



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E
NUCLEARES

CASSYA REGINA PEREIRA GUIMARÃES

**CONSTRUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE SIMULADOR R_n PARA USO *IN VIVO*
(CAMIND alpha- R_n)**

Recife

2022

CASSYA REGINA PEREIRA GUIMARÃES

CONSTRUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE SIMULADOR Rn PARA USO *IN VIVO*
(CAMIND alpha-Rn)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Energéticas e Nucleares.

Área de Concentração: Dosimetria e Instrumentação Nuclear.

Orientador: Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior

Coorientador: Prof. Dr. Eduardo Eudes Nóbrega Araújo

Recife

2022

Catálogo na fonte
Bibliotecário Gabriel Luz, CRB-4 / 2222

G963c Guimarães, Cassya Regina Pereira.
 Construção e caracterização de simulador Rn para uso *in vivo* (CAMIND
 alpha-Rn) / Cassya Regina Pereira Guimarães. 2022.
 58 f: il.

 Orientador: Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior.
 Coorientador: Prof. Dr. Eduardo Eudes Nóbrega Araújo.
 Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
 Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, Recife,
 2022.

 Inclui referências.

 1. Tecnologias Energéticas e Nucleares. 2. Dosimetria. 3. Radiação
 ionizante. 4. Radioecologia. 5. Radionuclídeo. 6. Radônio. I. Santos Júnior,
 José Araújo dos (Orientador). II. Araújo, Eduardo Eudes Nóbrega
 (Coorientador). III. Título.

UFPE

621.4837 CDD (22. ed.)

BCTG / 2023 - 43

CASSYA REGINA PEREIRA GUIMARÃES

CONSTRUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE SIMULADOR Rn PARA USO *IN VIVO*
(CAMIND alpha-Rn)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares do Centro de Tecnologia e Geociências da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Energéticas e Nucleares. Área de Concentração: Dosimetria e Instrumentação Nuclear.

Aprovada em: 18 / 11 / 2022.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. José Wilson Vieira
Universidade de Pernambuco

Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Zahily Herrero Fernández
Universidade Federal de Pernambuco

A minha mãe, irmã e sobrinho por todo incentivo e ensinamentos durante a vida,

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pelas oportunidades e graças alcançadas e a nossa senhora Maria Santíssima pela sua intercessão de mãe.

Aos meus pais Marcos Oliveira Guimarães e Aurilene Pereira Guimarães (minha Mainha), por serem os principais incentivadores de cada pensamento e passo dado na busca pelos meus maiores sonhos.

A minha amada irmã Cynthia pelo apoio, torcida e amparo, que juntamente com Mainha, esteve presente me apoiando, me ouvindo e entendendo as minhas loucuras e reclamações.

Ao meu sobrinho querido Anthony por sua alegria contagiante, me ensinou o real significado das palavras família e amor.

Ao meu primo Diego e a Patrícia, que desde o meu primeiro passo no mestrado me ajudaram, orientaram e foram peças fundamentais para a realização deste projeto.

A toda minha família, meus avós, meus tios e tias, especialmente às minhas tias/mães Aldenize, Maria Aparecida e Lindalva, agradeço as suas orações e cuidados. Ao meu cunhado, primos e primas pelas palavras de incentivos e torcida em todos os momentos.

Ao meu orientador, professor Dr. José Araújo dos Santos Júnior, pela oportunidade, confiança, ensinamentos em relação ao trabalho e a vida, pelo exemplo de profissional dedicado e competente.

Ao meu coorientador, professor Dr. Eduardo Eudes Nóbrega de Araújo, pela ajuda, orientação e incentivo nos estudos.

A Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) pela bolsa de estudos concedida.

Ao Centro de Tecnologia e Geociências (CTG) da Universidade Federal de Pernambuco pelo suporte financeiro.

A Universidade Federal de Pernambuco, especificamente ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares (PROTEN) e ao Grupo de Estudos em Radioecologia (RAE), pela infraestrutura disponibilizada para a realização desta pesquisa.

Aos Professores Drs. Romilton dos Santos Amaral, Mariana Brayner Cavalcanti Freire Bezerra, Zahily Herrero Fernández, Lino Angel Valcárcel Rojas e Josineide Marques do Nascimento Santos que durante as bancas de seminários engrandeceram esta dissertação com seus conhecimentos e nas salas do departamento me aconselharam como realizar meu projeto.

Ao professor Dr. José Wilson Vieira, por ser um exemplo de profissional e um grande incentivador desde a minha primeira iniciação científica e ter me apresentado ao Prof. José Araújo.

Aos amigos do grupo de Radioecologia, Maria Rita, Marcela, Danusa, Alexandro, Andrey, Otávio, Rodrigo, Nilson, Ariosto, Alberto, Kennedy, Filipe, Julieta, Marvic, Suzana, Robert, José Marcos e Leandro pela amizade, trocas de ideias, apoio e ajudas nessa caminhada.

E a todos aqueles que, direta ou indiretamente, me apoiaram e auxiliaram em mais essa etapa e conquista da minha vida.

RESUMO

O radônio é um gás radioativo, emissor de partículas alfa, de ocorrência natural e proveniente das séries radioativas naturais. Entre os isótopos de radônio, o ^{222}Rn , que é da série do ^{238}U , é o mais relevante sob o ponto de vista ambiental, devido à abundância isotópica do seu precursor na composição do urânio natural, e sua meia-vida física de 3,82 dias. Esse gás e sua progênie possuem significativas contribuições para a exposição interna do ser humano, podendo causar câncer, ponderando em até 54% da dose radioativa natural recebida no interior das habitações. No estudo, foi desenvolvido um simulador para caracterizar e validar os níveis de radônio em um ambiente interno (*indoor*). No simulador foi inserida uma fonte radioativa natural contendo alto teor de urânio. A monitoração do radônio no ambiente do simulador foi realizada com detectores passivos e ativo. Os valores médios de ^{222}Rn obtidos no interior do simulador para os dois métodos foram de $3.200 \pm 324 \text{ Bq.m}^{-3}$ e $4.655 \pm 467 \text{ Bq.m}^{-3}$, respectivamente. O simulador contribuirá para futuros estudos sobre o radônio e/ou progênie, uma vez que permite diferentes arranjos experimentais para estudos da dispersão do gás no ambiente, monitoração *in vivo*, certificação de dispositivos dosimétricos, estudos de modelagem de risco, além de minimizar custos com pesquisas de campo. Ainda contribuirá com ações mitigadoras, sobretudo nas áreas influenciadas por Material Radioativo de Ocorrência Natural (NORM), com uma metodologia específica, eficiente e de baixo custo. Adicionalmente, o produto possibilitará estímulo à aplicação das normas de proteção radiológica e providências para maximizar a qualidade de vida dos habitantes expostos aos efeitos da interação das radiações ionizantes.

Palavras-chave: dosimetria; radiação ionizante; radioecologia; radionuclídeo; radônio.

ABSTRACT

Radon is a naturally occurring, alpha-emitting, radioactive gas from naturally occurring radioactive series. Among the radon isotopes, ^{222}Rn , which belongs to the ^{238}U series, is the most relevant from an environmental point of view, due to the isotopic abundance of its precursor in the composition of natural uranium, and its longest physical half-life of 3.82 days. This gas and its progeny have significant contributions to the internal exposure of human beings, and can cause cancer, accounting for up to 54% of the natural radioactive dose received inside homes. The aim of this study was to develop a simulator product capable of characterizing radon levels in an (indoor). The simulator has, as a radioactive source, a rock sample containing high uranium content. The monitoring of radon inside the simulator was performed with passive and active detectors. The mean values of ^{222}Rn obtained inside the simulator for the two methods were $3,200 \pm 324 \text{ Bq.m}^{-3}$ and $4,655 \pm 467 \text{ Bq.m}^{-3}$, respectively. The simulator will contribute to future studies on radon and/or progeny, as it allows different experimental arrangements to study the dispersion of the gas in the environment. In addition to enabling in vivo monitoring, certification of dosimetric devices, risk modeling studies, and minimizing field research costs. The simulator will also contribute to mitigating actions, especially in areas influenced by Naturally Occurring Radioactive Material (NORM), with a specific, efficient and low-cost methodology. Additionally, the product will encourage the application of radiological protection norms and measures to maximize the quality of life of inhabitants exposed to the effects of the interaction of ionizing radiation.

Keywords: dosimetry; ionizing radiation; radioecology; radionuclide; radon.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Exposição da população mundial às radiações ionizantes.....	17
Figura 2 - Vias de transferência de radionuclídeos naturais.....	20
Figura 3 - Transporte do radônio nos ambientes	26
Figura 4 - Esquema do detector AlphaGUARD.....	31
Figura 5 - Projeto da CamInd α -Rn	34
Figura 6 - Detector AlphaGUARD (modelo - PQ 2000 PRO).....	41
Figura 7 - CamInd α -Rn e os elementos estruturais	43
Figura 8 - Calibração em energia do espectrômetro gama	44
Figura 9 - Modelo de eficiência da espectrometria gama.....	45
Figura 10 - Concentração do radônio na CamInd α -Rn pelo método ativo.....	47
Figura 11 - CR-39 após processo de revelação e tratamento de imagem.....	49
Figura 12 - Variação da concentração do ^{222}Rn pelo tempo de exposição.....	50
Figura 13 - Correlação entre os resultados do α Espec-222 com o AlphaGUARD	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Alguns radionuclídeos primordiais e seus tempos de meias-vidas físicas	19
Tabela 2 - Séries naturais de decaimentos radioativos	21
Tabela 3 - Radioisótopos naturais do radônio.....	23
Tabela 4 - Dados referentes às fontes pontuais.....	35
Tabela 5 - Dados utilizados para a elaboração de curva de eficiência.....	36
Tabela 6 - Resultado da amostra fonte usada no simulador.....	46
Tabela 7 - Avaliação do ^{222}Rn <i>indoor</i> usando o SSNTD α Espec-222.....	48
Tabela 8 - Médias das concentrações de ^{222}Rn <i>indoor</i> nas detecções.....	52

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BSS	British Standards Society
CamInd α -Rn	Câmara de Radônio Indoor α -Rn
CNEN NE	Comissão Nacional de Energia Nuclear do Nordeste
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
DEMINAS	Departamento de Engenharia de Minas
DEN	Departamento de Energia Nuclear
DIP	Digital Image Processing
EPA	Environmental Protection Agency
EUA	Estados Unidos da América
HPGe	High Purity Germanium
IAEA	International Atomic Energy Agency
IARC	International Agency for Research on Cancer
ICRP	International Commission on Radiological Protection
ICRU	International Commission on Radiation Units and Measurements
INPI	Instituto Nacional da Propriedade Industrial
IRD	Instituto de Radioproteção e Dosimetria
LABRAN	Laboratório de Radioquímica e Análise Nuclear
LARCA	Laboratório de Radioecologia e Controle Ambiental
LMRI	Laboratório de Metrologia das Radiações Ionizantes
LTM	Laboratório de Tecnologia Mineral
NORM	Naturally Occurring Radioactive Materials
NRC	National Research Council
OMS	Organização Mundial da Saúde
RAE	Grupo de Radioecologia
SEAMB	Serviço de Monitoração Ambiental
SSNTD	Detector de Trilhas Nucleares do Estado Sólido
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
UNEP	United Nations Environment Program
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WHO	World Health Organization

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
2	OBJETIVOS	16
2.1	OBJETIVO GERAL	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	17
3.1	RADIOATIVIDADE AMBIENTAL	17
3.1.1	Radioatividade natural.....	18
3.1.2	Séries radioativas e equilíbrio radioativo	21
3.2	RADÔNIO	22
3.2.1	Radônio em ambientes <i>outdoor</i> e <i>indoor</i>	23
3.2.2	Mecanismo de transporte do radônio	25
3.2.3	Interação do radônio nos tecidos biológicos.....	27
3.2.4	Simuladores físicos para a detecção do radônio	28
3.3	PROGRAMAS DE MONITORAÇÃO AMBIENTAL.....	29
3.4	MÉTODOS DE MEDIÇÕES	30
3.4.1	Detecção ativa.....	31
3.4.2	Detecção passiva.....	32
4	METODOLOGIA.....	34
4.1	CONSTRUÇÃO DO SIMULADOR PILOTO <i>INDOOR</i>	34
4.2	ESPECTROMETRIA GAMA DE ALTA RESOLUÇÃO E ANÁLISE NORM	35
4.2.1	Calibração do espectrômetro gama para caracterização NORM	35
4.2.2	Eficiência em energia para espectrometria gama.....	35
4.2.3	Caracterização de NORM para uso no simulador	37
4.3	SISTEMAS DE MONITORAÇÃO E CERTIFICAÇÃO DA CAMIND α -Rn.....	39
4.3.1	Espectrômetro α Espec-222	39
4.3.2	Câmara de ionização	40
5	RESULTADOS	43
5.1	DESENVOLVIMENTO DA CAMIND α -Rn.....	43
5.2	CARACTERIZAÇÃO DA AMOSTRA NORM.....	44
5.2.2	Monitoração do ^{222}Rn <i>indoor</i> na CamInd α -Rn.....	46
5.2.2.1	Resultado da detecção por câmara de ionização	46
5.2.2.2	Análise dos detectores passivos.....	47

5.3	COMPARAÇÃO DA MONITORAÇÃO PELOS MÉTODOS ATIVO EPASSIVO .	50
5.4	RESULTADOS CONSOLIDADOS NO ESTUDO.....	52
6	CONCLUSÃO.....	54
	REFERÊNCIAS.....	55

1 INTRODUÇÃO

A radioatividade ambiental está presente na crosta terrestre desde a sua formação, sendo proveniente de fontes naturais e antropogênicas. Em relação à exposição dos indivíduos, as fontes naturais são as mais relevantes, com uma contribuição de cerca de 80% da radiação ambiental. A radioatividade natural é originada a partir da radiação cósmica e de radionuclídeos cosmogênicos, bem como, das radiações terrestres, sendo esta última a mais influente sobre os indivíduos (UNSCEAR, 2008).

O radionuclídeo que mais contribui com a radiação terrestre é o radônio, com destaque para o ^{222}Rn , produto do decaimento do ^{226}Ra da série do ^{238}U . O gás ^{222}Rn e seus descendentes representam uma dose efetiva média anual de 1,20 mSv, correspondendo a mais de 50% da exposição proveniente das fontes naturais (UNSCEAR, 2000; USEPA, 2015). Por ser um gás, possui ampla difusão em ambientes internos onde os seres humanos passam a maior parte do tempo. Consequentemente, a monitoração da concentração de ^{222}Rn nos ambientes *indoors* com alta incidência de exposição radioativa natural vem sendo amplamente realizada (WHO, 2009; ICRP, 2014).

Os fatores ambientais, sazonais, climáticos, geológicos, químicos e físicos influenciam diretamente nos mecanismos de transporte e concentrações do gás radônio nos ambientes internos (FARIAS *et al.*, 2016). O fluxo de átomos de ^{222}Rn do solo depende da distribuição de urânio e rádio no embasamento geológico, das propriedades do solo como permeabilidade, porosidade, e de parâmetros meteorológicos como temperatura, umidade e pressão atmosférica. O radônio emana das rochas, solos, águas subterrâneas e materiais de construção, através de fissuras, fendas ou poros existentes nas rochas, solos e pisos, podendo ser acumulado nas residências (UNSCEAR, 2008).

