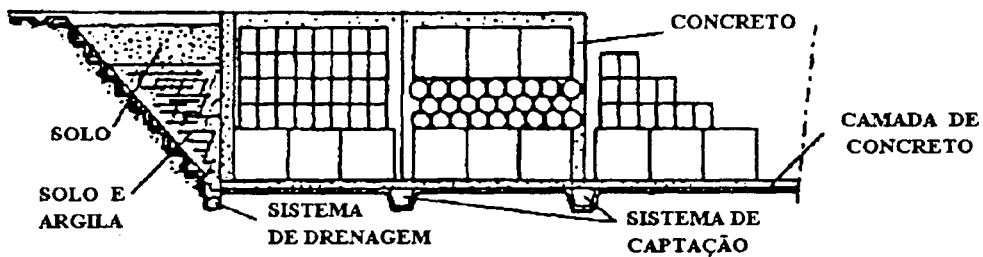
Figura 3.4 Exemplo de repositório com várias barreiras de engenharia (8)



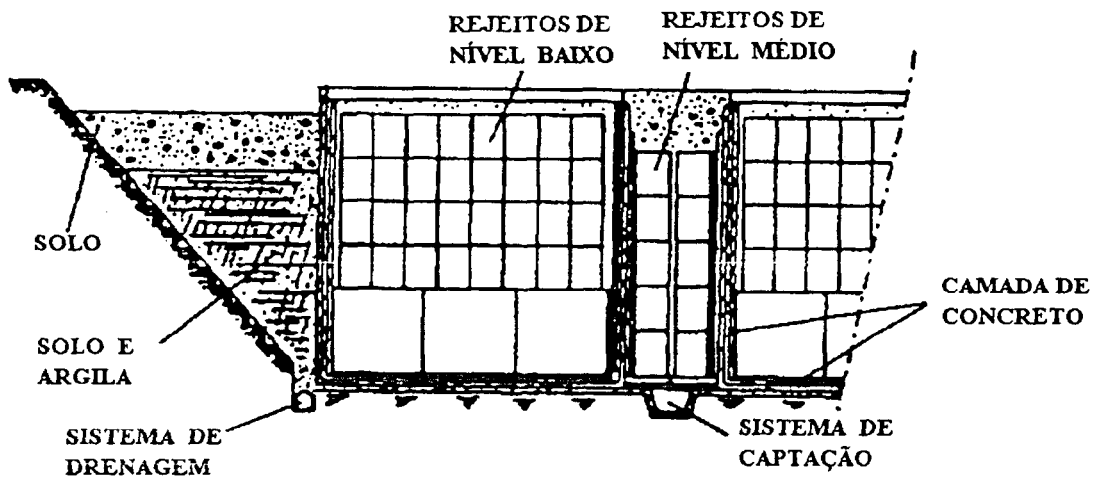
(a) SEÇÃO TRANSVERSAL DE VALA SIMPLES.



(b) PLANTA DE TRINCHEIRA COM PAREDE DE CONCRETO.



(c) MONOLITOS DE CONCRETO SEM REFORÇO.



(d) MONOLITOS COM REFORÇO.

Figura 3.5 Diferentes tipos de trincheira com barreiras de engenharia (11)

Os rejeitos dispostos nestes tipos de repositórios são imobilizados e embalados em tambores metálicos de 200 litros ou embalagens de metal ou concreto maiores e podem ser isolados em monolitos de concreto de vários tamanhos.

Normalmente este tipo de repositório é construído no subsolo, na zona sub-saturada, acima da superfície piezométrica, embora em países como o Japão e Índia exista a proposta de instalar o repositório na zona saturada, abaixo da superfície piezométrica (11).

3.3.3 Repositórios de Subsuperfície

Alguns países como Suécia, Finlândia e Alemanha, adotam como filosofia, a disposição de rejeitos radioativos, seja de baixo, médio ou alto níveis de atividade, em instalações construídas em fendas geológicas, em cavernas ou minas abandonadas, em profundidades que variam de poucas dezenas a centenas de metros. Obviamente esta alternativa de disposição oferece um isolamento maior entre a biosfera e o rejeito, mas apresenta um custo muito grande comparado com aquele da disposição superficial. Esse tipo de disposição é intermediário entre a disposição superficial e a disposição feita em formações geológicas profundas, adequadas ao isolamento de rejeitos de nível alto ou rejeitos contendo radionuclídeos com $T_{1/2}$ longa, emissores α , radionuclídeos transurânicos etc.

Alguns critérios de seleção e escolha de locais são semelhantes àqueles para a disposição superficial. Embora este tipo de disposição não seja por enquanto, a opção brasileira, alguns exemplos de disposição feita em cavernas e em minas abandonadas estão descritas a seguir.

3.3.3.1 Asse, Alemanha

A mina de sal de Asse, localizada em um diapiro salino na Baixa Saxônia, Alemanha, foi explorada de 1908 à 1964, para a produção de hidróxido de potássio e sal gema.

Quando sua exploração foi encerrada, a mina foi requisitada para a colocação de rejeitos radioativos de baixo e médio níveis transformando-se no repositório piloto nacional com a proposta principal de ser um laboratório subterrâneo de pesquisas.

Nesta mina, os locais para disposição de rejeitos de baixo nível foram grandes excavações feitas a 775, 750 e 700 metros abaixo da superfície do solo e foram seladas com sal gema triturado, depois que a sua capacidade de disposição ter sido esgotada.

Para os rejeitos de nível médio usou-se uma caverna a aproximadamente 500 metros abaixo da superfície do solo.

Entre os anos de 1967 e 1978 foram dispostos, nesta mina, 124000 recipientes contendo rejeitos de nível baixo e 1300 tambores contendo rejeitos de nível médio. Depois deste período, não foi colocado mais nenhum embalado e as atividades da mina ficaram restritas a experimentos sobre os efeitos do calor gerado por rejeitos de níveis alto e médio como o sal gema, por causa, principalmente, do repositório de Gorleben, planejado para ser construído em domo salino (11).

Para a disposição de rejeitos de níveis baixo e médio está sendo planejada a construção de um repositório, em escala comercial, na antiga mina de ferro de Konrad.

3.3.3.2 Konrad, Alemanha

O repositório de Konrad, também na Baixa Saxonia, Alemanha, é uma antiga mina de ferro, localizada em rocha sedimentar coberta por várias camadas de formação argilosa, agindo como barreiras suplementares. Este repositório está sendo projetado para receber 650000 m³ de rejeitos radioativos com atividade total de aproximadamente 10¹⁷ Bq e uma produção total de calor igual a 10⁴ W.

Os rejeitos serão empilhados em galerias construídas em série, capazes de receber grandes quantidades de embalado. Estas galerias estão localizadas ao longo de uma plataforma inclinada, entre 1300 e 850 metros abaixo da superfície do solo. As galerias que conterão os tambores com rejeitos ou componentes contaminados serão preenchidas e seladas, assim como o restante da mina, no final do período operacional.

Deve-se ressaltar que a maior parte dos repositórios para rejeitos de nível baixo e intermediário de atividade são superficiais ou subsuperficiais. Nestes 50 anos de atividades, os conhecimentos sobre estes dois tipos de repositórios deram subsídios técnicos para a construção de outros com mais benefícios e custo mais baixo.

3.4 Natureza e Função das Barreiras de Engenharia

As barreiras de engenharia, segundo BUCKLEY, L. P. *et al* (20), podem ser agrupadas dentro de duas categorias principais que são: (1) barreiras físicas para prevenir a intrusão de água, animais escavadores e raízes profundas das plantas próximas ao local do repositório; e (2) barreiras químicas que servem para restringir o movimento dos radionuclídeos pela adsorção e troca iônica uma vez que radionuclídeos solúveis sejam liberados do rejeito.

O uso combinado de vários tipos de barreiras obviamente proporcionam a retenção mais eficiente de radionuclídeos. A Tabela 3.1 apresenta os tipos de barreiras e suas funções.

Entre o rejeito radioativo e o solo hospedeiro o número de barreiras vai depender do próprio rejeito e do tipo de solo. São itens interdependentes.

Os componentes, utilizados na concepção e projeto do repositório, devem confinar, tanto quanto possível, os radionuclídeos no repositório por um período de tempo necessário até o decaimento da radioatividade a níveis aceitáveis (11). Isto pode levar centenas de anos ou seja, durante todo o período do controle institucional. O tempo mínimo que se propõe para a durabilidade de um repositório superficial é de 300 anos (51), considerando que a $T_{1/2}$ do radionuclídeos contidos no rejeito seja inferior a 31 anos.

Tabela 3.1 -- Barreiras de Engenharia e suas Funções (11)

TIPO DE BARREIRA DE ENGENHARIA	FUNÇÃO	MATERIAL UTILIZADO *
MATRIZ DE IMOBILIZAÇÃO	<ul style="list-style-type: none"> SOLIDIFICAR OS REJEITOS 	CIMENTO, BETUME E POLÍMEROS
MATERIAL DE EMBALAGEM	<ul style="list-style-type: none"> CONTENÇÃO PARA TRANSPORTE INCLUSIVE 	METAL E CONCRETO ARMADO
MATERIAL DE PREENCHIMENTO	<ul style="list-style-type: none"> IMOBILIZAR OS EMBALADOS ESTABILIZAR ABERTURAS SUBTERRÂNEAS; IMPEDIR O ACESSO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA; IMPEDIR A LIBERAÇÃO OU TRANSPORTE DOS RADIONUCLÍDEOS 	CONCRETO, ARGILA, AREIA E SOLO

* CITADOS COMO EXEMPLO PARA REJEITOS DE NÍVEL BAIXO

3.4.1 Acondicionamento do Rejeito

3.4.1.1 Matriz de Imobilização

A matriz de imobilização define a forma física do rejeito radioativo. A distribuição homogênea do rejeito em uma matriz é a primeira barreira artificial, pois restringe a liberação de radionuclídeos. Os parâmetros principais a serem considerados são a estabilidade da distribuição dos radionuclídeos nesta matriz e a taxa de degradação física e química da mesma.

Para rejeitos de níveis baixo e médio de radiação são comumente usadas matrizes sólidas de resina, betume ou concreto onde lamas, que são

resíduos de processos de evaporação, sólidos compactados e cinzas de rejeitos incinerados ficam imobilizados (11).

Segundo RZYSKI, B. M. *et al* (21), a homogeneidade, obtida no processo de imobilização dos rejeitos é a propriedade física fundamental, importante nas etapas de solidificação, tempo de estocagem e disposição. Ela influencia a especificação e definição de outras propriedades físicas e químicas como densidade, porosidade, taxa de lixiviação, degradação química, permeabilidade, resistência mecânica, danos da radiação, condutividade térmica etc, que não podem ser estudadas se o rejeito não estiver distribuído na matriz de imobilização.

O cimento é amplamente usado, desde o início da indústria nuclear, para a imobilização de rejeitos radioativos de níveis baixo e médio por causa da segurança oferecida, custo baixo e pela simplicidade do processo de cimentação(22).

3.4.1.2 Embalagens

Os recipientes mais usados para acondicionar os rejeitos radioativos seja na fase da coleta ou na fase final de imobilização e embalagem, são tambores de metal de diversas capacidades, caixas metálicas ou de concreto armado ou em caso de necessidade, recipientes de grandes dimensões.

Os tambores metálicos de 200 ou 400 L de capacidade são usados para imobilizar os rejeitos radioativos, acondicioná-los após a redução de volume como compactação ou apenas receber antes do processo de solidificação as misturas de rejeitos e matriz de imobilização.

Além dos tambores podem ser usadas caixas metálicas de $1m^3$, como ocorreu no processo de embalagem dos rejeitos de Goiânia, em 1987, caixas de concreto armado com diversas capacidades, ou ainda nos casos em que seja necessário recipientes de transporte.

Para garantir uma durabilidade maior, são selecionados e estudados materiais metálicos, metalo-cerâmicos e cerâmicos. Os materiais mais usados atualmente são aqueles resistentes à corrosão como cobre, aço, titânio e cerâmicas (11). O metal mais usado é o ferro fundido ou ligas de aço-carbono.

As falhas mecânicas dos tambores dispostos nos repositórios, podem ser induzidas pelo envelhecimento causado por corrosão, por causa dos movimentos da rocha hospedeira ou por causa da dilatação ocorrida após o umedecimento dos materiais utilizados como cobertura e preenchimento. Estas falhas ainda estão sendo estudadas, porém, assume-se, conservativamente, que venham a ocorrer no intervalo entre 500 e 1000 anos (11).

3.4.2 Repositório

A filosofia atual de disposição dá mais valor a um produto final (embalado) com características rigidamente controladas para qualquer tipo de repositório que venha a ser usado, embora os materiais para a construção do repositório devam ser de alta qualidade (61).

As barreiras de contenção relacionadas à construção do repositório, podem estar associadas às características naturais do local, por exemplo tipo de solo e profundidade do lençol freático como também às estruturas artificiais, consideradas no projeto conceitual.

Neste subitem são consideradas somente as barreiras de engenharia. As barreiras naturais são descritas no assunto relativo às características do sítio.

As barreiras de engenharia são utilizadas para reduzir a infiltração da água, os processos de erosão ou intrusão de plantas e animais, impedindo desta maneira o escape de material radioativo para fora do repositório.

A seguir são descritos os materiais mais empregados que podem ser usados separadamente ou combinados para fornecer um nível de segurança maior (8).

3.4.2.1 Pisos e Paredes

Os repositórios de superfície são arquitetados, na sua grande maioria, conforme a topografia, resistência e grau de contenção desejados e tem geralmente a forma de uma piscina.

O concreto armado é o material mais aplicado neste tipo de construções. Naturalmente o concreto pode ser confeccionado com diversos tipos de cimento e composições modificadoras com o intuito de modificar suas propriedades físico-químicas. estas propriedades, no concreto solidificado, favorecem a "impermeabilidade" do repositório, isto é, isolam-no da biosfera hospedeira.

A durabilidade do concreto pode ser afetada por ambientes com teores de sulfatos muito altos ou outros tipos de intempéries.

Para aumentar o poder de contenção os pisos e paredes de um repositório de superfície podem ser revestidos interna e externamente com materiais impermeabilizantes como betume ou polímeros.

3.4.2.2 Material de Preenchimento

Após terem sido colocados os embalados na contenção do repositório, os espaços vazios são preenchidos com algum tipo de material. Os materiais mais usados são as argamassas de cimento, concreto, argila ou materiais de escavação selecionados.

O objetivo de se usar material de preenchimento é imobilizar os embalados e formar do repositório um monolito estável. A argila, quando usada fornece, além das propriedades citadas, maior estabilidade química porque pode reter os radionuclídeos solúveis que por ventura possam escapar dos embalados.

3.4.2.3 Coberturas ou Selos

As coberturas ou selos, que fecham o repositório podem ser construídos com diferentes tipos de materiais: argilas, concreto armado, betume, materiais plásticos ou ainda uma combinação dos mesmos.

- **Argilas**

As argilas, pela variedade existente, podem ser consideradas como misturas de materiais argilosos e seus tipos se diferenciam pelas unidades estruturais, pela quantidade de água de constituição e pela relação alumina-silica.

A condutividade hidráulica das argilas é aproximadamente 10^{-9} a 10^{-6} cm/s significando que o movimento da água na argila não excede, em média, alguns centímetros por ano (2,44).

As argilas podem ser usadas para: impermeabilização de estruturas, estabilização de poços, preenchimento de fissuras, preenchimento de espaços vazios entre embalados etc. Nem só suas propriedades físicas como plasticidade e permeabilidade são importantes mas características químicas como poder de troca-iônica e sorção são fundamentais.

As argilas mais indicadas para repositórios são a illita, clorita, esmectita, vermiculita e caulinita que diferem entre si pelas propriedades de troca de cátions, cargas residuais superficiais e composição catiônica interlaminar(61,44).

Entre os cátions alcalinos a energia de retenção na argila é: $Cs^+ > Rb^+ > K^+ > Na^+ > Li^+$ e para os alcalinos terrosos é: $Ba^{++} > Sr^{++} > Ca^{++} > Mg^{++}$. A energia de adsorção das argilas é avaliada pela facilidade de substituição, maior ou menor, dos cátions em solução pelos cátions de troca (62).

Nos solos as reações de adsorção das argilas são mais comuns que propriamente as de troca-iônica. Esta adsorção se processa por adição.

As argilas como material de cobertura normalmente são colocadas com uma leve inclinação sobre os módulos de disposição, de maneira a permitir o escoamento da água de chuva para fora do repositório.

Sobre a camada superior de argila, em cima do repositório, coloca-se uma cobertura final com a terra do local, que deve ser nivelada possibilitando

a drenagem e a proteção da camada de argila colocada abaixo. Nesta camada pode ser plantadas espécies de gramíneas ou outras espécies de vegetais, para evitar processos erosivos que podem ocorrer após o fechamento dos módulos de disposição do repositório total.

- **Concreto**

O concreto quando usado como cobertura permite reduzir o poder de infiltração de água, a erosão, a intrusão de animais e da vegetação.

A cobertura pode ser feita com concreto pré-moldado ou despejado sobre forma previamente preparada com dimensões algo maiores que as da instalação.

- **Betume**

O betume é um material orgânico composto por misturas coloidais complexas de hidrocarbonetos. É usado na área da engenharia civil em obras como rodovias, como impermeabilizantes de superfícies etc. Na construção de repositórios as suas características como hidrófugo, tampão e material de preenchimento são muito úteis.

O preenchimento periférico de um repositório de superfície pode ser feito com blocos pré-fabricados que podem ser aquecidos e usados durante a acomodação dos embalados ou usado como camada impermeabilizante sobre as coberturas e selos de concreto (61).

A estabilidade do betume à radiação, atmosferas corrosivas, ácidas ou alcalinas, é muito boa, bem como a permeabilidade à água é muito baixa pois varia de 10^{-8} a 10^{-9} cm/s.

Uma das desvantagens é a degradação causada pela flora microbiana do meio ambiente. A ação microbiana é menor em betumes pesados (primeira destilação do petróleo) e nos betumes oxidados. No Brasil, porque possui um clima adequado à proliferação da microflora e porque ocorrem em certas épocas do ano temperaturas que podem exceder os 40°C , o uso de betumes deve ser bastante controlado e adequadas as suas características físicas e químicas para a finalidade a que se destina.

- **Materiais plásticos**

Muitas membranas plásticas por exemplo polietileno, poliésteres e resina epóxi, são excelentes quando usadas como barreiras para impedir a penetração de água, porque a sua permeabilidade é extremamente baixa. Estes materiais podem ser selados à quente ou cimentados, para proporcionar uma cobertura contínua. A sua instalação deve ser feita cuidadosamente para prevenir furos, buracos e rasgos.

Sobre estes materiais pouco se sabe quanto a durabilidade quanto as condições de campo. A luz do sol, o oxigênio e os processos biológicos podem degradar estes materiais que também podem sofrer danos causados pelas plantas com raízes profundas ou pequenos animais escavadores.

- **Coberturas temporárias**

As coberturas temporárias, que são abrigos móveis ou rolantes, são eficientes em dias chuvosos para impedir a intrusão de água no interior das células de disposição, enquanto as operações de disposição estão sendo efetuadas. Como são móveis estas coberturas podem ser deslocadas de um local para outro, quando necessário. Estes dispositivos vem sendo usados com sucesso na França.

CAPÍTULO 4

MECANISMOS DE TRANSFERÊNCIA

4.1 Introdução

(Entende-se, no contexto deste trabalho, por mecanismos de transferência, os processos naturais e antrópicos que permitem a transferência de radionuclídeos do local de disposição (onde estão confinados), para os compartimentos do meio ambiente sejam água, solo, vegetação etc.

