



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
&
ESCOLA DE ENGENHARIA



ADRIANE CAPITANIO MOUSQUER

SELEÇÃO DE ÁREAS PARA INSTALAÇÃO DE REPOSITÓRIO DE REJEITOS
RADIOATIVOS NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL ATRAVÉS DE SISTEMAS DE
INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA

Porto Alegre
2016

ADRIANE CAPITANIO MOUSQUER

SELEÇÃO DE ÁREAS PARA INSTALAÇÃO DE REPOSITÓRIO DE REJEITOS
RADIOATIVOS NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL ATRAVÉS DE SISTEMAS DE
INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas da
Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
como parte dos requisitos necessários para
obtenção do grau de Engenheira Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Barbosa Athayde
Co-Orientadora: Prof.^a Dr.^a Tatiana Silva da Silva

Porto Alegre

2016

AGRADECIMENTOS

Ao ensino superior público e gratuito, assegurado por todos os brasileiros e pelas políticas públicas de democratização da educação.

Aos professores do curso de Engenharia Ambiental aos orientadores deste trabalho, pelas experiências, tempo e ensinamentos compartilhados.

Aos meus colegas de faculdade, que fizeram dos meus anos de graduação um período de companheirismo, alegrias e aprendizado.

Aos meus amigos, que de alguma forma, mesmo que distantes, contribuíram para que enfrentasse os momentos difíceis com afeto, bom-humor e coragem.

À minha família, cujo incentivo, suporte e amparo incondicional permitiram que sempre tivesse autonomia para escolher meus próprios caminhos.

"Creo que todavía no tenemos una conciencia clara, de algo que me parece muy importante: y es que los Derechos de la Naturaleza y los Derechos Humanos son dos nombres de la misma dignidad."

(Eduardo Galeano)

RESUMO

A construção de uma rotina para a seleção de áreas propícias para a instalação de rejeitos radioativos ainda é uma tarefa cujos critérios e procedimentos não são consenso entre órgãos e profissionais que lidam com este problema. Desta forma, este trabalho se propôs a avaliar a consistência dos critérios, atributos, fatores e restrições estipulados nas regulamentações nacionais, diretrizes internacionais e bibliografia consultada, nesta ordem de prioridade, no que se referem à disposição final de rejeitos radioativos. A avaliação destas condicionantes ocorreu por meio da utilização de um Sistema de Informações Geográficas, já que a utilização desta ferramenta recorrente para auxiliar na tomada de decisão. A área de estudo restringiu-se àquela correspondente aos limites políticos do Estado do Rio Grande do Sul.

Após a reunião de uma base de dados digital em escala regional que compreende mapas e cartas com diferentes informações, dentre elas: geológicas, hidrológicas, socioeconômicas, climáticas e políticas, realizou-se operações e modelagem dos mapas temáticos em programas de geoprocessamento (*ArcGIS 10.3* e *QuantumGIS 2.16.3*). A escala e informações disponíveis possibilitaram a verificação das normativas para a etapa de seleção de áreas potenciais,

A aplicação de restrições ocorreu por meio de operações booleanas, enquanto que atributos que deveriam ser classificados em diferentes graus de aptidão foram submetidos a uma escala de notas padrão na qual a menor nota indicava a condição menos favorável, enquanto que a maior, a mais apta. Por fim, fez-se a sobreposição de todas as camadas obtidas, utilizando a sobreposição ponderada, que atribui diferentes pesos aos atributos, visando priorizar um critério em detrimento de outro. Neste caso, optou-se por privilegiar a viabilidade técnica e segurança a longo prazo do empreendimento, o que resultou em maiores valores de influência para informações como capacidade de infiltração do solo e distância dos recursos hídricos.

O produto final gerado é um mapa temático capaz de indicar regiões do estado do Rio Grande do Sul potencialmente adequadas, classificadas com três graus diferentes de aptidão para a instalação de um repositório próximo à superfície para rejeitos de baixo e médio níveis de radiação (RBMN). O resultado sugere que as os locais mais favoráveis concentram-se, sobretudo, na região centro-sul gaúcha, enquanto o noroeste do estado agrupa a maior porção de terras restritas ao processo de seleção. Além disso, verificou-se uma deficiência em informações e exigências concisas na legislação nacional, de forma que foi necessário buscar recomendações em leis referentes a diferentes tipos de rejeitos e de depósitos finais, enquanto que outros parâmetros precisaram ser estipulados baseando-se em outras referências. Também não é proposta na base legal brasileira uma metodologia padrão a ser seguida para a seleção de áreas, de maneira que o processo se torna bastante subjetivo, estando sujeito majoritariamente às prioridades estipuladas pelos gestores responsáveis pela tomada de decisão.

Por fim, este trabalho visa sugerir uma rotina de tratamento de dados em ambiente SIG, com o objetivo de selecionar áreas aptas propícias para a instalação de rejeitos radioativos.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1 - DIAGRAMA EH/PH PARA O TECNÉCIO. A ÁREA SOMBREADA REPRESENTA A REGIÃO NA QUAL O SÓLIDO AMORFO, $TcO_2 \cdot 2H_2O$ É ESTÁVEL	6
FIGURA 2 - DIAGRAMA EH/PH PARA O IODO EM SISTEMA AQUOSO	7
FIGURA 3 - DIAGRAMA EH-PH DO CARBONO NA ÁGUA A 25°C.	8
FIGURA 4 - DIAGRAMA EH-PH PARA TEMPERATURA A 25°C	9
FIGURA 5 - DIAGRAMA EH-PH PARA O NÍQUEL EM CONDIÇÕES ESPERADAS NUM AMBIENTE PRÓXIMO A SUPERFÍCIE	12
FIGURA 6 - DIAGRAMA EH-PH PARA O SISTEMA PLUTÔNIO-CARBONATOS A 25°C E 1 BAR	13
FIGURA 7 - PREFERÊNCIA PARA FORMAÇÃO DE COMPLEXOS EM ORDEM DECRESCENTE	13
FIGURA 8 - MÉTODO DE DISPOSIÇÃO ADEQUADO DE ACORDO COM O NÍVEL DE ATIVIDADE DO REJEITO.	20
FIGURA 9 - CENTRO DE ARMAZENAMENTO DE L'AUBE	21
FIGURA 10 - PARÂMETROS E FATORES NA ESCOLHA DE LOCAL PARA INSTALAÇÃO DE REPOSITÓRIOS SEGUNDO CRITÉRIOS DA IAEA.	22
FIGURA 11 - REPOSITÓRIO "ABADIA DE GOIÁS", GOIÂNIA (GO).	24
FIGURA 12 - PUBLICAÇÃO DA IAEA QUE CONTEMPLA INFORMAÇÕES SOBRE O ACIDENTE NO REPOSITÓRIO DE TAMMIKU	27
FIGURA 13 - SALA DE ARMAZENAMENTO ONDE OCORREU O VAZAMENTO	28
FIGURA 14 - TONEL QUE TEVE A TAMPA CORROMPIDA	28
FIGURA 15 - TANQUES DE ARMAZENAMENTO DURANTE A CONSTRUÇÃO DA PLANTA DE HANFORD, NA DÉCADA DE 40	29
FIGURA 16 - PLANTA DE BOMBEAMENTO E TRATAMENTO DE ÁGUA PARA TRATAMENTO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA NA PLANTA DE HANFORD	30
FIGURA 17 - VISTA AÉREA DO KARACHAI EM (A), 2002, PARCIALMENTE COBERTO, E EM (B), 2016, COMPLETAMENTE COBERTO	31
FIGURA 18 - ESTRUTURA HIERÁRQUICA NA ANÁLISE DE DECISÃO; AIJ É O VALOR RESULTANTE DA ASSOCIAÇÃO DO J-ÉSIMO ATRIBUTO ASSOCIADO A I-ÉSIMA ALTERNATIVA.	33
FIGURA 19 - ANÁLISE DECISÃO MULTICRITÉRIO ESPACIAL	34
FIGURA 20 - DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	35
FIGURA 21 - BUFFER NO ENTORNO DAS ZONAS URBANAS CONFORME RESTRIÇÃO DEFINIDA	40
FIGURA 22 - RESTRIÇÕES	40
FIGURA 23 - CLASSIFICAÇÃO DO USO DA TERRA	48
FIGURA 24 - CLASSIFICAÇÃO DA CAPACIDADE DE INFILTRAÇÃO DOS SOLOS	49
<i>FIGURA 25 - CLASSIFICAÇÃO DOS RECURSOS MINERAIS</i>	49
FIGURA 26 - CLASSIFICAÇÃO DO RELEVO	50
FIGURA 27 - CLASSIFICAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO MÉDIA ANUAL	51
FIGURA 28 - CLASSIFICAÇÃO DA DISTÂNCIA DA REDE VIÁRIA	51
FIGURA 29 - CLASSIFICAÇÃO SEGUNDO A DISTÂNCIA DOS CORPOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS	52
FIGURA 30 - CLASSIFICAÇÃO SEGUNDO A DISTÂNCIA DAS ZONAS URBANAS	53
FIGURA 31 - CLASSIFICAÇÃO SEGUNDO OS DOMÍNIOS LITOLÓGICOS	53
FIGURA 32 - CLASSIFICAÇÃO SEGUNDO À PRODUTIVIDADE AQUÍFERA	54
FIGURA 33 - CLASSIFICAÇÃO SEGUNDO O TIPO DE SOLO	55

FIGURA 34 - MAPA DE APTIDÃO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL PARA INSTALAÇÃO DE UM REPOSITÓRIO DE REJEITOS DE BAIXO E MÉDIO NÍVEIS DE RADIAÇÃO (RBMN)	58
FIGURA 35 - SUGESTÃO DE ÁREA SEGUNDO MAPA DE APTIDÃO	60
FIGURA 36 - POÇOS TUBULARES E RESPECTIVAS VAZÕES DE ESTABILIZAÇÃO PRÓXIMOS AO LOCAL SELECIONADO	61

LISTA DE TABELAS

TABELA 1– APLICAÇÕES USUAIS DA RADIOATIVIDADE NAS ATIVIDADES HUMANAS	5
TABELA 2 - CLASSIFICAÇÃO DOS REJEITOS RADIOATIVOS SEGUNDO IAEA	16
TABELA 3 - CLASSIFICAÇÃO DOS REJEITOS RADIOATIVOS SEGUNDO NORMA CNEN NN 8.02.	18
TABELA 4 - EXPECTATIVA PARA INÍCIO DE OPERAÇÃO DE REPOSITÓRIO PARA DISPOSIÇÃO DE HLW.	23
TABELA 5 - BASE DE DADOS DIGITAL	38
TABELA 6 - RESTRIÇÕES ADOTADAS	39
TABELA 7 - PESOS SUBJETIVOS ATRIBUÍDOS AOS CRITÉRIOS	41
TABELA 8 - ATRIBUIÇÃO DE NOTAS PARA USO E COBERTURA DO SOLO	41
TABELA 9 - ATRIBUIÇÃO DE NOTAS PARA A PERMEABILIDADE DO SOLO	42
TABELA 10 - ATRIBUIÇÃO DE NOTAS PARA S RECURSOS MINERAIS EXISTENTES	42
TABELA 11 - ATRIBUIÇÃO DE NOTAS PARA A DECLIVIDADE DO TERRENO	43
TABELA 12 - ATRIBUIÇÃO DE NOTAS PARA OS VOLUMES MÉDIOS ANUAIS DE CHUVA	43
TABELA 13 - ATRIBUIÇÃO DE NOTAS PARA A DISTÂNCIA DAS RODOVIAS	44
TABELA 14 - ATRIBUIÇÃO DE NOTAS PARA A DISTÂNCIA DOS CORPOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS	45
TABELA 15 - ATRIBUIÇÃO DE NOTAS PARA A DISTÂNCIA DAS ZONAS URBANIZADAS	45
TABELA 16 - ATRIBUIÇÃO DE NOTAS PARA OS DOMÍNIOS LITOLÓGICOS	46
TABELA 17 - ATRIBUIÇÃO DE NOTAS PARA A PRODUTIVIDADE DOS AQUÍFEROS	46
TABELA 18 - ATRIBUIÇÃO DE NOTAS PARA OS TIPOS DE SOLOS EXISTENTES	47
TABELA 19 - PESOS ATRIBUÍDOS PARA A SOBREPOSIÇÃO PONDERADA	47

SUMÁRIO

1.0 INTRODUÇÃO	1
2.0 OBJETIVOS	2
2.1 OBJETIVO GERAL	2
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	2
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
3.1 RADIOATIVIDADE E RADIONUCLÍDEOS	3
3.1.1 Radionuclídeos Naturais	3
3.1.2 Radionuclídeos Cosmogênicos	4
3.1.3 Radionuclídeos Antropogênicos	4
3.2 APLICAÇÕES DA RADIOATIVIDADE	4
3.3 GEOQUÍMICA NUCLEAR	5
3.3.1 ^{99}Te	6
3.3.2 ^{129}I	7
3.3.3 ^{14}C	8
3.3.4 U	9
3.3.5. ^3H (Trítio)	10
3.3.6 ^{137}Cs	10
3.3.7 ^{63}Ni	11
3.3.8. Pu	12
3.3.9 ^{90}Sr	13
3.3.10 ^{60}Co	14
3.4 GESTÃO E MANEJO	15
3.4.1 Geração, Gestão e Manejo de rejeitos radioativos no Brasil	16
3.4.2 Disposição final de rejeitos radioativos	19
3.4.3 Processos de Seleção de Sítios no Mundo	21
3.4.4 Processos de Seleção de Sítios no Brasil	24
3.4.4.1 O Projeto RBMN	25
3.5 ACIDENTES NUCLEARES EM REPOSITÓRIOS E REMEDIAÇÃO	26
3.5.1 Repositório de Rejeitos Radioativos de <i>Tammiku</i> (Estônia)	26
3.5.2 Planta Piloto do Novo México (EUA)	27
3.5.3 Planta de Hanford (EUA)	29
3.4.4 Lago <i>Karachai</i> (Rússia)	30

3.6 SIG E ANÁLISE DE DECISÃO MULTICRITÉRIO	32
3.6.1 Análise Multicritério ou Tomada de Decisão Espacial	32
4. MATERIAIS E MÉTODOS	35
4.1 DEFINIÇÃO DO PROBLEMA E DA ÁREA DE ESTUDO	35
4.2 BASE LEGAL	36
4.3 CONSIDERAÇÕES, FATORES E CRITÉRIOS	37
4.4 PROGRAMAS E BASE CARTOGRÁFICA	38
4.5 RESTRIÇÕES	38
4.6 CRITÉRIOS ESCALONADOS (FATORES)	41
4.6.1 Uso e Cobertura do Solo	41
4.6.2 Permeabilidade do Solo	42
4.6.3 Recursos Minerais	42
4.6.4 Relevô	43
4.6.5 Precipitação	43
4.6.6 Distância da Rede Viária	44
4.6.7 Distância dos Corpos Hídricos Superficiais	44
4.6.8 Distância de Áreas Urbanas	45
4.6.9 Domínios Litológicos	45
4.6.10 Hidrogeologia	46
4.6.11 Pedologia	46
4.4 REGRA DE DECISÃO	47
5.0 RESULTADOS E DISCUSSÕES	48
5.1 RECLASSIFICAÇÃO DE PARÂMETROS ESPACIAIS EM CRITÉRIOS DE APTIDÃO	48
5.2 MAPA DE APTIDÃO FINAL	55
6.0 CONCLUSÃO	62
7.0 BIBLIOGRAFIA	64

1.0 INTRODUÇÃO

O domínio das tecnologias nucleares e a difusão deste conhecimento promoveram avanços no desenvolvimento de equipamentos de pesquisa, reatores, combustíveis, medicamentos, componentes eletrônicos, instrumentos hospitalares e industriais, armamentos bélicos, baterias e outros utensílios contendo substâncias emissoras de radiação ionizantes projetadas para atender às mais diferentes demandas. Ao fim do ciclo de vida destes dispositivos, o que resta é um resíduo que não pode ser simplesmente descartado no lixo comum. Esses materiais já sem utilidade possuem a denominação popular de “lixo atômico” (uma redundância, pois qualquer lixo é formado por átomos e, portanto, é atômico) e, em virtude da atividade dos isótopos que os compõem, são chamados de Rejeitos Radioativos. (CARDOSO,2000)

Após décadas de descaso e desinteresse na busca por uma destinação adequada dos materiais oriundos das atividades e instalações nucleares, entidades e organizações regulamentadoras internacionais e nacionais, como a Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA) e a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN), passaram a publicar normativas caracterizando e estabelecendo classes para este material, além de critérios para emissão e lançamento no ambiente e diretrizes apontando as soluções técnicas consideradas mais seguras para a disposição definitiva. Dentre as alternativas mais aceitas e mais aplicadas para armazenamento final, destacam-se os repositórios de rejeitos. No Brasil, o primeiro e único dispositivo desta natureza trata-se da Abadia de Goiás, repositório próximo a superfície construído exclusivamente para armazenar os restos de material resultantes de um acidente com uma fonte de Césio. Entretanto, devido às condicionantes e exigências para dar continuidade às obras da terceira usina do complexo nuclear de Angra dos Reis (RJ), estabeleceu-se a necessidade de, até 2018, implantar um Repositório de Rejeitos de Baixo e Médio Níveis de Radiação capaz de dar destinação final adequada aos materiais oriundos das instalações nucleares existentes no país, que até então, possuem apenas armazenamento provisório. (CNEN, 2016). Esta imposição, que tornou urgente o estabelecimento de critérios para a escolha de um local adequado, motivou a escolha do tema deste trabalho.

Finalmente, ressalta-se que existe uma tendência de aumento na geração de rejeitos nucleares visto que a Política Nuclear Brasileira proposta pelos últimos governos de Dilma Rousseff e Luís Inácio Lula da Silva previam o fomento de quatro iniciativas principais, incluindo acelerar a exploração das jazidas de urânio, nacionalizar completamente as tecnologias de produção de combustível e reatores nucleares, desenvolver o potencial para projetar e construir termelétricas nucleares a fim de estabilizar a matriz energética nacional e aumentar a capacidade de usar a energia nuclear em amplo espectro de atividades (MINISTÉRIO DA DEFESA, 2008). Considerando as diretrizes existentes para a construção de dispositivos de armazenamento de material emissor de radiação ionizante, e a necessidade de que o Brasil conclua a instalação do seu próprio repositório, percebe-se uma carência de estudos e análises dos critérios de segurança a longo prazo, viabilidade técnica, proteção do meio ambiente empregados para o projeto destas instalações, e, sobretudo, da metodologia para escolha de um local para instalação.

2.0 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

- Avaliar a consistência e aplicabilidade dos critérios e condicionantes presentes na legislação pertinentes à instalação de um repositório de Rejeitos Radioativos de Baixo e Médio Níveis de Radiação.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Verificar metodologia para seleção de áreas potenciais à alocação do Repositório através da utilização de Sistema de Informações Geográficas e Análise Multicritério.
- Indicação das áreas existentes no Rio Grande do Sul tecnicamente viáveis para a instalação do dispositivo quando atendida as normas legais existentes.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 RADIOATIVIDADE E RADIONUCLÍDEOS

Denomina-se radioatividade a propriedade de certos elementos, excessivamente carregados, por matéria ou por cargas, desintegrarem-se espontaneamente, buscando um núcleo atômico mais estável, de tal forma que o produto desta otimização consiste no lançamento de partículas alfa (α) e beta (β) ou ondas eletromagnéticas altamente energéticas, gama (γ). Estas emissões, quando interagem com a matéria são capazes de promover a geração de elétrons livres de alta energia, íons positivos, e ainda, radicais livres quando da ocorrência da quebra de ligações químicas. (IAEA, 2013)

A palavra radioatividade foi primeiramente utilizada na literatura pela cientista polonesa *Marie Sklodowska Curie*, ao final do século XIX. Curie utilizou o termo para nomear o fenômeno por ela detectado em seus experimentos em uma câmara de ionização, no qual podia-se observar a geração de corrente elétrica no ar, quando minerais contendo urânio ou tório eram colocados entre duas placas eletrizadas. Anterior aos estudos de Marie Curie, o francês *Henri Becquerel* e o inglês *Silvanus Thompson* já haviam notado uma espécie de radiação eletromagnética capaz de imprimir filmes fotográficos e a qual Thompson propôs o nome de “hiperfosforescência”, enquanto Becquerel a denominou de “raios de urânio”. (MARTINS, 1990).

Na composição da Terra a ocorrência de elementos capazes de emitirem radiações ionizantes – radionuclídeos- é natural, ou seja, está associada à própria consolidação do planeta. Eles são constituintes importantes da formação geológica terrestre e, inclusive, da composição corporal humana. Contudo, existem também compostos sintetizados pelo homem, sem similares no meio ambiente. Assim, podemos categorizar os radionuclídeos em naturais ou primordiais, cosmogênicos e antropogênicos. (CHAPPIN et al, 2002) Aproximadamente 340 nuclídeos já foram encontrados na natureza, dos quais aproximadamente 70 são radioativos e encontram-se, sobretudo, entre os compostos de grande massa atômica. Todos os elementos que possuem um número atômico maior que 80 possuem isótopos radioativos, e todos os elementos com número atômico acima de 83 são radioativos (AQUINO, 2010)

A radiação de fundo do planeta, ou seja, aquela que existe naturalmente na Terra, não é constante e varia de um lugar para outro, mas a média de exposição natural é de 2,4 mSv/, segundo dados do Comitê Científico das Nações Unidas sobre os Efeitos da Radiação Atômica (UNSCEAR), de tal forma que evoluímos expostos a este fenômeno (OLIVEIRA, 2014). Contudo, a ação humana pode alterar significativamente as concentrações destes radioisótopos no meio ambiente, torná-los biodisponíveis, ou ainda, interferir nos níveis de exposição a estes compostos.

3.1.1 Radionuclídeos Naturais

São assim chamados aqueles que possuem meia-vida (tempo necessário para, por meio da emissão de radiação, ocorrer a desintegração de metade da massa do isótopo) extremamente longa, comparáveis à idade da Terra ou maior. Foram sintetizados durante a captura rápida de nêutrons ao longo do processo de explosão da supernova e, juntamente com outras substâncias de núcleos estáveis e objetos cósmicos, por mecanismos de deposição, deram origem à crosta planetária. (IAEA, 2013). Alguns destes compostos (^{235}U , ^{238}U e ^{232}Th) possuem séries de decaimentos bastante conhecidas, as chamadas séries radioativas naturais, cujos produtos finais consistem em isótopos de chumbo, e, juntas, aglomeram 42 radionuclídeos de 13 diferentes elementos ao longo da cadeia de desintegração. Outros radionuclídeos primordiais como o ^{40}K ,

emitem exclusivamente radiação gama e não apresentam uma série de decaimento (LEHTO et HOU, 2011).

3.1.2 Radionuclídeos Cosmogênicos

A interação das partículas contidas nos raios cósmicos com os átomos existentes na atmosfera (oxigênio, nitrogênio, argônio, etc.) e na superfície terrestre (oxigênio, silício, cálcio, potássio, etc.) ocasiona a transformação de elementos estáveis em outros com propriedades radioativas. (BEER et al., 2012). Dentre os cosmogênicos gerados, por critério de abundância e uso, destacam-se ^{10}Be , ^{14}C , ^{26}Al e ^{36}Cl .

3.1.3 Radionuclídeos Antropogênicos

Consistem em elementos radioativos artificiais, sem precedentes no ambiente natural, sintetizados pelo homem para os mais diversos fins, como o ^{137}Cs , ^{127}I e ^{90}Sr . A introdução destes elementos na natureza ocorre, sobretudo, devido aos testes nucleares, despejo de rejeito radioativo, ensaios em aceleradores de partículas, acidentes com reatores e lançamento de satélites nucleares. O fenômeno de dispersão das nuvens decorrentes das explosões nucleares, o “*fallout*” radioativo, é um importante agente no espalhamento de diversos radionuclídeos sintéticos sobre os oceanos, solos e biota.

3.2 APLICAÇÕES DA RADIOATIVIDADE

Apesar da radioatividade ser comumente associada à produção de armamento bélico e às usinas geradoras de energia elétrica. O domínio das técnicas nucleares é de grande importância para a diversos setores da indústria, da agricultura, da medicina, da pesquisa e do monitoramento e remediação ambiental. Trata-se de um fenômeno amplamente explorado, além de, como já citado anteriormente, ser inerente à composição do planeta.

A Tabela 1 apresenta um resumo por contendo as aplicações mais usuais da radioatividade nas atividades humanas, bem como os radioisótopos costumeiramente aplicados.

As diversas utilizações dos radionuclídeos nas atividades humanas implica na produção de resíduos e efluentes potencialmente radioativos, cujos cuidados de gerenciamento, de manuseio e de disposição requerem atenção diferenciada. Além disso, a proteção à saúde daqueles que estão envolvidos no manuseio materiais capazes de emitir radiações ionizantes requer cautela e esforços singular.

