

SIMCAR: SISTEMA INTEGRADO DE MULTICRITÉRIO PARA AÇÕES DE
REMEDIAÇÃO EM ÁREAS URBANAS CONTAMINADAS POR ACIDENTE
NUCLEAR

Christiano De Luca

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Engenharia Nuclear, COPPE,
da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como
parte dos requisitos necessários à obtenção do
título de Doutor em Engenharia Nuclear.

Orientadores: Ricardo Tadeu Lopes

Elaine Rua Rodriguez Rochedo

Rio de Janeiro

Junho de 2017

SIMCAR: SISTEMA INTEGRADO DE MULTICRITÉRIO PARA AÇÕES DE
REMEDIÇÃO EM ÁREAS URBANAS CONTAMINADAS POR ACIDENTE
NUCLEAR

Christiano De Luca

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ
COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM
CIÊNCIAS EM ENGENHARIA NUCLEAR.

Examinada por:

Prof. Ricardo Tadeu Lopes, D.Sc.

Prof^ª. Elaine Rua Rodriguez Rochedo, D.Sc.

Dra. Maria Angélica Vergara Wasserman, D.Sc.

Dra. Ana Cristina de Melo Ferreira, D.Sc.

Prof. Delson Braz, D.Sc.

Prof. Edgar Francisco Oliveira de Jesus, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL
JUNHO DE 2017

De Luca, Christiano

SIMCAR: Sistema Integrado de Multicritério para Ações de Remediação em Áreas Urbanas Contaminadas por Acidente Nuclear / Christiano De Luca - Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2017.

XV, 111 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Ricardo Tadeu Lopes

Elaine Rua Rodriguez Rochedo

Tese (doutorado) - UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Nuclear, 2017.

Referências Bibliográficas: p. 102 - 111.

1 Análise multicritério 2 Acidente Nuclear 3 Software SIMCAR. I. Lopes, Ricardo Tadeu *et al.* II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Nuclear. III. Título.

Dedicatória

Este trabalho é dedicado a todas as pessoas que me ajudaram em toda minha caminhada acadêmica.

Agradecimentos

Agradeço aos meus professores Ricardo Tadeu Lopes e Elaine Rua Rodriguez Rochedo pela dedicação e ajuda no desenvolvimento deste trabalho.

Também agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro.

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

SIMCAR: SISTEMA INTEGRADO DE MULTICRITÉRIO PARA AÇÕES DE
REMEDIAÇÃO EM ÁREAS URBANAS CONTAMINADAS POR ACIDENTE
NUCLEAR

Christiano De Luca

Junho/2017

Orientadores: Ricardo Tadeu Lopes

Elaine Rua Rodriguez Rochedo

Programa: Engenharia Nuclear

A análise de acidentes envolvendo usinas nucleares ou instalações que utilizam ou processam fontes radioativas levantam questões relacionadas com os processos de tomada de decisão e os procedimentos utilizados para restabelecer as condições normais de vida nas áreas afetadas. Devido à grande complexidade dos processos de decisão após os acidentes, uma abordagem multicritério tem sido recomendada para apoiar a escolha entre os diversos procedimentos de remediação. Neste trabalho foi desenvolvido um software em linguagem Visual Basic (Excel), nomeado de SIMCAR: Sistema Integrado de Multicritério para Ações de Remediação em Áreas Urbanas contaminadas por acidente nuclear. O SIMCAR efetua o cálculo de dose em residentes e visitantes de ambientes urbanos; simula o efeito do uso de procedimentos de descontaminação nas superfícies, nas taxas de dose dos ambientes e nas doses de residentes e visitantes; classifica estes procedimentos, de acordo com os resultados obtidos, em cenários específicos, dentro de critérios pré-estabelecidos; e estabelece prioridades através do uso de modelo multicritério, considerando os aspectos de radioproteção relevantes. Este trabalho considera apenas o radionuclídeo Cs-137, por ser o radionuclídeo mais relevante na fase de remediação de um acidente nuclear em áreas urbanas.

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

SIMCAR: INTEGRATED MULTICRITERIA SYSTEM FOR REMEDIATION
ACTIONS IN URBAN AREAS CONTAMINATED BY NUCLEAR ACCIDENT

Christiano De Luca

June/2017

Advisors: Ricardo Tadeu Lopes

Elaine Rua Rodriguez Rochedo

Department: Nuclear Engineering

The analysis of accidents involving nuclear power plants or facilities that use or process radioactive sources raise questions related to the decision-making processes and procedures used to restore normal living conditions in the affected areas. Due to the great complexity of the decision processes after the accidents, a multi-criteria approach has been recommended to support the choice between the various remediation procedures. In this work a software was developed in Visual Basic (Excel) language, named SIMCAR: Integrated Multi-criteria System for Remediation Actions in Urban Areas contaminated by nuclear accident. SIMCAR performs the dose calculation on residents and visitors from urban settings; Simulates the effect of the use of decontamination procedures on surfaces, dose rates of the environments and the doses of residents and visitors; Classifies these procedures, according to the results obtained, in specific scenarios, within pre-established criteria; and establishes priorities through the use of multi-criteria model, considering the relevant aspects of radioprotection. This work considers only the radionuclide Cs-137, being the most relevant radionuclide in the remediation phase of a nuclear accident in urban areas.

Sumário

Lista de Figura.....	x
Lista de Tabela	xii
1 Introdução	1
1.1 Objetivo do Trabalho	5
1.2 Relevância do Trabalho	6
2 Fundamentação Teórica	7
2.1 Comportamento de Radionuclídeos no Meio Ambiente.....	7
2.2 Medidas de Proteção e de Remediação.....	10
2.3 Processos de Tomada de Decisão sobre Remediação	11
2.4 Modelos Multicritério De Apoio À Tomada De Decisão	12
3 Metodologia.....	23
3.1 Modelagem Urbana.....	23
3.1.1 Processos Físicos Simulados	24
3.1.2 Processos Artificiais De Remoção de Atividade (Procedimentos de Remediação)	31
3.1.3 Simulação da Área Urbana.....	32
3.1.4 Exposição Interna	35
3.1.5 Simulação da População	36
3.1.6 Outras Grandezas Urbanas	36
3.2 Modelagem Multicritério.....	37
3.2.1 Aspectos Gerais	37
3.2.2 Critérios Subjetivos.....	39
3.2.3 Valores Atribuídos aos Critérios Subjetivos	41

3.3	Cenários Utilizados.....	42
3.4	Critérios Técnicos de Classificação dos Procedimentos de Descontaminação	47
4	Resultados	64
4.1	Doses Ocupacionais	70
4.2	Quantificação de Rejeitos Gerados	71
4.3	Classificação dos Procedimentos	72
4.4	Simulações Rodadas	80
4.4.1	Validação SIMCAR com SIEM.....	80
4.4.2	Estudo de Caso	83
4.4.3	Simulação Casa Alta Blindagem.....	86
4.4.4	Simulação Parque	89
4.4.5	Somatório Critérios Ordenados (CO _s)	92
5	Conclusão.....	98
6	Referências Bibliográficas.....	102

Lista de Figura

Figura 1. Principais Vias de Exposição do ser Humano aos Radionuclídeos Liberados para o Meio Ambiente. Fonte: (WHO, 2012; IAEA, 2016).	8
Figura 2. Principais Vias de Contaminação dos Radionuclídeos Liberados para o Meio Ambiente. Fonte: (WHO, 2012; IAEA, 2006)	9
Figura 3. Diagrama de Venn. Fonte: (ROSÉN, 2015).....	18
Figura 4. Área dentro de 50 km ao redor da Usina Nuclear Brasileira em Angra dos Reis (CNAAB). Fonte: Google Earth	43
Figura 5. Exemplos de casas consideradas para definição de cenários específicos. Fonte: SILVA <i>et al.</i> , 2015.	45
Figura 6. Acoplamento SIMCAR E MCA	66
Figura 7. Tela inicial SIMCAR.....	67
Figura 8. Tela Contramedida SIMCAR	67
Figura 9. Tela de dados SIMCAR	68
Figura 10. Procedimentos Contra Medidas.....	70
Figura 11. Dose Ocupacional Modelo Multicritério	71
Figura 12. Ajuste Exponencial para 7 opções	72
Figura 13. Ajuste Exponencial para 8 opções	74
Figura 14. Ajuste Exponencial para 5 opções	75
Figura 15. Ajuste Exponencial para 4 opções	77
Figura 16. Kerma (SIMCAR/SIEM)	81
Figura 17. Concentração (parede)	82

Figura 18. Concentração (árvore).....	83
Figura 19. Exposição Indivíduo (horas/dia).....	86

Lista de Tabela

Tabela 1. Principais acidentes com contaminação acidental	1
Tabela 2. Radionuclídeos relevantes para a dose no público após o acidente de Chernobyl	2
Tabela 3. Relação entre critérios subjetivos e critérios técnicos	38
Tabela 4. Valores dos critérios subjetivos para a fase de curto prazo no atendimento a uma emergência nuclear ou radiológica	42
Tabela 5. Dados demográficos das prefeituras selecionadas	44
Tabela 6: Características principais de cenários urbanos.....	46
Tabela 7. Opções de classificação para o critério técnico relativo à redução de dose...	48
Tabela 8. Valores de classificação para o tipo de rejeito gerado pelo procedimento	49
Tabela 9. Opções de classificação para o fator técnico $FT2$	50
Tabela 10. Profundidade das superfícies removidas por procedimentos de remediação	52
Tabela 11. Densidade de referência para os materiais de interesse	53
Tabela 12. Opções de classificação para o fator técnico $F_{T,3}$	54
Tabela 13. Opções para o critério técnico relativo à disponibilidade de liderança treinada para executar o procedimento.....	56
Tabela 14. Opções de classificação relativas às dificuldades de uso de equipamentos de proteção individual.....	57
Tabela 15. Opções para o fator $F_{T,2}$, relativo à necessidade de treinamento específico para a força de trabalho.....	58
Tabela 16. Opções de classificação para o fator relativo a dose ocupacional	61

Tabela 17. Valores de parâmetro para o cálculo de doses ocupacionais	61
Tabela 18. Dose a Curto Prazo	72
Tabela 19. Dose a Médio Prazo	73
Tabela 20. Dose a Longo Prazo	73
Tabela 21. Tipo de Rejeito	73
Tabela 22. Exposição Ocupacional	74
Tabela 23. Redução da Contaminação	74
Tabela 24. Contaminação do Rejeito Removido	75
Tabela 25. Quantidade de Rejeito	75
Tabela 26. Liderança	76
Tabela 27. Equipamento para Execução do Procedimento	76
Tabela 28. Equipamento de Proteção Individual	76
Tabela 29. Dificuldade quanto a EPI	76
Tabela 30. Habilidades Específicas	77
Tabela 31. Treinamento	77
Tabela 32. Fator Multiplicativo em função do Tempo (Subjetivo)	79
Tabela 33. Critérios Subjetivos	79
Tabela 34. Kerma Casa AB (SIMCAR)	80
Tabela 35. Kerma Casa AB (SIEM)	80
Tabela 36. Concentração na superfície Parede (SIMCAR)	81
Tabela 37. Concentração na superfície Parede (SIEM)	81

Tabela 38. Concentração na superfície Árvore (SIMCAR)	82
Tabela 39. Concentração na superfície Árvore (SIEM).....	82
Tabela 40. Kerma Casa AB.....	86
Tabela 41. Procedimento Raspar Parede (Casa AB).....	86
Tabela 42. Dose Integrada (Sv) Casa AB (Parede).....	87
Tabela 43. Dose ocupacional Casa AB (Raspar parede)	87
Tabela 44. Concentração do Rejeito Casa AB – Parede	87
Tabela 45. Concentração na Superfície (Bq/m ²) - Casa AB (Parede).....	87
Tabela 46. Procedimento Podar Árvore (Casa AB)	88
Tabela 47. Dose Ocupacional Casa AB (Podar Árvore).....	88
Tabela 48. Dose Integrada (Sv) Casa AB (Árvore)	88
Tabela 49. Concentração do Rejeito - Casa AB (Árvore).....	89
Tabela 50. Concentração na Superfície (Bq/m ²) - Casa AB (Árvore)	89
Tabela 51. Kerma Parque.....	89
Tabela 52. Procedimento Podar Árvore (Parque)	89
Tabela 53. Dose Integrada (Sv) Parque (Árvore)	90
Tabela 54. Dose Ocupacional Parque (Podar Árvore).....	90
Tabela 55. Concentração do Rejeito - Parque (Árvore).....	90
Tabela 56. Concentração na Superfície (Bq/m ²) - Parque (Árvore)	91
Tabela 57. Procedimento Remover Gramado (Parque)	91
Tabela 58. Dose Integrada (Sv) Parque (Gramado)	91

Tabela 59. Dose Ocupacional Remover Gramado (Parque).....	91
Tabela 60. Concentração do Rejeito - Parque (Gramado)	92
Tabela 61. Concentração na Superfície (Bq/m ²) Gramado (Parque)	92
Tabela 62. Redução de Dose a Curto Prazo.....	92
Tabela 63. Redução de Dose a Médio Prazo	93
Tabela 64. Redução de Dose a Longo Prazo	93
Tabela 65. Rejeito Paredes	93
Tabela 66. Liderança	94
Tabela 67. Infraestrutura.....	94
Tabela 68. Equipe de Trabalho	94
Tabela 69. Exposição Ocupacional	94
Tabela 70. Casa baixa blindagem.....	95
Tabela 71. Casa média blindagem.....	96
Tabela 72. Casa alta blindagem	96
Tabela 73. Parque	97

1 Introdução

Uma das preocupações permanentes no cenário internacional é o estudo de consequências de acidentes nucleares ou radiológicos e outros eventos que levem à contaminação do meio ambiente e à exposição de membros do público em consequência desta contaminação. Os diversos acidentes ocorridos e a atuação das equipes encarregadas da proteção radiológica do público evidenciou a necessidade de existir um planejamento prévio para a avaliação da exposição do público e para a implementação de medidas de proteção e de remediação (HEALTH PHYSICS, 1991; IAEA, 1988; IAEA, 1998a; IAEA, 2006).

A Tabela 1 apresenta alguns dos principais acidentes ocorridos que levaram à contaminação ambiental e à consequente exposição de membros do público (UNSCEAR, 2010) e a Tabela 2 os radionuclídeos relevantes para a dose no público após o acidente de Chernobyl.

Tabela 1. Principais acidentes com contaminação acidental

Ano	Acidente	Causa/tipo de instalação
2011	Fukushima	Acidente de reator
1999	Tokai Mura	Criticalidade/reprocessamento
1993	Tomsk	Reprocessamento
1987	Goiânia	Fonte órfã
1986	Chernobyl	Acidente de reator
1983	Mexico	Fonte órfã
1979	Three Miles Island	Acidente de reator
1966	Palomares	Queda de avião transportando artefatos nucleares
1964	SNAP-9A	Queda de satélite
1957	Windscale	Reprocessamento
1957	Kyshtym	Fabricação de armamentos nucleares

Fonte: adaptado de UNSCEAR, 2010.

Tabela 2. Radionuclídeos relevantes para a dose no público após o acidente de Chernobyl

População Exposta	Tempo após o Acidente (d)	Exposição Externa		Exposição Interna	
		β	γ	Inalação	Ingestão
População Evacuada	1-11	$^{106}\text{Ru} / \text{Rh}$	$^{132}\text{Te} / \text{I}$	$^{131}\text{I}, ^{133}\text{I}$	^{131}I
		$^{144}\text{Ce} / \text{Pr}$	^{131}I	$^{132}\text{Te} / \text{I}$	$^{132}\text{Te} / \text{I}$
		$^{132}\text{Te} / \text{I}$	Xe, Kr	Pu, Am, Cm	$^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}$
População em Áreas Contaminadas	< 100	$^{106}\text{Ru} / \text{Rh}$	$^{132}\text{Te} / \text{I}$	^{131}I	^{131}I
		$^{132}\text{Te} / \text{I}$	^{131}I	Pu, Am, Cm	$^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}$
	> 100	-	$^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}$ $^{106}\text{Ru} / \text{Rh}$	$^{106}\text{Ru} / \text{Rh}$ $^{144}\text{Ce} / \text{Pr}$ Pu, Am, Cm	$^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}$ $^{90}\text{Sr} / \text{Y}$

Fonte: BALANOV et al., 1996.

Os principais radionuclídeos de relevância para áreas urbanas são aqueles associados à exposição externa. Assim, a partir de 100 dias pós a deposição acidental, os radionuclídeos observados como tendo maiores contribuições para a dose da população seriam os isótopos de Cs e de Ru.

Como a meia vida do Ru-106 é de 373,59 dias e a do Cs-134 é de 2,06 anos, no longo prazo, apenas o Cs-137 residual deverá contribuir de forma significativa para a exposição externa de residentes das áreas contaminadas, justificando operações de descontaminação de grande porte.

Adicionalmente, a existência de áreas contaminadas devido a atividades no passado deixou um legado de áreas contaminadas, muitas delas envolvendo agrupamentos urbanos, que necessitaram ou ainda necessitam de remediação (EPA, 2016; IAEA, 2016 a, 2016 b).

Outras situações que levaram à contaminação ambiental com necessidade de aplicação de medidas de remediação incluem os locais utilizados para testes nucleares (UNSCEAR, 2008), alguns destes locais têm uso controlado até os dias de hoje (IAEA, 1998a, 1998b).

Além disso, existe um grande numero de áreas que resultaram contaminadas devido à deposição de rejeitos ou operação de instalações nucleares e radioativas antigas, quando não eram prática comum os atuais cuidados de radioproteção (BENNET, 2000; VANDERHOVE, 2000; FIORE *et al.*, 2000; ISKRA *et al.*, 2000).

No Brasil, o descomissionamento de uma instalação de produção de terras raras levou à necessidade de ações de descontaminação ambiental devido à contaminação por material radioativo, de forma a liberar a área ocupada pela antiga fábrica para uso de forma irrestrita (LAURIA *et al.*, 2005).

No Brasil, desde o acidente de Goiânia, em 1987 (IAEA, 1988), vêm sendo desenvolvidas ferramentas de apoio a processos de tomada de decisão em decorrência de acidentes nucleares ou radiológicos que envolvam a exposição do público, dentro de um projeto de modelagem ambiental. O projeto teve início com o desenvolvimento do código CORAL, baseado no modelo alemão ECOSYS (MÜELER *et al.*, 1983), com o objetivo de avaliar as consequências de uma possível contaminação acidental de áreas rurais em curto, médio e longo prazo. Em seguida, foi desenvolvido o modelo PARATI, baseado em informações levantadas após os acidentes de Goiânia e de Chernobyl, voltado para a avaliação da exposição do público devido a contaminação de Cs-137 em áreas urbanas (ROCHEDO *et al.*, 1996; 1997). Este modelo já inclui a possibilidade de simular a aplicação de medidas de proteção e avaliar sua eficácia na redução de doses para o público (ROCHEDO *et al.*, 1998).

O principal objetivo do modelo PARATI (Program for the Assessment of Radiological Consequences in a Town and Intervention after a Radioactive Contamination) foi o de efetuar uma avaliação quantitativa e dinâmica da exposição de indivíduos do público resultante de uma contaminação radioativa das superfícies de ambientes urbanos e semi-urbanos, após uma liberação acidental de material radioativo.

O modelo foi projetado para responder a três questões fundamentais que surgem após um acidente nuclear ou radiológico:

- Estimar a exposição radiológica acumulada, para diferentes tipos de pessoas dependendo de sua faixa etária e hábitos, como uma função do tempo após a deposição;
- Indicar a contribuição de cada via de exposição para a exposição total em função do tempo; e
- Indicar possíveis contramedidas e sua eficácia relativa, sob o ponto de vista de redução das doses.

O projeto do modelo PARATI focalizou a avaliação a médio e longo prazo das consequências de uma liberação acidental, quando o material já está depositado no ambiente, tendo seu ponto inicial após a passagem da nuvem radioativa. O modelo PARATI foi, originalmente, desenvolvido para avaliar as consequências da contaminação pelo radionuclídeo Cs-137. Posteriormente, este modelo foi estendido para avaliar as consequências de uma contaminação de ambientes urbanos pelos radionuclídeos Ru-103, Ru-105, I-131 (VETERE, ROCHEDO e CONTI, 2002)

Posteriormente, foi desenvolvido no IRD o código SIEM - Sistema Integrado de Emergência (CONTI *et al.*, 2002) que inclui o modelo alemão ECOSYS, o modelo brasileiro PARATI, bem como modelos genéricos desenvolvidos pela Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA, 2000). O SIEM também incorporou dados padronizados relativos ao comportamento físico dos radionuclídeos e fatores de conversão de dose.

Em seguida, foram feitas adaptações nos modelos para incorporarem parâmetros levantados dentro do Projeto de Radioecologia Tropical (WASSERMAN *et al.*, 1998, 2005; FRISSEL *et al.*, 2002; TAGAMI *et al.*, 2012), de forma a tornar mais realista a sua utilização para o Brasil, em particular, para as áreas rurais na região em torno da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto, em Angra dos Reis (VINHAS *et al.*, 2005).

Posteriormente, foi desenvolvido um catálogo de procedimentos de proteção e de remediação, incluindo as principais características a serem consideradas em um processo de tomada de decisão, sob o ponto de vista de radioproteção, considerando aspectos técnicos, necessidades de materiais, equipamentos e mão de obra, e geração de rejeitos (SILVA, 2011).

Um software baseado na linguagem de script hypertext preprocessor (php) foi desenvolvido para lidar com critérios importantes na fase de remediação após um acidente radiológico ou nuclear (DE LUCA, 2013).

Os critérios foram estabelecidos através de entrevistas com especialistas e considerando os aspectos técnicos relevantes após um acidente. Os dados foram tratados pelo método de lógica fuzzy para alimentar o modelo multicritério de apoio à tomada de decisão (DE LUCA, 2012).

Nesta etapa, foram observados que diversos aspectos não estavam sendo cobertos pelo SIEM, evidenciando a necessidade de expandi-lo de forma a torná-lo mais flexível e permitir a avaliação quantitativa de parâmetros associados, por exemplo, a aspectos de exposição ocupacional e à geração de rejeitos pelos diversos procedimentos.

1.1 Objetivo do Trabalho

O objetivo deste trabalho é construir um modelo integrado específico para áreas urbanas, incluindo o comportamento de longo prazo do Cs-137 nas superfícies urbanas contendo as seguintes características:

- Efetuar o cálculo de dose em residentes e visitantes de ambientes urbanos;
- Simular o efeito do uso de procedimentos de descontaminação nas superfícies, nas taxas de dose dos ambientes e nas doses de residentes e visitantes;
- Classificar estes procedimentos, de acordo com os resultados obtidos, em cenários específicos, dentro de critérios pré-estabelecidos;
- Estabelecer prioridades através do uso de modelo multicritério de apoio a processos de tomada de decisão, considerando os aspectos de radioproteção relevantes.

Nesta etapa de desenvolvimento do programa, os parâmetros incluídos deverão ser aplicáveis a uma contaminação de Cs-137. Os objetivos específicos deste trabalho incluem:

- Desenvolvimento de programa computacional independente para o cálculo de dose em áreas urbanas, utilizando como base o modelo PARATI, incluindo a

capacidade de efetuar a avaliação da implementação de procedimentos de descontaminação;

- Inclusão no programa de modelo específico para as estimativas de doses ocupacionais devido à aplicação de procedimentos de descontaminação;
- Inclusão no programa de modelo específico para estimativa de rejeitos gerados pelos procedimentos;
- Inclusão de modelos para a classificação dos procedimentos segundo critérios técnicos pré-estabelecidos;
- Acoplamento do modelo de análise multicritério; e,
- Teste de medidas de remediação para diferentes tipos de área urbana.

1.2 Relevância do Trabalho

O país deve possuir um estudo sobre a viabilidade de implementação de medidas de proteção para membros do público, em função de sua eficácia na redução de doses, adaptado à realidade nacional, tanto em relação a cenários de exposição quanto a fatores associados a aspectos climáticos e sociais, com uma avaliação completa de redução de dose em membros do público, custos, dificuldades e limitações dos diferentes procedimentos, rejeitos gerados e doses ocupacionais decorrentes da implementação daquelas medidas, entre outros, de forma a orientar processos de tomada de decisão quando da ocorrência de contaminação ambiental decorrente de acidentes nucleares ou radiológicos.

Este trabalho está inserido no contexto do projeto que o IRD/CNEN vem desenvolvendo incluindo técnicas e metodologias para a avaliação da exposição do público em situações de acidentes radiológico e/ou nuclear. Em conjunto com outros trabalhos em desenvolvimento, no IRD/CNEN, no IEN/CNEN e na UFRJ, deverá ainda auxiliar no direcionamento de estudos e pesquisas em radioecologia, de forma a obter resultados mais adequados às condições brasileiras.

2 Fundamentação Teórica

2.1 Comportamento de Radionuclídeos no Meio Ambiente

Em casos de liberações acidentais de radionuclídeos a partir de instalações nucleares, ocorre a dispersão de efluentes através do ar, da água e do solo. Uma vez que a dispersão atmosférica é mais rápida do que em ambientes aquáticos e terrestres, as decisões quanto às ações de proteção em relação à liberação de material radioativo para esse compartimento ambiental devem ser urgentes e prioritárias (IAEA, 1994).

A liberação de produtos de fissão na atmosfera após acidentes severos com reatores nucleares resulta na deposição de grandes partículas próximo ao local do acidente, e no transporte por longas distâncias de partículas menores e elementos voláteis, acarretando contaminações significativas do meio ambiente, mesmo a distâncias grandes do ponto onde se encontra a fonte.

Logo após a ocorrência de um acidente envolvendo material radioativo, indivíduos do público podem receber doses através da exposição externa aos radionuclídeos diretamente da pluma ou através da inalação desse material que, aos poucos, vai se depositando no solo (WHO, 2012; ROCHEDO *et al.*, 2007; VETERE, ROCHEDO e CONTI, 2002) (Figura 1). (Silva, 2016)

A atividade transportada na massa de ar pode ser depositada nas superfícies terrestres por processos secos, por contato com superfícies, ou por processos úmidos, pela ação da chuva. A deposição e retenção inicial são dependentes principalmente do tamanho da partícula, das condições climáticas no momento de passagem da nuvem e do tipo de ambiente receptor (NUREG, 1983).

Depois da deposição, também pode ocorrer ressuspensão dessas partículas presentes na camada superior do solo de volta à atmosfera (IAEA, 1994; PIRES DO RIO, AMARAL e PARETZKE, 1994) (Figura 1).

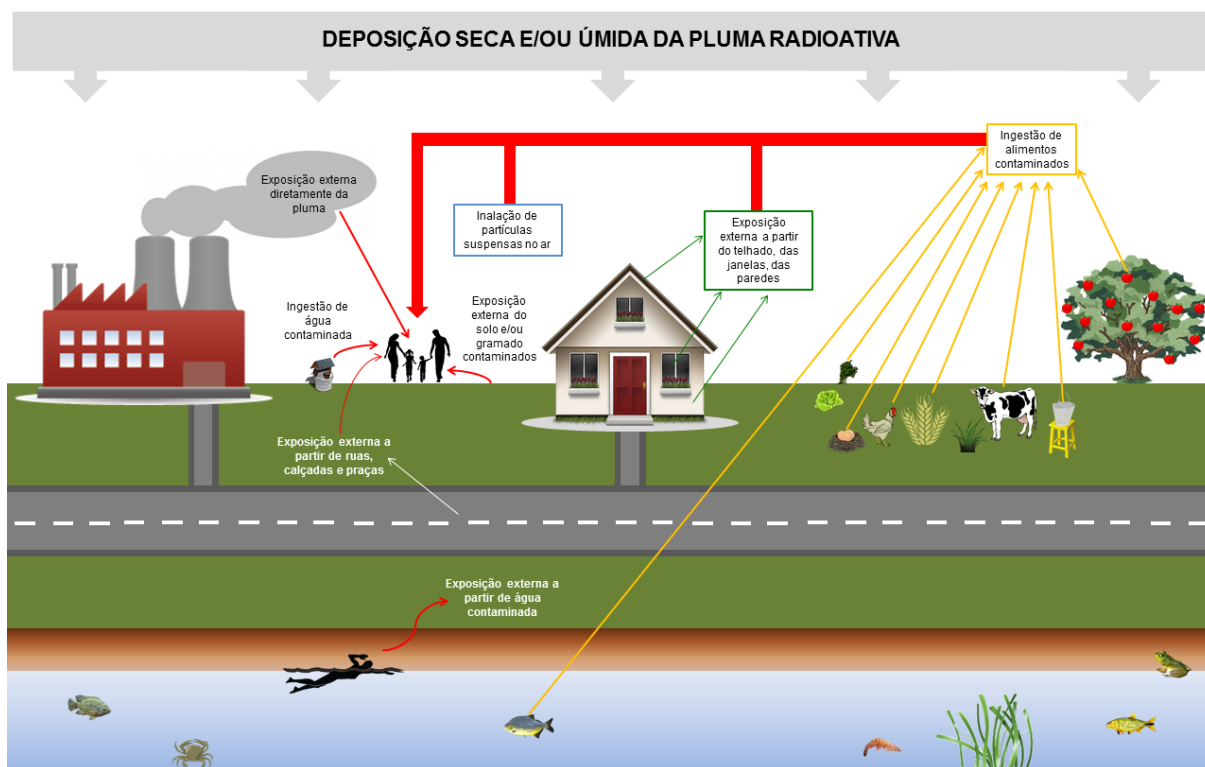


Figura 1. Principais Vias de Exposição do ser Humano aos Radionuclídeos Liberados para o Meio Ambiente. Fonte: (WHO, 2012; IAEA, 2016).