Depois de exalado, ele poderá ser difundido pelas correntes de ventilação e sofrer decaimento para filhos de meia-vida curta ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po (ICRP, 2014). Os descendentes do ^{222}Rn tendem a aderir às partículas de aerossóis, às superfícies sólidas ou permanecem existindo como íons livres ou pequenos aglomerados moleculares. A dose correspondente ao radônio é atribuída à sua emissão alpha e aos seus descendentes, principalmente o ^{214}Po e o ^{218}Po , pois quando inalado, interagem quimicamente, permanecendo no organismo e provocando danos biológicos, principalmente no tecido pulmonar (WHO, 2009). Atualmente, a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer classifica o radônio como um carcinógeno de classe I, principalmente em ambientes térreos,

onde o solo é o principal responsável pela concentração de radônio *indoor* (EPA, 2018; WHO, 2009).

Neste contexto, os simuladores de ambientes físicos têm um papel importante na investigação do gás radioativo, garantindo o controle e qualidade na proteção radiológica. Possuem geometria simples, são confeccionados no formato de caixas, ou podem possuir geometria semelhante à forma real do ambiente de investigação (CNEN NE 3.05, 2013).

A monitoração da exposição do gás radioativo nos ambientes internos deve ser baseada em protocolos padronizados, com a intenção de garantir valores precisos e confiáveis. Desse modo são utilizados detectores de radiação, que são dispositivos capazes de medir e indicar a presença da radiação em determinado meio.

Neste estudo, foram utilizados sistemas de detecção passiva com CR-39, para medidas de longo prazo, levando em consideração as oscilações das concentrações do radônio ao longo do dia, bem como, a influência das diferentes estações do ano. Também foram feitas medições a curto prazo, com o auxílio do detector ativo, tipo câmara de ionização, que permitiu a obtenção de medidas instantâneas.

Tendo em vista a relevância do estudo e monitoração de ^{222}Rn , é importante a existência de um programa de garantia da qualidade para medição da concentração do gás ^{222}Rn presente em ambientes *indoors*. Com isso, este trabalho foi fundamentado na construção de um simulador piloto para análises de radônio em ambientes fechados, o que servirá de base para futuros estudos, inclusive *in vivo*, potencializando o entendimento dos efeitos estocásticos causados pela exposição dos indivíduos em ambientes internos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Construir e testar um simulador piloto para análises de radônio em ambientes internos para aplicações em estudos dosimétricos, proteção radioecológica, simulações, certificação de dispositivos passivos e ativos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Projetar e construir o simulador piloto para radônio em ambientes internos.
- ✓ Monitorar e avaliar os níveis de radônio fazendo uso de espectrômetros alfa (α Espec-222) e detector do tipo câmara de ionização.
- ✓ Certificar a metodologia por método de comparação.
- ✓ Correlacionar resultados para comprovar a funcionalidade do simulador.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 RADIOATIVIDADE AMBIENTAL

A radioatividade é um fenômeno de origem nuclear, correspondendo à desintegração de determinados núcleos atômicos instáveis com propagação de energia. A radioatividade encontra-se presente no planeta desde a sua formação. De acordo com o *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation* (UNSCEAR), mais de 80% da exposição à radioatividade ambiental são provenientes das fontes naturais de radiação, enquanto que, aproximadamente 20% tem sua origem em fontes antrópicas (UNSCEAR, 2008), como ilustrado nos detalhes da Figura 1.



Fonte: Adaptado de UNEP (2016).

As fontes antrópicas são desenvolvidas pelo homem no uso de elementos radioativos para diversas finalidades, como por exemplo, o diagnóstico médico e o ciclo do combustível nuclear, além de outras atividades (UNSCEAR, 2008). As exposições médicas representam a segunda maior contribuição para a exposição do homem à radiação. As principais razões dessa contribuição são as exposições aos raios-X e o desenvolvimento de novos radiofármacos para medicina nuclear (UNEP, 2016).

Classifica-se como radioatividade natural quando o processo da emissão de energia ocorre de maneira espontânea na natureza. Segundo a UNSCEAR (2008), essas fontes naturais de radiação podem ser agrupadas em três tipos, à radiação cósmica (de origem extraterrestre), radiação cosmogênica (proveniente da interação da radiação cósmica com os

átomos presentes na atmosfera) e a radiação terrestre, proveniente dos radionuclídeos naturais existentes na crosta da terra, os chamados de *Naturally Occurring Radioactive Materials* (NORM).

A radiação natural é responsável pela maior contribuição de dose recebida pelos indivíduos, sendo aproximadamente $2,4 \text{ mSv.ano}^{-1}$. Os radionuclídeos naturais são encontrados no ar, na água, em plantas, alimentos, nos solos, nas rochas e nos materiais de construção civil (UNSCEAR, 2008; MAZZILLI *et al.*, 2011).

3.1.1 Radioatividade natural

A radiação cósmica é classificada de acordo com sua origem, energia, tipo e densidade do fluxo de partículas. A radiação cósmica galáctica, a radiação cósmica solar e raios cósmicos que envolvem o planeta Terra são as três fontes principais em termos de exposição sobre o ser humano. O campo magnético terrestre e uma camada de ar de aproximadamente 10.000 kg.m^{-1} , são comparáveis a uma camada de 10 m de espessura de água, que podem blindar a influência radioativa gama e minimizar a exposição à radiação cósmica ao nível do mar, fazendo com que a contribuição desse fenômeno seja de apenas 10% para a exposição à radiação natural (UNSCEAR, 2008).

As fontes radioativas naturais da crosta terrestre que se destacam nos estudos científicos são os radionuclídeos que formam as séries radioativas naturais, o ^{40}K e o ^{87}Rb . Os radionuclídeos de ocorrência natural podem ainda ser classificados como primários e secundários. Os primários são oriundos da formação da terra, que apresenta cerca de 30 radionuclídeos primordiais, com tempo de meia vida acima de 10^8 anos, a maior parte não contribuindo de forma acentuada na exposição do ser humano à radioatividade. Enquanto os secundários são os que surgem como consequência do decaimento dos primordiais (EISENBUD; GESSEL, 1997).

Os constituintes das três séries radioativas naturais: a série do urânio originada com o ^{238}U (abundância natural: 99,27%), a série do tório com o ^{232}Th (abundância natural: 100%) e a série do actínio, originada com o ^{235}U (abundância natural: 0,72%). Destas séries, o ^{235}U , é a menos detectada devido a pequena porcentagem do isótopo na natureza e de pouca relevância como fonte de radiação natural (EISENBUD; GESSEL, 1997; UNSCEAR, 2000). Outros radioisótopos primordiais não pertencentes às séries, mas proveniente do solo e apresentando radioisótopos com baixa ocorrência natural, como no caso do ^{40}K , podem sofrer acumulação

nos compartimentos ambientais, provocando preocupação do ponto de vista da proteção radiológica (ver Tabela 1).

A exposição do homem está relacionada principalmente aos radionuclídeos primordiais do solo e ar, e também devido aos raios cósmicos e suas interações com alguns componentes da atmosfera, cujos níveis dependem das condições geológicas de cada área do planeta e da concentração de urânio, tório e potássio presente na rocha de formação do solo (TZORTZIS; TSERTOS, 2004; SANTOS JÚNIOR, 2009).

As rochas ígneas de composição granítica são formadas pelo enriquecimento do U e Th, com concentrações médias de 5 mg.kg^{-1} e de 15 mg.kg^{-1} , respectivamente. Já as rochas de composição basáltica ou ultramáficas possuem concentração de urânio menor que 1 mg.kg^{-1} . De modo geral, os altos níveis de radiação estão associados às rochas ígneas e os baixos níveis às rochas sedimentares, a exceção neste último caso são as rochas fosfáticas (UNSCEAR, 2000; TZORTZIS; TSERTOS, 2004; SANTOS JÚNIOR, 2009).

Tabela 1 - Alguns radionuclídeos primordiais e seus tempos de meias-vidas físicas

Radionuclídeo	Meia-vida (anos)
^{40}K	$1,26 \times 10^9$
^{87}Rb	$4,8 \times 10^{10}$
^{115}In	$6,0 \times 10^{14}$
^{113}Tc	$1,2 \times 10^{13}$
^{113}Lu	$2,2 \times 10^{10}$
^{180}Ta	$> 1,5 \times 10^{12}$
^{147}Sm	$1,05 \times 10^{11}$
^{50}V	$6,0 \times 10^{15}$
^{138}La	$1,05 \times 10^{11}$

Fonte: UNSCEAR (2000).

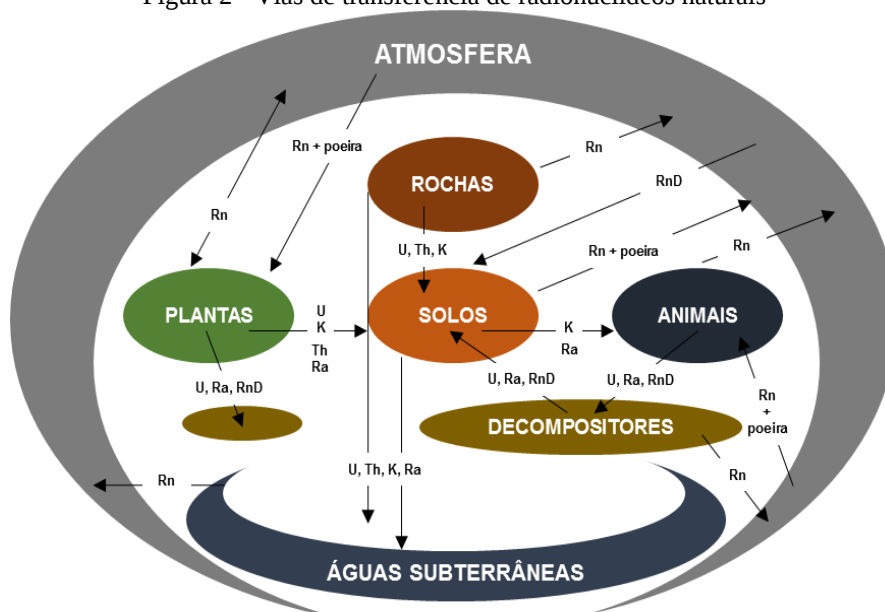
As séries naturais do ^{238}U , ^{235}U e ^{232}Th apresentam radionuclídeos de propriedades físicas e químicas distintas, com uma grande diferença em suas meias-vidas. Tais radionuclídeos percorrem o meio ambiente, por vários compartimentos, o urânio tende a ser altamente móvel próximo à rocha de origem, ou pode ser removido das rochas graníticas e pegmatíticas por lixiviação. O tório, não apresenta fácil mobilidade, a não ser por meios mecânicos, como vento ou pelo processo de erosão. O conhecimento da distribuição dos radionuclídeos no ambiente torna-se de fundamental importância para a avaliação da exposição à radiação por parte do público (UNSCEAR, 2008).

A radiação decorrente dos radionuclídeos naturais, heterogeneamente distribuídos pela litosfera, hidrosfera e atmosfera, juntamente com a radiação cósmica, passam por processos de mistura e dispersão e acabam se depositando na superfície do solo. Mudanças nas condições físico-químicas dos solos podem mobilizar o material, a princípio retido, e favorecer sua assimilação biológica ou migração para sistemas adjacentes através de um ciclo, tornando as rochas e os solos, barreiras geoquímicas, uma vez que retêm a maioria das concentrações radioativas depositada na superfície (MAZZILLI; MÁDUAR; CAMPOS, 2011).

Na Figura 2, são ilustradas as vias de transferências utilizadas com frequência para calcular as doses de radiação devida às diversas fontes de radioatividade natural, onde os minerais radioativos que contém U, Th e K estão presentes. Através de vários caminhos, como por exemplo, através da atmosfera, sistemas aquáticos e do solo, cada radionuclídeo contribui para a exposição humana. Os solos absorvem boa parte destes radionuclídeos depositados sobre eles, passando para a vegetação da área e por consequência, essa radiação será transferida através do ecossistema terrestre (MAZZILLI; MÁDUAR; CAMPOS, 2011).

Os efeitos climáticos (variabilidade sazonal), o estado de oxidação da água, as concentrações de elementos que possam formar complexos uraníferos ou minerais insolúveis de urânio e a presença de materiais adsorventes de urânio são fatores que afetam a distribuição desses elementos nas águas (BLAISE *et al.*, 2005).

Figura 2 - Vias de transferência de radionuclídeos naturais



Fonte: Mazzilli (2011) apud ARAÚJO (2019).

U: Urânio; Th: Tório; K: Potássio; Ra: Rádio; Rn: Radônio; RnD: Radônio e descendentes.

Os níveis de urânio encontrado no solo dependem da geologia local e variam amplamente em alguns miligramas até níveis de vários por cento (%) nos corpos minerais, com uma concentração de atividade média de cerca de 30 Bq.kg^{-1} ($1,2 \text{ mg.kg}^{-1}$) para o urânio em rocha e solo. As ações das águas subterrâneas e de superfícies propiciam a sua distribuição através de mecanismos como lixiviação e erosão eólica do solo. Em contrapartida, urânio em água, solo e ar é absorvido por plantas e animais. O homem pode estar exposto ao urânio por inalação de partículas do ar, através da absorção pela pele e pela ingestão dele em alimentos e água (UNSCEAR, 2008).

Devido à característica radioativa o ^{238}U , quando em equilíbrio secular, contribui com 48,9% da atividade total de partículas alfa do urânio natural. As concentrações de urânio no meio ambiente (solo, planta, ar e água) podem ser medidas em termo de concentração de radioatividade (Bq.kg^{-1}) ou de fração mássica (mg.kg^{-1}) (IAEA, 2010).

3.1.2 Séries radioativas e equilíbrio radioativo

O equilíbrio radioativo é um método muito importante para a quantificação radiométrica dos radionuclídeos das séries ^{238}U , ^{235}U e o ^{232}Th , que são mostradas na Tabela 2.

Tabela 2 - Séries naturais de decaimentos radioativos

Urânio - 238			Urânio - 235			Tório - 232		
Isótopo	Emissão	$T_{1/2}$	Isótopo	Emissão	$T_{1/2}$	Isótopo	Emissão	$T_{1/2}$
^{238}U	α	$4,5 \times 10^9 \text{ a}$	^{235}U	α	$7,0 \times 10^8 \text{ a}$	^{232}Th	α	$1,4 \times 10^{10} \text{ a}$
^{234}Th	β^-	24,1 d	^{231}Th	β^-	25,6 h	^{228}Ra	β^-	5,7 a
^{234}Pa	β^-	1,2 m	^{231}Pa	α	$3,3 \times 10^4 \text{ a}$	^{228}Ac	β^-	6,13 h
^{234}U	α	$2,5 \times 10^5 \text{ a}$	^{227}Ac	β^-	22 a	^{228}Th	α	1,9 a
^{230}Th	α	$8,0 \times 10^4 \text{ a}$	^{227}Th	α	18,7 d	^{224}Ra	α	3,64 d
^{226}Ra	α	1.600 a	^{223}Ra	α	11,4 d	^{220}Rn	α	55,6 s
^{222}Rn	α	3,8 d	^{219}Rn	α	3,9 s	^{216}Po	α	0,15 s
^{218}Po	α	3,05 m	^{215}Po	α	$1,8 \times 10^{-3} \text{ s}$	^{212}Pb	β^-	10,6 h
^{214}Pb	α	26,8 m	^{211}Pb	β^-	36,1 m		α (33,7%)	
^{214}Bi	β^-	19,8 m	^{211}Bi	α	2,15 m	^{212}Bi	β^- (66,3%)	60,6 m
^{214}Po	α	$1,6 \times 10^{-4} \text{ s}$	^{207}Tl	β^-	4,8 m	^{208}Tl	β^-	3,1 m
^{210}Pb	β^-	22 a	^{207}Pb	Estável		^{212}Po	α	$3,0 \times 10^{-7} \text{ s}$
^{210}Bi	β^-	5,0 d				^{208}Pb	Estável	
^{210}Po	α	138,4 d						
^{206}Pb	Estável							

Fonte: Adaptado de EGGERBERT-SEELMANN *et al.* (1974).

a: ano; d: dia; h: hora; m: minuto; s: segundo; $T_{1/2}$: meia-vida física.

