



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

ANDREY JOSÉ ISIDORO DE ARAÚJO RODRIGUES AZEVEDO

AVALIAÇÃO DO DOSÍMETRO BeOSL PARA DOSIMETRIA AMBIENTAL

Recife

2020

ANDREY JOSÉ ISIDORO DE ARAÚJO RODRIGUES AZEVEDO

AVALIAÇÃO DO DOSÍMETRO BeOSL PARA DOSIMETRIA AMBIENTAL

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

Área de Concentração: Dosimetria e Instrumentação Nuclear.

Orientador: Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior.

Coorientador: Prof. Dr. Alberto Antônio da Silva.

Recife

2020

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

A994m Azevedo, Andrey José Isidoro de Araújo Rodrigues.
Avaliação do dosímetro BeOSL para dosimetria ambiental /
Andrey José Isidoro de Araújo Rodrigues Azevedo - 2020.
72 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior.
Coorientador: Prof. Dr. Alberto Antônio da Silva.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares,
2020.
Inclui Referências.

1. Energia Nuclear. 2. Dosímetro BeOSL. 3. Monitoramento
ambiental. 4. Radônio e descendentes. I. Santos Júnior, José Araújo
dos (Orientador). II. Silva, Alberto Antônio da (Coorientador). III.
Título

UFPE

612.01448 CDD (22. ed.) BCTG/2020-282

ANDREY JOSÉ ISIDORO DE ARAÚJO RODRIGUES AZEVEDO

AVALIAÇÃO DO DOSÍMETRO BeOSL PARA DOSIMETRIA AMBIENTAL

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

Aprovada em: 30/09/2020.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral (Examinador Interno)

Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Mariana Brayner Cavalcanti Freire Bezerra (Examinador Externo)

Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Arykerne Nascimento Casado da Silva (Examinador Externo)

Universidade Federal de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

A Deus, por colocar em minha vida pessoas de bom coração, sem as quais nada seria possível nem faria sentido.

Aos meus avós Maria Izidoro (*in memorian*) e Antônio Luiz Nunes Araújo (*in memorian*), a minha mãe Lindinalva Izidoro e minha tia/mãe Maria da Conceição Izidoro, pelo amor e eterno incentivo ao estudo.

À minha esposa Suzana Albuquerque e as minhas filhas Sara e Sofia, pelo apoio irrestrito e compreensão das minhas ausências durante a realização deste projeto.

Ao meu orientador, professor Dr. José Araújo, por sua compreensão às minhas limitações, por seus ensinamentos, por suas palavras de orientação e incentivo, pelo ambiente positivo para produção científica, pelo exemplo de profissional dedicado e competente.

Ao meu coorientador, professor Dr. Alberto Antônio da Silva, que desde meu primeiro momento no grupo me ajudou, orientou, despendeu comigo seu já escasso tempo e foi peça fundamental para a realização deste projeto, hoje um grande amigo.

Aos Professores Drs. Romilton dos Santos Amaral, Mariana Brayner Cavalcanti Freire Bezerra, Zahily Herrero Fernández, Arykerne Nascimento Casado da Silva e Jairo Dias Bezerra, que durante as bancas de seminários engrandeceram esta dissertação com seus conhecimentos e nos corredores do departamento me aconselharam como realizar meu projeto.

Aos amigos do grupo de Radioecologia, Otávio, Rodrigo, Kennedy, Nilson, Ariosto, Josineide, Filipe, Marcela, Ricardo, Lino, Marvic, Eduardo, Julieta, Suzana, Vinicius, Dilcéia e Bruno, pela amizade, trocas de ideias e ajudas nessa caminhada.

Ao meu amigo Crescêncio Andrade, que me incentivou para este projeto, acreditando em mim mais que eu mesmo.

Ao professor Dr. Elves Joacir de França por ter me apresentar ao grupo de Radioecologia e permitido o acesso ao CRCN-NE para uso das instalações nos ensaios.

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

Aos professores, funcionários e demais alunos do Departamento de Energia Nuclear e da Universidade Federal de Pernambuco.

Ao meu amigo Arnaldo, sempre me incentivando para novos desafios.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo fomento à pesquisa.

A Prefeitura Municipal de Carpina e a Secretaria de Educação pelo transporte universitário de gratuito e de qualidade.

RESUMO

O gás radônio e seus descendentes destacam-se entre os radionuclídeos devido a sua significativa contribuição na dose das radiações ionizantes as quais o ser humano é exposto. Como esta exposição pode provocar danos à saúde, seu monitoramento se faz necessário, principalmente em ambientes fechados (*indoor*) onde o radônio e seus descendentes encontram condições apropriadas para se acumular. O dosímetro BeOSL destinado ao monitoramento pessoal e sensível a radiação gama é caracterizado pelo emprego do óxido de berílio (BeO) como material dosimétrico e a aplicação do fenômeno da luminescência opticamente estimulada (OSL) para quantificação da radiação absorvida. Em seu uso normal, este dispositivo apresenta resposta linear à dose, exatidão, precisão, praticidade no uso e baixo custo de operação. Para determinar a qualidade da resposta do BeOSL quando utilizado no monitoramento da radiação gama proveniente do decaimento radioativo de alguns descendentes do radônio, foi formulado um ensaio com grupos de dosímetros expostos em uma câmara onde a atividade de radônio e a taxa de dose foram monitorados. A partir de um estudo estatístico nas leituras dos dispositivos Alphaguard e Gamma surveyor, concluiu-se a inexistência de variações significativas na atividade de radônio e a taxa de dose na câmara durante todo o ensaio. Além disso, os resultados apresentados pelo o BeOSL indicaram uma alta dispersão e a não linearidade dos resultados. Contudo, através de uma readequação metodológica foi evidenciado uma diminuição dessa dispersão, indicando que um protocolo de exposição aperfeiçoado pode apresentar resultados mais assertivos em relação à aplicação do dosímetro BeOSL no monitoramento ambiental. Portanto, recomenda-se realizar novos testes com um protocolo de exposição aperfeiçoado para inferir com segurança a utilização do dosímetro BeOSL como ferramenta dosimétrica na avaliação da influência do radônio e descendentes na dosimetria de ambientes internos (*indoor*).

Palavras-chave: Dosímetro BeOSL. Monitoramento ambiental. Radônio e descendentes.

ABSTRACT

Radon gas and its daughters stand out among radionuclides due to their significant contribution to the dose of ionizing radiation to which humans are exposed. As this exposure can cause damage to health, its monitoring is necessary, especially in closed environments (indoor) where radon and its daughters find appropriate conditions to accumulate. The BeOSL dosimeter for personal and sensitive monitoring of gamma radiation is characterized by the use of beryllium oxide (BeO) as a dosimetric material and the application of the phenomenon of optically stimulated luminescence (OSL) to quantify the absorbed radiation. In normal use, this device has a linear response to the dose, accuracy, precision, practicality in use and low operating cost. To determine the quality of the BeOSL response when used to monitor gamma radiation from the radioactive decay of some daughters of radon, an assay was formulated with groups of dosimeters exposed in a chamber where radon activity and dose rate were monitored. From a statistical study on the readings of the Alphaguard and Gamma surveyor devices, it was concluded that there were no significant variations in radon activity and the dose rate in the chamber throughout the test. In addition, the results presented by BeOSL indicated a high dispersion and non-linearity of the results. However, through a methodological readjustment, a decrease in this dispersion was evidenced, indicating that an improved exposure protocol may present more assertive results in relation to the application of the BeOSL dosimeter in environmental monitoring. Therefore, it is recommended to perform new tests with an improved exposure protocol to safely infer the use of the BeOSL dosimeter as a dosimetric tool in the evaluation of the influence of radon and daughters in the dosimetry of indoor environments (indoor).