Tabela 1– Aplicações usuais da radioatividade nas atividades humanas

Agricultura	Fertilizantes e controle de pestes e insetos,	^{32}P , ^{15}N
Indústria	Radiografia industrial (gamagrafia), esterilização, análise por ativação de nêutrons, detectores de fumaça, conservação e esterilização de alimentos, exploração mineral e controle de qualidade na produção de papel e polímeros.	^{241}Am , ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{192}Ir , ^{85}Kr , ^{75}Sr , ^{63}Ni , ^{90}Sr , ^{204}Ti , ^{169}Yb
Medicina	Produção de radiofármacos, radioografias, radioterapia, fluoroscopia, densitometria óssea e radioesterilização.	^{51}Cr , ^{18}F , ^{13}N , ^{15}O , ^{67}Ga , ^{123}I , ^{99}Tc , ^{81}Rb , ^{206}Bi , ^{52}Fe , ^{77}Br , ^{129}Cs , ^{11}C , ^{85}Kr , ^{81}Kr , ^{43}K
Meio Ambiente	Monitoramento e recuperação ambiental, traçadores de poluentes e análises físico-química.	^{137}Cs , ^{51}Cr , ^{198}Au , ^{54}Mn , ^{65}Zn
Pesquisa Científica	Traçadores e datação de superfícies, sedimentos e fósseis.	^{14}C , ^{36}Cl , ^3H , ^{210}Pb , ^{51}Cr
Geração de Energia Elétrica	Gerador Termoelétrico de Radioisótopos, baterias nucleares e reatores nucleares.	^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , ^{239}Pu , ^{232}Th
Bélico	Armamento radioativo, bombas de fissão nuclear (Bomba-A), bombas de fusão nuclear (Bomba-H), bombas de nêutrons	^{235}U , ^{238}Pu , ^{63}Ni , ^{147}Pm

Fonte: WORLD NUCLEAR ASSOCIATION (2016)

Disponível: <http://www.world-nuclear.org/information-library/non-power-nuclear-applications/radioisotopes-research/radioisotopes-in-industry.aspx>

3.3 GEOQUÍMICA NUCLEAR

A disposição segura de material contendo elementos radioativos requer o estudo do comportamento físico-químico destas substâncias ao longo do solo e da água subterrânea. O transporte de contaminantes radioativos de seus repositórios até a biosfera expõe o ambiente e os seres vivos a níveis e tipos de radiação potencialmente danosas. Por esta razão, é preciso conhecer a geoquímica dos radionuclídeos que estão comumente presentes nos rejeitos gerados pelas atividades humanas. Contudo, os desafios envolvidos no entendimento das interações entre os compostos emissores de radiação ionizantes e o meio físico está justamente no fato destas substâncias decaírem espontaneamente, originando novos compostos com singularidades e comportamento distintos das de seus antecessores, além das emissões de partículas e ondas eletromagnéticas que podem interferir na dinâmica natural do solo, da água e da atmosfera. A dissociação de moléculas por radiação (radiólise), em geral, produz condições oxidantes e propicia o decaimento do pH nas soluções. Esta alteração na acidez cria um ambiente favorável à solubilização de metais e radionuclídeos, especialmente os elementos

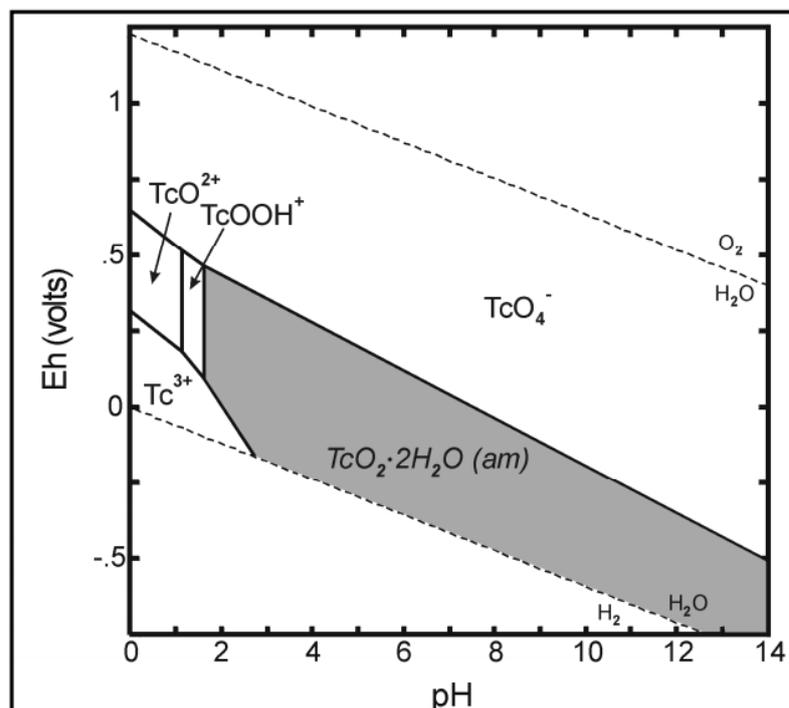
transurânicos (todos aqueles com raio atômico maior que o do Urânio), sendo o Eh e o pH das águas subterrâneas os parâmetros que afetam mais drasticamente o comportamento geoquímico destes compostos.

Dada a quantidade de radionuclídeos existentes e de parâmetros geológicos e hídricos a serem considerados, torna-se difícil realizar previsões globais quanto ao comportamento das substâncias. Portanto, para o propósito ao qual este trabalho se dispõe, concentrou-se nos elementos mais comumente encontrados no rejeito de baixo nível de radiação e de maior interesse do ponto de vista da saúde humana. Esta escolha foi baseada em INEL (1996), trabalho no qual, a partir da caracterização do rejeito radioativo de baixa atividade, listou-se os elementos presentes com longa meia-vida capazes de apresentar risco à saúde humana e aqueles de curta meia-vida possíveis de expor os trabalhadores que operam no gerenciamento de resíduos em risco, ou apresentar toxicidade para fauna e flora (INEL, 1996).

3.3.1 ^{99}Tc

O tecnécio existe em diversos estados de valência, sendo o TcO_4^- o mais estável e abundante deles, exceto em ambientes redutores, ricos em sulfetos, nos quais o Tc_2S_7 é a principal forma de existência do elemento, já que o ânion TcO_4^- é pouco solúvel nestas condições. A reatividade química do TcO_4^- é bastante similar com a do MoO_4^{2-} , a sorção do TcO_4^- aumenta à medida que a concentração de orgânicos no solo se eleva, sendo que a otimização deste cenário acontece em condições de pH ácido. A sorção é atenuada pela presença de bicarbonatos em solução, devido à competição entre os íons pelas cargas positivas. Hidróxidos de ferro mostram-se bastante eficientes na descontaminação de sítios contendo TcO_4^- . O mecanismo pelo qual isto ocorre está ligado à adsorção específica pelo selênio. (JOHNSON, 1985)

Figura 1 - Diagrama Eh/pH para o Tecnécio. A área sombreada representa a região na qual o sólido amorfo, $\text{TcO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ é estável



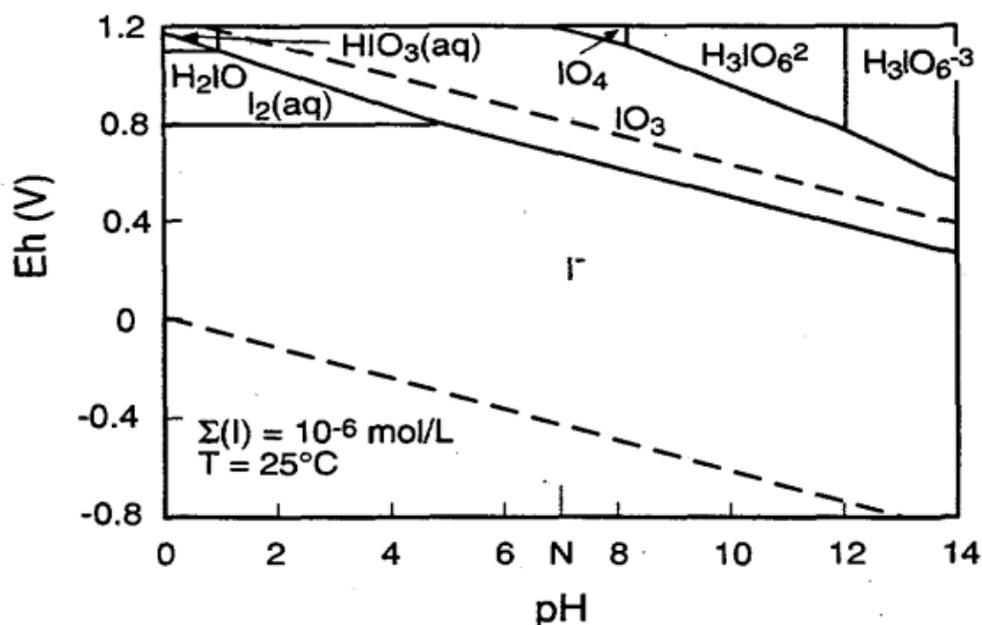
Fonte: ICEHOWER et al (2008)

A retenção ou a mobilidade do tecnécio depende substancialmente das condições redutoras do sistema. Para solos tipicamente agrícolas, por exemplo, os valores de Eh variam de 100 a 600 mV e o pH de 4 a 8 (KOCH-STEINDL e PRÖHL, 2001). Em pH neutros Tc (VII) é reduzido entre 200 e 100 mV. Devido a estas razões, do tecnécio ser um elemento sensível a meios redutores e de sua mobilidade e solubilidade na água subterrânea dependerem de seu estado de oxidação, uma grande parte dos esforços no campo da pesquisa concentram-se em quantificar as várias espécies de Tc, em termos de Eh, pH e potencial de oxidação, não estando ainda bem esclarecidos os fundamentos químicos das reações de oxi-redução que afetam a mobilidade do tecnécio. (ICEHOWER et al, 2008).

3.3.2 ^{129}I

Iodo existe como I^- em soluções neutras ou levemente ácidas, e como IO_3^- em meios alcalinos oxidantes. Ao todo, são conhecidos 24 isótopos de iodo, dos quais 18 possuem meia vida menor que um dia. Porém, o ^{129}I , em especial, possui meia vida de $1,7 \times 10^7$ anos. Este isótopo é volátil, capaz de sublimar em pressão atmosférica. Precipitados de ^{129}I são significativamente solúveis, exceto quando formam sais com Pb, Sb, As, Hg e Ba. Ensaio conduzidos em laboratório, compilados por AMES & RAI (1978), demonstraram que a sorção do iodo é crescente à medida que aumenta a presença de orgânicos no solo, e inversamente proporcional ao pH. Em meios moderadamente ácidos, as partículas de argila e os hidróxidos precipitados são carregados positivamente, portanto, são fortemente capazes de promover a sorção de ânions. Ainda, I^- é efetivamente sorvido pelos hidróxidos de ferro. (JOHNSON, 1985). Numa faixa de pH variável entre 7.5 e 8.0, com minerais como calcita, clorita, hematita, caolinita, muscovita, não foi percebida nenhuma sorção do I^- , o que pode ser explicado pela baixa capacidade de troca aniônica em pH alcalinos (KAPLAN et al, 1995)

Figura 2 - Diagrama Eh/pH para o Iodo em Sistema



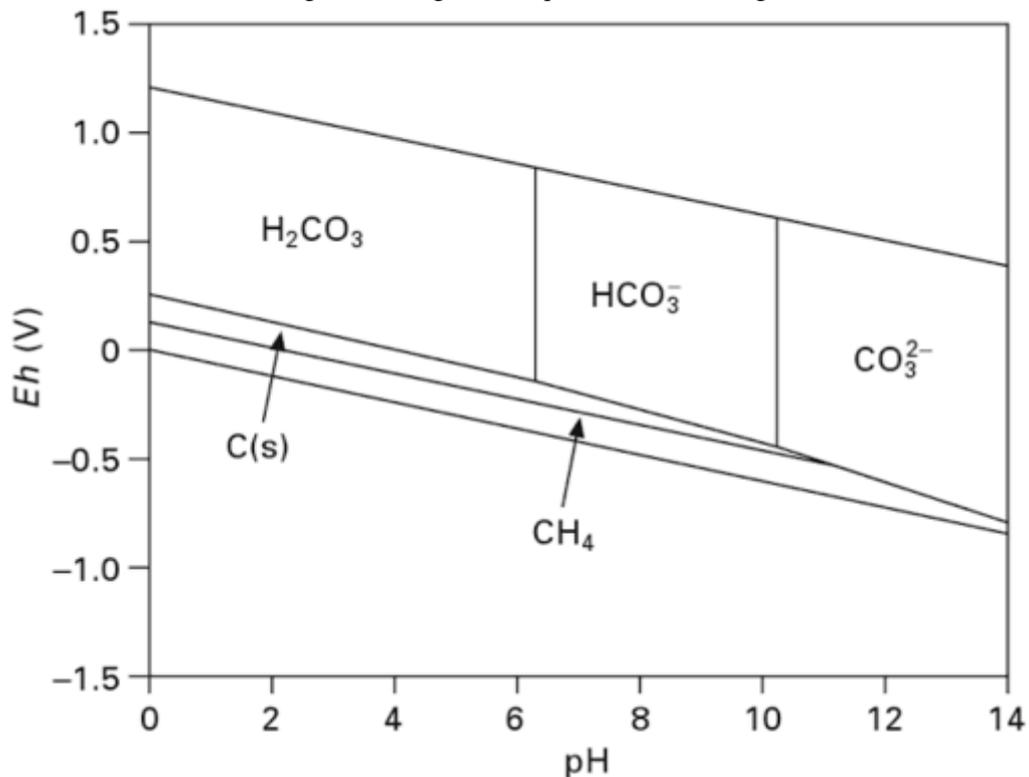
Fonte: KAPLAN et al (1995)

3.3.3 ^{14}C

O carbono radioativo (^{14}C) possui um tempo de meia vida de 5.730 anos. O comportamento propício à sorção do ^{14}C , primeiramente via adsorção, é menos compreendido do que seu isótopo ^{12}C . A química dos carbonatos é bastante complexa dado que, sobre determinadas condições ambiente, os íons podem existir no seu estado sólido, líquido e/ou gasoso. Além disso, sua especiação é altamente dependente do pH. Em meios ácidos, o íon é perdido para a atmosfera como CO_2 , porém em condições de pH neutro, predominam os ânions H_2CO_3^* ou HCO_3^- . Estas espécies interagem muito pouco com os componentes dos solos, tendendo a migrar rapidamente para a água subterrânea. (IAEA, 1999).

A Figura 3 demonstra a especiação do carbono como função do pH, sendo que H_2CO_3 e HCO_3^- predominam na maior parte das águas subterrâneas, e CO_3^{2-} é o principal carbonato em meios alcalinos. (ROBERTS E KAPLAN, 2008). O ^{14}C é particularmente móvel na água subterrânea e na atmosfera na sua forma gasosa (CO_2). Os riscos envolvidos na disposição final de material contendo ^{14}C consistem no fato de que se trata de um emissor de radiação β . O ^{14}C decai para ^{14}N emitindo partículas com energia máxima de 156 keV (OJOVAN e LEE, 2005). Outra preocupação quanto a presença deste composto no resíduo radioativo é quanto a sua alta volatilidade, propiciando sua inalação. (INEL, 1996)

Figura 3 - Diagrama Eh-pH do carbono na água a 25°C.



Fonte: POINSSOT & GECKEIS (2012)

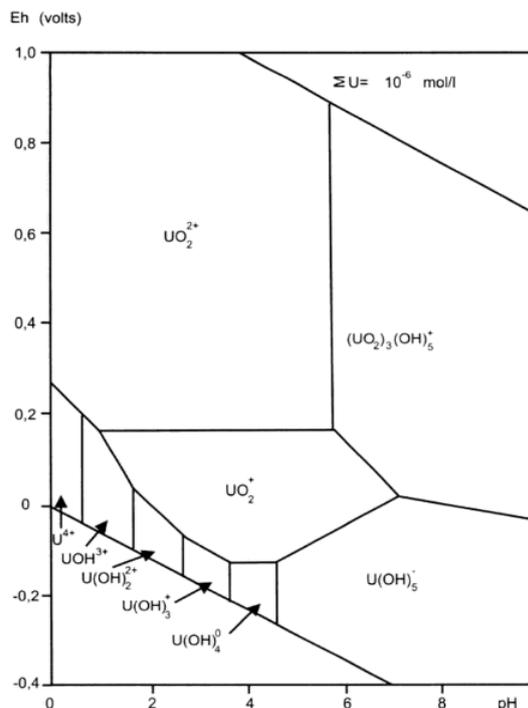
3.3.4 U

O urânio (U) ocorre numa variedade de minerais onde está presente com diferentes valências como no UO (divalente), UF₃ (trivalente), UC₄ (tetravalente), UF₅ (pentavalente), UF₆ (hexavalente). Em rochas ígneas, o urânio comporta-se com considerável mobilidade, e acumula-se nas camadas mais profundas da rocha, sobretudo o íon U₄⁺. A concentração de urânio no solo é condicionada por suas propriedades intrínsecas como afinidade com o oxigênio, sua estabilidade em sua forma tetravalente sobre condições de alta pressão e temperatura e sua estabilidade devido ao tamanho do seu raio iônico.

A sorção do urânio em solos argilosos e ricos em Fe costuma ser alta, visto que os oxidróxidos de Fe são os adsorventes em potencial do urânio mais significativos. Em seguida, destaca-se a importância da matéria orgânica (SHULTZ et al, 1998). O urânio é um elemento litófilo que, contrariando a ação da gravidade, tende a migrar para a superfície juntamente com outros silicatos leves. Várias razões justificam este comportamento anômalo do U, sendo elas o seu grande raio atômico, a sua facilidade para volatilizar ou formar combinações voláteis sobre temperaturas menores que outros metais e sua forte afinidade com flúor, cloro e oxigênio. (BONOTTO E SILVEIRA, 2006)

Quanto a sua solubilidade, trata-se de um elemento polivalente que, sobre condições redutoras, apresenta uma solubilidade muito baixa, já que tende a precipitar formando UO₂. Em meios oxidantes, com abundância de carbonatos, pode ocorrer a formação de carbonatos de urânio. (IAEA, 1999). Em condições oxidantes U(VI) torna-se muito mais solúvel e com maior mobilidade do que a forma U(IV). Sua forma U(IV) possui baixo potencial iônico, costuma reagir com bases e formar um hidróxido de muito baixa solubilidade (UOH₄), enquanto que a U₆⁺ é encontrado na forma de uranila (UO₂²⁺) que, em solução, forma um hidróxido consideravelmente solúvel UO₂(OH⁺) (BONOTTO E SILVEIRA, 2006).

Figura 4 - Diagrama Eh-pH para temperatura a 25°C



Fonte: BONOTTO E SILVEIRA (2006)

Em meio aquoso, a forma U_6^{+} é tão presente quanto o íon UO_2^{++} . Com o aumento do pH, os íons ocorrem no formato de hidróxidos $M(OH)^{n+1}$ ou MO_xOH . Num meio não complexante, o limite de solubilidade é geralmente dado pelos seus hidróxidos. A mobilidade do U é amplamente controlada pela sua habilidade de formar complexos com outros ânions inorgânicos (F^- , Cl^- , PO_4^{3-} , CO_3^{2-}). Contudo, ligantes orgânicos como os ácidos húmicos ainda são os mais atrativos para o urânio. (BOURDON et al, 2003). Quando em solução, o urânio tende a ser precipitado, depositando-se nos poros do solo, assim que a água atravessa o ambiente redutor gerado pela presença de matéria orgânica no solo. Por esta razão, frequentemente ocorre o enriquecimento por urânio da matéria orgânica depositada nestes poros.

A imobilização *in situ* pode ser feita por meio da redução do U (IV) sobre condições redutoras, através da ação da atividade microbiana e da adição de espécies químicas redutoras.

3.3.5. 3H (Trítio)

O 3H é o terceiro isótopo do hidrogênio, o único radioativo dentre eles. Possui uma meia vida de 12,3 anos, decaindo para 3He a partir da emissão de radiação β . Devido à baixa energia emitida, considera-se o trítio como um elemento de baixo risco quanto a sua emissividade. Contudo, a maior preocupação em torno do 3H despejado no ambiente consiste na capacidade da substância substituir o hidrogênio presente em outros compostos, sobretudo aqueles essenciais à vida. (INEL,1996).

No solo, o trítio apresenta uma baixa afinidade com as partículas sólidas, sendo rapidamente oxidado para 3H_2O (água tritiada ou água superpesada), de forma que a taxa desta conversão aumenta juntamente com a temperatura e umidade do solo (CALMON & GARNIER-LAPLACE, 2010). Uma outra pequena fração de 3H pode ser incorporada à matéria orgânica como resultado da produção de biomassa por microrganismos (TURNER, 2016). Uma vez que ocorre o aparecimento de 3H_2O , esta molécula pode ser absorvida pelas raízes das plantas, evaporar ou percolar na subsuperfície. Por esta razão, 3H dificilmente existe no solo a uma profundidade maior que 2,5 cm (MCFARLANE et al., 1978; SWEET AND MURPHY, 1981). Contudo, grande parte do trítio depositado no solo, tende a ser reintroduzido na atmosfera por evaporação antes mesmo que possa configurar-se como água tritiada. Na interface atmosfera-solo ocorre a troca de trítio por deposição e por evaporação. Em água, o 3H é encontrado majoritariamente como HTO e segue naturalmente os fluxos de escoamento. A precipitação e transferência do trítio na água para outro meio depende basicamente de sua concentração na atmosfera, já que, pela baixa afinidade, não costuma concentrar-se nos sedimentos (CALMON & GARNIER-LAPLACE, 2010). Este elemento costuma ser aplicado na datação das águas subterrâneas e, devido a sua meia-vida relativamente curta, sua presença no aquífero indica infiltrações recentes (MINARDI & BOMTEMPO, 2000).

3.3.6 ^{137}Cs

A principal origem do ^{137}Cs no ambiente terrestre foi o *fallout* causado pelos testes de armamento na década de 50 e 60. Contudo, sabendo que a meia vida do composto é de aproximadamente 30,17 anos, a maior parte do ^{137}Cs introduzido naquele período já sofreu decaimento, emitindo partículas beta e radiação gama com carga energética relativamente alta (ASHRAF et al, 2014).

O céσιο possui comportamento bastante semelhante ao de outros metais alcalinos, sobretudo o potássio, sendo um elemento fortemente retido em solos argilosos e sedimentos, interagindo especialmente com a illita, a vermiculita, a caulinita e a montmorilita (DE LUCA &

GODOY, 1997). Por outro lado, é adsorvido fracamente por óxidos de ferro.

O comportamento do Cs nos sedimentos é complexo, graças a sua difusão na água intersticial, à percolação de partículas e à ação dos microrganismos. A microbiota do solo influencia no ciclo do ^{137}Cs pois é capaz de imobilizá-lo e acumulá-lo. Os microrganismos podem não somente transferir ^{137}Cs para as plantas, como também retê-lo nas camadas mais superficiais do solo. (KOARASHI et al, 2012)

O coeficiente de distribuição sólido-solução (K_d) do césio radioativo em ambientes de água doce está na faixa de $1-5 \cdot 10^5$, porém, a medida que a salinidade no meio aumenta, também se acentua a competição entre cátions para a adsorção no sedimento, ocasionando a dessorção do Cs. (BASKARAN, 2011). Em solos não argilosos, os compostos formados pelo ^{137}Cs apresentam alta solubilidade, migrando rapidamente para a água subterrânea. A migração do ^{137}Cs no solo é governada principalmente pela quantidade de argila no solo, de tal maneira que a sorção do Cs aumenta à medida que cai a quantidade de matéria orgânica no solo (SZABÓ, 2012).

O grande risco associado ao ^{137}Cs na água é a exposição dos seres humanos ao composto por meio da ingestão. Devido à similaridade no comportamento do césio com o do potássio, ao ser ingerido, o elemento pode assumir a função corporal exercida pelo K^+ , acumulando-se nos tecidos musculares dos organismos, além, é claro, dos danos causados pela emissão de radiação (INEL, 1996)

3.3.7 ^{63}Ni

O níquel (Ni) ocorre naturalmente em muito tipos de solos. De fato, trata-se de um elemento base, cuja ocorrência na natureza costuma ser muito mais expressiva do que suas concentrações normalmente encontradas em rejeitos. Esta substância possui uma meia-vida de 92 anos e decai através da emissão de uma partícula Beta de baixa energia. Comparado aos riscos oferecidos por outros radioisótopos existentes nos rejeitos nucleares, os perigos oferecidos pelo ^{63}Ni tendem a concentrarem-se em possíveis efeitos sobre a biota. (BEASLEY e HELD, 1969)

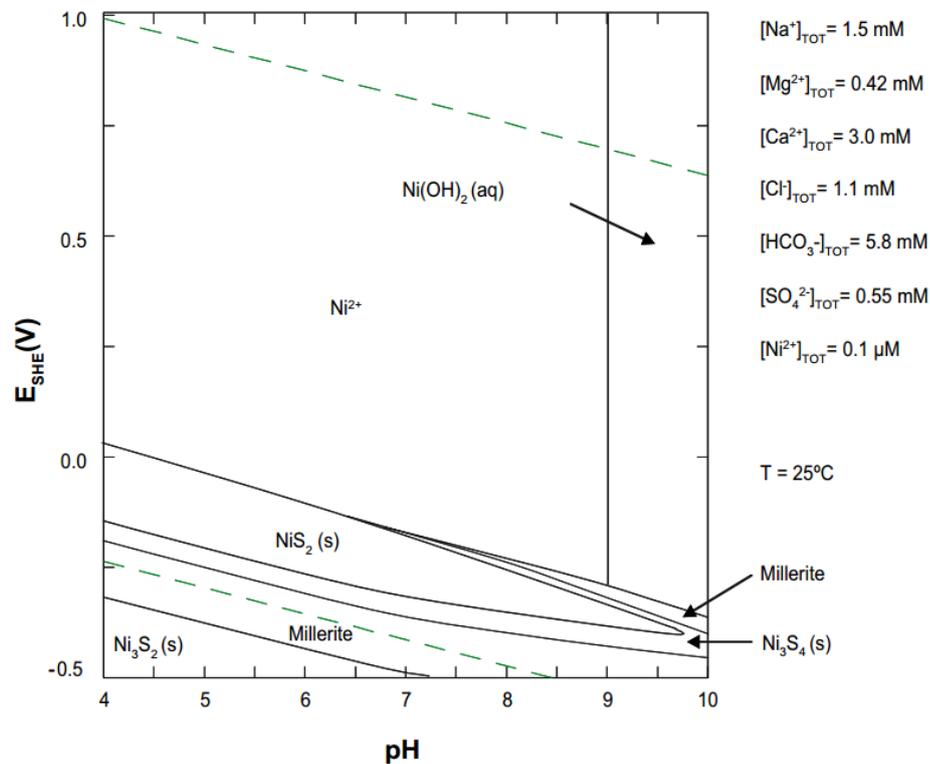
A quantidade de níquel no solo e na água subterrânea, em um episódio de contaminação, é influenciada em ordem decrescente de importância por (a) retenção do solo, (b) precipitação anual, (c) textura do solo e (d) profundidade do lençol freático.