A deposição pode ser classificada em seca ou em úmida, de acordo com ausência ou presença da ação de chuvas ou qualquer outro fenômeno natural que contribua para a remoção dos radionuclídeos da atmosfera, arrastando-os para a superfície terrestre. Tal superfície é muito variada e segue as características das diferentes regiões habitadas ou não (zona urbana, rural ou florestal, por exemplo) (Figura 1). O material radioativo irá, conseqüentemente, contaminar a superfície onde se depositou (VETERE *et al.*, 2002), continuando a se dispersar no solo ou na água, sendo também transferido para outros compartimentos ambientais, fato este que pode estar envolvido com diversos processos bióticos, geológicos e pedológicos (ROCHEDO *et al.*, 2007; IAEA, 1994; AMARAL *et al.*, 1991; ROCHEDO, AMARAL e BARTELL, 1991) (Figura 2) (SILVA, 2016).

Em longo prazo, a maior contribuição da dose para o ser humano provém dos sistemas terrestres, pois é o compartimento ambiental que a população tem mais contato e dele vem grande parte da sua alimentação (Figura 1). Nesse ecossistema, também ocorrem diversos processos que definem as vias de contaminação dos radionuclídeos (ROCHEDO *et al.*, 2007) (Figura 2). (SILVA, 2016)

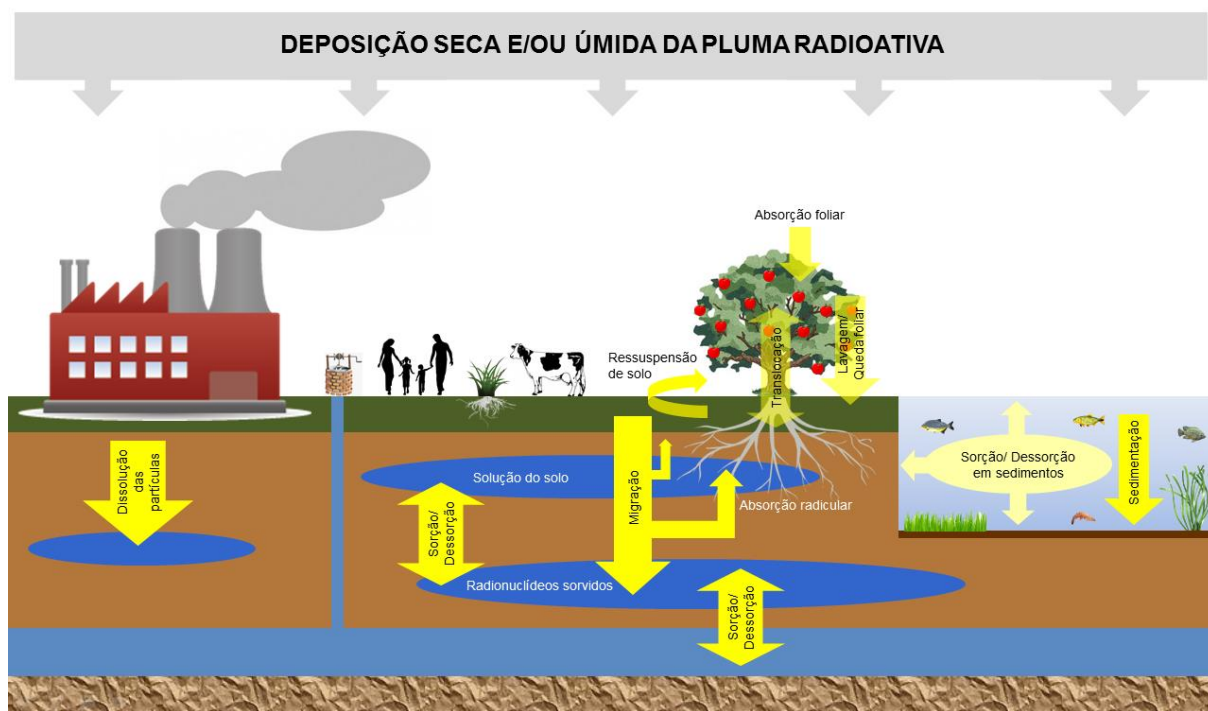


Figura 2. Principais Vias de Contaminação dos Radionuclídeos Liberados para o Meio Ambiente. Fonte: (WHO, 2012; IAEA, 2006)

Uma vez contaminado, o solo pode ser fonte de exposição externa para indivíduos do público (Figura 1); de outro modo, os radionuclídeos podem migrar para águas de superfície ou sofrer processos de erosão, arraste ou infiltração para águas subterrâneas, podendo atingir o lençol freático (Figura 2), consequentemente gerando uma contaminação na água que posteriormente poderá ser utilizada para o consumo humano, irrigação ou ser captada para outros fins, tais como para preparar alimentos ou para o consumo de animais (SILVA, 2016; STEINHAUSER *et al.*, 2014; ROCHEDO *et al.*, 2007; VETERE *et al.*, 2002; IAEA, 1994; PIRES DO RIO *et al.*, 1994; ROCHEDO *et al.*, 1991) (Figura 1).

Nos vegetais, a contaminação pode acontecer de quatro formas distintas: ressuspensão de solos, deposição e adsorção nas folhas e/ou nos frutos de radionuclídeos provenientes da pluma (gerando contaminação externa) e absorção foliar e/ou radicular, processo este que resulta na incorporação (contaminação interna) e consequentemente, na distribuição do material radioativo pelas plantas (SILVA *et al.*, 2012b; ROCHEDO *et al.*, 2007; IAEA, 2006, 1994; VINHAS *et al.*, 2005) (Figura 2).

2.2 Medidas de Proteção e de Remediação

Medidas de proteção são voltadas para reduzir a dose esperada em uma população através de providências que atuam sobre os hábitos desta população. Exemplos são, tipicamente, as medidas de fase inicial, como evacuação, abrigagem e realocação de pessoas de uma área contaminada. Na fase de recuperação, para a qual este trabalho está voltado, exemplos de medida de proteção são as restrições de acesso a áreas contaminadas, e controle de alimentos e de usos da terra.

Medidas de remediação são voltadas para reduzir a dose esperada em uma população através de procedimentos voltados para redução da exposição das pessoas decorrente da contaminação nos diversos tipos de ambientes. Estas medidas incluem, por exemplo, a lavagem ou raspagem de superfícies contaminadas, remoção de superfícies contaminadas, como poda de árvores, troca de telhas, ou remoção de solo. Algumas medidas não removem a contaminação, mas a diluem, como por exemplo, a aragem de jardins ou áreas agrícolas, enquanto outras recobrem a contaminação, com solo, asfalto ou cimento, ou através de inversão de placas, pedras ou camadas do solo contaminado.

Após um acidente em um reator nuclear, com liberação de radionuclídeos para o meio ambiente, o radionuclídeo Cs-137 costuma ser o responsável pela maior taxa de dose a longo prazo, em uma área urbana, levando então à necessidade de implementar procedimentos de descontaminação.

Desta forma, este trabalho deverá focalizar a contaminação de uma área urbana pelo radionuclídeo Cs-137.

As principais medidas de remediação estão listadas no Catálogo de Procedimentos de Remediação de Áreas Contaminadas por Acidentes Nucleares (SILVA *et al.*, 2010). Nesse Banco de Dados, os procedimentos são descritos em relação aos seguintes aspectos:

- a) Aspectos Gerais – nome da medida, tipo de área a qual se aplica (urbana, rural, ambiente aquático ou florestal), objetivo de aplicação da medida, suas principais características, como ela deve ser aplicada de forma eficaz para reduzir a

exposição do público, superfícies-alvo dos procedimentos, e radionuclídeos para os quais a medida pode ser útil na redução das exposições;

- b) Aspectos Técnicos – descrição das vias de exposição e os principais processos a serem afetados para reduzir a exposição, a eficácia da medida na redução da taxa de dose ou de concentrações ambientais, indicações sobre o melhor momento para aplicar a medida a fim de obter o maior benefício; características específicas da superfície-alvo que podem afetar o efeito da medida; inclui ainda a descrição de fatores que podem afetar a dose evitada para a população; dose esperada para os trabalhadores envolvidos na operação de limpeza;
- c) Infraestrutura – necessidades de equipamentos e materiais específicos, necessidade de pessoas qualificadas ou necessidade de treinamento de pessoas para operar máquinas ou equipamentos, aspectos relacionados com a segurança tanto dos trabalhadores quanto do público, bem como aspectos que podem afetar o custo de implementação na área, tais como o tamanho e a complexidade da área a ser limpa;
- d) Rejeitos – tipos e quantidades de rejeitos gerados por unidade de área tratada;
- e) Outras considerações – outros impactos, não radiológicos, associados à implementação da medida, a existência de experiência prática relacionada à implementação da medida e referências bibliográficas.

2.3 Processos de Tomada de Decisão sobre Remediação

Os acidentes ambientais envolvendo contaminação radioativa extensa podem ter consequências muito grandes para a população. A extensão potencialmente grande e a duração da possibilidade de efeitos danosos e o grande número de pessoas envolvidas, torna extremamente difícil a escolha mais eficiente das contramedidas apropriadas para minimizar o impacto. Os acidentes de Goiânia, Chernobyl e Tomsok mostraram esta dificuldade.

Se considerarmos o problema de julgamento das vantagens e desvantagens de uma ação particular com relação a um ou mais pontos de vista ou de critérios,

notaremos rapidamente que muito da informação necessária não está prontamente disponível.

Usualmente nos deparamos com afirmações qualitativas sobre muitos fatores. Todas estas complicações associadas a urgência de tempo, algumas vezes nos levam a um processo de decisão pouco claro e inconsistente. Um exemplo pode ser visto no atendimento após o acidente de Toms, na Rússia, onde diversas medidas de proteção foram implementadas a curto prazo após o acidente, levando a um aumento na exposição de trabalhadores de emergência, e, na geração de rejeitos e impactos sociais e econômicos sobre a população, sem levar a uma redução de doses no público que justificasse as medidas implementadas.

Para auxiliar em tais problemas, a ferramenta análise multicritério (AMC), que formaliza a elaboração da decisão, pode ser aplicada. Com a ferramenta análise multicritério (AMC), os critérios podem ser estabelecidos a priori, levando a seleção de opções tecnicamente justificadas, tornando o processo de decisões mais transparente e confiável, visando um aumento da aceitação pública sobre as decisões tomadas e sobre as medidas de remediação adotadas.

A abordagem da Análise multicritério vem sendo amplamente utilizada nas mais diversas áreas do conhecimento tais como Economia, Transporte, Indústria, Produção, entre outras (MENEZES, 2008; MARTINS, 2009). Ela permite efetuar um estudo de otimização, levando em conta fatores diversos, relacionados a benefícios e detrimen- tos ou custos, adequados a um processo de tomada de decisão, já tendo sido utilizada na Suíça, em conjunto com o ECOSYS, para avaliação e seleção de medidas de proteção a serem aplicadas após uma liberação acidental de radioatividade para o meio ambiente rural (SCHENKER-WICKI, 1988).

2.4 Modelos Multicritério De Apoio À Tomada De Decisão

Nas ultimas décadas o processo de tomada de decisão em uma área contaminada evoluiu de um processo simples e linear para um procedimento complexo envolvendo cada vez mais aspectos que são relevantes para o gerenciamento e remediação local. Enquanto no meio dos anos 70 os sistemas de decisão eram principalmente baseados em

custo, a disponibilidade e viabilidade de tecnologias foram adicionadas como um critério na tomada de decisão nos anos 80 (POLLARD *et al.*, 2004). No começo do século 21, metodologias para selecionar entre alternativas de gerenciamento do local contaminado, baseadas em critérios ecológicos, econômicos e sociais, foram descritos na literatura, sem usar o termo “remediação sustentável”.

Existe uma crescente demanda entre os tomadores de decisão e as partes interessadas para identificar alternativas de remediação em locais contaminados, levando em conta que a remediação normalmente resulta em consequências tanto positivas como negativas. A análise multicritério (AMC) é cada vez mais utilizada para a avaliação da sustentabilidade, e a ferramenta de AMC de remediação sustentável (SCORE) fornece uma avaliação relevante e transparente da sustentabilidade das alternativas de remediação em relação a uma alternativa de referência, considerando os critérios-chave na economia e nos domínios de sustentabilidade social e ambiental, e levando a incerteza em conta explicitamente através da simulação. A análise custo-benefício (ACB) como parte do SCORE para avaliar a sustentabilidade das alternativas de remediação é amplamente utilizada.

Para o gerenciamento das informações e análise, aplicativos são construídos, tomando como exemplo o aplicativo ACB sobre alternativas de remediação para o local da Hexion, uma indústria química primária perto da cidade de Gotemburgo, no sudoeste da Suécia, com 35.000m² de propriedade. O impacto das incertezas e das correlações entre benefício e custo nos resultados da ACB foi gerado e a tradicional alternativa de remediação de escavação-eliminação teve o menor valor líquido esperado, o que ilustra a importância de considerar alternativas antes de decidir como uma remediação deve ser realizada. (SODERQVIST *et al.*, 2015).

Objetivos gerais de remediação devem ser estabelecidos em uma análise multicritério, como no caso de Hexion, onde se adotou os seguintes objetivos:

- Depois da remediação o local deve estar adequado para área residencial planejada;
- As condições do sistema ecológico (vegetação e fauna do solo) nas camadas superficiais devem estar aprimoradas e a remediação deve objetivar a proteção da saúde humana e da água do rio Molndalsan; e,

- A qualidade a longo prazo da água do rio Molndalsam deve ser assegurada. (SODERQVIST *et al.*, 2015).

Para a remediação, 4 alternativas foram identificadas pelo desenvolvedor, todas incluindo escavação e disposição variando em respeito aos objetivos e tecnologias usadas para o pré-tratamento dos solos escavados.

O custo e benefício de cada alternativa de remediação foi identificado e qualitativamente pontuado por especialistas (LANDSTROM *et al.*, 2011), baseado em análises prévias dos efeitos de remediações alternativas, informações de desenvolvedores, autoridades e stakeholders, usando a escala a seguir:

- “X” para item julgados muito importantes;
- “(X)” para mais ou menos importante; e,
- “NR” para não relevante ou importante para o local. (SODERQVIST *et al.*, 2015).

Modelos multicritérios também têm sido utilizados em conjunto com funções de solo na remediação, onde a contaminação é uma das principais ameaças que limitam o bom funcionamento e, por conseguinte, a prestação de serviços ecossistêmicos. As ações corretivas normalmente só abordam a qualidade do solo químico, reduzindo a concentração total do contaminante a níveis aceitáveis guiados pelo uso da terra.

No entanto, os requisitos regulamentares emergentes sobre a proteção do solo exigem uma visão holística da avaliação do solo em projetos de remediação, levando em conta assim uma variedade de equações de solo. Tal visão exigiria não só que as concentrações de contaminação fossem avaliadas e atendidas, mas também que outros aspectos fossem levados em conta, abordando também aspectos físicos e biológicos, assim como indicadores químicos de qualidade do solo (IQS).

A avaliação de uma função de solo pode ser parte de uma avaliação holística da sustentabilidade de alternativas de remediação usando uma análise de decisão multicritério (ADMC). Em Marieberg, na Suécia, se adotou um método para avaliar os efeitos de alternativas de remediação em funções ecológicas de solo, selecionadas usando um conjunto mínimo de dados (CMD) que contém IQS físicos, biológicos e

químicos. Os IQS medidos são transformados em sub-pontuações pelo uso de curvas de pontuação, que permitem a interpretação e a integração de dados de qualidade do solo no quadro ADMC. Os resultados dão um exemplo de como as análises de solo usando o CMD sugerido podem ser usadas para a avaliação da função do solo e entrada subsequente para o quadro ADMC. (VOLCHKO *et al.*, 2014)

O modelo ADMC (ROSÉN *et al.*, 2009, 2013) inclui critérios ambientais, sócio culturais, e de domínios econômicos de sustentabilidade. No domínio econômico, custos e benefícios são medidos quantitativamente em termos monetários utilizando o critério de lucratividade social inserido no modelo (ROSÉN *et al.*, 2008; DE RUS, 2010). No domínio ambiental, fatores qualitativos são atribuídos a critérios chaves. O efeito de uma alternativa de remediação em cada critério é pontuado da seguinte forma:

- - “-2” representando um efeito extremamente negativo;
- - “+2” para um efeito extremamente positivo; e,
- - “0” é atribuído quando nenhum efeito é causado.

Os efeitos das alternativas são medidos relativamente com os efeitos de uma alternativa de referência, como por exemplo, quando nenhuma ação de remediação é tomada.

O domínio ambiental do modelo inclui 8 critérios-chave. O critério solo tem dois subcritérios, riscos eco toxicológicos e de função solo. O modelo ADMC é baseado em um modelo aditivo linear, para dar um rank às alternativas de remediação, em combinação com um método não compensatório, para identificar as alternativas consideradas não tão apropriadas para que se tenha uma medida resultante sustentável. A pontuação dada a cada critério é adicionada e integrada juntamente com os resultados de uma análise de custo e benefício (ACB) dentro de um índice normalizado de sustentabilidade, o qual indicará a melhor medida, ou seja, a com maior índice de sustentabilidade.

A determinação da sustentabilidade de um sistema (por exemplo, através de uma abordagem de critérios e indicadores) tem sido o foco da pesquisa em muitos ramos da ciência. Frequentemente, essas pesquisas utilizam técnicas de tomada de decisão de critérios múltiplos. DIAZ-BALTEIRO *et al* (2015), analisou e avaliou criticamente a

literatura publicada sobre esses tópicos. Para este propósito, um conjunto de 271 artigos que aparecem na base de dados ISI Web of Science foi estudado. Os resultados dos artigos mostraram que essas técnicas têm sido aplicadas a uma grande variedade de problemas, níveis e setores relacionados à sustentabilidade. Assim, foram identificadas até 15 técnicas de tomada de decisão de critérios múltiplos, que foram aplicadas em 4 ou mais artigos (DIAZ-BALTEIRO *et al.*, 2015).

Essas técnicas foram agrupadas em 5 grandes grupos. Os dois mais utilizados são aqueles chamados de Processo Analítico Hierárquico e Média Aritmética Ponderada. Por outro lado, verificou-se que o uso de técnicas de tomada de decisão de critérios múltiplos hibridizadas com técnicas de tomada de decisão de grupo é bastante comum. O objetivo deste processo de hibridização consiste em incluir na análise as preferências das partes interessadas em relação aos indicadores propostos inicialmente.

Finalmente, verificou-se que nos últimos anos houve uma grande proliferação de obras agregando critérios de sustentabilidade utilizando este tipo de ferramenta, o que é, sem dúvida, um sinal da importância primordial destas técnicas neste contexto altamente multidisciplinar (DIAZ-BALTEIRO *et al.*, 2015).

O método de análise de decisão multicritério (ADMC) fornece uma base abrangente e transparente para avaliações de sustentabilidade. O desenvolvimento de um método ADMC relevante requer a consideração de um número de questões-chave, por exemplo:

- Definição de limites de avaliação;
- Definição de escalas de desempenho, tanto temporais como espaciais;
- Seleção de critérios relevantes (indicadores) que facilitam uma avaliação abrangente de sustentabilidade evitando a dupla contagem dos efeitos; e,
- O tratamento das incertezas.

Um Adicional à complexidade é a tipicamente ampla variedade de insumos, incluindo quantificações baseadas em dados existentes, julgamentos de especialistas, e opiniões expressas em entrevistas (ROSÉN *et al.*, 2015).

O método SCORE (Escolha Sustentável de Remediação) ADMC foi desenvolvido para fornecer uma avaliação transparente da sustentabilidade de possíveis

alternativas de remediação para locais contaminados em relação a uma alternativa de referência, considerando critérios chave nos âmbitos econômicos, ambiental, e domínios de sustentabilidade social. Os critérios foram identificados com base em estudos bibliográficos, entrevistas e grupos focais. O SCORE combina um modelo aditivo linear para classificar as alternativas com uma abordagem não compensatória para identificar alternativas consideradas não sustentáveis. As principais vantagens do método SCORE são as seguintes:

- Um quadro que, no seu núcleo, se destina a ser flexível e transparente;
- A possibilidade de integrar ambas, as estimativas quantitativas e qualitativas dos critérios;
- A capacidade, ao contrário de outras ferramentas de avaliação de sustentabilidade usadas na indústria e no meio acadêmico, de permitir a alteração das condições de contorno, quando necessário;
- A inclusão de uma análise completa da incerteza dos resultados; e,
- Uma estrutura que permite preferências e opiniões das partes envolvidas a serem abertamente integradas na análise.

Em um projeto tomado como referência (ROSÉN *et al.*, 2015) foi desenvolvido um software em Excel para aplicação do método Score. Neste projeto analisado foi assumido que a sustentabilidade de uma ação de remediação pode ser medida através da avaliação de seu desempenho em domínios econômicos, ambientais e sociais. Todas as alternativas são avaliadas tomando como referência uma outra, utilizando um conjunto de critérios, indicadores, definidos previamente. O Score por fim identifica a medida mais e menos sustentável dentro do conjunto de alternativas de remediação. Na literatura de remediações sustentáveis, o modelo dominante é do diagrama de Venn de círculos sobrepostos, que implica que os três domínios sustentáveis são igualmente importantes (Figura 3).

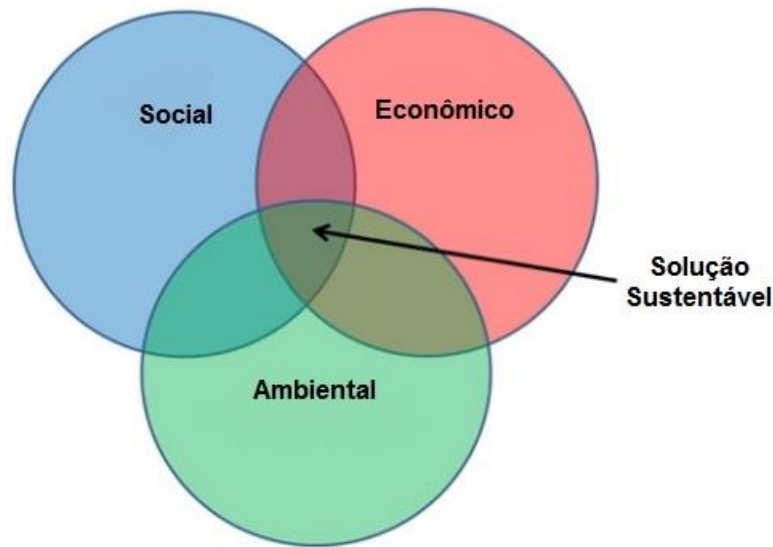


Figura 3. Diagrama de Venn. Fonte: (ROSÉN, 2015)

Existem quatro tipos de limites que devem ser definidos para se executar uma avaliação relevante:

- (1) Limites do sistema;
- (2) Análise do ciclo de vida dos limites (ACV);
- (3) Limites temporais; e,
- (4) Limites espaciais.

Os limites devem ser definidos com respeito aos tipos de decisões que o modelo multicritério pode suportar. Os limites do sistema definem quais partes, operações, do projeto de remediação, se deve incluir na avaliação, por exemplo, design, mobilização, construção, produção, manutenção, e utilização (BARDOS *et al.*, 2011a).

O limite da análise do ciclo de vida (ACV) define o quão longe uma trilha de impactos em particular deve ser seguida e em que nível de detalhamento. Por exemplo, deve ser claramente ressaltado se o impacto dos componentes manufaturados, equipamentos, deve ser incluído no domínio ambiental ou se eles devem ser considerados fora dos limites.

Os limites temporais definem a perspectiva de tempo aplicada, levando em conta, por exemplo, efeitos a longo prazo, efeitos a curto prazo, efeitos durante a remediação, e/ou efeitos após o término da remediação.

O limite espacial define que locais e áreas devem ser incluídas na avaliação, por exemplo, somente efeitos no local ou também efeitos causados fora do local. (BARDOS *et al.*, 2011a)

Os métodos multicritério e a avaliação das tecnologias também podem ser aplicados, além de solos e outros, na remediação de águas subterrâneas (lençóis freáticos), e é de vital importância para ajudar os tomadores de decisão a selecionar a tecnologia mais adequada entre as múltiplas alternativas. Em um estudo realizado (AN *et al.*, 2016a) foram utilizados oito critérios para a avaliação da sustentabilidade das tecnologias de reabilitação de águas subterrâneas.

As prioridades relativas das tecnologias alternativas com relação a cada critério foram pontuadas pelo Processo Hierárquico Analítico (PHA), que também foi empregado para calcular os pesos dos critérios. Após a determinação da matriz de tomada de decisão, o programa ELECTRE foi empregado para classificar as alternativas de acordo com seus desempenhos (BOJKOVIĆ *et al.*, 2010; ROUSSAT *et al.*, 2009; GEORGIOU *et al.*, 2008). Um caso ilustrativo foi estudado pelo método proposto e a análise de sensibilidade também foi realizada para testar a robustez dos resultados. (AN *et al.*, 2016a)

O objetivo do trabalho tomado como exemplo foi selecionar a tecnologia de remediação de lençóis freáticos mais sustentável. Para tal, três passos foram necessários, sendo:

- Selecionar um critério adequado para a avaliação da sustentabilidade da ação a ser tomada;
- Usar um método de análise de decisão multicritério ADMC para gerar um rank de alternativas; e,
- Determinar a tecnologia de remediação de lençóis freáticos mais sustentável entre todas. Diversos métodos foram descritos na literatura, como o TOPSIS (DOUKAS *et al.*, 2010; SHIH *et al.*, 2007; KELEMENIS *et al.*, 2010), o AHP (PILAVACHI *et al.*, 2009; LIN *et al.*, 2010; PAPALEXANDROU *et al.*, 2008), ELECTRE (ELimination Et Choix Traduisant la REalité) (BOJKOVIĆ *et al.*, 2010; ROUSSAT *et al.*, 2009; GEORGIOU *et al.*, 2008); PROMETHEE (ZHANG *et al.*, 2009 a,b; GOUMAS *et al.*, 2000; CHOU *et al.*, 2004).

A avaliação de um sistema multicritério é um problema complexo, e, a primeira pergunta na qual um tomador de decisão ou stakeholder deve enfrentar, é como selecionar um critério para a avaliação. Esta questão não tem uma resposta sólida, pois existem diversos critérios para a mensuração da sustentabilidade de uma medida a ser tomada.

O aumento da quantidade de critérios em um sistema multicritério nem sempre implica em uma melhoria na decisão da melhor medida a ser aplicada como forma de remediação; as vezes, uma quantidade menor de critérios bem definidos, pode ser mais benéfica na avaliação, evitando repetições e relevâncias no sistema (WANG *et al.*, 2009).

Existem diversos estudos voltados para a seleção de critérios de avaliação. Estes estudos desenvolveram critérios não apenas para sistemas de remediação de lençóis freáticos, mas também para sistemas de suprimento de energia, processos de produção, indústria de produção de madeiras, construção de prédios residenciais em áreas urbanas, etc. (JIMÉNEZ *et al.*, 2010; DOUKAS *et al.*, 2010; LINDNER *et al.*, 2010; PANDEY *et al.*, 2011; MCBRIDE *et al.*, 2011; DINCER *et al.*, 2011; MATEUS *et al.*, 2011; TUGNOLI *et al.*, 2008; GANGADHARAN *et al.*, 2012; STAMFORD *et al.*, 2011; MUSANGO *et al.*, 2011). A seleção de critérios tem sido discutida em detalhes em diversos estudos (WANG *et al.*, 2009; YE *et al.*, 2006), e eles fornecem os princípios para a seleção de um critério dominante. Em um dos estudos analisados (AN *et al.*, 2016a) foram definidos 8 critérios abrangendo 5 aspectos: econômico, ambiental, tecnológico, social, e político. No aspecto econômico os critérios são custo de capital e custos de análise e detecção; no ambiental, custos de operação e manutenção, e efeitos de poluição secundária; no tecnológico, efetividade no aprimoramento da qualidade da água e tempo para a remediação; no social, efeitos na saúde do público; e, no político, o suporte político.