Os elementos de cada uma destas séries podem entrar em equilíbrio quando o elemento se desintegra (denominado pai), formando produto instável, de forma que a meia-vida do produto de decaimento (denominado filho), seja muito menor que o do precursor da série, condição conhecida como equilíbrio secular (DIMOVA *et al*, 2003).

Existe uma relação entre as atividades para todos os radionuclídeos de cada série envolvida, uma vez que a maioria dos sistemas geológicos está em equilíbrio radioativo secular. Como exemplo o ^{234}Th , que possui meia-vida curta, comparado com as do ^{238}U e ^{235}U , o seu equilíbrio secular pode ser relacionado com o ^{238}U em período de dias, semanas ou meses. Portanto, para se estabelecer o equilíbrio radioativo a dependência das meias-vidas dos radionuclídeos é o fator condicionante (SANTOS *et al.*, 2000; FELICIANO, 2016).

O ^{238}U é a série radioativa com maior importância quanto à proteção radiológica devido à presença de alguns radionuclídeos como o ^{226}Ra . Esse radionuclídeo possui meia-vida de 1.602 anos, emite radiação alfa (α) com 4,78 MeV de energia, e gera outro radionuclídeo, o ^{222}Rn (SANTOS *et al.*, 2000).

3.2 RADÔNIO

Entre os elementos responsáveis pela radioatividade dos solos, rochas e águas, o radônio e seus descendentes têm um grande destaque, sendo formado pelo decaimento do urânio e tório (UNSCEAR, 2008). O radônio é um gás nobre, inerte e inodoro, originado pelo decaimento do rádio, sendo emanado para o meio ambiente através de solos, rochas e águas subterrâneas. Sua densidade é de $9,73 \text{ g.L}^{-1}$, considerado o gás nobre mais pesado sob condições normais de temperatura e pressão (CNTTP) (UNSCEAR, 2010).

O radônio possui alguns isótopos, entretanto, somente três deles são de ocorrência natural. Na série do ^{238}U ocorre a formação do ^{222}Rn (radônio), tendo meia-vida de 3,8 dias; o ^{219}Rn (actinônio), que faz parte da série do ^{235}U , decai com meia-vida de aproximadamente 3,96 segundos, gerado pelo decaimento do ^{223}Ra por emissão α . Finalmente na série do ^{232}Th é formado o ^{220}Rn (torônio), de meia-vida de 55,6 segundos (EPA, 2015). As características radiológicas dos três isótopos naturais do radônio são mostradas na Tabela 3.

Em razão das curtas meias-vidas físicas do ^{219}Rn e do ^{220}Rn , e pelo fato do ^{235}U representar apenas 0,71% do urânio natural, a maior preocupação do ponto de vista radiológico e ambiental concentra-se na determinação do ^{222}Rn que apresenta maior meia-vida física. Os produtos de decaimento do ^{222}Rn , como o ^{218}Po (3,05min), ^{214}Pb (26,8 min), ^{214}Bi (19,9 min) e ^{214}Po ($1,64 \times 10^{-4} \text{ s}$), apresentam maior importância. Os isótopos do polônio são

os mais prejudiciais por serem emissores alfa e responsáveis pelo aumento na incidência de câncer de pulmão, pois a transferência linear de energia para as partículas alfa é aproximadamente 20 vezes maior quando comparadas às emissões beta (UNSCEAR, 2000).

Tabela 3 - Radioisótopos naturais do radônio

Isótopo	Nome	Decaimento	T _{1/2}	Descendente (T _{1/2})
²²² Rn	Radônio	α	3,8 d	²¹⁸ Po (3,05 m)
²²⁰ Rn	Torônio	α	56,6 s	²¹⁶ Po (0,15 s)
²¹⁹ Rn	Actinônio	α	3,96 s	²¹⁵ Po (1,8 s)

Fonte: Adaptada da UNSCEAR (2000).

d: dia; m: minuto; s: segundo; T_{1/2}: meia-vida física.

Na atmosfera, o gás radônio tende a se difundir e se acumular nas camadas mais baixas, próximo à superfície, uma vez que é um elemento químico de grande peso atômico. No meio ambiente não se apresenta como ameaça à saúde pública, porém em ambientes fechados e com baixa ventilação tais como cavernas, túneis e residências com pouca circulação de ar, pode alcançar altos valores de concentração. Sua abundância é preocupante em áreas com ocorrências uraníferas, pois altíssimas concentrações de atividade podem ser encontradas (KIM *et al.*, 2016).

Em ambientes contendo filhos do radônio, uma fração dos descendentes irá aderir às partículas de aerossol suspensas no ar e uma parte ficará livre. Quanto maior a quantidade de partículas, maior a probabilidade de os descendentes aderirem a elas e seguirem o caminho através do ar. Em ambientes fechados, as concentrações podem aumentar se tornando um importante fator de risco de câncer para o homem (KEELY, THORNE, 2003).

3.2.1 Radônio em ambientes *outdoor* e *indoor*

A radioatividade pode ser medida em ambientes internos (*indoor*), para a análise dos níveis radioativos, principalmente para o ²²²Rn, e em ambientes externos (*outdoor*), para análise dos efeitos da radiação cósmica, dos radionuclídeos cosmogênicos e principalmente dos radionuclídeos terrestres. As concentrações desses radionuclídeos são relativas ao tipo de rocha de onde esses solos se formaram (UNSCEAR, 2000).

Existem vários estudos para determinar o *background* devido aos níveis de radionuclídeos nos solos. Diversas pesquisas que ocorreram em diferentes países já foram

realizadas em ambientes *outdoors* com o objetivo de avaliar a radioatividade natural. Elas indicam que os três principais componentes da radiação gama externa são descendentes dos principais formadores da radiação natural, ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K (UNSCEAR, 2000).

O ^{222}Rn é capaz de se deslocar por grandes distâncias por ser um gás inerte e possuir meia-vida física de 3,82 dias. Seu escape ocorre na forma de um íon de recuo devido à energia recebida durante o decaimento do núcleo pai, resultando na difusão do átomo neutro através dos poros internos dos grãos minerais. Os átomos de radônio migram para a água subterrânea ou para as camadas superiores do solo, de onde possivelmente escapam (OLIVEIRA; MEDEIROS, 2012).

A UNSCEAR (2000) sugere valores de concentrações para o solo de 400, 35 e 30 Bq.kg^{-1} para o ^{40}K , ^{238}U e ^{232}Th , respectivamente. Além da variação geográfica, a taxa de radiação gama no ar também pode variar com o tempo. Um dos motivos dessas flutuações é a remoção dos filhos por precipitação radônio no ar, água, neve, umidade do solo e a cobertura de neve.

A lixiviação ocasionada pela chuva pode reduzir a presença dos filhos do radônio no local e diminuir, assim, a taxa de radiação gama no ar por um curto intervalo de tempo em cerca de 50 até 100%. O aumento dos intervalos ou da quantidade de chuva reduz por cerca de 5% em poucas horas devido à blindagem ocasionada pela umidade no solo. Se não houver mais chuva, o retorno ao normal ocorre em horas ou dias, à medida que a saturação de água no solo desaparece. Entretanto, sabe-se que essa alta exposição *outdoor* em zonas habitadas pode ser reduzida com as construções de estradas e urbanização (UNSCEAR, 2000).

Em contrapartida, o monitoramento do índice de risco interno busca avaliar os níveis de exposição *indoor*, atribuídos ao radônio e seus produtos de decaimento. A concentração de Rn em ambiente interno sofrerá influência da geologia do local, condições do solo, clima e da arquitetura da construção. Essa exposição é inerentemente maior do que a exposição *outdoor*, e quando se leva em consideração o tempo em que o indivíduo passa nos ambientes *indoors* essa exposição é ainda mais significativa (EPA, 2015). Em áreas de zonas temperadas, a concentração desse gás radioativo no interior das moradias chega a ser oito vezes maior à existente no ambiente externo (MALATHI *et al.*, 2008).

Concentrações de atividade de radônio acima de 600 Bq.m^{-3} foram encontradas no município de Encruzilhada do Sul (Rio Grande do Sul), em Belo Horizonte (Minas Gerais) e Campo Largo (Paraná) (SANTOS, 2010; CORRÊA, 2011; SANTOS, 2017). Na pesquisa de Santos *et al.* (2022), desenvolvida em ambientes internos nos municípios da Paraíba e Rio

Grande do Norte, foram encontrando concentrações de ^{222}Rn de 26,91 a 316,35 Bq.m^{-3} e com dose efetiva máxima de quase 8 mSv.ano^{-1} .

Apesar dos esforços despendidos na medição da concentração de radônio em residências no Brasil, os resultados obtidos não são suficientes para estimar a exposição média da população brasileira a esse gás radioativo (CORRÊA, 2011). Diante disso, ressalta-se a importância de estudos sobre a monitoração desse gás radioativo em ambientes *indoor* no Brasil e sua relevância para a saúde humana.

3.2.2 Mecanismo de transporte do radônio

O transporte do radônio nos ambientes está relacionado com a difusão (movimentos aleatórios das partículas de ar) e advecção (movimentos de massas de ar) do solo, devido à existência da entrada do ar externo e da liberação do ^{222}Rn no meio. O principal fator de entrada do gás em ambientes é devido ao fluxo advectivo, ocorrendo através da diferença de pressão entre a construção e o solo (UNSCEAR, 2000).

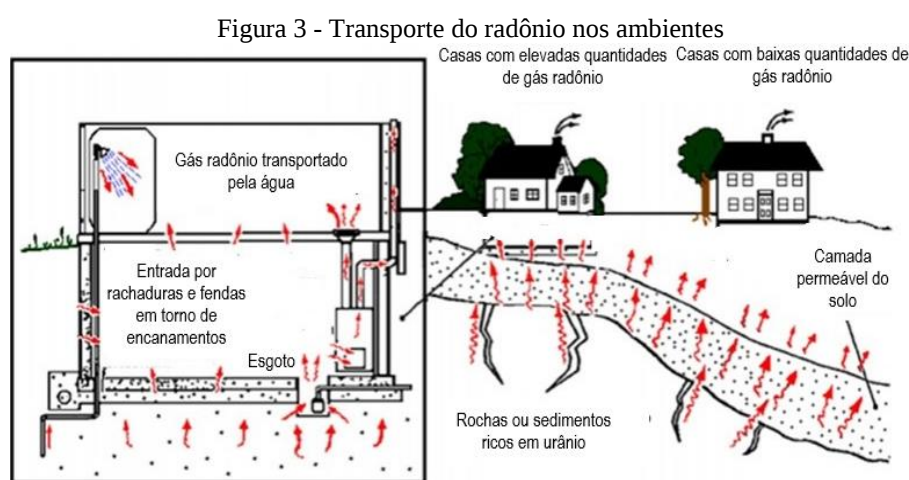
Após o decaimento do ^{226}Ra , o gás radioativo (^{222}Rn) migra através dos macroporos do solo em um processo conhecido por emanação. Na sequência, sofre o processo de difusão e transporte advectivo dentro do perfil do solo. O ^{222}Rn e os seus descendentes podem migrar em longas distâncias, o transporte advectivo é controlado pela Lei de Darcy, na qual o parâmetro relevante é a permeabilidade, enquanto o coeficiente de difusão é controlado pela porosidade e permeabilidade do solo. Dessa forma, a porosidade e a permeabilidade quantificam a capacidade do ^{222}Rn em movimentar-se devido a um gradiente de concentrações mais elevadas para mais baixas (FARIAS *et al.*, 2016).

Os primeiros registros de medidas de ^{222}Rn e seus descendentes em residências foram publicados por Hultqvist (1956). Esse estudo, iniciado por Rolf Sievert, envolveu 225 residências da Suécia e indicou que alguns locais registraram altas concentrações de ^{222}Rn , atribuídas aos materiais de construção com elevado nível de ^{226}Ra . Entretanto, a pesquisa recebeu pouca atenção internacional, uma vez que se acreditava tratar de um problema local da Suécia. Em meados de 1970, o interesse científico no ^{222}Rn em residências ampliou-se quando a instrumentação nuclear era propícia e disponível para as medidas (EISENBUD; GESSELL, 1997).

A partir desse período, as pesquisas se intensificaram e revelaram que os níveis de ^{222}Rn em residências são muito variáveis, podendo atingir, em alguns casos, até 100.000

Bq.m^{-3} , significando que alguns indivíduos são expostos a níveis de ^{222}Rn equivalentes aos encontrados em minas (ICRP, 1993).

O ^{222}Rn e seus descendentes se acumulam nas fundações (Figura 3), exalando para o interior das construções através das fissuras no concreto, drenagens de pisos, bombas de esgoto, solo exposto, ralo das construções, em pontos de ligação da construção (chão e parede, canos soltos e frouxos), em instalações de água subterrânea de poços artesianos, cisternas e também podendo ser originado do ar externo, da água e do gás natural (SEVERO; SOUSA, 2018).



Fonte: Adaptado de BRADY; WEIL (2012); SILVA (2019).

Devido ao fluxo ou exalação de ^{222}Rn em solos e rochas, as maiores concentrações de atividade radioativa desse gás podem ocorrer principalmente em construções térreas e porões (UNSCEAR, 2000). Com relação aos materiais usados nas construções, vários trabalhos afirmam que o solo tem contribuição com relação ao radônio em cerca de 10 vezes mais que materiais de elevado grau de compactação, como concreto, pedra e tijolo (BURKE, 2003).

A umidade do solo é um fator que influencia nas concentrações do radônio, de maneira que as concentrações mais elevadas são registradas nas regiões mais áridas. Assim, residências ou minas localizadas em áreas de solos porosos e permeáveis poderão conter elevadas concentrações de Rn e seus descendentes em seus interiores, mesmo que a concentração de ^{226}Ra do solo seja considerada normal ou baixa. Outro problema para uma maior dissipação do ^{222}Rn , em solos áridos, são as rachaduras desenvolvidas no solo que aumentam o transporte desse gás radioativo para a atmosfera (EISENBUD; GESELL, 1997; SANTOS, 2008).

A granulometria dos materiais influenciará na facilidade da emissão do gás radônio. No caso de granulometrias finas, solos siltosos a argilosos possuirão permeabilidade reduzida

à moderada, onde o fluxo do gás radônio será efetuado por difusão. Os materiais com granulometria mais grossa, como os solos arenosos ou materiais rudáceos, apresentarão permeabilidades superiores e o transporte convectivo torna-se dominante. Por consequência, a distância de migração do radônio e seus descendentes poderá atingir algumas dezenas ou mesmo centenas de metros (NEVES *et al.*, 2004).

3.2.3 Interação do radônio nos tecidos biológicos

No século XX, apareceram as primeiras evidências de que o gás ^{222}Rn e seus descendentes constituíam a causa do câncer de pulmão em mineiros a eles expostos. Na década de 1950 foi estabelecida a relação causal entre esse radioisótopo natural e o câncer de pulmão (BEIR IV, 1988). Segundo dados da UNSCEAR (2010), cerca de 2/3 da dose média recebida pela população são devido às radiações naturais, sendo o radônio a maior fonte de exposição natural do homem à radiação ionizante atualmente.

Estudos na área ambiental e da saúde comprovaram que a inalação de ^{222}Rn e seus descendentes no ar é a segunda maior causa de câncer de pulmão no mundo. Segundo a EPA, cerca de 21.000 pessoas morrem por ano nos EUA devido a este tipo de câncer, induzido pela concentração de radônio em ambientes fechados das residências (USEPA, 2016).