Existem de maneira geral, três tipos primários de ecossistemas que são: (1) ecossistema aquático de água doce, (2) ecossistema terrestre e (3) ecossistema marinho. Pode-se também considerar um quarto ecossistema, denominado ecossistema estuarino, cujas características combinam com as qualidades do ecossistema aquático e do ecossistema marinho (33).

Considerando que o isolamento terrestre de rejeitos radioativos, feito sobre a superfície do solo ou a pequenas profundidades no mesmo, é a opção que atualmente, parece a mais viável no Brasil, a avaliação do impacto ambiental deve focar, principalmente, o ecossistema terrestre.

O ecossistema terrestre é o mais importante entre as classificações gerais de ecossistemas, não somente porque o homem reside dentro dele, como também porque uma porção significativa do alimento humano vem de fontes terrestres. Os materiais radioativos podem entrar no ecossistema terrestre por uma variedade de caminhos; através da deposição atmosférica, da água contaminada usada para irrigação, ou do solo contaminado por água subterrânea ou superficial, ou pela disposição de

radionuclídeos em repositórios de superfície (33). A Figura 4.1 apresenta os caminhos potenciais de exposição à radiação.

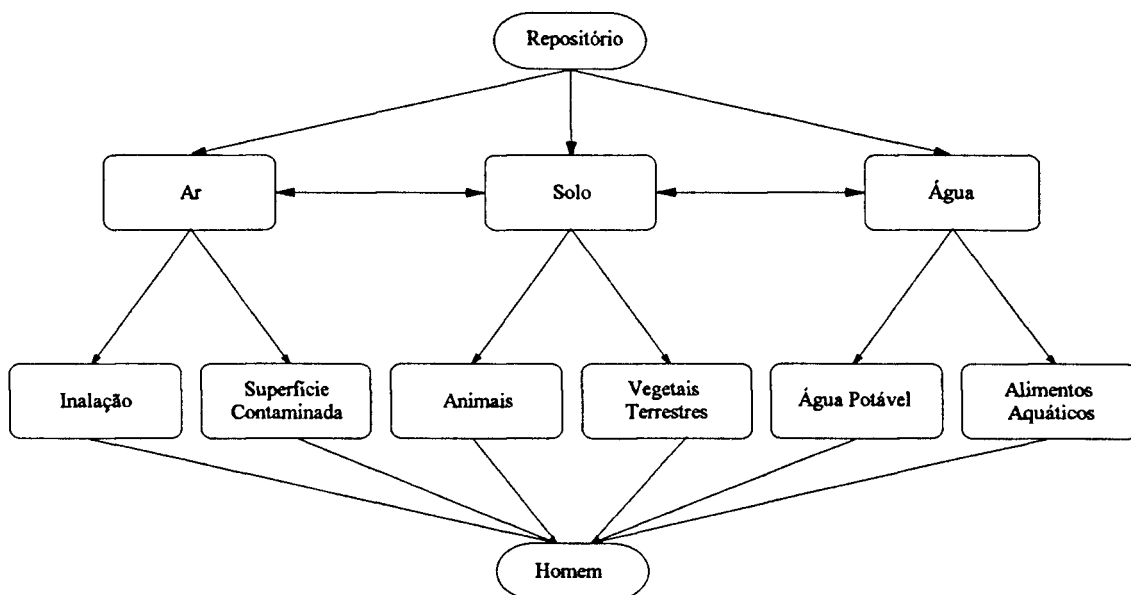


Figura 4.1 Caminhos potenciais de exposição à radiação

4.1.1 Conceito de Ecossistema e Impacto Ambiental

Segundo ODUM, E. P. (32), os organismos vivos (biota) e seu ambiente não-vivo (abiótico) estão inseparavelmente inter-relacionados e interagem entre si. São denominados de **sistema ecológico** ou **ecossistema**, qualquer unidade (biossistema) que abranja todos os organismos que funcionam em conjunto (a comunidade biótica) numa dada área, interagindo com o ambiente físico de tal forma que um fluxo de energia produza estruturas bióticas claramente definidas e uma ciclagem de materiais entre as partes vivas e não-vivas (meio biótico e meio abiótico).

O ecossistema é a unidade funcional básica na ecologia, pois inclui tanto os organismos quanto o ambiente abiótico. Cada um destes fatores influencia as propriedades do outro e ambos são necessários para a manutenção da vida na Terra, como a conhecemos. Este nível de organização deve ser a primeira preocupação a ser considerada para que as sociedades iniciem a implementação de soluções holísticas para os problemas que estão aparecendo no presente, ao nível do bioma e da biosfera.

A idéia de impacto ambiental abrange uma série de aspectos, que vão desde a contaminação do solo, águas e ar, a desfiguração da paisagem, erosão de monumentos e construção até a contaminação, por materiais gerados nos processos industriais, das fontes de suprimento alimentar.

Como definição de **impacto ambiental** adota-se aquela estabelecida pela Resolução CONAMA no. 1, de 23 de janeiro de 1986 ⁽¹⁾, em seu Art. 1º que estabelece: “considera-se **impacto ambiental** qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem:

- I. A saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- II. As atividades sociais e econômicas;
- III. A biota;
- IV. As condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;
- V. A qualidade dos recursos ambientais.”

Entre 1950 e 1970, estudou-se os efeitos da radiação gama em comunidades e ecossistemas inteiros, em vários locais. As fontes gama, geralmente ^{60}Co ou ^{137}Cs , de $3,7 \times 10^{-4}$ Bq ou mais, foram colocadas em

campos e florestas no Laboratório Nacional de Brookhaven em Long Island, Estados Unidos, numa floresta tropical úmida em Porto Rico e num deserto em Nevada, Estados Unidos. Os efeitos de reatores não blindados (que emitem nêutrons, além da radiação gama) em campos e florestas na Georgia e no Laboratório Nacional de Oak Ridge, no Tennessee, Estados Unidos, também foram estudados. Uma fonte portátil de radiação gama foi usada para o estudos dos efeitos a curto prazo, em uma grande variedade de comunidades no laboratório ecológico de Savannah River na Carolina do Sul. No Laboratório de Oak Ridge, durante muitos anos, foi estudada uma comunidade do fundo de lago submetida a radiação de nível baixo e crônico, oriunda de rejeito nuclear (32).

De todos os experimentos realizados concluiu-se que nenhum vegetal ou animal superior sobrevive nas proximidades de fontes radioativas sem a blindagem necessária. A inibição do crescimento nas plantas e uma diversidade reduzida de espécies animais foram verificadas sob níveis de apenas 0,02 a 0,05 Gy por dia. Embora árvores florestais ou, no caso dos desertos, arbustos resistentes, tenham resistido a doses razoavelmente altas (0,1 a 0,4 Gy por dia), a vegetação mostrou sinais de estresse, tornando-se vulnerável a insetos e doenças. No segundo ano da experiência, em Brookhaven por exemplo, ocorreu uma erupção de pulgões de folha em carvalhos na zona que recebia cerca de 0,1 Gy por dia. Nesta zona, os pulgões eram mais que vinte vezes mais abundantes do que na floresta de carvalhos normal, onde não havia radiação.

(Quando os radionuclídeos são liberados no ambiente, muitas vezes dispersam-se e diluem-se, mas também podem tornar-se concentrados em organismos vivos, durante as transferências na cadeia alimentar, por vários mecanismos que são classificados na categoria geral de “aumento biológico”.

As substâncias também podem simplesmente acumular-se em água, solos, sedimentos ou ar, se a taxa de concentração for maior que o decaimento radioativo, assim, uma quantidade aparentemente inócua de radioatividade, rapidamente, pode tornar-se letal sob o aspecto radiológico.)

(A relação entre a concentração do radionuclídeo no organismo vivo e a do ambiente é denominada, muitas vezes, de fator de concentração. O comportamento químico de um isótopo radioativo é essencialmente o mesmo que o de um isótopo não radioativo do mesmo elemento. Portanto, a concentração no organismo depende de fatores físico-químico tanto quanto no ambiente. Assim, o ^{131}I concentra-se na tiróide da mesma forma que o iodo não-radioativo. Também, uma parte dos radionuclídeos sintéticos concentra-se mais em um compartimento que em outro por causa da afinidade química com nutrientes que são naturalmente concentrados pelos organismos.)

Para ilustrar as tendências de concentração de radionuclídeos, bastam dois exemplos. O ^{90}Sr tende a ciclar como o cálcio; o ^{137}Cs comporta-se como o potássio. A Figura 4.2 apresenta um caso real, de um lago canadense, onde foram depositados rejeitos radioativos de nível baixo contendo ^{90}Sr . Os fatores médios de concentração estão mostrados em termos de água doce lacustre, cujo valor referência é igual a 1 (32).

Uma vez que, como já foi assinalado, o tecido hematopoético da medula óssea é particularmente sensível à radiação beta do ^{90}Sr , é significativa a concentração de 3000 ou 4000 vezes no osso. Ao avaliar-se o impacto das liberações de material radioativo no ambiente, deve-se levar em conta a concentração ecológica.

Os fatores de concentração são provavelmente maiores em solos e água pobres em nutrientes (32,35). A concentração também é maior em vegetação rala como rochas cobertas de líquens ou a tundra ártica. Os lapões e esquimós, que se alimentam da carne da rena ou do caribu, ingerem uma quantidade maior de radionuclídeos originados da precipitação radioativa do que as pessoas que participam da cadeia alimentar das áreas temperadas.

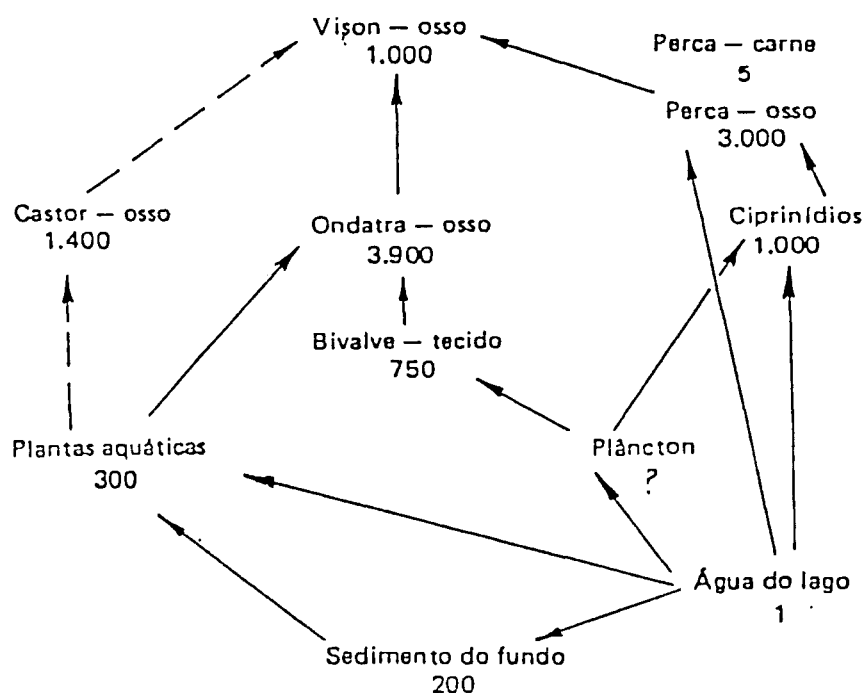


Figura 4.2 Concentração de ^{90}Sr na cadeia alimentar de um lago com percas. Fatores médios de concentração estão mostrados em termos de água lacustre sendo igual a 1 (32)

A Tabela 4.1 apresenta dados obtidos em estudos feitos nos Estados Unidos, da concentração de ^{137}Cs em veados, resultante da precipitação radioativa (determinada por contagem de corpo inteiro) que é muito maior na planície costeira arenosa e de baixa altitude do que na região de Piedmont adjacente, onde os solos são bem drenados e possuem um alto teor de argilas. Como a precipitação média é a mesma para as duas regiões, a assimilação da precipitação radioativa atmosférica no solo provavelmente também é a mesma.

Tabela 4.1 Comparação da concentração de ^{137}Cs em veado-de cauda-branca em regiões de planície costeira e de Piedmont na Carolina do Sul (EUA) (32)

REGIÃO	NÚMERO DE ANIMAIS	^{137}Cs (Bq/kg peso úmido)	
		MÉDIA	EXTREMOS
Planície costeira inferior (terreno arenoso)	25	$7,0 \times 10^{-1}$	$8,0 \times 10^{-2}$ - 2,0
Piedmont (terreno argiloso)	25	$1,0 \times 10^{-1}$	9,0 - $7,0 \times 10^{-1}$

4.2 Mecanismos de Transferência de Radionuclídeos

O objetivo da disposição de rejeitos radioativos na superfície do solo, onde se use barreiras de contenção múltiplas, é evitar que quantidades inaceitáveis de radioatividade cheguem até os seres humanos e aos outros organismos vivos. Para isto, é necessária a determinação da capacidade de retenção dos radionuclídeos contidos no rejeito disposto, oferecida pelo

sistema de disposição (repositório, rejeito e meio ambiente circunvizinho) e a previsão do impacto ambiental sobre o homem e o seu meio ambiente.

No caso da implantação de um repositório de superfície, o principal aspecto a ser controlado, visando minimizar os efeitos sobre o meio ambiente, é o contato dos seres vivos, incluindo o homem, com o material radioativo ali disposto.

(A transferência de radionuclídeos para fora do local de confinamento de um repositório pode se processar de várias maneiras e o impacto ambiental, neste caso, seria avaliado pelo impacto radiológico no homem e nas espécies vivas, através de danos biológicos que podem ser induzidos com a assimilação dos radionuclídeos.)

Considera-se que entre o material radioativo contido no repositório final e o solo hospedeiro existem, basicamente, como já mencionado no Capítulo 3, as barreiras seguintes:

- matriz de imobilização do rejeito;
- embalagem com revestimento, ou não;
- material de preenchimento entre as embalagens;
- pisos e paredes do repositório;
- materiais impermeabilizantes.

As barreiras devem ter funções independentes e interdependentes para manter a integridade do repositório como um todo.

A escolha adequada das barreiras é influenciada pela análise das funções básicas de um repositório final, que são:

- Inibição da intrusão de água;
- Proteger os embalados;
- Ser mecanicamente estável;
- Reter, tanto quanto possível, os radionuclídeos.

(Na superfície, o repositório é mais vulnerável. Por isso, é necessário reforçar o sistema de barreiras. Neste caso, a geosfera, numa análise de risco, pode receber um peso mais baixo.

Este trabalho considera rejeitos sólidos ou solidificados, nos quais os radionuclídeos presentes podem ser liberados ao meio ambiente por mecanismos básicos ⁽¹⁰⁾ seguintes:

- (1) Exposição e transporte superficial (via solo) de radionuclídeos por processos normais de erosão (água, ventos ou movimento da crosta terrestre);
- (2) Transporte de radionuclídeos dissolvidos pela água subterrânea para as fontes de água potável, rios, etc;
- (3) Transporte de radionuclídeos dissolvidos na camada superior do solo por fluxo capilar, seguido de incorporação pelas plantas;
- (4) Transporte de radionuclídeos por intermédio de gases gerados durante a redução bacteriológica de material orgânico contido nos embalados;
- (5) Dispersão de radionuclídeos provocada pela intrusão de animais ou plantas com raízes profundas;

- (6) Intrusão inadvertida ou proposital do homem;
- (7) Acidentes durante o manuseio de embalados ou durante as operações de deposição.

Para minimizar o impacto ambiental é necessário preservar a área escolhida para a instalação do repositório, considerando que é necessário construir barreiras de engenharia adequadas e suficientemente resistentes. Passado o período institucional, a área deve ser liberada com as mesmas condições ambientais encontradas antes da instalação do repositório.

Cada ecossistema possui uma dinâmica própria e particular. A radioecologia pode ser definida como a possibilidade de compreender bem os caminhos de transferência dos radionuclídeos, suas concentrações e suas dispersões, a depuração biológica dos meios naturais, etc. (38).

4.2.1 Migração de Radionuclídeos no Solo

A transferência de materiais radioativos do solo ao homem ocorre principalmente através da cadeia alimentar, isto é, pela ingestão de vegetais, frutas, carnes e leite. Para entender os processos de transferência e comportamento dos radionuclídeos no meio ambiente é preciso conhecer os aspectos físicos e químicos do solo; as características hidrogeológicas e climáticas; comportamento da fauna e flora; demografia e uso e ocupação do solo, envolvendo principalmente atividades agrícolas e pecuárias (34).

Uma vez ultrapassadas as barreiras de engenharia que se interpõem entre o rejeito e o meio ambiente, os mecanismos de transporte, seja por dispersão seja por reconcentração, começam a se desenvolver

imediatamente. Estes mecanismos dependem de certos parâmetros do próprio radionuclídeo, do meio ambiente e da forma de migração - via ar, solo ou água.

Dependendo do tipo de solo e supondo que haja um depósito direto de radionuclídeos, pode-se observar o seu poder de retenção ou movimento dos elementos químicos. Entre os processos envolvidos estão a troca-iônica, a precipitação, a quelação, a adsorção ou a retenção por processos mecânicos comuns.

A heterogeneidade dos ecossistemas terrestres resulta na complexidade desses estudos. Deve-se considerar os fatores descritos a seguir⁽³⁹⁾:

A. Fatores Físicos

A.1 Textura do solo

A granulometria do solo influi na migração ou retenção de certos radionuclídeos. As texturas são diferentes em solos argilosos, arenosos, argilo-siltosos e siltosos.

A.2 Estrutura do solo

A estrutura do solo influencia diretamente a permeabilidade à água e a migração dos radionuclídeos. Um solo mais compactado reduz a permeação da água e induz outros processos de migração que não os mecânicos. A migração do Cs por exemplo é praticamente independente da velocidade de percolação da água. Se a permeabilidade do solo é menor que $1,0 \times 10^{-3}$ cm/s a fixação e a migração são mais ou menos constantes.

B. Fatores Químicos

Qualquer tipo de reação química ou interação dos radionuclídeos, na forma iônica ou molecular, se processa da mesma maneira como com substâncias comuns não radioativas.

B.1 Acidez do solo ou pH

O pH atua na fixação e migração dos radionuclídeos e indica sob que forma e em que condições se efetua o deslocamento dos radionuclídeos. O Cs por exemplo migra sob qualquer pH. Alguns metais são insolubilizados sob condição de pH básico.

B.2 Teor de óxidos (Al_2O_3 , Fe_2O_3)

Alguns óxidos presentes nos solos podem adsorver radionuclídeos, o Ru por exemplo, e insolubilizar compostos orgânicos pseudo-solúveis que transportam minerais sob a forma de complexos. Solos podzólicos acumulam Cu, Mn, Zn e Sr.

B.3 Complexos absorvedores e a saturação por bases

Os complexos absorvedores são compostos por colóides minerais e orgânicos. A retenção dos radionuclídeos dependerá da capacidade de retenção e a migração do modo de fixação: adsorção, troca iônica, formas fixas ou formas presas em combinação de complexos.

B.4 Calcáreo

O calcáreo desempenha um papel importante na fixação ou migração de radionuclídeos por que aumenta o pH do solo e satura os complexos absorvedores com o Ca, embora possa insolubilizar vários radionuclídeos. O Sr, por exemplo, é co-precipitado em presença de calcáreo sob forma de carbonato.

B.5 Solubilidade de radionuclídeos em água

Alguns radionuclídeos presentes nos rejeitos radioativos mais comumente dispostos em repositórios de superfície são solúveis em água. A Tabela 4.2 mostra o grau de solubilidade de alguns radionuclídeos.