Para a determinação dos pesos dos critérios existem diversos métodos válidos incluindo métodos objetivos e subjetivos. Os métodos objetivos são determinados, por exemplo, de acordo com os dados técnicos das alternativas, mas este método pode não refletir as preferências e vontades dos tomadores de decisão. Os métodos subjetivos refletem as opiniões dos especialistas e tomadores de decisão, e já têm sido mais utilizados para a determinação dos pesos e consequente comparação e integração com os critérios objetivos. Este processo já vem sendo utilizado em diversas áreas, como a de gerenciamento de energia (REN *et al.*, 2014), de negócios (GHODSYPOUR *et al.*,

1998), engenharia de manutenção (BEVILACQUA *et al.*, 2000), e medicina (LIBERATORE *et al.*, 2008), entre outros.

Para o projeto de recuperação de águas subterrâneas tomado como exemplo, 5 especialistas participaram da criação da tabela subjetiva, sendo dois professores em engenharia química, dois engenheiros que trabalham na remediação de lençóis freáticos, e um PhD graduado em engenharia ambiental. Para todos foram apresentadas diversas literaturas (BASS *et al.*, 2000; MULLIGAN *et al.*, 2004; OBIRI-NYARKO *et al.*, 2014; RALINDA *et al.*, 1996; AN *et al.*, 2016b) que pudessem ajuda-los, as quais continham informações de quatro tecnologias com respeito a aspectos tecnológicos, ambientais, e econômicos para a remediação.

Toda e qualquer remediação sustentável requer um processo de tomada de decisões equilibrado, no qual os aspectos econômicos e sociais de diferentes opções de remediação são considerados em conjunto e a solução ótima de remediação é selecionada. Deve ser prestada mais atenção à avaliação dos impactos ambientais econômicos, em particular para reduzir os riscos humanos e ambientais e os custos de remediação, para a redução dos aspectos sociais da remediação.

A consideração dos aspectos sociais em ferramentas de apoio à decisão pode ser limitada, mas um claro aumento é notado nas mais recentes ferramentas desenvolvidas. Uma seleção de ferramentas de apoio à decisão (FAD), utilizadas para a avaliação de um projeto de remediação, deve ser analisada para definir como aspectos sociais são considerados nessas ferramentas. Categorias de indicadores sociais do Forum de Remediação Sustentável do Reino Unido (SURF-UK) podem ser utilizadas como base para uma avaliação (CAPPUYNS, 2016).

Entre as cinco categorias de indicadores sociais definidas pela SURF-UK para facilitar uma consideração holística dos aspectos sociais de um projeto de remediação, somente "Saúde e segurança" são sistematicamente levados em conta. "Bairro e localidade" são também citados, enfatizando, em sua maioria, o potencial distúrbio causado pelas atividades de remediação. Contudo, as avaliações de "Ética e Igualdade", "Comunidades e envolvimento da comunidade" e "Incerteza e Evidência" são muitas vezes negligenciadas.

Legislações específicas, procedimentos padronizados, e diretrizes que devem ser seguidas em uma região ou País, são principalmente criados no contexto da proteção humana (saúde e segurança), do ecossistema, e na prevenção de incômodos. Nessa perspectiva, o uso de FAD para avaliar a sustentabilidade de um projeto de remediação

local deve ser sintonizado com a legislação, diretrizes e procedimentos que estão em vigor em um País ou região específica (CAPPUYNS, 2016).

Diversas definições de remediação sustentável são utilizadas em relatórios literários e de pesquisa. O fórum de remediação sustentável dos estados unidos (SURF-USA) usa o termo para indicar a prática da proteção da saúde humana e do ambiente enquanto maximiza os benefícios ambientais, sociais e econômicos durante o ciclo de vida do projeto de remediação. (ITRC, 2011). A definição proposta pelo SURF-UK é ainda mais elaborada do que a definição do SURF-USA, pois a define como a prática de demonstrar, em termos de indicadores ambientais e econômicos, que o benefício da remediação seja maior que o impacto e que a solução ótima de remediação é então selecionada através do uso de um processo balanceado de tomada de decisão (CL: AIRE, 2010; BARDOS *et al.*, 2011b).

Para que todos os aspectos sociais, econômicos e ambientais sejam considerados simultaneamente, uma escolha entre diversas opções de remediação local deve ser feita. O SURF-UK desenvolveu um quadro de tomada de decisão caracterizado por dois elementos essenciais:

- O envolvimento de diferentes colaboradores; e,
- A definição de indicadores.

Com respeito a diferentes colaboradores, o dono do local, o remediador, a autoridade legislativa e os planejadores são geralmente as pessoas chaves no projeto de remediação, diretamente envolvidas com a seleção da tecnologia de remediação que será aplicada. Outros colaboradores podem consistir em ocupantes futuros do local, trabalhadores locais, partes financeiramente interessadas, comunidades locais e donos de propriedades vizinhas. Em uma situação mais complexa, técnicos, acadêmicos, organizações não governamentais e grupos de advocacia política podem ser importantes (CLARINET, 2002; CL: AIRE, 2010).

Embora todos os exemplos mencionados acima tenham em comum que o impacto no ambiente deve ser minimizado, o uso de indicadores para avaliar o impacto e a seleção das opções de remediação através do uso de um processo balanceado de tomada de decisão são aspectos essenciais. Isto também leva em consideração que a sustentabilidade relativa de um projeto de remediação local é específica ao local e

também depende do ponto de vista e preferências dos diferentes colaboradores envolvidos (HARBOTTLE *et al.*, 2008). Portanto, é quase impossível dar uma pontuação geral, única, para uma técnica de remediação estabelecida para um local específico, que possa ser aplicado em outro ambiente posteriormente.

3 Metodologia

O modelo desenvolvido não se aplica à fase de emergência de um acidente, onde os procedimentos de proteção do público são acionados por critérios específicos, definidos em norma (CNEN, 2005). Desta forma, o modelo considera apenas medidas de remediação, a serem aplicadas no ambiente afetado pelo acidente.

Devido à impossibilidade de absorver de forma direta os resultados do programa Siem (CONTI *et al.*, 2002) e à impossibilidade de alterar este código, por ser muito complexo, pois, além de incluir áreas urbanas, inclui ainda áreas rurais, além de outros modelos específicos para acidentes de reatores nucleares, preferimos resgatar o modelo PARATI (modulo urbano do SIEM) (ROCHEDO *et al.*, 1996; 1997) e construir um modelo que pudesse ser totalmente integrado, dentro do mesmo sistema (no caso, Visual Basic/Excel).

Algumas características do programa PARATI original foram, porém alteradas de forma a restringir o novo modelo aos objetivos deste trabalho. Por exemplo, o novo modelo não considera doses de ingestão. Adicionalmente, novas rotinas de cálculo foram inseridas para considerar a quantificação de rejeitos gerados pelos procedimentos de remediação, estimar as doses ocupacionais decorrentes da aplicação de cada procedimento e para calcular os valores dos critérios subjetivos e técnicos para diferentes momentos de aplicação dos procedimentos.

3.1 Modelagem Urbana

Neste trabalho, o modelo PARATI foi reconstruído com inserção de novos cálculos e acoplado ao modelo multicritério de apoio à tomada de decisões na remediação de áreas contaminadas com Cs-137.

As seguintes vias de exposição, provenientes de deposição de material radioativo sobre superfícies urbanas, são consideradas (ROCHEDO *et al.*, 1996):

- Irradiação gama externa, proveniente de material depositado em superfícies;
- Irradiação gama externa, consequente de material ressuspenso; e,
- Irradiação interna, através da inalação de material ressuspenso vindo do solo.

As simulações necessárias para a previsão do efeito da implementação de diversos procedimentos de proteção, em função do tempo, e das consequências radiológicas da contaminação de ambientes urbanos após a contaminação, são:

- Da infraestrutura da cidade considerada, isto é, tipos de prédios, ruas, etc.;
- Da contaminação, ao longo do tempo, nas superfícies que compõem esta estrutura; e,
- Do comportamento de indivíduos do público vivendo nesta região.

3.1.1 PROCESSOS FÍSICOS SIMULADOS

A variação nas doses recebidas ao longo do tempo pela população após um acidente é influenciada por processos naturais e artificiais. A exposição de uma população em uma área urbana é afetada por processos naturais relacionados com a deposição inicial sobre as superfícies das construções urbanas, e sua subsequente fixação ou arraste, seguido, a longo prazo, por efeitos do intemperismo. Os processos dependem tanto do radionuclídeo e de sua forma química, quanto do tipo de superfície. Uma Fonte adicional para a recontaminação de superfícies e para a exposição da população é a ressuspensão de material depositado para o ar. Processos não naturais são os procedimentos de remediação, tais como a lavagem de superfícies e a remoção de camadas superficiais do solo, entre outros.

A fim de avaliar todos os processos naturais e artificiais envolvidos, o modelo descreve cada local em função das superfícies que contribuem para a exposição externa

relacionada à sua ocupação. É possível simular diferentes superfícies a fim decompor todos os ambientes, incluindo, por exemplo:

- Superfícies pavimentadas (asfalto, concreto ou pedras) para compor áreas externas pavimentadas de recreação ou ruas;
- Superfícies não pavimentadas, tais como gramados ou solo sem grama;
- Paredes, telhados de diferentes tipos, janelas; e
- Outra superfície que possa contribuir para a exposição externa, tal como árvores.

A taxa de kerma no ar é estimada de acordo com a contribuição de cada superfície em cada compartimento da área urbana, em função do tempo. A soma da contribuição de todas as superfícies que compõem um determinado ambiente e suas vizinhanças define a exposição gama proveniente do material depositado. As doses individuais são estimadas através do uso de fatores de dose, em função do tipo de local e da idade de cada indivíduo, e da ocupação de cada local pelos indivíduos. Para cada local, também são estimadas as doses devido à inalação e à exposição externa resultante do material presente no ar.

Para cada intervalo de tempo, é calculada a taxa de dose efetiva para as exposições externas, e a taxa de dose efetiva comprometida para as exposições internas. Estas taxas são estimadas em função do tempo após a deposição para cada indivíduo. Estas taxas são integradas para estimar a dose e risco de toda a vida. Todo este procedimento é efetuado na simulação, com e sem a implementação de procedimentos de remediação, sendo possível acessar os dois resultados isoladamente.

As respostas do programa, ao longo de todo o período da avaliação, incluem:

- Concentrações de atividade nas superfícies urbanas e no ar;
- Taxas de kerma no ar para todos os locais simulados;
- Taxas de dose e doses integradas para os indivíduos; e
- Efeito dos procedimentos de remediação na redução de doses.

a) Superfícies urbanas

Deposição Inicial

A abordagem para o tratamento matemático da deposição seca adotada no PARATI utiliza a Potência Relativa da Fonte (RSS - relative source strength), que relaciona a quantidade de material depositado em uma superfície com aquela depositada sobre uma superfície de referência, ou a razão entre a velocidade de deposição sobre uma superfície e aquela sobre a superfície de referência (JACOB *et al.*, 1987b). A superfície mais empregada como referência para fins de avaliação de deposição é uma superfície firme, plana, consolidada e uniforme de solo coberto por grama. O modelo leva em conta que a atividade depositada é, porém, parcialmente blindada em relação à sua contribuição para a exposição externa, devido à rugosidade da superfície (JACOB *et al.*, 1987a; MUECK *et al.*, 1991a).

A deposição em cada tipo de superfície urbana é estimada em função da deposição na superfície de referência, através do uso da Potência Relativa de Fonte (RSS):

$$D_S = D_{ref} \cdot RSS_S \cdot f_p \quad (\text{EQ.1})$$

Onde:

D_S = deposição na superfície S, (Bq.m⁻²);

D_{ref} = deposição na superfície de referência, (Bq.m⁻²);

RSS_S = fator de Potência Relativa de Fonte para a superfície S, adimensional;

O fator de Potência Relativa de Fonte tem um valor característico para cada superfície, em função do tipo de deposição. Para a deposição seca, este fator representa a razão entre as velocidades de deposição na superfície e na superfície de referência. Para uma deposição úmida, com alta ou baixa intensidade pluviométrica, o fator reflete também as propriedades de retenção inicial das diferentes superfícies.

Todos os materiais de construções urbanas têm uma capacidade característica de reter radionuclídeos a partir de soluções aquosas (SANDALLS, 1987b). A retenção inicial de um material após deposição seca sobre as superfícies urbanas pode ser explicada devido ao sereno e orvalho, que fornecem umidade suficiente para a dissolução, mas não para provocar o arraste (WILKINS, 1987). Após uma deposição seca, a retenção inicial sobre superfícies impermeáveis vai depender do momento e da quantidade da primeira precipitação pluviométrica, que pode remover uma quantidade considerável do material depositado.

Para uma deposição úmida, há um arraste imediato das superfícies, mas chuvas posteriores vão remover muito pouco do material que ficou retido. O grau de retenção parece ser dependente da taxa de precipitação, que determina os níveis de umidificação e arraste das superfícies, e pode ser muito baixo sob chuvas torrenciais (KELLY, 1987; WILKINS, 1987). A quantidade de material removido junto com a água de arraste depende tanto do tipo de material da superfície quanto de propriedades físico-químicas do material depositado (CREMERS *et al.*, 1990).

Para a avaliação de taxas de kerma no ar e taxas de dose efetiva, além do conhecimento da atividade presente nas superfícies, é também necessário o conhecimento da blindagem inicial, devido a fatores como a infiltração inicial, rugosidade da superfície ou inundação da superfície (JACOB *et al.*, 1987a).

b) Efeitos de intemperismo

Intemperismo é o termo usado para descrever a redução nas taxas de exposição ou na atividade das superfícies com o tempo, devido a processos naturais de remoção, tais como lavagem por chuvas, ressuspensão e migração, e, algumas vezes, pode incluir atividades humanas como limpeza rotineira de ruas e trânsito (KARLBERG, 1987; ROED *et al.*, 1990b).

A variação da atividade nas superfícies em função do tempo é estimada por:

$$A_S(t) = D_S \cdot Y_S(t) \cdot e^{-\lambda_r \cdot t} \quad (\text{EQ.2})$$

Onde:

$A_S(t)$ = atividade do radionuclídeo na superfície S no instante t, (Bq. m⁻²);

D_S = deposição inicial na superfície S (Bq. m⁻²);

$Y_S(t)$ = fração de atividade retida na superfície S no tempo t;

λ_r = constante de decaimento radioativo, (a^{-1});

t = tempo após a deposição inicial, (a).

Cada superfície tem um comportamento próprio em relação à perda do material inicialmente depositado, de acordo com as características de retenção e fixação específicas dos materiais que compõem a superfície. O material perdido devido ao intemperismo é considerado para todas as superfícies do modelo, mas a transferência deste material para outros compartimentos não é computada, uma vez que o intemperismo é normalmente um processo muito lento para a maior parte das superfícies urbanas, acarretando um acréscimo desprezível para as outras superfícies devido à diluição.

Após a primeira chuva ou a fixação do material por umidade, o comportamento do material retido nas superfícies, aparentemente, torna-se independente do processo de deposição. Assim, após a fixação inicial, o material presente por deposição seca ou por deposição úmida segue o mesmo comportamento em relação ao intemperismo (WILKINS, 1987).

A variação da atividade com o tempo, na maior parte das superfícies urbanas, segue um comportamento de exponencial dupla. A quantidade mais fracamente ligada à superfície é chamada "fração móvel" e representa a fração do material retido que é removida com uma velocidade maior do que a quantidade mais fortemente ligada à superfície, chamada de "fração retida" (JACOB *et al.*, 1990b; KARLBERG, 1987):

$$Y_s(t) = a.e^{-\lambda_1.t} + b.e^{-\lambda_2.t} \quad (\text{EQ.3})$$

Onde a e b correspondem às frações móvel e retida, que decrescem com taxas constantes λ_1 e λ_2 , respectivamente.

Além do intemperismo, também o decaimento radioativo contribui para a diminuição de atividades e taxas de exposição das superfícies contaminadas e esta perda também é incluída no modelo.

Concentrações de outros compartimentos ambientais

A concentração de atividade de material no ar é estimada considerando processos de ressuspensão do material depositado em áreas não pavimentadas.

O material depositado em solo e gramados pode também migrar para camadas internas do solo, levando a uma diminuição da quantidade de material disponível nas camadas superiores e a uma maior contaminação de camadas mais profundas. Esta migração afeta a exposição, uma vez que acarreta uma modificação na quantidade de material presente nas diversas camadas de solo, alterando as taxas de kerma devido à blindagem da superfície e a quantidade de material disponível na camada superficial como fonte de material ressuspensão para o ar e para o interior das construções urbanas.

Solo

Em estudos realizados na Alemanha após o acidente de Chernobyl, observou-se uma distribuição exponencial da atividade com a profundidade, com o comprimento de relaxação sendo uma função do tempo (JACOB *et al.*, 1987a; JACOB *et al.*, 1990a).

Esta equação e os parâmetros experimentais determinados por estes dados foram utilizados neste modelo para a avaliação da migração no solo:

$$C_S(d,t) = D_{solo} \cdot \lambda_L(t) \cdot e^{-\lambda_L(t) \cdot d \cdot \rho} \quad (\text{EQ.4})$$

Onde:

$C_S(d,t)$ = atividade específica na profundidade d do solo no tempo t , ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$);

D_{solo} = deposição inicial no solo, ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$);

d = profundidade no solo, (m);

ρ = densidade do solo na camada d , ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$);

λ_L = recíproco do comprimento de relaxação, ($m^2.kg^{-1}$).

O parâmetro λ_L tem uma dependência temporal que pode ser aproximada por um ajuste matemático dos dados levantados após o acidente de Chernobyl (JACOB *et al.*, 1990a), onde t é o tempo após a deposição inicial, em anos:

$$\lambda_L(t) = \frac{1}{(15t + 10)} \quad (EQ.5)$$

Gramma

A atividade do material depositado que permanece na grama após o tempo t , excluindo o decaimento radioativo é estimada por:

$$A_{grama} = D_{ref} \cdot a \cdot e^{-b \cdot t} \quad (EQ.6)$$

Onde:

D_{ref} = deposição na superfície de referência, ($Bq.m^{-2}$);

a = fração da deposição inicial no gramado que é retida na grama;

b = constante de decaimento por intemperismo, (d^{-1}).

Para o gramado de referência, é considerado que a fração inicialmente retida na grama seja igual a 1.

Ar

Após a passagem da nuvem, o material que é depositado no solo e em outras superfícies urbanas, que são subsequentemente expostas ao intemperismo, dá origem a uma recontaminação do ar por processos de ressuspensão. Diversos estudos mostraram que a ressuspensão é, principalmente, um processo localizado e que o espalhamento da contaminação por processos de dispersão em áreas urbanas é desprezível (AMARAL *et*

al., 1991). Assim, considera-se que o ar externo em cada ambiente urbano é contaminado, apenas, pela ressuspensão do solo local, seguindo a equação:

$$C_{ar}(t) = K(s).A_{solo}(1,t) \quad (EQ.7)$$

Onde:

$C_{ar}(t)$ = concentração de atividade no ar, (Bq.m⁻³)

$K(s)$ = fator de ressuspensão, em função da estação do ano s, (m⁻¹)

$A_{solo}(1,t)$ = atividade na camada de 1 cm superficial do solo, Equação (8), (Bq.m⁻²)

O parâmetro K(S) é considerado constante, em função apenas da estação do ano (seca ou úmida). Os valores para este parâmetro usados no modelo são 5E-8 e 5E-9 m⁻¹ para as estações seca e chuvosa, respectivamente, derivados de dados de literatura posteriores ao acidente de Chernobyl (GARLAND *et al.*, 1990) e de estudos de campo após o acidente de Goiânia (PIRES DO RIO, 1993).

$A_{solo}(d,t)$ é a atividade da camada superficial de solo de profundidade d, por unidade de área (Bq.m⁻²), calculada por:

$$A_{solo}(d,t) = d.\rho \cdot \int_0^d C_s(z,t) dz \quad (EQ.8)$$

Onde C_s é concentração de atividade no solo. No caso da ressuspensão, a profundidade d considerada é de 1 cm.

3.1.2 PROCESSOS ARTIFICIAIS DE REMOÇÃO DE ATIVIDADE (PROCEDIMENTOS DE REMEDIAÇÃO)

Diversos processos artificiais de remoção de material radioativo das superfícies podem ser simulados no modelo. Diferentes tipos de procedimentos de remediação

podem ser programados a qualquer tempo durante o período de avaliação. Exemplos de possíveis procedimentos de remediação a serem simuladas são o corte de grama, remoção de camadas de solo, poda de árvores, lavagem de pavimentos, paredes ou telhados com água ou produtos químicos, raspagem de camadas de superfícies, remoção ou cobertura de superfícies.

A maior parte dos procedimentos são avaliados pela aplicação de coeficientes de descontaminação às frações móvel e retida do material em cada tipo de superfície.

Exceções são o corte de grama, onde a atividade removida é calculada em função da atividade que permanece na grama no momento de aplicação da medida, e a remoção de camadas de superfícies não pavimentadas, onde a atividade removida é calculada em função da quantidade de radionuclídeo presente na camada a ser removida no momento de aplicação da medida.

Qualquer procedimento de remediação que possa ser simulado pela aplicação direta de fatores de redução pode ser incluído no modelo, cada uma podendo assumir diferentes coeficientes para cada uma das frações de cada uma das superfícies simuladas no modelo. A avaliação da medida requer, como dado de entrada do programa, a descrição da superfície, do ambiente e do momento em que a medida deve ser aplicada.

3.1.3 SIMULAÇÃO DA ÁREA URBANA

a) Ambientes urbanos

Cada ambiente pode ser subdividido em locais, de acordo com o uso ou características específicas de exposição. Assim, por exemplo, casas podem ser subdivididas em locais internos e externos. Ruas podem ser subdivididas em relação ao tipo de transporte usado pelos indivíduos.

A exposição dos indivíduos está relacionada às taxas de ocupação dos locais urbanos.

b) Exposição externa em ambientes urbanos

Exposição externa a radionuclídeos no ar

A avaliação das taxas de dose externa gama devido à atividade presente no ar utiliza fatores de blindagem específicos para cada ambiente urbano.

A dose externa gama para cada radionuclídeo, devido ao material no ar é calculada por:

$$D_a(t) = DCF_{ar} \cdot A_f \cdot \sum_j C_{ar}(t) \cdot Oc_j \cdot S_j \quad (EQ.9)$$

Onde:

$C_{ar}(t)$ = concentração de atividade no ar, (Bq.m⁻³);

Oc_j = taxa de ocupação no local j, (h/d);

S_j = fator de blindagem para o local j;

DCF_{ar} = fator de conversão de dose em função da faixa etária, Sv.a-1/Bq.m⁻³.

c) Exposição externa a radionuclídeos depositados em ambientes urbanos

A exposição gama em ambientes urbanos difere da exposição sobre gramados, não apenas devido à blindagem das estruturas mas também devido à presença de diversas superfícies, com diferentes níveis de contaminação. A taxa de dose externa para um indivíduo, por exemplo, dentro de um prédio, vai depender da atividade depositada e retida nas paredes externas, nos telhados, bem como em outras estruturas vizinhas. O grau de proteção fornecido pelo prédio vai depender de fatores tais como espessura e composição das paredes, presença de porão e sótão, e outros. As taxas de dose recebidas por indivíduos são, então, dependentes dos diferentes padrões de construção dos diversos ambientes utilizados pelos indivíduos em uma área urbana (MECKBACH *et al.*, 1988a; STEINHÄUSLER, 1987; CRICK *et al.*, 1985). Fatores de redução, definidos como a razão entre a exposição em um determinado local e aquela sobre uma fonte plana, lisa, infinita, têm sido usados para caracterizar a exposição externa em diversos ambientes.

A avaliação da taxa de dose externa gama devido ao material depositado segue o procedimento desenvolvido por Jacob e Meckbach (JACOB *et al.*, 1987b; MECKBACH *et al.*, 1988a; MECKBACH *et al.*, 1988b), no qual a potência relativa de fonte (RSS) para cada superfície é combinada com valores de taxa de kerma no ar por unidade de atividade superficial (atividade por unidade de área), somadas para todas as

superfícies que compõem um determinado local, obtendo-se assim as taxas de kerma específicas para cada local da área urbana. A razão entre a exposição calculada para cada local e aquela a 1 m acima de um gramado plano, uniforme e infinito é chamado de "fator de local" (*location factor*).

Fatores de local são uma função do tempo, por causa das diferentes dependências temporais da contaminação em gramados e nas demais superfícies urbanas. Neste trabalho, entretanto, as taxas de kerma são calculadas a cada momento, a partir da dependência temporal da atividade presente em cada uma das superfícies, de modo a ser possível indicar aquelas que mais contribuem para a exposição de um indivíduo, e, também, para permitir a avaliação das consequências de aplicação de procedimentos de remediação a cada superfície individualmente, sem alterar o efeito das demais que, também, contribuem para a exposição em um determinado local (VAMP, 1992).

Uma vez que a contaminação radioativa em todas as "superfícies" é calculada (sem e com a aplicação de procedimentos de remediação), a avaliação da taxa de kerma no ar para cada radionuclídeo é efetuada, para cada "compartimento", pela soma das contribuições de todas as superfícies que compõem aquele local:

$$K_j(t) = \sum_i K_{e_{j,i}} \cdot A_i(t) \cdot Fb_i \quad (\text{EQ.10})$$

Onde :

j = "compartimento" ou "local" de um dado "ambiente" urbano;

i = superfícies que vão contribuir para a taxa de kerma do "local" j;

A(t) = concentração de atividade do radionuclídeo na superfície no instante t (Bq.m⁻²);

Fbi = fator de blindagem inicial para a superfície i e tipo de deposição inicial, devido à rugosidade da superfície (JACOB *et al.*, 1987a; MUECK *et al.*, 1991b; ROED *et al.*, 1990b; VAMP, 1992). A blindagem posterior está implicitamente considerada na variável A(t);

K_{e,j,i} = taxa de kerma no ar no "local" j devido à uma unidade de atividade na superfície i (Gy.h⁻¹/ Bq.m²).

A dose efetiva devido a exposição externa gama recebida durante um dia no tempo t após a deposição inicial é calculada pela soma das doses devido à ocupação dos compartimentos usados por cada indivíduo, utilizando as taxas de kerma calculadas para cada superfície:

$$D_s(t) = \sum_j Oc_{i,j} \sum_i (Ke_{i,j}(t) \cdot DCF_i) \quad (\text{EQ.11})$$

Onde (i) se refere às superfícies que compõem o compartimento j e :

$Ke_{j,i}$ = taxa de kerma no ar no "local" j devido à uma unidade de atividade na superfície i ($\text{Gy} \cdot \text{h}^{-1}$);

DCF_i = fator de conversão de dose para a superfície i , em $\text{Sv} \cdot \text{Gy}^{-1}$;

$Oc_{i,j}$ = fração média de ocupação diária do compartimento j .

Os fatores de conversão de dose $DCF_{i,j}$ utilizados são definidos em função da energia da radiação emitida pelos radionuclídeos envolvidos, da faixa etária e da geometria de irradiação (YAMAGUSHI, 1994; CONTI, 1999; ZANKL *et al.*, 1992), sendo que esta última varia de acordo com a superfície em questão.

3.1.4 EXPOSIÇÃO INTERNA

A exposição interna de indivíduos em uma área urbana pode ocorrer devido à inalação de atividade ressuspensa. A via de inalação foi incluída no modelo PARATI permitindo a sua aplicação a acidentes que envolvam radionuclídeos para os quais esta via é relevante como, por exemplo, para acidentes em que exista a liberação de emissores alfa.

A exposição interna devido à inalação é calculada por:

$$D_{inh}(t) = DCF_{inh} \cdot \sum_j (A_{ar} \cdot Oc_j \cdot Inh) \quad (\text{EQ.12})$$

Onde j se refere ao compartimento e,

O_{cj} = fração de ocupação do compartimento j;

A_{ar}(t) = concentração de atividade do radionuclídeo no ar (Bq.m⁻³);

DCF_{inh} = fator de conversão de dose, dependente da idade, (Sv / Bq);

In_{hi} = taxa de inalação, dependente da idade e do tipo de atividade física (m³.h⁻¹)
(ICRP, 1975).