A exposição à radiação pode danificar as células, causando morte ou alterações estruturais. No caso de alterações em células germinativas, possibilita-se a transmissão de informações hereditárias anômalas para descendentes (NRC, 1990). Esses efeitos normalmente têm início numa sequência originada onde as células expostas à radiação sofrem a ação de fenômenos físicos, químicos e biológicos, o que pode afetar os órgãos e, conseqüentemente, o corpo inteiro de um indivíduo. A severidade do dano, pode causar prejuízos em indivíduos que estão expostos à radiação a um nível superior ao limiar de dose que as células do tecido suportam (UNSCEAR, 2000).

Esse gás e seus descendentes também são ingeridos, porém a inalação é a sua principal via de entrada no organismo (EPA, 2015). É considerado como um carcinógeno classe I (substâncias com evidência cientificamente consistente de carcinogenicidade em humanos), pelo grupo de trabalho da Agência Internacional para Pesquisa sobre Câncer (2014) (IARC pelas siglas em inglês).

Após a inalação, o ^{222}Rn e seus descendentes fluem através do sistema respiratório onde alcançam os pulmões (FREUDENRICH; BRAIN, 2000). Por consequência, a energia das partículas alfa liberadas pelos produtos de decaimento de ^{222}Rn e seus filhos podem

causar, além da morte das células pulmonares, danos irreversíveis como mutações, instabilidades genéticas e alterações cromossômicas que podem levar ao desenvolvimento de câncer no pulmão (SANTOS, 2010; EPA, 2015).

O mais agravante da exposição é o fato de que a maior parte dos átomos de ^{218}Po e ^{214}Po , gerados a partir do decaimento de ^{222}Rn , é carregada eletricamente e, ao unirem-se às partículas de pó e aerossóis presentes no ar, serão fixados nas paredes dos brônquios, gerando ou aumentando a probabilidade de colisões das partículas alfa, obtidas durante o decaimento com os núcleos das células do tecido pulmonar (SANTOS, 2010).

A ocorrência do consumo de água com altos teores de radônio afetam com mais ênfase as células-tronco e aquelas em proliferação na garganta e nas paredes do estômago. As partículas alfa emitidas pelo radionuclídeo não atingem maior profundidade, pois o tecido que reveste internamente o estômago absorve a maior parte do gás (MAFRA, 2009).

Durante o tempo que o indivíduo permanece em uma atmosfera que contém esse gás radioativo, a parte do corpo que recebe a maior dose de radiação ionizante é o tecido pulmonar, embora as vias respiratórias extratorácicas e a pele também recebam doses equivalentes. Os sintomas imediatos não existem, manifestando-se o câncer induzido pela radiação décadas após a exposição (UNSCEAR, 2000; IRD, 2016).

3.2.4 Simuladores físicos para a detecção do radônio

Os simuladores físicos são modelos simplificados da realidade, sua aplicação é de extrema importância para a realização de manipulações e testes *in vivo*, buscando incentivar uma interpretação mais complexa do estudo. Existe uma grande variedade de materiais, em sua maioria os polímeros, os quais, por sua característica extremamente moldável, podem tomar as mais diversas formas, ser rígido ou flexível, transparente ou opaco e resistente à umidade (CNEN NE 3.05, 2013).

A escolha correta dos materiais constituintes do simulador físico e sua aplicabilidade terá grande influência nos cálculos dos fatores de calibração e, consequentemente, na monitoração da concentração do radionuclídeo depositada internamente. Vários tipos de simuladores físicos estão disponíveis comercialmente para aplicações médicas e, também, para a calibração de sistemas de detecção destinados à monitoração *in vivo* de radionuclídeos (ICRU, 1992).

A maioria dos simuladores físicos utilizados no Brasil são importados e com elevado custo, tornando fundamental a construção de objetos de menor custo e mais adequados às

pesquisas específicas (FERREIRA, 2011). A construção do simulador físico para o estudo do radônio em ambiente *indoor*, com material polímero de baixo custo (acrílico), poderá conduzir a uma investigação realística dos resultados dosimétricos ambientais, com a estimativa de dose interna através de medidas *in vivo*. Esta é uma forma viável para verificação da dosimetria realizada em um ambiente seguro e controlável, não ocasionando a deposição de doses nocivas de radiação à saúde e integridade dos indivíduos.

3.3 PROGRAMAS DE MONITORAÇÃO AMBIENTAL

A Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP pelas siglas em inglês), foi criada em 1928 e desde então tem estabelecido recomendações sobre todos os aspectos básicos e práticos de proteção radiológica. Essas recomendações constituem a base dos regulamentos padrões. Outra comissão internacional de grande relevância nesse mérito é a *International Commission on Radiation Units and Measurements* (ICRU), fundada em 1925, que trabalha em conjunto com a ICRP e desenvolve constantemente novos padrões de medidas e unidades realísticas para a proteção radiológica.

De acordo com as Normas Básicas de Segurança (BSS pelas siglas em inglês), da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA pelas siglas em inglês), a autoridade regulatória de cada país deve estabelecer um nível de referência apropriado para radônio em residências e outras construções com alto fator de ocupação para os membros do público (IAEA, 2014).

Para aplicação da proteção radiológica para o público, foi recomendado pela ICRP Publicação 115, o valor máximo de 300 Bq.m^{-3} de radônio para ambientes domésticos, sendo confirmado na ICRP Publicação 126 (2014). Esse valor tornou-se uma recomendação para que as autoridades estabeleçam um nível de referência na faixa de 100 a 300 Bq.m^{-3} , dependendo das circunstâncias. Desse modo, foram levadas em conta as considerações da ICRP 115 (2010) e as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (OMS, 2009) de que, sempre que possível, o nível de referência deve ser fixado em 100 Bq.m^{-3} .

A Posição Regulatória 3.01/007 da Comissão Nacional de Energia Nuclear apresenta as situações de exposição crônica passíveis de intervenção, dentre as quais se encontram as exposições decorrentes de radionuclídeos naturais (CNEN, 2005). O mesmo documento propõe valor de referência de dose de 10 mSv.a^{-1} para avaliação da implementação de ações de intervenção. Este valor é referência nos documentos das agências de controle de radiação e das organizações (WHO, 2009).

3.4 MÉTODOS DE MEDIÇÕES

O estudo sobre os níveis de radiação ionizante nos ambientes requer o uso de métodos ativos e/ou passivos para a sua detecção e medida. A seleção adequada do dispositivo dosimétrico ideal consiste na escolha de um meio sensível à radiação e um sistema que transforma essa detecção em um valor relacionado a uma grandeza de medição dessa radiação. Os principais tipos de detectores de medição de radônio são: detector de Trilhas Nucleares do Estado Sólido (SSNTD), câmaras de ionização de eletreto (CIE) e detectores de carvão ativado (DCA), todos eles do tipo passivo (FREUDENRICH; BRAIN, 2000). As monitorações ativas englobam os detectores de integração eletrônica (DIE) e monitores contínuos de radônio (MCR) (WHO, 2007).

Detectores ativos são aqueles que requerem energia durante a operação, normalmente são utilizados para estudar a concentração de radônio em períodos curtos (dias a meses), utilizando os seguintes equipamentos: câmara de ionização, detector de estado sólido e célula de cintilação. Os detectores passivos, por sua vez, não necessitam de energia para operação, são adequados para avaliar a concentração de radônio em períodos longos (maior do que três meses) (FREUDENRICH; BRAIN, 2000; WHO; 2009).

Vários trabalhos têm se dedicado a avaliar a detecção e exposição ao ^{222}Rn no Brasil. Na pesquisa de Severo e colaboradores, (2011), investigaram o impacto da exposição ao radônio nas construções em Pernambuco. Pereira e colaboradores, (2014), avaliaram os limites brasileiros de exposição ocupacional ao radônio e compararam os seus resultados com os limites propostos pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica. Ramos (2020), avaliou a ocorrência de câncer de pulmão devido à inalação de ^{222}Rn e ao afloramento de fosforito uranífero na região metropolitana do Recife, estudo realizado por meio da exposição de detectores SSNTD do tipo CR-39 e do AlphaGUARD.

Santos Júnior *et al.*, (2021) calculou a atividade equivalente de rádio (RaEq) para avaliar o risco associado a radionuclídeos primordiais em áreas com extração de argila e produção de tijolos e telhas para construção civil, nos estados da Paraíba e Rio Grande do Norte, usando um método não destrutivo de espectrometria gama. Santos *et al.*, (2022), realizou a investigação do ^{222}Rn em ambientes internos por meio de dosimetria passiva com α Espec-222, em ambientes domiciliar e de trabalho, nos estados da Paraíba e Rio Grande do Norte no Brasil.

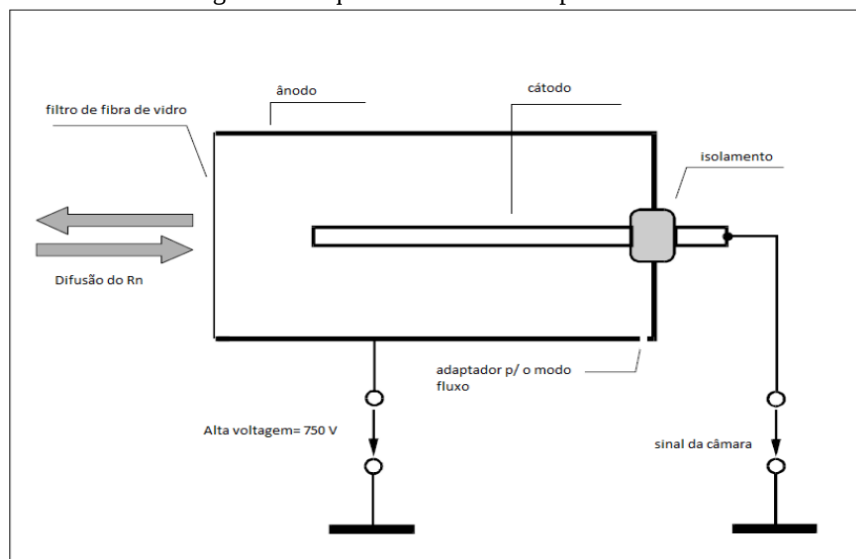
3.4.1 Detecção ativa

Os medidores ativos são sistemas de monitoramento constante do nível de radiação no ambiente. São comumente compostos de dispositivos que envolvem a detecção e a interpretação do sinal elétrico gerado pela interação da radiação com o material do detector.

O AlphaGUARD é considerado um equipamento de referência na medição instantânea ou contínua da atividade do radônio. Além da praticidade na sua operação, fornece alta capacidade de armazenamento de dados, elevada eficiência de detecção e resposta rápida. Apresenta as leituras realizadas instantaneamente no display e as arquiva eletronicamente, além da concentração e o erro das medidas em Bq.m^{-3} , ele determina os parâmetros como temperatura ($^{\circ}\text{C}$), umidade relativa (%) e pressão (mbar) (SAPHYMO, 2012; BASKARAN, 2016).

Quando a partícula alfa produzida pelo decaimento do ^{222}Rn e dos seus filhos interage com o ar do interior da câmara, gera ionizações e pulsos elétricos são contabilizados. Como ilustrado na Figura 4, o sistema de contagem possui circuitos eletrônicos que fornecem um relatório resumido e um registro com resolução temporal, o que permite o cálculo da concentração integrada de radônio no ambiente por períodos específicos (FARIAS, 2016).

Figura 4 - Esquema do detector AlphaGUARD



Fonte: Manual SAPHYMO (2012).

No detector AlphaGUARD, o gás radônio é expandido através de um filtro de fibra de vidro de superfície grande na câmara de ionização. Apenas o ^{222}Rn gasoso poderá passar, enquanto os seus descendentes serão impedidos de entrar na câmara. Simultaneamente, o

filtro protegerá o interior da câmara da contaminação por partículas presentes no ar (SAPHYMO, 2012).

O detector do tipo semicondutor à base de germânio é o mais comumente utilizado nas medidas que necessitam de uma boa resolução em energia, especialmente para espectroscopia gama. O HPGe é usado nos estudos de qualificação e quantificação dos níveis de radiação gama, sendo a sua principal característica baseada na sua alta resolução em determinar a energia da radiação gama, proporcionando assim, uma menor incerteza na medida (KNOLL, 2000).

Apesar da limitação do HPGe em relação ao resfriamento, sua maior resolução os tornam os detectores mais utilizados na análise por espectrometria gama. Seus principais parâmetros a serem considerados numa análise são: a eficiência de contagem por energia do fóton, devido ao fato da determinação exata da eficiência de contagem ser o problema chave para medidas de radiação gama, aquisição de medidas em curto tempo, alta resolução do sistema por transição gama, boa calibração do sistema de medidas, baixo limite de detecção. Além disso, o HPGe apresenta o sistema que fornece o cálculo da área líquida de cada energia (BOLIVAR *et al.*, 1996; SANTOS JÚNIOR, 2009).

3.4.2 Detecção passiva

Para investigar a concentração média do radônio no interior das residências, é recomendada a utilização de detectores que forneçam medições em longo prazo, avaliando em períodos diferenciados, analisar a possibilidade de monitorações anuais constantes. Considerando as possíveis variações dessas concentrações em períodos diferentes, garantindo a análise de influências decorrentes das edificações, movimentação na estrutura da residência e impactos no meio ambiente (ZHANG *et al.*, 2007).

Para determinar a concentração de ^{222}Rn com uso do carvão ativado, basta que o carvão permaneça exposto no ambiente a ser monitorado. O carvão ativado adsorve os átomos de ^{222}Rn que permanecem no mineral por um certo tempo. Após o equilíbrio radioativo ser atingido a amostra de carvão é medida em um detector de germânio hiperpuro por meio da técnica de espectrometria gama para a determinação da concentração dos filhos do ^{222}Rn (Yu *et al.*, 2000).

O detector de Trilhas Nucleares do Estado Sólido (SSNTD pelas siglas em inglês), conhecido comercialmente por CR-39, é considerado o detector mais sensível entre os SSNTD plásticos, composto de material muito semelhante ao usado para confecção de lentes

de óculos, de custo relativamente baixo e de pequeno porte. Não necessitam de energia elétrica nem bombeamento de ar para realizar a amostragem, ao contrário dos detectores ativos (SANTOS, 2022).

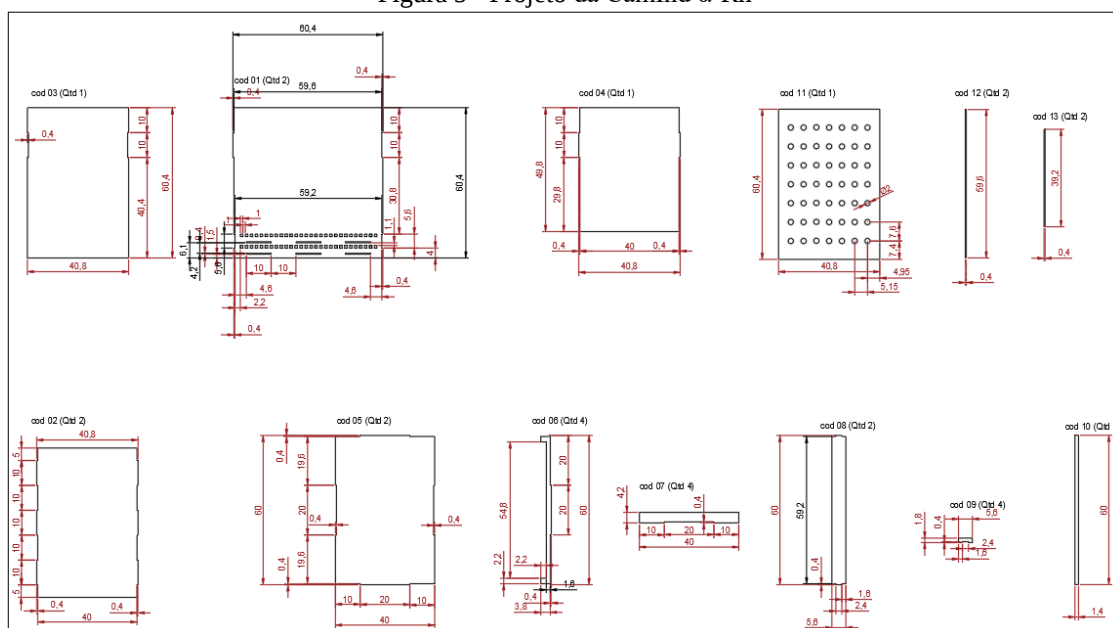
Quando o radônio ou seus produtos de decaimento emitem partículas alfa próximo ao CR-39, o material atingido produzirá áreas com danos microscópicos chamados de traços latentes. A densidade de danos por unidade de área pode ser visualizada por meio dos traços (observáveis em microscópio) gerados no polímero. Logo após a subtração da contagem de fundo, o número de traços por unidade de superfície é diretamente proporcional à concentração de radônio medida em Bq.h.m^{-3} (IRD, 2016).