Estudos conduzidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (EPA) estabeleceram os coeficientes de distribuição para o ^{63}Ni em diferentes tipos de solo (NEIHEISEL, 1983). Para bacias aluviais, os valores de K_d variaram de 2.000 a 5.000 mL/g, de 100 a 500 mL/g em planícies costeiras. (INEL, 1995). As diferenças nesses valores podem ser atribuídas ao pH dos solos, quanto maior o pH, maior a capacidade de retenção. Preferencialmente, em condições oxidantes, o ^{63}Ni é adsorvido pela matéria orgânica, oxi-hidróxidos e minerais argilosos. Já em ambientes mais redutores, o metal pode formar sulfídros e/ou ser incorporado a sulfetos de ferro recém-formados. Pode ainda ser encontrado associado com calcita, substituindo o Cálcio na estrutura cristalina do mineral. (SKB, 2010)

De acordo com Dragun (1988), a adsorção do níquel é uma função do pH em dois ambientes diferentes, aqueles ricos em ferro e os ricos em alumínio. (DRAGUN, 1988)

Devido à facilidade com que o níquel é adsorvido pelo solo, o metal dificilmente alcança as águas subterrâneas. Entretanto, esse quadro pode ser modificado de acordo com o pH das águas ou a falta de agentes complexantes no solo. (INEL, 1995)

Figura 5 - Diagrama Eh-pH para o Níquel em condições esperadas num ambiente próximo a superfície



Fonte: SKB (2010)

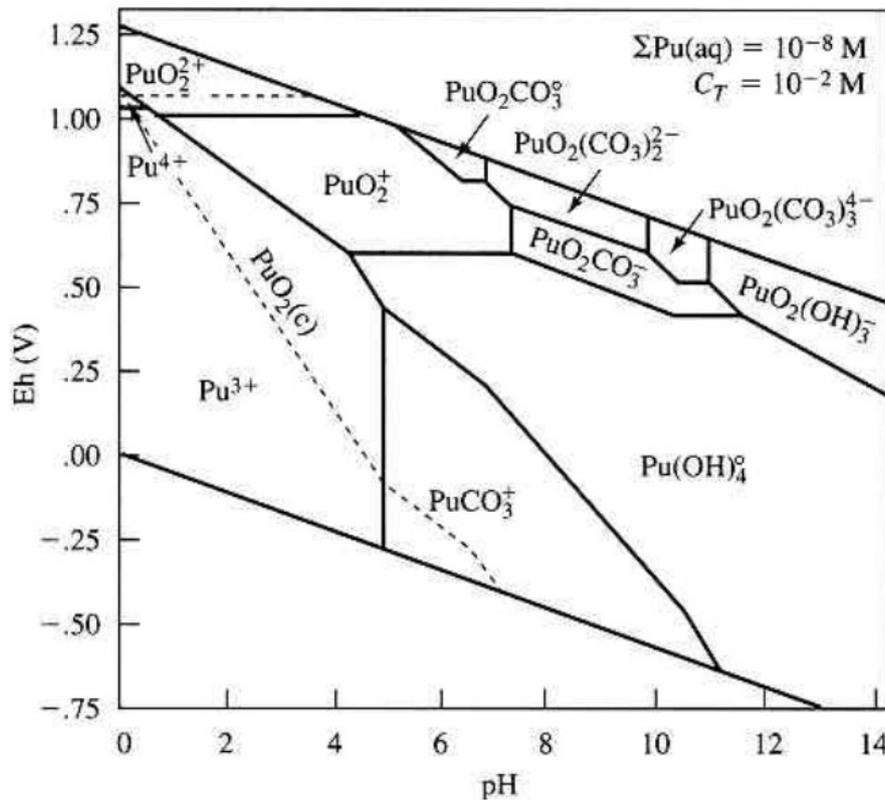
3.3.8. Pu

O plutônio (Pu) no meio ambiente é um elemento altamente tóxico, devido aos usos nas atividades humanas, destacam-se os radioisótopos ^{238}Pu , ^{239}Pu e ^{240}Pu , com meias-vidas de 87,5, 24.000 e 6.500 anos respectivamente. Em seu decaimento, libera partículas alfa que, apesar de não configurarem fontes de irradiação externa para os seres vivos, podem ser potencialmente perigosas quando adentram os sistemas dos organismos. (FIGUEIRA et al, 2003)

Em condições semelhantes ao ambiente existente próximo à superfície terrestre, o plutônio pode ocorrer em diferentes estados de oxidação: +3, +4, +5 e +6, sendo que as formas +4, +5 e +6 estão relacionadas às condições oxidantes, enquanto que as valências +3 e +4 ocorrem sob condições redutoras. Na maior parte dos ambientes, este actínideo aparece nos estados de oxidação +4 e +5, sendo que a espécie tetravalente é mais estável quando adsorvida por minerais. Os óxi-hidróxidos associados com as diferentes valências da molécula são Pu(III) +3, Pu(IV) +4, Pu(V)O₂⁺, Pu(VI)O₂⁺⁺ e Pu(VII)O₄⁻ (CLEVLAND, 1979).

A mobilidade do plutônio no ambiente é profundamente influenciada pelo seu estado de oxidação. Pu(IV) move-se 2 ou até 3 vezes mais lentamente que os estados Pu(V) e Pu(VI). Os valores de K_d para os diferentes estados de oxidação do elemento variara entre 10 até 10.000 mL/g. (INEL, 2012)

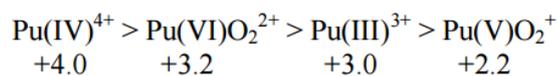
Figura 6 - Diagrama Eh-pH para o sistema plutônio-carbonatos a 25°C e 1 bar



Fonte: LANGMUIR (1997)

A complexação do actínido com diferentes ligantes apresenta um impacto significativo na sua sorção nas camadas superficiais do solo, afetando a carga das espécies e a energia livre da molécula. A afinidade para formação de complexos decresce de acordo com o estado de oxidação tal qual representado na Figura 6. Os principais ligantes dos actínidos de uma forma geral, são o OH^- , CO_3^{2-} , HPO_4^{2-} , SO_4^{2-} e NO_3^- . A concentração de plutônio na fase aquosa é normalmente controlada pela presença de $\text{Pu}(\text{OH})_4$ ou PuO_2 devida a baixa solubilidade destes compostos (INEL, 2002).

Figura 7 - Preferência para formação de complexos em ordem decrescente



Fonte: INEL (2002)

3.3.9 ^{90}Sr

O estrôncio (Sr) possui vários radioisótopos, sendo o ^{90}Sr aquele que apresenta maior interesse devido ao risco que configura para a saúde humana. Este radionuclídeo possui uma meia vida de 29,1 anos, é um emissor de partícula beta com energia na ordem de 0,54 MeV. Trata-se de um produto da fissão do U^{235} utilizado como combustível nuclear. Também é

comumente encontrado nos rejeitos de baixos níveis de radiação. As maiores preocupações quando ao potencial contaminante do ^{90}Sr concentram-se na sua interação com a zona vadosa e a subterrânea.

Por se tratar de um metal alcalino terroso, com considerável semelhança ao átomo de cálcio, o Sr pode facilmente substituí-lo nas composições dos minerais, incluindo plagioclásios, sulfatos como gesso e anidrita, apatitas e carbonatos (calcita, dolomita e, especialmente, a aragonita). Em alguns minerais o íon Sr^{+2} pode ainda ocupar a função do K^+ (CAPO et al, 1997). Apresenta também forte interação com a matéria orgânica do solo (KUNG et col., 1999).

De acordo com FIGUEIRA (2000) o estrôncio não sofre hidrólise e não possui íons hidrolisáveis, limitando-se às reações de troca iônica com o material particulado e o sedimento. Ainda, a sorção do ^{90}Sr é costumeiramente influenciada pela capacidade de troca catiônica, alumínio total e carbono total da partícula ou sedimento e das concentrações de cátions naturais na água. (FIGUEIRA, 2000)

O Sr^{90} é solúvel em água, mas como já abordado, tende a ser adsorvido por partículas sólidas existentes no solo. Contudo, quando desorvido, apresenta uma taxa de migração relativamente alta se comparado a de outros contaminantes (LU et al, 1999). Em água, o ^{90}Sr é sorvido pelos sedimentos e então move-se com velocidade menor do que o fluxo de água subterrânea. Dependendo da velocidade, e distância dos receptores, o decaimento natural radioativo pode ser retardado. Este retardo depende da estabilidade das condições geoquímicas. Possui um alto tempo de residência, de forma que as concentrações de estrôncio na água subterrânea levam muito tempo para atingirem valores compreendidos uma faixa considerada segura do ponto de vista da saúde humana (INEL, 2007)

3.3.10 ^{60}Co

Apesar do cobalto ser um metal distribuído ao longo de toda a crosta terrestre, seu radioisótopo ^{60}Co é oriundo da atividade humana, proveniente do efluente líquido das plantas de produção nuclear. Possui meia vida de 5,27 anos, emissor de partícula beta e radiação gama. Seu comportamento geoquímico assemelha-se ao do ferro e do magnésio, formando frequentemente oxi-hidróxidos metálicos (IRSN, 2012).

No solo, o cobalto pode ser encontrado principalmente como Co^{+2} . Forma hidróxidos em ambientes com pH próximos a 9,5 e tende a precipitar, enquanto que se agrupa aos sulfatos em condições redutoras ($\text{Eh} < -3000$ mV e pH 7) (KRUPKA AND SERNE, 2002). O cobalto é capaz de formar complexos com ligantes orgânicos do solo, sobretudo compostos húmicos e ácidos fúlvicos, o que acentua sua mobilidade. Devido aos ânions contidos nas argilas, o Co^{+2} é incorporado entre as camadas do solo. Segundo ATWOOD (2010) essas camadas intermediária onde são contidos os cátions de cobalto não ocupam posições rígidas, de forma que o metal pode ser relançado, dissolvido e transportado novamente através do solo com outros compostos orgânicos (ATWOOD, 2010). Em um pH alcalino, próximo a 12, semelhante ao do cimento Portland (normalmente utilizado para solidificar e imobilizar rejeitos de baixos níveis de radiação), Ohnuki (1992) concluiu que o radioisótopo existe em duas diferentes frações, uma móvel e outra imóvel, sendo que as máximas concentrações de ^{60}Co decrescem à medida que se aumenta a altura da coluna da matriz sólida. O autor ainda avalia que o óxido de magnésio foi o principal responsável pela sorção do cobalto. (OHNUKI, 1992)

Reações microbiológicas também podem ser determinantes na mobilidade do cobalto no solo. Atividade bacteriana realiza a degradação dos quelantes orgânicos que costumam adsorver o cobalto, promovendo o transporte do metal. Por um lado, o Co é necessário para a fixação do nitrogênio nos processos microbiológicos, por outro lado, determinadas espécies de

microrganismos podem inibir os processos de redução e oxidação sobre ele.

A solubilidade do cátion Co^{+2} na água subterrânea pode atingir valores contidos entre 0,5 e 1 g/ml, sendo influenciada pelo pH, força iônica e outros fatores. Entretanto, se houverem condições propícias para aumento da solubilidade, o cobalto pode ser incorporado rapidamente pelos argilominerais presentes no solo.

3.4 GESTÃO E MANEJO

A Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA) estabeleceu em 1995 os nove princípios fundamentais para a gestão dos rejeitos radioativos (*Safety Series – The Principle of Radioactive Waste Management*), contendo declarações sobre aspectos éticos que devem fundamentar os objetivos da Gestão de Resíduos (IAEA, 1995):

- Proteção à saúde humana;
- Proteção ao meio ambiente;
- Proteção além das fronteiras;
- Proteção às futuras gerações;
- Sem passivos às futuras gerações;
- Base legal apropriada;
- Limitação da geração de rejeitos;
- Independência da geração e gestão;
- Segurança das instalações;

No intuito de estabelecer metodologias de gerenciamento de material emissor de radiação que pudessem ser aplicadas nos mais diversos países, facilitando a comunicação e troca de informação entre as nações utilizadoras de tecnologias radioativas, a IAEA segregou os rejeitos sólidos radioativos em 06 diferentes classes cujas características indicam os dispositivos mais adequados para deposição final e mecanismos seguros de operação e manejo. A classificação proposta pela IAEA (2009) é apresentada na Tabela 2.

Tabela 2 - Classificação dos rejeitos radioativos segundo IAEA

Classificação	Características
EW- Exempt waste (Rejeito Isento)	Rejeito que atende os critérios para disposição convencional, sem controle radiológico específico.
VSLW – Very Short Lived Waste (Rejeito de meia-vida muito curta)	Rejeito que após armazenamento temporário para decaimento pode ser disposto em soluções convencionais de resíduos.
VLLW – Very Low Level Waste (Rejeitos de Muito Baixo Nível de Radiação)	Rejeitos que podem ser dispostos em aterros próximos a superfície, recebendo tratamento tal qual outros resíduos perigosos.
LLW – Low Level Waste (Rejeito de Baixo Nível de Radiação)	Rejeitos que necessitam de isolamento e contenção por uma centena de anos, mas que podem ser depositados em repositórios próximos a superfície.
ILW – Intermediate Level Waste (Rejeito de Médio Nível de Radiação)	Rejeitos que podem conter radionuclídeos de longa meia-vida. Requerem cuidados bastante criteriosos de isolamento e contenção que, quando atendidos, permitem sua disposição segura em repositório próximo a superfície.
HLW – High Level Waste (Rejeito de Alto Nível de Radiação)	Rejeitos com alta atividade radioativa capazes de produzir calor em função do decaimento ou com radionuclídeos de meia-vida longa. A disposição em formações geológicas profundas é entendida como a solução mais adequada.

Fonte: IAEA (2009)

3.4.1 Geração, Gestão e Manejo de rejeitos radioativos no Brasil

Os resíduos radioativos constituem uma fração dos resíduos sólidos que requer manejo, legislação e atenção diferenciada. A Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) é a responsável por planejar, orientar, supervisionar, regulamentar e fiscalizar a produção e o uso da energia nuclear no Brasil. A disposição CNEN-NE- 6.05 define rejeitos radioativos como “qualquer material resultante de atividades humanas, que contenha radionuclídeos em

quantidades superiores aos limites de isenção especificados na Norma CNEN-NE- 6.02: Licenciamento de Instalações Radioativas e para a qual a reutilização é imprópria ou não prevista.

Segundo normativa CNEN-NN 8.02: Licenciamento de Depósitos de Rejeitos Radioativos de Baixo e Médios níveis de Radiação, segrega-se os rejeitos radioativos sólidos em sete classes diferentes de acordo com seus níveis e natureza de radiação, bem como suas meia-vidas. A Tabela 3 agrupa as classes designadas para os rejeitos.

No Brasil, as principais instituições responsáveis pelo manuseio e geração de rejeitos radioativos estão ligadas às áreas de medicina, da pesquisa e da indústria. Uma parte desse resíduo possui altos níveis de radioatividade e uma longa meia-vida. (IAEA, 1997), enquanto que outra fração possui baixa atividade, ou ainda, decai muito rapidamente. Dentro das instalações industriais e de medicina e de pesquisa nuclear utilizam-se radiofármacos, fontes de emissão e outras substâncias contendo radioisótopos para fins de produção, controle de qualidade, investigação, diagnóstico, terapia, dentre outros. Sabendo que, em território nacional, o funcionamento de uma instalação que opera com radionuclídeos está sujeito à autorização da CNEN (CASTRO,2005), sobre a premissa de cumprir e apresentar os planos exigidos pela Comissão, a destinação final dos resíduos gerados emissores de radiação ionizante deve ser feita segundo regulamentação estipulada: CNEN-NE 6.05 – “Gerência de Rejeitos Radioativos em Instalações Radioativas”.

Apesar de existirem políticas de abrangência nacional que tratam sobre o gerenciamento de rejeitos radioativos, verifica-se grandes dificuldades no atendimento a estas normativas, devido às deficiências de fiscalização, ao desconhecimento da regulamentação e escassez de responsáveis técnicos nas unidades geradoras. Ademais, não há conhecimento da totalidade de radionuclídeos que adentram os aterros sanitários, de forma que não se pode garantir a segurança dos trabalhadores, dos recursos naturais e das comunidades existentes próximas às áreas de deposição final.

Tabela 3 - Classificação dos Rejeitos radioativos segundo norma CNEN NN 8.02.

Classe	Categoria	Características
Classe 0	RI- Rejeitos Isentos	Rejeitos contendo radionuclídeos com valores de atividade ou de concentração de atividade, em massa ou volume, inferiores ou iguais aos respectivos níveis de dispensa estabelecidos nos Anexos II e V da Norma CNEN NN 8.01 Gerência de Rejeitos Radioativos de Baixo e Médio Níveis de Radiação;
Classe 1	RVMC - Rejeitos de meia-vida muito curta	Rejeitos com meia-vida inferior ou da ordem de 100 dias, com níveis de atividade ou de concentração de atividade superiores aos respectivos níveis de dispensa;
Classe 2	RBMN – Rejeitos de baixo e médio nível de radiação	Rejeitos com meia-vida superior à dos rejeitos da Classe 1, com níveis de atividade ou de concentração de atividade superiores aos níveis de dispensa estabelecidos nos Anexos II e V da Norma CNEN NN 8.01 Gerência de Rejeitos Radioativos de Baixo e Médio Níveis de Radiação, bem como com potência térmica inferior a 2 kW/m ³ ;
Classe 2.1	RBMN-VC – Rejeitos de meia-vida curta	Rejeitos de baixo e médio níveis de radiação, emissores beta/gama, com meia-vida inferior ou da ordem de 30 anos e com concentração de radionuclídeos emissores alfa de meia-vida longa limitada em 3700 kBq/kg, acondicionados em volumes individuais e com um valor médio de 370 kBq/kg para o conjunto de volumes;
Classe 2.2	RBMN-RNp – Rejeitos contendo radionuclídeos naturais	Rejeitos de baixo e médio níveis de radiação, provenientes de extração e exploração de petróleo, contendo radionuclídeos das séries do urânio e tório em concentrações de atividade ou atividades acima dos níveis de dispensa estabelecidos no Anexo V da Norma CNEN NN 8.01 Gerência de Rejeitos Radioativos de Baixo e Médio Níveis de Radiação;

Tabela 3 – Classificação dos Rejeitos radioativos segundo norma CNEN NN 8.02.
(continuação)

Classe	Categoria	Características
Classe 2.3	RBMN-RNm – Rejeitos contendo Radionuclídeos naturais	Rejeitos contendo matérias-primas minerais, naturais ou industrializadas, contendo radionuclídeos das séries do urânio e tório em concentrações de atividade ou atividades acima dos limites de dispensa estabelecidos no Anexo V da Norma CNEN NN 8.01 Gerência de Rejeitos Radioativos de Baixo e Médio Níveis de Radiação;
Classe 2.4	RBMN-VL – Rejeitos de meia-vida longa	Rejeitos não enquadrados nas Classes 2.2 e 2.3, com concentrações de radionuclídeos de meia-vida longa;
Classe 3	RAN – Rejeitos de Alto Nível de Radiação	Rejeitos com potência térmica superior a 2 kW/m ³ e com concentrações de radionuclídeos de meia-vida longa.

Fonte: CNEN (2014)

3.4.2 Disposição final de rejeitos radioativos

As tecnologias para disposição final dos materiais radioativos são uma preocupação mundial relativamente recente, tendo em vista que o domínio e amplo uso da radioatividade para atividades humanas intensificou-se apenas a partir da metade do século passado. Com as crescentes demandas energéticas e o desenvolvimento tecnológico, ampliou-se a aplicação de radionuclídeos, da tecnologia nuclear e, conseqüentemente, a geração de resíduos emissores de radiação.

Como solução para eliminar o material radioativo, por décadas, diversos países realizaram o lançamento de seus rejeitos no oceano (“*dumping*”). Entre 1946 e 1980 estima-se que 63PBq (10¹⁵) oriundos de resíduos foram lançados no fundo do mar. Somente no nordeste do Oceano Pacífico pelo menos 50 locais foram identificados como repositórios de rejeitos de baixo e de alto nível de radiação, incluindo efluentes líquidos e matéria não embalada (IAEA, 1989). Em 1972, durante a *London Dumping Convention (LCD)*, as nações participantes comprometeram-se em adotarem medidas para combater e minimizar a poluição dos oceanos e a prática de *dumping*, mas apenas em 1994 é que ocorreu a proibição definitiva do descarte de materiais no fundo oceânico (IAEA, 1999).

Como órgão internacional designado autoridade para estabelecer as diretrizes de gestão dos rejeitos radioativos, a IAEA tem publicado recomendações e procedimentos para um acondicionamento final apropriado, visando a proteção da saúde humana e do meio ambiente. Por estes princípios, os meios de disposição considerados seguros e aceitáveis segundo a Disposição de Rejeito Radioativo publicada pela IAEA em 2011 (IAEA, 2011) são:

(a) Disposição em Aterro Específico: Acomodação de rejeitos de muito baixo nível de radiação (VLLW) em local similar a um aterro sanitário de resíduos perigosos.

(b) Disposição Próxima a Superfície: Deposição final em trincheiras simples ou criptas

de concreto a poucos metros de profundidade do solo, sendo adequada para rejeitos radioativos de baixo nível de radiação (LLW).

(c) Disposição de Rejeitos de Médio Nível de Radiação: Específica para os rejeitos de nível intermediário (ILW) que podem ser alocados em cavernas, criptas, silos a uma dezena de metros de profundidade da superfície, incluindo cavas e túneis de minas subterrâneas cuja altura da cobertura possa ultrapassar os 100m.

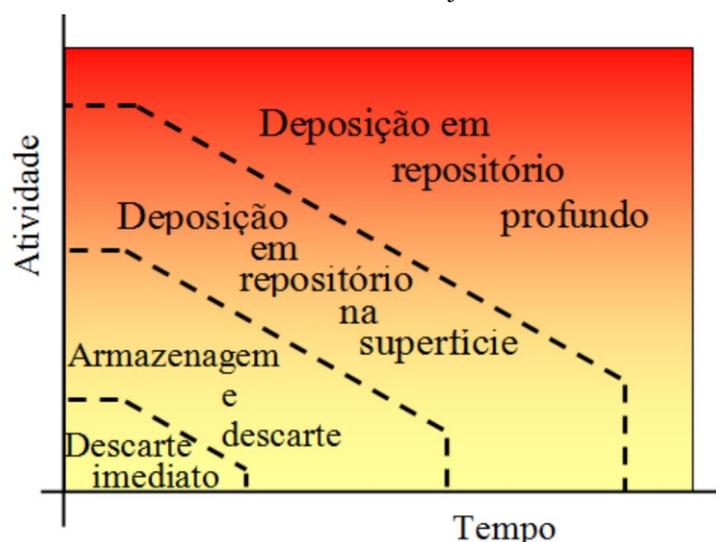
(d) Disposição Geológica: Deposição em túneis, criptas, silos ou formações geológicas naturais a uma centena de metros abaixo da superfície, sendo esta a solução mais indicada para o acondicionamento de rejeito com alto nível de radioatividade (HLW).

(e) Disposição em Poços Tubulares Profundos: Alocação de material radioativo em poços com dezenas ou centenas de metros de profundidade. Esta solução é recomendada apenas para pequenos volumes de rejeito.

(d) Disposição do rejeito de mineração: Disposição geralmente na ou próxima da superfície, utilizada para os rejeitos contendo radionuclídeos provenientes da exploração e processamento de minérios. Este meio de destinação deve promover a estabilização do rejeito e a cobertura adequada das pilhas.

Os repositórios devem ser projetados combinando princípios de estabilização, isolamento e contenção, contemplando a existência de várias barreiras de engenharia que impeçam que o material armazenado alcance o meio ambiente (CNEN, 2010). Sobretudo, os projetos dos dispositivos de destinação final devem estar necessariamente condicionados a rigorosos estudos e levantamentos quanto às características hidrogeológicas, morfológicas, climatológicas, demográficas, econômicas e sociais dos sítios disponíveis. A elaboração dos estudos e relatório consiste em apenas uma das três fases previstas ao longo do ciclo de vida de um repositório: a fase pré-operacional. Existindo ainda a fase operacional (período de operação e descomissionamento) e a fase pós-fechamento - qualquer atividade pós encerramento do depósito. (AGUIAR, 2006).

Figura 8 - Método de disposição adequado de acordo com o nível de atividade do rejeito.



Fonte: VICENTE (2010)

3.4.3 Processos de Seleção de Sítios no Mundo

A experiência com o armazenamento de rejeitos radioativos não é nova. Um expressivo número de nações possui seus dispositivos para acondicionamento final de seus rejeitos radioativos (CNEN,2010), cita-se como exemplos os depósitos de *El Cabril* na Espanha, *L'aube* e *La Manche* na França, *Tokai* no Japão, *Hanford* e *Los Alamos* nos EUA (BERGSTRÖM, 2011). Após o banimento do lançamento de material radioativo no oceano, as atenções voltaram-se para a utilização de métodos de destinação geológicos. (CARVER, 1996). Na maioria dos países, os resíduos sólidos de alta emissividade são oriundos da solidificação do efluente líquido gerado no primeiro ciclo de extração ao longo do reprocessamento do combustível utilizado em usinas nucleares, sendo que a solução mais aceita para armazenamento definitivo deste material é a de disposição em repositórios geológicos profundos. Quanto aos rejeitos de menor nível de radiação, ou com meia-vidas muito curtas, tem-se optado pela alocação em repositórios próximos da superfície (IAEA, 2008).

O repositório geológico profundo tem sido aceito generalizadamente como o modo mais seguro para armazenamento e, por esta razão, vem se adotando este modelo para o desenvolvimento de projetos futuros na maior parte dos países com técnicas atuais de estocagem. Desde o início do manejo e uso das tecnologias radioativas, a comunidade internacional discute acerca de uma solução para os resíduos gerados, pontuando que a solução para o problema não é necessariamente técnica, mas, especialmente, social. Segundo levantamento de dados da OECD (2012), nenhum de pelo menos 34 países que geram rejeito de combustível nuclear (rejeitos de alto nível de radiação, HLW) possuem dispositivos para a deposição final deste material especificamente (Tabela 4). Ou seja, depois de mais de meia século gerando rejeitos de alto nível de radioatividade provenientes de reatores ainda não se solucionou a questão de destinação destes produtos no mundo.

Figura 9 - Centro de armazenamento de *L'aube*



Fonte: POTIER e GALLAGHER (1998)

Os países possuem autonomia para decidir pela melhor e mais adequada metodologia na escolha do tipo, local, tecnologia e material construtivo do seu repositório, embora a IAEA e outras organizações relacionadas à gestão intercontinental da energia nuclear, como a OECD, publiquem estudos estabelecendo diretrizes a serem adotadas na seleção de sítios e na elaboração dos projetos. Em 1997, a IAEA divulgou o documento *Experience in selection and characterization of sites for geological disposal of radioactive waste* (IAEA, 1997) no qual resumiu e registrou o que havia de consenso quanto ao processo de investigação e à escolha de áreas para a implementação de soluções de disposição final. A publicação estabelece que a alocação de um repositório deve prever uma ou mais áreas candidatas e, então, demonstrar que

pelo menos um destes locais, quando combinados com a tecnologia construtiva do repositório e empacotamento do rejeito, propicia um isolamento adequado dos radionuclídeos do contato humano e do meio ambiente durante o período de tempo desejado. Para tanto, a escolha do local deve priorizar os fatores mais relevantes, ou seja, aqueles que influenciam no tempo de vida do repositório. Já os outros critérios, relacionados à viabilidade técnica, custos e condições do local podem ser tratados com maior flexibilidade e suas importâncias podem variar de acordo com o estágio em que se encontra o processo de seleção. A Figura 4 sintetiza a relação entre critérios e os fatores condicionados. Alguns exemplos de dispositivos em operação adotados ao longo do mundo estão discriminados na Tabela 4. Outras alternativas para disposição final tem sido discutidas e possuem projetos em andamento

Figura 10 - Parâmetros e Fatores na escolha de local para instalação de repositórios segundo critérios da IAEA.

Especificações Gerais	Fatores Relacionados
I Segurança ao longo do tempo de vida.	Características da Biosfera, Mudanças Climáticas, Características das barreiras, Geologia, Geomecânica, Atividade Geomórfica, Hidrogeologia, Potencial de contato humano, Sismicidade, Tectonismo, Vulcanismo, Estabilidade térmica, Características do Rejeito;
II Viabilidade Técnica.	Suscetibilidade ao deslizamento e inundação, Geologia, Hidrogeologia, Mecânica da Rocha, Sismicidade, Acesso ao local;
III Considerações socioeconômicas, políticas e ambiental.	Agricultura, história, cultura, economia, Criação de Empregos, Impacto Ambiental, Potencial para intrusão, existência de atividades nucleares, desenvolvimento industrial, infraestrutura, uso da terra, conservação natural, recursos naturais, opinião pública e política, demografia, transporte.

Fonte: IAEA, (1997)

Tabela 4 - Expectativa para início de operação de repositório para disposição de HLW.