3.1.5 SIMULAÇÃO DA POPULAÇÃO

Nesta etapa, apenas são considerados adultos residentes ou trabalhando nas áreas urbanas. Cada indivíduo é caracterizado por uma taxa de ocupação (horas por dia) nos ambientes selecionados para aquele indivíduo. Vários indivíduos podem ser simulados ao mesmo tempo, ocupando ambientes diferentes.

3.1.6 OUTRAS GRANDEZAS URBANAS

No novo modelo também é computada a quantidade e a concentração de atividade removida pela aplicação dos procedimentos de remediação. Esta informação é útil para a estimativa do material que pode vir a ser transferido para repositórios de rejeitos e outras áreas externas ao sistema modelado (aterros sanitários, sistema de drenagem pluvial, estação de tratamento de esgotos, etc.).

Além disso, o novo modelo permite o cálculo da dose ocupacional relacionada aos procedimentos de remediação.

3.2 Modelagem Multicritério

3.2.1 ASPECTOS GERAIS

Apenas aspectos técnicos e radiológicos foram incluídos no questionário, outros aspectos, tais como os legais, custo, e opinião pública, não estão no escopo deste trabalho (DE LUCA, 2013).

A análise multicritério utilizada neste trabalho inclui dois tipos de fatores, com base em aspectos técnicos e radiológicos pré-definidos, a serem considerados no processo de escolha. O primeiro fator, aqui chamado de critério subjetivo, avalia aspectos técnicos de um acidente de acordo com a visão e experiência de especialistas, sem considerar medições em loco do acidente ocorrido. Para definição do valor associado a cada critério subjetivo, foi utilizada uma ferramenta de avaliação, isto é, um questionário, elaborado de acordo com a metodologia de lógica *fuzzy*, que foi citada ser adequada para lidar com os fatores subjetivos, desde que as alternativas possam estar relacionadas a diferentes níveis, que seguem uma ordem crescente ou decrescente (CHWIF, 2002).

O questionário foi respondido por especialistas no atendimento a acidentes radiológicos ou nucleares com experiência na fase recuperação de áreas contaminadas (DE LUCA, 2013). Ele inclui perguntas com o objetivo de criar uma ordem de relevância, isto é associar valores a cada aspecto técnico, que permitam ordená-los, definindo assim os chamados critérios subjetivos. O método consiste no cálculo da média de valores obtidos pelo questionário, para cada aspecto técnico considerado, onde o valor associado à opção escolhida por um especialista é somado com os valores associados à respostas do mesmo aspecto de outros especialistas. Então, uma média com base no número de especialistas, é calculada para cada aspecto técnico, criando assim uma lista ordenada de critérios subjetivos.

O segundo fator considerado aqui, denominado critério técnico, compõe um conjunto de fatores desenvolvidos para permitir a quantificação de diferentes aspectos técnicos associados a cada um dos critérios subjetivos considerados. Estes critérios técnicos não dependem da opinião de especialistas, mas de avaliações dos efeitos da

aplicação de cada procedimento de descontaminação a ser considerado. Os critérios subjetivos e os correspondentes critérios técnicos utilizados estão apresentados na Tabela 3. Cada aspecto técnico de um critério subjetivo tem uma relação individual com outro aspecto técnico de um critério técnico. A média de cada aspecto técnico do critério subjetivo é multiplicada pela média dos valores calculados para os aspectos técnicos dos critérios técnicos relacionados a ele.

Tabela 3. Relação entre critérios subjetivos e critérios técnicos

Critério subjetivo	Aspectos técnicos associados aos critérios técnicos
Rejeito	Tipo de rejeito Processamento e acondicionamento do rejeito Quantidade relativa do rejeito Contaminação relativa do rejeito
Redução da contaminação	Redução da contaminação da superfície Contribuição da superfície para a dose total
Dose ocupacional	Número de pessoas Exposição esperada da força de trabalho
Equipamentos específicos	Disponibilidade de equipamentos específicos
Materiais de consumo	Disponibilidade de materiais de consumo requeridos
Dose de curto prazo	Redução da dose de curto prazo Perda da eficiência na redução da dose de curto prazo devido ao atraso da aplicação da medida
Dose de longo prazo	Redução da dose de longo prazo Perda da eficiência na redução da dose de longo prazo devido ao atraso na aplicação da medida
Mão-de-obra	Disponibilidade de mão-de-obra
Treinamento em liderança	Treinamento em liderança
Escala de aplicação	Tempo de aplicação Redução de dose coletiva
Equipamentos de proteção individual (EPI)	Disponibilidade do EPI Dificuldade de uso do EPI
Treinamento da equipe de descontaminação	Disponibilidade de mão-de-obra Treinamento da mão-de-obra

Fonte: (DE LUCA, 2015).

3.2.2 CRITÉRIOS SUBJETIVOS

Os critérios subjetivos foram definidos em trabalho anterior, baseados em questionários distribuídos a especialistas em gerência de situações de emergência radiológica (DE LUCA, 2002).

A partir das respostas fornecidas pelos especialistas foram gerados critérios que aqui são chamados de subjetivos, por não levarem em conta dados técnicos, mas tão somente as opiniões de profissionais experientes. Ao avaliar de forma preliminar os resultados obtidos com estes critérios, pode ser observado que alguns aspectos não estavam sendo considerados de forma adequada. O principal motivo atribuído a estas discrepâncias foi a escala do acidente de Goiânia. Este acidente afetou principalmente uma pequena área (cerca de 1 km²) de uma cidade e pequenas propriedades individuais em pequenas localidades vizinhas (IAEA, 1988).

Além disso, todas as principais medidas de descontaminação foram efetuadas em prazo muito curto (cerca de 3 meses), seguidas de ações de descontaminação adicionais em áreas muito restritas que duraram cerca de 2 meses, seguida de uma operação de rastreamento em toda a cidade que foi então considerada com a finalização das atividades de descontaminação efetuadas pela CNEN na cidade (IAEA, 1988).

A partir deste momento, apenas atividades de gerenciamento de rejeitos e monitoramento individual e ambiental permaneceram sendo executadas, além de atividades de pesquisa. Desta forma, devido a pequena dimensão territorial atingida e o curto prazo de atuação, a extrapolação dos resultados obtido a partir dos questionários para sua aplicação nas consequências de acidentes de grande porte, envolvendo grandes áreas e prazos longos para efetuar remediação de diferentes tipos de áreas se tornam limitadas.

As perspectivas relacionadas a diferentes tipos de áreas urbanas e longos períodos de remediação foram avaliadas então a partir das sequencias operacionais que foram possíveis de se observar a partir da literatura científica relativa aos acidentes de Chernobyl (IAEA, 2005) e Fukushima (UNSCEAR, 2014; IAEA, 2015).

Cabe ainda ressaltar, mais uma vez, que o presente estudo se limita à avaliação de remediação de áreas urbanas e às consequências de uma contaminação com radionuclídeos Cs-137, por ser este o mais relevante para a exposição a longo prazo em

ambientes urbanos. A análise também inclui a exposição de adultos, representativos da média de uma população urbana e sendo por isso adequada a operações de aspecto geral, de forma a tender a população como um todo e não contempla situações específicas de exposição de grupos individuais como crianças ou idosos.

Em relação à escala do acidente, em termos de espaço e tempo, duas considerações são relevantes. A primeira diz respeito à escala espacial, onde vários tipos de ambientes urbanos podem estar sendo afetados e, de acordo com suas características específicas, podem requerer procedimentos diferenciados. O programa PARATI já previa ser aplicado para diferentes tipos de ambientes e, neste trabalho, os cenários foram desenvolvidos de forma mais completa, de forma a dar conta da avaliação de todos os critérios definidos como relevantes pelos especialistas. O detalhamento dos cenários está descrito no item 3.3.

A segunda consideração diz respeito à escala temporal, onde se considera diferentes relevâncias para os aspectos incluídos nos critérios subjetivos, de acordo com a fase de atendimento após uma emergência. Para fins de estabelecimento de valores para os critérios subjetivos, foram então considerados 3 períodos de atuação das equipes de remediação.

O primeiro período considera o espaço de 1 mês após o evento de contaminação ambiental. Nesta fase, medidas de controle da fonte, medidas urgentes de proteção da população e levantamentos da situação ambiental estão ainda sendo desenvolvidos. Apesar de, nesta fase, procedimentos de remediação de grandes áreas não ser a atividade prioritária, alguns procedimentos devem ser considerados pela sua relevância na redução das doses na população se aplicados em curto prazo. Exemplos de procedimentos relevantes neste período seriam, por exemplo, a lavagem de ruas, o corte de grama e a poda de árvores. A prioridade nesta fase deve refletir escolhas baseadas em procedimentos que seriam relevantes se aplicados apenas durante este período inicial, dado a relevância das demais atividades essenciais sendo desenvolvidas no mesmo período.

O segundo período se refere ao primeiro ano após o acidente. Neste período, o objetivo principal é tentar ao máximo o retorno das pessoas a condições de vida normal. O tempo disponível para planejamento das operações de remediação já permite a operação de procedimentos mais complexos, porém toda a infraestrutura necessária pode não estar ainda disponível, o que incluiria, por exemplo, políticas relacionadas à deposição de grandes quantidades de rejeitos radioativos.

O terceiro período seria após o primeiro ano e pode se estender por vários anos. Neste período, o planejamento detalhado das operações de remediação já é possível, e diversos tipos de recursos relacionados à infraestrutura, pessoal, inclusive treinamentos necessários, e gerenciamento de rejeitos, já deverão estar mais definidos e estabelecidos.

Desta forma, nem todos os critérios relevantes para um determinado período se aplica aos demais períodos e a relevância relativa destes também pode ser alterada.

Assim, embora tenham sido introduzidas algumas alterações, procurou-se ao máximo respeitar a opinião dos especialistas nas suas respostas ao questionário uma vez que suas experiências estariam não só associadas à remediação de uma área urbana, mas também incluiu todas as etapas de remediação, embora em prazos mais curtos do que aqueles previstos para acidentes de grande porte.

Na etapa de associação de valores às medidas de proteção, os critérios do questionário, então, são relacionados com os aspectos técnicos. Cada aspecto técnico tem uma relação individual com um critério específico. A média de cada critério subjetivo é multiplicada pelos critérios técnicos relacionados ao critério subjetivo em questão e somada, de acordo com:

$$N_K = \sum_j F_1(j) * \sum_i F_K(i, j) \quad (\text{EQ.13})$$

Onde:

N_K = número que caracteriza o procedimento de remediação k;

$F_1(j)$ = fator gerado pelo questionário para o critério j;

$F_K(i, j)$ = fator para os aspectos técnicos i relacionados ao critério j para o procedimento de remediação K.

O mesmo cálculo é feito para todos os outros procedimentos K. A lista de ligação entre os critérios e os aspectos técnicos é mostrada na Tabela 3.

3.2.3 VALORES ATRIBUÍDOS AOS CRITÉRIOS SUBJETIVOS

A ordenação de valores é efetuada, em modo “default”, para todas as etapas do acidente. No entanto, os valores a serem aplicados nos diferentes períodos serão

diferentes devido à diferença no número de critérios aplicados a cada fase pós-acidente. Apesar de, para cada fase, só serem aplicados os critérios pertinentes aquele período, a proporção entre os valores é mantida, conforme as respostas do questionário, sendo que os valores relativos a cada etapa sempre somam 10. Desta forma é possível verificar a urgência necessária para aplicar um procedimento, comparando as prioridades definidas nos diferentes períodos após o acidente.

Os valores atribuídos aos critérios subjetivos para a fase inicial incluiu todos os itens considerados relevantes pelos especialistas. Os valores das respostas foram somados e normalizados para um valor total de 10 pontos. Para as etapas posteriores, o mesmo procedimento foi aplicado, considerando, porém, apenas os aspectos que seriam relevantes para cada um dos períodos subsequentes. Os resultados estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Valores dos critérios subjetivos para a fase de curto prazo no atendimento a uma emergência nuclear ou radiológica

<i>No.</i>	<i>Item</i>	<i>Critério Subjetivo (CS)</i>
CS1	Dose de vida inteira	1,42
CS2	Rejeitos	1,29
CS3	Redução da dose no primeiro ano	1,23
CS4	Liderança	1,16
CS5	Dose ocupacional	1,10
CS6	Infraestrutura	1,10
CS7	Mão de obra	1,03
CS8	Dose no primeiro mês	0,97
CS9	Redução da contaminação	0,71
Total		10

3.3 Cenários Utilizados

Neste trabalho apenas cenários urbanos foram considerados. A prioridade foi dada as prefeituras próximas a Usina Nuclear do Brasil devido à sua maior probabilidade de receber maiores níveis de contaminação em caso de liberação de

materiais radioativos para a atmosfera no caso de um acidente nuclear. A definição das áreas de estudo foi feita em trabalho anterior e contempla prefeituras que estão em parte, ou totalmente incluídas dentro do raio de 50 km de distância a partir da Usina Nuclear de Angra dos Reis (Figura 4) (VINHAS *et al.*, 2002).

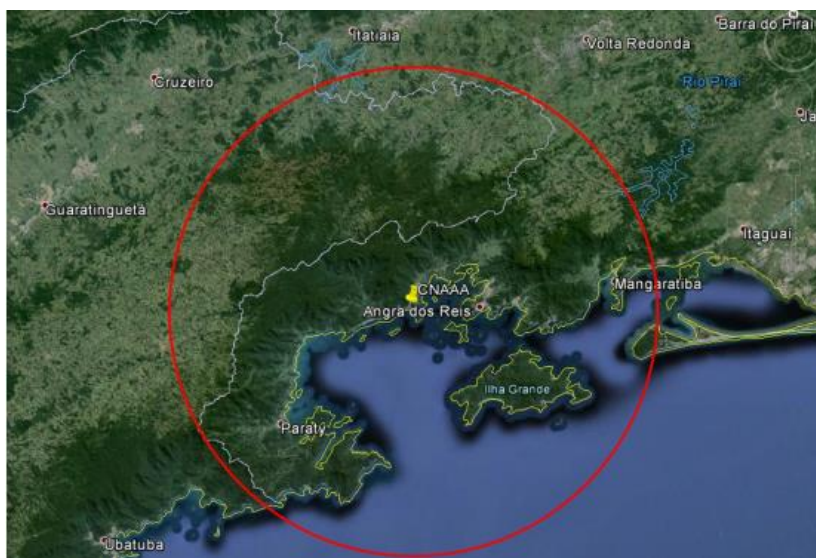


Figura 4. Área dentro de 50 km ao redor da Usina Nuclear Brasileira em Angra dos Reis (CNAAB). Fonte: Google Earth

As principais características urbanas da área estudada foram observadas através de imagens do sistema Google Earth e de páginas dos municípios. Dados populacionais foram obtidos a partir do censo de 2010 do IBGE (IBGE, 2014). Os dados para descrição do cenário foram normalizados para 1km² (SILVA, 2016).

As prefeituras selecionadas estão localizadas no estado de São Paulo e Rio de Janeiro, conforme Tabela 5. Nove prefeituras estão localizadas no estado do Rio de Janeiro com cinco delas com população residente para cima de 100.000 habitantes. Grande densidade demográfica também é associada a essas áreas. As demais sete prefeituras, localizadas no estado de São Paulo, são principalmente pequenas cidades com menos que 100.000 habitantes e grandes áreas de agricultura, sendo produtores importantes de diversas safras (SILVA *et al.*, 2015).

Tabela 5. Dados demográficos das prefeituras selecionadas

Nº	Estados	Prefeituras	População estimada para 2014	Área (km ²)	Densidade demográfica (habit/km ²)
1	RJ	Angra dos Reis	184940	825,088	205,45
2	RJ	Barra Mansa	179697	547,226	324,94
3	RJ	Itaguaí	117374	275,867	395,45
4	RJ	Mangaratiba	40008	356,408	102,29
5	RJ	Parati	39965	925,053	40,57
6	RJ	Piraí	27579	505,375	52,07
7	RJ	Resende	124316	1095,253	109,35
8	RJ	Rio Claro	17768	837,265	20,81
9	RJ	Volta Redonda	262259	182,483	1412,75
10	SP	Arapeí	2532	156,902	15,89
11	SP	Areias	3849	305,227	12,11
12	SP	Bananal	10728	616,428	16,58
13	SP	Cunha	22167	1407,318	15,54
14	SP	São José do Barreiro	4188	570,686	7,14
15	SP	Silveiras	6121	414,782	13,96
16	SP	Ubatuba	85399	723,829	108,87

Fonte: SILVA *et al.*, 2015.

Considerando as diferentes características das 16 prefeituras estudadas, os seguintes ambientes foram selecionados para serem modelados:

CS AB – Casa de Alta Blindagem;

CS MB – Casa de Média Blindagem;

CS BB – Casa de Baixa Blindagem;

CS MB Térreo (Interno);

CS MB Sobrado (Interno);

Prédio (Externo);

Prédio 4º andar (Interno);
Parque (Externo);
Rua Pavimentada (Externo);
Rua de Terra (Externo).

Os ambientes Casa de Alta Blindagem, Casa de Média Blindagem e Casa de Baixa Blindagem seguem as descrições fornecidas por Salinas e colaboradores (SALINAS *et al.*, 2006). Exemplos desses ambientes podem ser vistos na Figura 5.

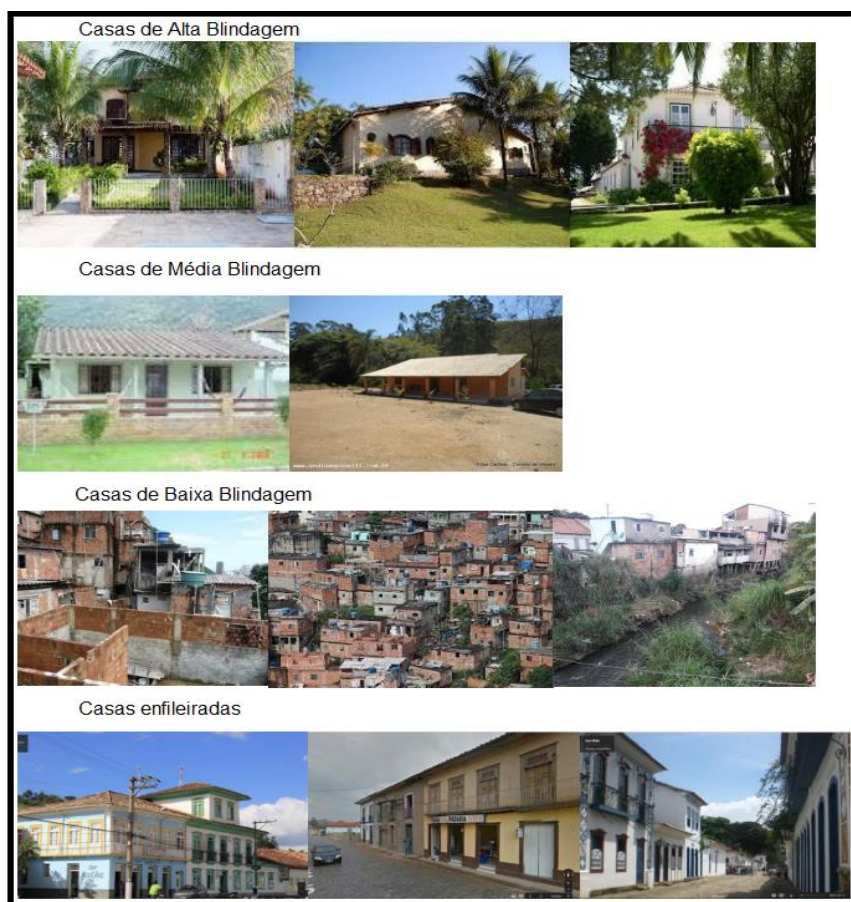


Figura 5. Exemplos de casas consideradas para definição de cenários específicos. Fonte: SILVA *et al.*, 2015.

As principais características definidas para 1km² de cada tipo de área podem ser vistas na Tabela 6.

Tabela 6: Características principais de cenários urbanos

Propriedades	Casas de Alta Blindagem	Casas de Média Blindagem	Casas de Baixa Blindagem	Prédios com jardins	Casas em fileiras	Parques
Residência /km ²	2329	6659	16292	21429	10000	-
Largura de rua (m)	11	6	3	10	6	-
Comprimento de rua (m/km ²)	23156	37269	76697	7812	50000	-
Área de rua (m ² /km ²)	254716	223614	230091	78120	300000	-
Árvores/km ²	2500	1313	1089	2083	1100	13000
Gramado (m ² /casa)	300	75	0	-	-	-
Gramado (m ² /km ²)	698700	499425	0	244000	-	1000000
Paredes (m ² /casa)	240	104	87	-	180	-
Paredes (m ² /km ²)	558960	692536	1417404	75556	1800000	-
Telhado (m ² /casa)	120	90	60	-	70	-
Telhado (m ² /km ²)	279480	599310	977520	-	700000	-
Área de Edifícios (m ²)	-	-	-	1000	-	-
Área pavimentada (m ² /km ²)	-	-	-	434000	-	-
Área de Edifícios (m ² /km ²)	-	-	-	223000	-	-

Habitantes /km ²	9315	26636	65166	85714	40000	-
Visitantes/dia	-	-	-	-	-	2000

Fonte: SILVA *et al.*, 2015.

3.4 Critérios Técnicos de Classificação dos Procedimentos de Descontaminação

Os critérios técnicos (CT) podem ser de dois tipos: dependentes apenas dos procedimentos de descontaminação ou também dependentes de cenários e cálculos. Aqueles dependentes apenas dos procedimentos são associados a escolha direta, pelo usuário, de opções que podem variar em função de condições locais e de momento e se referem, principalmente à disponibilidade de recursos para a execução dos procedimentos. Os demais CTs são calculados a partir de fatores calculados pelo modelo, com valores atribuídos pelo próprio modelo em função dos valores calculados. O estabelecimento dos valores dos fatores e sua composição para o estabelecimento dos valores de CT seguem a metodologia descrita por SILVA (2016), conforme descrição abaixo:

CT1 - REDUÇÃO DE DOSE DE VIDA INTEIRA

O valor do critério técnico CT1 associado ao CS1, relacionado à relevância da redução de dose de vida inteira, é estimado pela eficiência da redução de dose vida inteira no público adulto, decorrente da aplicação do procedimento de descontaminação, se aplicado no tempo t após o evento que gerou a contaminação ambiental.

CT1 é um valor único definido a partir do seguinte fator:

$$FT = \frac{E(50 \text{ anos, sem procedimento}) - E(50 \text{ anos, } t)}{E(50 \text{ anos, sem procedimento})} * 100 \quad (EQ. 14)$$

Onde:

$E(50, \text{sem procedimento})$ = dose efetiva integrada em toda a vida que seria recebida por um indivíduo caso não seja aplicado nenhum procedimento (Sv) em um cenário específico.

$E(50, t)$ = dose efetiva integrada em um período de 50 anos (vida inteira para um indivíduo adulto) caso o procedimento seja aplicado naquele cenário específico no tempo t após a contaminação.

Conforme descrito anteriormente, os tempos t considerados no modo default do programa são de 7 dias para a aplicação em curto prazo, 180 dias para aplicação em médio prazo e 365 dias para aplicação a longo prazo.

O critério técnico **CT1**, para cada cenário e para cada fase pós-acidente é então definido pelo percentual de redução da dose recebida em 50 anos, a partir dos valores calculados para o Fator Técnico FT, de acordo com os valores da Tabela 7.

Os valores selecionados para efetuar a relação entre os FT e os respectivos CTs foram estabelecidos a partir da premissa de um valor máximo de 10, a partir de uma hipótese de ajuste logarítmico, uma vez que a escala log é não só mais adequada à representação de dados ambientais como também a processos de decaimento radioativo.

Tabela 7. Opções de classificação para o critério técnico relativo à redução de dose

Valor de FT calculado
$\geq 50 \%$
$50 > a \geq 30$
$30 > a \geq 10$
$10 > a \geq 5$
$5 > a \geq 3$
$3 > a \geq 1$
$< 1 \%$

Fonte: SILVA, 2010.

CT2 – GERAÇÃO DE REJEITOS RADIOATIVOS

O critério técnico associado a rejeitos radioativos gerados pelo procedimento, CT2, inclui três fatores, que consideram:

(1) O tipo de rejeito gerado e sua probabilidade de ser espalhado levando à contaminação de superfícies próximas ou mesmo locais remotos, tais com estações de tratamento de águas e esgoto, reservatórios ou tubulações subterrâneas urbanas (FT1);

(2) A concentração de material radioativo presente no rejeito gerado em relação à deposição inicial na área de referência (superfície de solo ou gramado lisa e plana) (FT2); e,

(3) A quantidade de rejeito gerado (FT3).

CT2 é então estimado como sendo um valor único, definido a partir da média destes três fatores.

O Fator Técnico relativo ao tipo de rejeito, FT1, é estimado sem cálculos, de acordo com a Tabela 8. Este valor é independente da fase em que o procedimento é aplicado, assumindo assim um valor constante para o procedimento. Neste caso, o valor é também independente do cenário, sendo uma função apenas do procedimento de remediação sendo avaliado.

Tabela 8. Valores de classificação para o tipo de rejeito gerado pelo procedimento

Nenhum rejeito é gerado e as exposições já estão incluídas nos critérios radiológicos estabelecidos.

Nenhum rejeito é gerado, mas existe a possibilidade de exposições no futuro porque a contaminação não foi fisicamente removida ou permanentemente diluída no ambiente.

Rejeitos sólidos que não se dispersam facilmente.

Misturas líquidas que sejam fáceis de serem coletadas.

Sólidos finos com potencial de serem dispersas para outras superfícies vizinhas.

Líquidos, sprays ou misturas sólido-líquido de difícil recolhimento, com potencial de criar “pontos-quentes”.

Líquidos, sprays ou misturas sólido-líquido de difícil recolhimento, com potencial de criar contaminação secundária em áreas remotas, tais como sistemas de esgoto ou drenagem pluvial, rios, estações de tratamento de água ou de esgoto.

Fonte: SILVA, 2016.

O segundo Fator Técnico, FT2 se refere à contaminação do rejeito removido no tempo t , em relação à contaminação inicial na superfície de referência. Este fator depende então do momento de aplicação do procedimento de remediação, mas é idêntico para todos os cenários, uma vez que depende apenas da concentração nas superfícies sendo tratadas.

FT2 é estimado pela classificação do valor de um Fator Auxiliar, FA2, de acordo com os valores descritos na Tabela 9.

Tabela 9. Opções de classificação para o fator técnico FT2

Valor de FA2 calculado
$\leq 1 \text{ Bq/m}^3$ por Bq/m^2 na área contaminada
> 1 a $\leq 3 \text{ Bq/m}^3$ por Bq/m^2 na área contaminada.
> 3 a $\leq 10 \text{ Bq/m}^3$ por Bq/m^2 na área contaminada.
> 10 a $\leq 30 \text{ Bq/m}^3$ por Bq/m^2 na área contaminada.
> 30 a $\leq 100 \text{ Bq/m}^3$ por Bq/m^2 na área contaminada.
> 100 a $\leq 300 \text{ Bq/m}^3$ por Bq/m^2 na área contaminada.
> 300 a $\leq 1000 \text{ Bq/m}^3$ por Bq/m^2 na área contaminada.
$> 1000 \text{ Bq/m}^3$ por Bq/m^2 na área contaminada

Fonte: SILVA, 2016.

Os valores de FA2 são calculados de acordo com o tipo de rejeito, para cada momento t de interesse, de acordo com os modelos descritos a seguir:

Para rejeitos sólidos:

$$Cw = Cs(t-1) - Cs(t) \text{ (EQ. 15)}$$

Onde Cw é a concentração do rejeito sólido (Bq/m^2) gerado pelo procedimento e $Cs(t-1)$ é a concentração da superfície sendo tratada pelo procedimento no tempo $(t-1)$, isto é, antes da aplicação do procedimento, e $Cs(t)$ é a concentração residual na superfície após a aplicação do procedimento no tempo t .

Árvores e arbustos:

No caso de remoção de folhagens, árvores são consideradas como esferas de 5 m de diâmetro e arbustos são considerados como esferas de 2 m de diâmetro. A concentração volumétrica do rejeito, em Bq/m³, é então dada por:

$$C_{w, vol} = C_w * \frac{S_{veg}}{V_{veg}} = C_w * \frac{\pi R^2}{\frac{4}{3}(\pi R^3)} = \frac{3 * C_w}{2 * D} \quad \left(\frac{Bq}{m^3}\right) \quad (EQ. 16)$$

A contaminação relativa é então estimada por:

$$FA2 = \frac{C_{w, vol}}{A_{ref}} = \frac{3 C_w}{2 D A_{ref}} \quad (EQ. 17)$$

Onde A_{ref} , é a deposição inicial na área de referência (superfície horizontal gramada) e D é o diâmetro da árvore ou arbusto sendo removido.