Keywords: BeOSL dosimeter. Environmental monitoring. Radon and daughters.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição da dose efetiva pela origem das fontes de radioatividade.....	18
Figura 2 - Distribuição da dose efetiva de origem natural.	20
Figura 3 - Série de decaimento do ^{232}Th	21
Figura 4 - Série de decaimento do ^{238}U	22
Figura 5 - Curva característica das regiões de operação para detectores a gás.	30
Figura 6 - Material OSL sendo irradiado e sua emissão após estímulo.	34
Figura 7 - Fluxograma da metodologia.	38
Figura 8 - Dosímetro BeOSL (A) e Estrutura interna do dosímetro (B).	39
Figura 9 - Câmara de radônio.	40
Figura 10 - Componentes da câmara de radônio e fluxo do ar no seu interior.....	41
Figura 11 - Decaimento ^{226}Ra para ^{222}Rn	42
Figura 12 - Detector Alphaguard.....	43
Figura 13 - Detector Gamma Surveyor.	44
Figura 14 - Arranjo adotado para calibração do detector gama de referência.....	45
Figura 15 - Cronograma de inserção e retirada dos dosímetros.	46
Figura 16 - Teste de avaliação do sistema Gamma Surveyor.	49
Figura 17 - Certificação para definição da função de calibração do Gamma Surveyor.....	50
Figura 18 - Função de calibração do Gamma Surveyor após ajuste integrado ao sistema.....	52
Figura 19 - Avaliação da aplicação do modelo de calibração nos dados empíricos.	53
Figura 20 - Controle da atividade do ^{222}Rn	54
Figura 21 - Monitoração da câmara de calibração com Gamma Surveyor	56
Figura 22 - Grupos associados pelo tempo de exposição.....	58
Figura 23 - Resposta dos BeOSLs em função do tempo de exposição.	59
Figura 24 - Resposta dos BeOSL em função da exposição e classificação por grupo.	60
Figura 25 - Correlação entre respostas dos BeOSLs e medidas no detector de referência.	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores do fator de peso da radiação W_r	27
Tabela 2 - Grupos e dias de exposição do primeiro ensaio.	47
Tabela 3 - Valores empíricos da calibração do Gamma Surveyor.	51
Tabela 4 - Estatística descritiva para medidas no Alphaguard.....	55
Tabela 5 - Estatística descritiva dos resultados do gamma Surveyor.....	57
Tabela 6 - Valores críticos e calculados para os testes T e F para as leituras do Detector de referência e do OSL.....	63

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 - Dose absorvida	26
Equação 2 - Dose equivalente	26
Equação 3 - Dose efetiva	28
Equação 4 - Kerma	28
Equação 5 - Taxa de dose ajustada.....	52
Equação 6 - Doses gama do detector de referência vs variação das medidas OSL.....	62

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

$\mu\text{Gy.a}$	Micro Gray por ano
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AD	Anderson Darling
BEIR	Comitê sobre os efeitos biológicos da radiação ionizante
BG	Background
BGO	Germanato de bismuto
Bq.m^{-3}	Becquerel por metro cúbico
$\text{Bq.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$	Becquerel por metro cúbico por hora
Cm	Centímetro
cm^3	Centímetro cúbico
CV	Coefficiente de variância
DNA	Ácido desoxirribonucleico
EUA	Estados Unidos da América
Gy	Gray
IC	Índice de covariância
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia
ISSO	Organização Internacional para Padronização
J.kg^{-1}	Joule por quilo grama
kBq	Quilo Becquerel
kBq.m^{-3}	Quilo Becquerel por metro cúbico
keV	Quilo elétrons-volt
Kg	Quilograma
kPa	Quilopascal
L	Litro
M	Metro
Mbar	Milibar
MCA	Multicanal
MeV	Mega elétrons-volt
mSv	Milisievert
mSv.a^{-1}	Milisievert por ano
NaI(Tl)	Iodeto de sódio ativado com tálio
NBR	Norma Técnica brasileira

nGy.h ⁻¹	Nano Gray por hora
Ppt	Partes por trilhão
R	Fator de correlação
RBC	Rede Brasileira de Calibração
SI	Sistema internacional
SiPMs	Fotomultiplicadoras de silício
Sv	Sievert
V	Volt
Z	Número atômico
A	Partícula alfa
B	Partícula beta
Γ	Gama

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	17
2.1	OBJETIVO GERAL.....	17
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3	REVISÃO DE LITERATURA	18
3.1	RADIOATIVIDADE AMBIENTAL.....	18
3.1.1	Radioatividade natural	19
3.1.2	Radônio	23
3.2	DOSIMETRIA	25
3.2.1	Grandezas radiológicas	26
3.3	DETECTORES DE RADIAÇÃO IONIZANTE	29
3.3.1	Câmaras de ionização	29
3.3.2	Detectores de cintilação	31
3.3.3	Semicondutores	32
3.3.4	Luminescência Opticamente Estimulada (OSL)	33
4	ESTATÍSTICA	35
5	MATERIAIS E MÉTODOS	38
5.1	DOSÍMETRO BeOSL.....	39
5.2	CÂMARA DE RADÔNIO.....	40
5.3	MONITORAMENTO DA CÂMARA DE RADÔNIO	42
5.3.1	Detector Alphaguard	42
5.3.2	Detector Gamma Surveyor	43
5.3.3	Calibração do detector Gamma Surveyor	45
5.4	ARRANJO EXPERIMENTAL.....	46
6	RESULTADOS	48
6.1	CALIBRAÇÃO DO GAMMA SURVEYOR.....	48
6.2	MONITORAMENTO DA ATIVIDADE DE R _n NA CÂMARA COM ALPHAGUARD	54
6.3	MONITORAMENTO DA RADIAÇÃO GAMA COM GAMMA SURVEYOR (DETECTOR DE REFERÊNCIA)	56
6.4	RESULTADOS DO BeOSL	57

6.5	COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS BeOSL COM O GAMMA SURVEYOR (DETECTOR DE REFERÊNCIA)	61
7	CONCLUSÕES	64
	REFERÊNCIAS	65

1 INTRODUÇÃO

Os seres vivos são expostos continuamente às radiações ionizantes tanto de origem antrópica como natural, esta exposição é chamada de radiação de fundo ou *background*. As radiações de origem natural representam aproximadamente 70% desse total e são compostas pelas radiações cósmicas, radionuclídeos cosmogênicos e primordiais. Os radionuclídeos primordiais estão presentes em toda a crosta terrestre, porém, em concentrações irregulares, dentre eles, os mais significativos são o ^{238}U , o ^{235}U e o ^{232}Th , que se caracterizam por formar as três séries naturais de decaimento radioativos. O ^{222}Rn pertence à série do ^{238}U e se destaca junto com sua progênie por contribuir com aproximadamente 64% de toda a exposição primordial (UNSCEAR, 2008).