País	...1989	...1996	...2012
África do Sul			?
Alemanha	2005/10	2010	2035
Argentina			2060
Armênia			?
Bélgica	2030	2035	2070/80
Brasil			?
Bulgária			?
Canadá	2015/25	2025	2035
China			2050
Cazaquistão			2065
Coréia do Sul			?
Eslováquia			?
Eslovênia			?
Espanha			2050
Estados Unidos	2010	2020	?
Finlândia	2020	2020	2020/25
França	2010	2020	2025
Holanda	2010		2035
Hungria			2064
Índia			?
Irã			?
Itália			?
Japão			2035
Lituânia			?
México			?

Tabela 4 - Expectativa para início de operação de repositório para disposição de HLW. (continuação)

País	...1989	...19962012
Paquistão			?
Romênia			?
Suécia	2020	2020	2023/25
Suíça	2025	2020	2040
Reino Unido		2030	2075
República Checa			2065
Taiwan			2055
Ucrânia			?

Fonte: Adaptado de NUCLEAR MONITOR (2012).

3.4.4 Processos de Seleção de Sítios no Brasil

A legislação brasileira atual aponta a Comissão Nacional de Energia Nuclear como responsável pela construção e gestão de repositório de rejeitos, dessa forma, a seleção de um local apropriado, o licenciamento, a construção e a operação do dispositivo são diferentes etapas de um mesmo projeto, sobre responsabilidade de um mesmo órgão.

A primeira experiência nacional com a deposição definitiva de substâncias emissoras de radiação ionizante refere-se à Abadia de Goiás (Fig. 11), resultante do armazenamento dos rejeitos do acidente com o Césio-137, em Goiânia, no ano de 1987. A descontaminação da cidade de Goiânia gerou aproximadamente 3.500 m³ de material radioativo, com aproximadamente 6.000 toneladas na forma sólida. (CNEN, 2010)

Figura 11 - Repositório “Abadia de Goiás”, Goiânia (GO).



Fonte: BELLINE (2009)

Os rejeitos radioativos gerados ao longo de toda a história do uso da energia nuclear no Brasil, ou seja, mais de quatro décadas, cerca de 15.400 m³ encontram-se armazenados em 05 locais provisórios pertencentes ou supervisionados pela CNEN (CNEN, 2001, 2014), sendo que a capacidade de armazenamento destes depósitos temporários está prevista para se esgotar entre 2020 e 2025 (CNEN, 2014).

Como fontes geradoras de rejeito SILVA et al (2015) elenca os 30 anos de operação da Usina Nuclear de Angra I, os quase 15 anos de funcionamento de Angra II, duas minas de extração de urânio, uma em operação e a outra já encerrada, sendo que esta última esteve em atividade de 1982 até 1991, quatro reatores nucleares existentes para fins de pesquisa, aproximadamente 3400 instalações médicas e industriais utilizadoras de fontes de emissão radioativa, a Fábrica de Combustível Nuclear de Resende (FCN), a indústria de beneficiamento de areias monazíticas e duas plantas pilotos: uma produtora de hexafluoreto de urânio (USEXA) e a outra de demonstração industrial para enriquecimento de urânio (USIDE), (SILVA et al, 2015). Atualmente são adotados alguns indicadores para o processo de gestão dos depósitos provisórios operados pela CNEN, os quais apontam uma atividade total dos rejeitos armazenados próxima a 944 TBq, sendo 53m³ o volume anual de recolhimento de rejeitos. (CNEN, 2014)

Neste cenário, a Lei 10.308 de 20 de novembro de 2001 (BRASIL, 2001) estabeleceu normas para a destinação final do material radioativo produzido no território nacional no qual delega à CNEN a obrigação de “projetar, construir e instalar depósitos intermediários e finais”, assim como estipula que “deverão ser iniciados os estudos para seleção de local, projeto, construção e licenciamento para a entrada em operação, no mais curto espaço de tempo tecnicamente viável, de um depósito final”.

Outras medidas legais que preveem a implementação de local adequado para deposição são destacadas por MARTINS (2009), sendo elas a Resolução nº 08 de 7 de setembro de 2002, do Conselho Nacional de Política Energética, que condiciona a retomada do empreendimento de Angra III à construção do repositório de rejeitos (BRASIL, 2002), bem como a Licença Prévia Ambiental (LP) da Usina de Angra 03, concedida pelo IBAMA (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Renováveis) em 23 de julho de 2008 cujo atendimento à cláusula nº 2.18 requer a apresentação de proposta e início de execução de projeto aprovado pelo órgão ambiental para a destinação definitiva dos materiais de alta atividade antes da entrada em operação da Unidade Angra III.

3.4.4.1 O Projeto RBMN

O Projeto para disposição final de Resíduos de Baixo e Médio Nível de Radiação (RBMN) teve início em novembro de 2008, sobre responsabilidade da CNEN. Segundo o Relatório de Gestão do Exercício de 2015 (CNEN,2016), a implantação do RBMN é objeto de ação do Ministério Público de Angra dos Reis que condenou a CNEN e a União, em primeira e segunda instância, a construí-lo até o ano de 2018, com a imposição de uma multa de R\$ 50.000,00 por dia de atraso (CNEN, 2014).

Em relação a análise situacional da implantação dos dispositivos destacam-se que (i) o terreno para construir o Repositório foi selecionado. Em 2015 realizou-se o levantamento planialtimétrico, a sondagem e o levantamento geológico do local, (ii) durante o ano de 2015 firmou-se contrato com a Agência Francesa de Rejeitos Radioativos (ANDRA) para dar suporte técnico, (iii) a ANDRA emitiu parecer preliminar sobre a área escolhida e forneceu informações técnicas do repositório escolhido como referência para o RBMN, o repositório de *L'Aube* (iv) o IBAMA emitiu o Termo de Referência para contratação do Estudo de Impacto Ambiental

(EIA/RIMA) do empreendimento, (v) os editais para a licitação do EIA/RIMA e do Projeto Básico foram preparados para serem abertos ao longo de 2016, (vi) foi assinado contrato para a repatriação de fontes radioativas existentes no Brasil (vii) fez-se o recolhimento de rejeitos nos 04 repositórios intermediários da CNEN, perfazendo um total de 97,2 TBq de atividade, (viii) está em andamento a certificação dos depósitos intermediários de rejeitos da CNEN, IPEN (Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares) e CDTN (Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear), (ix) em 2015 efetuou-se o pagamento ao município de Abadia de Goiás a compensação financeira devida à armazenagem do material oriundo do acidente radiológico do Césio-137. (CNEN, 2016)

O projeto conceitual do Repositório de Rejeitos Radioativos de Baixo e Médio Níveis de Radiação, foi desenvolvido e o local de sua implantação foi tecnicamente pré-selecionado. Foi dado início ao processo de licenciamento ambiental junto ao IBAMA e o projeto básico encontra-se em fase final de contratação. (CNEN, 2016) A capacidade projetada para o RBMN é de 60.000 m³ dentro do conceito de barreiras múltiplas, numa área total de aproximadamente 22 ha, o que, possibilitará o atendimento integral da demanda do país ao longo de 60 anos. O projeto previa o início do funcionamento em 2018 e o fechamento em 2080.

Os desafios envolvidos na continuidade do projeto RBMN não envolvem somente a escassez de recursos financeiros, mas também viabilizar a aceitação pública e ambiental do local a ser escolhido para a construção do dispositivo. Uma vez tendo sido selecionado o sítio considerado adequado, será necessário trabalhar com as comunidades e autoridades locais para promover a aceitação do empreendimento, além de elaborar compensações estratégicas ao município sede do repositório.

3.5 ACIDENTES NUCLEARES EM REPOSITÓRIOS E REMEDIAÇÃO

Desde o início da utilização das tecnologias nucleares, reconheceu-se a necessidade de tomar precauções e prever os riscos associados. Severos acidentes envolvendo radiação ocorreram ao longo da história recente. Entre os anos de 1958 e 1964 o número de ocorrências foi crítico, sugerindo que esta época representou um período onde o processamento de material emissor de radiação foi significativamente alto, mas não houve a devida atenção e prudência em implantar critérios de segurança. Outros incidentes graves ocorrem nas décadas de 80 e 90.

Um dispositivo final de rejeitos radioativos deve ser projetado e operado visando garantir da melhor forma possível a proteção radiológica dos trabalhadores e público em geral. A análise e estudo de episódios de acidentes já ocorridos pode prover informações para as autoridades nacionais e organizações regulamentadoras, para que estas possam estabelecer programas de prevenção de riscos, evitando o acontecimento de acidentes similares no futuro.

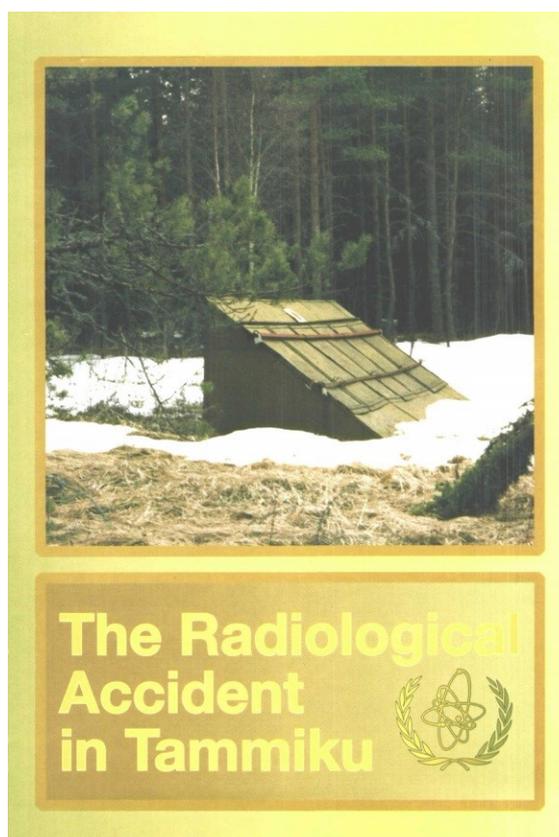
3.5.1 Repositório de Rejeitos Radioativos de *Tammiku* (Estônia)

O Repositório de *Tammiku* (Figura 12), localizado na Estônia, foi instalado para armazenamento de rejeitos de baixo e médio níveis de radiação, em 1963. O dispositivo havia sido projetado em acordo com os critérios desenvolvidos em Moscou, em 1950. Consistia em uma cripta de concreto para material sólido com aproximadamente 200 m³ dividido internamente em 09 compartimentos. O efluente líquido, por sua vez, era armazenado em um tanque cilíndrico de concreto, com um diâmetro interno de 9m e altura de 3.2m.

O repositório localizava-se numa área remota do país, com isolamento por cerca e vigilância. Na Estônia, não havia pré-tratamento dos rejeitos, de forma que todo material gerado a partir do manuseio de radionuclídeos que poderia ser tratado como não-radioativo era levado para *Tammiku*, dispostos nas criptas de concreto sem nenhum acondicionamento prévio.

Em outubro de 1994, três irmãos ultrapassaram as cercas de arame que isolavam o local e entraram dentro da estrutura de concreto, de onde levaram consigo um *container* de metal contendo Césio¹³⁷ que seria vendido como sucata. Poucas horas depois da entrada no repositório, um dos irmãos passou a apresentar sintomas de náusea, sendo 11 dias após o episódio, foi registrado seu falecimento. (IAEA, 1998)

Figura 12 - Publicação da IAEA que contempla informações sobre o acidente no repositório de Tammiku



Fonte: IAEA (1998)

3.5.2 Planta Piloto do Novo México (EUA)

A Planta Piloto de Isolamento de Rejeitos (em inglês *Waste Isolation Pilot Plant*, WIPP), localizada próxima a Carlsbad, Novo México, EUA, é um repositório geológico profundo, projetado para o recebimento dos rejeitos transurânicos oriundos da produção bélica nuclear dos Estados Unidos. Sua operação iniciou em 1999. Os compartimentos de armazenamento estão aproximadamente 650m abaixo da superfície (Figura 13), em uma formação salina subterrânea com quase 186 m² (DOE, 2014).

No dia 14 de fevereiro de 2014, um vazamento em um dos tambores contendo, plutônio e amerício provocou a contaminação do solo e ar local, além da exposição de 22 trabalhadores à radiação e o fechamento da planta (REUTERS, 2015). Segundo matéria do periódico *Los Angeles Times*, em agosto de 2016 (VARTABEDIAN, 2016), a troca do material que era comumente adicionado ao rejeito como absorvente por um outro composto, desencadeou uma reação química que corrompeu a tampa de um *container*, provocando o vazamento do conteúdo (Figura 14). O custo para remediação, até o momento da publicação do artigo, estava estimado próximo a \$2 bilhões, o que inclui a remoção completa dos utensílios e equipamentos contaminados, injeção de ar e sistemas de ventilação com filtros HEPA (*High Efficiency*

Particulate Arrestance) e instalação de barreira de contenção (DOE et NWP, 2014)

Figura 13 - Sala de armazenamento onde ocorreu o vazamento



Fonte: DOE (2014b)

O Departamento de Energia dos Estados Unidos (DOE) aponta no seu Relatório Investigativo do Acidente (DOE, 2014) como causa principal pelo alastramento dos contaminantes as falhas de operação no sistema de ventilação da planta. São apontadas também, a ineficiência e inadequação dos programas de proteção radiológica, de segurança nuclear, de manutenção dos equipamentos e de operação.

Figura 14 - Tonel que teve a tampa corrompida



Fonte: DOE (2014b)

3.5.3 Planta de Hanford (EUA)

No sudeste do estado de *Washington*, às margens do Rio *Columbia*, encontra-se o complexo de Hanford, um local que por mais de 40 anos (1943 a 1987) operou na geração, separação e purificação do plutônio que abasteceu o armamento bélico nuclear dos Estados Unidos da América durante a Segunda Guerra Mundial e a Guerra Fria. (DOE, 2013).

Após o encerramento das atividades de produção, o governo norte-americano contabilizou uma enorme quantidade de material radioativo armazenado em *Hanford*, produtos da produção de plutônio na própria planta e outros rejeitos e efluentes líquidos gerados ao longo do Projeto *Manhattan* que foram despejados diretamente no solo, armazenado inadequadamente em tonéis (Figura 15) ou lançados no Rio *Columbia* (LICHTENSTEIN, 2004). O complexo abrigava um total de 9 reatores nucleares, que no período de funcionamento produziram 2.300 toneladas de combustível radioativo usado e 12 mil m³ de rejeitos armazenados em containers no subsolo (DOE, 2013), 20 toneladas de plutônio, além da contaminação de bilhões de metros cúbicos de água subterrânea, que abrange uma área de mais de 185 Km², com concentrações de radionuclídeos acima dos valores permitidos para potabilidade. (HANF et al, 2005)

Figura 15 - Tanques de armazenamento durante a construção da Planta de Hanford, na década de 40



Fonte: EMSWILLER (2016)

O programa de descontaminação da área incluiu medidas como bombeamento e tratamento da água subterrânea (Figura 16), remoção de toneladas de solo contaminado, descomissionamento dos reatores, barreiras de contenção e lagoas de estabilização (HANF et al, 2005). O artigo da revista *Scientific American*, de 09 de maio de 2013, reporta que a remediação da área permanece em andamento, que existem ainda pelo menos 208 milhões de litros de efluente radioativo dispostos em 177 tanques, o que resulta numa radioatividade total de aproximadamente 176 milhões de Curie, quase o dobro da emissão no acidente de Chernobyl. O tratamento pretendido para este efluente envolve o processo de vitrificação. Para tanto, uma planta de vitrificação em *Hanford* ainda está sendo construída, com início das operações previsto apenas para 2022. (BROWN, 2013)

Figura 16 - Planta de Bombeamento e Tratamento de Água para tratamento de água subterrânea na Planta de Hanford



Fonte: DOE (2013)

Disponível em: <http://energy.gov/em/articles/hanford-site-creates-one-touch-wonder-groundwater-treatment-systems>

3.4.4 Lago *Karachai* (Rússia)

O lago *Karachai* foi utilizado como repositório para os efluentes e rejeitos produzidos na central de produção nuclear russa *Maiak*. Neste local, a partir da década de 1940, iniciou-se a geração de plutônio e outros radionuclídeos com finalidade bélica e, após outubro de 1951, o lago tornou-se o destino final principal de todo o descarte radioativo de *Maiak*. Segundo Merkushkin (2000), aproximadamente 500 milhões de Ci de emissores beta foram despejados no lago ao longo do funcionamento da central nuclear. A maior parte dos elementos radioativos (57%) encontram-se nos sedimentos mais móveis, os de topo, na interface água-sedimento, sendo o ^{90}Sr e o ^{137}Cs os compostos presentes em maior quantidade na água. (MERKUSHKIN, 2000)

O acúmulo de material radioativo em tamanha quantidade, sem o manejo e gerenciamento adequado, foi o causador de graves incidentes nucleares na região. O mais expressivo deles, ocorreu em 1967. Após um inverno seco seguido por um verão particularmente quente, a água do lago evaporou, de forma que os sedimentos contendo elementos radioativos puderam ser transportados pelo vento, contaminando uma área de 1.800-2700 Km², expondo pelo menos 400.000 pessoas a altos níveis de radiação e a concentrações de ^{137}Cs e ^{90}Sr (LOLLAR, 2005). Os efeitos da radioatividade sobre a população vizinha à *Maiak* não são totalmente conhecidos, nem mesmo as proporções do acidente, visto que muitas informações relacionadas à produção nuclear foram e são mantidas em segredo, sobretudo, no contexto histórico no qual estava inserida a Rússia no ano de 1967. Mironova (2000) afirma que os efeitos mais graves da poluição se manifestaram na terceira geração de indivíduos após a instalação da central, sendo que nos territórios localizados na direção em que sopram os ventos vindos de *Maiak*, um quinto das crianças possui doenças pulmonares crônicas, um terço apresenta problemas respiratórios agudos, um sexto sofre com doenças estomacais crônicas, um quinto possui disfunções cardíacas, um terço possui disfunções vasculares. Sete em cada 10 crianças de 3-10 anos apresentam problemas de convívio e adaptação social relacionados com uma disfunção parcial do sistema nervoso central. (MIRONOVA, 2000)

Outro importante aspecto da disposição de rejeitos em *Karachai* é a migração de radionuclídeos para a água subterrânea. Até 1993, a pluma de contaminação da água subterrânea era estimada em mais de 4Mm³, contendo pelo menos 1.8×10^{14} Bq de radioisótopos de longa-

vida. (MERKUSHKIN, 2000)

Figura 17 - Vista aérea do Karachai em (a), 2002, parcialmente coberto, e em (b), 2016, completamente coberto



(a)



(b)

Fonte: Google Earth

Na década de 70 tomou-se a decisão de reduzir as dimensões da superfície do corpo hídrico. O leito de *Karachai* foi preenchido com material rochoso e blocos de concreto, suprimindo a área ocupada pela água de 36 para 16 hectares em 1995. Esta medida visou apenas minimizar a dispersão de poluentes causada pelo vento (CHOPPIN et KHANKHASAYEV, 1999). Em matéria publicada em 04 de dezembro de 2015, no periódico *Nuclear Engineering International*, noticiou-se que, como parte do programa de segurança nuclear russo, até o fim de 2015, o fundo do lago foi totalmente coberto com a injeção de concreto (Figura 17) e, posteriormente, diversas camadas de impermeabilizante cobriram a superfície de *Karachai* (NEI, 2015).

3.6 SIG E ANÁLISE DE DECISÃO MULTICRITÉRIO

A conexão de informações contidas em bancos de dados, censos, levantamentos e relatórios com um posicionamento espacial é uma técnica que tem sido empregada ao longo do desenvolvimento das sociedades organizadas, em inúmeras aplicações. Neste contexto, a informatização possibilitou a realização desta atividade num ambiente virtual, acelerando e otimizando o processamento dos elementos cartográficos e estatísticos por meio de métodos matemáticos e computacionais, configurando o termo Geoprocessamento. (MARTINS, 2009)

Um Sistema de Informações Geográficas (SIG) consiste numa plataforma de geoprocessamento, facilitador da análise e manipulação da informação espacial, reunidor de ferramentas capazes de exibir, armazenar, analisar, filtrar, selecionar e exportar grandes quantidades de dados georreferenciados, e, portanto, representativos do mundo real (ZANBON et al, 2005). Por estas características, o SIG se torna uma valiosa tecnologia, com vastas oportunidades de aplicação, sendo a geração de mapas, impressos ou digitais, a mais proeminente delas. Para a operação das informações, o dispositivo baseia-se principalmente em princípios de relações espaciais como conectividade, continuidade, proximidade e métodos de sobreposição. (MALCZEWSKI & RINNER, 2015)

O SIG assumiu um importante papel no suporte a tomada de decisões. A identificação e definição de áreas adequadas para atividades específicas, satisfazendo simultaneamente diferentes critérios, são um dos usos comuns dos sistemas de informações geográficas. Todavia, a seleção de locais trata-se de um problema que envolve a avaliação e julgamento da importância dos critérios utilizados, a operação matemática e estatística dos mapas, não fornece suporte analítico suficiente, já que não é capaz de incorporar os pontos de vista conflitantes e diferentes juízos de valores dos tomadores de decisão (VILAS BOAS, 2005). Neste sentido, devido à complexidade da decisão em problemas de planejamento e gerenciamento, um SIG não é flexível o suficiente para acomodar as variações ou o contexto complexo das decisões espaciais, sendo que sua combinação com outros métodos se torna o mais aconselhável.

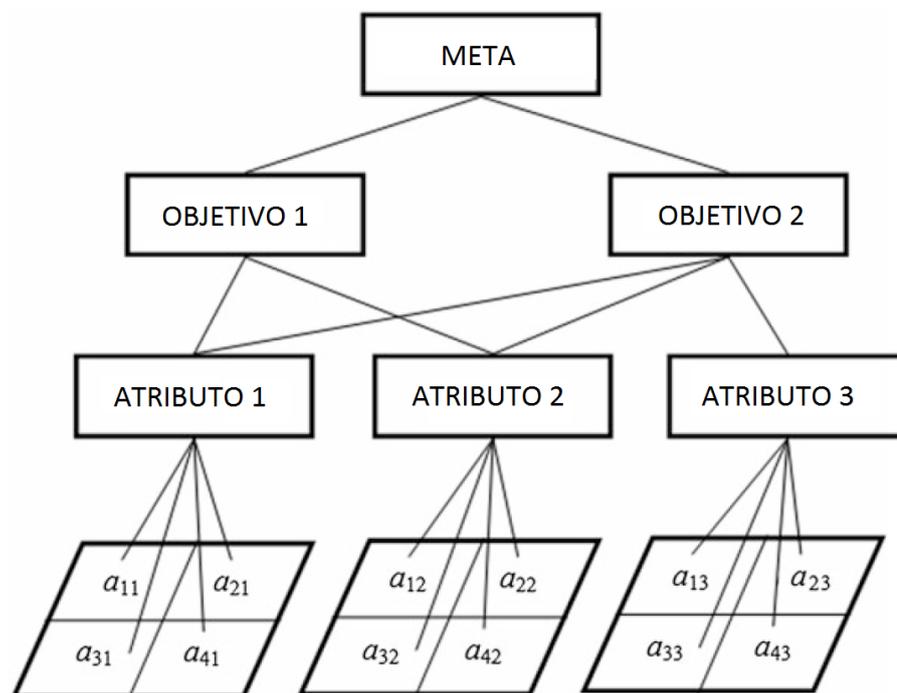
3.6.1 Análise Multicritério ou Tomada de Decisão Espacial

Na análise multicritério, um critério é uma condição que se pretende avaliar e que pode ser conflitante ou incomensurável, ou seja, atributos que podem ser quantificados ou avaliados, sendo divididos entre dois tipos: fator (variáveis que influenciam na aptidão de uma alternativa para atendimento do objetivo) e exclusão (variáveis que limitam as alternativas em consideração na análise, excluindo-as do conjunto solução) (MALCZEWSKI, 1999; MOUSSEAU, 1997). A tomada de decisão deve buscar a solução que apresente o melhor desempenho, a melhor avaliação, ou ainda, o melhor acordo entre as expectativas dos gestores. (SOARES, 2003). Dessa forma, as abordagens multicritérios se constituem em formas de modelar os processos de decisão, onde são considerados: uma decisão a ser tomada, os eventos desconhecidos que podem afetar os resultados, os possíveis cursos de ação e os próprios resultados. Estes modelos refletem, de maneira suficientemente estável, o juízo de valores dos decisores. (VILAS BOAS, 2005).

De acordo com Gonçalves (2007) a avaliação multicritério pode ser implementada num SIG através de um dos dois procedimentos seguintes:

O primeiro, através da sobreposição booleana, em que os critérios são adequados a um sistema binário (0/1), em termos de aptidão, combináveis sequencialmente, através de operadores como a intersecção e a união. Não existe ponderação das entradas de acordo com seus níveis de importância.

Figura 18 - Estrutura Hierárquica na análise de decisão; a_{ij} é o valor resultante da associação do j -ésimo atributo associado a i -ésima alternativa.



Fonte: Adaptado de MALCZEWSKI & RINNER (2015)

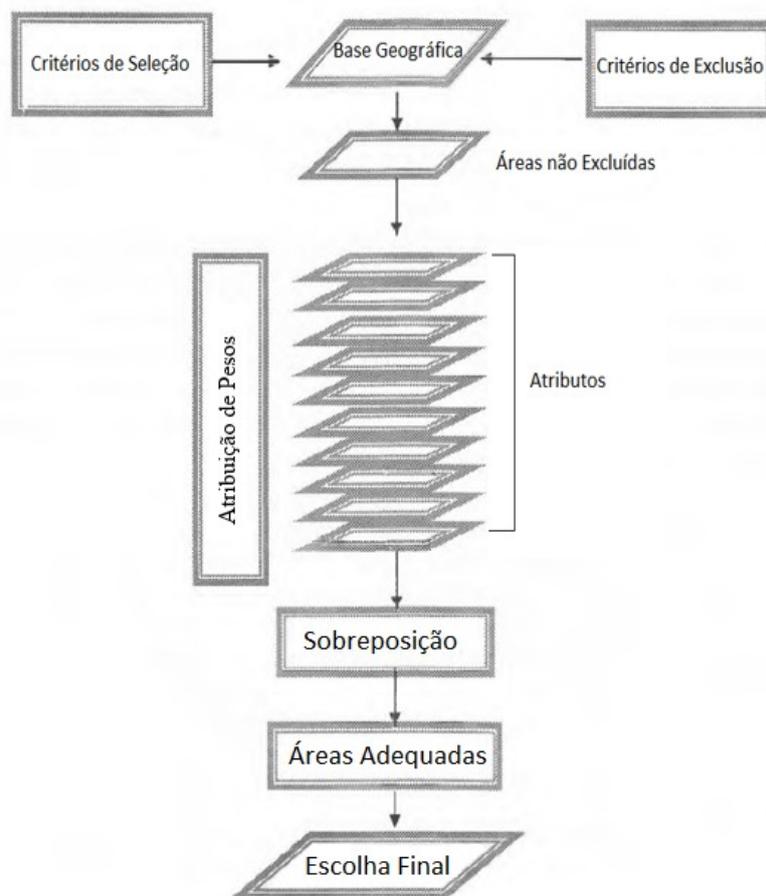
O segundo envolve a lógica *fuzzy*, combinação de critérios contínuos, através da normalização para uma escala contínua, por meio de uma função de pertinência, e da aplicação de pesos, associando cada objeto de interesse a um valor de pertinência inserido em uma escala definida no intervalo unitário, diminuindo a subjetividade na tomada de decisão e padronizando os fatores presentes num modelo multicritério. (CABRAL, 2012; SILVA et al., 2016)

A relação entre critérios e atributos pode ser organizada numa estrutura hierárquica (Processo de Análise Hierárquica –AHP), desenvolvida por Thomas Saaty a partir da década de 70, na qual os fatores devem ser colocados em níveis diferentes de prioridade e importância, em seguida, comparados dois-a-dois para que seja atribuído um valor de importância relativa (Figura 18).