Outras superfícies:

Para outras superfícies, a profundidade afetada pelo procedimento deve ser considerada para estimar o volume removido. Valores *default* para diferentes procedimentos em diferentes superfícies são apresentados na Tabela 10.

A atividade total removida da superfície s , C_{v_s} (Bq/m³) é calculada por:

$$C_{w, vol} = \frac{C_w}{d} \quad (EQ. 18)$$

Onde C_w é a concentração removida (concentração do rejeito) (Bq/m²) e d é a profundidade da camada sendo removida (m) (Tabela 10).

No caso de telhas, é necessário considerar a correção devida à inclinação do telhado no cálculo do volume. Para a remoção de telhas, devido à inclinação do telhado, é considerado haver 1,5 m² de telhado por m² de projeção horizontal de telhado.

Para a espessura, são considerados dois tipos de telhas. Telhas de fibrocimento, com espessura de 0,6 cm e telhas cerâmicas de 5 cm de espessura.

Tabela 10. Profundidade das superfícies removidas por procedimentos de remediação

<i>Procedimento</i>	<i>Superfície</i>	<i>Profundidade (m)</i>
Raspagem	Todas	0,005
Remoção de pavimentos	Concreto	0,02
Remoção de pavimentos	Asfalto	0,01
Remoção de pavimentos	Pedras de calçada	0,055
Corte	Gramma	0,033
Remoção de <i>d</i> m	Gramado ou solo	<i>d</i> m de solo*

Fonte: SILVA, 2016.

* Valores default para remoção do solo são 0,01 (camada de 1 cm do topo do solo) e 0,05 (remoção da camada de 5 cm do topo do solo).

A concentração relativa é então estimada por:

$$FA = \frac{Cw, vol}{A_{ref}} = \frac{Cw}{d * A_{ref}} \quad (EQ. 19)$$

Para rejeitos líquidos

Para líquidos de lavagem, o volume de rejeito gerado corresponde ao volume de líquido utilizado na lavagem. A não ser no caso de formação de lamas, a densidade do líquido é considerado ser 1.000 kg/m³.

Valores *default* para os volumes de água utilizado nas lavagens são de:

- (a) Para paredes e telhados: $v = 0,02 \text{ m}^3$ de água por m² de superfície; e,

(b) Para ruas e pisos horizontais: $v = 0,250 \text{ m}^3$ de água por m^2 de superfície [2].

Considerando C_w a concentração removida pelo procedimento (Bq/m^2), a concentração relativa do rejeito gerado é então dada por:

$$F_2 = \frac{C_w}{v} / A_{ref} \quad (\text{EQ.20})$$

O terceiro Fator Técnico, FT3 se refere à quantidade relativa de rejeito a ser descartado, tratado ou depositado. Este fator é estimado através do Fator Auxiliar FA2 e depende tanto do momento de aplicação da medida quanto do cenário. Além disto, FA2 depende ainda do procedimento e do tipo de superfície sendo tratada.

Árvores e arbustos

A quantidade de rejeito gerada por poda de árvores ou arbustos por unidade de área, W_{veg} , em kg/m^2 , é estimada por:

$$FA_{3,veg} = \frac{V_{veg} * \rho_{veg} * N_{veg}}{10^6} \quad (\text{EQ.21})$$

Onde ρ_{veg} é a densidade do material removido (Tabela 11) e o fator 10^6 se refere à conversão de unidade de área.

Outras superfícies

$$FA_{3,s} = \frac{S_s * d_s}{10^6} * \rho_s \quad (\text{EQ.22})$$

Valores de ρ_s para os materiais relevantes estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11. Densidade de referência para os materiais de interesse

Material	Densidade (kg/m^3)	Referência
Solo (50 cm da camada de topo)	1800	SALINAS <i>et al.</i> , 2006
Concreto	2400	SALINAS <i>et al.</i> , 2006
Asfalto	2300	SALINAS <i>et al.</i> , 2006

Placa de granito	2650	UNESP, 2015
Vidro	2530	SALINAS <i>et al.</i> , 2006
Argila	712	SALINAS <i>et al.</i> , 2006
Madeira	790	SALINAS <i>et al.</i> , 2006
Tijolo	1900	SALINAS <i>et al.</i> , 2006
Material de acabamento de paredes	1200	SALINAS <i>et al.</i> , 2006
Gramma	780	SALINAS <i>et al.</i> , 2006
Telha de Cerâmica	1880	BUENO, 1994
Telha de Fibrocimento	1600	BRASILIT, 2015

Líquidos:

A quantidade relativa de rejeitos líquidos gerados é calculada como:

$$FA_3 = \frac{v * S_s * \rho}{1E6} \quad (EQ. 23)$$

O valor a ser associado ao terceiro critério técnico, $F_{T,3}$, relacionado à quantidade relativa de rejeito gerado é então classificado de acordo com a Tabela 12.

O valor do critério técnico relativo a rejeitos é então estimado por:

$$CT2 = \frac{FT1 + FT2 + FT3}{3} \quad (EQ. 24)$$

Tabela 12. Opções de classificação para o fator técnico $F_{T,3}$

Valor de FA3
$\leq 0,1$ kg de rejeito por m^2 da área descontaminada
$0,1 < a \leq 0,3$ kg de rejeito por m^2 da área descontaminada
$0,3 < a \leq 1$ kg de rejeito por m^2 da área descontaminada
$1 < a \leq 3$ kg de rejeito por m^2 da área descontaminada
$3 < a \leq 10$ kg de rejeito por m^2 da área descontaminada
$10 < a \leq 30$ kg de rejeito por m^2 da área descontaminada
$30 < a \leq 100$ kg de rejeito por m^2 da área descontaminada.
> 100 kg de rejeito por m^2 da área descontaminada

Fonte: SILVA, 2016.

CT3 - REDUÇÃO DE DOSE A MÉDIO PRAZO (1 ANO)

Este critério é considerado para o cálculo de ordenação nas fases de curto e médio prazo. Como se refere à dose no primeiro ano, não faz sentido sua inclusão no caso de medidas aplicadas após o primeiro ano, lembrando que os tempos de referência para procedimentos aplicados a curto e médio prazo são de 7 e 180 dias, respectivamente.

O Critério Técnico CT3 é um valor único definido a partir da média de dois fatores:

(i) Redução da dose integrada do primeiro ano após o acidente devido à aplicação do procedimento 1 semana após a contaminação:

$$F_1 = \frac{E(1ano) - E(1ano, t)}{E(1ano)} * 100 \quad (EQ.25)$$

Onde $E(1ano)$ é a dose efetiva integrada no primeiro ano após o acidente sem a aplicação de procedimentos de remediação e $E(1ano, t)$ é a dose integrada do primeiro ano com procedimento de remediação aplicado no tempo t .

O valor do fator FT1 é então definido a partir do valor de F_1 , utilizando a classificação apresentada na Tabela 7.

(ii) Relevância da dose do primeiro ano para a dose de 50 anos

$$F_2 = \frac{E(1ano)}{E(50anos)} * 100 \quad (EQ.26)$$

O valor de FT2 é obtido a partir da classificação de F_2 de acordo com a Tabela 9.

O critério técnico CT3 é então definido em função dos dois fatores, FT1 e FT2:

$$CT3 = \frac{FT1 + FT2}{2} \quad (EQ.27)$$

CT4 - LIDERANÇA

O quarto critério técnico, CT4, se refere à disponibilidade de liderança treinada para coordenar a execução do procedimento. O valor de CT4 é definido sem cálculos, de acordo com os valores da Tabela 13, de acordo com a descrição do procedimento (SILVA, 2010).

Este critério só é considerado de forma independente para procedimentos aplicados a curto e médio prazo. Para aplicações a longo prazo, deve ser considerado que a inexistência de uma liderança adequada inviabilizaria a aplicação do procedimento. Desta forma, a liderança deve ser considerada em conjunto com o resto da força de trabalho para procedimentos aplicados mais de um ano após o acidente. Apenas na fase inicial e dentro do primeiro ano, a aplicação de um procedimento poderia depender de profissionais que precisariam ainda ser treinados ou procurados em outros estados ou países, por exemplo. A fase final, isto é, após 1 ano, qualquer procedimento já envolve uma etapa de planejamento, onde a liderança deve ser considerada em conjunto com o resto da mão de obra necessária para aplicar o procedimento.

Tabela 13. Opções para o critério técnico relativo à disponibilidade de liderança treinada para executar o procedimento.

Liderança
Disponibilidade imediata
Fácil de conseguir
Possível a baixo custo
Possível a alto custo
Não disponível

Fonte: SILVA, 2010.

CT5 - INFRAESTRUTURA

O valor do critério técnico CT5 é estimado a partir de 3 fatores:

- (i) Materiais de consumo;
- (ii) Equipamentos para a execução do procedimento; e,
- (iii) Equipamentos de proteção individual (EPI).

Os valores dos três fatores são avaliados a partir da descrição dos procedimentos (SILVA, 2010), utilizando as opções de classificação descritos na Tabela 13.

Adicionalmente, um quarto fator é estimado, para levar em conta as dificuldades de efetuar o procedimento utilizando EPI, conforme classificação na Tabela 14.

Tabela 14. Opções de classificação relativas às dificuldades de uso de equipamentos de proteção individual

Condição prevista
Não precisa de equipamento específico
Precisa de equipamentos de fácil uso
Precisa de treinamento simples
Precisa de treinamento específico
Apenas pessoal especializado no uso do equipamento

Fonte: SILVA, 2016.

O Critério Técnico associado à Infraestrutura é então estimado por:

$$CT5 = \frac{FT_{materiais} + FT_{equip} + \left(\frac{FT_{EPI} + F_{dificuldade}}{2} \right)}{3} \quad (EQ. 28)$$

CT6 - EQUIPE DE TRABALHO

O valor do critério técnico associado à equipe de trabalho é estimado pela média de dois fatores.

O primeiro diz respeito à disponibilidade de mão de obra treinada para executar o procedimento e o segundo diz respeito à necessidade de treinamento específico, por exemplo, incluindo cuidados de radioproteção.

O critério pode também envolver a disponibilidade de trabalhadores de radioproteção que precisem treinamento específico para executar o procedimento, por exemplo, operar uma máquina ou veículo especial.

A definição de valores não depende de cálculos devendo ser efetuada a partir da descrição das características dos procedimentos.

Em relação à necessidade de habilidades específicas, o valor do fator FT1 deve considerar a classificação da Tabela 13.

Em relação à necessidade de treinamento, o valor do fator FT2 deve considerar a classificação descrita na Tabela 15.

O valor do critério técnico CT6 será então estimado por:

$$CT6 = \frac{FT1 + FT2}{2} \quad (EQ. 29)$$

Tabela 15. Opções para o fator $F_{T,2}$, relativo à necessidade de treinamento específico para a força de trabalho

Condição prevista
Não precisa treinamento
Precisa treinamento simples
Precisa treinamento específico
Apenas pessoal especializado pode executar o procedimento

Fonte: SILVA, 2016.

Para medidas aplicadas após 1 ano, deve ser considerada a liderança em conjunto com o restante da força de trabalho neste item.

CT7 - EXPOSIÇÃO OCUPACIONAL

Considera-se que as doses individuais dos trabalhadores, na fase de recuperação a que se refere este trabalho, estejam sendo controladas conforme as disposições legais de limitação e otimização. Desta forma, doses individuais para trabalhadores não são consideradas no critério.

A avaliação da exposição ocupacional para fins de avaliação da adequação da aplicação do procedimento é feita por comparação das doses coletivas recebidas pela força de trabalho envolvida na aplicação do procedimento em uma determinada área com a dose coletiva evitada no público devido ao mesmo procedimento na mesma área.

Para ambientes residenciais, o público considerado são os moradores da área; para ruas são considerados os transeuntes, que inclui moradores locais e outras pessoas que permanecem na área durante seu período de trabalho de forma rotineira, tais como guardas, limpadores de rua e ambulantes. Para parques, os públicos considerados são os visitantes e trabalhadores locais tais como vigilantes, e pessoal de limpeza e manutenção da área, conforme descrito em cada cenário.

Os trabalhadores são considerados estarem expostos à exposição externa existente no local da operação de limpeza; em alguns casos, como por exemplo, lavagem de ruas em veículos, as devidas blindagens devem ser consideradas.

Em alguns procedimentos, os trabalhadores podem também estar expostos às superfícies sendo descontaminadas, devido à sua proximidade em relação a estas superfícies. Tipicamente, a poda de árvores e arbustos ou a troca de telhas levam a uma exposição externa adicional aos trabalhadores em relação àquelas normalmente recebidas por membros do público.

Adicionalmente, é considerada a dose de inalação da força de trabalho. Para aqueles procedimentos que geram poeiras, deve também ser considerado que a concentração no ar é maior do que aquela observada por membros do público. Como valor default, o programa considera, para os trabalhadores em operações de raspagem, um fator 10 em relação ao fator de ressuspensão utilizado para membros do público. Para fins de avaliação deste critério, não é considerada a utilização de EPI respiratório pela força de trabalho.

Ocupacional - Doses coletivas:

Dose externa no local do procedimento:

$$Dext1 = N_T * T_T * Qsup * k_{amb}(t) * DC_{ext} \quad (EQ.30)$$

Onde:

N_T = Número de trabalhadores por equipe, em trabalho simultâneo

T_T = Tempo para executar o procedimento (h/m² ou h/unidade)

$Qsup$ = quantidade de superfície sendo tratada (m²/km² ou unid/km²).

k_{amb} = taxa de kerma no ar do local sendo descontaminado (Gy/h).

t = momento de aplicação do procedimento (dias).

DC_{ext} = Coeficiente de dose externa – valor default para áreas externas: 0,7 Sv/Gy.

Dose externa devido à superfície:

$$Dext2 = N_T * T_T * C_s(t) * Qsup * DC_j \quad (EQ.31)$$

Onde:

C_s = Concentração da superfície sendo descontaminada (Bq/m²).

t = momento de aplicação do procedimento (dias).

Q_{sup} = quantidade de superfície sendo descontaminada (m^2/km^2).

CD_j = coeficiente de dose externa por unidade de atividade, para a geometria específica de exposição ($(Sv/h)/(Bq/m^2)$).

Dose interna de inalação

$$D_{ina} = N_T * T_T * Q_{sup} * C_{ar}(t) * DC_{ina} * I \quad (EQ.32)$$

Onde:

C_{ar} = Concentração do ar no local sendo descontaminado, considerando o coeficiente de ressuspensão adequado para a atividade sendo executada (Bq/m^3).

t = momento de aplicação do procedimento (dias).

DC_{ina} = Coeficiente de dose por inalação (Sv/Bq).

I = Taxa de inalação dos trabalhadores, adequada ao tipo de procedimento sendo efetuado (m^3/h).

$$D_{OCUP} = D_{ext1} + D_{ext2} + D_{ina} \quad (EQ.33)$$

Dose evitada no público

$$S_{evit}(\text{publico}) = [E(\text{publico}, t) - E(\text{público}, \text{com CM em } t)] * N_P \quad (EQ.34)$$

Onde:

$S_{evit}(\text{publico})$ é a dose coletiva evitada no público no período de referência devido à medida aplicada no dia t.

N_P = número de pessoas do público beneficiadas pelo procedimento (moradores ou visitantes – Tabela 6).

O fator técnico FT é então estimado por:

$$FT = D_{ocup}/S_{evit}(\text{público}) \quad (EQ.35)$$

O valor do critério técnico é definido pela Tabela 16.

Tabela 16. Opções de classificação para o fator relativo a dose ocupacional

Condição prevista (F1)		
< 0,001	a	
≥ 0,001	a	< 0,003
≥ 0,003	a	< 0,01
≥ 0,01	a	< 0,03
≥ 0,03	a	< 0,1
≥ 0,1	a	< 0,3
≥ 0,3	a	< 1
≥ 1	a	

Fonte: SILVA, 2016

Valores default para N_T , T_T e DC_i são apresentados na Tabela 17 para os procedimentos sendo simulados pelo modelo.

Tabela 17. Valores de parâmetro para o cálculo de doses ocupacionais

<i>Superfície</i>	<i>Procedimento</i>	<i>DC i</i>	<i>T_T</i>	<i>Unid.</i>	<i>N_T</i>
TELHADO CERÂMICA	Lavar	0	0,1	h/m ²	2
	Raspar	0	0,067	h/m ²	2
	Remover	2,1E-12	0,4	h/m ²	2
	Lavagem				
	Química	2,1E-12	0,1	h/m ²	2
TELHADO FIBROCIMENTO	Lavar	0	0,1	h/m ²	2
	Raspar	0	0,067	h/m ²	2
	Remover	2,1E-12	0,4	h/m ²	2
	Lavagem				
	Química	2,1E-12	0,1	h/m ²	2
PAREDE E PRÉDIO VIZINHO	Lavar	5,3E-13	0,033	h/m ²	2
	Raspar	5,3E-13	0,5	h/m ²	2
	Lavagem				
	Química	5,3E-13	0,033	h/m ²	2
	Cobrir	5,3E-13	0,5	h/m ²	1
ÁREA PAVIMENTADA	Lavar	*		h/m ²	2
	Raspar	*		h/m ²	2
	Remover	*		h/m ²	3
	Lavagem				
	Química	*		h/m ²	2
	Cobrir	2,09E-12	0,0075	h/m ²	2

ÁRVORE	Cortar	2,7E-13	3	h/árvore	3
SOLO E ÁREA	Aragem	*	0,067	h/m ²	2
PAVIMENTADA	Cobrir	2,09E-12	0,0075	h/m ²	3
	Remover 0.2cm	*	0,0075	h/m ²	2
	Remover 1.0cm	*	0,0075	h/m ²	2
GRAMADO	Cortar	*	0,005	h/m ²	2
	Aragem	*	0,067	h/m ²	2
	Cobrir	0	0,0075	h/m ²	3
	Remover 1cm	*	0,0075	h/m ²	2
	Remover 5cm	*	0,0075	h/m ²	2

Fonte: SILVA, 2016.

* A exposição já é considerada na exposição ocupacional na área sendo remediada.

CT8 - REDUÇÃO DE DOSE A CURTO PRAZO (1 MÊS)

Este critério só é considerado para o caso de aplicação de procedimentos em curto prazo.

O cálculo do critério técnico é feito da mesma maneira do que o cálculo efetuado para a avaliação do critério de redução de dose em médio prazo, isto é, CT8 é um valor único definido a partir da média dos seguintes fatores:

- (i) Redução da dose integrada do primeiro mês após o acidente devido à aplicação do procedimento 1 semana após a contaminação:

$$F_1 = \frac{E(1 \text{ mês}) - E(1 \text{ mês}, \text{procedimento em 7 dias})}{E(1 \text{ mês}, \text{sem procedimento})} * 100 \quad (EQ. 36)$$

Onde E é a dose efetiva integrada no período definido.

O valor do fator FT1 é então definido a partir do valor de F_1 , utilizando a classificação apresentada na Tabela 7.

- (ii) Relevância da dose do primeiro ano para a dose de 50 anos

$$F_2 = \frac{E(1 \text{ mês})}{E(50 \text{ anos})} * 100 \quad (EQ. 37)$$

O valor de FT2 é obtido a partir da classificação de F2 de acordo com a Tabela 7.

O critério técnico CT8 é então definido a partir da média dos dois fatores, FT1 e FT2:

$$CT8 = \frac{FT1 + FT2}{2} \quad (EQ. 38)$$

CT9 - REDUÇÃO DA CONTAMINAÇÃO

Este foi o critério com menor peso atribuído pelos especialistas. Apesar de ser uma preocupação constante do público, o foco principal, para todos os especialistas em radioproteção consultados, está na redução das doses.

Este critério também só deve ser incluído no cálculo relativo a procedimentos aplicados em curto prazo, não sendo relevante para os períodos posteriores.

O critério técnico relativo à redução da contaminação, CT9, é a média entre o aspecto F1 e F2:

$$F_1 = \frac{C_{sup}(7 \text{ dias}) - C_{sup}(7 \text{ dias com CM})}{C_{sup}(7 \text{ dias})} * 100 \quad (EQ. 39)$$

$$F_2 = \frac{E(1 \text{ mês}) - E(1 \text{ mês}, 7 \text{ dias})}{E(1 \text{ mês})} * 100 \quad (EQ. 40)$$

Os valores de FT1 e FT2 são obtidos da Tabela 7 e o critério técnico CT9 é calculado por:

$$CT9 = \frac{FT1 + FT2}{2} \quad (EQ. 41)$$

4 Resultados

Em uma primeira etapa, foi feita a tentativa de efetuar uma modelagem integrada ao programa SIEM (CONTI *et al.*, 2002). Esta tentativa, porém, não foi viável por diversos motivos, inclusive o de a linguagem computacional utilizada à época do desenvolvimento do PARATI (ROCHEDO *et al.*, 1996) não estar mais disponível nas novas versões do EXCEL. Adicionalmente, verificou-se ser extremamente complexa a utilização direta dos resultados do SIEM por outro modelo devido à limitação das tabelas fornecidas como resultado do programa, impedindo a introdução de cálculos intermediários e outros, necessários a cumprir os objetivos de quantificar os critérios pré-estabelecidos. Por exemplo, apesar de o SIEM calcular a dose de inalação de residentes, não fornece como saída do programa as concentrações de ar. Esta concentração é, no entanto, necessária, para estimar as doses ocupacionais. Adicionalmente, o SIEM não disponibiliza todos os dados necessários para estimar tipo e quantidade e concentração de rejeitos gerados, o que teria também que ser desenvolvido como um modelo à parte, devido também à dificuldade de incluir novas rotinas de cálculo no modelo original.

Desta forma, optou-se por construir um programa independente, também baseado no modelo PARATI, responsável pela modelagem de áreas urbanas no código SIEM.

Foi utilizada a programação Visual Basic no programa Excel para construção do Modelo de Análise Multicritério. O modelo utiliza parâmetros retirados do programa de avaliação de consequências radiológicas e intervenção após uma contaminação radioativa (PARATI), desenvolvido para avaliação das consequências radiológicas de uma contaminação acidental em áreas urbanas (ROCHEDO *et al.*, 1996, 1997, 1998).

O modelo desenvolvido, assim como o PARATI, calcula, de acordo com cenários previamente inseridos, a dose resultante da exposição à radiação para o elemento Césio 137, e as mudanças da contaminação e campo de radiação no decorrer do tempo. As taxas de kerma em diferentes localizações são calculadas em função da contribuição de diferentes superfícies contaminadas após uma deposição. O Parati é um modelo de exposição dinâmico para avaliação das doses resultantes de contaminação radioativa em ambientes urbanos e semi-urbanos em indivíduos do público. O modelo

multicritério, assim como o parati, foi elaborado para estimar as exposições a radiação, para diferentes grupos de pessoas, em função do tempo, com indicação das contribuições fracionais desta exposição, por cada via de exposição, além de também indicar a eficiência de contramedidas na redução das doses do público.

Os resultados do modelo desenvolvido, denominado SIMCAR – Sistema Integrado de Multicritério para Ações de Remediação, incluem:

- Concentração em superfícies urbanas e no ar, em função do tempo após a deposição decorrente do acidente;
- Taxas de kerma no ar e Taxas de Dose externa e interna (inalação), em cada ambiente urbano simulado, em função do tempo após a contaminação inicial e da ocupação do ambiente por indivíduos do público;
- Doses integradas em indivíduos, em grupos de indivíduos, e para a população como um todo. Neste trabalho, porém apenas indivíduos adultos foram considerados;
- O efeito de procedimentos de descontaminação na redução de concentração da superfície em que o procedimento é aplicado;
- Redução de doses no público residente ou visitante;
- Concentração no rejeito gerado pela aplicação do procedimento.

A partir da aplicação dos cenários, que representam áreas contendo um determinado tipo de ambiente, o programa fornece:

- Doses ocupacionais dos trabalhadores de remediação (doses coletivas);
- Doses coletivas evitadas em membros do público (residentes, visitantes, e trabalhadores, não ocupacionalmente expostos, como por exemplo, garis, guardas, ambulantes, entre outros);
- Quantificação do rejeito gerado devido à aplicação do procedimento em cada cenário estabelecido.

Com estas informações provenientes dos módulos de cálculo, os procedimentos são classificados em relação a cada critério técnico, para cada cenário.

Os valores de classificação de cada procedimento, para cada cenário, em um determinado momento, são então utilizados como dados de entrada do modelo multicritério de apoio à tomada de decisão.

Finalmente, foi acoplado ao SIMCAR o modelo AMC desenvolvido anteriormente, com uma maior flexibilização de apresentação dos resultados, incluindo tabelas e figuras. Neste módulo, os procedimentos são ordenados, de acordo com procedimento já definido anteriormente, considerando os critérios técnicos calculados pelo programa e os critérios subjetivos já estabelecidos em trabalho anterior (De Luca, 2013).

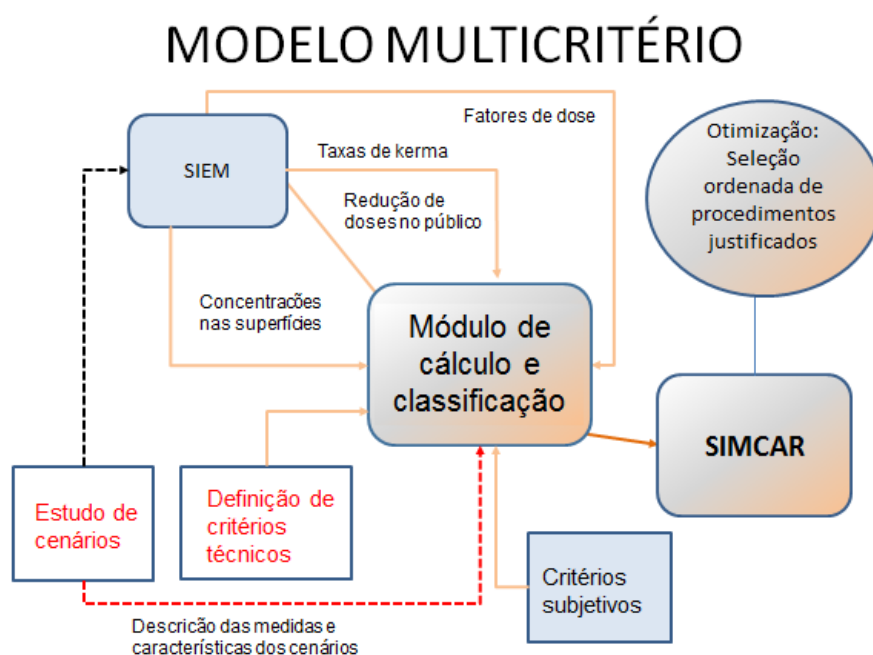


Figura 6. Acoplamento SIMCAR E MCA

O SIMCAR (Sistema integrado de multicritério para ações de remediação), desenvolvido neste trabalho, Figura 7, Figura 8, Figura 9, recebe como dados de entrada, assim como o software Parati, parâmetros como a data de ocorrência do Acidente, Estação do Ano, Deposição na Superfície de referência (Bq/m^2), Tipo de Deposição (Úmida ou Seca), Taxa de Inalação (m^3/hora) e Coeficiente de Dose de inalação (Sv/Bq), sendo que estes dois últimos parâmetros incluem valores tanto para o público quanto para o trabalhador. Em um segundo momento é pedido o número de

horas por dia que um determinado indivíduo (podendo ser um total de até 10 indivíduos) permanece em cada ambiente, externo ou interno, existente na simulação.