4 METODOLOGIA

4.1 CONSTRUÇÃO DO SIMULADOR PILOTO *INDOOR*

O simulador é uma representação em escala reduzida de uma residência, e foi projetado no software AutoCAD 2020, versão Estudante gratuita, e intitulado de Câmara de radônio *indoor* (CamInd α -Rn). Em detalhes, vista 2D de todas as peças que compõem a câmara na Figura 5.

Figura 5 - Projeto da CamInd α -Rn



Fonte: A autora (2022).

cod 01: paredes frontal e posterior; cod 02: pisos A e B; cod 03: parede lateral 01; cod 04: parede lateral 02; cod 05: pisos fixos (contrapisos); cod 06: entepiso das paredes frontal e posterior; cod 07: entepiso das paredes laterais; cod 08: parede externa do defletor; cod 09: paredes laterais do defletor; cod 10: paredes superior e inferior do defletor; cod 11: teto; cod 12: suporte das paredes frontal e posterior; cod 13: suporte das paredes laterais.

A etapa seguinte foi a sua construção física, utilizando folhas de material acrílico, transparente, incolor e rígido com dimensões de 200 cm de comprimento, 100 cm de altura e 0,4 cm de espessura. A CamInd α -Rn é formada por 32 peças, que foram montadas com a utilização de cola acrílica. Depois de construída apresenta dimensões externas de 60 cm de comprimento, 43,2 cm de largura e 61 cm de altura, resultando em um volume útil de aproximadamente 158 cm³.

4.2 ESPECTROMETRIA GAMA DE ALTA RESOLUÇÃO E ANÁLISE NORM

4.2.1 Calibração do espectrômetro gama para caracterização NORM

Para a calibração em energia do sistema de medidas, foi adotado um arranjo experimental com a utilização de fontes padrões pontuais e seladas de ^{133}Ba , ^{137}Cs e ^{60}Co , certificadas pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD) - Rio de Janeiro e pela IAEA, pertencentes ao LMRI do DEN da UFPE. As informações das fontes são apresentadas na Tabela 4. A escolha desses padrões se deu pelo intervalo de emissões gama, de 81,0 a 1.332,5 keV, que corresponde à faixa de energia necessária para análise dos radionuclídeos de interesse na matriz ambiental.

Tabela 4 - Dados referentes às fontes pontuais

Padrão	$T_{1/2}$ (a)	Energia (keV)	γ (%)	A (μCi)	Data de Referência
^{133}Ba	10,51	81,00	34,11	1,00	jun/98
		356,02	61,94		
^{137}Cs	30,20	661,66	85,1	5,00	jun/98
^{60}Co	5,27	1.173,24	99,86	1,00	jun/98
		1.332,50	99,98		

Fonte: TECDOC-619 - IAEA (1991).

a: ano; $T_{1/2}$: meia-vida física; γ : probabilidade percentual de emissão; A: atividade.

As fontes foram posicionadas na superfície do detector, sem interposição de barreiras e com tempo morto ajustado, sendo medidas individualmente por um período de 300 segundos, tempo considerado necessário para a obtenção de uma boa estatística de contagem, em congruência com a atividade de cada padrão. Após as aquisições, foram ajustados os canais, usando os recursos do software Genie-2k[®] da Canberra[®], com base no documento técnico da Agência Internacional de Energia Atômica TECDOC-619 (IAEA, 1991).

4.2.2 Eficiência em energia para espectrometria gama

Um dos principais procedimentos para caracterização de emissores gama por espectrometria gama é a construção da curva de eficiência em energia. Para o procedimento foram utilizados padrões de ^{133}Ba , ^{152}Eu e ^{241}Am , cujas atividades iniciais foram certificadas pelo IRD - Rio de Janeiro, e que apresentam energia bem definidas.

Cada padrão foi preparado e armazenado em recipiente de polietileno do mesmo tipo daqueles utilizados para as análises das amostras do estudo, contendo 250 g de solo dopado com os referidos padrões, cujos recipientes foram posteriormente lacrados. As análises radiométricas foram realizadas no LABRAN (Laboratório de Radioquímica e Análise Nuclear), fazendo uso de um espectrômetro com detector do tipo HPGe-Be, nas mesmas condições da análise da amostra NORM (matriz ambiental). Após as aquisições e análises dos espectros gama, foram calculadas as eficiências em energia, fazendo uso da Equação 1 (IAEA, 1991). Na Tabela 5 são apresentadas as especificações das fontes utilizadas nesse procedimento operacional.

$$\varepsilon = \frac{N_{Ei}}{A.m.\gamma.t} \quad (1)$$

Nessa equação, ε representa a eficiência para a energia gama do padrão; N_{Ei} é a área líquida do fotopico, determinada experimentalmente em contagens; A corresponde a atividade específica gama do isótopo do padrão corrigida (Bq.kg^{-1}); m é a massa da amostra (kg); γ , a probabilidade de emissão de radiação gama para determinada energia; t é o tempo de contagem (s).

Tabela 5 - Dados utilizados para a elaboração de curva de eficiência			
Emissor	Energia (keV)	$\gamma(\%)$	ε
²⁴¹ Am	59,54	36,00	0,00487
¹³³ Ba	81,00	34,11	0,00590
	276,40	7,15	0,00380
	302,85	18,30	0,00352
	356,02	61,94	0,00305
	383,85	8,91	0,00283
¹⁵² Eu	121,78	28,37	0,00582
	244,70	7,53	0,00420
	344,28	26,57	0,00316
	443,97	3,13	0,00243
	867,39	4,21	0,00145
	964,06	14,63	0,00147
	1.085,84	10,13	0,00145
	1.212,97	1,41	0,00126

Fonte: TECDOC-619 - IAEA (1991).

γ : probabilidade de emissão; ε : eficiência.

Para os cálculos das atividades específicas do ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K , bem como, das eficiências de contagens dos radionuclídeos em estudo, a construção da curva de eficiência foi o ponto determinante.

4.2.3 Caracterização de NORM para uso no simulador

A amostra de rocha foi caracterizada para compor a base/piso A da CamInd α -Rn, coletada em afloramento rochoso com anomalia de urânio, na pesquisa desenvolvida por Santos Júnior (2009), no município pernambucano de Pedra. A escolha dessa rocha foi devido ao seu alto teor de urânio natural.

O preparo da amostra foi realizado nas instalações do Laboratório de Tecnologia Mineral (LTM), do Departamento de Engenharia de Minas (DEMINAS) da UFPE. Uma massa de 30 kg teve a sua granulometria reduzida ($< 1,0$ mm), suficiente para a passagem na peneira 12# (Tyler). Para isso, foram adotados os procedimentos padrões do laboratório, utilizando britadores de mandíbulas e moinhos de rolos grandes e pequenos.

Após o tratamento, o material foi homogeneizado e quarteado. No Laboratório de Radioecologia e Controle Ambiental (LARCA) do DEN/UFPE foi realizada a pesagem de 300 g dessa amostra NORM, e posteriormente acondicionada em recipiente plástico hermeticamente lacrado, durante um período de 40 (quarenta) dias, tempo necessário para o estabelecimento do equilíbrio radioativo secular entre os radionuclídeos de meias-vidas curtas.

A amostra foi levada para o espectrômetro gama de alta resolução, onde foram realizadas a qualificação e quantificação dos radionuclídeos. A aquisição de dados, manipulação, armazenamento, exibição e análise dos espectros gama foi realizada pelo programa computacional Genie-2K[®] da Canberra[®], versão 3.0.

As atividades específicas da amostra NORM e suas respectivas incertezas foram determinadas por meio da área líquida de cada transição gama. Para determinação do ^{238}U foi utilizada a transição de 63,29 keV, o ^{40}K foi analisado com o seu fotopico de 1.460,86 keV, o ^{226}Ra , pelas energias de 351,92 e 609,31 keV e, no ^{232}Th , para as transições de 583,19 e 911,21 keV.

As atividades dos radionuclídeos naturais foram calculadas pela aplicação da Equação 2 (IAEA, 1989 apud GARCÊZ, 2016).

$$A = \frac{N_{Ei}}{\varepsilon \cdot I_y \cdot t \cdot m} \quad (2)$$

Nesta equação, A representa a concentração de atividade (Bq.kg^{-1}); N_{Ei} corresponde a área total líquida da transição gama de interesse (contagens); ε representa a eficiência de contagem, considerando a energia específica; t é o tempo de contagem em segundos (s); I_y é a abundância gama do radionuclídeo em questão; e m é a massa da amostra em quilograma (kg).

Após a determinação do *background*, foi utilizado o módulo *Gamma Acquisition & Analysis* do Genie-2K[®], para calcular a área líquida de cada região de interesse, conforme detalhado na Equação 3.

$$N_{Ei} = \int_{a=u}^v X_a - N_{BG} \quad (3)$$

Onde o X_a representa o somatório das contagens da área total líquida da transição gama de interesse e N_{BG} é o valor do *background*.

Para o ^{226}Ra e ^{232}Th , o cálculo de suas atividades específicas finais foram determinados mediante o emprego da Equação 4, onde foi considerada a média ponderada em função das transições gama características de cada radionuclídeo e suas respectivas probabilidades de emissão.

$$\bar{A} = \frac{A_1 \cdot \gamma_1 + A_2 \cdot \gamma_2}{\gamma_1 + \gamma_2} \quad (4)$$

Nesta equação, A_1 e A_2 correspondem às atividades específicas calculadas; γ_1 e γ_2 são as probabilidades de emissões para cada transição gama. A Equação 1, foi utilizada para estabelecer o cálculo das diferentes transições gama.

O tempo de análise da amostra foi de 84.600 segundos, a qual foi posicionada a 8 cm do detector HPGe, com a temperatura ambiente padronizada em aproximadamente 23°C, umidade relativa do ar em cerca de 52%. A fim de minimizar a incerteza da medida, o *background* do recipiente foi medido com os mesmos parâmetros.

4.3 SISTEMAS DE MONITORAÇÃO E CERTIFICAÇÃO DA CAMIND α -Rn

Para medir a concentração do radônio *indoor* na CamInd α -Rn, foi inserida uma massa de 4,48 kg no piso A da câmara. Na monitoração desse gás, foram utilizados detectores passivos: α Espec-222 e ativo: câmara de ionização. Detalhes são apresentados na sequência do capítulo.

4.3.1 Espectrômetro α Espec-222

O sistema de medição passivo utilizado para monitorar e quantificar os níveis de ^{222}Rn presentes no ambiente *indoor* da CamInd α -Rn foi do tipo espectrômetros alfa, α Espec-222, composto por uma câmara de difusão de ar e um CR-39.

A câmara de difusão de ar utilizada no estudo foi confeccionada pelo grupo de Radioecologia do DEN/UFPE. Sua função é homogeneizar o processo de detecção registrando os alvos de investigação, possui o formato cilíndrico, foi construída levando em consideração o tamanho do CR-39 e a distância máxima percorrida por uma partícula α do ^{222}Rn , cuja energia de emissão é de 5,49 MeV. Possui uma probabilidade de emissão de 100%, proporciona um alcance máximo no ar de aproximadamente 4,2 cm, gerando uma maior eficiência na câmara de difusão de ar, para as interações das partículas α com o polímero CR-39 (SANTOS *et al.* 2021; 2022).

A calibração do α Espec-222 foi realizada no Laboratório do Serviço de Monitoração Ambiental (SEAMB) do CRCN-NE/CNEN. Foram utilizados 13 dispositivos para a determinação do fator de calibração, onde a eficiência foi determinada pelo método do coeficiente angular, fazendo uso das equações estabelecidas por Santos *et al.* (2021).

Para as medidas da concentração de radônio na CamInd α -Rn foram instalados 13 espectrômetros em diferentes alturas por períodos de 36, 40 e 60 dias, tempo estabelecido em função da alta radioatividade da amostra NORM, evitando a saturação dos CR-39.

Após a exposição, os dispositivos foram analisados no laboratório LARCA, onde foram submetidos a um ataque químico com solução de NaOH a 6,25 M em banho termostatizado a uma temperatura média de 70°C durante um período de 6 horas. Ao final da revelação, os detectores foram lavados em água deionizada, solução de CH_3COOH a 5% v/v e água deionizada novamente, respeitando essa sequência, e em seguida, colocados para secar ao ar livre (SANTOS *et al.* 2021).

Posteriormente foi realizada a contagem dos traços com o auxílio de um microscópio óptico da marca Leica Microsystems[®], modelo DM500[®] com iluminação de LED. Para a leitura dos traços foi utilizada a objetiva de 10x, que permite um aumento de até 100x. Acoplado ao microscópio existe um sistema de captura de imagem com uma câmera de alto desempenho da mesma marca e do modelo ICC50 E[®], onde foi realizada a captura de 20 campos aleatórios com distribuição uniforme de cada CR-39 e essas imagens foram armazenadas com auxílio do software da marca Leica LAS EZ[®].

Após as capturas dos campos, foram utilizados dois programas computacionais de licença livre, para o processamento das imagens e contagens das trilhas, o Digital Image Processing (DIP), desenvolvido pelo grupo de Dosimetria Numérica, usado para agrupar as imagens e posterior análise no segundo programa, o software ImageJ, que realizou a contagens das trilhas.

O número total de traços em função da área do detector determinou a densidade de traços. Para encontrar a densidade dos traços de cada dosímetro, utilizou-se a Equação (5).

$$D = \frac{N_t}{A} \quad (5)$$

Onde, D é a densidade de traços (traços cm^{-2}), N_t correspondem ao número total de traços de cada dosímetro e A é a área dada em (cm^2) referente ao campo.

A concentração do ^{222}Rn no ambiente simulado foi calculada a partir da Equação 6, por meio da densidade dos traços obtidos na superfície de cada detector exposto.

$$C = \frac{D}{f \cdot t} \quad (6)$$

Sendo C a concentração ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$), calculada a partir da relação entre D densidade (traços. cm^{-2}), do fator de calibração f expresso em (traços. $\text{cm}^{-2} \cdot \text{Bq}^{-1} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$) e do tempo t em que ficou exposto (dia).

4.3.2 Câmara de ionização

Para o monitoramento da atividade de radônio no interior da CamInd α -Rn, foi utilizado um detector AlphaGUARD Professional Radon Monitor, tipo câmara de ionização,

fabricado pela Saphymo GmbH da Alemanha, modelo AlphaGUARD PQ2000PRO (Figura 6), pertencente ao SEAMB do CRCN/ NE.

O AlphaGUARD possui um volume sensível de 0,62 litros (L), funciona com bateria recarregável de 12V ou ligado diretamente na rede elétrica, possuindo as dimensões de 0,12 x 0,31 x 0,17 m, com massa de 4,5 kg e opera na faixa de medição entre 2 a 2.000.000 Bq.m⁻³ (SAPHYMO, 2012).