Tipicamente, a estrutura hierárquica consiste em 4 níveis: metas, objetivos, atributos e alternativas. Entretanto, uma variedade de elementos relevantes para uma decisão em particular e diferentes combinações destes elementos podem ser usados para representar a tomada de decisão.

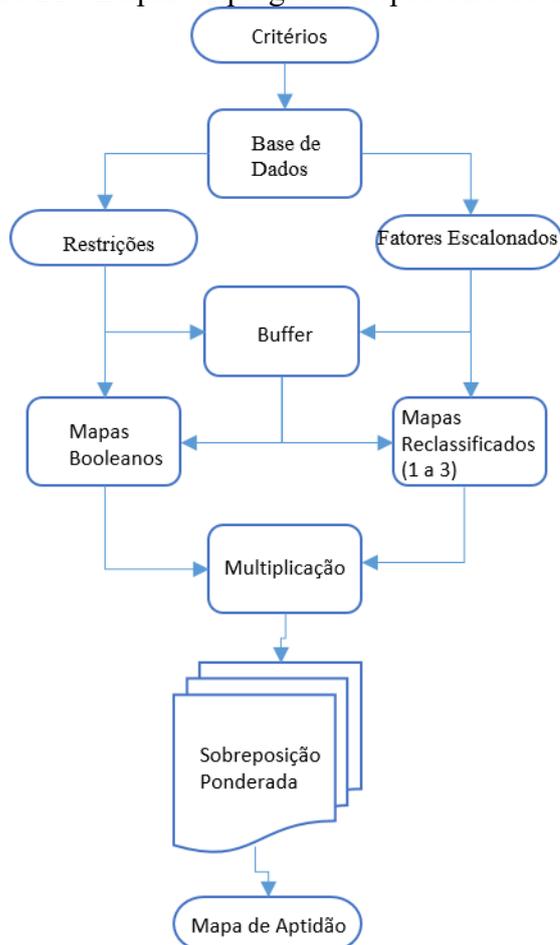
A aplicação da análise de decisão multicritério para problemas espaciais é um processo que combina e transforma dados geográficos (entradas) em uma decisão resultante (saída). Os procedimentos da Análise Multicritério definem uma relação entre os mapas de entrada e o mapa de saída. Os procedimentos envolvem a utilização de dados geográficos, das preferências dos decisores e a manipulação destes dados e preferências de acordo com regras específicas de decisão (Figura 19). Eles agregam dados geográficos multidimensionais e informação em valores unidimensionais das alternativas de decisão, bem como o julgamento de valores envolvidos no processo (MARTINS, 2009; ANTUNES, 2012).

Figura 19 - Análise Decisão Multicritério Espacial



Fonte: Adaptado de RAZALIM et al (2009)

Figura 21 - Etapas empregadas no processo de seleção



4.2 BASE LEGAL

A implementação de um repositório brasileiro para o armazenamento final de rejeitos está condicionada, especificamente, à normativa CNEN NE 6.06 – Seleção e Escolha de Locais para Depósitos de Rejeitos Radioativos. Esta diretriz aplica-se à localização de depósitos finais ou provisórios para rejeitos radioativos de baixo e médio níveis de radiação (RBMN). Portanto, foi a partir deste instrumento legal que se definiu os critérios, fatores e o rito de seleção empregado na escolha do local para instalação do repositório nacional de rejeitos de baixo e médio níveis de radiação: o Projeto RBMN - já abordado anteriormente no item 3.4.4.1. Da mesma forma procedeu-se para definir os parâmetros e dados a serem considerados neste trabalho, utilizando a normativa CNEN como referência.

Num contexto mais amplo, a seleção de áreas e instalação de repositório envolve outros legisladores do âmbito federal e estadual, órgãos ambientais, agências reguladoras de transporte, além de acordos firmados que preveem a consonância do projeto brasileiro de depósito com as diretrizes internacionais estabelecidas pela IAEA (CUCCIA, 2013). As normas técnicas brasileiras que tratam sobre Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos e Aterros de Resíduos Perigosos (NBR 13.896/1997 e NBR 10.157/1987), por exemplo, apontam condições e critérios a serem adotados na construção de depósitos de rejeitos e que podem ser utilizados como diretrizes para o caso de repositório de materiais radioativos, quando combinados com as condições apresentadas pela legislação da CNEN. As diversas publicações, sobretudo as de autoria de agências e órgãos internacionais, que tratam sobre o estabelecimento de critérios e seleção de áreas para destinação final de rejeitos nuclear, foram utilizadas como suporte técnico

e bibliográfico para o estabelecimento da legislação e normas brasileiras atuais.

4.3 CONSIDERAÇÕES, FATORES E CRITÉRIOS

A seleção deve obedecer ao processo de análise em diferentes níveis de detalhamento de dados, de forma seletiva e sequencial; (i) regiões de interesse (escala regional); (ii) áreas preliminares (escala regional); (iii) áreas potenciais (escala de semidetalhe); (iv) locais candidatos (escala de detalhe). Dessa forma, considerando as escalas nas quais foram obtidas a base de dados utilizada para a realização deste trabalho, os apontamentos e resultados referem-se às áreas potenciais estritamente. Além disso, o procedimento de escolha do local também requer o desenvolvimento de pesquisas e trabalhos nas mais diversas áreas de conhecimento pertinentes à tarefa (geologia, hidrologia, ecologia, biologia, química, física da radiação, meteorologia, engenharia, direito, etc.).

O conjunto de critérios aplicados foi construído baseando-se na normativa apropriada, CNEN NE 6.06, sendo que as considerações gerais previstas quanto a seleção de uma área para a implementação de um repositório RBMN compreendem:

- quanto ao local:
 - (i) deve ser situado, preferencialmente, em terras públicas;
 - (ii) não possuir riquezas naturais conhecidas sujeitas à exploração;
 - (iii) não estar situado em área onde ocorrem processos tectônicos;
 - (iv) impedir que águas provenientes de áreas de drenagem a montante causem erosão ou inundem o repositório;
 - (v) estar distante de instalações ou atividades passíveis de influir significativamente no monitoramento ambiental;
 - (vi) terreno não deve possuir água superficial, sendo estável quanto a sua geomorfologia;
 - (vii) nível mais elevado do lençol freático deve estar a uma porção de metros abaixo do repositório, sendo que a configuração hidrogeológica não deve permitir grandes flutuações do lençol freático;
- quanto aos ecossistemas:
 - (i) preservação e proteção dos ecossistemas aquáticos e terrestres
 - (ii) exclusão dos espaços definidos por lei como de proteção e preservação, bem como das terras necessárias à proteção dos ecossistemas naturais.
- quanto ao meio socioeconômico:
 - (i) levantamento e avaliação das atividades agropastoris nas áreas potenciais, ponderando sua importância e influência para as economias locais, estadual e federal;
 - (ii) levantamento e avaliação das atividades industriais, comerciais e extrativa-minerais existentes na região além daquelas que poderiam ser desenvolvidas após a localização do repositório;
 - (iii) mapeamento dos espaços de fácil acesso pelas vias de transporte;
 - (iv) preferência aos espaços pertencentes à União e aos Estados, ressalvando aqueles destinados a outros aproveitamentos designados em lei (áreas de preservação e proteção ambientais, sítios arqueológicos, paisagens naturais notáveis e terras indígenas);
 - (v) levantamento demográfico;
 - (vi) levantamento do uso atual da terra e futuras jurisdições, respeitando políticas urbanas, fundiárias e de reforma agrária, além de outras diretrizes de ocupação da terra designada pelos Estados e/ou União, além do interesse municipal;

(vii) levantamento de benefícios, direitos e prejuízos à população circunvizinha às áreas potenciais para a instalação do repositório.

4.4 PROGRAMAS E BASE CARTOGRÁFICA

Para análise dos fatores, restrições e critérios propostos organizou-se uma base de dados geográficos contendo as informações especificadas na Tabela 5:

Tabela 5 - Base de Dados Digital

Informação	Escala	Fonte	Ano
Uso e Cobertura da Terra	1:250.000	IBGE	2009
Áreas Urbanas	1:250.000	FEPAM	2005
Recursos Hídricos	1:250.000	FEPAM	2005
Ferrovias	1:250.000	FEPAM	2005
Rede Viária	1:250.000	FEPAM	2005
Limite Municipal	1:250.000	FEPAM	2005
Lagos e Lagoas	1:250.000	FEPAM	2005
Processos Minerários	--	DNPM	2016
Mapa Exploratório de Solos	1:250.000	IBGE (Projeto RADAMBRASIL)	2011
Hidrogeologia	1:750.000	CPRM/Governo RS	2008
Geologia e Recursos Minerais	1:750.000	CPRM	2004
Elementos Estruturais (Falhas, fraturas, feições e outros)	1:1.000.000	CPRM	2004
Domínios Hidrogeológicos	1:250.000	CPRM	2007
Capacidade de Infiltração dos Solos	1:1.000.000	CPRM/DNPM	2014
Mapa de Isoietas Anuais (1976-2002)	1:250.000	CPRM	2002
Modelo Digital de Elevação obtido a partir do SRTM (<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>)	30m	LABGEO/UFRGS	2004
Limite Estadual	1:250.000	FEPAM	2005

Após a reunião do banco digital fez-se um tratamento preliminar nos dados, convertendo-os para o *datum* SIRGAS2000, em projeções geográficas ou UTM, em acordo com as necessidades de análise. O tratamento das imagens ocorreu por meio dos softwares de geoprocessamento *QuantumGIS* 2.16.3 e *ArcGIS* 10.3.

4.5 RESTRIÇÕES

O grupo de critérios restritivos consiste num conjunto de informações capaz de tornar inaptas áreas possuidoras de características consideradas inadequadas para a atividade desejada. Quando aplicados, as restrições limitam a análise geográfica somente àqueles locais que apresentam feições aceitáveis, mesmo que sob alguma condição (WEBER & HASENACK, 2000).

A definição daqueles dados que seriam definidos como barreiras absolutas na implantação de um repositório foi feita baseando-se primeiramente nas considerações expostas na base legal referida em 4.2, e, em seguida, na bibliografia pesquisada, principalmente quando houve a necessidade de suprir detalhes não abordados na legislação.

Dessa forma, as restrições adotadas para impedir a elegibilidade de uma área no processo de seleção são representadas na Tabela 6.

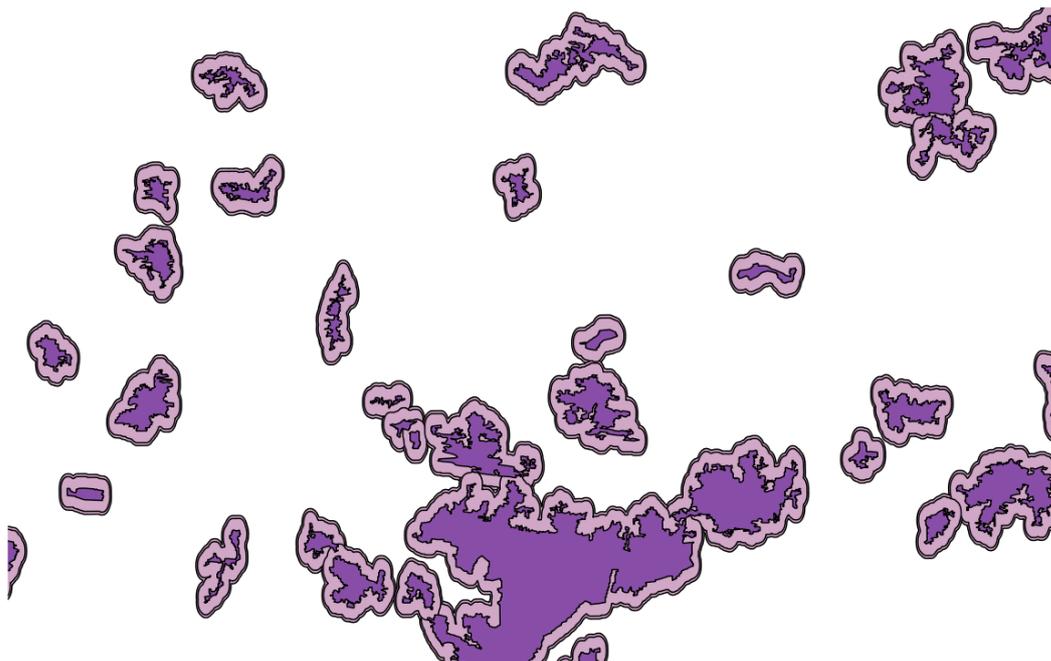
Tabela 6 - Restrições Adotadas

Atributo	Restrição
Uso e Cobertura do Solo	Áreas de proteção e terras indígenas, Manchas Urbanas, Áreas Úmidas e Inundáveis, Áreas de exploração ou reserva mineral
Permeabilidade	Corpos d'Água e solos com infiltração $\geq 10^{-3}$ cm/s
Relevo	Declividade $> 30\%$
Distância mínima de rodovias	Áreas com distância ≥ 500 m
Distância mínima de corpos hídricos superficiais	Áreas com distâncias ≤ 200 m
Distância de centros urbanos	Áreas com distâncias ≤ 500 m
Feições Lineares e Falhas	Áreas com distâncias ≤ 2 Km

A obtenção dos fatores restritivos foi realizada através da análise Booleana. Este tipo de avaliação é feito por meio da ferramenta “Calculadora *Raster*”, com a construção de uma operação matemática que retorna como resultado um produto com apenas dois valores possíveis. No caso deste problema de seleção de local, a imagem resultante relacionada a cada atributo trazia uma informação na qual os pixels pertencentes às áreas inaptas apresentavam valor 0, enquanto todos os outros possuíam valor 1.

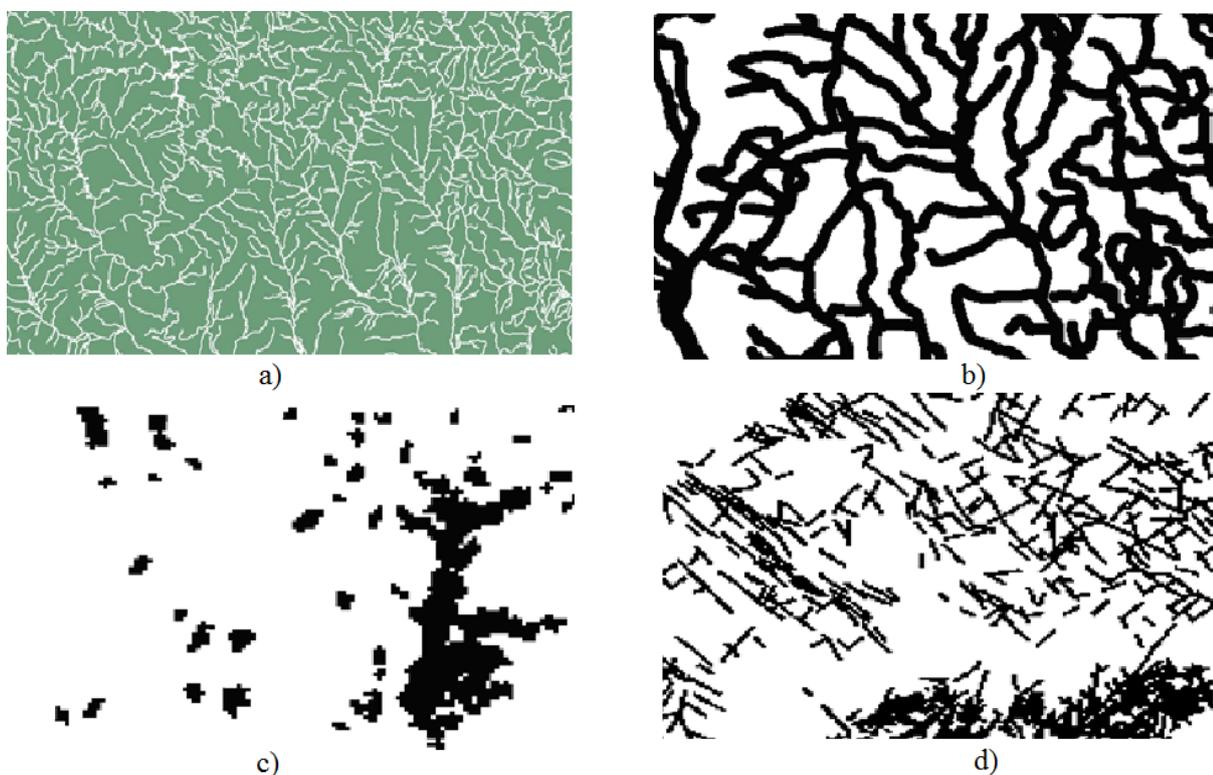
Para algumas das limitações definidas foi necessário utilizar a opção *buffer* antes de operar a álgebra booleana. Os atributos que possuem uma distância mínima ou máxima a partir da qual passam a ser tornar aptos requerem que as dimensões destas regiões estejam previamente delimitadas, para que então, se possa atribuir a lógica binária (zero ou um). A Figura 21 exemplifica esta operação de forma que as áreas mais escuras (roxo) representam as manchas urbanas, enquanto que o entorno, em rosa claro, configura a distância de inaptidão (500m). A etapa posterior, da álgebra booleana, converte a imagem da Fig.21 na que é apresentada na Fig. 22(c).

Figura 21 - Buffer no entorno das zonas urbanas conforme restrição definida



A Fig. 22 apresenta algumas outras imagens booleanas geradas para definir as áreas inaptas, representando uma parte das restrições definidas: distância dos recursos, distância da rede viária, distância de fraturas e distância das zonas urbanas.

Figura 22 - Restrições



a) Distância mínima dos corpos hídricos; b) Distância máxima de rodovias; c) Distância mínima de áreas urbanas; d) Distância mínima de falhas e fraturas.

4.6 CRITÉRIOS ESCALONADOS (FATORES)

Os dados que poderiam ser classificados em algum nível de maior ou menor adequabilidade constituem o grupo de fatores escalonados. Para que se pudesse realizar um menor número de análises, agrupando e combinando todas as informações requeridas, foi necessário estabelecer uma padronização. Para tanto, estipulou-se um sistema de classes (ou notas), compreendidas de 1 a 3, no qual 1 representava a situação menos favorável para a implantação do repositório, 2 uma circunstância regular e 3 a condição considerada mais adequada.

A definição das notas (Tabela 7) ocorreu em atendimento às condicionantes previstas na legislação existente e nas informações estipuladas como consenso na bibliografia utilizada.

Tabela 7 - Pesos subjetivos atribuídos aos critérios

Condição	Nota
Ruim	1
Regular	2
Bom	3

Cada camada contendo informações relacionadas a um atributo foi reclassificada e, quando havia alguma restrição definida, combinada ao mapa booleano pertinente, produzindo zonas “no data”, ou seja, pixels sem nota alguma, que não podem ser incluídos no processo por representarem áreas não aptas.

4.6.1 Uso e Cobertura do Solo

Para este atributo foi considerada a importância atual e planejada das parcelas do solo, analisando a influência que a instalação do repositório de rejeitos poderia ter sobre a ocupação das terras e o conseqüente impacto na economia e organização social local.

À parte das restrições, a normativa 6.06 da CNEN recomenda que sejam ponderadas as importâncias econômicas, o zoneamento municipal, facilidade de construção e a viabilidade técnica (CNEN, 1990). Portanto, através do arquivo *shapefile* de Uso e Cobertura da Terra, áreas sujeitas a alagamentos e inundações, próximas à corpos d'água receberam a pior nota, enquanto que os locais com pouca ou nenhuma ocupação/atividade humana receberam a maior nota (Tabela 8). A construção do mapa de uso e cobertura com a aplicação da notas definidas e restrições resultam na Figura. 23.

Tabela 8 - Atribuição de notas para Uso e cobertura do Solo

Uso e Cobertura do		
Característica	Classificação	Valor
Cordões Arenosos, Dunas e Restingas, Várzeas,	Ruim	1
Áreas agrícolas e de pastagem, afloramento rochoso.	Regular	2
Áreas Descobertas, Campos, Silvicultura e Solo exposto.	Bom	3

4.6.2 Permeabilidade do Solo

Para mensurar a drenagem e simular eventos de percolação é fundamental considerar a capacidade de infiltração das áreas potenciais. A NBR 13.896/1997 (Aterros de resíduos não perigosos- Critérios para projeto, implantação e operação) considera desejável para a instalação de um depósito de rejeitos a existência de local com deposição natural, extenso e homogêneo de materiais com coeficiente de permeabilidade inferior a $10^{-5} \text{ cm s}^{-1}$ (ABNT, 1997).

Portanto, a fim de minimizar os riscos de contaminação da água subterrânea e solo subsuperficial, além de reduzir os custos de instalação correspondentes à impermeabilização, atribuiu-se a maior nota para locais com coeficientes de infiltração inferiores a $10^{-7} \text{ cm.s}^{-1}$, excluindo da análise corpos hídricos superficiais e solos com permeabilidade superior a $10^{-3} \text{ cm s}^{-1}$ (Tabela 9).

Tabela 9 - Atribuição de notas para a permeabilidade do solo

Permeabilidade do Solo		
Característica	Classificação	Valor
Corpos d'Água e Infiltração $\geq 10^{-3} \text{ cm s}^{-1}$	Exclusão	
Infiltração muito boa e Boa $10^{-3} - 10^{-5} \text{ cm s}^{-1}$	Ruim	1
Infiltração Moderada $10^{-5} - 10^{-7} \text{ cm s}^{-1}$	Regular	2
Infiltração ruim $< 10^{-7} \text{ cm s}^{-1}$	Bom	3

4.6.3 Recursos Minerais

Devido à restrição expressada na norma CNEN-NE-6.06, de que áreas com riquezas naturais conhecidas ou sujeitas à exploração não devam participar do processo de seleção, jazidas de minérios conhecidas e em exploração foram descartadas. (CNEN, 1990)

A partir das poligonais de pesquisa do DNPM, classificou-se as com nota mais baixa aquelas áreas que possuem solicitação de autorização de pesquisa de bens minerais com maior participação na economia do estado (Tabela 10), baseando-se na tabela de arrecadação CFEM (Compensação Financeira pela Exploração de Recursos Minerais) para o ano de 2015, referente ao estado do Rio Grande do Sul². A nota mais alta foi atribuída para porções que não apresentam nenhuma atividade ou potencial minerador.

Tabela 10 - Atribuição de notas para s recursos minerais existentes

² Disponível em: https://sistemas.dnpm.gov.br/arrecadacao/extra/Relatorios/arrecadacao_cfem_substancia.aspx

Recursos Minerais		
Característica	Classificação	Valor
Areia, Brita, Gemas e Pedras Preciosas, Carvão, Argila, Arenito, Basalto, Granito, Calcário, Calcário, Diabásio e Talco.	Ruim	1
Outros Recursos Minerais (Cobre, Turfa, Mármore, Tungstênio, Feldspato, Ferro, e Dolomito, Molibdênio, Barita...)	Regular	2
Sem Recursos Minerais	Bom	3

4.6.4 Relevô

A importância do estudo da declividade para implantação de um repositório concentra-se nos efeitos na drenagem, estabilidade e facilidade de instalação do dispositivo. Em obediência ao critério exposto na legislação (CNEN, 1990), áreas com declividade superior a 30% não são aptas para a instalação do repositório e, por esta razão, foram excluídas do processo.

Conforme Tabela 11, feições com declividades entre 20 a 30% e abaixo de 1% foram classificadas como menos apropriadas. A NBR 13.896/1997 aponta como ideal terrenos com valores na faixa de 2 a 10%. Sendo assim, receberam nota 3 os locais cuja declividade compreende-se entre 1 e 10% (ABNT, 1997).

Tabela 11 - Atribuição de notas para a declividade do terreno

Relevô		
Característica	Classificação	Valor
Montanhoso, Escarpado e Forte-Ondulado (>30%)	Exclusão	
Forte-Ondulado (20-30%) e Plano (<1%)	Ruim	1
Ondulado (10-20%)	Regular	2
Plano e Suavemente Ondulado (1-10%)	Bom	3

4.6.5 Precipitação

As variáveis meteorológicas indicativas da média de chuvas num local é instrumento de análise para avaliar o volume de percolado que poderá ser gerado no repositório. O acúmulo de água da chuva pode influenciar não somente no volume de material percolante, mas também nas estruturas de impermeabilização e de drenagem, assim como no risco de contaminação das águas, solos e biota. Neste sentido, conforme o mapa de isoietas elaborado pela CPRM, regiões com menores índices pluviométricos são consideradas mais aptas, enquanto que aquelas que apresentam um maior volume de chuvas anual recebem a nota mais baixa (Tabela 12).

Tabela 12 - Atribuição de notas para os volumes médios anuais de chuva

Precipitação Média Anual (mm)		
Característica	Classificação	Valor
>1700	Ruim	1
1400-1700	Regular	2
<1400	Bom	3

4.6.6 Distância da Rede Viária

O transporte de rejeitos radioativos deve ocorrer sob as normas para transporte de substâncias perigosas. À medida que a distância do repositório até a malha rodoferroviária aumenta, além do acréscimo dos custos energéticos, acentuam-se os cuidados e exigências ambientais necessários, o que eleva o preço da atividade. Ainda, os riscos ambientais de acidente, vazamento e contaminação podem ser minimizados quando as vias existentes se localizam próximas ao destino final e possuem cobertura em bom estado de conservação.

Segundo a NBR 13.896/1997, áreas afastadas por mais de 500m de rodovias e ferrovias não devem ser consideradas adequadas para a construção do repositório (ABNT, 1997). Áreas localizadas a menos de 100m de vias de transporte obtiveram a nota mais alta (Tabela 13).

Tabela 13 - Atribuição de notas para a distância das rodovias

Distância da Rede Viária (m)		
Característica	Classificação	Valor
>500	Exclusão	
300 – 500	Ruim	1
100 – 300	Regular	2
<100	Bom	3

4.6.7 Distância dos Corpos Hídricos Superficiais

A proximidade de um repositório de rejeitos com corpos d'água superficiais aumenta os riscos de contaminação, e, conseqüentemente, os riscos toxicológicos envolvidos no caso de uma população usufruir da água contaminada.

No geral, os órgãos ambientais estaduais estabelecem uma distância mínima aceitável de 200m entre aterros de resíduo sólido urbano e corpos hídricos. Esta condicionante baseia-se numa portaria (Nº 124/1980) que estipulava normas para a localização de indústrias potencialmente poluidoras ou estruturas que armazenam substâncias capazes de causar poluição hídrica, elaborada pelo já extinto Ministério do Interior (MINISTÉRIO DO INTERIOR, 1980).