O ^{222}Rn é um gás inodoro, insípido, incolor e inerte, formado a partir do decaimento do ^{226}Ra presente nos solos e nas rochas. Pode alcançar a superfície e infiltrando-se em edificações através de rachaduras existentes em pisos ou por dutos eletro-hidráulico, bem como pode emanar das águas de abastecimento, dos materiais de construção ou de utensílios domésticos que possuam em sua composição minerais contendo ^{226}Ra . Outros fatores que afetam a concentração de radônio são a ventilação, a diferença de pressão entre a parte interna e externa da edificação e o *layout* da construção (AL-SHARIF; ABDELRAHMAN, 2001). Por ser mais denso que o ar o radônio em ambientes fechados (*indoor*) concentra-se na parte inferior formando uma camada gasosa, onde devido ao contínuo decaimento radioativo são formados seus descendentes, entre eles encontram-se os isótopos de ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po , ^{210}Pb , ^{210}Bi e ^{210}Po . Ao contrário do radônio que é um gás são sólidos e ao serem formados são depositados nas superfícies ou permanecem em suspensão no ar agregados em aerossóis (PACHECO-TORGAL, 2012).

O ^{222}Rn e seus descendentes podem provocar efeitos deletérios aos seres humanos, esses efeitos são acentuados quando ocorre a exposição interna ao corpo, decorrente principalmente pela inalação e de forma menos relevante pela ingestão. Ao serem inalados, o ^{222}Rn e seus descendentes seguem naturalmente o curso da série de decaimento dentro dos pulmões, transmutando-se até atingir uma configuração estável na forma do isótopo ^{206}Pb . Durante todo o processo, as respectivas energias das radiações alfa, beta e gama são emitidas e depositadas, em parte ou na sua totalidade, nos tecidos pulmonares, podendo provocar danos celulares irreparáveis e aumentando significativamente os riscos de desenvolvimento de câncer, principalmente de pulmão (COTHERN; SMITH, 1987; BEIR IV, 1988).

Com o objetivo de evitar e/ou minimizar danos à saúde, a exposição do homem à radiação ionizante pode ser monitorada através de detectores ou dosímetros, cada um com as suas características de uso, aplicações próprias e que funcionam, de uma forma geral, correlacionando o total de energia absorvida e os valores de dose de radiação (TURNER, 2007).

Considerando a área de dosimetria individual, o dosímetro BeOSL destaca-se, pois reúne no mesmo dispositivo a aplicação da técnica da luminescência opticamente estimulada com o uso do óxido de berílio como material dosimétrico, implicando em vantagens diante de técnicas e materiais dosimétricos já consagrados nessa área de estudo, como por exemplo, a termoluminescência e o óxido de alumínio (SOMMER *et al.*, 2011; BOTTER-JENSEN *et al.*, 2003; BULUR, GÖKSU, 1998). Porém, primordialmente, o dosímetro BeOSL não se destina ao monitoramento de exposição ao radônio, sendo sensível apenas à radiação gama, emitida, por exemplo, no decaimento radioativo de alguns dos seus descendentes (JAHN *et al.*, 2016; IAEA, 2003).

Nesse contexto, considerando a relevância da exposição humana à radiação natural, principalmente em ambientes de elevado *background*, o presente estudo focou na abordagem e aplicação do BeOSL no monitoramento interno de ambientes de convivência humana utilizando um experimento laboratorial controlado.

2 OBJETIVOS

Inserir um pequeno texto referente ao título.

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o dosímetro BeOSL como ferramenta dosimétrica na determinação da radiação gama proveniente dos descendentes do radônio em ambientes internos (*indoor*).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Desenvolver um experimento para expor dosímetros BeOSL em um ambiente com atividade específica conhecida e controlada de Rn-222;
- b) Analisar estatisticamente os dados de dose obtidos a partir dos dosímetros BeOSL e verificar a aproximação das doses registradas por um detector de referência;
- c) Estabelecer um modelo de calibração para o BeOSL em função da diferença entre a resposta da dose e a dose real determinada por um detector de referência;
- d) Verificar a possibilidade de utilização dos dosímetros BeOSL na aferição da dose em ambientes indoor devido ao Rn-222 e descendentes.

3 REVISÃO DE LITERATURA

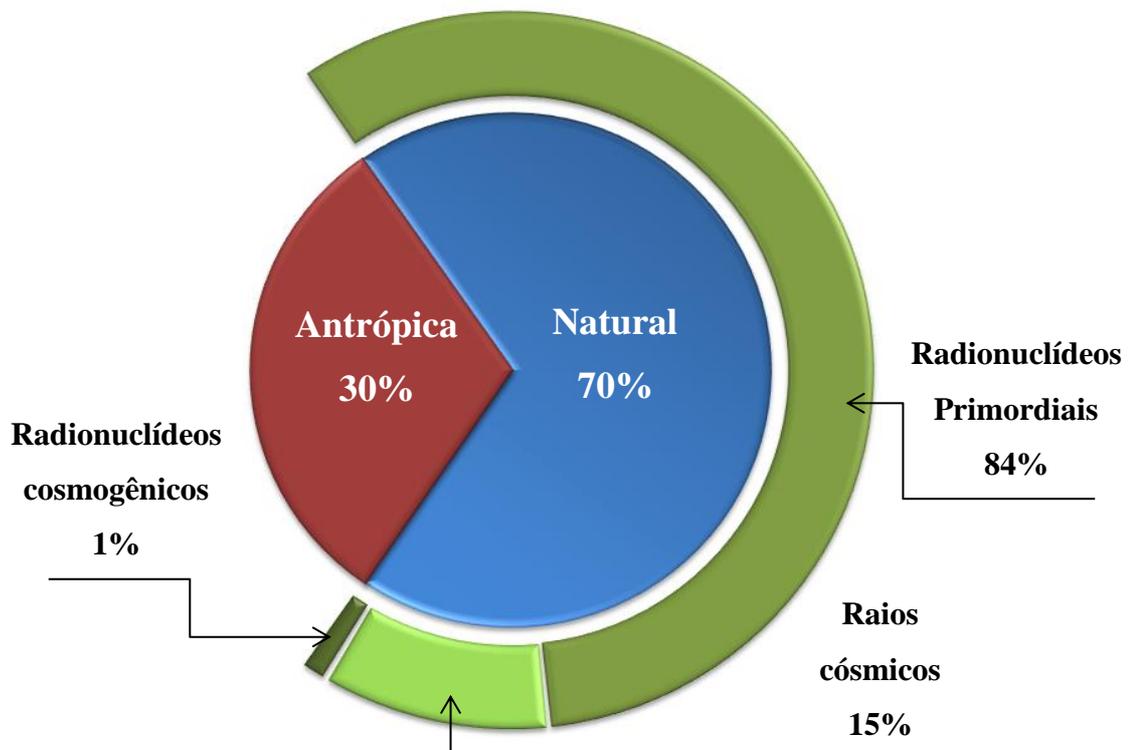
Inserir um pequeno texto referente ao título.