O movimento de um radionuclídeo no solo depende das condições do fluxo de água no local. Se o fluxo é lento em comparação com a taxa de lixiviação, o transporte de massa dos radionuclídeos será governado pela solubilidade dos mesmos e será independente da taxa de liberação dos rejeitos (63).

B.6 Difusão de radionuclídeos no solo

A difusão de elementos químicos é o movimento de íons e moléculas em soluções sob influência da atividade cinética na direção de um gradiente de concentração. Este processo deixa de existir quando não há gradiente de concentração. A difusão pode ser caracterizada por autodifusão, difusão iônica ou difusão molecular. Íons como K, Na, Mg, Ca, Cl, SO₄, presentes nas águas dos solos, em geral têm coeficiente de difusão de aproximadamente $2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ (25°C) (64).

Tabela 4.2 Meias-vidas e solubilidade típica de alguns radionuclídeos na forma química normalmente encontrada nos rejeitos radioativos⁽³⁰⁾

RADIONUCLÍDEO S	MEIA-VIDA (ano)	SOLUBILIDADE (*) a 20°C (M)
³ H	1,2x10 ¹	Alta
⁶⁰ Co	5,3	3x10 ⁻⁹
⁹⁰ Sr	2,9x10 ¹	10 ⁻⁴
¹³⁴ Cs	2,1	alta
¹³⁷ Cs	3,0x10 ¹	alta
²⁴⁴ Cm	1,8x10 ¹	10 ⁻¹⁰
²⁴¹ Pb	1,4x10 ¹	10 ⁻¹⁰
²³⁸ Pu	8,8x10 ¹	10 ⁻¹⁰
²⁴¹ Am	4,3x10 ²	3,0x10 ⁻¹⁰
²²⁶ Ra	1,6x10 ³	4,0x10 ⁻³
¹⁴ C	5,7x10 ³	10 ⁻⁵
⁵⁹ Ni	7,5x10 ⁴	6,0x10 ⁻⁸
⁹⁹ Tc	2,1x10 ⁵	10 ⁻⁸
¹²⁹ I	1,6x10 ⁷	10 ⁻⁸

(*) Elemento solúvel em água em pH=11

A escolha do solo para a instalação de repositório deve recair sobre aqueles onde o coeficiente de difusão é baixo porque a presença de matéria orgânica ou colóides pode aumentar o potencial de transferência de radionuclídeos para o meio ambiente.

C. Fatores Biológicos e Bioquímicos

C.1 Microbiologia

A atividade microbiológica do solo constitui um fator de evolução muito importante, pois contribui para a formação de húmus, alterando o pH do solo, além de favorecer a migração dos radionuclídeos, que neste caso, pode ocorrer por acumulação nos microorganismos.

C.2 Matéria orgânica

A matéria orgânica influi na fixação, na transformação dos radionuclídeos e na sua migração. A matéria orgânica têm afinidade com os elementos alcalinos terrosos e os metais.

D. Fatores Externos

D.1 Forma química do radionuclídeo

A forma química do radionuclídeo terá influência na interação com o solo, onde a presença de matéria orgânica, microflora e tipo de solo (teor de argilas) pode resultar na transferência com maior ou menor velocidade.

D.2 Condições climáticas

A migração de radionuclídeos depende também da temperatura, pluviometria, etc. Pode-se dar por ação direta, isto é, lixiviação em condições pluviométricas intensas, ou pela ação indireta sob influência de fatores internos

como o teor de umidade do solo, formas químicas, compostos orgânicos em decomposição, etc.

D.3 Agricultura

O solo superficial pode ser mais trabalhado, por exemplo, arado e adubado e pode ser mais ou menos compacto e, como consequência, acelerar ou retardar a penetração de radionuclídeos. Os vegetais cultivados podem ser contaminados através das raízes ou folhas, considerando que os radionuclídeos podem estar dissolvidos na água do solo ou na água de irrigação.

O comportamento dos radionuclídeos no meio ambiente terrestre pode ser identificado somente com o conhecimento destes parâmetros, que variam de acordo com as diferentes características ecológicas específicas de um determinado ecossistema, onde será implantado o repositório final para disposição de rejeitos radioativos.

Os caminhos potenciais de exposição à radiação, via cadeia alimentar são:

1. Incorporação de radionuclídeos pela colheita;
2. Incorporação de radionuclídeos pela carne, leite e aves domésticas;
3. Contaminação da água potável, águas superficiais, etc;
4. Incorporação de radionuclídeos por ingestão de peixes e outros organismos aquáticos.

As Figuras 4.3 e 4.4 mostram exemplos de movimentação dos radionuclídeos de um compartimento para o outro do ecossistema terrestre e a maneira como é feita a transferência para as plantas.

4.2.2 Comportamento dos Radionuclídeos no Solo

A água da chuva desempenha um papel importante na migração. Os radionuclídeos depositados sobre a superfície do solo são lixiviados pela água da chuva ou pela água de irrigação, repetindo os processos de adsorção/absorção e dessorção. O processo de migração depende de vários fatores como o tipo de radionuclídeos e as condições físicas e químicas do solo, embora estes processos sejam uma combinação complexa de processos físicos, químicos e bioquímicos.

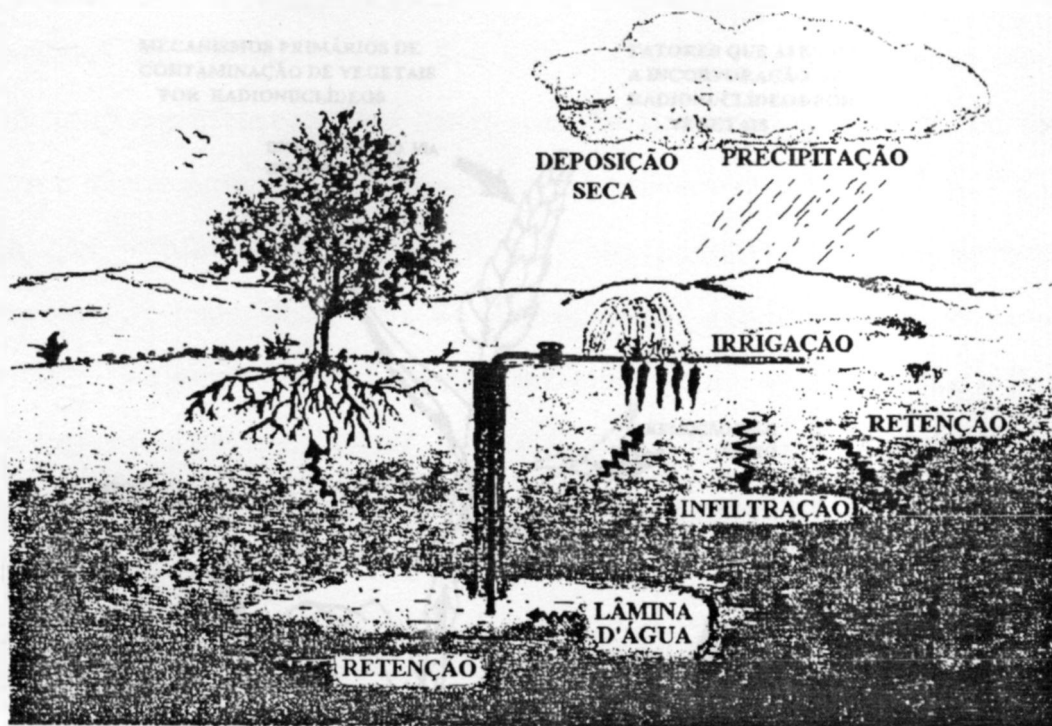


Figura 4.3 Caminhos de migração de radionuclídeos de um compartimento ao outro do ecossistema

Quando a camada superior do solo é bem arada e misturada, a concentração de radionuclídeos na rizosfera pode ser assumida, geralmente, como uniforme. Entretanto, no caso de um solo intacto como uma pastagem, a concentração varia com a profundidade e em muitos casos, os radionuclídeos migram ao longo das raízes das plantas.

MECANISMOS PRIMÁRIOS DE CONTAMINAÇÃO DE VEGETAIS POR RADIONUCLÍDEOS

FATORES QUE AFETAM A INCORPORAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS POR VEGETAIS

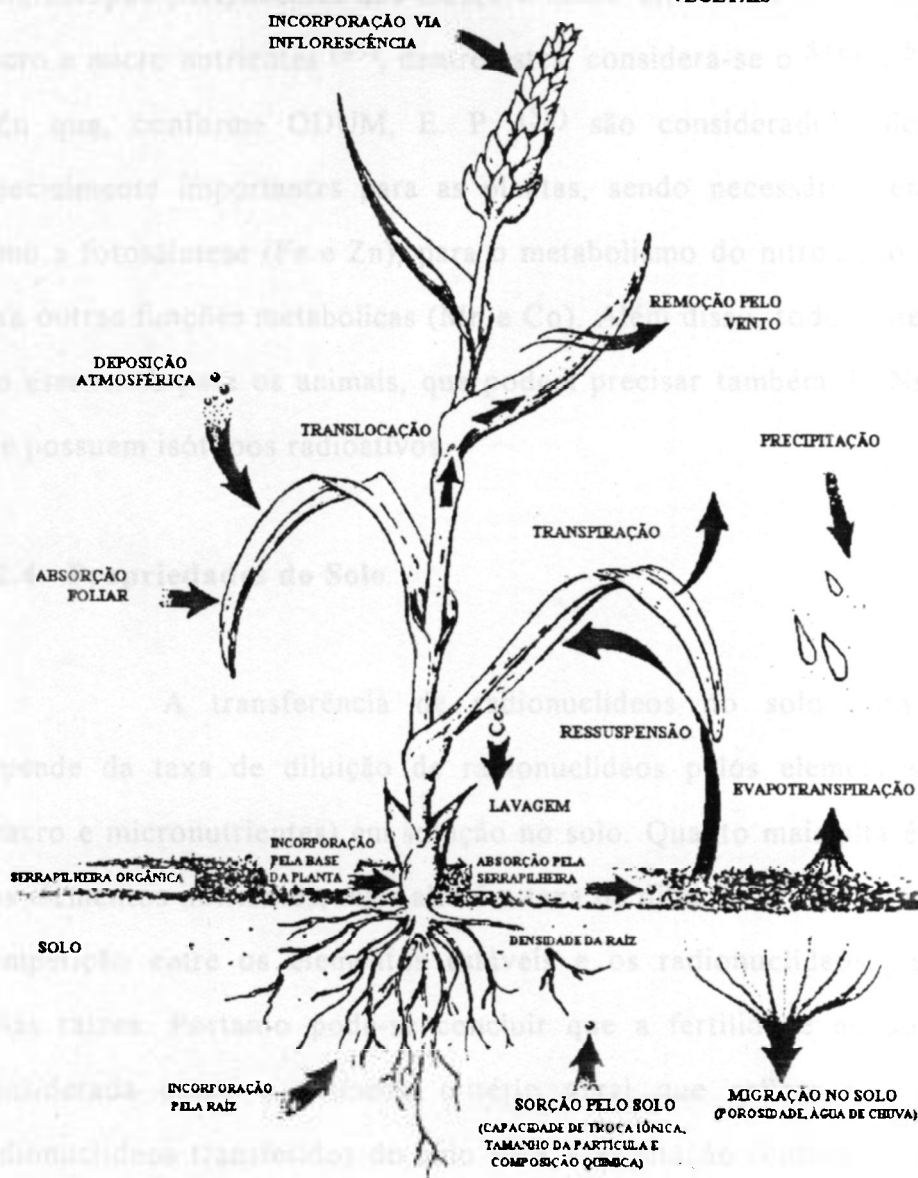


Figura 4.4 Caminhos potenciais para contaminação de vegetais (33)

4.2.3 Propriedades Biogeoquímicas dos Radionuclídeos

São dois os aspectos principais que determinam a quantidade de radionuclídeos que são incorporados pelas plantas e migram para a cadeia trófica: (1) é a importância da participação do radionuclídeo no metabolismo vegetal e animal; e (2) são as características físico-químicas dos compostos

radioativos que entram no solo. Sob esta óptica, os mais importantes são os radioisótopos pertencentes aos macro e micro elementos biogênicos, ou seja, macro e micro nutrientes ⁽³⁵⁾, dentre estes, considera-se o ⁵⁴Mn, ⁵⁵Fe, ⁶⁰Co e ⁶⁵Zn que, conforme ODUM, E. P. ⁽³²⁾ são considerados micronutrientes especialmente importantes para as plantas, sendo necessários em processos como a fotossíntese (Fe e Zn), para o metabolismo do nitrogênio (Co e Fe) e para outras funções metabólicas (Mn e Co). Além disso, todos estes elementos são essenciais para os animais, que podem precisar também de Ni, I, F e Sn, que possuem isótopos radioativos.

4.2.4 Propriedades do Solo

A transferência de radionuclídeos do solo para as plantas depende da taxa de diluição de radionuclídeos pelos elementos biogênicos (macro e micronutrientes) em solução no solo. Quanto mais alta é a eficiência dos elementos nutrientes, mais alta é a taxa de diluição e mais pronunciada é a competição entre os elementos estáveis e os radionuclídeos para absorção pelas raízes. Portanto pode-se concluir que a fertilidade no solo pode ser considerada como o primeiro critério geral que reflete a quantidade de radionuclídeos transferidos do solo para a vegetação (colheita). Quanto mais alto o suprimento de elementos minerais nutrientes no solo e quanto mais próxima sua composição estiver do “estado ótimo”, mais baixo é o conteúdo de radionuclídeos na fitomassa acima do solo. Os dados disponíveis sobre a agroquímica do ⁶⁰Co, ⁶⁵Zn, ⁹⁰Sr, ¹²⁵I, ¹³⁷Cs, etc, frequentemente confirmam esta questão. A Tabela 4.3 apresenta alguns resultados obtidos em estudos realizados na antiga União Soviética ⁽³⁵⁾.

A Figura 4.5 apresenta a distribuição global dos tipos principais de solos no mundo.

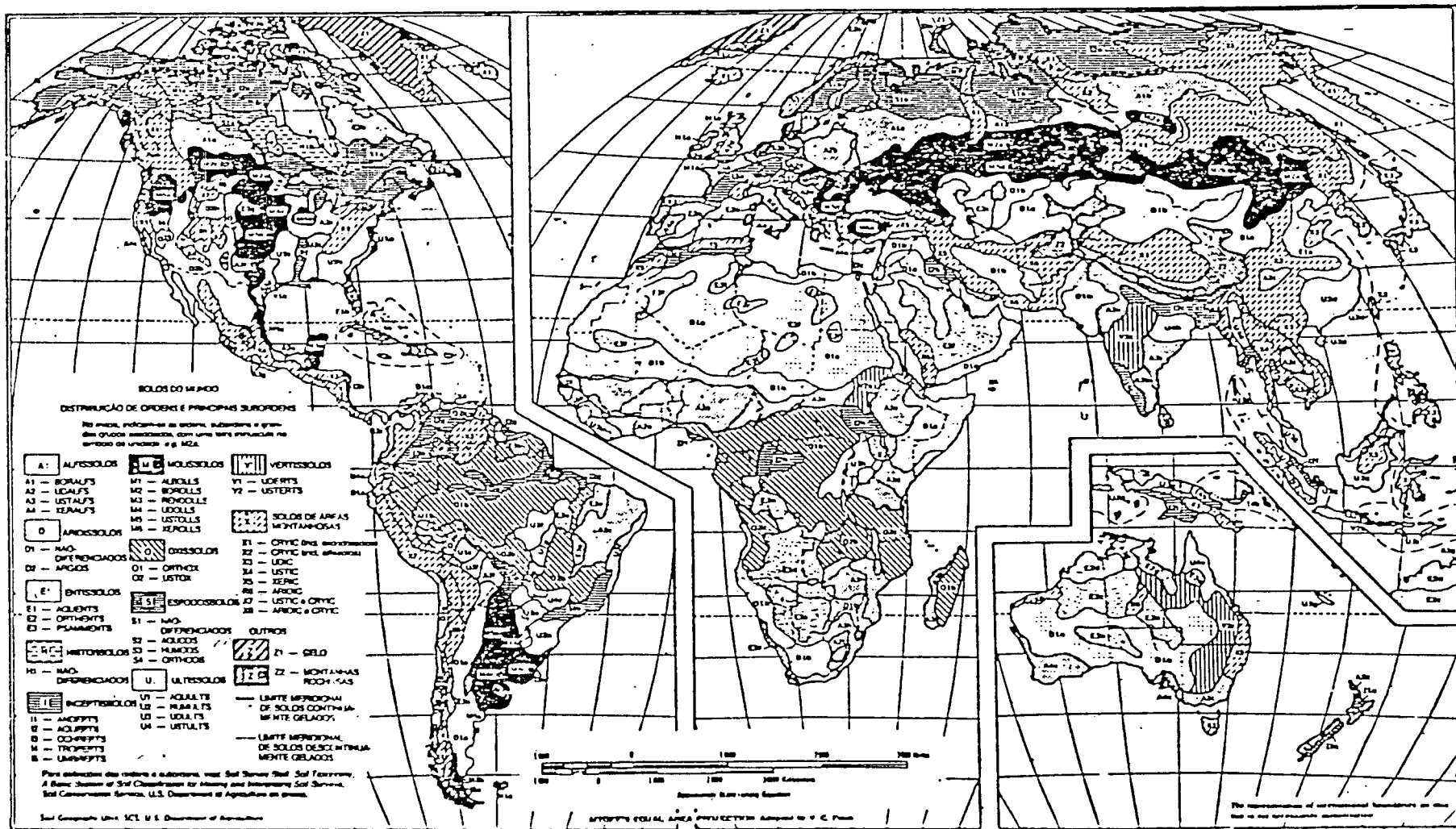


Figura 4.5 Solos do mundo e distribuição das ordens e subordens principais (42)

Legenda da Figura 4.5

- A. **Alfissolos:** solos com horizontes superficiais de acúmulo de argilas e um suprimento médio a alto de bases; geralmente úmidos, ou úmidos durante 90 dias consecutivos, quando a temperatura está adequada para o crescimento vegetal.
- D. **Aridissolos:** solos com horizontes pedogênicos, geralmente secos em todos os horizontes e nunca úmidos durante 90 dias consecutivos, quando a temperatura é adequada para o crescimento vegetal.
- E. **Entissolos:** solos sem horizontes pedogênicos; geralmente super úmidos ou geralmente úmidos ou geralmente secos.
- H. **Histossolos:** solos orgânicos.
- I. **Inceptissolos:** solos com horizontes pedogênicos de alteração, porém sem acúmulo de matérias translocados que não sejam carbonatos ou sílicas; geralmente úmidos ou úmidos durante 90 dias consecutivos, quando a temperatura é adequada para o crescimento vegetal.
- M. **Molissolos:** solos com horizontes superficiais quase pretos, ricos em matéria orgânica e com um alto suprimento de bases; geralmente úmidos ou geralmente secos.
- O. **Oxissolos:** solos com horizontes pedogênicos que são misturas principalmente de caulim, óxidos hidratados e quartzo, possuindo poucos materiais passíveis de serem intemperizados.
- S. **Espodossolos:** solos com acúmulo de materiais amorfos em horizontes superficiais; geralmente úmidos ou super úmidos.
- U. **Ultissolos:** solos com horizontes subsuperficiais de acúmulo de argila e baixo suprimento de bases; geralmente úmidos ou úmidos durante 90 dias consecutivos, quando a temperatura é adequada para o crescimento vegetal.
- V. **Vertissolos:** solos com alto teor de argilas higroscópicas, rachaduras profundas e largas desenvolvem-se durante os períodos secos.
- Z. **Outros.**

Tabela 4.3 Características de solos argilosos, expressas em valores de acumulação na fitomassa da camada superior do solo (35).