Considerando as recomendações existentes, foram excluídas as áreas com distância menor que 200m dos recursos hídricos superficiais, sendo que, quanto mais afastado o local, maior a nota atribuída (Tabela 14).

Tabela 14 - Atribuição de notas para a distância dos corpos hídricos superficiais

Distância de Corpos Hídricos (m)		
Característica	Classificação	Valor
< 200	Exclusão	
200-400	Ruim	1
400-600	Regular	2
<600	Bom	3

4.6.8 Distância de Áreas Urbanas

Analisaram-se 3 valores de distanciamento do perímetro urbano, sendo que aqueles considerados mais aptos são os mais afastados dos aglomerados populacionais. Os terrenos que receberam nota 3 são os que se encontram a pelo menos 1000 metros dos centros urbanos.

Regiões localizadas a menos de 500m são indicadas como inadequadas segundo a NBR 13.896 e, portanto, esta condição foi usada como critério restritivo no processo. (ABNT, 1997). A Tabela 15 demonstra a classificação aplicada.

Tabela 15 - Atribuição de notas para a distância das zonas urbanizadas

Distância de Centros Urbanos (m)		
Característica	Classificação	Valor
< 500	Exclusão	
500-800	Ruim	1
800 – 1000	Regular	2
>1000	Bom	3

4.6.9 Domínios Litológicos

As matrizes rochosas foram avaliadas de acordo com suas características relativas a drenagem, propriedades termoquímicas, estabilidade, resistência estrutural e reatividade. Através do atributo *shapefile* referente à Hidrogeologia, elaborado pela CPRM,

Os substratos compostos majoritariamente por granitos não fraturados e folhelhos foram considerados os mais adequados para a implantação do dispositivo, devido a suas propriedades mecânicas, baixa permeabilidade, estabilidade e baixa produtividade aquífera. Os basaltos foram considerados regulares, apesar de serem resistentes à compressão e estabilidade química para o suporte da carga térmica da atividade radioativa do material depositado, uma vez que apresentam um grande número de descontinuidades por onde existe acúmulo e transporte de água subterrânea.

A nota 1 foi atribuída para as formações de arenito e calcário, já que estas são extremamente vulneráveis à contaminação ambiental, por constituírem aquíferos de alta permeabilidade (FEPAM, 2010), além disso, apresentam baixa resistência mecânica e características termoquímicas inadequadas. A distribuição das notas pode ser avaliada na Tabela 16.

Por fim, a camada foi combinada à informação contendo a restrição referente às falhas (raio de 2km) e descontinuidades geológicas (Fig. 23d)

Tabela 16 - Atribuição de notas para os domínios litológicos

Litologia		
Característica	Classificação	Valor
Arenitos (arenito conglomerático, quartzo-arenito, arenito siltico-argiloso), siltitos, areia, folhelo, calcário, pelito e mármore.	Ruim	1
Basalto, Dacito e Xisto	Regular	2
Granitóide, Granulito, Gnaise, Migmatito, Quartzito, Folhelo e Argilitos.	Bom	3

4.6.10 Hidrogeologia

O transporte de radionuclídeos e o prejuízo à estrutura do repositório de rejeitos são alguns das hipóteses influenciadas diretamente pelas características hidrogeológicas. Visando resguardar atividades de exploração de água subterrânea, em acordo com a normativa CNEN 6.06, que estipula a preservação de áreas contendo bens minerais e, sobretudo, proteger os recursos hídricos, a atribuição dos valores foi inversamente proporcional à potencialidade de produção dos aquíferos (CNEN,1990). Desta forma, áreas com aquíferos muito pouco produtivos foram consideradas as mais adequadas para a atividade requerida (Tabela 17).

Tabela 17 - Atribuição de notas para a produtividade dos aquíferos

Hidrogeologia		
Característica	Classificação	Valor
Aquíferos moderadamente e muito produtivos $> 10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$	Ruim	1
Aquíferos pouco produtivos $5 \text{ m}^3/\text{h} - 10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$	Regular	2
Aquíferos muito pouco produtivos $< 5 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$	Bom	3

4.6.11 Pedologia

A homogeneidade estrutural, resistência à erosão, permeabilidade e porosidade são algumas das características relevantes no processo de validação de atributos para as diferentes categorias de solo. Tais parâmetros interferem na viabilidade técnica, segurança a longo prazo e proteção ambiental.

Partindo da classificação do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), proposto pela EMBRAPA, atribuiu-se 3 notas de acordo com a adequabilidade para a construção do repositório. Latossolos possuem composição argilosa, horizonte B bem desenvolvido, ocorrem em relevos de baixa declividade e são quimicamente mais estáveis, devido à baixa capacidade de troca catiônica das argilas e abundância de hidróxidos de ferro e alumínio) e, por esta razão, juntamente com argissolos foram considerados preferenciais (NAGALLI, 2005).

Solos típicos de regiões facilmente inundáveis e áreas úmidas, predominantemente arenosos e pouco estáveis receberam a nota mais baixa (Tabela 18).

Tabela 18 - Atribuição de notas para os tipos de solos existentes

Pedologia		
Característica	Classificação	Valor
Espodossolo, Gleissolo, Planossolo e Organossolo	Ruim	1
Cambissolos, Nitossolos e Neossolos	Regular	2
Argissolos e Latossolos	Bom	3

4.4 REGRA DE DECISÃO

A maneira como é feita a combinação dos critérios eleitos, fatores e restrições, influencia diretamente no cenário resultante. Isso quer dizer que, quando se prioriza uma determinada classe de atributos frente a outros no processo de escolha, o resultado atenderá mais uma parcela de demandas e necessidades do que outras. Tratando especificamente da geotecnia ambiental, da escolha de áreas adequadas para a implantação de aterros e repositórios, o produto final pode representar uma combinação de dados que prioriza a viabilidade socioeconômica frente à viabilidade técnica, por exemplo. A decisão, portanto, dos pesos e importâncias deve ser resultante da concordância dos gestores, legisladores, equipe técnica e população.

O método utilizado neste trabalho para composição final foi a da sobreposição ponderada, ou seja, por meio da ferramenta “*weighted overlay*” do ArcGIS, capaz de aglutinar todas as camadas já classificadas, atribuindo pesos de importância (em porcentagem) para cada uma delas. A ponderação foi estabelecida baseando-se na viabilidade técnica e segurança a longo prazo das áreas, mas também, foi necessário considerar as escalas iniciais de cada *layer*, de tal forma que informações melhor detalhadas receberam peso maior. O resultado final é uma imagem que considera não somente as notas de 1 a 3 definidas em cada atributo, mas também a influência que esta informação exerce sobre a adequabilidade de uma área para a instalação do repositório.

Tabela 19 - Pesos atribuídos para a Sobreposição Ponderada

Camada	Peso
Uso e Cobertura do Solo	5%
Permeabilidade	12%
Declividade	10%
Precipitação	8%
Distância das Zonas Urbanas	10%
Distância dos Recursos Hídricos Superficiais	10%
Hidrogeologia	12%
Litologia	12%
Pedologia	10%
Distância das Rodovias	8%
Recursos Minerais	3%
SOMA	100%

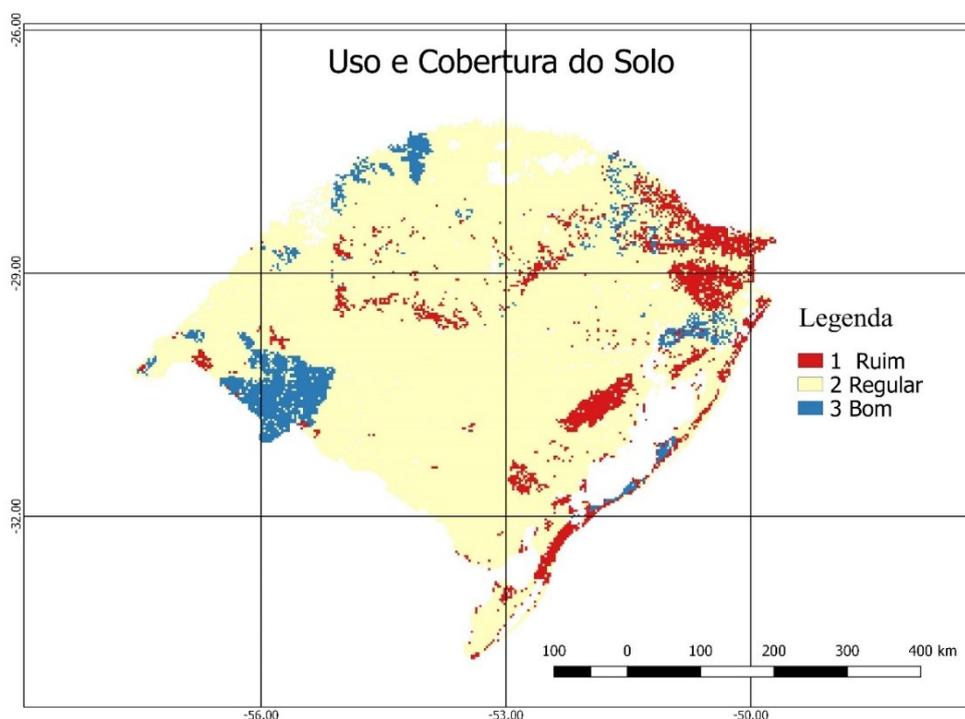
5.0 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 RECLASSIFICAÇÃO DE PARÂMETROS ESPACIAIS EM CRITÉRIOS DE APTIDÃO

A definição da escala de adequabilidade das áreas para cada atributo, atributo, seguida pela reclassificação e, por vezes, a sobreposição com os respectivos mapas booleanos, resultou em imagens indicativas de áreas denotadas como boas, regulares ou ruins.

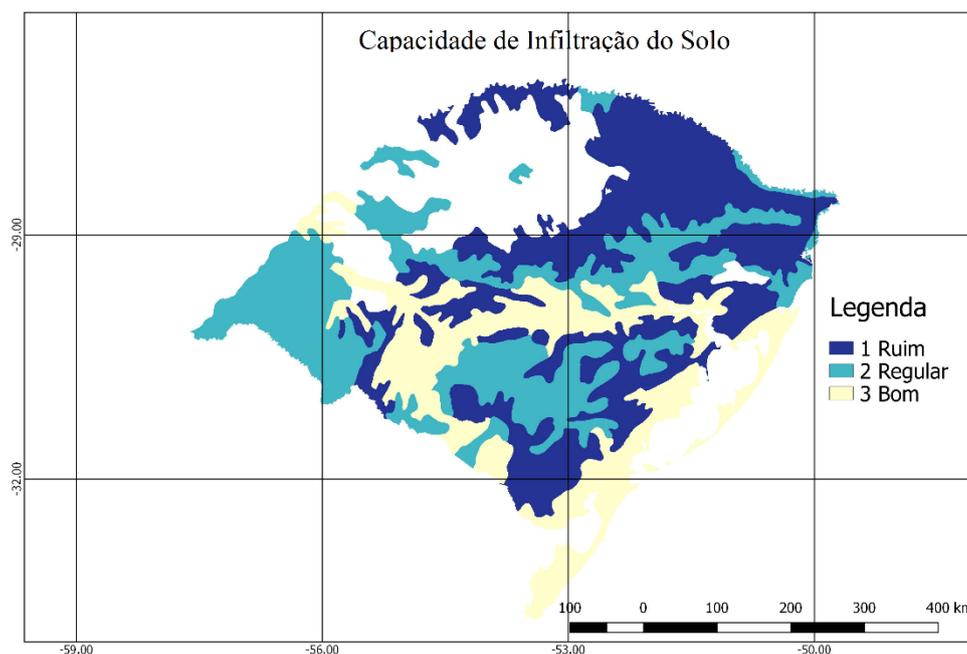
A Figura 23 configura a aptidão das áreas do estado segundo a ocupação da terra, apontando uma favorabilidade maior das regiões em azul, localizadas no oeste, noroeste e leste gaúcho. Zonas em branco referem-se às restrições definidas, corpos d'água, terras indígenas, locais de preservação e conservação, tal qual designado na Tabela 6.

Figura 23 - Classificação do Uso da Terra



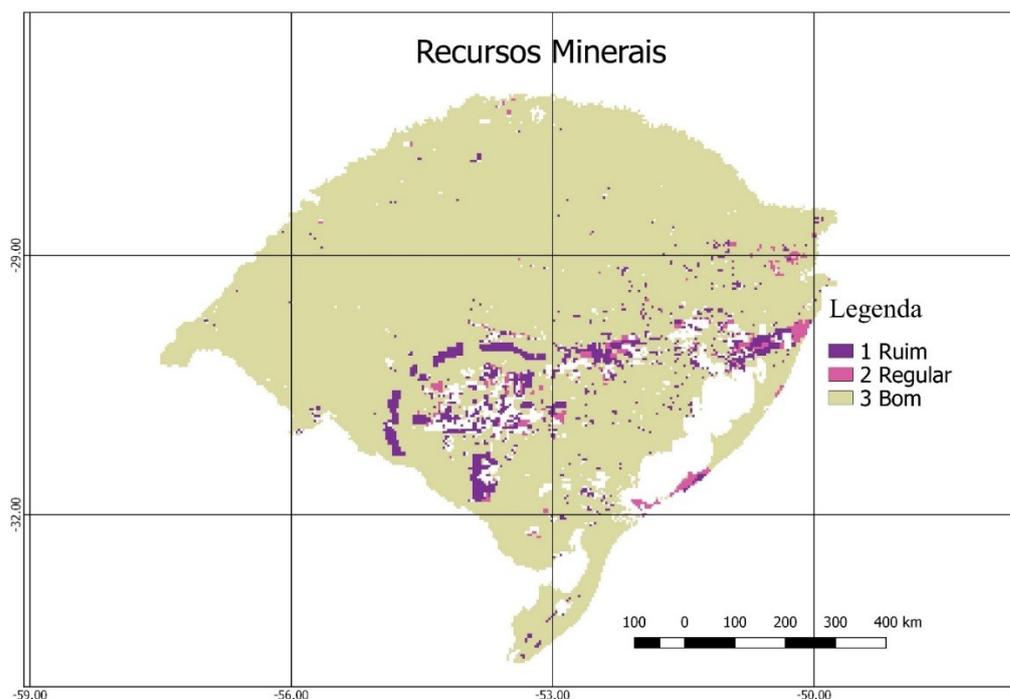
No que diz respeito à permeabilidade do solo, o mapa reclassificado somado à restrição referente a velocidades de infiltração superiores a $10^{-3} \text{ cm.s}^{-1}$ apontou o litoral sul e centro gaúcho como as regiões que receberam maior nota, enquanto que o Noroeste do estado e corpos d'água superficiais foram excluídos do processo de seleção (Figura 24).

Figura 24 – Classificação da Capacidade de Infiltração dos Solos



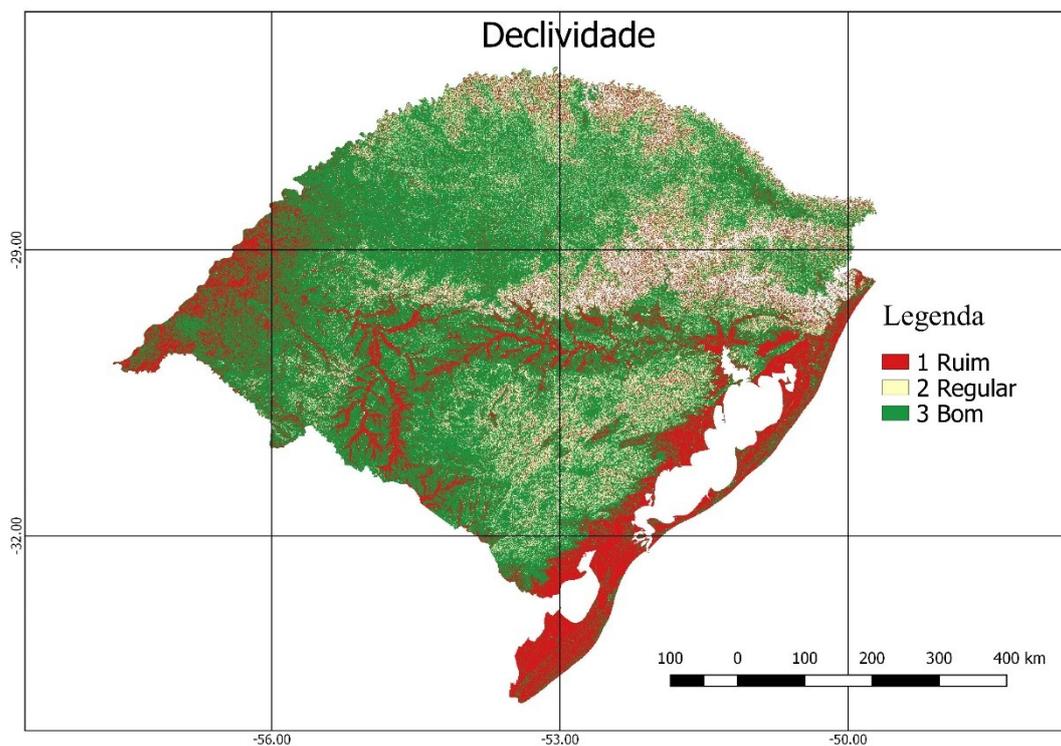
Quanto aos recursos minerais, a maior parte da área de estudo recebeu a nota máxima de aptidão, sendo, portanto, denotada como “boa”, por não possuir nenhum mineral conhecida ou em exploração. As áreas em solicitação de pesquisa ou em licenciamento para extração de minérios estão concentradas na região centro-sul (Figura 25). Polígonos referentes à locais em exploração aparecem em branco, pois são constituídos por pixels “no data”, ou seja, são excluídos do processo.

Figura 25 - Classificação dos Recursos Minerais



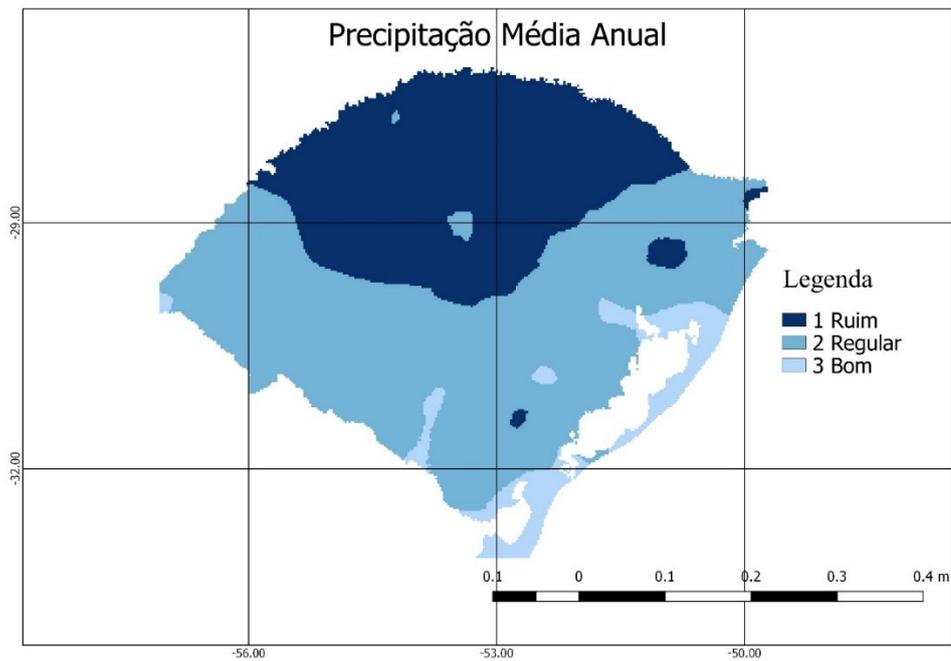
A avaliação do relevo, segundo escala e restrições definidas anteriormente gerou um produto (Figura 26) indicando que os locais de declividade entre 1 e 10% são maioria, enquanto que as áreas de menor nota, em vermelho, estão concentradas principalmente nas zonas costeiras e planícies de inundação. As regiões serranas, em maioria aparecem em branco devido a definição de que declividades superiores a 30%, sob qualquer circunstância, são inadequadas para a instalação do depósito.

Figura 26 - Classificação do Relevo



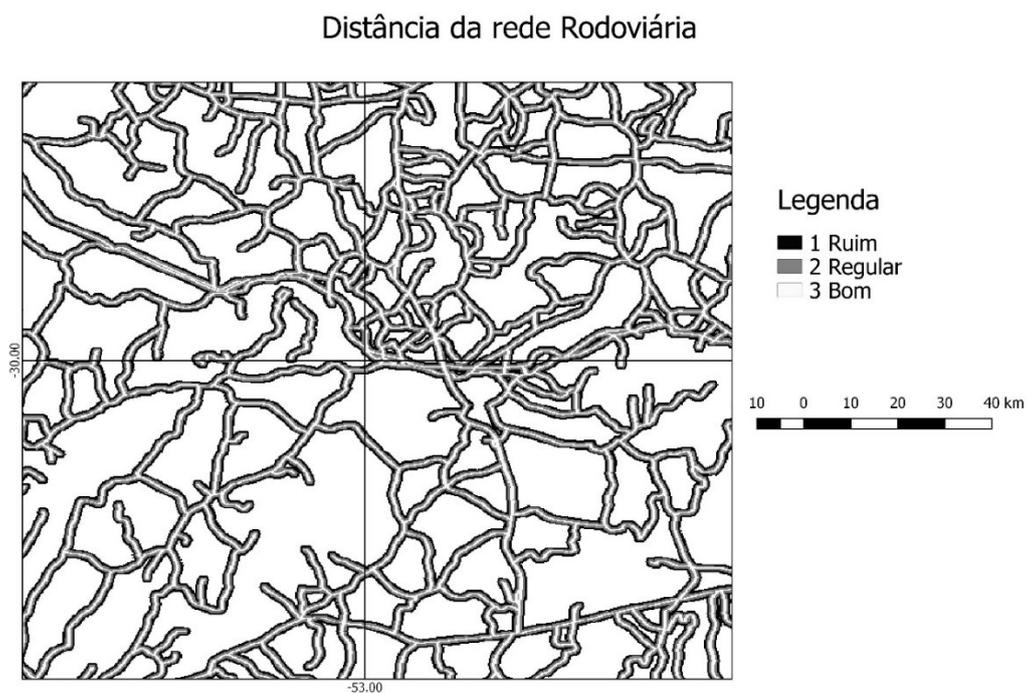
A aplicação do escalonamento ao mapa de precipitação retornou um mapa (Figura 27) cujas áreas contendo *pixels* de valor 3 concentram-se no extremo sul e litoral sul. O norte gaúcho enquadrou-se majoritariamente como ruim, enquanto que as áreas definidas como regulares localizam-se especialmente na região central.

Figura 27 - Classificação da Precipitação Média Anual



A Figura 28 representa a reclassificação da carta da malha rodoferroviária segundo critérios de proximidade expressos na Tabela 13 com a sobreposição do respectivo mapa booleano, referente à exclusão dos locais distantes a mais de 500m de uma via. O resultado configura em feições lineares na qual as zonas periféricas, mais escuras, são constituídas de pixels valor 1, enquanto que seu centro, mais claro, referem-se aos locais de maior aptidão (nota 3). Toda a zona externa aos polígonos, em branco, são regiões inaptas.

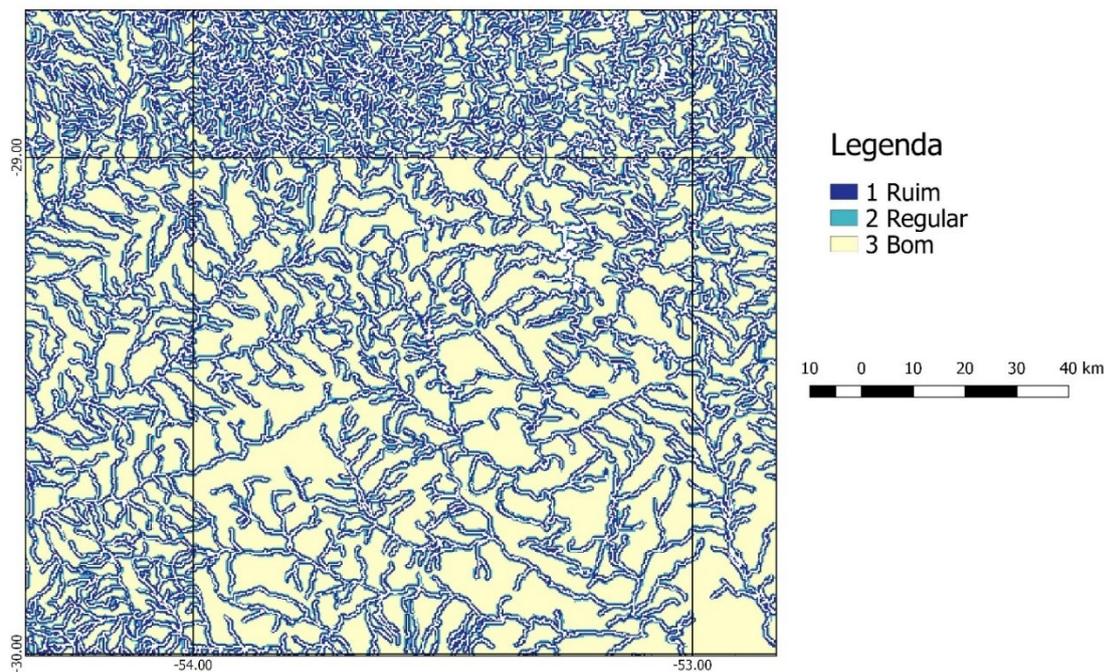
Figura 28 - Classificação da Distância da Rede Viária



O mapa de recursos hídricos superficiais, após ser submetido ao processo de escalonamento e somado ao mapa booleano contendo a restrição delimitada, resultou na Figura 29. A imagem expressa em amarelo, as regiões cujo afastamento dos mananciais é o mais satisfatório. As feições em azul, apresentam no seu centro, os locais que não participam do processo de seleção pois enquadram-se como inaptos.