Figura 6 - Detector AlphaGUARD (modelo - PQ 2000 PRO)



Fonte: SAPHYMO (2012).

No circuito do sistema de detecção do AlphaGUARD foi incluída uma bomba de ar (AlphaPUMP), que foi ajustada para manter a taxa constante de fluxo de ar de 1,0 L/minuto. O detector foi configurado para o modo de fluxo de ciclo contínuo, com aquisição de dados a cada 10 minutos, onde foi ligado e conectado a AlphaPUMP, que auxiliou a passagem do gás para o detector e ambiente *indoor* da câmara, seguindo a metodologia aplicada do Manual da SAPHYMO, 2012.

O detector foi posicionado e interligado através de duas mangueiras de silicone flexíveis no piso B da CamInd α -Rn. Uma mangueira de silicone com filtro de vidro foi acoplada no AlphaGUARD, com a função de promover a migração do gás do ambiente para o interior da câmara de ionização. A segunda mangueira foi conectada no detector em direção ao ambiente externo da câmara, através do difusor da tampa e conectada com a AlphaPUMP, responsável pelo bombeamento com fluxo de ar controlado, o que promoveu o arraste do gás radioativo no detector.

Uma terceira mangueira foi acoplada na AlphaPUMP, introduzida através do difusor da tampa, na direção do ambiente simulado no piso B, com a função de retornar o ²²²Rn sugado, para o ambiente *indoor* da câmara, proporcionando a circulação do ar e gerando um sistema completo de medição do gás radioativo emanado. Essa circulação no interior do ambiente simulado foi fundamental para a medição do radônio produzido pelo decaimento da fonte presente na câmara.

Também foi realizada a medida do *background* do simulador, antes de adicionar a amostra NORM. Essa medida de fundo seguiu a mesma metodologia descrita anteriormente, mas sem a presença da fonte radioativa na câmara.

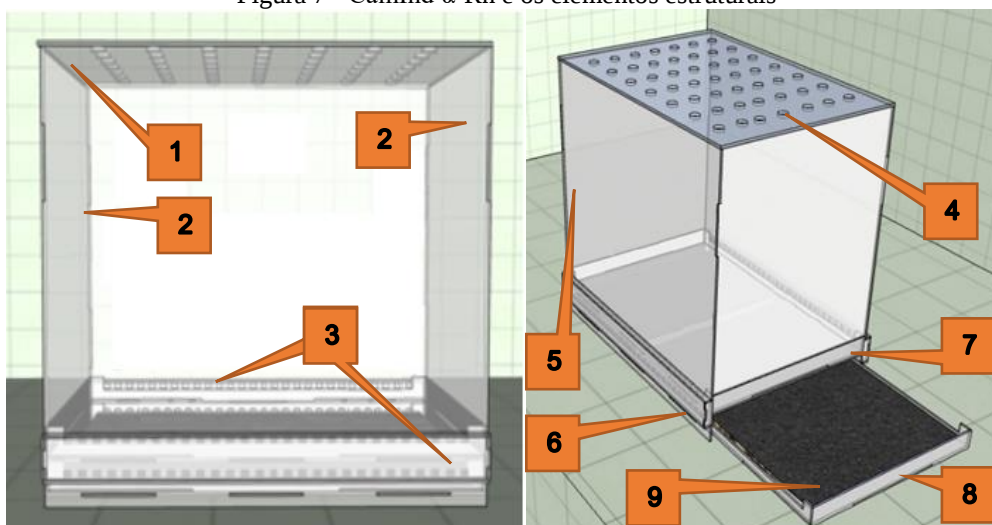
Parâmetros físicos do laboratório onde ocorreram os experimentos também foram monitorados, como temperatura e umidade. A temperatura média teve valores de $27,5 \pm 3 \text{ C}^\circ$ e a umidade do ar média foi 82,5% nos horários da noite. Nos períodos da manhã e tarde a temperatura média foi de $29,2 \pm 4 \text{ C}^\circ$ e umidade média nessas faixas de horário em torno de 88%.

5 RESULTADOS

5.1 DESENVOLVIMENTO DA CAMIND α -Rn

A CamInd α -Rn foi construída conforme ilustrada na Figura 7, possuindo as dimensões e os materiais já descritos no projeto de construção, item 4.1 da Metodologia, sendo instalada nas dependências do LARCA, do grupo RAE do DEN/UFPE.

Figura 7 - CamInd α -Rn e os elementos estruturais



Fonte: A autora (2022).

1: tampa superior articulável (teto); 2: parede lateral; 3: difusores das paredes frontal e posterior; 4: difusores da tampa superior articulável; 5: parede frontal; 6: defletor fixo da parede frontal; 7: piso B; 8: piso A; 9: amostra fonte do simulador.

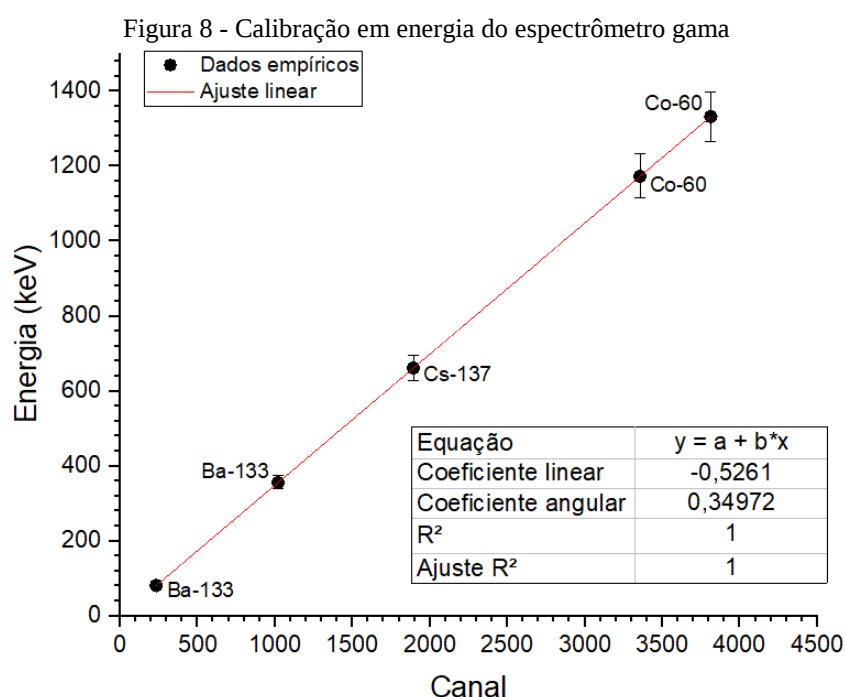
A câmara possui uma tampa superior articulável (teto), composta por quarenta e nove difusores (aberturas para a circulação de ar), formada por orifícios circulares com 3 cm de diâmetro, favorecendo a difusão natural do ar, a renovação do oxigênio e minimizando a fuga do gás Rn. Possui dois pisos fixados (contrapiso), o que proporciona a manutenção dos pisos móveis A e B, facilitando a limpeza do ambiente. O piso B foi classificado como área de vivência interna do simulador, sendo monitorado pelos dispositivos passivos, detector e com controle de temperatura e umidade.

A CamInd α -Rn possui duas bases fixas proporcionando a estabilidade e a mobilidade dos pisos, quatro paredes. Foram projetados cinquenta e seis difusores na extremidade inferior das paredes frontal e posterior. Distribuídos em duas fileiras laterais, com vinte e oito difusores em cada parede, compostos por uma geometria quadrada de 1,0 cm de lado, proporcionando a emissão do gás ^{222}Rn e os seus descendentes para o interior do simulador.

Dispõe também de dois defletores de ar com as dimensões de 60 cm de comprimento por 1,4 cm de espessura fixados na região inferior das paredes frontal e posterior, onde a sua função é direcionar o fluxo do gás radioativo presente na amostra NORM para o interior.

5.2 CARACTERIZAÇÃO DA AMOSTRA NORM

Para a caracterização dos radionuclídeos presentes na amostra de rocha na CamInd α -Rn, foi realizada a calibração do sistema de medidas HPGe, como mostrado na Figura 8.



Fonte: A autora (2022).

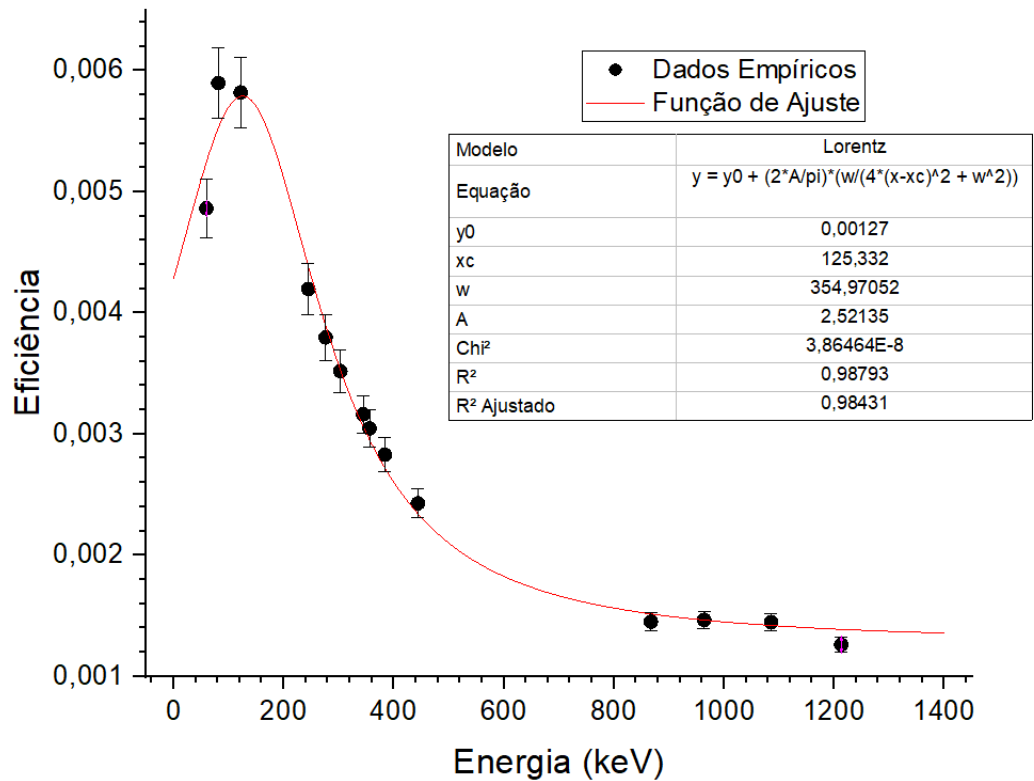
A correlação linear entre os dados empíricos e o modelo de ajuste foi excelente, com R^2 igual a 1, o que confere condição para qualificação dos radionuclídeos. A partir do modelo linear, foi estabelecida a Equação 7, que permitiu caracterizar os radionuclídeos pelas transições gama.

$$E = 0,35 * C - 0,53 \quad (7)$$

Sendo E a energia a ser determinada, dada em (keV) e C o canal de cada fotopico.

O modelo de eficiência em energia foi estabelecido pela Figura 9, usando uma faixa de energia que abrange o intervalo utilizado para quantificação dos radionuclídeos naturais.

Figura 9 - Modelo de eficiência da espectrometria gama



Fonte: A autora (2022).

O melhor ajuste obtido foi para a função Lorentz, demonstrando que a eficiência em energia tende a diminuir com o aumento da energia, até um platô em 1.200 keV.

Utilizando os parâmetros experimentais obtidos no ajuste do modelo da Figura 9, foi determinada a Equação 8, que permitiu obter as eficiências ajustadas para as transições gama de interesse.

$$\varepsilon = y_0 + \frac{2A}{\pi} \frac{w}{4(E-x_c)^2 + w^2} \quad (8)$$

Nesta equação, ε representa a eficiência em energia; E a energia associada ao fóton; y_0 , A , w e x_c que foram os parâmetros de ajustes da equação, os quais são apresentados no quadro da curva de eficiência (Figura 9).

Na Tabela 6, estão apresentados os resultados em atividade dos radionuclídeos naturais ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , e ^{40}K , na amostra NORM, cuja massa foi de 4,48 kg, adicionada ao piso A da CamInd α -Rn.

Tabela 6 - Resultado da amostra fonte usada no simulador

Radionuclídeos	A (kBq)
^{238}U	682,21
^{226}Ra	1.070,05
^{232}Th	4,12
^{40}K	3,89

Fonte: A autora (2022).

A: Atividade.

Os valores das atividades para ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K foram superiores às médias globais relatadas pela UNSCEAR (2008), devido ao fato da amostra NORM ter sido extraída de uma área uranífera, representando no ambiente simulado, uma ocorrência anômala de NORM conforme planejado inicialmente no estudo.

5.2.2 Monitoração do ^{222}Rn indoor na CamInd α -Rn

5.2.2.1 Resultado da detecção por câmara de ionização

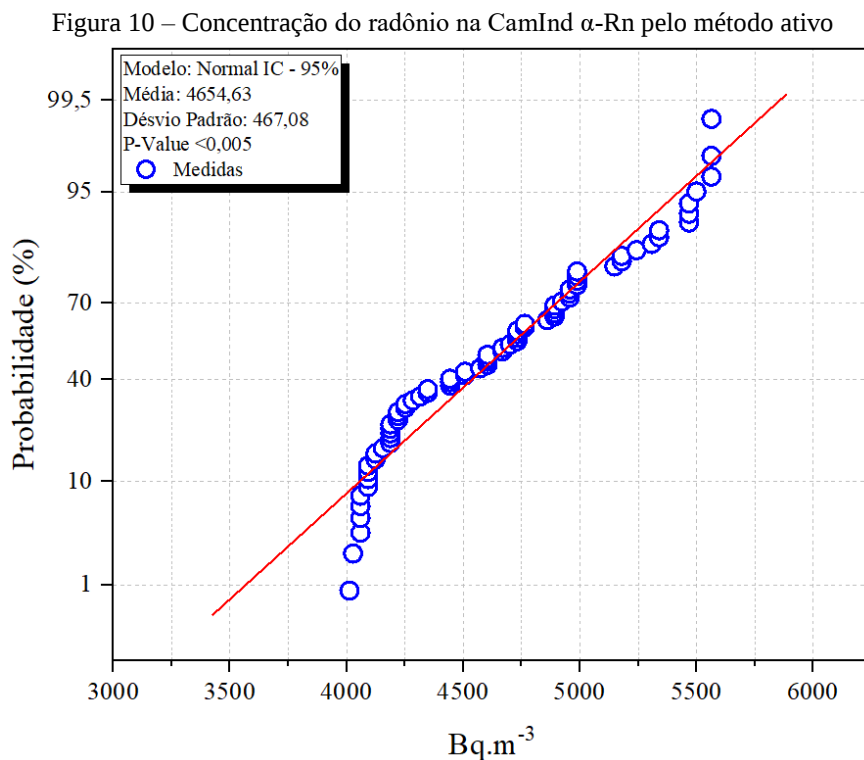
A Figura 10 apresenta a distribuição das medidas realizadas com o detector AlphaGUARD. Com o gráfico pode-se observar que os resultados das medidas de concentração do ^{222}Rn indoor, apresentam uma distribuição não-normal, através do resultado do valor p inferior ao nível de significância de 0,5%.

Portanto, deve ser observado que o valor $p < 0,005$ representa uma característica qualitativa do modelo, onde o valor p não deve ser levado em consideração isoladamente, mas pode ser inferido como uma boa aproximação de um comportamento homogêneo para a maioria dos valores.