SOLOS	VALORES DE ACUMULAÇÃO (UNIDADES RELATIVAS)				
	⁶⁰ Co	⁶⁵ Zn	⁹⁰ Sr	¹²⁵ I	¹³⁷ Cs
Podzol	100	100	100	-	40
Podzólico Soddy	10	25	15	100	30
Chernozem	1,5	50	5	15	10
Solo castanho escuro	1,0	50	15	25	5
Sierozem	3,0	20	10	100	3
Solo vermelho	65	25	15	45	100
Solo amarelo	-	-	15	100	40

Os radionuclídeos citados são incorporados pelas plantas com velocidade maior em solos onde a produtividade é baixa, em particular solos arenosos e podzólicos.

Os outros fatores do solo como pH, conteúdo de húmus, composições mineralógica e granulométrica e umidade do solo, também influenciam a transferência de vários radionuclídeos para as plantas. Entretanto, a ação independente destes fatores se torna evidente somente em casos especiais. Por exemplo, a estrutura mineralógica do solo (presença de minerais de argila) influencia marcadamente a disponibilidade do ¹³⁷Cs para as plantas, o que é explicado pela fixação deste radionuclídeo no solo. A sua dinâmica depende do tipo de solo por causa da especificidade da interação de

um nuclídeo particular com os componentes separados do complexo absorvente do solo. Por exemplo, o ^{90}Sr , está presente no solo sob forma “trocável” e, mesmo assim, resultados experimentais mostraram que sua disponibilidade pode não mudar de maneira significativa durante um período de 15 anos. Um quadro similar aconteceu em experimento feito para o ^{65}Zn , durante um período de dois anos⁽³⁵⁾.

A dinâmica da disponibilidade do ^{137}Cs depende da composição mineralógica do solo. Para solos ricos em minerais de argila, a disponibilidade do Cs, como regra, decresce 4 a 8 vezes mais durante os dois primeiros anos. Mas, em condições de campo, este processo não seria irreversível. E, os anos que apresentam condições extremas, sob o ponto de vista dos padrões agrometeorológicos, o fator de concentração (CF) do ^{137}Cs para plantas deve certamente exceder seu valor inicial. Para solos arenosos e turfosos, a disponibilidade de ^{137}Cs decresce com relação ao tempo e se apresenta muito menos pronunciada.

O decréscimo de disponibilidade de um determinado radionuclídeo com relação ao tempo, também é observado para o ^{60}Co em solos ácidos. O transporte de radionuclídeos para as plantas no segundo ano da vegetação, depois da introdução para o solo, decresce de 2 a 5 vezes comparado ao primeiro ano.

A disponibilidade dos isótopos radioativos de iodo em solos, decresce a uma taxa mais alta. Para alguns solos, o equilíbrio dos fatores de concentração (CF), típico para o iodo nativo, é atingido em duas semanas. Para outros tipos de solos o processo dura vários meses. Estas variações são causadas por diferentes velocidades de interação do iodo introduzido no solo com frações individuais de humus.

Portanto pode-se resumir que os processos que atingem um equilíbrio entre as formas cambiáveis de radionuclídeos, após sua introdução no solo, são variáveis no tempo (35), por causa da grande variação de componentes de um elemento particular, típico para um determinado tipo de solo; na composição do complexo absorvedor do solo e na taxa de troca isotópica de elementos que estão contidos na treliça cristalina dos minerais de argila.

Os valores de pH afetam a assimilação do ^{60}Co pelo solo. O teor de húmus e sua estrutura qualitativa produzem um efeito especial sobre a disponibilidade dos radioisótopos de iodo para as plantas, porque o iodo contido no solo é quase totalmente incorporado pelos compostos orgânicos de iodo. Neste caso, a disponibilidade deste elemento depende da composição fracional porque a absorção do iodo varia conforme as diferentes frações de húmus.

Outro problema importante na agroquímica dos radionuclídeos relacionado às propriedades do solo, é especialmente sua composição granulométrica, que afeta a eluição (que é dessorção, ou processo inverso da adsorção e absorção, provocada por um fluxo de líquido ou de gás através de um adsorvente), de radionuclídeos da zona de raízes pelas águas de superfície e pela água contida no solo.

Nos solos arenosos, mais leves, a taxa de remoção de radionuclídeos da camada superior é consideravelmente mais alta comparada aos solos argilosos, mais pesados.

4.2.5 Fatores Agrícolas

Os radionuclídeos depositados sobre o solo podem entrar na cadeia alimentar humana pelos caminhos seguintes: (1) pela deposição direta sobre as folhas ou partes expostas de plantas que servem de alimentos para os seres humanos ou outras espécies herbívoras; (2) pela deposição nas camadas de solo, das quais são retirados pelas plantas através de suas raízes; (3) pela ressuspensão do solo ou de outras superfícies expostas, na forma de poeiras e pós, (4) por seres que compõem a micro flora e a micro fauna, que são lixiviados da superfície, ou das camadas mais profundas do solo, para as fontes hídricas potáveis usadas para consumo humano e animal, para irrigação das áreas cultivadas e para utilização em atividades de piscicultura.

A importância de cada uma destas fontes potenciais de contaminação alimentar, depende da quantidade e qualidade dos produtos usados nos hábitos alimentares da população. No caso de radionuclídeos com meia vida curta, deve levar-se em conta o intervalo entre a sua deposição e passagem pelo solo, ou pelos animais, até chegar no alimento que será consumido.

Nos vegetais em situações de deposição foliar, proporções variadas de material depositado são removidas antes do consumo humano. Esta remoção pode ocorrer por lavagem ou remoção de parte das folhas ou por processos de industrialização de alimentos, embora alguma fração possa ainda permanecer por estar incorporada nos tecidos da planta. A deposição foliar é importante na determinação da contaminação inicial em especial para o ^{131}I ($T_{1/2} = 8$ dias), cujo exemplo de caminho de exposição pode ser resumido em: vegetação de pastagem → gado → leite → homem.

Os isótopos do Cs, ^{137}Cs e ^{134}Cs cujas $T_{1/2}$ são 30,2 anos e 2,06 anos, respectivamente, são facilmente distribuídos nos tecidos vegetais e animais como acontece com o K. A abundância dos produtos de fissão como ^{137}Cs e ^{134}Cs , que permanecem na porção superior do solo ⁽³⁶⁾, podem ser incorporados pelas plantas durante estações climáticas sucessivas, causando uma contaminação prolongada dos suprimentos alimentares consumidos pelos seres humanos e por outros animais. Comparando-se o Cs e o I, o Cs e seus isótopos causam uma contaminação moderada mas contínua dos suprimentos alimentares e o I uma contaminação mais intensa mas breve, por que a $T_{1/2}$ desses dois radioisótopos é muito diferente.

O compromisso de dose por causa da deposição dos radioisótopos do Cs, entretanto, depende da química do solo - a retenção do Cs nos perfis superiores do solo são maiores em solos com alto teor de argila do que naqueles solos ricos em K ou húmus orgânico, dos quais o Cs é lixiviado mais rapidamente.

Segundo POCHIN, E. E.⁽³⁷⁾, as características do solo são mais importantes em relação aos estados físico e químico dos radionuclídeos depositados e que são críticos com respeito a:

1. Deposição de radionuclídeos nas formas solúveis, insolúveis ou particulada, que afetam a lixiviação através da água;
2. Fixação pelos constituintes do solo e sua diluição em massas muito maiores dos mesmos elementos, presentes na forma estável, ou de elementos quimicamente análogos, como o Cs pelo K, ou de isótopos de Sr em solos ricos em Ca.

4.2.6 Água Subterrânea

Muitos pesquisadores consideram a água subterrânea como o caminho mais importante de migração de radionuclídeos de um repositório de superfície para a biosfera ⁽⁴⁰⁾. Embora, atualmente, existam meios de se reprimir a evolução deste mecanismo, por meio de projetos adequados de barreiras de engenharia que envolvem a construção de sistemas de drenagem e captação de água, colocação de coberturas impermeabilizantes (argila, betume). As barreiras de engenharia mais usadas para minimizar a migração de radionuclídeos para as águas do solo são mostradas nas Figuras 3.2, 3.3 e 3.4.

Um outro método que funciona como barreira de contenção de radionuclídeos, reduzindo a probabilidade de lixiviação de radionuclídeos solúveis para o meio circunvizinho, é a construção do repositório em zona sub-saturada ou zona de aeração do solo, conforme mostra a Figura 4.6 ^(26,41).

Os sistemas de aquíferos no solo são divididos genericamente em duas zonas: (1) a zona saturada e (2) zona sub-saturada, ou zona de aeração.

Na zona saturada os poros e interstícios estão preenchidos com água. Na zona sub-saturada estes poros e interstícios são parcialmente preenchidos por água e parcialmente por ar ⁽⁴³⁾. Estas duas zonas acham-se separadas pela denominada superfície piezométrica, designada também por lençol freático ou por nível hidrostático.

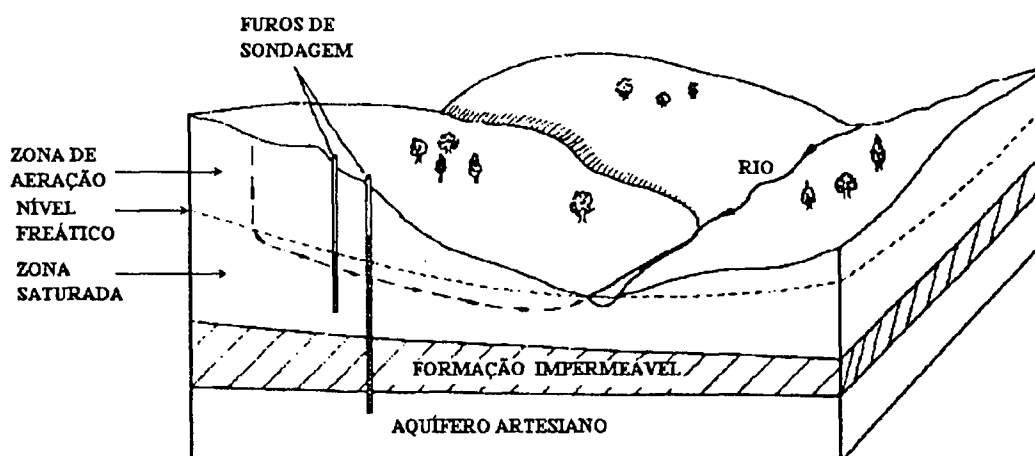


Figura 4.6 Representação esquemática da água subterrânea

A profundidade da superfície piezométrica varia com as mudanças climáticas, com a topografia da região e com a permeabilidade das rochas.

A expressão água subterrânea é usada para a água contida na zona saturada, situada logo abaixo da superfície piezométrica. À água contida na zona de aeração dá-se a designação de água edáfica, que pode apresentar-se sob três maneiras diferentes: água gravitativa é a que escoar terra adentro, logo após a precipitação pluviométrica; a água aderida às partículas do solo por forças de adsorção pode-se dar o nome de água pelicular; e a água retida em interstícios microscópicos, presas por forças capilares, é chamada de água capilar.

O excesso de água da zona saturada, proveniente de precipitações pluviométricas (ou atmosféricas), migrará em direção aos vales, indo alimentar as correntes superficiais de água (rios, córregos, lagos, etc.).

A liberação de radionuclídeos no solo pela lixiviação, provocada pela água de chuva ou outros mecanismos, pode atingir as águas do solo e subsolo, facilitando a migração dos radionuclídeos através do fluxo da água.

Para se estimar a velocidade de migração de radionuclídeos na zona saturada é necessário conhecer a velocidade da água subterrânea, que exerce um grande efeito sobre o fenômeno de transporte (44).

Os movimentos da água de um aquífero subterrâneo, seja ele confinado ou não, são entendidos fundamentalmente pelo conhecimento da estrutura geológica e da estratigrafia. Se a estrutura geológica for simples, torna-se mais fácil entender a hidrogeologia de uma determinada região (25).

A não consideração de fatores hidrogeológicos como a permeabilidade e porosidade do substrato geológico, onde será instalado o repositório, pode resultar na construção de repositórios em ambientes geológicos cujas condições de fluxo não foram bem definidas, dificultando a previsão dos riscos potenciais sobre as populações vizinhas ao sítio.

Em locais onde o fluxo de água seja baixo, isto é, onde o uso dos aquíferos subterrâneos adjacentes ao repositório não seja significativo, onde o nível do lençol freático seja relativamente profundo, onde a taxa de fluxo da água subterrânea seja baixo (poucos centímetros por dia) e onde não exista corpos d'água superficiais dentro de uma distância considerável do sítio, pode-se esperar um desempenho bastante favorável (25). Dá-se preferência que o repositório esteja localizado em uma formação rochosa homogênea e consolidada contendo minerais com capacidade alta de absorção de radionuclídeos e onde a zona insaturada tenha porosidade baixa, aproximadamente 5% como as rochas salinas, calcário e granito (67), e

permeabilidade moderadamente baixa como nas areias muito finas, siltes e argilas onde o coeficiente de permeabilidade varia de 10^{-12} a 10^{-15} m^2 (44).

É provável que ocorra um desempenho desfavorável em sítios localizados em áreas onde exista intenso uso da água subterrânea sem nenhuma fonte de suprimento alternativo, onde o nível do lençól freático seja alto, com velocidades altas de fluxo, e onde as camadas geológicas possuam quantidades significativas de fissuras e fraturas, facilitando a migração de radionuclídeos.

Um exemplo de sítio de disposição de rejeitos radioativos, cujas características hidrogeológicas não eram adequadas ao confinamento de radionuclídeos, é o do sítio de Sheffield, em Illinois, Estados Unidos. Neste repositório houve migração de ^3H das trincheiras para os aquíferos subterrâneos e, conseqüentemente, para o solo e águas superficiais (45).

Para assegurar que os objetivos do isolamento dos rejeitos associados com a estabilidade do sítio de disposição, após o seu fechamento, sejam atingidos, a hidrologia de superfície deve ser cuidadosamente caracterizada antes da construção e operação do repositório. As considerações mais importantes estão relacionadas com as enchentes potenciais, a água de infiltração, a erosão do solo e das barreiras de contenção, e a relação destes parâmetros com os rios, lagos, barragens e o uso da água de superfície pelo homem(46).

O movimento dos radionuclídeos nas águas superficiais depende de interações físicas, químicas e biológicas. A transferência dos radioelementos de águas subterrâneas, por exemplo, para águas superficiais, depende do tipo de sedimento, da biota e do ambiente que promove a troca bioquímica(47).

4.3 Critérios para a Análise do Impacto Ambiental Radiológico

A análise do impacto ambiental da instalação de um repositório para rejeitos radioativos, seria mais real se os dados fossem obtidos *in loco*, numa situação definida e com um acompanhamento longo através de programas de monitoração ambiental.

Seria ilusório admitir a necessidade de se conhecer exatamente o comportamento de todos os parâmetros do repositório, do meio ambiente circunvizinho e dos parâmetros interdependentes. É mais racional concentrar esforços sobre os pontos vulneráveis que se traduzem como pontos críticos e pontos sensíveis e fazem parte do complexo de parâmetros necessários para a avaliação do impacto ambiental radiológico.

Como pontos críticos e pontos sensíveis, serão escolhidos aqueles que possibilitem determinar a capacidade de aceitação do ponto de vista radiológico. Estes pontos devem ser mudados à medida que se modificam as condições do local. Os pontos críticos poderão ser conhecidos por meio de informações sobre a população local e, entre outros, seus hábitos alimentares. As informações sobre as espécies da fauna e da flora, que podem ser bio-indicadores de mudanças no equilíbrio do ecossistema, são consideradas tanto como ponto crítico em certos casos, como ponto sensível em outros.

Os pontos sensíveis serão revelados pelos mecanismos de transferência de um compartimento para outro. Estes levantamentos devem ser feitos por pesquisa no local, por experimentos em laboratório e pela prospecção do sítio.

As pesquisas no local serão feitas por enquetes que acompanharão, ao longo dos anos, os dados sobre a geografia, meteorologia, agronomia e biologia, entre muitos outros itens. Os pontos sensíveis poderão ser definidos nestas pesquisas.

A prospecção do sítio envolve o reconhecimento topográfico, a densidade populacional, o tipo de *habitat*, a interação do repositório com o local escolhido etc.

A modelagem teórica, que permite avaliar o impacto ao longo dos anos, depende dessa coletânea de dados, dos ensaios de campo e laboratório e permite retratar o conjunto de modo quantitativo e qualitativo, em formulações factíveis de serem extrapoladas dos mecanismos de transporte e difusão de radionuclídeos.

Já é sabido que o transporte de certos radionuclídeos, para o meio aquoso, resulta em concentrações por vezes importantes, mesmo após uma diluição acentuada, em alguns organismos aquáticos ou sedimentos em suspensão, nos leitos dos rios, ou, ainda, nos cursos de água.

Um radionuclídeo é transportado na água sob a forma de moléculas ou compostos orgânicos dissolvidos e por associação com os elementos minerais e orgânicos em suspensão (48).

Outros parâmetros importantes para melhor avaliação do impacto ambiental radiológico são os níveis de radioatividade natural medida em sedimentos, água, ar, vegetais e animais.

Os ensaios de laboratório para a determinação mais correta dos termos fontes são:

- Vias de transferência de radionuclídeos no local de disposição;
- Vias de contaminação dos aquíferos superficiais e subterrâneos;
- Comportamento da fauna e flora, na presença de material radioativo (metabolismo etc);
- Usos de casas lisimétricas onde se possa controlar a pluviometria e as condições climáticas;

Outros itens ligados á produção de embalados e construção de repositórios são:

- Definição do nível de atividade dos rejeitos e sua meia vida;
- Tecnologia de imobilização e embalagem;
- Tipos de barreiras de engenharia interpostos entre o rejeito e o meio ambiente e a capacidade de retenção de radionuclídeos;
- Seleção do local;
- Política de disposição.

Muitos modelos matemáticos tem sido desenvolvidos para quantificar movimentos e comportamento de radionuclídeos no meio ambiente e a determinação de taxas de doses equivalentes coletivas, os níveis de atividade em diferentes partes do ecossistema, envolvendo tempos de trânsito diferentes, concentrações diferentes etc.

Naturalmente devem ser considerados vários aspectos da disposição de um radionuclídeo, em solo ou água, dentro do ecossistema considerado em função da dieta da população local. A dieta composta por

peixes é menos importante nas regiões continentais que nas marítimas. Por esta razão, as cadeias alimentares aquáticas no continente poderão ter menor importância nos modelos.

Os radionuclídeos considerados mais importantes na avaliação do impacto ambiental radiológico são o ^3H , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{54}Mn , ^{55}Fe .

4.4 Comportamento de Alguns Radionuclídeos na Biosfera

Embora não se possa transferir os resultados obtidos por outros países para o Brasil, pode-se avaliar, de forma aproximada, o comportamento dos radionuclídeos mais importantes quando se analisa repositórios de superfície.

GRAUBY, A. ⁽⁶⁵⁾ forneceu alguns exemplos a respeito dos radionuclídeos Cs, Sr e Ru, particularmente importantes nos rejeitos cujo destino seja um repositório de superfície. O Cs possui uma tendência a se associar às fases sólidas do meio aquático em cerca de 60%. O Sr, ao contrário, permanece essencialmente na água sob a forma dissolvida e nos sedimentos não se fixa em mais de 5% a 10%. O Ru se fixa em torno de 25% nos sedimentos e 75% permanece na forma dissolvida. A precisão dos dados é discutível porque pode variar em função das características físico-químicas dos materiais sedimentares e da água.