3.1 RADIOATIVIDADE AMBIENTAL

Acompanhado o aumento do uso da radioatividade em diversas áreas como medicina, indústria e pesquisa, houve um crescimento do interesse pela determinação da exposição do homem às radiações ionizantes. Essas radiações podem ter origem na natureza (fontes naturais) ou em atividades desenvolvidas pelo homem (fontes antrópicas) (REIS, 2016; UNSCEAR, 2008).

Em média, as fontes naturais contribuem com 70% do total da radiação ao qual o ser humano está exposto e é constituída pelos radionuclídeos terrestres, pelos raios cósmicos e os pelos radionuclídeos cosmogênicos. Os primeiros, também chamados de primordiais, destacam-se, pois representam em média 84% do total da radiação natural (EISENBUD; GESELL, 1997; UNSCEAR, 2008), como demonstrado na Figura 1.

Figura 1 - Distribuição da dose efetiva pela origem das fontes de radioatividade



Fonte: Adaptado da UNSCEAR (2008).

Em condições normais, o conjunto das radiações que o homem é exposto continuamente é chamado radiação de fundo (*background*). Estudos relacionados a esta radiação possui grande importância, uma vez que representa o maior percentual de fonte de radiação natural (EISENBUD; GESELL, 1997; TURNER, 2007). Os níveis de radiação natural são avaliados e apresentados por instituições reguladoras e de pesquisa na área da radioatividade. A UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), atribui o valor de $2,4 \text{ mSv.a}^{-1}$ como estimativa mundial da dose efetiva média.

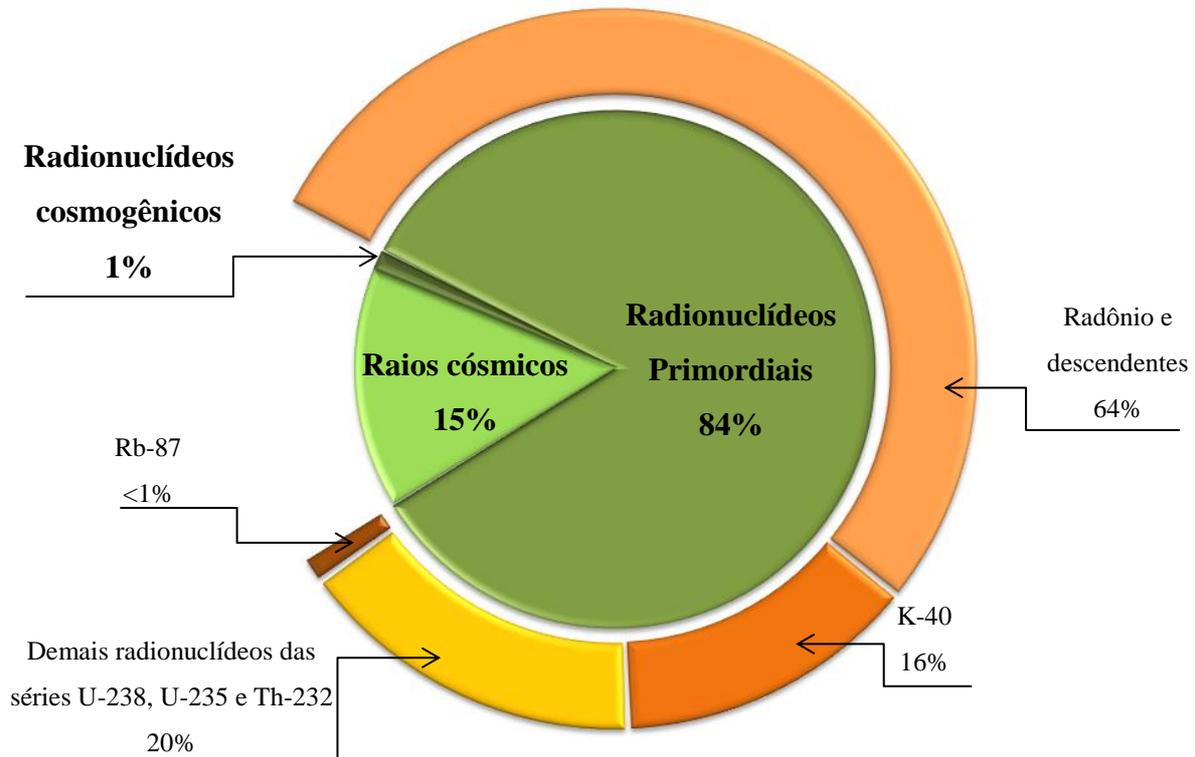
A radiação natural de fundo varia de entre locais apresenta valores de acordo com a região geográfica devido à contribuição de cada um de seus componentes. Já os componentes, variam de acordo com características intrínsecas. A intensidade dos raios cósmicos em uma determinada região está condicionada à altitude e latitude (REIS, 2016; UNSCEAR, 2008). Os radionuclídeos cosmogênicos têm os raios cósmicos como fator predominante para a sua formação na atmosfera (TYKVA; BERG, 2004) e finalmente a presença dos radionuclídeos terrestres na crosta está relacionada às características geológicas e composição geoquímica das rochas e dos solos (TZORTZIS *et al.*, 2003).

3.1.1 Radioatividade natural

De acordo com Bouzarjomehri e Ehrampoush (2005), regiões que apresentam altos níveis de radiações de fundo têm despertado grande interesse da comunidade científica nas áreas de dosimetria e instrumentação nuclear no sentido de avaliar as atividades de radionuclídeos naturais e sua contribuição na dose recebida pela população, como são os casos da cidade de Guarapari e a região do Lácio, no Brasil e Itália, respectivamente.

A UNSCEAR estima em $2,4 \text{ mSv.a}^{-1}$ o valor da dose efetiva anual média que atinge a população mundial é proveniente de fontes naturais. Cabe salientar que os estudos utilizados para compor esta média apresentam valores que variam de 1 a 15 mSv.a^{-1} (UNSCEAR, 2008), o que denota a diversidade de níveis de radiação de fundo que as pessoas podem estar expostas. Na Figura 2 é possível verificar a divisão percentual aproximada da contribuição de todas as fontes de radiação natural.

Figura 2 - Distribuição da dose efetiva de origem natural



Fonte: Adaptado da UNSCEAR (2008).