O parâmetro estatístico descritivo confirma a reprodutibilidade dos dados experimentais e a garantia de um valor quase que constante para a atividade do radônio em todo o processo de monitoração, que ocorreu no período de 3 dias, onde a mediana, com valor de 4.604 Bq.m^{-3} e moda de 4.188 Bq.m^{-3} .

A média da concentração do radônio e o desvio foi de $4.654 \pm 467 \text{ Bq.m}^{-3}$. O *background* do ambiente simulado, antes da adição da amostra NORM, foi estimado em $68 \pm 25 \text{ Bq.m}^{-3}$. Considerando as médias inferidas na Figura 10, o coeficiente de variação calculado foi de aproximadamente 10%, que é considerado um bom valor para dados experimentais.

A média da concentração de radônio medido nos dias monitorados apresentou um coeficiente de variação de 11% para o dia 1; 9% para o dia 2 e 8% para o dia 3, fato explicado pelas características radioativas da amostra e movimentação das pessoas ao entrar e sair do laboratório, contribuindo para a circulação do ar no interior do simulador.



Fonte: A autora (2022).

Na determinação da concentração do ^{222}Rn pelo método ativo, foi estimada a média e desvio ponderado com base nos resultados obtidos para os 3 dias de monitoração, considerando como o fator peso o período da exposição, pela detecção utilizando a câmara de ionização. A média e o desvio ponderado foi de aproximadamente $4.711 \pm 430 \text{ Bq.m}^{-3}$, com coeficiente de variação estimado em aproximadamente 9%, cuja representação se alinha ao coeficiente de variação obtido no dia 2.

5.2.2.2 Análise dos detectores passivos

A média das concentrações do ^{222}Rn *indoor*, dos 13 detectores α Espec-222, no interior do simulador foi de $3.200 \pm 324 \text{ Bq.m}^{-3}$, com amplitude de aproximadamente 2.553 a 3.650 Bq.m^{-3} e apresentando coeficiente de variação de 10%, corroborando com a dispersão

contida para o experimento com detector ativo. A Tabela 7 apresenta os resultados obtidos para cada dispositivo no interior da CamInd α -Rn.

Tabela 7 - Avaliação do ^{222}Rn indoor usando o SSNTD α Espec-222

Altura (cm)	CR-39	Exposição (dia)	Rn (Bq.m^{-3})
0	12	40	3.650 ± 6
0	13	36	3.061 ± 4
13,0	5	36	3.500 ± 5
13,0	6	40	3.591 ± 3
13,5	1	40	3.504 ± 5
14,0	4	40	3.004 ± 5
17,0	2	36	3.322 ± 7
17,5	3	40	2.877 ± 6
29,5	7	60	3.289 ± 5
31,5	9	60	3.309 ± 5
34,5	8	60	2.986 ± 5
48,0	10	40	2.955 ± 7
52,0	11	60	2.553 ± 6

Fonte: A autora (2022).

A partir dos valores encontrados foram estabelecidas as médias das concentrações em três alturas, no interior da câmara sendo de 0 – 14,0 cm, $3.385 \pm 280 \text{ Bq.m}^{-3}$; 17,0- 31,5 cm, $3.199 \pm 215 \text{ Bq.m}^{-3}$; e de 34,5 – 52,0 cm, $2.831 \pm 242 \text{ Bq.m}^{-3}$, considerando as possíveis variações de altura dos habitantes ou organismo vivo posicionado no ambiente, em uma perspectiva futura.

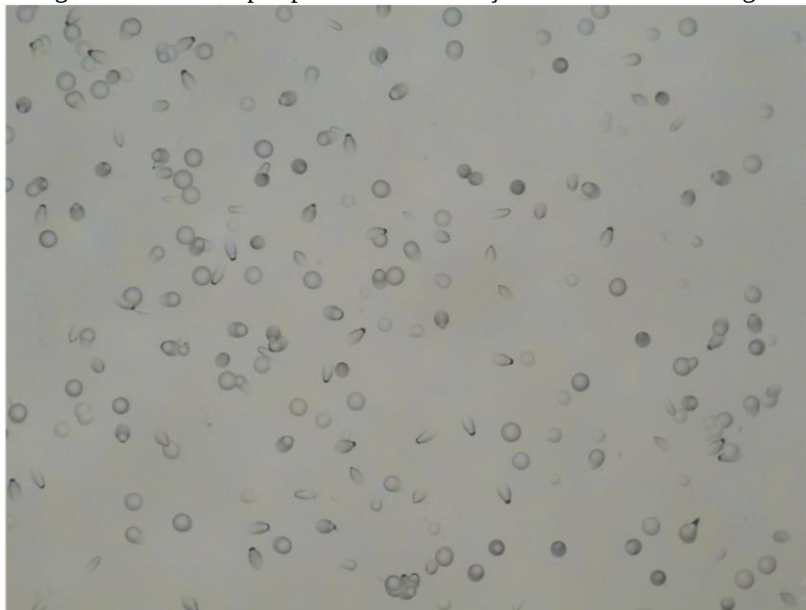
Na região de altura entre 34,5 – 52,0 cm, as concentrações do gás foram menores, fato justificado pela presença das correntes de ar, que percorrem na direção do ambiente simulado, através dos difusores de ar no teto da CamInd α -Rn, facilitando a propagação do ar na região.

Entre as alturas 0 – 14,0 cm e 17,0- 31,5 cm, foram evidenciadas maiores concentrações do ^{222}Rn , devido à contribuição dos difusores de ar localizados na região inferior das paredes frontal e posterior, facilitando a mitigação do gás radioativo presente na amostra NORM, localizada no piso A.

Dispersões nos valores das concentrações para os dispositivos posicionados na mesma altura e com a diferença de dias de exposição foram observadas ao longo das leituras dos CR-39 de número 5 e 6, ambos na faixa de altura de 0,13 cm; CR-39 de número 12 e 13 na altura de 0 cm, esses dispositivos apresentaram coeficiente de variação médio de 4,2%, fato já esperado para pequenos intervalos de tempo, nas mesmas condições do ambiente simulado.

A Figura 11 mostra a leitura em microscópio óptico do CR-39 número 9, após o processo de exposição de 60 dias no ambiente de estudo. Essa figura expressa a quantidade de traços nucleares medidos no dispositivo, sendo explicado pela alta concentração de radônio na amostra NORM presente na CamInd α -Rn, o tempo de exposição no ambiente do estudo e a altura do CR-39 posicionado na câmara.

Figura 11 - CR-39 após processo de revelação e tratamento de imagem



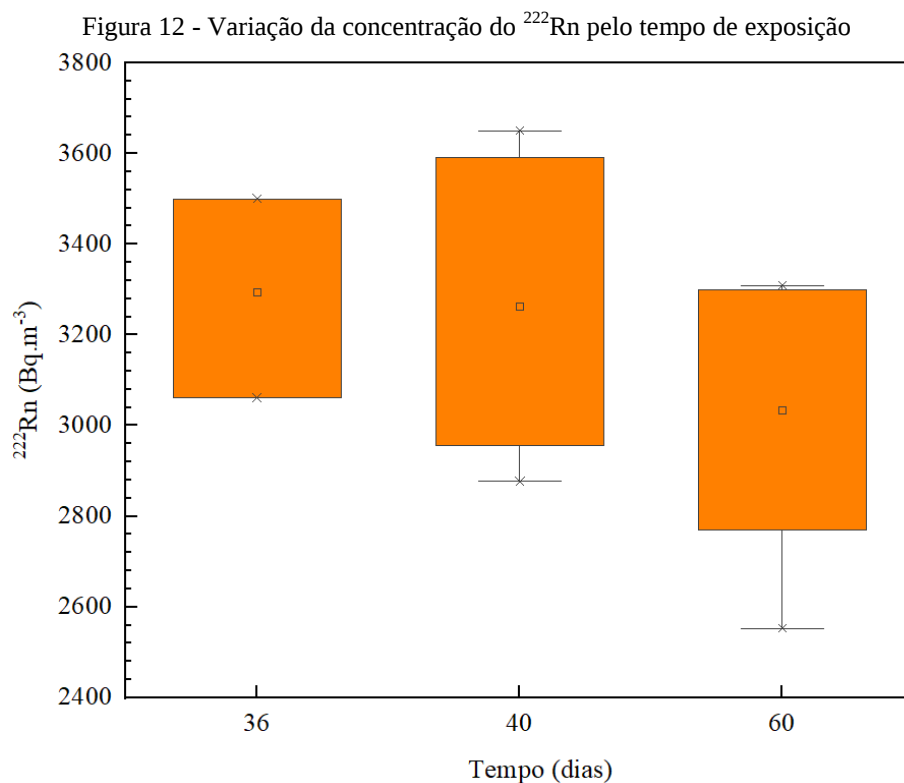
Fonte: A autora (2022).

A dispersão do ^{222}Rn *indoor* no período de 36; 40 e 60 dias são apresentadas no gráfico box plot da Figura 12, mostrando a relação das medidas de concentração de radônio nos diferentes períodos de tempo.

Na Figura 12, observa-se que a concentração média obtida para o tempo de 36 dias de exposição dos dispositivos 2; 5 e 13 foi de $3.325 \pm 265 \text{ Bq.m}^{-3}$, o coeficiente de variação para esse período foi de 8%. Para o período de 40 dias, os CR-39 números 1; 3; 4; 6; 10 e 12, a concentração média encontrada foi de $3.248 \pm 151 \text{ Bq.m}^{-3}$, com valor mínimo e máximo de 2.877 Bq.m^{-3} e 3.650 Bq.m^{-3} , respectivamente e o coeficiente de variação de 10%. Para a exposição de 60 dias nos dispositivos números 7; 8; 9 e 11, a média foi de $3.034 \pm 353 \text{ Bq.m}^{-3}$, com valor mínimo e máximo de 2.553 Bq.m^{-3} e 3.309 Bq.m^{-3} , respectivamente e o coeficiente de variação de 12%.

A média da concentração de radônio nos diferentes períodos monitorados sofreu uma variação, fato explicado pelas características NORM da amostra, geometria da câmara e a pressão atmosférica durante os experimentos. Considerando a influência do tempo na

determinação da concentração do Rn pelo método passivo, foi estimada a média e desvio ponderados com base nos resultados obtidos para os diferentes tempos de medição, tendo como pesos o tempo de exposição dos espectrômetros alfa.



A média e desvio ponderado foi de aproximadamente $3.174 \pm 270 \text{ Bq.m}^{-3}$, com novo coeficiente de variação estimado em aproximadamente 8,5%, cuja representatividade se alinha ao coeficiente de variação obtido para o período de 36 dias, que já passa ser significativo para a monitoração de ambientes com níveis elevados de radioatividade natural, como no caso do estudo.

5.3 COMPARAÇÃO DA MONITORAÇÃO PELOS MÉTODOS ATIVO E PASSIVO

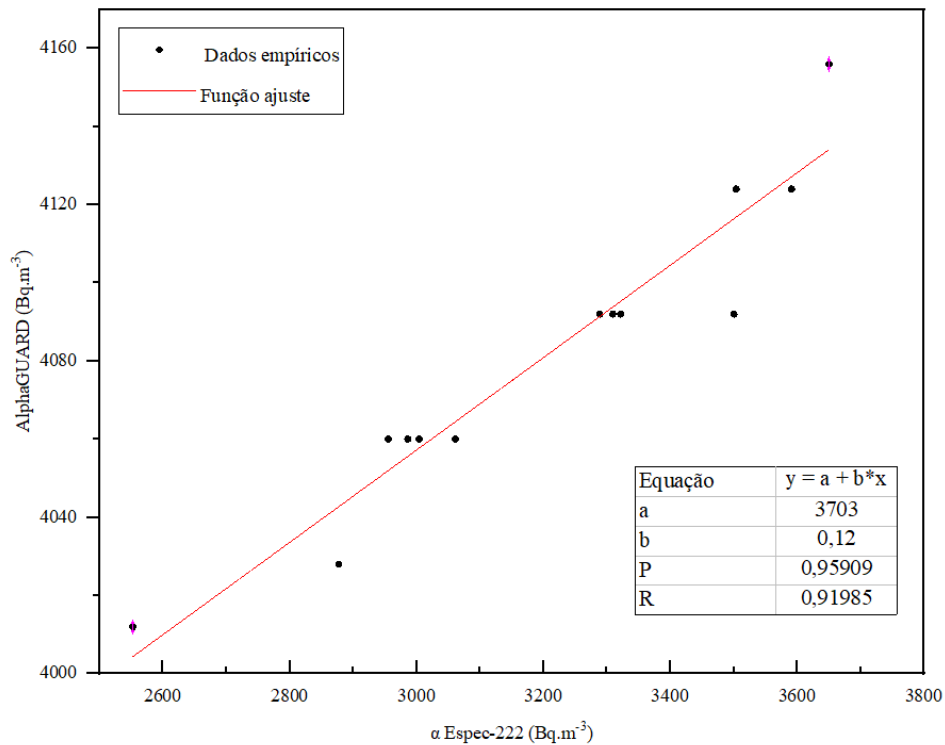
Uma correlação entre os dados obtidos pelos detectores passivo e ativo foi realizada para comparação dos resultados empíricos obtidos. A Figura 13 apresenta detalhes do estudo de correlação entre os dados obtidos com os métodos passivo e ativo.

O coeficiente de correlação foi de aproximadamente 0,92, devido à proporção das medidas que se mantiveram utilizando monitoração distinta, que passa a ser uma garantia da confiança dos métodos utilizados no estudo. A Equação 9, correlaciona as concentrações do

^{222}Rn pelos métodos α Espec-222 ($\text{CRn}_{\alpha\text{Espec-222}}$) e câmara de ionização AlphaGUARD ($\text{CRn}_{\text{AlphaGUARD}}$), com modelo alinhado aos métodos propostos. Para um nível de confiança de 95%, foi obtida uma excelência correlação entre os modelos para previsão das concentrações de radônio no simulador.

$$\text{CRn}_{\text{AlphaGUARD}} = 3703 + 0,12 * \text{CRn}_{\alpha\text{Espec-222}} \quad (9)$$

Figura 13 - Correlação entre os resultados do α Espec-222 com o AlphaGUARD



Fonte: A autora (2022).

O modelo experimental traduzido da Equação 9, demonstra que o tempo de monitoração demandando, apresentou menor período para estimativa do radônio no ambiente simulado, assim como, sua aplicação em experimentos de campo, onde o tempo é um importante instrumento para minimizar custos e obter maior volume de resultados.

Na Tabela 8, são representados os parâmetros estatísticos relacionados às detecções passivas e ativas realizadas no estudo.

Adotando-se o modelo ponderado, observa-se menor dispersão dos dados e maior confiança para os resultados obtidos, que foi o valor de tendência adotado para expressar os resultados da monitoração passiva.

Tabela 8 - Médias das concentrações de ^{222}Rn *indoor* nas detecções

Detector	CRn ± σ	Mínimo	Máximo	CV (%)
	(Bq.m ⁻³)			
*α Espec-222	3.174 ± 270	3.034	3.325	8,5
*AlphaGUARD	4.711 ± 430	4.506	4.904	9,0

Fonte: A autora (2022).

*Calculado com base na média ponderada no tempo de exposição; CRn: Concentração de radônio; σ : Desvio padrão; CV: Coeficiente de variação.

A média da concentração ponderada de ^{222}Rn , obtida pelos valores da média dos detectores passivos e ativos foi de aproximadamente 3.943 $\pm$ 769 Bq.m⁻³. O coeficiente de variação estimado foi de, aproximadamente 19%, valor considerado aceitável, assumindo a comparação entre duas metodologias diferentes e monitoradas em períodos diferentes.