Após alcançar o curso d'água, os animais aquáticos são os primeiros a sofrer o impacto da contaminação com radionuclídeos.

- **Vegetais**

Nos vegetais a fixação do ^{137}Cs em espécimes como as algas é muito forte. A noção de superfície é muito importante porque os fenômenos de absorção são intensos. As algas, por causa de sua biomassa, sua importância na cadeia alimentar e sua capacidade de fixação, tornam-se um indicador biológico importante.

- **Animais**

Nos animais ocorrem fenômenos diferentes. A biomassa do animal é a mais importante e sempre um dos seus órgãos rege o mecanismo de concentração do radionuclídeo. De um lado ocorre a assimilação pelo órgão e de outro o processo metabólico do organismo.

Entre os animais mais interessantes de se estudar estão os moluscos ou mais particularmente os caramujos, cujo metabolismo lento permite avaliar o histórico da radiocontaminação. O Ca presente na casca assimila Sr com facilidade, ao contrário das partes moles cujo metabolismo é mais rápido e que darão apenas uma resposta rápida. Neste último caso a detecção do Cs é mais fácil.

Os peixes são os animais mais susceptíveis, por exemplo nos alevinos (peixes jovens) os fatores de concentração são mais acentuados que nos adultos, por causa do seu metabolismo rápido.

- Solo

O solo é um receptáculo de radionuclídeos que tem uma importância muito grande na composição dos vetores nutricionais. Está em contato com a água subterrânea e as plantas às quais fornece os nutrientes básicos.

Dependendo da composição química do solo é capaz de fixar os radionuclídeos na matéria orgânica e nas argilas. Por causa de sua dinâmica evolutiva, pedogênia, é capaz de transformar a forma química do radionuclídeo e a sua posição no perfil terrestre. Por isso a microflora, a matéria orgânica e os fatores climáticos contribuem para esses processos.

Para entender a fixação e migração dos radionuclídeos nos solos é preciso estudar muitos aspectos de alguns solos particulares e a sua evolução.

Os estudos de fixação e migração dos principais produtos de fissão e ativação devem observar: a mobilidade, a fixação e o ciclo biológico. O ciclo biológico depende das características do meio ambiente (clima, tipo de vegetação, modo de vida do homem etc).

O Cs deve ser estudado quanto a sua capacidade de troca com o solo.

O Sr em solos calcáreos migra conforme o pH e o teor de carbonato de Ca. Em solos ácidos a mobilidade do Sr depende do teor de matéria orgânica e da taxa de saturação de matéria orgânica com capacidade de troca-iônica cujo pH seja básico.

O Co e o Mg se transformam para formas coloidais ou complexas em solos com pH básico. A sua solubilidade depende do teor de matéria orgânica e de argilas.

A migração do Ru depende do pH do solo, de sua textura e de sua permeabilidade. Dependendo da forma físico-química o Ru tem comportamento diversificado.

Nos solos, portanto, é importante estudar os parâmetros de retenção dos radionuclídeos, prever a sua evolução em função do parâmetro ambiental mais importante e o modo que o elemento radioativo se liga a este solo.

CAPÍTULO 5

EXPERIÊNCIA OBTIDA EM OUTROS PAÍSES

5.1 Introdução

Os métodos de estocagem temporária e disposição final atualmente empregados por países que utilizam materiais radioativos para várias finalidades, está apresentada na Tabela 5.1 (49).

Alguns países, por causa da falta de locais apropriados próximos à superfície do solo ou por razões de política nacional, dispõem seus rejeitos de níveis baixo e médio em profundidades muito maiores. Por exemplo, na Suécia o repositório para rejeitos radioativos localizado em Forsmark (*Swedish Final Repository - SFR*), foi construído em cavernas rochosas à aproximadamente 60 metros abaixo do leito oceânico com acesso pelo continente. Este repositório está projetado para a disposição de todos os rejeitos de baixo e médio níveis com $T_{1/2}$ curta gerados nos 12 reatores nucleares assim como os rejeitos gerados em outras atividades como medicina, indústria e pesquisa.

O SFR tem capacidade para 60000 m³ mas terá, futuramente, sua capacidade aumentada para 90000 m³ para rejeitos operacionais e para 100000m³ para os rejeitos gerados no processo de descomissionamento de reatores e instalações radiativas.

Tabela 5.1 Métodos de armazenagem temporária e disposição final de rejeitos radioativos de níveis baixo e intermediário, em vários países - Dados fornecidos em 1991 (49). (Os métodos planejados estão mostrados em itálico)

PAÍS	TIPO DE ESTOCAGEM TEMPORÁRIA	TIPO DE DISPOSIÇÃO
	(PERÍODO EM ANOS)	
Alemanha	Instalação projetada para estocagem	Cavidades rochosas <i>Repositórios no meio geológico profundo</i>
Austrália	Instalação de estocagem temporária	<i>Disposição na subsuperfície</i>
Brasil	Instalação projetada para estocagem (10)	<i>Disposição na subsuperfície</i>
Bulgária	Instalação projetada para estocagem Instalação de estocagem na subsuperfície	Instalação projetada para disposição superficial Disposição na subsuperfície
Canadá	Instalação projetada para estocagem	<i>Disposição na subsuperfície</i>
Chile	Instalação projetada para estocagem (estocado para decaimento) (30)	Instalação projetada para disposição superficial
China	Instalação projetada para estocagem (5)	Cavidades rochosas <i>Disposição na subsuperfície</i>
Cuba	Instalação projetada para estocagem (10-15)	Instalação projetada para disposição superficial <i>Disposição na subsuperfície</i>
Egito	Instalação projetada para estocagem (50)	<i>Instalação projetada para disposição superficial</i>
Espanha	Instalação projetada para estocagem	<i>Instalação projetada para disposição superficial</i>
Finlândia	Instalação projetada para estocagem (≤ 25)	Cavidades rochosas
França	Instalação projetada para estocagem (no local de produção) (1)	Instalação projetada para disposição superficial <i>Disposição na subsuperfície</i>
Holanda	Instalação projetada para estocagem (> 50)	Repositórios no meio geológico profundo
Hungria	Instalação de estocagem na subsuperfície	Disposição na subsuperfície
Indonésia	Instalação projetada para estocagem Instalação de estocagem na subsuperfície (1-5 ou mais)	Diluição e dispersão <i>Instalação projetada para disposição superficial</i> <i>Disposição na subsuperfície</i>
Itália	Instalação projetada para estocagem	<i>Instalação projetada para disposição superficial</i>

Tabela 5.1 Continuação

PAÍS	TIPO DE ESTOCAGEM TEMPORÁRIA (PERÍODO EM ANOS)	TIPO DE DISPOSIÇÃO
Japão	Instalação de estocagem na subsuperfície (310)	<i>Disposição no mar</i> <i>Disposição na subsuperfície</i>
Jordânia	<i>Instalação projetada para estocagem (10)</i>	<i>Disposição na subsuperfície</i>
Malásia	Instalação projetada para estocagem (30)	<i>Instalação projetada para disposição superficial</i>
México	Instalação de estocagem na subsuperfície Instalação projetada para estocagem (≤ 10)	Disposição na subsuperfície
Noruega	Instalação projetada para estocagem Instalação de estocagem na subsuperfície (1-5)	Disposição na subsuperfície
Paquistão	Estocagem de líquidos (\leq uma semana)	Decaimento e descarga Disposição na subsuperfície
Rep. Coreia	Instalação projetada para estocagem (1)	<i>Cavidades rochosas</i>
Rússia	Instalação projetada para estocagem (20)	<i>Instalação projetada para disposição superficial</i> <i>Repositórios no meio geológico profundo</i> <i>Disposição na subsuperfície</i>
Suécia	Instalação projetada para estocagem (1-10)	Disposição na subsuperfície
Suíça	Instalação projetada para estocagem	<i>Repositórios no meio geológico profundo</i>
Tchecoslováquia	Instalação de estocagem na subsuperfície	<i>Cavidades rochosas</i> <i>Repositórios no meio geológico profundo</i> <i>Instalação projetada para disposição superficial</i> <i>Disposição na subsuperfície</i>
Turquia	Instalação de estocagem na subsuperfície	<i>Instalação projetada para disposição superficial</i> <i>Disposição na subsuperfície</i>
Zâmbia	Instalação projetada para estocagem Disposição em valas	Disposição na subsuperfície <i>Instalação projetada para disposição superficial</i>

Na Finlândia, foi concluída a construção do repositório final VLJ, localizado na ilha de Olkiluoto, para rejeitos gerados na operação de reatores. Este repositório teve sua localização em leito rochoso à 70-100m abaixo da superfície do solo e sua operação foi iniciada em 1992. Na Alemanha, a antiga mina de ferro de Konrad está sendo testada e preparada para ser um repositório para rejeitos de baixo e médio níveis, não geradores de

calor, enquanto no Reino Unido, o sítio de Sellafield foi selecionado como um repositório potencial para disposição de rejeitos, também de baixo e médio níveis, à profundidades geológicas, porque estudos sócio-econômicos indicaram ser este o método mais seguro de fazê-lo.

Como pode ser notado, a metodologia de disposição utilizada em cada país depende, principalmente, da sua experiência passada, da política de disposição nacional e da filosofia de segurança adotadas em cada um deles.

A seguir está apresentada a situação atual dos principais países que utilizam materiais radioativos, quanto a geração e disposição de rejeitos de nível baixo e médio.

5.2 França

A partir de 1970, a França decidiu adotar a linha de reatores tipo PWR (Pressurized Water Reactor) e na década de 80 já contava com 39 reatores de potência tipo PWR em operação gerando 36795 MWe e 17 em construção num total de 21010 MWe. Atualmente, 72,9% da energia elétrica gerada na França tem sua origem em usinas nucleares. Segundo informações da IAEA (53), a França possui 52 reatores de potência em operação com um total líquido de 57688 MWe e cinco reatores em construção que aumentarão esta capacidade em 7125 MWe.

Na França os geradores de rejeitos radioativos são classificados em “pequenos geradores” (hospitais, pesquisa, indústria etc) e “grandes geradores” (produtores de fontes, reatores, usinas de reprocessamento). Além desta classificação optam por dividir os rejeitos em “rejeitos com vida curta” que podem ser gerados também pelos “grandes geradores” e os “rejeitos com

vida longa” que são, na sua grande maioria, gerados pelos “grandes geradores”.

Quanto ao tratamento e disposição de rejeitos, estes variam de acordo com o nível de radioatividade. Os rejeitos de nível alto, após tratamento adequado, são vitrificados e estão aguardando local para disposição em formações geológicas. Os rejeitos de níveis baixo e médio são submetidos a processos de tratamento e de acondicionamento. As matrizes de imobilização mais usadas são cimento, betume ou resinas polímeras. Os embalados são dispostos em repositórios superficiais. Aqueles embalados que contenham radionuclídeos com $T_{1/2}$ longa provavelmente terão o mesmo destino que os rejeitos de nível alto e são armazenados de forma segura.

Na França o gerenciamento a curto prazo dos rejeitos radioativos, incluindo armazenagem temporária no local de geração, é feito pelos próprios geradores de rejeitos. A disposição a longo prazo é responsabilidade da Agência Nacional para a Gestão de Rejeitos Radioativos (ANDRA - *Agence Nationale pour la Gestion des Déchets Radioactifs*), organizada pelo governo francês em 1978 ⁽⁵⁰⁾.

ANDRA é uma organização pública ligada à Comissão de Energia Atômica (CEA - *Commissariat d'Énergie Atomique*), comercial e industrial, sob o controle do Ministério da Indústria, Pesquisa e Meio Ambiente. Esta organização é encarregada do gerenciamento, a longo prazo, dos rejeitos radioativos e mais particularmente das atribuições⁽⁵¹⁾:

- Em colaboração com a CEA, participa ativamente do estabelecimento de programas de pesquisa e desenvolvimento relativo ao gerenciamento a longo prazo de rejeitos radioativos;

- Gerencia repositórios direta ou indiretamente por meio de terceiros, estes como seus representantes legais;
- Projeta, instala e constrói repositórios novos, além de desenvolver qualquer pesquisa essencial a este processo, notadamente a construção e operação de laboratórios subterrâneos para o estudo das formações geológicas, com o intuito de construir repositórios de profundidade;
- Estabelece normas de segurança, para o acondicionamento dos rejeitos radioativos e as especificações para estocagem;
- Faz inventários do estado e localização de todos os rejeitos radioativos em solo francês.

A provisão de recursos financeiros para ANDRA é feita pelos próprios geradores de rejeitos, de acordo com o volume e a natureza dos rejeitos por eles produzidos ⁽⁵⁰⁾.

5.2.1 Classificação de Rejeitos Radioativos

Na França são estabelecidas três categorias de rejeitos ⁽⁵⁰⁾ que são:

- **Categoria A:** abrange rejeitos contendo principalmente emissores beta e gama, com $T_{1/2}$ de aproximadamente 30 anos, e emissores alfa com uma atividade menor que $3,7 \times 10^8$ Bq/t, considerados como rejeitos de nível baixo e médio de atividade.

- **Categoria B:** são os rejeitos transurânicos (TRU), provenientes em geral dos rejeitos do reprocessamento e alguns rejeitos gerados em atividades de pesquisa.
- **Categoria C:** são os rejeitos de nível alto, ou seja, rejeitos líquidos do reprocessamento com nível de radioatividade extremamente alto.

5.2.2 Tratamento de Rejeitos de Nível Baixo e Médio

Após tratamento apropriado, transformando os rejeitos líquidos em lama (evaporação, precipitação química) e reduzindo o volume de rejeitos sólidos (compactação, incineração etc), os rejeitos de nível baixo e médio são acondicionados em diferentes matrizes sólidas, a saber:

- **Concreto e seus subprodutos:** preferencialmente usado para imobilizar rejeitos sólidos ou envolver os embalados;
- **Betume:** o CEA faz estudos experimentais, desenvolvimento industrial e exploração de processos de betuminização para rejeitos de nível médio. A instalação mais antiga que utiliza este processo, funciona há mais de 20 anos, em Marcoule.
- **Polímeros:** os polímeros são usados da mesma forma que o betume. Uma usina piloto processa, desde 1971, todos os concentrados produzidos no Centro de Pesquisa de Grenoble.

5.2.3 Opções de Disposição

São dois os repositórios, atualmente em operação na França, para a disposição permanente dos rejeitos de nível baixo e médio (51):

1. O repositório do *Centre de la Manche*, onde 500 000 m³ de rejeitos de nível baixo e médio estão depositados desde 1969. Este repositório deverá encerrar suas atividades no final de 1994. Atualmente se encontra em fase de construção a camada impermeável que irá isolar os embalados ali dispostos, da água de infiltração. Após o fechamento o centro será monitorado por 300 anos, necessários para o decaimento radioativo dos radionuclídeos presentes.
2. O repositório do *Centre de l'Aube*, com capacidade para 1 000 000 m³, entrou em operação em janeiro de 1992 e seu funcionamento está previsto para os próximos 30 - 40 anos. Os custos da produção, incluindo o projeto, chegou a 1,3 bilhões de francos franceses.

5.2.3.1 Repositório do *Centre de la Manche*

Este repositório está em operação na França, desde o ano de 1969 e foi a primeira instalação construída no país para a disposição final de rejeitos radioativos sólidos de níveis baixo e médio (25). Os rejeitos dispostos em la Manche são gerados pela indústria eletronuclear e reatores de pesquisa; pela indústria de fabricação e reprocessamento do combustível nuclear, laboratórios de pesquisa, indústrias, universidades e hospitais.

Os rejeitos são compostos por resinas de troca iônica usadas para a limpeza da água de refrigeração dos reatores, filtros, lamas resultantes de

atividades de tratamento e descontaminação, equipamentos, instrumentos, equipamentos de segurança, fontes radioativas exauridas e rejeitos resultantes do desmantelamento de instalações nucleares e vários outros rejeitos originados em instalações de “pequenos geradores” (25).

Os radionuclídeos associados a estes tipos de rejeitos são, por exemplo, produtos de ativação ou elementos de corrosão ativados como ^{60}Co , ^{58}Co , ^{63}Ni , ^{59}Fe e ^{134}Cs para os rejeitos gerados em reatores. Os produtos de fissão como ^{137}Cs , ^{90}Sr ou ^{106}Ru , associados às atividade do reprocessamento e poucos emissores alfa com meia vida longa, ^{234}Pu , ^{238}Pu e ^{241}Am , ^{243}Am . As indústrias, hospitais e universidades enviam radionuclídeos de $T_{1/2}$ curta, por exemplo ^{131}I , rejeitos sólidos contaminados com ^3H e ^{14}C e fontes exauridas de ^{60}Co , ^{192}Ir etc.

Estes rejeitos, antes de serem enviados para disposição final são acondicionados e imobilizados pelos próprios geradores que os embalam em recipientes aprovados pela ANDRA. Os tipos de embalagens que são aceitas pelo repositório são:

- Tambores de ferro de 100L e 200L;
- Caixas de ferro de tamanhos variados, com volume variando de $2,4\text{m}^3$ a $5,0\text{m}^3$;
- Blocos cilíndricos de concreto com diâmetro igual a 1,4m e altura de 1,3m.

No centro de la Manche alguns tipos de embalados não são recebidos como os embalados com algum defeito, rejeitos embalados na forma líquida ou com teor de água livre muito maior que 1%, rejeitos que ofereçam

riscos de explosão ou materiais pirofóricos. Os rejeitos que apresentam riscos biológicos são especialmente acondicionados antes de serem introduzidos no repositório.

A taxa de dose absorvida na superfície da embalagem a ser disposta, não deve exceder 2 mGy/h.

As características ambientais do *Centre de la Manche* estão descritas a seguir (25):

1. Características geológicas: a rocha base é do tipo cristalina com idade superior a 600 milhões de anos, com gnaisses e granitos fragmentados. As formações superficiais são compostas por depósitos areno-argilosos e rochas intemperizadas.
2. Características hidrogeológicas: as fissuras das rochas permitem a circulação da água subterrânea, caracterizada pela forte alimentação vertical, permeabilidade de baixa a média, capacidade de estocagem muito baixa e relativa continuidade e isotropia. A água subterrânea geralmente é encontrada em profundidades entre 6 e 15 metros.
3. Características climáticas: a temperatura média anual é de 10°C e os dias mais frios e com neve não somam 20 dias por ano. O índice pluviométrico é 1000 mm em 180 dias do ano e a precipitação de neve não ultrapassa cinco dias por ano. Finalmente, o fator potencial de evapo-transpiração está em torno de 680 mm por ano.
4. Características demográficas: o *Centre de la Manche* está localizado em uma região esparsamente povoada e a cidade mais próxima localiza-se a

2,5km à leste do sítio. As águas subterrâneas e superficiais próximas ao sítio do repositório não são usadas para consumo de água potável e poucos corpos d'água são usados para dessedentação de animais domésticos.