Apenas radionuclídeos com meias-vidas comparáveis à idade da terra e seus produtos de decaimento existem em quantidades significativas. Os radioisótopos mais importantes do ponto de vista da exposição humana são: ^{87}Bi , ^{40}K , ^{235}U , ^{238}U e ^{232}Th , sendo os três últimos, precursores de séries radioativas naturais, que originam através de decaimentos ou transmutações outros radionuclídeos. Contudo, a série ^{235}U tem pouca relevância como fonte natural de radiação, pois, embora o ^{235}U seja o isótopo físsil que forma a base da produção de energia nuclear, e por isso, extremamente importante do ponto de vista tecnológico, sua abundância (0,7204%) é desprezível quando comparada com a do ^{238}U (99,2742%). Consequentemente, os radionuclídeos pertencentes à série do ^{235}U também não apresentam relevância radioecológica (UNSCEAR, 2008), como é caso do progênito ^{219}Rn , descendente do ^{223}Ra , seus efeitos são aproximadamente vinte vezes menos relevante que o ^{222}Rn da série do ^{238}U e seu risco radiológico para os seres humanos é considerado baixo (ICRP, 1993). Sendo assim, apenas as séries do ^{238}U e ^{232}Th apresentam importância radioecológica como fonte natural de radiação.

Na série do ^{232}Th , o ^{228}Ra é o radionuclídeo mais relevante sob o ponto de vista radioecológico devido às emissões gama de alta energia de seus descendentes. Entre eles, o ^{228}Ac , emissor β de 2.110 keV e emissor gama de 908 keV e 960 keV. Por outro lado, na

mesma série, o decaimento do ^{224}Ra gera do ^{220}Rn que devido a sua meia vida curta de 55,6s é desprezível radiocologicamente (IAEA, 2003). A série do ^{232}Th , representado na Figura 3, é possível observar os tipos de emissões, suas respectivas probabilidades assim como os tempos de meias-vidas dos radionuclídeos.

Figura 3 - Série de decaimento do ^{232}Th

Nuclídeo	Tempo de meia vida	Principais energias radioativas (MeV) com as respectivas probabilidades de emissão		
		α	β	γ
^{232}Th	$1,39 \times 10^{10}$ a	3,95 (24%) 4,01 (76%)		
^{228}Ra	5,75 a		0,0055 (100%)	
^{228}Ac	6,13 h		2,11 (100%)	0,34 (15%) 0,908 (25%) 0,96 (20%)
^{228}Th	1,913	5,34 (28%) 5,42 (71%)		0,084 (1,6%) 0,214 (0,3%)
^{224}Ra	3,64 d	5,45 (5,5%) 5,68 (94,5%)		0,241 (3,7%)
^{220}Rn	55,6 s	6,30 (~100%)		0,55 (0,07%)
^{212}Po	0,145 s	6,78 (100%)		
^{212}Pb	10,64 h		0,58 (100%)	0,239 (47%) 0,300 (3,2%)
^{212}Bi	60,5 m	6,05 (70%) 6,09 (30%)	2,25 (100%)	0,04 (2%) 0,727 (7%) 1,620 (1,8%)
64% ^{212}Po	304 ns	8,78 (100%)		
36% ^{208}Tl	3,1 m		1,80 (100%)	0,511 (23%) 0,583 (86%) 0,860 (12%) 2,614 (100%)
^{208}Pb	ESTÁVEL			

Fonte: IAEA (2003).

Observando a série do ^{238}U , representada na Figura 4 é possível identificar os respectivos tempos de meias-vidas físicas e as probabilidades de emissão.

Figura 4 - Série de decaimento do ^{238}U

Nuclídeo	Tempo de meia vida	Principais energias radioativas (MeV) com as respectivas probabilidades de emissão		
		α	β	γ
^{238}U	$4,468 \times 10^9 \text{ a}$	4,15 (23%) 4,19 (77%)		
^{234}Th	24,1 d		0,103 (19%) 0,191 (81%)	0,063 (3,4%) 0,093 (4,0%)
^{234}Pa	1,18 m		2,29 (98%)	0,765 (0,30%)
^{234}Pa (99,86% \rightarrow ^{234}U)				1,001 (0,60%)
^{234}Pa (0,14% \rightarrow ^{234}Pa)	6,7 h		0,53 (66%) 1,13 (13%)	0,10 (50%) 0,70 (24%) 0,90 (70%)
^{234}U	$2,48 \times 10^5 \text{ a}$	4,72 (28%) 4,77 (72%)		0,053 (0,2%)
^{230}Th	$7,52 \times 10^4 \text{ a}$	4,62 (24%) 4,68 (76%)		0,068 (0,6%) 0,142 (4%)
^{226}Ra	1602 a	4,60 (5,5%) 4,78 (94,5%)		0,186 (4%)
^{222}Rn	3,825d	6,11 (100%)	0,33 (100%)	
^{218}Po	3,05 m	6,66 (100%)	0,33 (100%)	
^{218}Po (99,98% \rightarrow ^{214}Pb)				1,03 (6%) 0,295 (19%) 0,352 (36%)
^{218}Po (0,02% \rightarrow ^{218}At)	2 s	6,65 (6%) 6,70 (94%)	0,67 (94%)	
^{214}Bi	19,7 m	5,61 (100%)	3,26 (100%)	0,609 (46%) 1,120 (17%) 1,764 (17%)
^{214}Bi (99,96% \rightarrow ^{214}Po)				0,799 (0,014%)
^{214}Bi (0,04% \rightarrow ^{210}Tl)	164 μs	7,83 (100%)		
^{210}Tl	1,32 m		2,3 (100%)	0,296 (80%) 0,795 (100%) 1,310 (21%)
^{210}Pb	22 a	3,7 ($1,8 \times 10^{-8}\%$)	0,017 (85%) 0,064 (15%)	0,47 (4%)
^{210}Bi	5,02 d	4,93 (60%) 4,89 (34%) 4,59 (5%)	1,155 (100%)	
^{210}Bi (100% \rightarrow ^{210}Po)				0,803 (0,0011%)
^{210}Bi ($1 \times 10^{-5}\%$ \rightarrow ^{206}Tl)	138,3 d	5,30 (100%)		
^{206}Tl	4,19 m		1,520 (100%)	
^{206}Pb	Estável			

Fonte: IAEA (2003).

O elemento químico rádio pertence à família dos metais alcalinos terrosos, sua concentração estimada na crosta é baixíssima, em torno de 1 ppt. Na natureza, o rádio apresenta quatro isótopos, entre eles, o mais importante do ponto de vista radioecológico é o ^{226}Ra , devido a seu elevado tempo de meia vida de 1622 anos. O ^{226}Ra é um emissor alfa com

energia de 4,78 MeV e 94,5% probabilidade. Tem como predecessor o ^{230}Th e seu decaimento gera o gás ^{222}Rn (AMARAL, 1994; EISENBUD; GISELL 1997; IAEA, 2003).

3.1.2 Radônio

Todos os radionuclídeos terrestres se apresentam no estado sólido, excluindo-se o radônio que é um gás, esta importante característica possibilita sua mobilidade entre os diversos compartimentos ambientais, como do solo para a atmosfera. Dessa forma, todos os solos do planeta são passíveis da emissão do radônio. Contudo, a emissão está sujeita a influência de uma série de fatores, tais como: a distribuição de isótopos de rádio no solo, tendo em vista, ele ser progenitor do radônio; ainda no solo a temperatura, as microfissuras, a granulação, a porosidade e a umidade controlam a difusão, enquanto que, os ventos na superfície influenciam na dispersão desse gás na atmosfera (ABD EL-ZAHER, 2012; ARAÚJO, 2003).