Para os modelos utilizados no estudo, foram observados coeficientes de variação similares, o que mostra reprodutibilidade dos métodos, embora apresentem medidas de tendências diferentes. Essas diferenças decorrem do tempo de monitoração para os métodos, sensibilidade e arranjo experimental diferenciado, já que o método ativo utilizou extração de ar por fluxo forçado.

5.4 RESULTADOS CONSOLIDADOS NO ESTUDO

Os valores referenciados para representação das concentrações do radônio *indoor* obtidos dos métodos passivos e ativo foram de 3.174 $\pm$ 270 Bq.m⁻³ e 4.711 $\pm$ 430 Bq.m⁻³, respectivamente. Esses resultados não configuram exposição radioativa em ambiente domiciliar, não representando uma situação real de campo, que sofre influência de muitas variáveis, algumas sem controle do observador. Contudo, possibilitou a investigação de fatores a serem considerados em uma avaliação de campo, os quais podem influenciar na dosimetria do ambiente.

Fazendo uma comparação com alguns estudos em áreas influenciadas por NORM, com destaque para a pesquisa realizada por Santos Júnior (2009), onde foram evidenciadas anomalias radioativas em rochas e solos no município de Pedra - Pernambuco. Os resultados obtidos para o rádio equivalente, de 16.979 a 147.159 Bq.kg⁻¹, caracterizaram uma condição anômala inferior ao que foi simulado no presente estudo, fato que permitiu a avaliação de radioatividade ambiental em situação anômala.

O estudo de Alberigi (2011), mostra a influência da ventilação na concentração do radônio no interior das cavernas, fazendo uso do método de monitoração passiva, com

concentração entre 2.892 Bq.m^{-3} a 9.457 Bq.m^{-3} , na região da entrada e nas áreas mais profundas, respectivamente. Essa variação foi observada no presente estudo, entre os dispositivos α Espec-222 instalados no piso B do simulador e nas proximidades da tampa, onde existem difusores para ambiente externo e também, maior troca de ventilação.

Monitoração semelhante foi realizada por Xie *et al.*, (2020), na investigação da concentração de radônio emitida em blocos de concreto, no interior de um quarto, com a porta aberta e fechada. Os resultados encontrados foram de 79 Bq.m^{-3} a 110 Bq.m^{-3} para os ensaios com a porta fechada e de $25,5 \text{ Bq.m}^{-3}$ a 48 Bq.m^{-3} com a porta aberta, mostrando a contribuição da ventilação na diminuição dos níveis de radônio do ambiente residencial.

O estudo em áreas de ocorrência uraníferas habitadas realizado por Ramos (2020), nos municípios de Abreu e Lima, Paulista e Olinda no estado de Pernambuco, apresentaram uma média de concentração de ^{222}Rn por detecção passiva de $4.798 \pm 461 \text{ Bq.m}^{-3}$ e de $5.012 \pm 589 \text{ Bq.m}^{-3}$, por monitoração ativa em residências, durante um tempo de monitoração de 3 a 6 meses, evidenciando uma condição anômala superior ao presente estudo. Isto destaca a importância de investigação em áreas impactadas por NORM.

No estudo realizado por Oliveira (2021), foram realizadas medidas da concentração de radônio em rochas próximas às habitações, com valores entre $53,7 \pm 1,6 \text{ Bq.m}^{-3}$ a $1.141 \pm 26 \text{ Bq.m}^{-3}$, mostrando que a contribuição desse material quando utilizado como elemento decorativo ou em materiais de construção pode ocasionar exposição ao radônio e progênie, e consequentemente, problemas de saúde pública. Fato que pode ser investigado em trabalhos futuros com a utilização da CamInd α -Rn, através de simulação de ambientes impactados por NORM e análise em tecido *in vivo*.

As análises comparativas corroboram com os resultados deste estudo, comprovando que os valores encontrados para a concentração de ^{222}Rn no interior do simulador estão influenciados pela amostra NORM, onde o material rochoso possui altos teores dos radionuclídeos da série do ^{238}U .

6 CONCLUSÃO

A construção da câmara de radônio *indoor* permitiu o estudo da concentração e a análise do comportamento de ^{222}Rn no ambiente interno, com uma metodologia específica, eficiente e de baixo custo.

O posicionamento dos dispositivos passivos em diferentes alturas, no interior do simulador contribuiu para uma avaliação da concentração *indoor* relacionada à difusão do ar na CamInd α -Rn, onde a presença dos difusores localizados no teto facilitou a passagem do ar para o ambiente monitorado.

As metodologias utilizadas na avaliação do radônio no interior do simulador permitiram descrever sua difusão no ambiente interno, com heterogeneidade de resposta pelas influências dos arranjos experimentais e sensibilidade dos métodos.

Vale ressaltar a importância desta pesquisa, tanto pelo caráter pioneiro, como inovador, ao construir um simulador físico, a partir de uma representação de uma residência em escala reduzida, promoção do conhecimento com confiabilidade dos níveis de radônio em áreas de ocorrência uranífera habitada em um ambiente controlado.

O simulador de ambiente físico construído nesta pesquisa servirá como ponto de partida para futuras monitorações de radônio em ambiente interno para simulações *in vivo*, estudos dosimétricos, certificação de dispositivos passivos e ativos, além da aplicação na proteção radioecológica.

REFERÊNCIAS

- ALBERGI, S. **Sobre a influência de fatores ambientais nos níveis de radônio em cavernas dos parques estaduais do vale do Ribeira, no estado de São Paulo e Avaliação do equilíbrio do fator radioativo**. 2011. 105 p. Tese (Doutorado em Tecnologia Nuclear – Aplicações), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN) – Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2011.
- BEIR VI. Health Effects of Exposure to Radon. Samet, J *et al.* **National Academy of Sciences**, 1999.
- BLAISE, D.; SINGH, J. V.; BONDE, A. N.; TEKALE, K. U.; MAYEE, C. D. Effects of farmyard manure and fertilizers and yield, fibre quality and nutrient balance of rainfed cotton (*Gossypium hirsutum*). **Bioresource Technology**, v.96, p.345-349, 2005.
- BOLIVAR, J. P.; GARCÍA-TENORIO, R.; GARCÍA-LEÓN, M. A method for the determination of counting efficiencies in γ -spectrometric measurements with HPGe detectors. **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A**. v. 382, p. 495-502 (1996).
- BURKE, A.K.; STANCATO, A.C.; PAULON, V.A. **Study of radon emanation from olymer-modified cementitious materials**. Building and Environment. p 1291- p1295, 2003.
- CAMPOS, Thomas Ferreira da Costa *et al.* O gás radônio e a radiação natural em terrenos metagraníticos e pragmáticos: o caso do município de Lajes Pintadas, Rio Grande do Norte. **Revista de Geologia**, vol. 26, n. 2, p. 45-52, 2013b.
- CAZULA, D. C. **Dosimetria de Rn-222 no ar em ambientes localizados acima e abaixo do nível do solo**. 2015. 66 p. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Tecnologia Nuclear: Aplicações). Instituto de Pesquisa Energéticas e Nucleares (IPEN), Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2015.
- CNEN. Comissão Nacional de Energia Nuclear. Ministério da Ciência e Tecnologia. **Posição Regulatória 3.01/007**. Níveis de intervenção e de ação para exposição crônica. Rio de Janeiro, Brasil, 2005.
- CORRÊA, J. N. **Avaliação da contaminação pelo gás radônio em ambientes de convívio humano na região metropolitana de Curitiba**. 2006. 96 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica e Informática Industrial) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2006.
- CORRÊA, J. N. **Avaliação dos níveis de concentração de radônio em ambientes e águas de poços no estado do Paraná**. 2011. 111 p. Tese (Doutorado em Engenharia Elétrica e Informática Industrial), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná, 2011.
- DIMOVA, N.; KINOVA, L.; VELEVA, B.; SLACHEV, B. Radiochemical Procedures for Determination of Naturally Occurred Uranium Isotopes in Environmental Samples. **Geology an Geophysics**, v. 46, p.241.246, 2003.
- EISENBUD, M.; GESELL, T. Environmental Radioactivity from natural, industrial and military sources. 4 ed. California, USA: **Academic Press**, 1997.

FARIAS, E. E. G. **Exalação de radônio-222 em solos: parâmetros para modelagem e métodos de determinação**. 2016. 126 p. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016.

FREUDENRICH, C.; BRAIN, M. **HowStuffWorks - Como funciona o radônio**. Publicado em 04 de outubro de 2000 (atualizado em 18 de maio de 2007). <http://ciencia.hsw.uol.com.br/radonio5.htm>. Acessado em: 06 abr. 2021.

FELIACIANO, V. M. D. **A Radiação Natural-Norm: Guia Prático**, 1ª Edição, Publicado em dezembro de 2016. <http://www.gov.br/ird/pt-br/central-de-conteudo/publicacoes/norm.pdf>. Acessado em: 20 set.2022.

HULTQVIST, B. Studies on naturally occurring ionizing radiations. Kungliga svenska vetenskapsakademiens handlingar. **Fourth series**. Band 6, Nr 3. Stockholm. 1956.

IRD, Instituto de Radioproteção e Dosimetria. **Manual da OMS sobre radônio em ambientes internos: Uma perspectiva de saúde pública**. IRD/CNEN, 1º ed, São Paulo, 2016.

IAEA, International Atomic Energy Agency. **Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards, General Safety Requirements**, no GSR Part 3, International Atomic Energy Agency, Vienna. 2014.

IAEA, International Atomic Energy Agency. **Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments**. Tech Rep Series No.472, Vienna. 2010.

ICRP, International Commission on Radiological Protection. ICRP 65 - Protection Against Radon-222 at Home and at Work. **Oxford**: Pergamon Press, v. 23, n. 2, 1993.

ICRP, International Commission on Radiological Protection. **Radiation Protection of Workers in Mines**. Annals of ICRP Publication, 47, Canada, United States, 1986.

LARA, E. G. **Radônio nos gases do solo: distribuições e correlações com litologias e pedologias da RMBH – Região Metropolitana de Belo Horizonte**. 2013. 139 p. Dissertação (Mestrado em Ciências e Técnicas Nucleares), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

MAFRA, K. C. **Medidas de concentração de radônio-222 em água de poço e solo da região do Pinheirinho em Curitiba e proposta de mitigação da água**. 2009, 102 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica e Informática Industrial), Universidade Tecnológica Federal do Paraná UTFPR, Curitiba, 2009.

MAZZILLI, B. P.; MÁDUAR, M. F.; CAMPOS, M. P. **Radioatividade no Meio Ambiente e Avaliação de Impacto Radiológico Ambiental**. Documento TNA 5754. São Paulo: Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, 2011, 92 p.

OLIVEIRA, M. S. **Avaliação dos níveis de concentração de radônio em águas de poços, rochas e solos em Carambeí – PR**. 2021. 81 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia

Elétrica e Informática Industrial), Universidade Tecnológica Federal do Paraná UTFPR, Curitiba, 2021.

OMS, Organização Mundial da Saúde – **Handbook on indoor radon, a public health perspective-France**, 2009.

PEREIRA, W. de S.; KELECOM, A. **Avaliação dos limites brasileiros de exposição ocupacional ao radônio e sua comparação aos limites propostos pela International Commission on Radiological Protection**. Latin American Symposium on Radon and II Symposium on Radon in Brazil, Poços de Caldas, Volume: I, 2014.

RAMOS, M. L. O. S. **Radônio-222 e a ocorrência de câncer de pulmão em municípios da Região Metropolitana de Recife com afloramentos de fosforito uranífero**. 2020, 148 p. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares – Área de Concentração: Radioecologia e Análises Ambientais). Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2020.

SANTOS JÚNIOR, J. A. **Avaliação radiométrica do ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K em uma área anômala do Agreste de Pernambuco**. 2009, 139 p. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

SANTOS JÚNIOR, J. A.; ARAÚJO, E. E. N.; FERNÁNDEZ, Z. H.; AMARAL, R. S.; SANTOS, J. M. N.; MILAN, M. O. Measurement of natural radioactivity and radium equivalent activity for pottery making clay samples in Paraíba and Rio Grande do Norte - Brazil. **Environmental Advances**, v. 6, p. 100121, 2021.

SANTOS, J. M. N.; SANTOS JÚNIOR, J. A.; AMARAL, R. S.; BEZERRA, M. B. C. F.; FERNANDES, T. S.; ROJAS, L. A. V.; FERNÁNDEZ, Z. H.; ARAÚJO, E. E. N.; AZEVEDO, A. J. I. A. R.; CORREIA, F. L. B.; MILAN, M. O. α Espec-222 as a variant to the radon monitoring method using a solid state nuclear track. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 178, p. 109948, 2021.

SANTOS, J. M. N.; SANTOS JÚNIOR, J. A.; AMARAL, R. S.; FERNÁNDEZ, Z. H.; BEZERRA, M. B. C. F.; CORREIA, F. L. B.; ARAÚJO, E. E. N.; GUIMARÃES, C. R. P.; ARAÚJO, M. R. S.; MEDEIROS, N. V. S.; OLIVEIRA, M. F. M. Influx of radioactive gas in norm occurrences in Northeastern Brazil. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 187, p. 110319, 2022.

SANTOS, J. M. **Radiodosimetria usando detector de trilha nuclear de estado sólido na avaliação α Rn em ambientes internos de áreas com alta radioatividade natural**. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares). Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2022.

SANTOS, T. O. **Distribuição da concentração de radônio em residências e outras construções da Região Metropolitana de Belo Horizonte – RMBH**. 2010. 146 p. Dissertação (Mestrado em Ciências e Técnicas Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte/MG, 2010.

SAPHYMO GmbH - **Alphaguard, Portable radon monitor, user manual**, p. 59, 2012.

SEVERO, E. M. F.; FILHO, A. C. C. **Em discussão: O Impacto do Radônio nas Construções**. Escola Latino-americano sobre Edificações e Comunidades Sustentáveis, Vitória/ES, 2011.

SEVERO, E.; SOUSA, H. O Risco do Radônio em Ambientes Internos. **7º Congresso Ibero-Americano em Investigação Qualitativa**, 3. ed., Fortaleza, 2018.

TZORTZIS, M., TSERTOS, H., CHRISTOFIDES, S., & CHRISTODOULIDES, G. Gammaray measurements of naturally occurring radioactive samples from Cyprus characteristic geological rocks. **Radiation Measurements**, v. 37, p. 221 – 229, 2003.

UNEP, United Nations Environment Programme. **Radiação, efeitos e fontes**. Disponível em: <http://www.aben.com.br/Arquivos/544/544.pdf>. Acessado em: 15 jul. 2021.

UNSCEAR, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. **Sources and effects of ionizing radiation**, anexo I, 2000. UNSCEAR Report to the United Nations General Assembly.

UNSCEAR, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report: V. I: **Sources** – Report to the General Assembly Scientific Annexes a and B. United Nations, United Nations Office, Vienna, 2008. ISBN: 13: 9789211422740.

UNSCEAR, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. **Sources and effects of ionizing radiation**, United Nations Publication, New York, v. 1, p. 222-463, 2010.

USEPA, United States Environmental Protection Agency (2015). **Citizen's Guide to Radon**. 402/K-09/001, Washington - D.C., 2015.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. **Consumer's guide to radon reduction: how to fix your home**. 402/K-10/005, Washington - D.C., 2016. p. 20.

WHO, World Health Organization (2007). International Radon Project Survey on Radon Guidelines, **Programmes and Activities**. WHO, Geneva.

WHO, World Health Organization (2009). Handbook on Indoor Radon, a Public Health Perspective. Geneva: Hajo Zeeb and Ferid Shannoun, p. 94.

Xie, D.; Wang C.; Yu, C. W.; Wang H.Q. Numerical investigation of radon dispersion and dose assessment for typical ventilation schemes with an air purifier. **Indoor and Built Environment**, v. 30, p. 114 – 128, 2020.