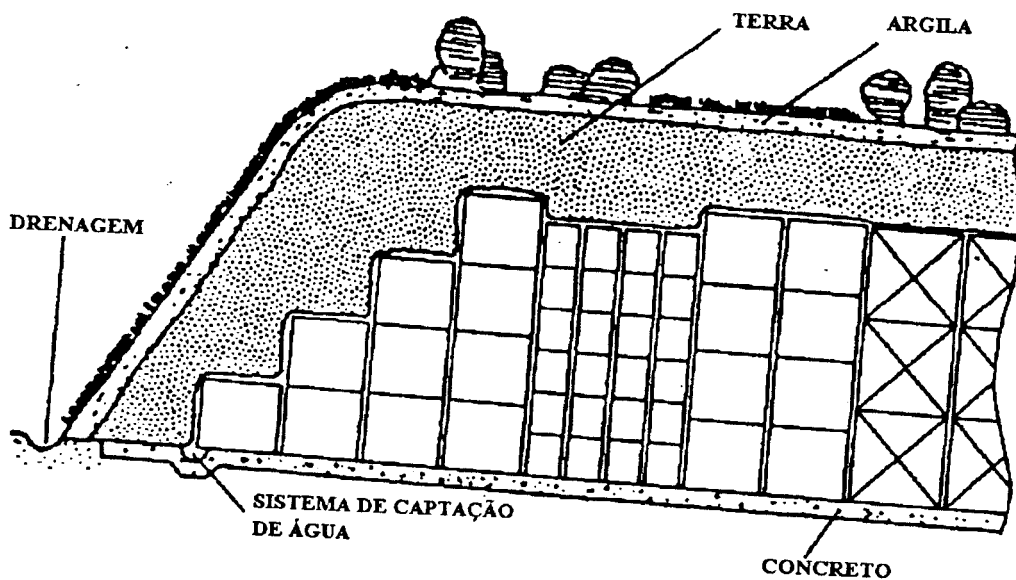
Por causa das condições climáticas na França, a solução escolhida para a disposição próxima à superfície do solo, foi o sistema de multibarreiras, compensando aquelas características ambientais desfavoráveis à disposição superficial de rejeitos radioativos.

A Figura 5.1 apresenta uma vista geral de um local de disposição no repositório de rejeitos radioativos do Centre de la Manche.

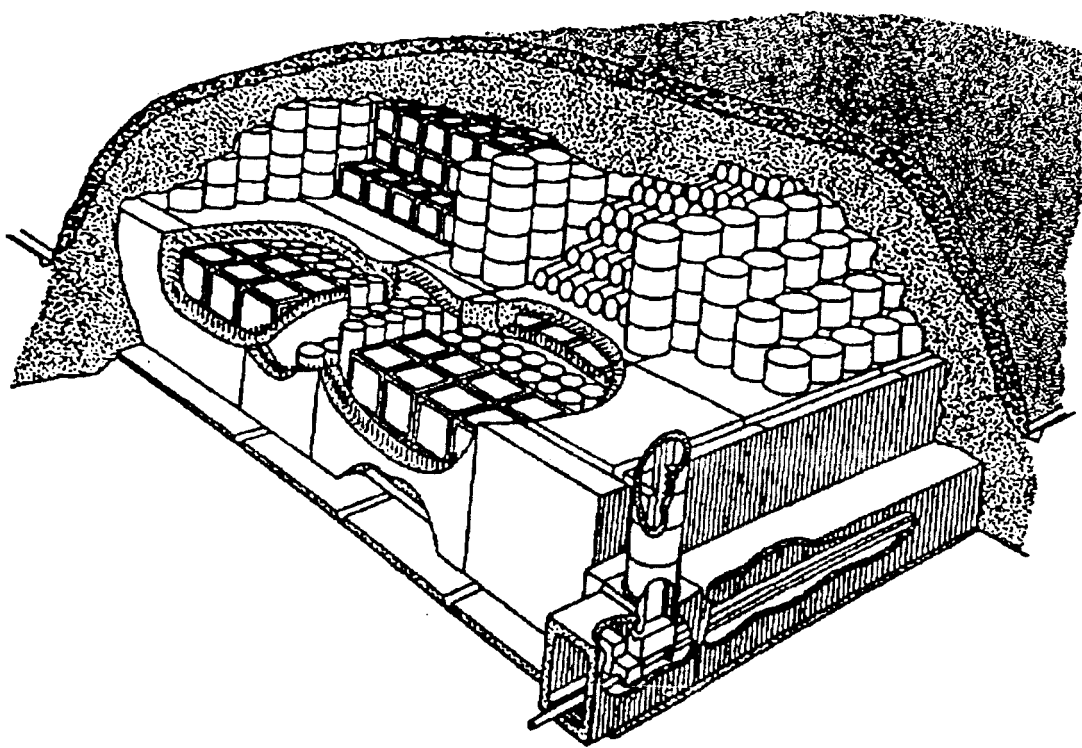
5.2.3.2 Repositório do Centre de l'Aube

Os vinte anos de experiência operacional colhidos durante a operação do sítio de la Manche, proporcionou à ANDRA a possibilidade de desenvolver uma estratégia nacional para o gerenciamento de rejeitos assim como para projetar uma nova instalação para disposição final de rejeitos radioativos.

O repositório de l'Aube, iniciou sua operação de disposição de rejeitos radioativos em 13 de janeiro de 1992, com a chegada dos primeiros



(a) DISPOSIÇÃO TIPO TÚMULO.



(b) VISTA GERAL DE UMA UNIDADE DE DISPOSIÇÃO COMPOSTA POR UM MONOLITO DE CONCRETO ENVOLTO POR UM TALUDE.

Figura 5.1 Vista geral de um local de disposição no repositório de la Manche⁽²⁵⁾

embalados contendo rejeitos radioativos de nível baixo e médio com radionuclídeos de $T_{1/2}$ curta (52).

A escolha de um sítio adequado foi feita em várias regiões da França durante os anos de 1984 e 1985. A região selecionada, próxima à cidade de Soulaines em Aube, foi extensivamente caracterizada.

As estruturas de disposição deste repositório diferem das usadas em la Manche. Em l'Aube o rejeito é disposto em valas de concreto medindo 8 metros de altura e 20 metros de comprimento e largura. Nestas valas as embalagens com rejeitos são empilhadas umas sobre as outras e após sua capacidade ser esgotada, a vala é preenchida com cascalho. Outros tipos de rejeitos radioativos são colocados em camadas e cada camada é estabilizada com concreto. Quando a vala estiver completamente preenchida ela será selada com lajes de concreto, além de ter seu topo e laterais pulverizados com poliuretano para formar uma cobertura temporária, à prova d'água.

As operações de colocação dos embalados nas valas é feita sob uma cobertura móvel de metal, com 16 metros de altura, que possibilita maior segurança e conforto durante o desenvolvimento destas operações, em dias chuvosos além de prevenir a entrada de água nas estruturas de disposição (52). Serão preenchidas anualmente de 8 a 12 valas, o que significa que em l'Aube haverá sempre valas de disposição em construção, durante o período operacional. Da mesma forma como em la Manche, após o preenchimento total das valas, será iniciada a construção da cobertura de fechamento do repositório.

A diferença principal entre os dois sítios é que para o Centre de l'Aube a taxa de exposição utilizada como base de projeto é um décimo da taxa de dose autorizada para o público, em instalações nucleares, ou seja,

5mSv/ano, que é a taxa permitida, por lei, para membros do público. Esta diferença levou ANDRA a decidir sobre a colocação de rejeitos dentro de estruturas de disposição com barreiras de engenharia e também reforçou a automatização das operações de manuseio dos rejeitos que são controladas por acionamento remoto, minimizando, desta forma, o contato do trabalhador com os embalados de rejeitos (52).

Foi desenvolvido um estudo sobre o impacto radiológico do repositório do centro de l'Aube que está resumido na Tabela 5.2. O estudo apresentou resultados para situações de operação normal e para situações de acidentes e incidentes.

5.3 Estados Unidos da América

Os Estados Unidos da América foram o primeiro país no mundo a entrar na era nuclear com o advento do Projeto Manhattan, no início dos anos 40. Dentro deste projeto foram construídos os dois primeiros reatores para a produção de armas nucleares e a partir deles veio a base tecnológica para os reatores refrigerados a água leve.

Atualmente existem em operação nos Estados Unidos 109 reatores com capacidade total líquida igual a 98729 MWe e três reatores em construção que terão uma capacidade total líquida de 3480 MWe.

A energia elétrica de origem nuclear nos Estados Unidos representa 22,3% da soma total de energia gerada neste país (53).

Nos Estados Unidos o Departamento de Energia (DOE) é responsável por todos os aspectos do gerenciamento dos rejeitos radioativos

Tabela 5.2 Resultados obtidos no estudo de impacto radiológico para o repositório de l'Aube

CONDIÇÕES NORMAIS	CONDIÇÕES DE ACIDENTE
<p>Estágio Operacional</p> <p>Negligenciável</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Fogo no recipiente de transporte: <ul style="list-style-type: none"> • 0,45 mSv (público) • 24 mSv (trabalhador) - Acidente durante o manuseio: <ul style="list-style-type: none"> • negligenciável (público) • 0,15 mSv (trabalhador), (^{60}Co-^{137}Cs) - Fogo em um embalado: <ul style="list-style-type: none"> • 0,18 mSv (público) • 3,8 mSv (trabalhador) (^{239}Pu)
<p>Estágio de Monitoração</p> <p>$3,1 \times 10^{-3}$ mSv/ano até 330 anos (^{129}I e ^{99}Tc)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - acidente envolvendo a cobertura • $4,6 \times 10^{-3}$ mSv/ano até 330 anos (^{129}I e ^{99}Tc)
<p>Período Inofensivo (*)</p> <p>$3,1 \times 10^{-2}$ mSv/ano até 365 anos (^{129}I e ^{99}Tc)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Trabalhadores em vias de acesso: <ul style="list-style-type: none"> • exposição interna, 2 mSv até 330 anos (^{239}Pu e ^{241}Am) - Área residencial: <ul style="list-style-type: none"> • exposição interna, 0,23 mSv até 330 anos (^{239}Pu e ^{241}Am) • exposição externa, 2,6 mSv até 330 anos (^{137}Cs e ^{94}Nb) - Área residencial e área de recreação infantil: <ul style="list-style-type: none"> • exposição interna, 0,34 mSv até 330 anos (^{239}Pu e ^{241}Am) • exposição externa, 1,8 mSv até 330 anos (^{137}Cs e ^{94}Nb) - Areas e poços em L'Áptien: <ul style="list-style-type: none"> • 3 mSv até 364 anos (^{129}I)

(*) Período inofensivo: inicia-se tão logo o sítio possa ser usado sem qualquer restrição de natureza radiológica para toda e qualquer finalidade ⁽⁵¹⁾.

de nível baixo de atividade gerados nas suas instituições. Os rejeitos de nível baixo gerados no setor privado, chamados “rejeitos comerciais” são regulamentados por autoridade direta ou delegada da Comissão Nuclear Regulamentadora dos Estados Unidos (NRC) (54).

Em 1980, o Congresso Americano aprovou a Lei sobre a Política de Rejeitos Nucleares, estabelecendo uma política federal em que cada estado seria responsável pela disposição dos rejeitos comerciais gerados em seus limites (55). Esta lei foi reiterada por uma emenda de Lei sobre Política de Rejeitos Radioativos de Nível Baixo, em 1985, que acrescentou uma série de metas, incentivos e penalidades para encorajar os estados e os blocos estaduais a se responsabilizarem pela disposição dos rejeitos de nível baixo de classes A, B e C definidos pelo US Code of Federal Regulation, Title 10, Part 61 (10 CFR 61) (24). Esta emenda, assegurou que os geradores de rejeito comercial de nível baixo que não possuam repositórios para disposição, continuariam tendo acesso àqueles três sítios remanescentes, (ver item 5.3.3), para a disposição de seus rejeitos radioativos (54).

Em resumo a emenda de 1985 estabelece que (50):

- Cada estado é responsável pela gerência dos rejeitos comerciais de baixo nível, gerados dentro de suas fronteiras;
- Os sítios de disposição regional são as opções mais seguras e eficientes;
- Os estados devem se unir em blocos para estabelecer e operar sítios regionais de disposição;

- Os blocos devem ser aprovados pelo Congresso e esta aprovação pode ser revista a cada cinco anos; e
- Após 1º de janeiro de 1986, as instalações regionais de disposição, que operam nos blocos, sob aprovação do Congresso, podem se recusar a aceitar rejeitos de estados que não fazem parte dos mesmos.

Dos 52 estados americanos, 41 formaram nove blocos para estabelecer um sítio de disposição de rejeitos radioativos de nível baixo, seis estados desenvolvem o seu sítio de disposição individualmente, três estados fizeram contratos com um bloco para disposição de seus rejeitos e dois estados ainda não possuem nenhuma ação de gerenciamento de rejeitos radioativos (54).

5.3.1 Classificação de Rejeitos Radioativos

Os rejeitos gerados nos Estados Unidos são classificados de acordo com o tipo, atividade e meia-vida. Os tipos importantes de rejeitos são três (55):

- **Rejeitos de nível alto (HLW):** são aqueles resultantes do reprocessamento do combustível irradiado de um reator de defesa ou comercial. Os resíduos do reprocessamento com U e Pu consistem principalmente de produtos de fissão, além de quantidades pequenas de Pu e outros isótopos mais pesados que U não separados pelo reprocessamento;
- **Rejeitos transurânicos (TRU):** são os rejeitos que contém radionuclídeos acima do U na tabela periódica de elementos químicos, denominados actinídeos. São rejeitos da fabricação do combustível, da fabricação de

armamentos e das operações de reprocessamento do combustível irradiado. Seu nível de radioatividade geralmente é baixo, mas devem ser gerenciados separadamente por conter vários radionuclídeos com $T_{1/2}$ longa. Este tipo de rejeitos contém: ^{239}Pu ($T_{1/2}=24131$ anos), ^{241}Am ($T_{1/2}=432$ anos), ^{243}Am ($T_{1/2}=7370$ anos), ^{244}Cm ($T_{1/2}=18,1$ anos), ^{245}Cm ($T_{1/2}=8537$ anos) e o ^{237}Np ($T_{1/2}=2,14 \times 10^6$ anos).

- **Rejeitos de nível baixo (LLW):** estes rejeitos possuem atividade baixa e praticamente não contém elementos transurânicos. Este tipo de rejeito é gerado em instituições como hospitais, organizações de pesquisas e indústrias. Os radionuclídeos principais, contidos neste rejeito, são: ^{60}Co ($T_{1/2}=5,3$ anos), ^{137}Cs ($T_{1/2}=30,2$ anos), ^{131}I ($T_{1/2}$ 8,05 dias), ^{122}Sb ($T_{1/2}$ 2,7 dias) e ^{134}Cs ($T_{1/2}$ 2 anos), além de rejeitos gerados em outras instalações que não pertencem ao ciclo do combustível nuclear.

A classificação mais geral é feita de acordo com a origem dos rejeitos: rejeitos de origem militar e rejeitos de origem não militar (rejeitos comerciais).

Os rejeitos militares, ou seja os rejeitos comerciais, são gerados, até o presente, desde a Segunda Guerra Mundial e provêm do reprocessamento do combustível irradiado em reatores nucleares, usados na produção de material para armamento ou para a propulsão de submarinos e porta-aviões (50).

Os rejeitos não militares incluem os gerados na produção de eletricidade pelos reatores de potência e de organizações industriais, hospitais, centros de pesquisa e universidades que utilizam radioisótopos em suas atividades.

Nos Estados Unidos os rejeitos também são classificados de acordo com o método de produção, onde os rejeitos radioativos de nível baixo são definidos pelo 10 CFR 61 (24) como “rejeitos contendo materiais nucleares especiais ou subprodutos que são aceitos para disposição numa instalação superficial. Assim, “rejeito de nível baixo” é considerado como “todo o rejeito não classificado como rejeito de nível alto”.

5.3.2 Tratamento de Rejeitos Radioativos de Nível Baixo

Antes de serem enviados para a disposição final, estes rejeitos sofrem redução de volume e os métodos mais usados incluem a compactação, evaporação, secagem e incineração, mistura com concreto ou plásticos e betumização, dependendo da natureza do rejeito.

Após estudos para a constatação dos problemas no tratamento de rejeitos de nível baixo, promovidos pelo DoE, as técnicas mais utilizadas são as seguintes (50):

1. **Troca iônica:** é atualmente o processo mais usado no tratamento de rejeitos, seguido pela incineração;
2. **Incineração:** novos processos são desenvolvidos por exemplo o conceito da digestão ácida em Hanford, ciclone na instalação de Mound, incineração com controle de ar no Laboratório de Los Alamos, pirólise de escória em Andeo Torrax, e plasma gerado por micro-ondas em Hanford;
3. **Redução de volume:** o processo é utilizado para rejeitos de nível baixo no sítio de Hanford por meio de combustão e compactação.

Após ter seu volume reduzido, os rejeitos são acondicionados em caixas de madeira, barris de aço, tambores de metal ou recipientes de plástico reforçado e enviados para disposição, feita em trincheiras escavadas, no solo acima do lençól freático (50).

5.3.3 Opções de Disposição

Entre os anos de 1962 e 1971, os Estados Unidos implantaram seis sítios para a disposição dos rejeitos de nível baixo gerados comercialmente. Em 1978, três destes sítios foram desativados e os restantes passaram a receber, para disposição, todos os rejeitos de nível baixo gerados no país. Após este fato, em dezembro de 1980, o Congresso dos Estados Unidos aprovou a Lei sobre Política de Rejeitos Radioativos de Nível Baixo, discutida na seção 5.3 do presente trabalho.

A prática comumente usada para a disposição dos rejeitos de nível baixo é a colocação em trincheiras escavadas próximas à superfície do solo. A disposição em instalações construídas sobre a superfície do solo e na subsuperfície são práticas que estão em fase de planejamento (56).

Nos Estados Unidos alguns sítios de disposição de rejeitos radioativos foram desativados a exemplo de Maxey Flats, Kentucky (1963-1977); West Valley, New York (1963-1975), localizados em áreas de clima úmido e substrato relativamente impermeável com um projeto de cobertura da trincheira e exigências de embalagem de rejeitos inadequados. Por isso, a água acumulada nas trincheiras de disposição, corroeram as embalagens do rejeito, provocando a liberação de radionuclídeos para a água subterrânea do sítio de disposição. Portanto, após este fato, foram desenvolvidos estudos

independentes que demonstraram que os radionuclídeos liberados não apresentaram riscos radiológicos às comunidades locais (57). Além destes dois, o sítio de Sheffield, Illinois (1967-1978) foi fechado por causa da demora do pedido de renovação da licença de operação (58).

Os sítios de Beatty, Nevada; Richland, Washington e Barnwell, South Caroline ainda estão em operação (55).

Os Estados Unidos também desenvolveram a técnica de disposição de rejeitos no mar (*sea dumping*) que foi abandonado na década de 60. Em 1972, foi regulamentada a disposição de todos os materiais radioativos em águas territoriais e proibiu-se esta prática para rejeitos de nível alto. Em janeiro de 1983, o Congresso decretou uma moratória de dois anos para a disposição dos rejeitos de nível baixo, exceto para quantidades pequenas e rejeitos de pesquisa e demonstração.

No encontro ocorrido em Londres, em setembro de 1985 (*London Dumping Convention - LDC*), os Estados Unidos concordaram que a opção de disposição no mar deveria ser abandonada (55).

5.4 Alemanha

O programa nuclear alemão foi iniciado em 1956 com o desenvolvimento de reatores temperatura alta (HTR) e, em 1967, foi construído o AVR (*Arbeitsgemeinsch Versuchs Reaktor*) de 15 MWe de potência sendo o primeiro reator HTR alemão. Na mesma linha foi construído o reator de potência THTR (*Thorium High Temperature Reactor*) de 300 MWe, usando o ciclo do combustível U-Th, que iniciou a operação comercial em 1985 (50).

Atualmente existem em operação na Alemanha, 21 reatores nucleares com um total líquido de 22.559 MWe (53).