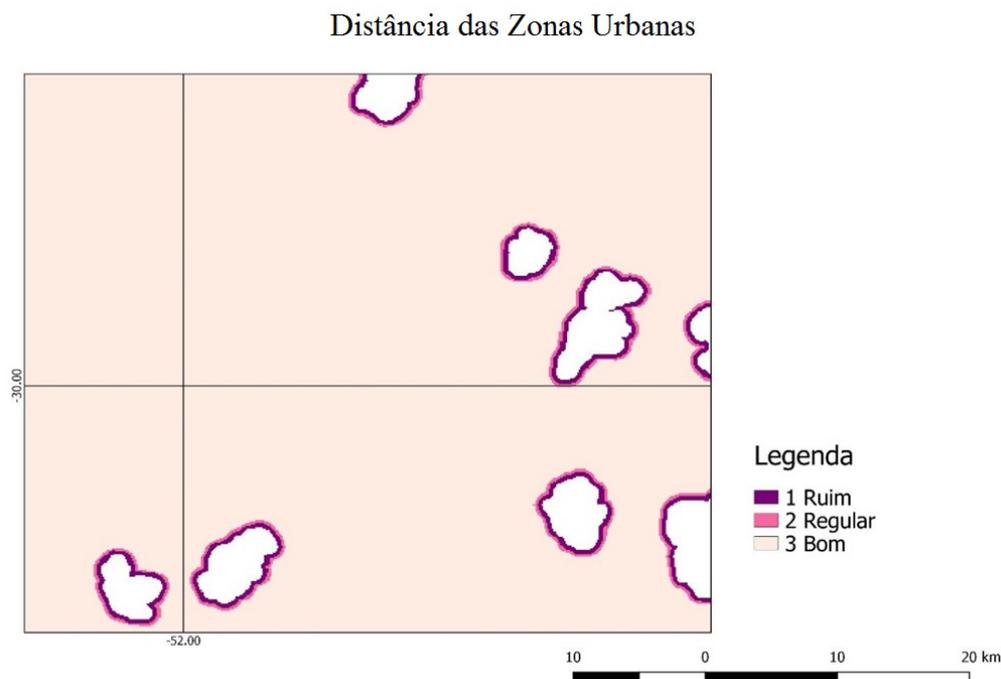
Figura 29 - Classificação segundo a distância dos corpos hídricos superficiais

Distância de Recursos Hídricos



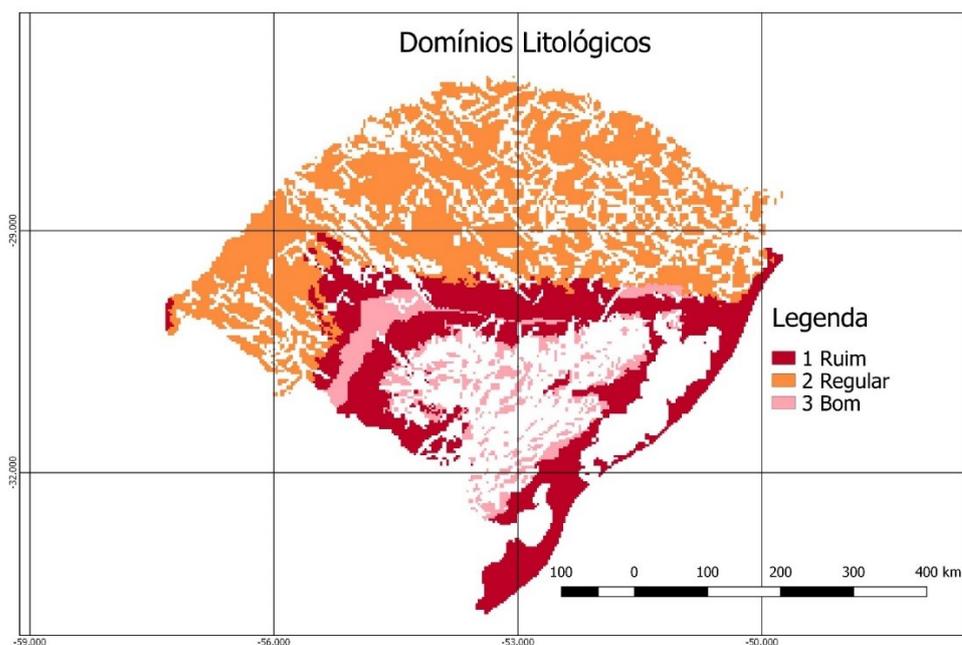
A atribuição de notas de 1 a 3, de acordo com a distância que uma área se localiza de um centro urbano, seguida da sobreposição das restrições definidas na Tabela 13 retornou uma imagem na qual a maior porção, em rosa claro, refere-se aos locais “bons”, de nota máxima. Os centros dos polígonos, em branco, são constituídos de *pixels* sem valor algum, pois configuram regiões inadequadas, e seu contorno são os locais graduados como ruins e regulares.

Figura 30 - Classificação segundo a distância das zonas urbanas



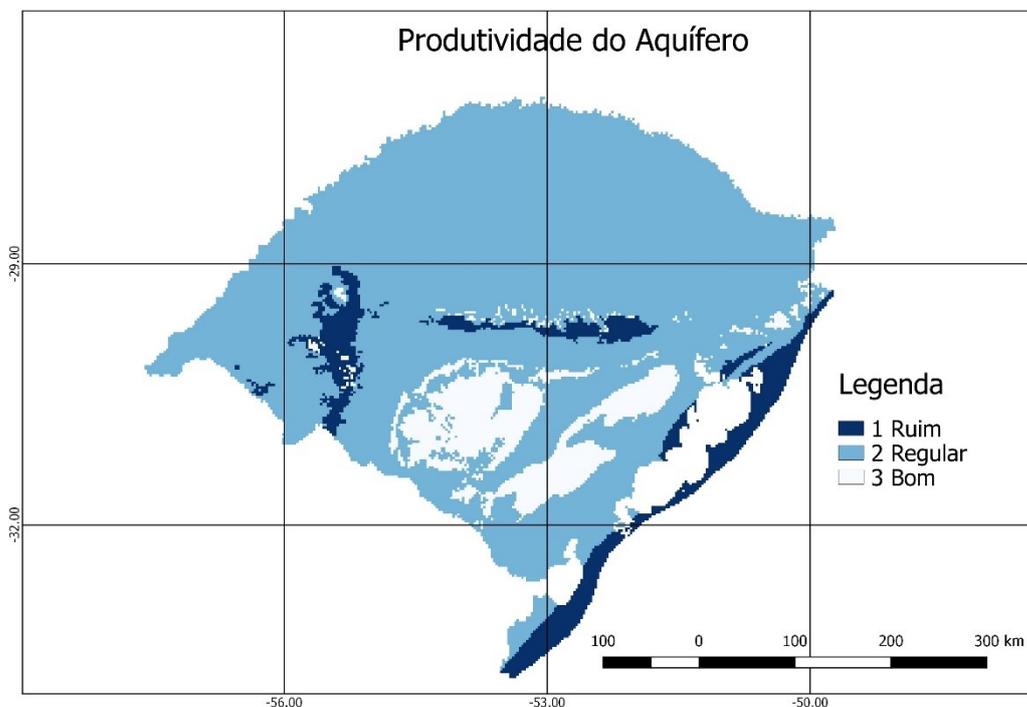
A reclassificação do *layer* de Hidrogeologia, segundo o atributo Litologia da Unidade Hidroestratigráfica e aplicação da restrição apontou uma maior aptidão das zonas representadas em rosa claro na Figura 31, e estão concentradas próximas às microrregiões de Jaguarão, Campanha Meridional e Serras do Sudeste. Neste mesmo local também há a maior incidência de fraturas, o que resulta nas feições em “branco” sobrepostas ao mapa. A maior área refere-se aos locais considerados ruins segundo sua litologia, expressas em laranja, abrangendo porção expressiva da metade norte do Rio Grande do Sul.

Figura 31 - Classificação segundo os domínios litológicos



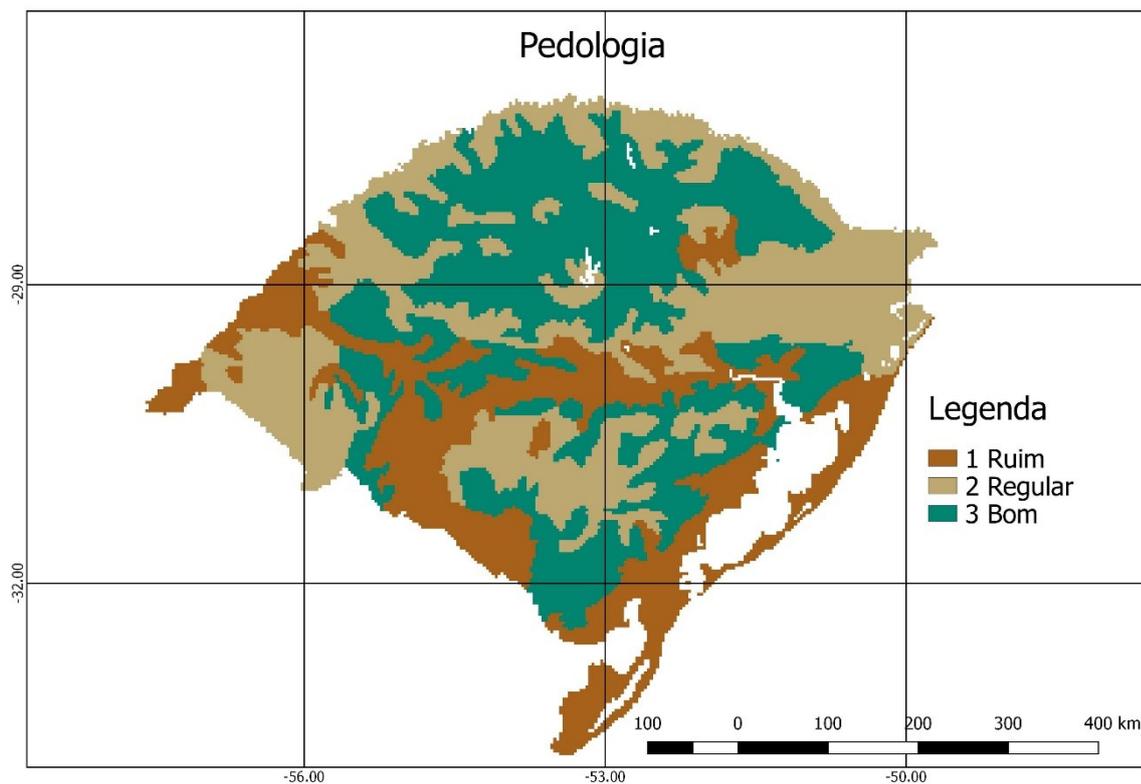
O atributo de produtividade dos aquíferos, referente ao mapa hidrogeológico, recebeu graduação variando conforme Tabela 17 e, dessa forma, obteve-se a Figura 32 como resultado. A imagem expressa que as áreas em cinza claro, localizadas no centro-sul gaúcho são as mais aptas de acordo com o critério avaliado. A área mais significativa enquadrou-se como “regular”.

Figura 32 - Classificação segundo à produtividade aquífera



A reclassificação do *layer* contendo as informações das classes de solos retornou um mapa (Figura 33) no qual as zonas em verde referem-se aquelas cujos pixels receberam valor 3, sendo consideradas as mais aptas para a instalação do dispositivo. Polígonos em marrom escuro denotam as localizações menos adequadas.

Figura 33 - Classificação segundo o tipo de solo



5.2 MAPA DE APTIDÃO FINAL

O produto resultante e objetivo (Fig. 34) trata-se de um mapa de aptidão de áreas para a instalação do repositório de rejeitos radioativos de baixo e médio níveis de radiação.

O mapa final, resultado do processo de combinação das restrições, fatores e sobreposição ponderada, apresenta áreas classificadas com a mesma escala de notas utilizadas nas camadas que o compuseram (valores de 1 a 3), sendo o valor mais baixo, 1, representante das áreas menos propícias, enquanto que a nota máxima, 3, refere-se às áreas mais adequadas.

A maioria das regiões que receberam nota três, mais aptas, concentram-se na metade sul do estado, nas microrregiões de Santa Maria, Campanha Central, Campanha Meridional, Serras do Sudeste, Jaguarão, Pelotas, Camaquã, Porto Alegre, Cachoeira do Sul e São Jerônimo³. A porção central agrupou majoritariamente áreas consideradas regulares quanto à aptidão para instalação do repositório e também aquelas pouco indicadas, categorizadas como ruins. Ao longo do procedimento de escolha, a reclassificação dos atributos (subitem 5.1) concentrou, mais frequentemente, locais com uma mesma nota que aquela atribuída no produto final.

Quanto às excluídas da rotina de escolha, destaca-se o Noroeste e extremo Sul do Rio Grande do Sul, que teve a maior parte de seus territórios sob alguma restrição, ou seja, inaptos, compreendendo significativamente as microrregiões da Campanha Ocidental, Carazinho, Erechim, Frederico Westphalen, Ijuí, Litoral Lagunar, Não-me-Toque, Santa Rosa, Santiago, Soledade e Três Passos.³

As áreas em azul escuro sinalizam locais que agregam as qualidades consideradas mais

³ Classificação das unidades geográficas adotada pela Fundação de Economia e Estatística (FEE) do Rio Grande do Sul. Disponível em: <http://feedados.fee.tche.br/feedados/#!home/unidadesgeograficas>.

desejáveis e capazes de atender primeiramente, os quesitos legais expostos na normativa CNEN 6.06, em segundo, a outros conjuntos de leis, diretrizes e normas já referidos ao longo do capítulo de metodologia, e, por fim, considerações realizadas com base nas referências bibliográficas deste trabalho.

A rotina aplicada retorna um resultado cujas áreas mais aptas agrupam locais com o maior número de atributos de mais alto peso (15%) que receberam a mais alta nota (3). O que não significa que, necessariamente, as áreas em azul escuro englobam apenas regiões cujos todos os fatores possuem valor máxima. Porém, é possível afirmar que o resultado final não considera, de forma alguma, locais que apresentam alguma restrição (em amarelo).

A atribuição dos pesos na sobreposição das camadas classificadas (fatores) é um processo subjetivo e que altera o resultado final, variando de acordo com o ponto de vista que os decisores considerarem mais relevante. Este trabalho priorizou a viabilidade técnica e segurança a longo prazo frente a outros critérios como custo e preservação ambiental. Contudo, o atendimento à legislação, às diretrizes internacionais, e consideração dos apontamentos de outros autores incluem automaticamente demandas que ponderam estas outras necessidades na rotina de decisão adotada

A escala das diferentes imagens que configuram a base de dados utilizada é um dos fatores limitantes no processo de seleção. Este estudo deteve-se em avaliar uma metodologia para o apontamento de áreas potenciais. Portanto, as regiões representadas pela nota máxima, mais favorável, são apenas indicações de polígonos que possuem as maiores chances de conterem um local adequado segundo os critérios utilizados, sendo fundamental a realização de estudos de detalhe nos locais selecionados por geoprocessamento.

As restrições aplicadas, com exceção da distância de falhas e fraturas geológicas, provem das regulamentações pertencentes à base legal consultada, e o atendimento a estas limitações, causou uma expressiva redução nas áreas passíveis de participarem do processo de seleção. Aproximadamente 88% da extensão territorial do estado foi classificada como inapropriada, contra menos de 0,25% classificada como “boa”. As zonas denotadas como regulares ou ruins representam em torno de 11, 75% e 0,006% respectivamente. À parte das barreiras legais, a abordagem booleana para representação das restrições contribui para produzir um resultado com limitações, apesar da simplicidade e facilidade em implementá-la em um SIG. As deficiências estão associadas à rigidez do método no processo de exclusão de locais, que segue apenas funções de pertinência binária (verdadeiro ou falso), fazendo com que áreas que poderiam ter algum grau de aderência aos critérios considerados adequados sejam absolutamente retiradas do processo de seleção. Em uma situação onde trabalha-se com escalas regionais, as falhas associadas à utilização desta técnica podem ser ainda mais significativas, visto que a precisão das informações representadas requer flexibilidade na interpretação - em consenso com a escala gráfica. Ademais, sabendo que o mapa de aptidão final é o produto da sobreposição de outros mapas nos quais foi utilizada a álgebra booleana separadamente, ele se configura também como a soma dos erros intrínsecos a cada uma das camadas que o compõe.

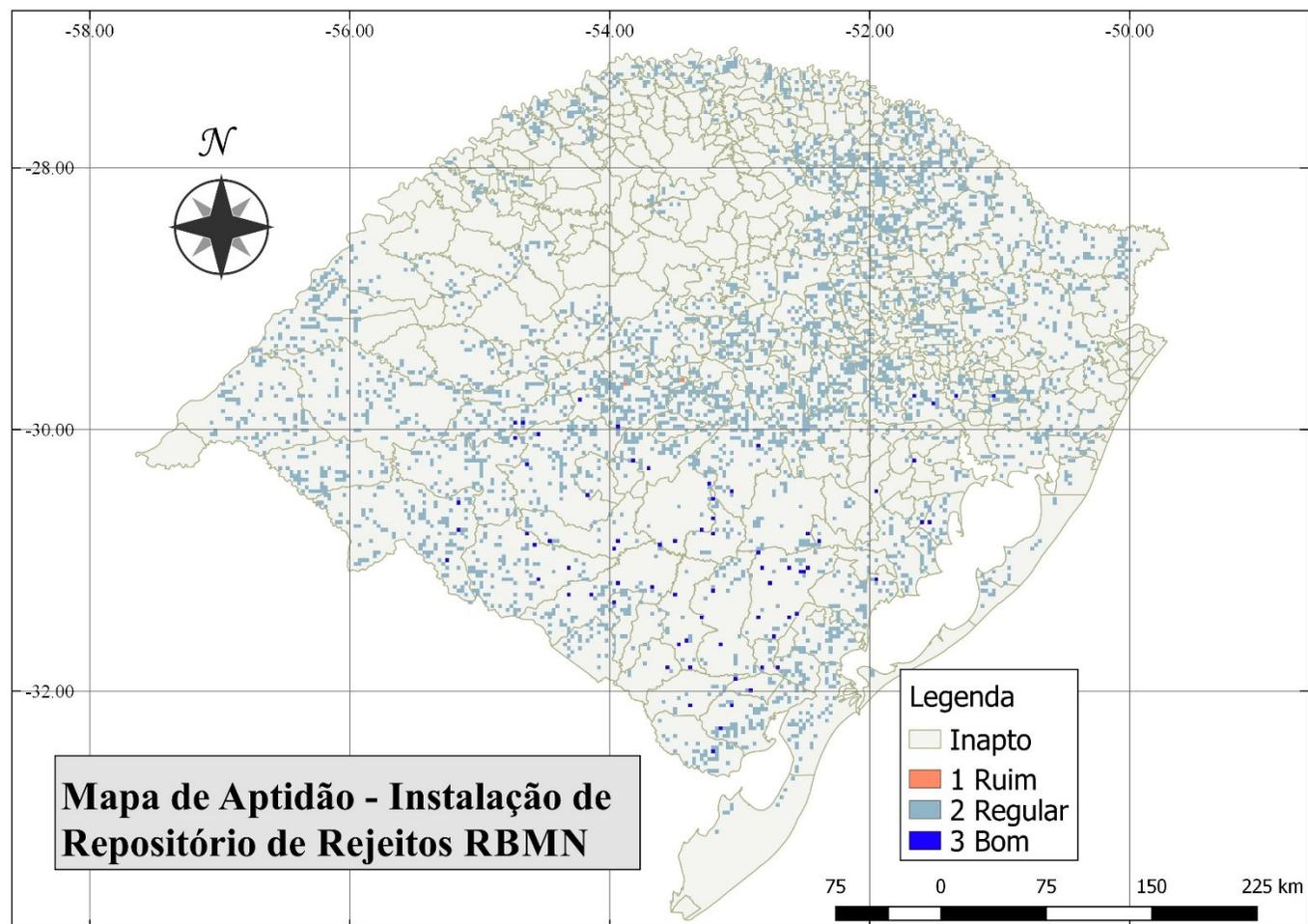
A dicotomia inerente à álgebra booleana resumiu os territórios habilitados em pixels, o que não traduz satisfatoriamente a realidade *in situ*, já que as diferentes características físicas, bióticas e socioeconômicas não se manifestam com fronteiras tão bem delimitadas. Neste contexto, a opção pela lógica *fuzzy* poderia ser uma alternativa para atenuar este problema, tendo em vista que esta escolha permitiria a atribuição de uma pertinência parcial das regiões aos critérios de aptidão, no qual os limites de adequabilidade não são inflexíveis, havendo uma janela de transição entre a eliminação e a validação de uma área.

A legislação estipulada pela CNEN não apresenta especificações detalhada quanto à favorabilidade dos atributos, e muito menos atribuição de notas ou pesos como a que foi feita neste trabalho. Por esta razão, a metodologia proposta não se resume somente às regulamentações da Comissão, mas abrange outras normas técnicas e publicações pertinentes

ao tema, o que torna possível abordar com maior profundidade as considerações propostas pelo órgão.

A não especificidade da legislação CNEN quanto a valores máximos permitidos, distâncias restritas e outras definições para as quais, neste trabalho, se recorreu a outras fontes bibliográficas, promove critérios de escolha subjetivos e intimamente dependentes da equipe técnica e corpo gestor responsável pelo processo de seleção da área. Tal cenário pode ser vantajoso ao considerarmos a diversidade da geografia física e socioeconômica brasileira, mas, em contrapartida, esta subordinação da definição dos fatores de seleção à avaliação particular da equipe designada ocasiona inconsistências na adoção de critérios e conflitos.

Figura 34 - Mapa de aptidão do Estado do Rio Grande do Sul para instalação de um Repositório de Rejeitos de Baixo e Médio Níveis de Radiação (RBMN)



A partir do mapa final obtido, optou-se por avaliar a área representada pelas coordenadas 31°38'51.97"S 53° 7'45.59"O (*Datum* WGS84). Entende-se que este local indicado no mapa de aptidão com nota 3, reunindo, dentro dos critérios considerados, o maior número de características favoráveis, atende desejavelmente às demandas legais e considerações técnicas, além disso:

- O polígono desenhado, em branco na Fig.35, localiza-se dentre as divisas dos municípios de Piratini, no Sul do estado. A cidade está há aproximadamente 344 Km de Porto Alegre. Possui uma área ao redor de 22ha (polígono branco), sendo que 3,6ha seriam destinadas exclusivamente para a deposição (polígono vermelho central) (CNEN, 2010).
- Está dentro das distâncias mínimas de rodovias estipulada. A BR 293 é a via mais próxima à área, distando 250m do local. Contudo, existem outras estradas rurais, não pavimentadas, a menos de 200m, e que conectariam o repositório à malha rodoviária asfaltada. Inclusive, existe uma via não asfaltada no local selecionado, sendo necessário providenciar um desvio caso haja necessidade da manutenção do caminho.
- Localiza-se suficientemente afastado dos aglomerados urbanos, conforme limitações impostas no item 4.5, com aproximadamente 20 Km de distância do centro de Piratini e 25 Km da cidade de Pinheiro Machado.
- Faz parte de uma região pouco desenvolvida economicamente, carente de empreendimentos e investimentos, cujos processos produtivos se demonstram totalmente díspares e inferior às outras porções do estado, a tal ponto do Governo Federal implantar uma política própria para revitalização dos setores produtivos locais através do BNDES. (ILHA et al, 2006)
- Está inserido numa localização majoritariamente pecuarista, adequando-se aos usos da terra previstos anteriormente.
- Os recursos hídricos superficiais mais próximos são arroios locais e estão distantes num raio de pelo menos 700 Km do repositório.
- As produtividades dos aquíferos próximos indicam valores baixos. Ao analisarmos os marcadores em azul, indicando os poços tubulares cadastrados na rede SIAGAS (Sistema de Informações de Águas Subterrâneas), percebe-se que a vazão de estabilização no entorno corresponde a de aquíferos pouco ou muito pouco produtivos, à exceção do ponto mais ao norte, com vazão de 22,5 m³h⁻¹ (Figura 36).

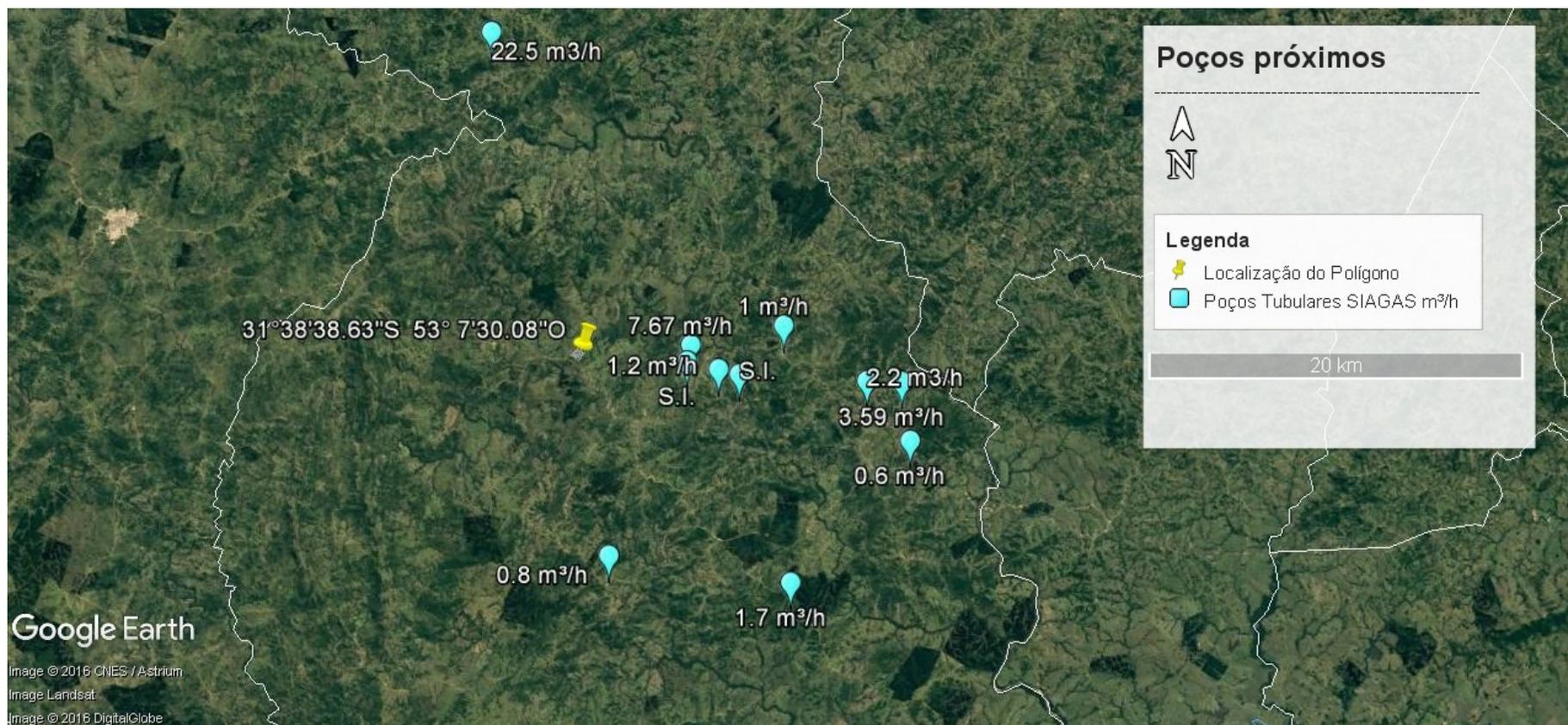
A definição de locais candidatos é uma etapa posterior que requer não somente acesso a informações em escala de detalhe, mas também decisões sobre locais potenciais e que passam necessariamente pelo crivo dos gestores públicos e governo, além da consulta e discussão com moradores.

Todavia, baseando-se nos critérios definidos e apresentados no decorrer deste trabalho, e no mapa de aptidão gerado, dedicou-se a selecionar alguns polígonos que poderiam ser eleitos para investigação *in situ*, com o objetivo de averiguar a adequabilidade para a construção do repositório.