Particularmente, quando o radônio emana do solo abaixo de uma edificação, seu fluxo para o interior é favorecido pela menor pressão na parte interna das construções em relação ao exterior. Ao transpor o piso tende a se concentrar na parte inferior do ambiente, devido sua maior densidade em relação ao ar atmosférico. O radônio também pode ser emanado para dentro dos ambientes a partir de materiais utilizados na construção como: tijolos, telhas e cimento e alguns utensílios domésticos que possuem isótopos de rádio em sua composição (CASTRO *et al.*, 2005; AL-SHARIF; ABDELRAHMAN, 2001; ROCHA *et al.*, 2011).

Outra forma do gás radônio adentrar em edificações é através do seu transporte pelos serviços de abastecimentos de água e gás canalizado. O radônio transportado por estes serviços foi arrastado durante as operações de captação, após ser sua emissão do solo e incorporação à água ou ao gás. A partir da água, o radônio se desprende após agitação ou aquecimento. No caso do gás canalizado, mesmo havendo a queima o radônio não é decomposto, pois como é um gás nobre não sofre oxidação.

Também cabe salientar a importância da ventilação como um fator de redução na concentração do radônio em ambientes internos (REIS, 2016; SILVA, 2018, SILVA *et al.*, 2000; LIMA *et al.*, 2002; VINSON, 2008; CHANYOTHA *et al.*, 2016).

O radônio pertence à família dos gases nobres, os integrantes deste grupo possuem como uma de suas propriedades mais marcantes a baixíssima reatividade, por isso, ele dificilmente reage com alguma substância do solo ou do ar, normalmente não está envolvido em processos que acarretem danos biológicos. Por outro lado, por sua natureza radioativa, o

radônio dará sequência na série de decaimentos, emitindo partículas alfa e ondas eletromagnéticas, produzindo outro radionuclídeos, que por sua vez, também seguirão decaindo, emitindo partículas que podem estar acompanhadas de ondas eletromagnéticas, se transmutando em outros produtos até atingirem a estabilidade na forma de um isótopo do chumbo. A este grupo de isótopos gerados a partir do radônio é dado o nome de descendentes do radônio. Assim sendo, em um ambiente onde houver radônio haverá inevitavelmente seus descendentes, no caso do ^{222}Rn , os isótopos: ^{218}Po , ^{214}Po , ^{210}Po , ^{218}At , ^{214}Bi , ^{210}Bi , ^{210}Tl , ^{206}Tl , ^{210}Pb , ^{214}Pb e ^{206}Pb . Esses metais pesados ao serem formados, apresentam uma tendência de se ligarem a substâncias presentes no ar, ou quando muito próximo, se ligam às superfícies de materiais, esse efeito é chamado “*plate-out*” (COTHERN; SMITH, 1987; SILVA, 2005).

A exposição ao radônio e seus descendentes pode ocorrer de diferentes formas, como pelo contato direto com a pele, pela ingestão de água que os contenham e por fim, pela inalação que é a principal via de exposição (HA *et al.*, 2017). No caso da inalação a maior parte da dose de radiação é derivada dos produtos de decaimento do radônio, destacando-se o ^{218}Po e o ^{214}Po devido às suas emissões alfa de altas energias e às suas meias-vidas físicas relativamente curtas. Os descendentes inalados ou gerados pelo decaimento do radônio presente no pulmão depositam suas energias diretamente nos tecidos deste órgão, onde se depositados antes de serem transferidos para o sangue ou para o trato gastrointestinal (VOPHAM *et al.*, 2017; OMS, 2016).

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental Americana o radônio é responsável por 21.000 mortes por câncer todos os anos nos EUA, onde 40% dos lares possuem níveis de radônio acima de 148 Bq.m^{-3} que a EPA considera aceitável (EPA, 2016). Já Organização Mundial da Saúde (OMS) propõem como limite 100 Bq.m^{-3} para Radônio no ar nos ambientes *indoor* (OMS, 2016). A exposição ao radônio e seus descendentes é o segundo maior fator de risco para o desenvolvimento de câncer de pulmão dentre os agentes ambientais para a saúde pública dos Estados Unidos. Na população em geral, foi estimado que a exposição ao radônio em ambientes fechados fosse a causa de 3 a 15% dos casos de câncer de pulmão (ROSENBERGER *et al.*, 2018). Cabe salientar que esta associação não é recente, o radônio é uma causa bem estabelecida de câncer de pulmão desde 1988 (BEIR VI, 1999; AJROUCHE *et al.*, 2017).

Porém, outros tipos de cânceres também estão sendo associados à exposição ao radônio em ambientes fechados. Um estudo realizado na Coréia do Sul indica um risco aumentado de linfoma não-Hodgkin, particularmente em mulheres jovens (HA *et al.*, 2017). Uma outra pesquisa, realizada entre enfermeiras norte americanas, observou associações

positivas entre câncer de mama ER-/PR- e a exposição ao radônio (VOPHAM *et al.*, 2017). Basicamente, ambos os estudos o cruzamento das informações de resultados de monitoramentos em residências e a ocorrência de câncer nos respectivos moradores.

O relatório do Comitê de Riscos à Saúde da Exposição ao radônio (Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation - BEIR VI) (1999), afirma a possibilidade de ocorrerem danos à molécula do DNA ocasionados pelo radônio e seus descendentes em qualquer nível de exposição, pois, a interação de uma partícula alfa com a célula poderá ocasionar danos genéticos graves na célula.

3.2 DOSIMETRIA

O principal objetivo da Proteção Radiológica é fornecer ao homem um padrão adequado de proteção contra os efeitos das radiações ionizantes, sem inibir as atividades humanas benéficas à sociedade ou ao indivíduo no uso das radiações ionizantes. Para quantificar tanto a exposição externa como a exposição interna de seres humanos, são definidas grandezas dosimétricas, permitindo assim, estabelecer os princípios e os sistemas de proteção radiológica. A exposição externa ocorre com fontes emissoras de radiação fora do corpo e a interna dentro do corpo, neste último caso, as fontes são incorporadas via inalação ou ingestão (TURNER, 2007; ICRP, 2007).

Em função das características das medidas dosimétricas, os campos de radiação externos são descritos por grandezas físicas, enquanto os campos internos dependem de parâmetros biocinéticos, anatômicos e fisiológicos do corpo humano. As grandezas físicas das radiações se subdividem basicamente nas seguintes categorias: físicas, proteção e operacionais (OKUNO; YOSHINURA, 2010; ICRP, 2007).

Convém observar que os efeitos da interação da radiação com um determinado material podem ser evidenciados através de alguns fenômenos, tais como: a produção de íons, a alteração da condutividade elétrica, variação na temperatura, alteração química e a luminescência. De modo semelhante, utilizando relações com a massa ou volume, podem ser definidas grandezas dosimétricas como, exposição, Kerma e dose absorvida. São assim denominadas, pois estão associadas à quantidade de radiação que um material foi exposto ou absorveu energia (TURNER, 2007; TYKVA; BERG, 2004).