Pela legislação federal alemã, a indústria é responsável pela construção e operação de todas as instalações para o acondicionamento de rejeitos radioativos enquanto o Governo Federal formula os critérios de licenciamento para estas instalações, baseando-se na proteção do meio ambiente e nos requisitos de segurança. O Governo também é responsável pelo estabelecimento e operação dos repositórios (50).

A Lei sobre Energia Atômica de dezembro de 1959, estipula que o Governo federal deve fixar metas para estocagem intermediária e disposição final dos rejeitos radioativos que possam oferecer perigo ao público. A lei sobre proteção à radiação de 1960 publicada com base na Lei sobre Energia Atômica, fornece guias sobre a estocagem intermediária e disposição final dos rejeitos radioativos. A emenda à Lei sobre Energia Atômica de 1976, regulamenta o gerenciamento de rejeitos na antiga República Federal da Alemanha dando prioridade à reutilização de rejeitos radioativos e a obrigação de se estocar e dispor os rejeitos radioativos de maneira segura. Esta emenda fixa a responsabilidade dos produtores de rejeitos e os estados para a estocagem intermediária de rejeitos radioativos, especialmente de pequenos produtores e a responsabilidade do Governo Federal para a disposição final(59).

5.4.1 Classificação de Rejeitos Radioativos

Na Alemanha existem três categorias de rejeitos radioativos(55):

- **HAW** - rejeitos aquosos acondicionados oriundos do ciclo de extração e outras correntes de rejeito do reprocessamento do combustível, combustível irradiado se declarado rejeito e, qualquer outro rejeito com nível de radioatividade comparável;
- **MAW** - todos os rejeitos não definidos como rejeitos de nível alto e nível baixo;
- **LAW** - rejeitos que, por causa de seu baixo teor de radionuclídeos não requerem proteção durante seu manuseio normal ou transporte.

Para fins de disposição final os rejeitos são classificados como rejeitos geradores de calor ou como rejeitos não geradores de calor.

5.4.2 Tratamento de Rejeitos de Nível Baixo e Médio

Os rejeitos de nível baixo e médio são originados do uso de radioisótopos na medicina, indústria e pesquisa e são enviados para as instalações centrais de armazenagem operadas sob a responsabilidade dos estados ou então em instalações apropriadas dos centros de pesquisa ⁽⁵⁰⁾.

Como premissa básica, a Alemanha estabelece que, qualquer tipo de rejeito radioativo, seja de nível baixo, médio ou alto, deve ser armazenado temporariamente antes de sua disposição final.

Na Alemanha a disposição final de rejeito radioativo é normalmente definida como: uma disposição livre de manutenção, garantindo a eliminação segura e definitiva de rejeitos radioativos sem a intenção de recupera-los ⁽⁶⁰⁾.

Os rejeitos de nível baixo e médio sofrem uma redução em seu volume pelo uso da técnica de incineração ou pela compactação mecânica. Os rejeitos incinerados podem ser imobilizados em matrizes de concreto antes de serem armazenados temporariamente. Os rejeitos compactáveis são normalmente compactados nas embalagens finais.

5.4.3 Opções de Disposição

Desde o início da década de 60 a política de disposição de rejeitos radioativos, na antiga República Federal da Alemanha, foi baseada na hipótese de que todas as categorias de rejeitos radioativos seriam dispostos em formações geológicas à grandes profundidades. Esta prática deu prioridade às minas de sal gema, ou domos salinos, por causa da sua estabilidade geológica⁽¹¹⁾.

Os dois repositórios, atualmente em operação na Alemanha para a disposição de rejeitos de nível baixo e médio, estão localizados em domos salinos que foram explorados, no passado, para a produção de sal gema e potássio. São denominados Asse e Morsleben ⁽¹¹⁾.

O repositório de Konrad, localizado em uma mina antiga para exploração de ferro, está em processo de licenciamento ⁽¹¹⁾.

5.5 Canadá

O Canadá é o maior produtor e exportador de urânio do mundo. A mina de Key Lake é a de maior produção mundial, representando cerca de 12% da produção dos países do bloco ocidental. Cerca de 85% do urânio canadense é exportado. Nos anos 80, as usinas de refino e conversão sofreram

uma expansão para que o urânio possa ser muito mais refinado antes de ser exportado.

Como o Canadá é um grande produtor e exportador de urânio, foi desenvolvido um sistema de reator moderado e refrigerado a água pesada ($^2\text{H}_2\text{O}$), tendo como combustível o urânio natural (U-nat). Este sistema foi denominado CANDU (*Canadian Deuterium Uranium*). O Canadá não possui usinas de enriquecimento e reprocessamento ⁽⁵⁰⁾.

Atualmente, existem no Canadá 21 reatores do tipo CANDU em operação com um total líquido de 14874 MWe e um reator em construção com potência prevista de 881 MWe ⁽⁵³⁾.

Os regulamentos federais para a mineração de urânio são preparados e administrados pelo Comitê de Controle de Energia Atômica (*Atomic Energy Control Board - AECB*), que não desenvolveu padrões próprios de controle do meio ambiente mas usa os de outras agências federais e das províncias onde é feita a mineração do urânio.

Novos regulamentos foram propostos pelo Departamento de Meio Ambiente (*Department of Environment Act - DoE*), incluindo requisitos de projeto e construção, procedimentos em casos imprevistos, aterro, requisitos para desativação, padrões de qualidade para efluentes e requisitos de controle.

A responsabilidade sobre o rejeito de nível baixo das demais etapas do ciclo do combustível é variada. A Ontario Hydro, a Hydro Quebec e a New Brunswick Power são responsáveis pelos rejeitos de nível baixo e médio por elas produzidos, bem como a armazenagem de seu combustível irradiado.

A AECL (*Atomic Energy of Canada Ltd*), é responsável por todo rejeito de nível baixo gerado nos laboratórios de Chalk River e Whiteshell e pela disposição de rejeitos provenientes do uso de radionuclídeos por ela vendidos para fins médicos, industriais e de pesquisa. As operadoras das minas de urânio são responsáveis pela gerência dos resíduos de mineração.

A AECL é a responsável pela coordenação e gerência do programa de P&D de imobilização e disposição de rejeitos.

O *Canada/Ontario Nuclear Fuel Waste Management Coordinating Committee (CC)* coordena as atividades que envolvem pesquisa de campo, na província de Ontário, onde existem formações rochosas e onde deverá ser feita a disposição dos rejeitos. A AECL obtém aprovação do CC, antes de iniciar esses trabalhos de pesquisa. É também atribuição do CC a coordenação das atividades de informação ao público.

O Canadá é uma das poucas nações do mundo que possui um processo de aprovação pública estabelecido, que permite considerável participação do público em sua estrutura legal básica. Para tanto, o Canadá está fazendo levantamentos junto ao público e atualmente armazena o rejeitos junto aos reatores de potência, até que seja tomada uma decisão com relação ao reprocessamento.

5.5.1 Classificação de Rejeitos Radioativos

Os rejeitos de nível baixo são geralmente uma mistura de papel contaminado, material de consumo descartável, terra contaminada etc, contendo menos de 4 GBq/m³ de produtos de fissão e de ativação.

Os rejeitos de nível médio consistem de resinas de troca iônica, fontes de radioisótopos, cinzas de incinerador etc, com mais de 4 GBq/m³ de produtos de fissão e de ativação.

Rejeitos de nível alto ainda não foram gerados em grande escala no Canadá. Quantidades pequenas são geradas na produção do isótopo de molibdênio 99 (⁹⁹Mo), em Chalk River ($\approx 2,3$ m³/a) e no reprocessamento experimental de combustível de Th em Whiteshell ($\approx 0,1$ m³/a). Além destes, há cerca de 20m³ de antigos rejeitos provenientes de atividades de reprocessamento e que estão estocados nestes laboratórios.

5.5.2 Tratamento de Rejeitos de Nível Baixo e Médio

Os rejeitos de nível baixo e médio provém em sua maioria da operação e manutenção dos reatores CANDU. Os rejeitos de nível baixo são compostos por uma mistura de papel contaminado, lixo plástico, equipamento e material descartado. A maior parte deles é combustível e é embalada em sacos de polietileno.

Os rejeitos de nível médio mais importantes são as resinas de troca iônica exauridas e os filtros empregados na purificação de água pesada comum.

Antes da imobilização, os rejeitos têm o seu volume reduzido por meio de incineração em fornos especiais e são removidos os componentes voláteis ou oxidáveis destes rejeitos, através de osmose reversa ou evaporação. A imobilização destes rejeitos tratados (exceto os filtros e os equipamentos), é feita pela incorporação em matrizes de polímeros ou principalmente de betume.

Quanto aos filtros e equipamentos, ainda não foi desenvolvido um método de imobilização satisfatório para disposição final.

5.5.3 Opções de Disposição

Para a disposição de rejeitos de nível médio e baixo, está sendo investigada a disposição na subsuperfície, em zonas não saturadas, e a disposição a 10 metros, ou mais, de profundidade em cavidades feitas em argilas espessas ou em camadas geológicas de geleiras.

Após considerar as várias opções, a disposição na subsuperfície foi selecionada para estudos mais avançados. Neste tipo de instalação, é preferível que a disposição de rejeitos seja feita acima do lençol d'água, especialmente em solos bem drenados. O projeto selecionado é constituído de trincheiras com paredes de concreto, construídas total ou parcialmente abaixo da superfície do solo, consistindo em:

- Barreiras de concreto reforçado para evitar a intrusão externa;
- Barreiras múltiplas em camadas (concreto, argila, rejeito) para prevenir a lixiviação dos radionuclídeos pela água;
- Usar um revestimento adsorvedor de radionuclídeos, para prevenir a liberação dos mesmos, na parte superior do repositório.

Os espaços entre os recipientes contendo rejeito serão preenchidos com cascalho ou concreto, ficando a instalação parecida com um monolito de concreto.

Como estão sendo feitos estudos de um repositório geológico para rejeitos de nível alto, pensa-se em colocar também os rejeitos de nível médio e baixo neste mesmo repositório, de modo a ter um só repositório para disposição de rejeitos radioativos, à semelhança da Alemanha.

5.6 Reino Unido

O Reino Unido iniciou seu programa nuclear de potência em 1955. Existem atualmente 37 reatores, dos tipos MAGNOX e AGR, somando 12.066 MWe e um reator em construção tipo PWR com uma potência prevista de 1.188 MWe (53).

O programa nuclear inglês possui várias fontes de rejeitos radioativos. A Tabela 5.3 fornece uma projeção da quantidade destes rejeitos que se acumularão até o ano 2000, bem como as estratégias de disposição adotadas, assumindo-se que haverá um programa modesto de construção de PWR's, contrabalançado parcialmente pelo fechamento dos reatores MAGNOX.

Tabela 5.3 Quantidades de rejeitos imobilizados acumulados no Reino Unido - Previsão até o ano 2000 (50)

MODO DE DISPOSIÇÃO	VOLUME TOTAL (m ³)	ORIGEM		
		REATOR DE POTÊNCIA (m ³)	REPROCESSAMENTO (m ³)	PESQUISA (m ³)
Disposição em subsuperfície	530.000	70.000	400.000	60.000
Disposição subterrânea	52.000	23.000	14.000	15.000
Disposição geológica	28.500	-	27.000	1.500

Da Tabela 5.3 conclui-se que (1) a maior parte dos rejeitos são enviados para disposição em subsuperfície, (2) a disposição em terra é necessária em todas as etapas da indústria nuclear, inclusive na produção de radioisótopos e (3) a disposição geológica é necessária quase que exclusivamente para os rejeitos de reprocessamento.

As bases para a política de gerência de rejeitos radioativos no Reino Unido foram estabelecidas pelo informe oficial do governo *The Control of Radioactive Waste Command 884* em 1960.

Em 1977, o ICRP (*International Commission on Radiological Protection*), fez a revisão das suas recomendações para limites de dose de radiação e como consequência o Cmmd. 884 também foi revisto em 1979. Isto não significou em mudanças fundamentais na política para rejeitos radioativos estabelecida anteriormente mas sim, em mudanças considerando os avanços conquistados na área de proteção radiológica durante quase 20 anos.

A lei principal que controla a disposição de rejeitos é o *Radioactive Substances Act*, de 1960, e as usinas de tratamento e armazenagem de rejeitos são licenciadas pela *Nuclear Installation Inspectorate (NII)*. A disposição de rejeitos radioativos necessita da autorização do *Department of Office* do Ministério da Agricultura, Alimento e Pesca da Inglaterra e do País de Gales, e do Departamento de Agricultura e Pesca da Escócia.

O Ministério da Agricultura, Alimentos e Pesca também controla a radioatividade na costa do Reino Unido e publica um relatório anual que inclui listas dos níveis de radiação medidos na biota marinha e sedimentos próximos às instalações nucleares situadas na costa, publicando ainda cálculos

da dose de radiação resultante para grupos de indivíduos que, pela sua ocupação estejam mais expostos à radiação.

A disposição no mar de rejeitos radioativos embarcados em portos do Reino Unido, bem como descarregados de barcos britânicos, é controlada pelo *Dumping at Sea Act* de 1974 que está de acordo com a Convenção Internacional de Londres sobre a disposição final de rejeitos no mar. A lei exige que a disposição dos rejeitos no mar seja licenciada pelo Ministro da Pesca. Estas disposições no fundo do mar são organizadas dentro do *Multilateral Consultation and Surveillance Mechanism* operado pela *Nuclear Energy Agency* da OECD (*Organization for Economic Co-operation and Development*).

É importante ressaltar que a prática de disposição no mar está suspensa desde a Convenção de Londres (*Convention for the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Waste and Other Matter*), realizada em 1985, até que se prove que esta prática não apresenta riscos ao ecossistema marinho (7).

5.6.1 Classificação de Rejeitos Radioativos

No Reino Unido os rejeitos com atividade menor que 370 Bq/g são considerados como tendo atividade desprezível. A Tabela 5.4 fornece a classificação adotada no país.

O termo rejeito de nível alto é aplicado somente aos refinados altamente ativos do reprocessamento de combustível, que são armazenados como concentrados líquidos, mas que serão vitrificados antes da disposição

final. Rejeitos de nível baixo consistem de itens como roupas, papel e equipamentos levemente contaminados.

Na nomenclatura do Reino Unido, rejeitos de nível médio são definidos por exclusão, ou seja, como sendo nem de nível baixo e nem de nível alto. O termo engloba uma variedade grande de rejeitos, incluindo o encamisamento do combustível nuclear que esteja contaminado com os produtos de fissão do combustível irradiado, sedimentos que se acumulam nos tanques de armazenagem de combustível irradiado e resinas de troca iônica ou outros materiais usados no tratamento dos efluentes líquidos. Alguns destes rejeitos são armazenados como lama ou sólidos particulados, todos entretanto, serão solidificados em formas monolíticas antes da disposição final.

Tabela 5.4 Classificação de rejeitos radioativos adotada no Reino Unido (50)

CATEGORIA	AUTORIZAÇÃO	DISPOSIÇÃO
Nível muito baixo	<370 Bq/g (insignificante)	Enterrar com lixo normal doméstico e industrial
	<37 MBq/saco (0,1m ³) <3,7 GBq/saco (T ^{1/2} >1 ano)	Enterrar com lixo industrial com "precauções especiais"
Nível baixo	<740 MBq/m ³ (alfa) <750 mR/h (beta/gama) na superfície do tambor	Disposição em subsuperfície
Nível	baixo alfa	Disposição subterrânea (<i>engineered</i>)
Médio	alto alfa	Disposição geológica
Nível alto com geração de calor	-	Disposição geológica

5.6.2 Tratamento de Rejeitos de Nível Baixo e Médio

Os rejeitos de nível baixo são inicialmente classificados durante a segregação manual e em seguida são usados processos convencionais de tratamento como fragmentação e compactação que são feitos próximos ao local de disposição. Após estas formas de tratamento são usadas técnicas de combustão, para maior redução de volume. O processo de digestão ácida ainda está na fase de pesquisa e servirá para a redução de volume de rejeitos como papel, polietileno e PVC.

O gerenciamento dos rejeitos de nível médio representa uma preocupação maior, comparado com os rejeitos de nível alto, já que os mesmos continuam a ser produzidos e estocados a espera de decisão quanto a sua disposição final. No entanto, existem algumas formas de tratamento e acondicionamento empregadas que são:

- **Redução de volume:** feita pelos processos de incineração, corte, ou no caso de rejeitos úmidos (resinas de troca iônica) desidratação usando os métodos de filtração e evaporação;
- **Descontaminação:** lavagem, lixiviação, floco-precipitação, filtragem magnética ou troca iônica para os rejeitos líquidos.

Considerando que o método de redução de volume aumenta proporcionalmente a concentração do rejeito, são adotados cuidados especiais durante o manuseio e armazenagem. Por isso, a conversão destes rejeitos para uma forma possível de ser armazenada, transportada e disposta, é encapsulando-os, com ou sem pré-tratamento, utilizando como materiais para a matriz de imobilização cimento, betume, polímero, vidro ou metal.

5.6.3 Opções de Disposição

A disposição final dos rejeitos de nível baixo poderia ser feita no mar, se esta prática não estivesse em moratória, por isso a sua disposição é feita em locais especialmente projetados, como o sítio de Drigg, operado pela BNFL. Esta disposição requer o preenchimento das condições seguintes:

- A colocação do rejeitos em locais de disposição final deve ser efetuada a uma profundidade superior a um metro abaixo da superfície do solo;
- As escavações não devem penetrar além da camada de matações de argila, que são fragmentos de rocha com diâmetro máximo entre 15 cm e 1 m, o que pode assegurar a impermeabilidade do repositório;
- A taxa de dose na superfície do rejeito emissor beta/gama, sem blindagem, não pode exceder 7,6 mGy/h;
- A disposição de rejeitos feita em um mesmo dia, não pode exceder 740MBq/m³ para atividade alfa e 2,22 GBq/m³ para atividade beta, em média.

CAPÍTULO 6

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como já foi mencionado anteriormente, o aspecto principal da disposição final de rejeitos radioativos é o seu isolamento adequado da biosfera durante o tempo necessário para que a radioatividade diminua até atingir os níveis comparáveis aqueles adotados para a eliminação de efluentes ou com a radioatividade natural.

Os repositórios de superfície, assunto deste trabalho, são usados para o isolamento de rejeitos sólidos ou solidificados de níveis baixo ou médio de atividade contendo radionuclídeos cujas meias-vidas variem de alguns meses a poucas décadas. Todas as fases da instalação dependem fortemente das características do sítio de disposição e dos rejeitos.

Todos os esforços técnicos e científicos relacionados ao ciclo do rejeito radioativo, ou seja, desde a sua geração até a disposição final, são justificados somente pela necessidade de se proteger os seres humanos e o meio ambiente dos riscos da radiação no presente e no futuro.

Para que isto seja possível, é importante garantir um bom desempenho do sistema de disposição e para isto, alguns critérios principais devem receber maior atenção. Este sistema consiste de três componentes maiores: o sítio (local); o repositório e o embalado (embalagem mais rejeito). Este conceito de sistema implica que uma característica menos favorável de um dos componentes deve ser compensada por um melhor desempenho de outro componente.

Um exemplo disto são as barreiras de engenharia que são construídas em repositórios localizados em sítios onde as condições hidrogeológicas mais drásticas por exemplo os movimentos da água subterrânea, poderiam provocar a transferência dos radionuclídeos do repositório à biosfera.

A disposição de rejeitos radioativos é um assunto polêmico e depende da política adotada para o seu gerenciamento. Portanto, no presente trabalho, não se pretendeu formular uma metodologia para instalação do repositório brasileiro entretanto, procurou-se abordar alguns aspectos principais, considerados importantes, envolvidos nesta questão em conformidade com os critérios sugeridos pela IAEA ao longo dos anos.