Figura 35 - Sugestão de área segundo mapa de aptidão



Figura 36 - Poços tubulares e respectivas vazões de estabilização próximos ao local selecionado



6.0 CONCLUSÃO

Partindo dos mapas gerados, tanto os que se referem à reclassificação individual dos atributos segundo os critérios de adequabilidade, quando ao mapa final de aptidão é possível concluir que, seguindo a metodologia proposta, as áreas classificadas como mais apropriadas concentram-se nas microrregiões do centro-sul do estado. O centro gaúcho sobressai como o local com maior quantidade de zonas classificadas como regulares. Áreas ruins, localizadas também na porção central do estado, possuem uma representatividade muito baixa.

A maior porção do território foi excluído do processo de seleção, aproximadamente 88%, o que está intimamente ligado à abordagem escolhida e ao atendimento às condicionantes legais.

A definição da prioridade dos critérios, notas para os diferentes atributos e ponderação da sobreposição final pode produzir um resultado diferente quando alterada. Desta forma, o mapa final de aptidão é necessariamente uma resposta única aos parâmetros definidos neste trabalho.

A normativa CNEN não propõe claramente valores, parâmetros e características que tornam inaptas ou aptas (em algum nível) as áreas. De tal maneira que esta etapa está à mercê do consenso da equipe e gestores responsável pelo projeto.

O produto final é uma sobreposição das camadas referentes aos fatores escalonáveis e mapas booleanos. Portanto, é também a soma dos erros intrínsecos a cada etapa. Destacando as limitações relacionadas à inflexibilidade da lógica booleana, as escalas de maior ou menor detalhe, as projeções em coordenadas planas (UTM) para uma área de estudo que abrange dois fusos e demais limitações pertinentes à base de dados inicial como, por exemplo, a desatualização dos dados devido ao ano em que foram produzidas.

A indicação de áreas potenciais é uma das etapas que compõe o processo de seleção de áreas aptas à instalação de um dispositivo final para rejeitos radioativos. Antecede as fases de indicação de locais candidatos e escolha definitiva. Para que se avance até estes dois últimos estágios é necessário a reunião de uma base de dados geográficos em escala de detalhe, visita técnica às regiões pré-selecionadas, além de reunião, discussão e esclarecimento do projeto com a comunidade e gestores públicos envolvidos.

Ao examinar os territórios denotados como mais aptos, representados por pixels de valor 3, verificou-se que as localidades de fato atendiam às definições propostas, não agregando critérios excluídos do processo, e concentrando o maior número de características delimitadas como mais favoráveis (bom).

Em particular, a área apresentada para análise neste trabalho (Figura 35), referente a uma porção do município de Piratini, congrega, em maioria, atributos de maior aptidão, como a distância dos centros urbanos, produtividade do aquífero, distância dos corpos hídricos superficiais e distância de malha viária. Tal resposta ajuda a validar a rotina de escolha proposta,

mas não pode ser interpretada como uma indicação definitiva de local candidato à instalação do repositório, já que esta etapa está além do escopo deste trabalho.

A seleção de área para instalação de depósito definitivo de rejeitos radioativos consiste num segmento de pesquisa recente, cujas metodologias mais propícias continuam a ser alvo de discussão, bem como a delimitação de restrições, fatores escalonáveis e a priorização de critérios.

7.0 BIBLIOGRAFIA

ADAM, C.; GARNIER-LAPLACE J.; ROUSSEL-DEBET S.; **Fiche Radionucléide Environnement**: Cobalt-60 et environnement. Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN). 2010. Fontenay-aus-Roses, île-de-France, França.

AMES, L. L.; RAI, D. **Radionuclide interactions with soil and rock media**. Volume 1: processes influencing radionuclide mobility and retention, element chemistry and geochemistry, conclusions and evaluation. Final report. Richland, WA (EUA): Battelle Pacific Northwest Labs., 1978.

ANTUNES, O. E. D. **Análise multicritério em SIG para determinação de um índice especializado de pressão antrópica litoral. Casos de Espinho, Caparica e Faro**. 2012. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências Sociais e Humanas. Universidade Nova de Lisboa.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13896**: Aterros de resíduos não perigosos -Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10157**. Aterros de resíduos perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1987.

ATWOOD, D. A. (Ed.). **Radionuclides in the Environment**. John Wiley & Sons, Chichester, West Sussex, Inglaterra. 2013. 520p.

AZEVEDO, A. C. P. de. **Radioproteção em serviços de saúde**. Rio de Janeiro: Fundação Oswaldo Cruz; Secretaria do Estado de Saúde do Rio de Janeiro. 2005.

BASKARAN, Mark (Ed.). **Handbook of Environmental Isotope Geochemistry**. Advances in Isotope Geochemistry. Springer Science & Business Media. Vol 1. 2011. ISBN: 978-642-10636-1

BEER, J.; MCCRACKEN, K.; VON STEIGER, R.. **Cosmogenic Radionuclides: Theory and Applications in the Terrestrial and Space Environments**. Springer Science & Business Media, 2012.

BERGSTRÖM, U.; PERS, K.; ALMÉN, Y.. **International perspective on repositories for low level waste**. Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, 2011.

BONOTTO, D. M.. **Geoquímica do urânio aplicada a águas minerais**. São Paulo: UNESP, 2006. 160p. ISBN 85-7139-695-7

BONOTTO, D.M. & SILVEIRA, E.G. **Geoquímica do urânio aplicada a águas minerais**. Fundação Editora da UNESP, São Paulo, 2006. p.13-56. ISBN 85-7139-695-7

BOURDON, B. et al (Ed.). **Reviews in Mineralogy & Geochemistry**. Volume 52: Uranium Series Geochemistry. Chantilly, VA (EUA): Mineralogical Society of America, 2003. 656p.

BRASIL, Lei Nº 10.308 de 20 de novembro de 2001. **Diário Oficial da República**. Brasília, DF. 2001. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/LEIS_2001/L10308.htm> Acesso em 19 ago 2016.

BROWN, T.K., 25 years on at America's most contaminated nuclear waste site. **BBC News**: Washington DC, EUA. 11 junho 2014. Online. Disponível em: <<http://www.bbc.com/news/magazine-26658719> /> Acesso em 27 set 2016

BROWN, V., Hanford Nuclear Waste Cleanup Plant May Be Too Dangerous. **Scientific American**: 09 maio 2013. Online. Disponível em: <<https://www.scientificamerican.com/article/hanford-nuclear-cleanup-problems/>> Acesso em 25 set 2016

CABRAL, A. V. **Análise multicritério em Sistema de Informação Geográfica para localização de aterros sanitários. O caso da região sul da Ilha de Santiago, Cabo Verde**. 2012. Tese de Doutorado. Faculdade de Ciências Sociais e Humanas, Universidade Nova de Lisboa.

CALMET, D. P. Ocean disposal of radioactive waste: Status report. **IAEA bulletin**. v. 31, n. 4, p. 47-50, 1989. Disponível em <<https://www.iaea.org/sites/default/files/31404684750.pdf>>. Acesso em: 13 ago 2016.

CALMON, P.; GARINER-LAPLACE, J. **Tritium and the Environment**, Radionuclides Fact Sheet. Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire. IRSN, 2010.p. 3-13.

CARDOSO, E. M. et al. **Apostila educativa–Radioatividade**. CNEN, Rio de Janeiro, 2006. P. 14-15. Disponível em https://portalnuclear.cnem.gov.br/Material_didatico/apostilas/radio.pdf Acesso em 20 de outubro de 2016

CHOPPIN et KHANKHASAYEV, 1999, **Chemical Separation Technologies and Related Methods of Nuclear Waste Management** pg. 216-217 1999

CHOPPIN, G. R.; LILJENZIN, J.; RYDBERG, J.. Radionuclides In Nature. In: **Radiochemistry and nuclear chemistry**. 3ed. Butterworth-Heinemann, 2002. p. 94-122.

CLEVELAND, J.M. **The Chemistry of Plutonium**. La Grange Park, Illinois: American Nuclear Society. p. 651. 1979.

CNEN. **CENEN NE-6.06** – Seleção e Escolha de Locais de Depósitos de Rejeitos Radioativos: Rio de Janeiro, 1985.

CNEN. **CNEN- NN - 8.02**: Licenciamento de Depósito de Rejeitos Radioativos de Baixo e Médio Níveis de Radiação. Rio de Janeiro: 2014.

CNEN. Programa Político Nuclear. **PPA 2016-2019 e LOA 2016**. Rio de Janeiro. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Janeiro de 2016. Disponível em < <http://www.cnen.gov.br/images/cnen/documentos/planejamento/ProgramaPoliticaNuclear-PPA-2016-2019.pdf> > Acesso em: 20 out 2016.

CNEN. **Projeto CIS: Comunicação e Interação com a Sociedade Dentro de Um Processo de Construção de Repositório de Rejeitos – Aspectos Relevantes**. Rio de Janeiro, 2010.

CNEN. **Relatório de Gestão do Exercício de 2009**. Prestação de Contas Ordinária Anual. Rio de Janeiro: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. 20110. 313 f. Disponível em < http://www.cnen.gov.br/images/cnen/documentos/acesso_a_informacao/rel-gestao-2009.pdf > Acesso em: 22 nov 2016.

CNEN. **Relatório de Gestão do Exercício de 2015**. Rio de Janeiro: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. 2016. 309 f. Disponível em < http://www.cnen.gov.br/images/cnen/documentos/acesso_a_informacao/rel-gestao-2015.pdf > Acesso em: 28 ago 2016.

DA SILVA, L.M.L., Filho, W.P.B., Ferreira, W.R. Kokshnev, I., Parreiras, R.O., Ekel, P.Y. , **Alternativas Locacionais para a Geração Renovável em Minas Geiras: Uma Discussão Baseada na Abordagem Multicritério**. VI Congresso Brasileiro de Energia Solar – Belo Horizonte, 04 a 07 de abril de 2016

DE AQUINO, R. R.. **Avaliação da Radioatividade Natural em Areias das Praias da Grande Vitória, Espírito Santo**. 2010. Dissertação de Mestrado – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo. Disponível em < http://www.irsn.fr/EN/Research/publications-documentation/radionuclides-sheets/environment/Documents/Tritium_UK.pdf > Acesso em: 20 ago 2016

DRAGUN, J. **The Soil Chemistry of Hazardous Materials**. Amherst, Massachusetts: Amherst Scientific Publishers, 2nd ed. 1998. ISBN: 1-884940-11-0.

EISENBUD, M.; GESELL, T. F. **Environmental Radioactivity from Natural, Industrial & Military Sources: From Natural, Industrial and Military Sources**. Academic press, 4th ed, 1997.p 135-200

EMSHWILLER, J. R.; New Complaints of Exposures Emerge at Hanford Site. **The Wall Street Journal**: 21 maio 2016. Online. Disponível em: < <http://www.wsj.com/articles/new-complaints-of-exposures-emerge-at-hanford-site-1463823000> > Acesso em 29 set 2016.

EMSHWILLER, J. R.; U.S. Plans Changes at Nuclear-Waste Repository After Two Accidents. **The Wall Street Journal**: 23 abril 2014. Online. Disponível em: <<http://www.wsj.com/articles/SB10001424052702304788404579519801829443082>> Acesso em 28 set 2016.

FARRACHO, M. **Radioisótopos: Conceitos, Tecnécio e Aplicações**. 2011. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia Biomédica-IST, FMUL), Física da Radiação. Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa. Portugal.

FIGUEIRA, R.C.L. et al. Níveis de Pu-238 e Pu-239+ 240 em amostras de sedimento marinho da costa sul do Brasil. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 51, n. unico, p. 55-62, 2003. Disponível em < <http://www.scielo.br/pdf/bjoce/v51nunico/06.pdf>> Acesso em 18 ago 2016.

GONÇALVES, A. **Modelação Geográfica de Problemas de Localização**. 2007. Dissertação de Doutoramento em Engenharia do Território, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa

GOULET, M. Siberia Nuclear Contamination and Health. In: **TED Case Studies**, v. 7, n.1, jan, 1997. Online. Disponível em: < <http://www1.american.edu/TED/sibnuke.htm>> Acesso em 26 set. 2016.

HANF, R.W. et al (ed.). **Summary of Hanford Site Environmental Report for Calendar Year 2004**. Richland, WA, EUA: Pacific Northwest National Laboratory, set, 2005. Disponível em: <http://www.pnl.gov/main/publications/external/technical_reports/PNNL-15222sum.pdf> Acesso em 26 set 2016.

ICENHOWER, J. P. et al. **The Geochemistry of Technetium**: a summary of the Behavior of an Artificial Element in the Natural Environment. Richland, Washington: Pacific Northwest National Laboratory. PNNL-18139, 2008. Disponível em <http://www.pnl.gov/main/publications/external/technical_reports/PNNL-18139.pdf> Acesso em 01 set.2016

IDAHO NATIONAL ENGINEERING LABORATORY (INEL). **Selected radionuclides Important to Low-Level Radioactive Waste Management**. DOE/LLW-238. Idaho Falls, ID: Idaho National Engineering Laboratory.1996. Disponível em < http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/30/022/30022671.pdf> Acesso em: 27 ago 2016.

ILHA, A. S. et al. O POTENCIAL DE DESENVOLVIMENTO DOS MUNICÍPIOS DA METADE SUL DO RIO GRANDE DO SUL: UMA ABORDAGEM ATRAVÉS DA ANÁLISE FATORIAL. In: 3º Encontro de Economia Gaúcha. 2006. **Anais Eletrônicos...**Porto Alegre, 2006. Disponível em <<http://www.fee.rs.gov.br/3eeg/Artigos/m08t01.pdf>>. Acesso em 04 dez 2016.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Experience in selection and characterization of sites for geological disposal of radioactive waste**. IAEA-TECDOC-991. Viena, 1997. Disponível em < http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te_991_prn.pdf> Acesso em: 25 ago 2016.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Technical options for the remediation of contaminated groundwater**. IAEA-TECDOC-1088. Viena, 1999. Disponível em <http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te_1088_prn.pdf> Acesso em 12 ago 2016.

JOHNSON, K., Geochemical Models of Mobility of Components from Low-Level Waste Disposal Sites, GEGR #R-8501, GEGR, Inc., Rapid City, Proceedings of Waste Management '85 Symposium, Tucson, Arizona, 1985. **Electronic proceedings...** Disponível em <<http://www.wmsym.org/archives/1985/V3/41.pdf>>. Acesso em: 28 ago.2016

KAPLAN, D.I.; SERNE, M.G.; PIEPHO M.G., **Geochemical factors affecting radionuclide transport through near and far fields at a low-level waste disposal site: available sorption constants and recommendations for future studies**. Richland, Washington: Pacific Northwest National Laboratory, PNL-10379, 1994 Disponível em <http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/26/050/26050960.pdf> Acesso em 18 ago 2016

KOARASHI, J. et al. Retention of potentially mobile radiocesium in forest surface soils affected by the Fukushima nuclear accident. **Scientific reports**, v. 2, 2012. Disponível em <<http://www.nature.com/articles/srep01005>> Acesso em 21 ago 2016.

KOCH-STEINDL, H.; PRÖHL, G. Considerations on the behaviour of long-lived radionuclides in the soil. **Radiation and environmental biophysics**, v. 40, n. 2, p. 93-104, 2001.

KUMAR, S. **Atomic Batteries: Energy from Radioactivity**. arXiv preprint arXiv:1511.07427. Stanford, California: Stanford University. Nov. 2015. Disponível em: <<https://arxiv.org/ftp/arxiv/papers/1511/1511.07427.pdf>>. Acesso em 17 ago 2016.

KUNG, K.S. et al; **Sorption and Desorption of Cesium and Strontium on TA-2 and TA-41 soils and sediments**. Los Alamos, New Mexico: Los Alamos National Laboratory. Technical Report. 1996. LA-13108-MS; Disponível em <<http://www.osti.gov/scitech/servlets/purl/226389>> Acesso em 11 ago 2016.

LANGMUIR, D.. **Aqueous Environmental Geochemistry**. 1997. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 1997, p. 486-547

LEHTO, J.; HOU, X. Radionuclides and their Radiometric Measurement. In: **Chemistry and analysis of radionuclides: laboratory techniques and methodology**. John Wiley & Sons, 2011. p.1-24

LICHTENSTEIN, N. D. Hanford Nuclear Waste Site: A Legacy of Risk, Cost, and Inefficiency, In: **Natural Resources Journal**, v. 44, p. 809 - 838, Albuquerque, Novo México, and EUA.2004. Disponível em: <http://web.stanford.edu/group/journal/cgi-bin/wordpress/wp-content/uploads/2012/09/Lichtenstein_SocSci_2004.pdf> Acesso em 26 set 2016.

LOLLAR, B. S. (ed.), **Environmental Geochemistry**, Treatise on Geochemistry, v.9, 2005, Elsevier, ISBN 0-08-044643-4. pg. 213

LU, N. et al. **Sorption Behavior of Strontium-85 onto Colloids of Silica and Smectite**. Los Alamos, New Mexico: Los Alamos National Laboratory. In: 19th DOE LLRWM, Salt Lake City, Utah. 1998. Disponível em < <http://www.osti.gov/scitech/servlets/purl/762816-eAfnRv/webviewable/>> Acesso em 20 ago 2016

MARTINS, Roberto A. Como Becquerel não descobriu a radioatividade. **Caderno Catarinense de Ensino de Física**, v. 7, p. 27-45, 1990. Disponível em <<https://periodicos.ufsc.br/index.php/fisica/article/viewFile/10061/14903>> Acesso em: 11 ago 2016.

MARTINS, V. B., **Metodologia Baseada em Sistemas de Informação Geográfica e Análise Multicritério Para a Seleção de Áreas Para a Construção de um Repositório Para o Combustível Nuclear Usado**. 2009. Tese de Doutorado – Programa de Pós-graduação em Engenharia Nuclear, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2009

MERKUSHKIN, 2000 International Youth Nuclear Congress 2000: Youth, Future, Nuclear. **Proceedings and Multimedia Presentation**.

MCFARLANE, J.C., 1978. **Tritium Accumulation in Lettuce fumigated with elemental tritium**. *Environ. Exp. Bot.* 18, 131–138

MINARDI, S.P.; BOMTEMPO, V. L. Traçadores e Técnicas Isotópicas em Hidrologia Subterrânea: A Experiência do CDTN/CNEN, Brasil. In: XI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. **Anais...** São Paulo: ABAS, 2000. Disponível em <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23757/15824> Acesso em 21 nov 2016.

MINISTÉRIO DA DEFESA. **Estratégia Nacional de Defesa**. 2^a ed. Brasília. 2008. Disponível em: <http://www.defesa.gov.br/projetosweb/estrategia/arquivos/estrategia_defesa_nacional_portugues.pdf>. Acesso em: 20 out de 2016.

MIRONOVA, N. Danger Links Between Plutonium Bombs And Plutonium Economy .Transparency and Openness Help Society to Make a Choice. International Meeting. In: WORLD CONFERENCE AGAINST A & H BOMBS, **Electronic Proceedings...**, Hiroshima, Japão, 2000. Disponível em < <http://www.antiatom.org/GSKY/en/WC/e00wc/ei-natalia.htm>> Acesso em 07 set 2016

NAGALLI, A. **Diagnóstico e avaliação dos impactos ambientais de aterros de disposição de resíduos no Estado do Paraná: estudo de caso dos Municípios de Jacarezinho e Barra do Jacaré**. Dissertação de Mestrado. UFPR. Curitiba. 2005.

NEIHEISEL, J. Preliminary results of a study to develop prediction parameters for radionuclide retention at future low-level waste disposal sites. In: **PARTICIPANTS' INFORMATION MEETING DOE LOW-LEVEL WASTE MANAGEMENT PROGRAM**, 5th, 1983, Denver, Colorado, EUA, p. 591.

NUCLEAR ENGINEERING INTERNATIONAL. Russia completes remediation of radioactive Lake Karachai. NEI Magazine: 04 novembro 2015. Online.. Disponível em <<http://www.neimagazine.com/news/newsrussia-completes-remediation-of-radioactive-lake-karachai-4710997>> Acesso em 10 set 2016.

OHNUKI, T. Migration characteristics of cobalt-60 through sandy soil in high pH solution. **Journal of Nuclear Science and Technology**, v. 29, n. 10, p. 996-1003, 1992. DOI: 10.1080/18811248.1992.9731624 Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/18811248.1992.9731624>> Acesso em 11 set. 2016

OJOVAN, M. I.; LEE, W. E. **An introduction to nuclear waste immobilisation**. Great Britain: Elsevier Ltd. Newnes, 1st ed. 2005. ISBN:0-080-44462-8.

POINSSOT, C.; GECKEIS, Horst (Ed.). **Radionuclide behaviour in the natural environment: Science, implications and lessons for the nuclear industry**. Elsevier, 2012.

REUTERS, Cat litter blamed for \$240m radiation leak at New Mexico nuclear waste dump. **The Guardian**: 27 março 2015. Online Disponível em: <<https://www.theguardian.com/environment/2015/mar/27/cat-litter-blamed-for-240m-radiation-leak-at-new-mexico-nuclear-waste-dump>> Acesso em 28 set 2016.

ROBERTS, K. A.; KAPLAN, D. I. **Carbon-14 geochemistry at the Savannah River Site**. Savannah River Site (SRS), Aiken, SC (United States), 2013. Disponível em <<http://www.nrc.gov/docs/ML1120/ML112031048.pdf>> Acesso em 25 ago. 2016.

SAATY, Thomas L. Decision making with the analytic hierarchy process. In: **International journal of services sciences**, v. 1, n. 1, p. 83-98, 2008.

SCHULTZ, M.K., BURNETT, W., INN, K.G.W., and SMITH, G. 1998. **Geochemical partitioning of actinides using sequential chemical extractions**: Comparison to stable elements. *J. Radioanal. Nuc. Chem.* 234, 251–256

SILVA, C.; HEILBRON, M. C. P. L.; HEILBRON FILHO, P. F. L.. Site Selection Of a Geological Repository For The Safe Disposal of High-Level Waste in The State of Rio de Janeiro. **Revista Internacional de Ciências**, v. 5, n. 1, p. 83-105, 2015.

SILVA, D. M.R. **Aplicação do Método AHP para Avaliação de Projetos Industriais**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial)–Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. p 36- 49. Disponível em: < http://www.maxwell.vrac.puc-rio.br/10385/10385_1.PDF> Acesso em 15 out 2016.

SINGH, B.r; SINGH, J.; KAUR, A.. Applications of Radioisotopes in Agriculture. In: **International Journal of Biotechnology and Bioengineering Research**. V. 4, n. 3, p. 167-174. 2013. Disponível em: <<http://large.stanford.edu/courses/2016/ph241/lsm2/docs/singh.pdf>>. Acesso em: 11 ago 2016.

SWEET, C.W., MURPHY, C.E., 1984. **Tritium deposition in pine trees and soil from atmospheric releases of molecular tritium**. *Environ. Sci. Technol.* 18 (5), 358–361

SZABÓ, K. Z. et al. Cesium-137 concentration of soils in Pest County, Hungary. **Journal of environmental radioactivity**, Pinawa, Manitoba, Canada, v. 110, p. 38-45, Aug. 2012.

TAUHATA, L. et al. **Radioproteção e dosimetria: Fundamentos**. Rio de Janeiro. Instituto de Radioproteção e Dosimetria. Comissão Nacional de Energia Nuclear. 9ª revisão, 2003. p.32 – 75. Disponível em <http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/45/073/45073465.pdf> Acesso em 27 ago 2016.

U.S. DEPARTMENT OF ENERGY (DOE). **Accident Investigation Report Phase 1: Radiological Release Event at the Waste Isolation Pilot Plant on February 14, 2014**. Office of Environmental Management. Abril. 2014. 302 p. Disponível em <http://www.wipp.energy.gov/Special/AIB_Final_WIPP_Rad_Release_Phase1_04_22_2014.pdf> Acesso em 29 set 2016.

U.S. DEPARTMENT OF ENERGY (DOE). **Accident Investigation Report Phase 2: Radiological Release Event at the Waste Isolation Pilot Plant on February 14, 2014**. Office of Environmental Management. Abril. 2015. 394 p. Disponível em <http://www.wipp.energy.gov/special/aib_wipp%20rad_event%20report_phase%20ii.pdf> Acesso em 29 set 2016.

U.S. DEPARTMENT OF ENERGY (DOE). **Hanford Site Cleanup By The Numbers**. 24 set 2013 Online: Disponível em <http://energy.gov/sites/prod/files/styles/borealis_article_hero_respondlarge/public/hanford_byTheNumbers-01%5B2%5D_0.png?itok=XU-dBy-d> Acesso em 28 set 2016

U.S. DEPARTMENT OF ENERGY (DOE); NPP-LLC; Waste Isolation Pilot Plant Nitrate Salt Bearing Waste Container Isolation Plan. Report. Maio, 2014. Disponível em <http://www.wipp.energy.gov/Special/Waste_Container_Plan_5_30.pdf> Acesso em 22 nov 2016

VARTABEDIAN, R.; Nuclear accident in New Mexico ranks among the costliest in U.S. history. **Los Angeles Time**: 22 agosto 2016. Online. Disponível em: <<http://www.latimes.com/nation/la-na-new-mexico-nuclear-dump-20160819-snap-story.html>> Acesso em 28 set 2016

VASILJEVIĆ, T. Z. et al. GIS and the analytic hierarchy process for regional landfill site selection in transitional countries: a case study from Serbia. In: **Environmental management**, v. 49, n. 2, p. 445-458, 2012.

VICENTE, R. Há Solução Para o Problema dos Rejeitos Radioativos? In: WORKSHOP INTERNACIONAL ENUMAS, II ed., 2010, Campinas, SP. **Anais eletrônicos...** Disponível em: <<http://www.nipeunicamp.org.br/enumas2010/apresentacoes/Roberto%20Vicente%20-%2020-08.pdf>> Acesso em 13 set. 2016.

VILAS BOAS, C. L. Método multicritério de análise de decisão (MMAD) para as decisões relacionadas ao uso múltiplo de reservatórios: analytic hierarchy process (AHP). **Simpósio brasileiro de recursos hídricos**, v. 16, 2005.

WAITE, D.; CLINE, D. **Distribution Ratio K_d Testing**. Salt Lake City, Utah: Bingham Environmental. 1995. Project Memorandum No. 2019-013, Disponível em <<http://www.deq.utah.gov/businesses/E/EnSolutions/depleteduranium/performassess/compliance/cereport/docs/2014/07Jul/supinfo/appreferences/BinghamEnvironmental1995.pdf>> Acesso em 20 ago 2016.

WEBER, E.; HASENACK, H. **Avaliação de áreas para instalação de aterro sanitário através de análises em SIG com classificação contínua dos dados**. Porto Alegre: UFRGS, 2000.

WORLD NUCLEAR ASSOCIATION. **Radioisotopes in Industry**. Disponível em: <http://www.world-nuclear.org/information-library/non-power-nuclear-applications/radioisotopes-research/radioisotopes-in-industry.aspx>. Acesso em 22 ago 2016.