3.2.1 Grandezas radiológicas

As grandezas radiológicas são empregadas como unidades de medidas nos aparelhos de dosimetria denominados de detectores ou dosímetros. Estes podem ser definidos como dispositivos capazes de fornecer leituras quantitativas, qualitativas ou ambas a partir de efeitos físicos produzidos pela interação da radiação ionizante com um meio material sensível (CEMBER; JOHNSON, 2009; TURNER, 2007).

A dose absorvida corresponde ao quociente entre a energia média absorvida e a massa do volume do material atingido, como descrita na Equação 1. Contudo, para evitar as variações de quantidade de energia absorvida em diferentes pontos do volume do material, a dose absorvida é definida em função de um ponto de interesse (CEMBER; JOHNSON, 2009; ICRP, 2007).

$$D = \frac{d\bar{E}}{dm} \quad (1)$$

Sendo $d\bar{E}$ a energia média depositada pela radiação em um volume elementar de massa dm . De acordo com Cember e Johnson (2009) essa grandeza pode ser mensurada para qualquer tipo de radiação ionizante, meio ou geometria de radiação. A unidade de dose absorvida é o joule por quilograma ($J.kg^{-1}$), no SI a unidade convenientemente utilizada é o Gray (Gy).

A dose equivalente é uma grandeza física utilizada para propósitos de proteção radiológica, estabelecida a partir da dose absorvida, determinando a equivalência entre doses de diferentes radiações para produzir o mesmo efeito biológico. Pode ser calculada pela Equação 2, multiplicando a dose absorvida no tecido ou órgão (D_T) com o fator de ponderação da radiação, W_R , um número que leva em conta a natureza das radiações incidentes.

$$H = D_T \cdot W_r \quad (2)$$

Convém ressaltar que o valor de w_r varia conforme o tipo ou energia da radiação como descrito na Tabela 1. Os fatores de qualidade de radiação são determinados pela *International Commission On Radiological Protection (ICRP)* e são estabelecidos em função

da Transferência Linear de Energia não restrita na água (também chamado de poder de freamento não restrito). No contexto da proteção radiológica e dosimetria, define-se a transferência linear de energia não restrita (Linear Energy Transfer - LET) como o momento em que todas as energias cinéticas de elétrons são incluídas, coincidindo assim, numericamente, com o poder de freamento por colisão. De outra forma, LET, é uma medida da densidade de ionização ao longo da trajetória, com seu valor dependente do tipo de partícula e energias envolvidas (TURNER, 2007; ICRP, 2007).

As radiações podem ser caracterizadas como de baixo e alto LET. As radiações de baixo são as γ , β +, β e os raios X. Essa possuem um baixo poder de ionização e um alto poder de penetração na matéria. O LET é definido apenas para radiações constituídas por partículas carregadas. A radiação γ e os raios X foram incluídos devido ao aparecimento de elétrons por efeito fotoelétrico, por espalhamento Compton ou por formação de pares após a primeira interação com a matéria. Por isso, tais radiações são também denominadas de indiretamente ionizantes. Já as radiações de alto LET são aquelas que possuem um alto poder de ionização e uma alta taxa de transferência de energia em um meio material, como partículas alfa, íons pesados, fragmentos de fissão e nêutrons, mas possuem um baixo poder de penetração. São denominadas de radiações diretamente ionizantes. Dependendo do tipo de exposição, as radiação de alto LET são as que induzem maiores danos biológicos (ICRP, 2007).

Tabela 1 - Valores do fator de peso da radiação W_r

Tipo ou intervalo de energia	Fator de peso da radiação, W_r
Fótons, todas as energias.	1
Elétrons e múons, todas as energias.	1
Nêutrons, com energia 10 keV.	5
Nêutrons, com energia > 10 keV a 100 keV.	10
Nêutrons, com energia > 100 keV a 2 MeV.	20
Nêutrons, com energia > 2 MeV a 20 MeV.	10
Nêutrons, com energia > 20 MeV.	5
Prótons, (não de recuo) energia > 2 MeV.	5
Partículas alfa, fragmentos de fissão e núcleos pesados.	20

Fonte: Adaptado da ICRP (2007).

O cálculo da dose efetiva considera fatores de ponderação de risco para órgãos do corpo humano aplicados em grandezas mais fundamentais como a dose absorvida. Por trás dos fatores de risco publicados pela ICRP está à oportunidade de utilizar o conhecimento associado aos efeitos biológicos da radiação ionizante em longo prazo, para correlacionar a

exposição de radiações em seres vivos e os efeitos biológicos associados, conforme indicado na Equação 3.

$$H_E = \sum_T w_T \cdot H_T \quad (3)$$

Onde, w_t é o fator de peso (ponderação) do tecido T e H_T é a dose equivalente a ele atribuída, sua unidade é o Sievert (Sv). Os valores de w_t são estabelecidos pela ICRP 103 (2007).

O kerma (*Kinetic Energy Released per unit of Mass*) é definido para radiação indiretamente ionizante para qualquer meio. Trata-se de uma grandeza física conveniente para uso nas calibrações dosimétricas. Sendo calculado pela Equação 4:

$$K = \frac{dE_{tr}}{dm} \quad (4)$$

Em que dE_{tr} é a energia transferida ao meio, equivalente ao somatório das energias cinéticas iniciais de todas as partículas carregadas liberadas pelas partículas sem carga (fótons ou nêutrons), incidentes em um volume de massa dm . Sua unidade no SI assim como para dose absorvida é o $J.kg^{-1}$ ou Gy (TURNER, 2007)

Nesse contexto, pode ser evidenciado que a dosimetria das radiações é aplicada em diversas áreas de estudo, tais como física, biologia, modelagem matemática, entre outras. Além disso, cabe ressaltar que, os estudos mais relevantes na área de proteção radiológica visam proteger o homem e os ecossistemas de possíveis efeitos causados pelas radiações ionizantes. Para isso são analisados os diversos tipos de fontes de radiação, os diferentes tipos de emissões e modos de interação com a matéria. Portanto, para avaliar qualitativamente e quantitativa esses efeitos, é necessário definir os instrumentos de medição (CNEN, 2014). A avaliação dosimétrica interna depende de uma variedade de técnicas de monitorização, bioensaios e/ou imagiologia, enquanto que a dosimetria externa é baseada em medições com dosímetros ou por outros instrumentos eletrônicos como detectores de radiação (KNOLL, 2010).

3.3 DETECTORES DE RADIAÇÃO IONIZANTE

A escolha adequada de um dispositivo dosimétrico depende de características como a natureza da amostra, a radiação emitida e os requisitos relativos à precisão das medições. Nos casos de determinação das atividades dos radionuclídeos, geralmente, são aplicados três tipos de detectores: as câmaras de ionização, os cintiladores e os semicondutores (ATTIX, 2004; TYKVA; BERG, 2004).

Embora os produtos de decaimento do ^{222}Rn , principalmente o ^{218}Po e ^{214}Po sejam responsáveis pela maior parte da dose de radiação, geralmente é escolhida a determinação da concentração de ^{222}Rn ao invés da concentração de seus descendentes graças a sua instrumentação mais simples, normalmente baseados na detecção das partículas alfa que pode ser realizada com baixo custo e relativa simplicidade (ATTIX, 2004; IAEA, 2003, OMS, 2016).