Césio- 137		AMBIENTE									
Data acidente: 25/05/2014 Estação do Ano: SECA		Taxa de Inalação (m³/hora)		Coef.Dose de Inalação (Sv/Bq)							
		Público		0,041666667 3,90E-08							
		Trabalhador		0,045833333 3,90E-08							
Dsup(Beq/m³)	DEPÓSICÃO	RUNOFF									
1000	DRY DEP	NO									
		LOW									
		HIGH									
		NO									
Ambientes		HORAS/DIA DE EXPOSIÇÃO EM CADA AMBIENTE									
		Indivíduos (Público)									
		Indivíduo 1	Indivíduo 2	Indivíduo 3	Indivíduo 4	Indivíduo 5	Indivíduo 6	Indivíduo 7	Indivíduo 8	Indivíduo 9	Indivíduo 10
CS AB EXT											
CS AB INT											
CS MB EXT											
CS MB INT											
CS BB EXT											
CS BB INT											
CS MB TERREO INT											
CS MB SOBRADO INT											
PRÉDIO EXT											
PRD 4 ANDAR INT											
PARQUE EXT											

Figura 7. Tela inicial SIMCAR

REMEDIACÃO																
Superfícies	Contra Medida	INDIVÍDUO	AMBIENTE													
TELHADO CERÂMICA	N/A	1	CASA AB													
TELHADO FIBROCIMENTO	Lavar															
PAREDE	Plaspar															
PRÉDIOS VIZINHOS	Remover															
JANELA	Cortar															
ÁREA PAVIMENTADA	Lavagem Química															
RUA DE PARALELEPIPEDO	Aragem															
NÃO PAVIMENTADA	Varrer															
ÁRVORE	Abrasão															
AREIA																
SOLO																
GRAMADO																
INTERIOR																
		<table border="1"> <thead> <tr> <th colspan="2">Tempos</th> <th rowspan="6">Calcular</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>7</td> <td>dias</td> </tr> <tr> <td>30</td> <td>dias</td> </tr> <tr> <td>180</td> <td>dias</td> </tr> <tr> <td>365</td> <td>dias</td> </tr> <tr> <td>18250</td> <td>dias</td> </tr> </tbody> </table>		Tempos		Calcular	7	dias	30	dias	180	dias	365	dias	18250	dias
Tempos		Calcular														
7	dias															
30	dias															
180	dias															
365	dias															
18250	dias															

Figura 8. Tela Contramedida SIMCAR

DEPOSIÇÃO							
ESCOAMENTO							
DECOMPOSIÇÃO							
AMBIENTES							
CONTRAMEDIDAS							
CARACTERÍSTICAS URBANAS							
TEMPO OCUPACIONAL							
COEFICIENTE DE DOSE EXTER							
DENSIDADE MATERIAIS							
VOLUME-ÁGUA-LAVAGEM							
CRITÉRIOS							
BEJEITO							
REDUÇÃO-DOSE-CP							
RED-DOSE-MP							
RED-DOSE-IP							
LIDEANCA							
INFRAESTRUTURA							

UNIDADE	SUPERFÍCIE	CASA AB	CASA MB	CASA BB	CASA MB 2	PRÉDIO	PARQUE
m ² /km ²	TELHADO CERÂMICA	279444	599301	0	700000		
m ² /km ²	TELHADO FIBROCIMENTO	0	0	977494	0		
m ² /km ²	PAREDE	558889	692525	1417366	1800000	75556	
	PRÉDIOS VIZINHOS						
	JANELA						
m ² /km ²	ÁREA PAVIMENTADA	254713	223617	0	30000	78120	
	RUA DE PARALELEPÍPEDO						
	NÃO PAVIMENTADA						
Unid/km ²	ÁRVORE	2500	1313	1089	1100	2083	13000
	AREIA						
m ² /km ²	SOLO	0	0	230090	0	0	0
m ² /km ²	GRAMADO	698611	499417	0	0	244000	1000000
	INTERIOR						

Figura 9. Tela de dados SIMCAR

A exposição em cada local de um ambiente urbano depende da contribuição das superfícies urbanas que o compõem. O modelo considera as seguintes superfícies:

Telhado Cerâmica;
 Telhado Fibrocimento;
 Parede;
 Prédios Vizinhos;
 Área Pavimentada;
 Rua (pavimentada e não pavimentada);
 Árvore;
 Solo;
 Gramado;
 Superfícies interiores às residências.

Os ambientes considerados no SIMCAR são compostos por composição das superfícies e são simulados os seguintes ambientes:

CS AB – Casa de Alta Blindagem;
 CS MB – Casa de Média Blindagem;
 CS BB – Casa de Baixa Blindagem;
 CS MB Térreo (Interno);
 CS MB Sobrado (Interno);

Prédio (Área externa);
Prédio (Área interna, representada por um cômodo no 4º andar);
Parque (Área Externa aos prédios);
Rua Pavimentada;
Rua de Terra.

Estes ambientes são utilizados na construção de cenários, que são então quantificados em termos de área de superfícies, número de objetos (e.g., árvores), número de pessoas residentes ou visitantes, número de trabalhadores necessários para aplicar cada procedimento, entre outros, por unidade de área do cenário, de forma a permitir aplicar o modelo de forma homogênea, permitindo criar então uma lista de prioridades para cada tipo de área urbana (cenário).

Na fase de remediação é possível definir as possíveis contramedidas (Figura 10), em determinado momento, a serem tomadas em cada superfície.

Os procedimentos de remediação incluídos no modelo incluem:

- Lavar com água ou com produtos químicos – paredes, telhados, áreas pavimentadas de um modo geral;
- Varrer – (ruas e áreas pavimentadas de um modo geral);
- Raspar – paredes e pavimentos;
- Remover – telhas, pavimentos, solo superficial, (camadas de 1 cm ou de 5 cm);
- Podar – árvores e arbustos;
- Arar – jardins e parques;
- Recobrir superfícies contaminadas – solo, paredes, pavimentos.

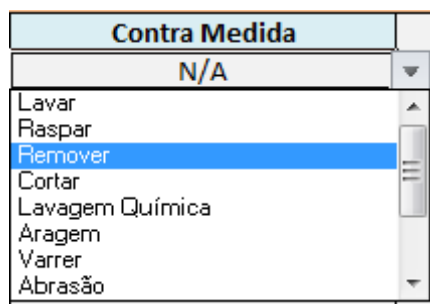


Figura 10. Procedimentos Contra Medidas

Além dos ambientes, superfícies e procedimentos de descontaminação já existentes, podem ser adicionados outros ou até mesmo substituídos os pré-existentes, de forma a ser possível adaptar o modelo a outras situações não previstas, mediante ajuste nos valores dos parâmetros do modelo.

Cabe ressaltar que no modelo aqui desenvolvido, apenas uma região deve ser simulada de cada vez, considerando que esta região é constituída por diversas unidades de tipos semelhantes (ambientes), com contaminação razoavelmente homogênea em todas as unidades.

4.1 Doses Ocupacionais

As doses ocupacionais são de extrema importância para os envolvidos na remediação de um acidente sendo maior ou menor de acordo com o procedimento a ser adotado, a superfície a ser tratada e o momento de aplicação após o evento inicial de contaminação. O modelo calcula de forma precisa, levando em conta o número de horas de exposição de um agente, de acordo com o procedimento a ser adotado, e o número de agentes necessários, sendo assim, possível decidir previamente a melhor medida tomando como características não apenas a eficácia da medida de remediação a ser tomada como também a eficiência, a qual envolve a saúde do profissional envolvido (Figura 11).

Outro aspecto importante a considerar é que o modelo contraindica um procedimento se a dose ocupacional dos profissionais envolvidos na remediação é maior do que a dose evitada no público residente.

CASA MB	TEMPOS DE APLICAÇÃO					C.D _{EXT}	C.D _{IN}	T.I
	Tempo 1	Tempo 2	Tempo 3	Tempo 4	Tempo 5			
Ambiente Externo	7	30	180	365	18250	0,8	3,90E-08	0,04583333
CS MB EXT	Kerma 1	Kerma 2	Kerma 3	Kerma 4	Kerma 5			
	2,7E-09	2,15E-09	1,63078E-09	1,41078E-09	2E-12			

Nº Trab.	Tempo	DC _j	C _{SUP (tempo j)}	Q _{SUP}	C _{AIR}	Dose Ocupacional					
						7	30	180	365	18250	
TELHADO CERAMICA	0	0	0	692,202387	599301	9,9479E-05	0	0	0	0	0
TELHADO FIBROCIMENTO	0	0	0	698,1805895	0	9,9479E-05	0	0	0	0	0
PAREDE	0	0	0	98,96594056	692525	9,9479E-05	0	0	0	0	0
PREDIOS VIZINHOS	0	0	0	98,96594056	0	9,9479E-05	0	0	0	0	0
JANELA	0	0	0	34,29566798	0	9,9479E-05	0	0	0	0	0
AREA PAVIMENTADA	0	0	0	296,8978217	223617	9,9479E-05	0	0	0	0	0
RUA DE PARALELEPÍPEDO	0	0	0	298,152269	0	9,9479E-05	0	0	0	0	0
NÃO PAVIMENTADA	0	0	0	994,7874985	0	9,9479E-05	0	0	0	0	0
ARVORE	0	0	0	3654,981451	1313	9,9479E-05	0	0	0	0	0
AREIA	0	0	0	993,8372483	0	9,9479E-05	0	0	0	0	0
SOLO	0	0	0	994,7874985	0	9,9479E-05	0	0	0	0	0
GRAMADO	2	0,0075	0	994,7874985	499417	9,9479E-05	1,6407E-05	1,2888E-05	9,7746E-06	8,4561E-06	1,3141E-08
INTERIOR	0	0	0	5,496599238	0	9,9479E-05	0	0	0	0	0

Figura 11. Dose Ocupacional Modelo Multicritério

4.2 Quantificação de Rejeitos Gerados

Os rejeitos gerados em uma ação de remediação são previamente quantificados tomando como parâmetro medidas e ações tomadas em acidentes já ocorridos. É de extrema importância ressaltar que cada ocorrência terá suas características, variações e limitantes de acordo com as superfícies afetadas e medidas cabíveis de serem adotadas no local do acidente simulado pelo modelo. Os rejeitos podem ser líquidos, sólidos ou mistos de acordo com o procedimento a ser adotado - lavar, raspar, remover, cortar, entre outros já citados previamente.

O tempo de aplicação da medida de remediação é considerado o ponto chave, pois ele é determinante para minimização dos impactos do acidente. O volume de rejeito a ser gerado, grandeza também calculada pelo modelo para cada procedimento, é relevante não só por caracterizar o tipo de infraestrutura necessária para removê-lo como poderá servir também como dado de entrada para cálculos associados ao gerenciamento e disposição dos rejeitos gerados.

De forma a permitir avaliar o melhor momento de aplicação de um determinado procedimento, os cálculos são efetuados em 5 tempos diferentes.

4.3 Classificação dos Procedimentos

As medidas de remediação simuladas no SIMCAR são derivadas de análises e comparações que consideram os valores dos critérios técnicos desenvolvidos neste trabalho. As opções de classificação foram baseadas no trabalho de Silva (2016), porém, os valores associados às opções foram obtidos por ajustes exponenciais, em função do número de opções disponíveis, conforme gráficos e tabelas a seguir:

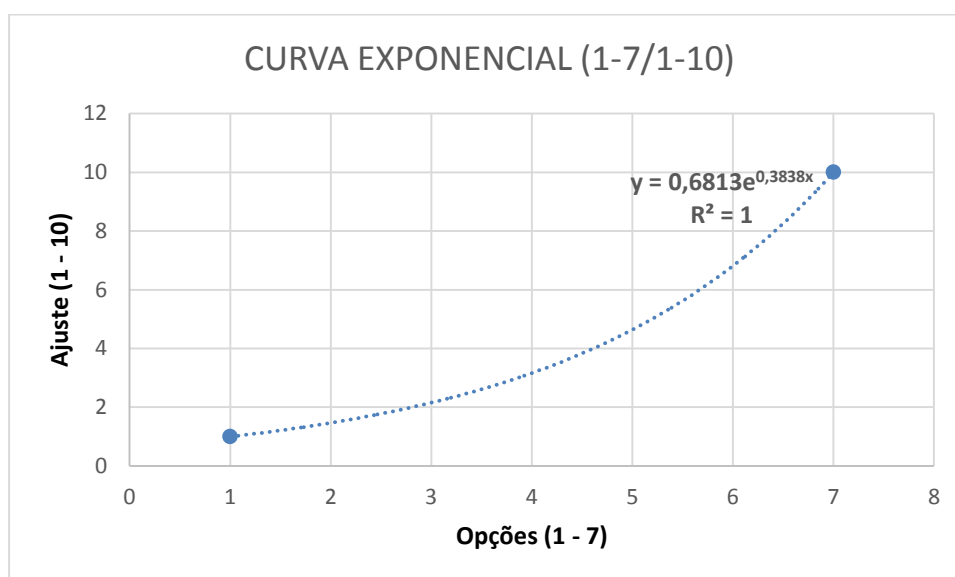


Figura 12. Ajuste Exponencial para 7 opções

Tabela 18. Dose a Curto Prazo

Valor de FT - Bq/m ³ por Bq/m ² - Volume Rejeito por área				Valor de CT
50	≤	a		10
50	>	a	≥ 30	6,81
30	>	a	≥ 10	4,64
10	>	a	≥ 5	3,16
5	>	a	≥ 3	2,15
3	>	a	≥ 1	1,47
1	>	a		1

Tabela 19. Dose a Médio Prazo

Valor de FT - Bq/m ³ por Bq/m ² - Volume rejeito por área					Valor de CT
50	≤	a			10
50	>	a	≥	30	6,81
30	>	a	≥	10	4,64
10	>	a	≥	5	3,16
5	>	a	≥	3	2,15
3	>	a	≥	1	1,47
1	>	a			1

Tabela 20. Dose a Longo Prazo

Valor de FT - Bq/m ³ por Bq/m ² - Volume rejeito por área					Valor de CT
50	≤	a			10
50	>	a	≥	30	6,81
30	>	a	≥	10	4,64
10	>	a	≥	5	3,16
5	>	a	≥	3	2,15
3	>	a	≥	1	1,47
1	>	a			1

Tabela 21. Tipo de Rejeito

Critério de Classificação	FT 1
Nenhum rejeito é gerado e as exposições já estão incluídas nos critérios radiológicos estabelecidos	10
Nenhum rejeito é gerado, mas existe a possibilidade de exposições no futuro porque a contaminação não foi fisicamente removida ou permanentemente diluída no ambiente.	6,81
Rejeitos sólidos que não se dispersam facilmente	4,64
Misturas líquidas que sejam fáceis de serem coletadas	3,16
Sólidos finos com potencial de serem dispersas para outras superfícies vizinhas	2,15
Líquidos, sprays ou misturas sólido-líquido de difícil recolhimento, com potencial de criar “pontos-quentes”	1,47
Líquidos, sprays ou misturas sólido-líquido de difícil recolhimento, com potencial de criar contaminação secundária em áreas remotas, tais como sistemas de esgoto ou drenagem pluvial, rios, estações de tratamento de água ou de esgoto	1

Tabela 22. Exposição Ocupacional

Condição prevista (Sv)					Valor de CT
0,001	>	a			10
0,001	≤	a	<	0,003	6,81
0,003	≤	a	<	0,01	4,64
0,01	≤	a	<	0,03	3,16
0,03	≤	a	<	0,1	2,15
0,1	≤	a	<	0,3	1,47
0,3	≤	a	<	1	1
1	≤	a			0

Tabela 23. Redução da Contaminação

Valor de FT - Bq/m ³ por Bq/m ²					Valor de CT
50	≤	a			10
50	>	a	≥	30	6,81
30	>	a	≥	10	4,64
10	>	a	≥	5	3,16
5	>	a	≥	3	2,15
3	>	a	≥	1	1,47
1	>				1

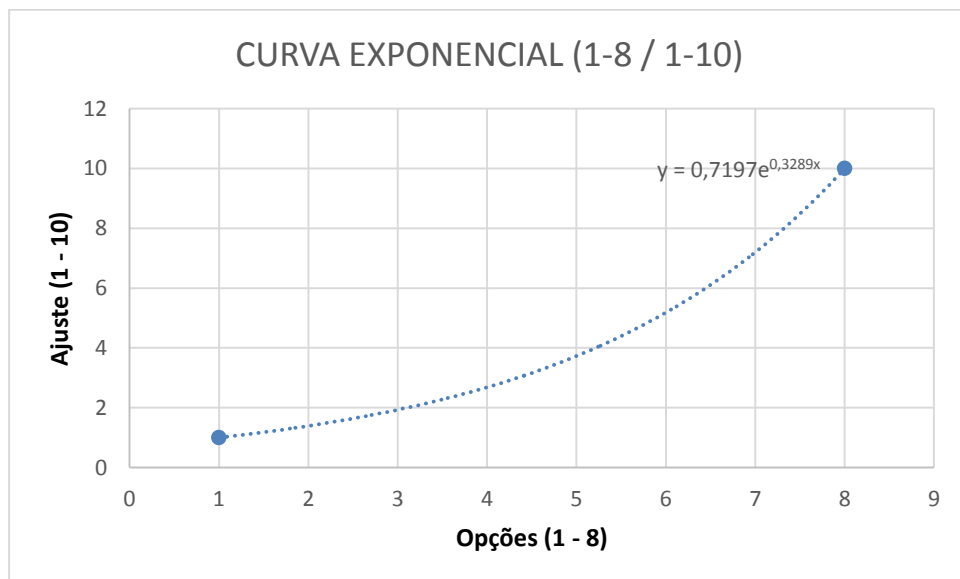


Figura 13. Ajuste Exponencial para 8 opções

Tabela 24. Contaminação do Rejeito Removido

Valor de FA2 - Bq/m ³ por Bq/m ²					Valor de F _{T,2}
1	≥	a			10
1	<	a	≤	3	7,2
3	<	a	≤	10	5,18
10	<	a	≤	30	3,73
30	<	a	≤	100	2,68
100	<	a	≤	300	1,93
300	<	a	≤	1000	1,39
1000	<	a			1

Tabela 25. Quantidade de Rejeito

Valor de FA3 - Kg de rejeito por m ²					Valor de F _{T,3}
0,1	≥	a			10
0,1	<	a	≤	0,3	7,2
0,3	<	a	≤	1	5,18
1	<	a	≤	3	3,73
3	<	a	≤	10	2,68
10	<	a	≤	30	1,93
30	<	a	≤	100	1,39
100	<	a			1

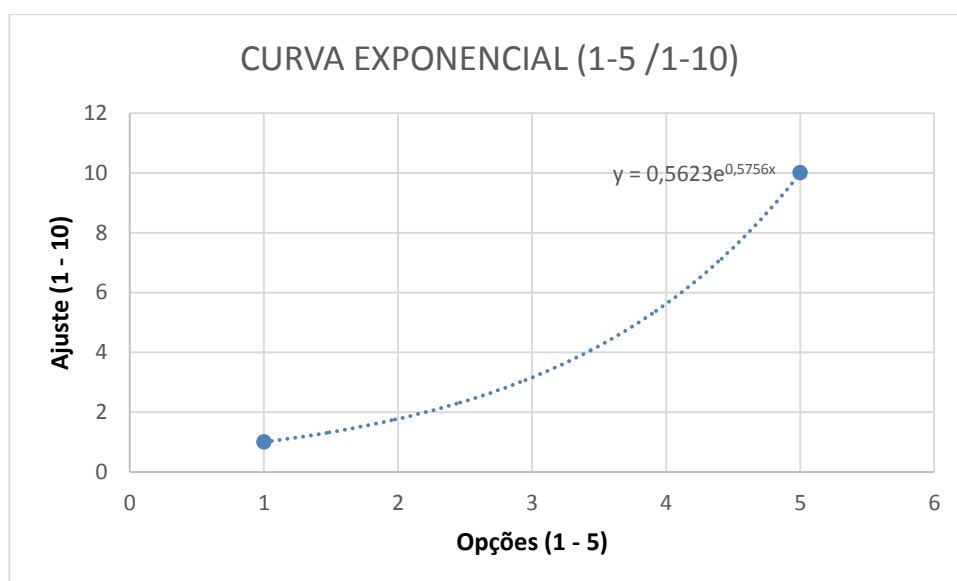


Figura 14. Ajuste Exponencial para 5 opções

Tabela 26. Liderança

Condição Prevista	Valor de CT
Disponibilidade imediata	10
Fácil de conseguir	5,62
Possível a baixo custo	3,16
Possível a alto custo	1,58
Não disponível	1

Tabela 27. Equipamento para Execução do Procedimento

Condição Prevista	Valor de CT
Disponibilidade imediata	10
Fácil de conseguir	5,62
Possível a baixo custo	3,16
Possível a alto custo	1,58
Não disponível	1

Tabela 28. Equipamento de Proteção Individual

Condição Prevista	Valor de CT
Disponibilidade imediata	10
Fácil de conseguir	5,62
Possível a baixo custo	3,16
Possível a alto custo	1,58
Não disponível	1

Tabela 29. Dificuldade quanto a EPI

Condição Prevista	Valor de CT
Não precisa de equipamento específico	10
Precisa de equipamento de fácil uso	5,62
Precisa de treinamento simples	3,16
Precisa de treinamento específico	1,58
Apenas pessoal especializado no uso do equipamento	1

Tabela 30. Habilidades Específicas

Condição Prevista	Valor de CT
Disponibilidade imediata	10
Fácil de conseguir	5,62
Possível a baixo custo	3,16
Possível a alto custo	1,58
Não disponível	1

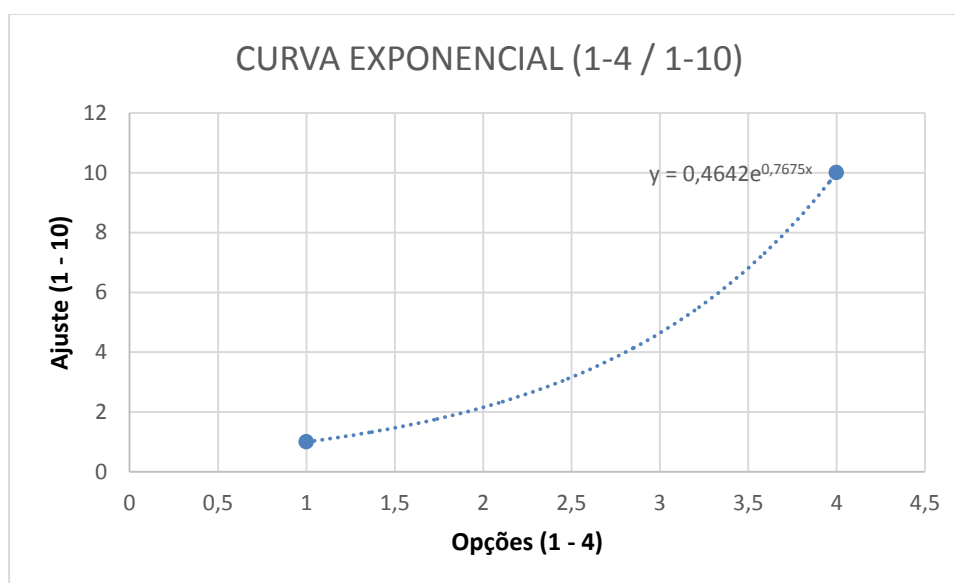


Figura 15. Ajuste Exponencial para 4 opções

Tabela 31. Treinamento

Condição prevista	Valor do Fator
Não precisa de treinamento	10
Precisa treinamento simples	4,64
Precisa treinamento específico	2,15
Apenas pessoal especializado pode executar o procedimento	1

As medidas de remediação e seus respectivos critérios técnicos foram avaliados e simulados de acordo com os tempos de aplicações definidos pelo usuário no SIMCAR.

Quanto aos valores dos critérios subjetivos, para medidas aplicadas em curto prazo, 1 mês após o evento de contaminação inicial, foram mantidos os valores obtidos por DE LUCA (2012). Para o médio e longo prazos (até 1 ano e a partir de 1 ano, respectivamente), foi criado um fator multiplicativo, de forma a considerar que nem todos os critérios mantêm, nas fases posteriores, a mesma relevância do que nos primeiros meses após o acidente. Estes fatores podem ser alterados pelo usuário. Eles também têm caráter subjetivo e devem ser verificados no futuro, considerando a opinião de especialistas em ações de remediação a longo prazo. A lógica de derivação destes parâmetros neste trabalho foi baseada nas seguintes considerações:

- A soma dos valores dos critérios relacionados à dose deve ser mantida em todas as fases. Desta forma, por exemplo, para procedimentos aplicados em médio prazo, a dose de curto prazo não tem relevância e o seu valor é então dividido em dois e cada parcela é somada aos valores relativos a doses de médio e longo prazos;
- A redução da contaminação também perde relevância após a fase inicial e o valor deste critério é somado ao critério de rejeitos, que vai ser o critério mais afetado pelo valor da contaminação;
- Após o primeiro ano do acidente, os critérios relacionados a infraestrutura também tem sua relevância diminuída porque as operações podem ser planejadas e já vão ter pessoas treinadas para todas as funções. Neste momento, torna-se mais importante não expor indevidamente a força de trabalho. Como a dose de médio prazo também não tem mais relevância neste momento, o valor do critério associado a esta grandeza vai ser somado para compor o valor do critério de redução de dose a longo prazo, que é o motivo fundamental de ações de remediação após o primeiro ano do acidente.

Com estas considerações, foram criados os fatores multiplicativos de correção dos valores dos critérios subjetivos em função do tempo, conforme apresentados na Tabela 32.

Tabela 32. Fator Multiplicativo em função do Tempo (Subjetivo)

	MÉDIO PRAZO	LONGO PRAZO
Redução de dose de vida inteira	1,68	2,55
Rejeito	1,54	1,54
Redução de dose a médio prazo	1,00	0,00
Liderança	1,00	0,91
Exposição ocupacional	1,00	1,27
Infraestrutura	1,00	0,91
Equipe de trabalho	1,00	0,91
Redução de dose a curto prazo	0,00	0,00
Redução da contaminação	0,00	0,00

Com o uso destes fatores, os critérios subjetivos passam a assumir um valor que depende do momento em que se prevê aplicar o procedimento de remediação, conforme apresentado na Tabela 33.

Tabela 33. Critérios Subjetivos

Critérios	Tempo Contramedida (Dias)		
	Curto prazo (<30 dias)	Médio prazo ($\geq 30 < 365$)	Longo prazo (≥ 365)
REDUÇÃO DE DOSE DE VIDA INTEIRA	1,42	2,39	3,62
REJEITO	1,29	1,99	1,99
REDUÇÃO DE DOSE A MÉDIO PRAZO	1,23	1,23	0
LIDERANÇA	1,16	1,16	1,06
EXPOSIÇÃO OCUPACIONAL	1,1	1,1	1,39
INFRAESTRUTURA	1,1	1,1	1
EQUIPE DE TRABALHO	1,03	1,03	0,94
REDUÇÃO DE DOSE A CURTO PRAZO	0,97	0	0
REDUÇÃO DA CONTAMINAÇÃO	0,71	0	0

4.4 Simulações Rodadas

4.4.1 VALIDAÇÃO SIMCAR COM SIEM

A validação do SIMCAR foi realizada tomando-se como parâmetros os kermas e concentrações das superfícies parede e árvore da casa de alta blindagem (Casa AB). Estas grandezas foram consideradas relevantes por já terem tido validação parcial no programa PARATI, desenvolvido principalmente a partir de dados obtidos na Alemanha após o acidente de Chernobyl e verificado posteriormente com dados obtidos em Goiânia, no período de aproximadamente 10 anos após o acidente (Rochedo et al., 2000). Os resultados e comparações encontram-se a seguir:

Tabela 34. Kerma Casa AB (SIMCAR)

Tempo (dias)	Kerma (Gray/h)
7	2,97E-09
30	2,24E-09
180	1,65E-09
365	1,42E-09

Tabela 35. Kerma Casa AB (SIEM)

Tempo (dias)	Kerma (Gray/h)
7	2,87E-09
30	2,15E-09
180	1,56E-09
365	1,34E-09

Os Kermas obtidos pelo modelo SIMCAR apresentam boa coincidência com os do modelo PARATI, conforme curva e coeficientes de determinação apresentados na Figura 16.

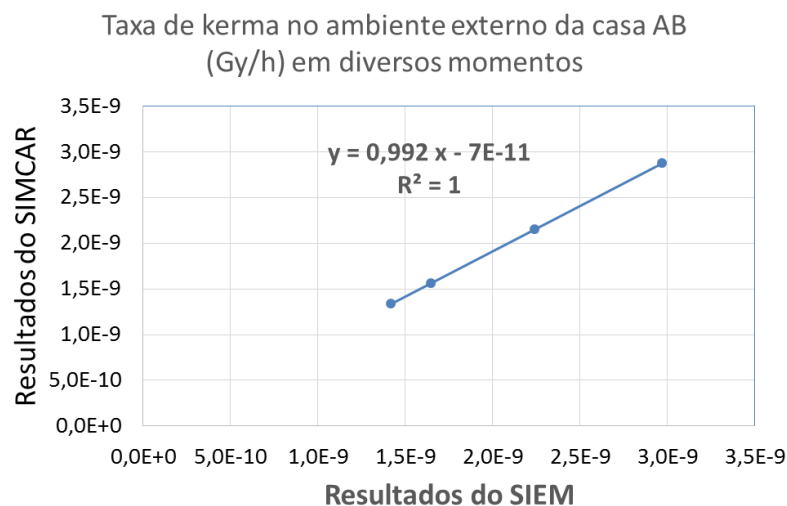


Figura 16. Kerma (SIMCAR/SIEM)

As concentrações referentes às superfícies Parede e Árvore são:

Tabela 36. Concentração na superfície Parede (SIMCAR)

Tempo (dias)	Concentração (Bq/m ²)
7	98,9659
30	95,6619
180	77,2512
365	60,5154
18250	0,0649

Tabela 37. Concentração na superfície Parede (SIEM)

Tempo (dias)	Concentração (Bq/m ²)
7	98,9652
30	95,6589
180	77,2366
365	60,4922
18250	0,0636

As concentrações na superfície parede obtidas pelo SIMCAR apresentaram 100% de coincidência com as do SIEM, conforme ilustrado na Figura 17.