O repositório de superfície oferece um isolamento mais susceptível aos processos naturais e de intrusão humana quando comparado a outros sistemas de disposição sugeridos como disposição geológica em grandes profundidades, minas e cavernas, abaixo do leito oceânico. Algumas destas práticas são adotadas em países como a Alemanha (minas) e Finlândia (subsolo oceânico).

É evidente que a escolha de um local adequado se traduz em benefícios para a implantação do repositório, pelo comportamento físico-químico, por facilitar a aprovação das licenças de construção e operação, pelos órgãos reguladores, e também porque a aceitação pública é mais natural.

Os mecanismos de transporte que regem o ciclo dos radionuclídeos no meio ambiente dependem de vários parâmetros e que podem ser agrupados da forma seguinte:

- (a) Os parâmetros ligados à fonte poluidora e à forma do rejeito;
- (b) Os parâmetros relacionados ao tipo e à forma físico-química dos radionuclídeos; e
- (c) Os parâmetros que refletem o próprio meio ambiente.

Os aspectos ambientais que devem ser considerados durante o processo de escolha de um local adequado devem enfocar:

- Parâmetros geológicos quanto ao tipo de rocha, tectônismo e sismicidade, permeabilidade e porosidade;
- Parâmetros hidrogeológicos, quanto ao movimento das águas subterrâneas, nível piezométrico, composição química;
- Parâmetros climáticos quanto aos índices pluviométricos;
- topográficos quanto ao tipo de relevo, áreas potenciais de enchentes como as planícies fluviais, processos erosivos;
- Tipos de solo quanto à sua composição, fatores químicos e físicos, ao teor de argilas;
- Usos do solo e das águas, dentro destes os mais importantes são densidade populacional, usos da terra para agricultura e pecuária, irrigação de culturas e consumo de água potável, atividades extrativas como mineração, hábitos alimentares da população adjacente e destino dos alimentos produzidos no local.

É importante o levantamento da fauna e flora a fim de verificar a existência de espécies ameaçadas de extinção e os efeitos causados pela implantação do repositório sobre os *habitats* e equilíbrio do ecossistema em termos dos componentes químicos, físicos e biológicos.

Os fatores relacionados aos aspectos sócio-econômicos são frequentemente difíceis de serem medidos ou quantificados mas desempenham um papel importante no processo de seleção de sítios e podem se apresentar como aspectos decisivos neste processo de escolha. As considerações mais importantes incluem:

- 1 Localização do repositório próximo às fontes geradoras de rejeitos;
- 2 Sistemas de transporte adequados como rodovias e ferrovias;
- 3 Comprometimentos de recursos pela implantação do repositório impedindo o uso da terra para a sua vocação natural por exemplo agricultura e pecuária ou mesmo extração mineral;
- 4 As terras devem ser de propriedade do governo federal;
- 5 Impacto sobre a comunidade em termos de geração de empregos. Valor de bens imóveis, da produção agropecuária entre outros é muito importante. Além disso, deve ser dada atenção especial para a opinião pública sobre a decisão da implantação de um repositório para disposição de rejeitos radioativos em determinado local.

A opinião pública pode ser obtida com questionários que seriam respondidos pelas comunidades regionais após exaustivas exposições técnicas sobre a implantação do repositório.

É importante ressaltar também que até o momento o Brasil não possui uma política definida para disposição de rejeitos radioativos, dificultando qualquer iniciativa que possa ser tomada sobre este assunto. Por este motivo, os estudos ligados a uma série de áreas que devem ser exploradas, são feitos de forma não coordenada e sem diretrizes específicas. As instituições que desenvolvem pesquisas no assunto tem como objetivo maior a formação de pessoas para uma capacitação técnica ou que possa formar um grupo cujas informações técnicas sejam úteis e que no presente momento estão apenas sendo colecionadas num banco de dados não centralizado.

O Brasil possui grandes dimensões continentais e a falta de uma definição do local ou locais potenciais onde possam vir a ser instalados os repositórios para rejeitos radioativos, retarda a caracterização de todos os pontos abordados. Muitos assuntos serão abordados pela primeira vez. Goiânia foi um deles.

A Constituição Federal, de 1988, determina que qualquer atividade na área nuclear, desenvolvida no país é de domínio da União e delega à CNEN toda e qualquer responsabilidade sobre o assunto. Deste fato pode-se concluir que uma das necessidades primárias é a elaboração de normas sobre critérios de aceitação de rejeitos em repositórios para disposição final.

As prioridades atuais abrangem em primeiro lugar um levantamento atualizado da geração atual e futura de rejeitos radioativos de nível médio e baixo, no país, para que o projeto conceitual do repositório

central possa ser reavaliado. É necessário fazê-lo de forma realista e apropriada às condições ambientais e sócio-econômicas existentes.

Aproveitando a experiência internacional, adquirida em larga escala por alguns países, e a necessidade de se efetivar o destino final dos rejeitos radioativos de nível baixo e médio, o Brasil tem condições técnicas suficientes para desenvolver estudos e implementar um banco de dados sobre os temas de interesse, necessários à implantação de um repositório nacional. Sugere-se que as autoridades criem condições para a formação de uma equipe multidisciplinar envolvendo técnicos dos vários institutos de pesquisa como o IPEN, IRD, IEN e CDTN e as universidades do país, criando critérios técnicos ambientais específicos para a realidade brasileira.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- /1/ CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA no. 001 de 23/01/86. Publicada no Diário Oficial da União em 17/02/86 e retificada de acordo com o D.O.U. de 07/03/86.
- /2/ ELETROBRÁS. As opções de suprimento de energia elétrica e suas implicações sócio-ambientais: fontes/tecnologias convencionais e não convencionais de geração. In: *Plano 2015 - Projeto 7 - A questão ambiental e o setor elétrico*. ELETROBRÁS, Rio de Janeiro, Outubro, 1992.
- /3/ ÉLECTRICITÉ DE FRANCE. *Effluents et déchets radioactifs des installations nucléaires*. Comité de Gestion Prévisionnelle - Commission Scientifique et Technique. Mars, 1976.
- /4/ COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. *Licenciamento de instalações radiativas*. Outubro, 1984. (CNEN-NE-6.02)
- /5/ COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. *Gerência de rejeitos radioativos em instalações radiativas*. Novembro, 1985. (CNEN-NE-6.05).
- /6/ COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. *Seleção e escolha de locais para depósitos de rejeitos radioativos*. Dezembro, 1989. (CNEN-NE-6.06)

- /7/ FRANZEN, H. R. Management of low and intermediate level waste in Brazil. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Management options for low and intermediate level wastes in Latin America: proceedings of IAEA seminar on...held in Rio de Janeiro, 13-17 october, 1986*. Vienna, 1986. p.408-430. (IAEA-SR-110)
- /8/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Design, construction, operation, shutdown and surveillance of repositories for solid radioactive wastes in shallow ground*. Vienna, 1984. (IAEA-SS-63).
- /9/ ROBERTS, L. E. J.. Radioactive waste management. *Annu. Rev. Nucl. Part. Sci.*, 40:79-112, 1990.
- /10/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Shallow ground disposal of radioactive waste*. Vienna, 1981. (IAEA-SS-53)
- /11/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Report on radioactive waste disposal*. Vienna, 1993. (IAEA-TRS-349)
- /12/ FRANZEN, H. R.; EIDELMAN, F.; PONTEDERO, E.. Waste management in Brazil. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Management of low and intermediate level radioactive wastes: proceedings of international symposium on... held in Stockholm, 16-20 May, 1988*. Vienna, 1989. (IAEA-SM-303/120).
- /13/ FRANZEN, H. R.. Comunicação pessoal (1987).

- /14/ CASTELO, A.; DORNELLES, G. H.; BARRETO, P. M. C.. Site selection for low and intermediate level radwastes in Brazil. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Management options for low and intermediate level wastes in Latin America: proceedings of IAEA seminar on....held in Rio de Janeiro, 13-17 october, 1986*. Vienna, 1986. p.142-176. (IAEA-SR-110)
- /15/ ROEHL, J. L. & FRANZEN, H. R.. Conceptual design of shallow ground repository (SGR). In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Management options for low and intermediate level wastes in Latin America: proceedings of IAEA seminar on....held in Rio de Janeiro, 13-17 october, 1986*. Vienna, 1986. p.286-295. (IAEA-SR-110)
- /16/ COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. *Radioproteção e segurança para deposição final dos rejeitos radioativos armazenados em Abadia de Goiás*. Resolução no. 3, de 21 de dezembro de 1993. Publicada no Diário Oficial da União de 03/02/94. (IT CNEN no. 01/91)
- /17/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Radioactive waste management: An IAEA source book*. Vienna, 1992.
- /18/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Underground disposal of radioactive wastes. Basic Guidance*. Vienna, 1981. (IAEA-SS-54)

- /19/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Acceptance criteria for disposal of radioactive waste in shallow ground and rocks cavities*. Vienna, 1985. (IAEA-SS-71)
- /20/ BUCKLEY, L. P.; PHILIPSE, K. E.; TOROK, J.. Engineered barrier and their influence on source behaviour. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Management of Low-and Intermediate- level Radioactive Wastes: International symposium on ... held in Stockolm, Sweden, 16-20 may, 1988*. Vienna, 1989. (IAEA-SM-303-120).
- /21/ RZYSKI, B. M.; SUAREZ; A. A.. Evaluation of solidified cement waste forms. In: INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES. *Management options for low and intermediate level wastes in Latin America: Contribution of IPEN-CNEN/SP to the seminar on ... held in Rio de Janeiro, 13-17 october, 1986*. São Paulo, Julho, 1987. p.108-119. (Publicação IPEN 112)
- /22/ VICENTE, R.. Development and design of a cementation process. In: INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES. *Management options for low and intermediate level wastes in Latin America: Contribution of IPEN-CNEN/SP to the seminar on ... held in Rio de Janeiro, 13-17 october, 1986*. São Paulo, Julho, 1987. p.22-31. (Publicação IPEN 112)

- /23/ UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION. Code of Federal Regulation. Title 10-energy. Part 51: licensing and regulatory policy and procedures for environmental protection. Charleston, S. C., Datamation, 1985. Chapter 1: rules and regulations, p.51.1 - 51.24. (10CFR51).
- /24/ UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION. Code of Federal Regulation. Title 10-energy. Part 61: licensing requirements for land disposal of radioactive wastes. Charleston, S. C., Datamation, 1965. Chapter 1: rules and regulations, p.61.1 - 61.14. (10CFR61).
- /25/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Operating experience in shallow ground disposal of radioactive wastes*. Vienna, 1985. (IAEA-TRS-253).
- /26/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Radioactive waste disposal into the ground*. Vienna, 1965. (IAEA-SS-15)
- /27/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Safety analysis methodologies for radioactive waste repository in shallow ground*. Vienna, 1984. (IAEA-SS-64)
- /28/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Safety assessment for underground disposal of radioactive wastes*. Vienna, 1981. (IAEA-SS-56)

- /29/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Site investigations for repositories for solid radioactive wastes in shallow ground*. Vienna, 1982. (IAEA-TRS-216)
- /30/ CHAPMAN, N. A. & FLOWERS, R. H.. Near field solubility constraints on radionuclide mobilization and their influence on waste package design. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, A319:83-95, 1986.
- /31/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Site investigations for repositories for solid radioactive wastes in deep continental geological formations*. Vienna, 1982. (IAEA-TRS-215)
- /32/ ODUM, E. P.. *Ecologia*. Rio de Janeiro, Guanabara, 1983.
- /33/ PETERSON Jr, H. T. Terrestrial and aquatic food chain. In: TILL, J. E. & MEYER, H. R., eds. *Radiological assessment: A textbook on environmental dose analysis*. Oak Ridge National Lab., TN, September, 1983. p.5.1-5.156. (NUREG/CR-3332).
- /34/ YAMAMOTO, Y.. Soil-borne radionuclides. In: CARTER, M. W. ed. *Radionuclide in the food chain: Symposium on ... held in New York, 1988*. New York, 1988. p.120-135.
- /35/ TIKHOMIROV, F. A.. Long-lived man-made radionuclides in the soil plant system. In: CARTER, M. W. ed. *Radionuclide in the food chain: Symposium on ... held in New York, 1988*. New York, 1988. p.136-144.

- /36/ FAHAD, A. A.. Migration and interation of radioactive waste radionuclides in major soils of Iraq. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Migration and biological transfer of radionuclides from shallow land burial*. Vienna, 1990. p.51-53. (IAEA-TECDOC-579)
- /37/ POCHIN, E. E.. Links in the transmission of radionuclides through food chain. In: In: CARTER, M. W. ed. *Radionuclide in the food chain: Symposium on ... held in New York, 1988*. New York, 1988. p.22-31.
- /38/ FOULQUIER, L.. *Methodologie pour la recherche d'un indicateur biologique en radioecologie*. Centre d'Etudes Nucléaires de Cadarache, Septembre, 1972. (Rapport CEA-R-4373)
- /39/ SAAS, P. & GRAUBY, A. Fixation e migration dans les sols. *Bull. Inf. Sci.*, 151(19), 1970.
- /40/ DLOUHY, Z & HORYNA, J.. Migration and biological transfer of radionuclides from shallow land burial. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Migration and biological transfer of radionuclides from shallow land burial. Final report of a co-ordinated research programme sponsored by the International Atomic Energy Agency 1985-1989*. Vienna, 1990. p.63-65. (IAEA-TECDOC-579)
- /41/ SHEPPARD, M. I. & SHEPPARD, S. C.. Soil chemical exchange and migration of radionuclides (SCEMR) and plant transfer factors in northern environments. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Migration and biological transfer of radionuclides from shallow land burial. Final report of a co-ordinated research programme sponsored by the International Atomic Energy Agency 1985-1989*. Vienna, 1990. p.47-48. (IAEA-TECDOC-579)

- /42/ BRADY, N. C.. *Natureza e propriedade dos solos*. 7^a ed. Freitas Bastos, 1989.
p. 504.
- /43/ LEINZ, V. & AMARAL, S. E.. *Geologia geral*. 11^a edição. São Paulo,
Nacional, 1989.
- /44/ MARUMO, J. T.. *Estudos de migração de radionuclídeos no solo*. São Paulo,
Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, 1989. (Publicação IPEN
241)
- /45/ FOSTER, J. B.. Lessons learned in a hydrogeological case at Sheffield, Illinois.
In: UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION. *Low-
level waste disposal: symposium on ... held on Arlington, Virginia, 16-17
June, 1982*. Dec., 1982. v.2, p.195-216. (NUREG/CP-0028 - v.2).
- /46/ CHANG, Y. C.. Surface water considerations for low-level radioactive waste
site. In: UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION.
*Low-level waste disposal: symposium on held on Arlington, Virginia, 16-
17 June, 1982*. Dec., 1982. v.2, p.263-271. (NUREG/CP-0028 - v.2)
- /47/ PARKER, F. L.. Effect of releases from near-surface low-level waste sites on
surface water quality. In: UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY
COMMISSION. *Low-level waste disposal: symposium on held on
Arlington, Virginia, 16-17 June, 1982*. Dec., 1982. v.2, p.295-327.
(NUREG/CP-0028 - v.2).
- /48/ GRAUBY, A.. Étude du débit solide en suspension. *Actes du Colloque
d'Herceg-Novi held in Yougoslavie, 10-12 Octobre, 1966*.

- /49/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Waste management database*. Vienna, (sem data).
- /50/ CENTRO DE INFORMAÇÕES NUCLEARES. *Panorama dos principais países quanto ao ciclo do combustível nuclear*. Rio de Janeiro, 1987. (CIN/AI/N.11)
- /51/ RINGEARD, C.. Ultimate disposal of low and medium radioactive waste in France. In: BASCHWITZ, R.; KOHOUT, R.; MAREK, J.; RICHTER, P. I.; SLATE, S. C.. *Nuclear waste management and environmental remediation: proceedings of the 1993 International Conference on ... held in Prague, Czech. Republic, 5-11 September, 1993*. September, 1993. v.3, p.17-24.
- /52/ CHEVRIER, G. P.. Champagne for France's second low level waste disposal facility. *Waste management. Nucl. Eng. Int.*, p.22-24, October, 1992.
- /53/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. International datafile. *IAEA Bulletin*, 3:52, 1993.
- /54/ CHEE, T. C. & HINSCHBERGER, S. T.. Management of low level radioactive wastes in the United State of America. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Management of Low-and Intermediate- level Radioactive Wastes: International symposium on ... held in Stockolm, Sweden, 16-20 may, 1988*. Vienna, 1989. v.1, p.69-75. (IAEA-SM-303-120)

- /55/ BURHOLT, G. D. & MARTIN, A.. *The regulatory framework for storage and disposal of radioactive waste in the member states of the European Community. Radioactive Waste Management Series - Commission of the European Communities.* Epsom, Graham & Trotman, 1988.
- /56/ INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Radioactive waste management profiles.* Vienna, 1991. (IAEA-TECDOC-629)
- /57/ DEPARTMENT OF PRIMARY INDUSTRIES AND ENERGY. *National radioactive waste repository. Site selection study. Phase 1 - a report on public comment.* Camberra, Australian Government Publishing Service, 1993.
- /58/ SMILEY, J. L.. Radioactive waste management in the United States. In: BRITISH NUCLEAR ENERGY SOCIETY. *Waste management: conference on ... held in London, 27-29 november, 1984.*
- /59/ HÜBENTHAL, K.. Policy of the Federal Republic of Germany concerning management of low and intermediate level wastes. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Management of Low-and Intermediate- level Radioactive Wastes: International symposium on ... held in Stockolm, Sweden, 16-20 may, 1988.* Vienna, 1989. v.1, p.13-23. (IAEA-SM-303-120)

- /60/ LEMPert, J. P. & CZAJKOWSKI, U.. German disposal concept for LLW/ILW - The Project Konrad. In: BASCHWITZ, R.; KOHOUT, R.; MAREK, J.; RICHTER, P. I.; SLATE, S. C.. *Nuclear waste management and environmental remediation: proceedings of the 1993 International Conference on ... held in Prague, Czech Republic, 5-11 September, 1993*. September, 1993. v.3, p.13-16.
- /61/ RZYSKI, B. M.. *Materiais para imobilização de rejeitos radioativos e construção de repositórios finais*. (a ser publicado)
- /62/ COSTA, J. B.. *Caracterização e constituição do solo*. 3 ed., Fundação Calouste Goulbenkian. Lisboa, 1985.
- /63/ SUAREZ, A. A.. *Lixiviação de rejeitos imobilizados*. São Paulo, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, 1989. (Publicação IPEN 236)
- /64/ ROBINSON, R. A. & STOKES, R. H.. *Electrolyte solutions*. Academic Press, New York, 1955.
- /65/ GRAUBY, A.. Comunicação pessoal.
- /66/ ROZENTAL, J. J.. Department of Nuclear Installation and Materials - DIN - Activities. In: ACADEMIA DE CIÊNCIA DO ESTADO DE SÃO PAULO: *proceedings of the VI Japan-Brazil symposium on science and technology, v. IV: Application of radiation and radioisotopes... held in São Paulo, 1988*. v.IV, p:318-324. (Publicação ACIESP no. 60.IV-1988).

/67/ MATTOS, L. A. T.. *Análise preliminar sobre a disposição de rejeitos radioativos de alta atividade em formações geológicas do Estado de São Paulo*. São Paulo, 1981. (Dissertação de Mestrado, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares).

/68/ COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. *Segurança de sistemas de barragens de rejeitos contendo radionuclídeos*. Novembro, 1980. (CNEN-NE-1.10).