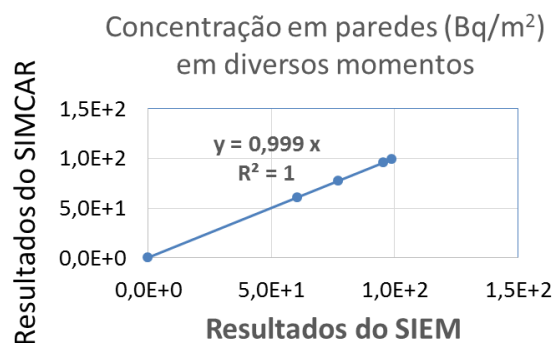


Figura 17. Concentração (parede)

Tabela 38. Concentração na superfície Árvore (SIMCAR)

Tempo (dias)	Concentração (Bq/m ²)
7	3654,981
30	1406,667
180	102,6567
365	19,9233
18250	0

Tabela 39. Concentração na superfície Árvore (SIEM)

Tempo (dias)	Concentração (Bq/m ²)
7	3654,955
30	1406,623
180	102,6373
365	19,91568
18250	0

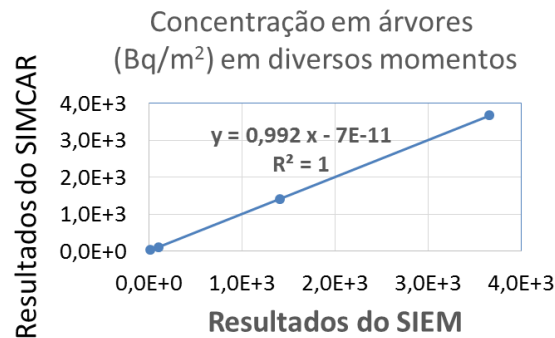


Figura 18. Concentração (árvore)

Pode ser observado que as respostas dos dois modelos em relação aos parâmetros básicos de cálculo apresentam boa coincidência e, portanto, validam o modelo SIMCAR.

4.4.2 ESTUDO DE CASO

Alguns ambientes e medidas de remediação foram selecionados e rodados para fim de análise e comparação, entre eles a CASA BB, MB, AB (Casa de baixa, média e alta blindagem), e PARQUE.

Para as casas BB, MB e AB aplicaram-se as medidas de remediação a seguir:

- Cobrir gramado
- Remover solo
- Podar árvores
- Raspar paredes
- Remover telhas

Para cada medida os critérios técnicos foram definidos no SIMCAR conforme a seguir:

COBRIR GRAMADO

- Nenhum rejeito é gerado, mas existe a possibilidade de exposições no futuro porque a contaminação não foi fisicamente removida ou permanentemente diluída no ambiente;
- Liderança fácil de conseguir;
- Material de consumo possível a baixo custo;
- Equipamento para execução do procedimento fácil de conseguir;
- Equipamento de proteção individual possível a baixo custo;
- Equipamento de proteção individual de fácil uso, sem complexidade;
- Disponibilidade imediata de equipe de trabalho com habilidades específicas;
- Necessidade de treinamento simples.

REMOVER SOLO

- Rejeitos sólidos que não dispersam facilmente;
- Liderança fácil de conseguir;
- Material de consumo possível a alto custo;
- Equipamento para execução do procedimento fácil de conseguir;
- Equipamento de proteção individual possível a baixo custo;
- Equipamento de proteção individual de fácil uso, sem complexidade;
- Disponibilidade imediata de equipe de trabalho com habilidades específicas;
- Necessidade de treinamento simples.

PODAR ÁRVORES

- Rejeitos sólidos que não se dispersam facilmente;
- Liderança possível a baixo custo;

- Material de consumo fácil de conseguir;
- Disponibilidade imediata de equipamento para execução do procedimento;
- Equipamento de proteção individual possível a baixo custo;
- Equipamento de proteção individual de fácil uso, sem complexidade;
- Equipe de trabalho com habilidades específicas possíveis a baixo custo;
- Necessidade de treinamento simples.

RASPAR PAREDES

- Rejeitos sólidos que não se dispersam facilmente;
 - Liderança fácil de conseguir;
 - Material de consumo possível a baixo custo;
 - Equipamento para execução do procedimento possível a baixo custo;
 - Equipamento de proteção individual possível a baixo custo;
 - Equipamento de proteção individual precisa de treinamento específico;
 - Equipe de trabalho com habilidades específicas possível a baixo custo;
- Apenas pessoal especializado pode executar o procedimento.

REMOVER TELHAS

- Rejeitos sólidos que não se dispersam facilmente;
- Liderança fácil de conseguir;
- Material de consumo possível a baixo custo;
- Equipamento para execução do procedimento possível a baixo custo;
- Equipamento de proteção individual possível a baixo custo;
- Equipamento de proteção individual precisa de treinamento específico;
- Equipe de trabalho com habilidades específicas possíveis a baixo custo;
- Apenas pessoal especializado pode executar o procedimento.

Os tempos de exposição do indivíduo (horas/dia) para cada ambiente simulado foram inseridos no SIMCAR, conforme Figura 19. Considerou-se o tempo total de 24 horas de exposição para cada casa, sendo 19,2 horas em ambiente interno e 4,8 horas em ambiente externo, e para o parque o tempo total de 4 horas de exposição. Os tempos de contramedida adotados foram de 7, 30, 180 e 365 dias após a ocorrência de um acidente.

Dsup(Beq/m ²)	DEPOSICÃO	RUNOFF
1000	DRY DEP	NO
<u>Ambientes</u>		
	Indivíduo 1	Indivíduo 2
<u>CS AB EXT</u>	4,8	
<u>CS AB INT</u>	19,2	
<u>CS MB EXT</u>	4,8	
<u>CS MB INT</u>	19,2	
<u>CS BB EXT</u>	4,8	
<u>CS BB INT</u>	19,2	
<u>PARQUE EXT</u>	4	

Figura 19. Exposição Indivíduo (horas/dia)

4.4.3 SIMULAÇÃO CASA ALTA BLINDAGEM

Tabela 40. Kerma Casa AB

Tempo (dias)	Kerma (Gray/h)
7	2,97E-09
30	2,24E-09
180	1,65E-09
365	1,42E-09

Tabela 41. Procedimento Raspar Parede (Casa AB)

	Número de Trabalhadores	Tempo exposto (horas)	Parede (m ² /km ²)
RASPAR PAREDE	2	0,5	558889

Tabela 42. Dose Integrada (Sv) Casa AB (Parede)

Tempo decorrido (dias)	Tempo contramedida (dias)			
	7	30	180	365
7	4,1449E-07	4,1481E-07	4,1481E-07	4,1480E-07
30	1,4843E-06	1,4914E-06	1,4916E-06	1,4916E-06
180	6,2694E-06	6,2764E-06	6,3166E-06	6,3169E-06
365	1,1185E-05	1,1192E-05	1,1233E-05	1,1272E-05
18250	6,2977E-05	6,2984E-05	6,3025E-05	6,3064E-05

Tabela 43. Dose ocupacional Casa AB (Raspar parede)

Tempo CM (dias)	Dose (Sv)
7	1,3568E-03
30	1,0322E-03
180	7,5948E-04
365	6,5300E-04

Tabela 44. Concentração do Rejeito Casa AB – Parede

Tempo (dias)	Concentração (Bq/m ²)
7	89,0693
30	86,0957
180	69,5261
365	54,4638

Tabela 45. Concentração na Superfície (Bq/m²) - Casa AB (Parede)

Tempo decorrido (dias)	Tempo contramedida (dias)			
	7	30	180	365
7	9,8965	98,9659	98,9659	98,9659

30	9,5662	9,5662	95,6619	95,6619
180	7,7251	7,7251	7,7251	77,2512
365	6,0515	6,0515	6,0515	6,0515
18250	0,0065	0,0065	0,0065	0,0065

Tabela 46. Procedimento Podar Árvore (Casa AB)

	Número de Trabalhadores	Tempo exposto (horas)	Árvore (unid/km ²)
PODAR ÁRVORE	3	3	2500

Tabela 47. Dose Ocupacional Casa AB (Podar Árvore)

Tempo CM (dias)	Dose (Sv)
7	7,5611E-05
30	4,8924E-05
180	3,0242E-05
365	2,5652E-05

Tabela 48. Dose Integrada (Sv) Casa AB (Árvore)

Tempo Decorrido (dias)	Tempo Contramedida (dias)			
	7	30	180	365
7	4,0713E-07	4,1481E-07	4,1481E-07	4,1481E-07
30	1,3811E-06	1,4892E-06	1,4916E-06	1,4916E-06
180	6,1577E-06	6,2658E-06	6,3169E-06	6,3169E-06
365	1,1113E-05	1,1221E-05	1,1272E-05	1,1272E-05
18250	6,3206E-05	6,3314E-05	6,3365E-05	6,3365E-05

Tabela 49. Concentração do Rejeito - Casa AB (Árvore)

Tempo (dias)	Concentração (Bq/m ²)
7	3184,9486
30	1023,0188
180	6,2121E-01
365	6,7E-05

Tabela 50. Concentração na Superfície (Bq/m²) - Casa AB (Árvore)

Tempo decorrido (dias)	Tempo contramedida (dias)			
	7	30	180	365
7	470,0328	3654,9814	3654,9814	3654,9814
30	383,6485	383,649	1406,667	1406,67
180	102,0355	102,0355	102,0355	102,6567
365	19,92324	19,92324	19,92324	19,92324
18250	5,23E-68	5,23E-68	5,23E-68	5,23E-68

4.4.4 SIMULAÇÃO PARQUE

Tabela 51. Kerma Parque

Tempo (dias)	Kerma (Gray/h)
7	3,4E-09
30	2,6747E-09
180	2,0431E-09
365	1,7729E-09

Tabela 52. Procedimento Podar Árvore (Parque)

	Número de Trabalhadores	Tempo exposto (horas)	Árvore (unid/km ²)
PODAR ÁRVORE	3	3	13000

Tabela 53. Dose Integrada (Sv) Parque (Árvore)

Tempo Decorrido (dias)	Tempo Contramedida (dias)			
	7	30	180	365
7	4,9169E-07	4,9481E-07	4,9481E-07	4,9481E-07
30	1,7446E-06	1,7886E-06	1,7896E-06	1,7896E-06
180	7,6208E-06	7,6647E-06	7,6855E-06	7,6855E-06
365	1,3701E-05	1,3745E-05	1,3766E-05	1,3766E-05
18250	7,7541E-05	7,7585E-05	7,7606E-05	7,7606E-05

Tabela 54. Dose Ocupacional Parque (Podar Árvore)

Tempo CM (dias)	Dose (Sv)
7	4,3386E-04
30	2,9481E-04
180	1,9449E-04
365	1,6660E-04

Tabela 55. Concentração do Rejeito - Parque (Árvore)

Tempo (dias)	Concentração (Bq/m ²)
7	3184,9486
30	1023,0187
180	6,2121E-01
365	6,7E-05

Tabela 56. Concentração na Superfície (Bq/m²) - Parque (Árvore)

Tempo decorrido (dias)	Tempo contramedida (dias)			
	7	30	180	365
7	470,0328	3654,9814	3654,981	3654,9814
30	383,6485	383,649	1406,667	1406,67
180	102,0355	102,0355	102,0355	102,6567
365	19,92324	19,92324	19,92324	19,92324
18250	5,23E-68	5,23E-68	5,23E-68	5,23E-68

Tabela 57. Procedimento Remover Gramado (Parque)

	Número de Trabalhadores	Tempo exposto (horas/m ²)	Gramado (m ² /km ²)
REMOVER GRAMADO	2	0,0075	1000000

Tabela 58. Dose Integrada (Sv) Parque (Gramado)

Tempo Decorrido (dias)	Tempo Contramedida (dias)			
	7	30	180	365
7	4,8751E-07	4,9481E-07	4,9481E-07	4,9481E-07
30	1,6157E-06	1,7824E-06	1,7896E-06	1,7896E-06
180	6,4919E-06	6,6586E-06	7,6791E-06	7,6855E-06
365	1,1457E-05	1,1623E-05	1,2644E-05	1,3761E-05
18250	6,3551E-05	6,3718E-05	6,4739E-05	6,5856E-05

Tabela 59. Dose Ocupacional Remover Gramado (Parque)

Tempo CM (dias)	Dose (Sv)
7	4,0820E-05
30	3,2099E-05
180	2,4519E-05
365	2,1278E-05

Tabela 60. Concentração do Rejeito - Parque (Gramado)

Tempo (dias)	Concentração (Bq/m ²)
7	994,7875
30	977,9082
180	876,5241
365	769,8348

Tabela 61. Concentração na Superfície (Bq/m²) Gramado (Parque)

Tempo decorrido (dias)	Tempo contramedida (dias)			
	7	30	180	365
7	3,19E-26	994,7875	994,7875	994,7875
30	3,14E-26	5,4E-07	977,9082	977,908
180	2,81E-26	4,79E-07	0,0279	876,552
365	2,47E-26	4,21E-07	0,0243	0,0509
18250	3,46E-29	5,85E-10	3,2E-05	6,22E-05

4.4.5 SOMATÓRIO CRITÉRIOS ORDENADOS (CO's)

Os resultados finais, os chamados CO's (critérios ordenados) são obtidos a partir do somatório dos produtos dos critérios técnicos pelos subjetivos de todos os CO's individuais de cada critério, conforme exemplificado abaixo para a Casa AB:

Tabela 62. Redução de Dose a Curto Prazo

Tempo CM (dias)	CRITÉRIOS		
	CT	CS	CO
7	1,235	0,97	1,198
30	1,235	0	0
180	1,235	0	0

365	1,235	0	0
-----	-------	---	---

Tabela 63. Redução de Dose a Médio Prazo

Tempo CM (dias)	CRITÉRIOS		
	CT	CS	CO
7	2,8	1,23	3,444
30	2,8	1,23	3,444
180	2,8	1,23	3,444
365	2,8	0	0

Tabela 64. Redução de Dose a Longo Prazo

Tempo CM (dias)	CRITÉRIOS		
	CT	CS	CO
7	1	1,42	1,42
30	1	2,39	2,39
180	1	2,39	2,39
365	1	3,62	3,62

Tabela 65. Rejeito Paredes

Tempo CM (dias)	CRITÉRIOS		
	CT	CS	CO
7	4,403	1,29	5,6803
30	4,403	1,99	8,7626
180	4,4033	1,99	8,7626
365	4,4033	1,99	8,7626

Tabela 66. Liderança

Tempo CM (dias)	CRITÉRIOS		
	CT	CS	CO
7	5,62	1,16	6,5192
30	5,62	1,16	6,5192
180	5,62	1,16	6,5192
365	5,62	1,0556	5,932472

Tabela 67. Infraestrutura

Tempo CM (dias)	CRITÉRIOS		
	CT	CS	CO
7	2,8966	1,1	3,1863
30	2,8966	1,1	3,18633
180	2,8966	1,1	3,1863
365	2,8966	1	2,8966

Tabela 68. Equipe de Trabalho

Tempo CM (dias)	CRITÉRIOS		
	CT	CS	CO
7	2,08	1,03	2,1424
30	2,08	1,03	2,1424
180	2,08	1,03	2,1424
365	2,08	0,9373	1,9495

Tabela 69. Exposição Ocupacional

Tempo CM (dias)	CRITÉRIOS		
	CT	CS	CO
7	0	1,1	0

30	0	1,1	0
180	0	1,1	0
365	0	1,397	0

O somatório dos critérios ordenados da Casa AB para todas as superfícies e medidas, assim como dos demais ambientes simulados são representados na Tabela 70, Tabela 71, Tabela 72 e Tabela 73.

Nas casas de baixa blindagem os melhores momentos de aplicação de procedimentos de remediação indicados pelo SIMCAR são os compreendidos entre 30 e 180 dias, por obterem um CO mais elevado quando comparados aos tempos de 7 e 365 dias conforme Tabela 70.

Tabela 70. Casa baixa blindagem

Superfície	Tempo CM (Dias)			
	7	30	180	365
Cobrir gramado	41,7557	45,1678	45,1678	44,3015
Remover solo	41,9436	48,4836	43,2256	41,5739
Podar árvores	30,1703	32,8316	30,4116	27,0672
Raspar paredes	23,2677	25,9471	25,9471	22,6638
Remover telhado	28,1331	32,6648	30,9918	28,0160

Nas casas de média blindagem, Tabela 71, para cada contramedida em determinada superfície um melhor tempo para sua aplicação foi evidenciado, como no caso de cobrir gramado, remover solo, podar árvores e remover telhados, os quais apontam para 365 dias (1 ano), como sendo o melhor momento. Já para a ação de raspar paredes os tempos de 30 dias e 180 dias apresentam a mesma eficiência nos resultados. Para este caso em questão o melhor procedimento a ser adotado em casas de média blindagem, quando comparado aos demais, é o de cobrir gramado, com valor de 65,7. Deve-se ressaltar, no entanto, que este procedimento não remove o agente contaminante

do local, podendo o ambiente a médio, longo prazo sofrer nova contaminação em caso de obras de reestruturação e urbanização.

Tabela 71. Casa média blindagem

Superfície	Tempo CM (Dias)			
	7	30	180	365
Cobrir gramado	54,0	63,3	60,0	65,7
Remover solo	50,3	58,8	56,8	60,5
Podar árvores	30,7	32,1	31,0	27,6
Raspar paredes	27,8	29,8	29,8	26,4
Remover telhado	29,8	34,8	33,8	33,0

As casas de alta blindagem não sofrem tanto devido ao seu material de construção o qual reduz significativamente a exposição do indivíduo quando o mesmo se mantém a maior parte do tempo no ambiente interno. Para a maioria dos procedimentos o melhor momento de aplicação fica compreendido entre 30 e 180 dias, conforme Tabela 72.

Tabela 72. Casa alta blindagem

Superfície	Tempo CM (Dias)			
	7	30	180	365
Cobrir gramado	41,6813	47,5378	46,6768	46,2790
Remover solo	44,1983	48,7607	48,7607	47,8651
Podar árvores	27,5826	30,1529	30,1529	26,8085
Raspar paredes	23,5902	26,4446	26,4446	23,1613
Remover telhado	25,5639	29,4893	29,4893	26,2060

Na simulação feita para o parque as ações de remediação tiveram melhor resultado, ou seja, mais próximo de um NO igual a 100 (solução perfeita), para os tempos de aplicação compreendidos entre 30 e 180 dias, com um resultado de NO de 30,15 em ambos os tempos para a ação de poda de árvore e de 42,86 para a remoção de gramado, considerado melhor procedimento quando comparado a poda de árvore, no

tempo de 30 dias, sem, no entanto, evidenciar muita diferença quando da análise do resultado para 180 dias, com um NO igual a 42,00.

Tabela 73. Parque

Superfície	Tempo CM (Dias)			
	7	30	180	365
Podar Árvore	26,4555	30,1529	30,1529	26,8085
Remover Gramado	37,8696	42,8674	42,0064	41,2158

5 Conclusão

O uso de ferramentas multicritério tem aumentado muito em todo o mundo no apoio a processos de tomada de decisão em diversos tipos de situações envolvendo diferentes áreas de conhecimento. Não existe ainda uma metodologia preferencial estabelecida, com cada autor utilizando as ferramentas e métodos de cálculo de forma bastante individualizada. Também não existe ainda uma nomenclatura estabelecida para os diversos parâmetros utilizados no processo de quantificação e priorização das opções disponíveis.

Os resultados obtidos no software SIMCAR desenvolvido neste trabalho mostram que, para todos os procedimentos, não faz muita diferença o momento de aplicação. Sabe-se, no entanto, que isto não é real, o que reforça a ideia de que ouvir a opinião de especialistas em descontaminação de áreas degradadas é de extrema importância. Infelizmente, não há muitos especialistas disponíveis no país com esta experiência. No momento, no Brasil, fala-se pela primeira vez em processo de descomissionamento para uma mina de urânio (INB, 2017) e apenas uma instalação já foi desmontada e a área descontaminada e liberada para uso irrestrito (LAURIA e ROCHEDO, 2015). Nesta situação, doses de referência são estabelecidas como metas a serem alcançadas e aspectos relacionados à opinião pública e custos são prioritários e talvez tenham realmente uma prioridade sobre os demais aspectos técnicos envolvidos.

Comparando os diversos procedimentos simulados no SIMCAR, observa-se que aqueles relacionados ao solo são os mais efetivos e são então prioritários como opção para todos os ambientes avaliados.

Em alguns ambientes, recobrir com solo é apresentado como uma medida mais eficiente do que a remoção do solo contaminado. Isto ocorre principalmente por conta da geração de grandes quantidades de rejeito quando ocorre a remoção de solo. No entanto, o recobrimento não remove a contaminação e já foi observado, em algumas situações, que operações de reconstrução urbana têm como consequência trazer material contaminado novamente à superfície, provocando a exposição de pessoas. Mais uma vez, o resultado obtido reforça a ideia de ser necessário ouvir outros especialistas para aprimorar a definição dos critérios relevantes para operações de remediação de longo prazo. Para isso seria relevante não apenas a busca no país destes especialistas, mas

também no exterior, em particular aqueles com experiência em remediação de áreas após os acidentes de Chernobyl e de Fukushima.

Em todos os ambientes, a raspagem de paredes é indicada como o procedimento menos efetivo. Este procedimento tem a desvantagem de gerar rejeitos difíceis de serem coletados e tem o potencial de espalhar a contaminação para outras áreas. Já a poda de árvores é mais efetiva para ambientes de média e baixa blindagem. O mesmo se observa em relação à troca de telhas. Todas as medidas são menos efetivas para as casas de alta blindagem, como era de se esperar.

Outro aprimoramento a fazer no modelo SIMCAR seria incluir a possibilidade de efetuar procedimentos em série no mesmo tipo de ambiente, por exemplo, raspar e, em seguida recobrir paredes. Atualmente, estas medidas podem ser simuladas em conjunto mediante inclusão de um novo procedimento, com os respectivos fatores combinados, se o momento de aplicação dos dois procedimentos puder ser considerado como simultâneos. Mas uma combinação incluindo procedimentos e superfícies diferentes, como, por exemplo, lavar os telhados e raspar as paredes não tem como ser simulada.

Os aspectos incluídos nesta ferramenta se restringem a aspectos associados à radioproteção, e devem ser combinados com outros aspectos relevantes em um processo de decisão como, por exemplo, custos, aspectos legais e opinião pública. Considerou-se que estes aspectos devem ser estabelecidos por profissionais experientes nestas áreas de atuação e não por profissionais de radioproteção. A radioproteção é apenas um dos aspectos a ser considerado após um evento acidental envolvendo material radioativo.

Outro aspecto importante a considerar é que não existe uma resposta ou uma solução única a ser aplicada em qualquer situação. Nos Estudos de Caso apresentados, por exemplo, foram considerados que todos os recursos necessários estariam disponíveis na área afetada, não incluindo custos associados ao deslocamento de equipamentos, materiais e pessoas para executar os procedimentos. O custo considerado é apenas o custo do material, equipamento ou profissional necessário para executar o procedimento. Estes aspectos podem alterar os valores dos critérios técnicos associados a Disponibilidade, Mão de Obra e Treinamento, por exemplo, em função da localização e dimensão do grupamento urbano sendo considerado.

Existe muito a recomendar como estudos futuros em relação ao modelo SIMCAR aqui apresentado. Um melhor conhecimento das áreas com maiores

probabilidades de serem afetadas, considerando a disponibilidade de materiais, equipamentos e mão de obra disponível poderiam aprimorar os resultados do modelo.

Como estudo futuro, sugere-se que seja feito um novo questionário específico para os critérios subjetivos de longo prazo, ouvindo a opinião de pessoas com experiência nesta fase. Toda a experiência de Goiânia, devido à pequena área afetada (praticamente um único bairro de uma cidade), durou só 3-4 meses e as respostas dos entrevistados reflete isto. No caso de um acidente de reator, que envolve áreas urbanas e rurais, as prioridades e a complexidade de lidar com a situação mudam ao longo do tempo e o período de remediação pode se estender por vários anos. As prioridades relativas aos critérios subjetivos também vai mudar. Apenas os critérios técnicos estão devidamente abordados no modelo, pela dinâmica da contaminação ambiental utilizada. Um exemplo é que, no primeiro momento, a redução de doses de curto e médio prazo tem muita relevância e, não existe a possibilidade de se atuar nelas em longo prazo, deixando então de ser relevante nas fases posteriores da recuperação ambiental. Também em longo prazo, já se vai poder contar com diversos tipos de profissionais já treinados, inclusive decorrentes de acordos internacionais da IAEA, enquanto que no início isto pode ser um problema.

Atualmente no Brasil, existe um grupo, incluindo representantes de vários ministérios e instituições, organizado para lidar com o processo de tomada de decisão, mas o treinamento é feito apenas para a fase de emergência. A parte de médios e longos prazos também deveria ser incluída.

Não há ainda no Brasil experiência no longo prazo e esta experiência poderia ser em parte procurada junto a profissionais que trabalham com descontaminação de áreas contaminadas em geral. No Brasil existe uma pequena experiência relacionada à NORM (Material radioativo de ocorrência natural), sempre em áreas bem restritas e na sua maioria, a contaminação é restrita à área de propriedade do operador e arredor. Quando a contaminação se refere a uma indústria ou uma mineração, o impacto é local e não há grande envolvimento da mídia nacional, mas com um acidente de grande porte, a questão pode tomar outra dimensão.

Um modelo semelhante também pode vir a ser construído para a avaliação de contaminação de áreas rurais. As questões associadas a áreas rurais são mais complexas, por terem uma grande dependência de parâmetros associados à sazonalidade, por exemplo, épocas de plantio e colheita, e da grande diversidade de produtos agropecuários produzidos na área de estudo selecionada, no entanto, o estabelecimento

de critérios para este tipo de ambiente ainda se encontra em estágio inicial e depende de experiência internacional, uma vez que nunca ocorreu no Brasil um acidente nuclear ou radiológico com estas características.

6 Referências Bibliográficas

- AMARAL, E.C.S., PARETZKE, H.G., PIRES DO RIO, M.A., CAMPOS, M.J. *Radioecological Measurements After the Goiania Accident*. In Proceedings of the 9th International Congress on Radiation Research, Toronto, Canada, 1991.
- AN, D., XI, B., RENC, J., WANG, Y., JIAD, X., HE, C., LI, Z. *Sustainability assessment of groundwater remediation technologies based on multi-criteria decision making method*. Resources, Conservation and Recycling xxx (2016) xxx–xxx, 2016a.
- AN, D., XI, B., WANG, Y., XU, D., TANG, J., DONG, L., REN, J., PANG, C. *A sustainability assessment methodology for prioritizing the technologies of groundwater contamination remediation*. J. Clean. Prod. 112, 4647–4656, 2016b.
- ALVES, R.N., XAVIER, A.M., HEILBRON, P.F.L. *Lessons of the radiological accident in Goiania*, In: *Goiania, ten years later: the radiological accident with Cs-137 – Proceedings of an International Conference*, Vienna: IAEA, 1998.
- BALONOV, M., JACOB, P., LIKHTARIEV, I., MINENKO, V. *Pathways, levels and trends of population exposure after the Chernobyl accident*. In: *The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident*, EUR 16544 EN, Brussels, 1996.
- BARDOS, R.P., BAKKER, L.M.M., SLENDERS, H.L.-A., NATHANAIL, C.P. *Sustainability and remediation*. In: Swartjes, Frank A. (Ed.), *Dealing With Contaminated Sites*. Springer, pp. 889–948, 2011a.
- BARDOS, P., BONE, B., BOYLE, R., ELLIS, D., EVANS, F., HARRIES, N.D., SMITH, J.W.N. *Applying sustainable development principles to contaminated land management using the SuRF-UK*. Framew. Remediat. J. 21 (2), 77–100, 2011b.
- BASS, D.H., HASTINGS, N.A., BROWN, R.A. *Performance of air sparging systems: are view of case studies*. J. Hazard. Mater. 72 (2–3), 101–119, 2000.
- BENNET, B. G. *Worldwide panorama of radioactive residues in the environment*. Disponível em: *Restoration of Environments with Radioactive Residues*. Proceedings Series. STI/PUB/1092. IAEA, Vienna, p.11-24, 2000.
- BEVILACQUA, M., BRAGLIA, M. *The analytic hierarchy process applied to maintenance strategy selection?* Reliab. Eng. Syst. Saf. 70 (1), 71–83, 2000.
- BOJKOVIC, N., ANIC, I., TARLE, S.P. *One solution for cross-country transport-sustainability evaluation using a modified ELECRTE method*. Ecol.Econ. 69, 1176–1186, 2010.
- BUENO, A.D. *Transferência de Calor e Umidade em Telhas: Simulação e Análise Experimental*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, curso de pós-graduação em engenharia civil, 1994.
- BRASILIT, 2015. *Telhas de Fibrocimento*. Disponível em: <http://www.brasilit.com.br/treinamento/apostilas>; Acessado em 10/05/2015.

- CAPPUYNS, V. *Inclusion of social indicators in decision support tools for the selection of sustainable site remediation options*. Journal of Environmental Management xxx (2016) 1-12, 2016.
- CHISTENSEN, G.C., MUSTONEN, R. *The Filtering Effect of Buildings on Airborne Particulates*. Radiation Protection and Dosimetry, V.21 no 1/3:125-128, 1987.
- CHOU, T.Y., LIN, W.T., LIN, C.Y., CHOU, W.C., HUANG, P.H., 2004. *Application of the PROMETHEE technique to determine depression outlet location and flow direction in DEM*. J. Hydrol. 287, 49–61, 2004.
- CL: AIRE. *Sustainable Remediation Forum*. Review of Published Sustainability Indicator Sets: How Applicable Are They to Contaminated Land Remediation Indicator-set Development? Contaminated Land: Applications in Real Environments. SuRF-UK report. CL: AIRE, London, UK. ISBN 978-1-905046-18-8, 126p, 2009.
- CL: AIRE. *Sustainable Remediation Forum UK. A Framework for Assessing the Sustainability of Soil and Groundwater Remediation*. Publicado por Contaminated Land: Applications in Real Environments (CL: AIRE). SuRF-UK report. CL: AIRE, London. UK. ISBN 978-1-905046-1292-5, 53p, 2010.
- CL: AIRE. *SuRF-UK. Annex 1: the SuRF-UK Indicator Set for Sustainable Remediation Assessment. Contaminated Land: Applications in Real Environments (CL: AIRE)*. SuRF-UK report. CL: AIRE, London, UK. ISBN 978-1-905046- 1292-5, 12 pp, 2011.
- CLARINET, 2002. *Sustainable Land Management: an Overview. A Report from the Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies*. 113 pp. Disponível em: www.commonforum.eu/Documents/DOC/Clarinet/rblm_report.pdf. Acessado em: 08/09/2015.
- CREMERS, A., PATERSON, R. *Sorption of Radiocaesium in Urban Surfaces*. in Proceedings of the Seminar on Methods and Codes for Assessing the Off-Site Consequences of Nuclear Accidents. Report EUR-13013: 357-372, Athens. Commission of European Communities, Brussels, 1990.
- CRICK M.J., BROWN, J. *EXPURT - Exposure From Urban Radionuclide Transfer*. NRPB-R235, National Radiological Protection Board, Chilton, UK, 1990.
- CONTI L.F.C., ROCHEDO E.R.R., AMARAL E.C.S. Desenvolvimento de um sistema integrado para avaliação de impacto radiológico ambiental em situações de emergência, Rev Bras de Pesquisa e Desenvolvimento, v.4, n.3, pp. 872-879, 2002.
- CNEN. Diretrizes Básicas de Radioproteção. Posição Regulatória 12: Fatores de dose para membros do público. Comissão Nacional de Energia Nuclear, 2005.
- CHWIF, L. Questionários para avaliação institucional baseados na lógica Fuzzy. Ensaio: Aval. Pol. Publ. Educ. v.10, n.37 p. 457-578, 2002.
- DE LUCA, C. Apresentação de Poster / Paineis no(a) ISRP 12. (Simpósio) *Development of a multi-criteria decision tool for remediation after a nuclear or radiological accident*. ISRP, 2012.
- DE LUCA, C. *13th Congress of the International Radiation Protection Association. Development of a multi-criteria decision tool for remediation after a nuclear or radiological accident part 1 – questionnaire development*. IRPA, 2013.

- DE RUS, G. *Introduction to cost–benefit analysis: looking for reasonable shortcuts*. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing, 2010.
- DIAZ-BALTEIRO, L., GONZÁLEZ-PACHÓN, J., ROMERO, C. *Measuring systems sustainability with multi-criteria methods: A critical review*. *European Journal of Operational Research* 000, 1–10, 2015.
- DINCER, I., ROSEN, M.A. *Sustainability aspects of hydrogen and fuel cell systems*. *Energy Sustain. Dev.* 15, 137–146, 2011.
- DOUKAS, H., KARAKOSTA, C., PSARRAS, J. *Computing with words to assess the sustainability of renewable energy options*. *Expert Syst. Appl.* 37, 5471–5497, 2010.
- ELSEVIER, 2015. Scopus Website. Disponível em: <http://www.elsevier.com/solutions/scopus>; Acessado em: 10/09/2015.
- EPA, 2016. Superfund. Disponível em: <https://www.epa.gov/superfund>; Acessado em: 20/10/2016.
- FIORE, J., RAMPERTAAP, A., GREEVES, J., MACKINNEY, J., RAGUSO, M., SELSTROM, J. *Radioactive residues in the United States*. In: *Restoration of Environments with Radioactive Residues*. Proceedings Series. STI/PUB/1092. IAEA, Vienna, p. 25-47, 2000.
- GANGADHARAN, P., ZANWAR, A., ZHENG, K.L., GOSSAGE, J., LOU, H.H. *Sustainability assessment of polygeneration processes based on syngas derived from coal and natural gas*. *Comput. Chem. Eng.* 39, 105–117, 2012.
- GARLAND, J.A., PATTENDEN, N.J. *Resuspension Following Chernobyl*. in *Proceedings of the Seminar on Methods and Codes for Assessing the Off-site Consequences of Nuclear Accidents*. Report EUR 13013, Athens: 451-470, Commission of European Communities, 1990.
- GEORGIU, P., TOURKOLIAS, C., DIAKOULAKI, D. *A roadmap for selecting host countries of wind energy projects in the framework of the clean development mechanism*. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 12, 712–731, 2008.
- GHODSYPOUR, S.H., O'BRIEN, C. *A decision support system for supplier selection using an integrated analytic hierarchy process and linear programming*. *Int. J. Prod. Econ.* 56, 199–212, 1998.
- GOUMAS, M., LYGEROU, V. *An extension of the PROMETHEE method for decision making in fuzzy environment: ranking of alternative energy exploitation*. *Eur. J. Oper. Res.* 123, 606–613, 2000.
- HARBOTTLE, M., AL-TABBAA, A., EVANS, C.W. *Sustainability of land remediation. Part 1: overall analysis*. *P.I. Civ. Eng. Geotec.* 161 (2), 75-92, 2008.
- Health Physics. *Special issue: The radiological accident in Goiania*, v. 60, n. 1, 1991.
- IAEA. *The Fukushima Daiichi accident: Report by the director general*. Vienna: International Atomic Energy Agency, Vienna, 2015.
- IAEA. *Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience*, In: *Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'*,

- Radiological Assessment Reports Series, International Atomic Energy Agency, Vienna, 2006.
- IAEA. *Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency*. TECDOC 1162. International Atomic Energy Agency, 2000.
- IAEA. *The radiological accident in Goiania*. International Atomic Energy Agency, Vienna, 1988.
- IAEA. *Method for the development of emergency response preparedness for nuclear or radiological accidents*. IAEA TECDOC 953, Vienna, 1997.
- IAEA. *The radiological accident in the reprocessing plant at Tomsk*, In: Accident Response Series, International Atomic Energy Agency, Vienna, 1998a.
- IAEA. *Radiological Conditions at Bikini Atoll: Prospects for Resettlement Radiological Assessment Reports Series 2*. IAEA, Vienna, 1998b.
- IAEA. *Radiological Conditions at the Semipalatinsk Test Site, Kazakhstan: Preliminary Assessment and Recommendations for Further Study Radiological Assessment Reports Series 3*, IAEA, Vienna, 1998c.
- IAEA, 2016a. *Regulatory Supervision of Legacy Sites*. Disponível em: <http://www-ns.iaea.org/projects/rsls/>. Acessado em 20/10/2016.
- IAEA, 2016b. *Waste Safety*. Disponível em: <http://www-ns.iaea.org/tech-areas/waste-safety/decommissioning.asp?s=3&l=17>. Acessado em 20/10/2016.
- ICRP. *Anatomical, Physiological and Metabolic Characteristics*. International Commission on Radiological Protection, Publication 23, Pergamon Press, Oxford, UK, 1975.
- ICRP. *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. International Commission on Radiological Protection, Publication 60, Pergamon Press, Oxford, UK, 1991.
- INB, 2017. Indústria Nuclear Brasileira. Disponível em: <http://www.inb.gov.br>. Acessado em 10/01/2017.
- ISKRA, A. A., STUKIN, E. D., POPOV, V. K. *Radioactive residues from nuclear accidents in Kyshtym and Chernobyl*. In: Restoration of Environments with Radioactive Residues. Proceedings Series. STI/PUB/1092. IAEA, Vienna, p.101-110, 2000.
- ITRC. *Technology Overview. Green and Sustainable Remediation: State of the Science and Practice*. Prepared by The Interstate Technology & Regulatory Council Green and Sustainable Remediation Team, 43 pp, 2011.
- JACOB, P., MECKBACH, R., MÜLLER, H.M. *Reduction of External Exposure from Deposited Chernobyl Activity by Run-off, Weathering, Street Cleaning and Migration in the Soil*. Radiat Prot Dosim 21(1/3): 51-57, 1987a.
- JACOB, P., MECKBACH, R., MÜLLER, H. M., MEIMBERG, K. *Abnahme der abgelagerten künstlichen Radioaktivität in städtischer Umgebung*. GSF-Bericht 17/90; Institut für Strahlenschutz, Neuherberg, Germany, 1990.
- JACOB, P., MECKBACH, R. *Shielding Factors and External Dose Evaluation*. Radiation Protection Dosimetry 21(1/3): 79-86, 1987b.

- JIMÉNEZ-GONZÁLEZ, C., WOODLEY, J.M. *Bioprocesses: modeling needs for process evaluation and sustainability*. Comput. Chem. Eng. 34, 1009–1017, 2010.
- KARLBERG, O. *Weathering and Migration of Chernobyl Fallout in Sweden*. Radiation Protection Dosimetry, 21(1/3): 75-78, 1987.
- KELLY, G.W. *The Importance of the Urban Environment for Accident Consequences*. Radiation Protection Dosimetry 21(1/3):13-20, 1987.
- KELEMENIS, A., ASKOUNIS, D. *A new TOPSIS-based multi-criteria scenario to personnel selection*. Expert Syst. Appl. 37, 4999–5008, 2010.
- LANDSTROM, Å., OSTLUND, A.-S. *Choosing Sustainable Remediation Alternatives at Contaminated Sites: Application and Evaluation of a Multi-criteria Analysis Method*. Master's Thesis 2011:110. Department of Civil and Environmental Engineering, Chalmers University of Technology, Goteborg, 2011.
- LAURIA, D. C., ROCHEDO, E. R. R. *The legacy of monazite processing in brazil*. Radiation Protection Dosimetry, Vol. 114, No. 4, pp. 546–550, 2005.
- LAURIDSEN, B., JENSEN, P. H. *Shielding Factors for Vehicles to Gamma radiation from Activity Deposited on Structures and Ground Surfaces*. RISO-M-2339, 1982.
- LIBERATORE, M.J., NYDICK, R.L. *The analytic hierarchy process in medical and health care decision making: a literature review*. Eur. J. Oper. Res. 189 (1),194–207, 2008.
- LIN, C.H., WEN, L.C., TSAI, Y.M. *Applying decision-making tools to nationale-waste recycling policy: an example of analytic hierarchy process*. Waste Management. 30, 863–869, 2010.
- LINDNER, M., SUOMINEN, T., PALOSUO, T., GARCIA-GONZALO, J., VERWEIJ, P., ZUDIN, S., PAIVINEN, R. *TOSIA - a tool for sustainability impact assessment of forest-wood-chains*. Ecol. Modell. 221, 2197–2205, 2010.
- MARTINS, V.B. *Metodologia baseada em SIG e análise multicritério para a seleção de áreas para a construção de um repositório para combustível nuclear usado*. Tese de D.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2009.
- MATEUS, R., BRAGANCA, L. *Sustainability assessment and rating of buildings: developing the methodology SB Tool PT—H*. Build. Environ. 46, 1962–1971, 2011.
- MCBRIDE, A.C., DALE, V.H., BASKARAN, L.M. *Indicators to support environmental sustainability of bioenergy systems*. Ecol. Indic. 11, 1277–1289, 2011.
- MECKBACH, R., JACOB, P., PARETZKE, H.G. *Gamma Exposures Due to Radionuclides Deposited in Urban Environments. Part I: Kerma Rates from Contaminated Urban Surfaces*. Radiation Protection Dosimetry 25(3):167-180, 1988a.
- MECKBACH, R., JACOB, P. *Gamma Exposures Due to Radionuclides Deposited in Urban Environments. Part II: Location Factors for Different Deposition Patterns*. Radiation Protection Dosimetry 25(3): 181-190, 1988b.
- MENEZES, J.O.R. *Produção regional de aço: responsabilidade corporativa e contribuições do capital social para o desenvolvimento regional*. Tese D.Sc., Escola de Química, UFRJ, Rio de Janeiro, 2008.

- MUECK, K. *Estimate of Dose Reduction Effects due to Countermeasures After the Chernobyl Accident*. Radiation Protection Dosimetry 35(2): 99-114, 1991a.
- MUECK, M., STEGER, F. *Wash-off Effects in Urban Areas*. Radiation Protection Dosimetry 3(3): 189-194, 1991b.
- MUSANGO, J.K., BRENT, A.C., AMIGUN, B., PRETORIUS, L., MULLER, H. *Technology sustainability assessment of biodiesel development in South Africa: a system dynamics scenario*. Energy 36, 6922–6940, 2011.
- MULLIGAN, C.N., RAYMOND, N.Y. *Natural attenuation of contaminated soils*. Environ. Int. 30 (4), 587–601, 2004.
- MÜLLER H., PRÖHL., G. *ECOSYS-87: a dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents*, Health Physics, v.64, n.3, pp. 232-252, 1993.
- NORMAN, J., VOLCHKO, Y., ROSÉN, L., BRINKHOFF, P., NORIN, M., SÖDERQVIST, T., et al. *Development of a tool for evaluating the sustainability of remediation alternatives. Proceedings of the 16th Nordic Geotechnical Meeting. Copenhagen, May 9–12, 2012, 27. dgf-Bulletin; p. 793–800. [Vol. 2/2], 2012.*
- OBIRI-NYARKO, F., GRAJALES-MESA, S.J., MALINA, G. *An overview of permeable reactive barriers for in situ sustainable groundwater remediation*. Chemosphere 111, 243–259, 2014.
- ONAT, N., BAYAR, H. *The sustainability indicators of power production systems*. Renew. Sustain. Energy Rev. 14, 3108–3115, 2010.
- PAPALEXANDROU, M.A., PILAVACHI, P.A., CHATZIMOURATIDIS, A.I. *Evaluation of liquid bio-fuels using the analytic hierarchy process*. Process Saf. Environ. Prot. 86, 360–374, 2008.
- PANDEY, V.P., SHRESTHA, S., CHAPAGAIN, S.K., KAZAMA, F. *A framework for measuring groundwater sustainability*. Environ. Sci. Policy 14, 396–407, 2011.
- PILAVACHI, P.A., CHATZIPANAGI, A.I., SPYROPOULOU, A.I. *Evaluation of hydrogen production methods using the analytic hierarchy process*. Int. J. Hydrogen Energy 34, 5294–5303, 2009.
- PIRES DO RIO, M.P.A. *Ressuspensão e Disseminação de ¹³⁷Cs em Áreas Urbanas: a Experiência de Goiânia*. Tese de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1993.
- PIRES DO RIO, M.A., AMARAL, E.C.S., PARETZKE, H.G. *The resuspension and redeposition of Cs-137 in an urban area: the experience after the Goiânia accident*. Journal of Aerosol Science, 25(5):821-831, 1994.
- POLLARD, S.J.T., BROOKES, A., EARL, N., LOWE, J., KEARNEY, T., NATHANAIL, C.P. *Integrating decision tools for the sustainable management of land contamination*. Sci. Total Environ. 1-3, 15-28, 2004.
- RALINDA, R., MILLER, P.G. *Air-sparging*. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. Book, Chap, pp. 5–6, 1996.

- REN, J., ANDREASEN, K.P., SOVACOL, B.K. *Viability of hydrogen pathways that enhance energy security: a comparison of China and Denmark*. Int. J. Hydrogen Energy 39 (28), 15320–15329, 2014.
- ROSÉN, L., SÖDERQVIST, T., BACK, P.E., SOUTUKORVA, Å., BRODD, P., GRAHN, L. *Cost-benefit analysis for prioritizing of remediation alternatives. Method development and examples*. Swedish: *Kostnadsnyttoanalys som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser. Metodutveckling och exempel på tillämpning. Sustainable Remediation Programme*. Report 5836 Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency; 2008.
- ROSÉN, L., SÖDERQVIST, T., BACK, P.E., SOUTUKORVA, Å., BRODD, P., GRAHN, L. *Multicriteria analysis (MCA) for sustainable remediation at contaminated sites*. Method development and examples. Swedish: *Multikriterieanalys (MKA) för hållbar efterbehandling av förorenade områden. Metodutveckling och exempel. Sustainable Remediation Programme*. Report 5891 Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency; 2009.
- ROSÉN, L., BACK, P.E., NORMAN, J., SÖDERQVIST, T., BRINKHOFF, P., VOLCHKO, Y., et al. *SCORE: multi-criteria analysis (MCA) for sustainability appraisal of remedial alternatives. Proceedings of the Second International Symposium on Bioremediation and Sustainable Environmental Technologies*. Jacksonville, Florida, USA, June 10–13; 2013.
- ROSÉN, L., BACK, P., SÖDERQVIST, T., NORRMAN, J., BRINKHOFF, P., NORBERG, T., VOLCHKO, Y., NORIN, M., BERGKNUT, M., DÖBERL, G. *SCORE: A novel multi-criteria decision analysis approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation*. Science of the Total Environment 511 (2015) 621–638, 2015.
- ROUSSAT, N., DUJET, C., MEHU, J. *Choosing a sustainable demolition waste management strategy using multicriteria decision analysis*. Waste Management. 29, 12–20, 2009.
- ROCHEDO, E.R.R., AMARAL, E.C.S., GODOY, J.M.O., Wasserman, M.A.V. *Avaliação de Impacto Radiológico Ambiental, parte 1 - liberações rotineiras*. Instituto de Radioproteção e Dosimetria, Rio de Janeiro, 2007.
- ROCHEDO, E.R.R., CONTI, L.F.C., PARETZKE, H.G. *PARATI- a dynamic model for radiological assessments in urban areas - Part I. Modeling of urban areas, their contamination and radiation fields*, Radiat Env Bioph, v.35, pp. 243-261, 1996.
- ROCHEDO, E.R.R., CONTI, L.F.C., PARETZKE, H.G. *PARATI - a dynamic model for radiological assessments in urban areas - Part II. Specifications of individuals and populations, their radiation exposures and variabilities*, Radiation and Environmental Biophysics, v.36, pp. 183-193, 1997.
- ROCHEDO, E.R.R., CONTI, L.F.C., BARTELL, S.M., PARETZKE, H.G. *PARATI - a Dynamic Model for Radiological Assessments in Urban Areas. Part III. Parameter Uncertainty Analysis*. Radiat. Environ. Biophys. 35:285-292, 1998.
- ROCHEDO, E.R.R., AMARAL, E.C.S., BARTELL, S.M. *The Relative Significance of Pathways and Parameters for the Caesium-137 Soil Decontamination Scenario at Goiania*. Journal of Environmental Radioactivity, 15(2):171-183, 1991.
- ROCHEDO, E.R.R., RIO, M.A.P., COUTINHO, C.M.C., ACAR, M.E.D., ROMEIRO, C.H. *Avaliação a longo prazo das ações de remediação após o acidente radiológico de Goiânia*.

Associação Brasileira de Energia Nuclear, Rio de Janeiro, RJ (Brasil), 8º congresso geral de energia nuclear p. 209-213, 2000.

- ROED, J., SANDALLS, J. *Decontamination in the Urban Area*. Proceedings of the Seminar on Methods and Codes for Assessing the Off-Site Consequences of Nuclear Accidents, Athens. Report EUR-13013, Athens: 373-384, Commission of European Communities, Brussels, 1990.
- SALINAS, I.C.P., CONTI, C.C., LOPES, R.T. *Effective density and mass attenuation coefficient for building material in Brazil*, Applied Radiation and Isotopes, 64, pp.13-18, 2006a.
- SALINAS, I.C.P., CONTI, C.C., ROCHEDO, E.R.R., LOPES, R.T. *Gamma shielding factor for typical houses in Brazil*, Rad Prot Dosim, v.121, pp. 420-424, 2006b.
- SANTOS, S. F., BRANDI, H. S. *Model framework to construct a single aggregate sustainability indicator: An application to the biodiesel supply chain*. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 17, 1963–1973, 2015.
- SANDALLS, F. J. *Removal of Radiocaesium from Urban Surfaces Contaminated as a Result of a Nuclear Accident*. Report AERE-R-12355, Harwell Laboratory, Oxfordshire, 1987.
- SCHENKER-WICKI, A. *The use of multi-criteria analysis (MCA) for evaluating feasible countermeasures after an accidental release of radioactivity*. In: IVth International Symposium of Radioecology, Cadarache, France, 1988.
- SHIH, H.S., SHYUR, H.J., LEE, E.S. *An extension of TOPSIS for group decision making*. *Math. Comput. Modell.* 45, 801–813, 2007.
- SILVA, D.N.G. *Congress of the International Radiation Protection Association. Scenarios for the Assessment of Urban Exposures After Radioactive Contamination*, IRPA, 2015.
- SILVA, D. N. G., ROCHEDO, E. R. R., WASSERMAN, M. A. V., CONTI, L. F. C. Estudo preliminar do estabelecimento de critérios para a seleção de medidas de proteção após um acidente de contaminação de áreas rurais. VII Congresso da Sociedade Brasileira de Biociências Nucleares, Recife. Radiações em Biociências: Avanços e Perspectivas - Programa Resumos. Recife: Editora Universitária UFPE, 2010.
- SILVA, D. N. G. Estudo da aplicação de medidas de proteção para o público e de remediação de áreas contaminadas em caso de acidentes nucleares e/ou radiológicos no Brasil. Tese de M.Sc, Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD/CNEN), Rio de Janeiro, 2011.
- SILVA, D. N. G., ROCHEDO, E. R. R., WASSERMAN, M. A. V., CONTI, L. F. C. *Evaluation of protective measures for tropical environments*. *Radiation Protection Dosimetry*, 4:696-700, 2012.
- SILVA, D.N.G. Estabelecimento de critérios para a classificação de medidas de remediação de áreas contaminadas após um eventual acidente nuclear na usina de angra dos reis (RJ). Tese de doutorado. Instituto de biofísica da UFRJ, 2016.
- SODERQVIST, T., BRINKHOFF, P., NORBERG, T., ROSÉN, L., BACK, P., NORRMAN, J. *Cost-benefit analysis as a part of sustainability assessment of remediation alternatives for contaminated land*, *Journal of Environmental Management* 157 (2015) 267-278, 2015.
- STAMFORD, L., AZAPAGIC, A. *Sustainability indicators for the assessment of nuclear power*. *Energy* 36, 6037–6057, 2011.

- STEINHAUSER, F. *The Effect of Fall-out Deposition on Indoor Gamma radiation Levels in a Single-Family Dwellings*. Radiation Protection Dosimetry 21(1/3): 103-105, 1987.
- STEINHAUSER, G., BRANDL, A., JOHNSON, T.E. *Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: a review of the environmental impacts*. Science of the Total Environment, 470-471:800-817, 2014.
- TUGNOLI, A., LANDUCCI, G., COZZANI, V. *Sustainability assessment of hydrogen production by steam reforming*. Int. J. Hydrogen Energy 33, 4345–4357, 2008.
- UNESP, 2015. Granito. Disponível em: www.rc.unesp/museudpm/rochas/magmaticos/granito.html. Acessado em 08/09/2015.
- UNSCEAR, *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation*. UNSCEAR 2008. Report to the General Assembly, with scientific annexes, Vienna, 2010.
- UNSCEAR. *Sources and effects of ionizing radiation*. Report to the General Assembly with Scientific Annexes, volume II, scientific annexes C, D and E. United Nations, New York, 2011.
- UNSCEAR. *Sources and effects of ionizing radiation*. Report to the General Assembly with Scientific Annexes, volume I, scientific annex A. United Nations, New York, 2014.
- U.S. NRC. Radiological Assessment : a Textbook on Environmental Dose Analysis. Till JE, Meyer R, eds. NUREG/CR-333 - ORNL 5968, Oak Ridge national laboratory, Oak Ridge, USA, 1983.
- VAMP. *Urban Working Group External and Inhalation Dose Assessment in the Urban Environment*. Draft Technical Document, IAEA, International Atomic Energy Agency, Vienna, 1992.
- VANDENHOVE, H. *European sites contaminated by residues from the ore extracting and processing industries*. Disponível em: Restoration of Environments with Radioactive Residues. Proceedings Series. STI/PUB/1092. IAEA, Vienna, p. 61-89, 2000.
- VETERE, M. I. C., ROCHEDO, E. R. R., CONTI, L. F. C. Aplicação do sistema integrado de avaliação de impacto radiológico ambiental em situações de emergência para a avaliação da exposição radiológica de populações de áreas urbanas. Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento, 4(3 pt1):729-736, 2002.
- VINHAS, D. M., ROCHEDO, E. R. R., WASSERMAN, M. A. V., CONTI, L. F. C. *Modeling the dynamics of radionuclide concentration in food after an accident in tropical areas*. Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento, 7:139-144, 2005.
- VOLCHKO, Y., NORRMAN, J., ROSÉN, L., BERGKNUT, M., JOSEFSSON, S., SÖDERQVIST, T., NORBERG, T., WIBERG, K., TYSKLIND, M. *Using soil function evaluation in multi-criteria decision analysis for sustainability appraisal of remediation alternatives*. Science of the Total Environment 485–486 (2014) 785–791, 2014.
- WANG, J.J., JING, Y.Y., ZHANG, C.F., ZHAO, J.H. *Review on multi-criteria analysis aid in sustainable energy*. Renew. Sustain. Energy Rev. 13, 2263–2278, 2009.
- WHO. *Preliminary dose estimation from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami*. Geneva: World Health Organization, Switzerland, 2012.

- WILKINS, B.T. *The retention Behaviour of Radiocaesium on Common Building Materials under Natural Outdoor Conditions*. Radiation Protection Dosimetry 21(1/3): 69-73, 1987.
- YAMAGUCHI, Y. *Age Dependent Effective Doses for External Photons*. Radiation Protection Dosimetry 55:123-129, 1994.
- YE, Y.C., KE, L.H., HUANG, D.Y. *System Synthesized Evaluation Technology and Its Application*. Metallurgical Industry Press, Beijing, 2006.
- ZANKL, M., PETOUSSI, N., DREXLER, G. *Effective Dose and Effective Dose Equivalent - The Impact of the New ICRP Definition for External Photon Irradiation*. Health Physics 62/5:395-399. p.100, 1992.
- ZHANG, K.J., KLUCK, C., ACHARI, G. *A comparative scenario for ranking contaminated sites based on the risk assessment paradigm using fuzzy PROMETHEE*. Environ. Manag. 44, 952-967, 2009a.
- ZHANG, X., HUANG, G.H., LIN, Q., YU, H. *Petroleum-contaminated groundwater remediation systems design: a data envelopment analysis based approach*. Expert Syst. Appl. 36 (3), 5666-5672, 2009b.