Cabe salientar que, as dificuldades das medições de ^{222}Rn e/ou descendentes no ar são devidos às suas características de distribuição temporal e espacial. Como a concentração destes radionuclídeos varia muito com o tempo, as técnicas de medição onde a exposição dura horas ou poucos dias devem ser utilizadas com cautela. Tais técnicas produzem resultados, em geral, pouco representativos das concentrações médias às quais estão expostos indivíduos tanto em ambientes de convívio como de em ambientes de trabalho (ocupacional). Por outro lado, elas têm a vantagem de informar rapidamente o quão insalubre um ambiente é em um determinado momento (ALBERIGI, 2011; OMS, 2016).

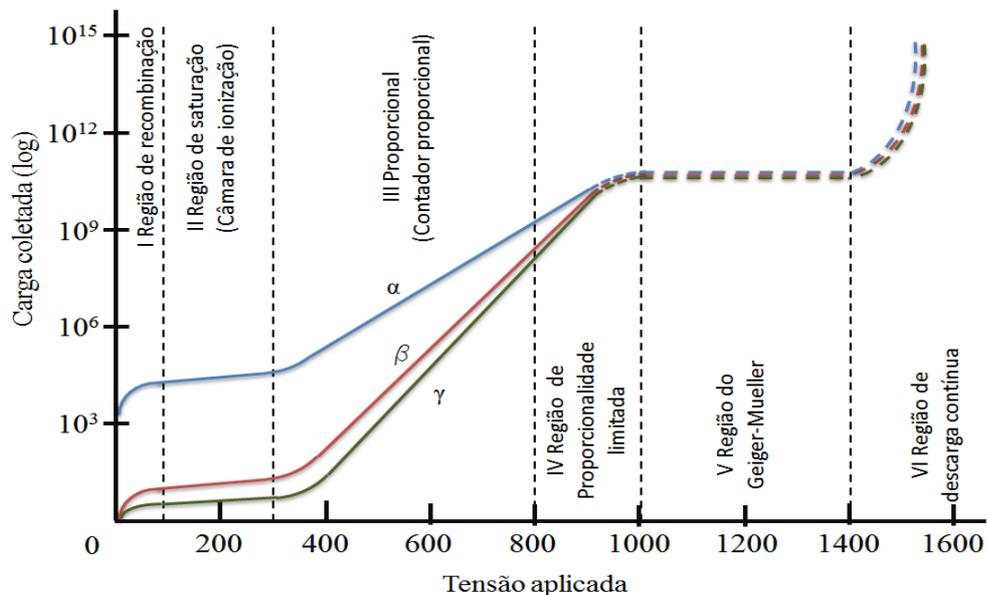
As técnicas que adotam um período de medida longo (meses), em que o detector integra no tempo a informação sobre as concentrações, nos fornecem resultados mais representativos (NEMAN, 2004). Entretanto, vários fatores precisam ser levados em consideração ao selecionar os métodos e instrumentação para a medição das concentrações do radônio e/ou filhos. Dentre estes fatores estão o objetivo da medição, a grandeza a ser medida e a duração da exposição (OMS, 2016).

3.3.1 Câmaras de ionização

As câmaras de ionização são equipamentos destinados à detecção e monitoramento das radiações ionizantes, pertencem ao grupo dos detectores gasosos juntamente com os contadores proporcionais e Geiger-Muller. Basicamente, funcionam de forma similar, captando as cargas criadas pelas interações das radiações ionizantes com um meio gasoso,

utilizando para isto, uma diferença de potencial. Cada detector gasoso funciona em uma faixa específica de diferença de potencial. As câmaras de ionização em particular, operam em um intervalo chamado região de saturação, conforme mostrado na Figura 5 (KNOLL, 2010; ATTIX, 2004; AMAZONAS, 2005).

Figura 5 - Curva característica das regiões de operação para detectores a gás



Fonte: Adaptado de TURNER (2007).

Na região de saturação (~100 a 250 V) a variação da tensão não influencia o sinal, pois os pares elétron-íons formados pela radiação não são capazes de gerar outras ionizações, e mesmo aumentando a voltagem, as partículas não ganham energia suficiente para criar ionizações secundárias (BURCHAM, 1974; YOSHIKUMI, 2010), ao contrário dos demais detectores a gás, onde o processo de interação produz um ou mais elétrons que carregam, total ou parcialmente, a energia da radiação (KNOLL, 2010; ATTIX, 2004).

As câmaras de ionização operam com um tempo morto desprezível, e assim, podem ser aplicadas para dosimetria da radiação quando a taxa de eventos é muito alta. Normalmente, operam no modo corrente, onde a leitura é a média da corrente elétrica produzida pelo detector. Já no modo pulso, o tempo entre eventos adjacentes pode se tornar curto para uma análise adequada. As câmaras de ionização apresentam grande estabilidade ao longo do tempo (aproximadamente 0,1% de variação ao longo de anos), por este motivo, são muito utilizadas como instrumentos de referência para calibração, pois eliminam a necessidade de frequentes recalibração (METTLER; GUIBERTEAU, 2019; ATTIX, 2004; KNOLL, 2010).

O princípio de operação das câmaras de ionização baseia-se nas chamadas teorias cavitárias, que exigem geometrias apropriadas para sua operação. Ainda sim, existem variações de modelos de câmaras de ionização, tais como: placas paralelas, de ar-livre, tipo dedal, cada uma com características para aplicações específicas (AMAZONAS, 2005).

A limitação mais evidente para o uso de detectores a gás, como a câmara de ionização, é a baixa densidade do gás como meio sensível em comparação com detector de estado sólido, havendo assim, maior gasto de energia para produzir um par elétron-íon no ar que para criar um par elétron-buraco nos sólidos (TYKVA; BERG, 2004). Devido a isto, os cintiladores são frequentemente usados como substitutos de câmaras de ionização nas aplicações de física da saúde devido a maior sensibilidade para medição de raios gama. Outro ponto positivo dos cintiladores é a entrega de resultados como dose e taxa de dose (ATTIX, 2004).

3.3.2 Detectores de cintilação

A cintilação foi descoberta acidentalmente em 1895 quando Roentgen observou a fluorescência de uma tela enquanto estudava os raios X. Neste fenômeno ocorre a produção de pulsos de luz em um material transparente após este absorver a energia da radiação ionizante incidente. Várias qualidades são desejadas em um material cintilador ideal, entre elas, converter toda energia cinética da radiação incidente em luz detectável, produção de luz dever ser proporcional à energia depositada e ser transparente às suas próprias emissões de luz com um curto período de decaimento, porém, cabe salientar que, nenhum material consegue reunir consigo todas as qualidades desejadas (KNOLL, 2010).

Baseados nas características individuais, os materiais cintiladores foram divididos em dois grupos: inorgânicos e orgânicos.

Os cintiladores orgânicos são encontrados em estados sólido, líquido e gasoso. Uma das vantagens do cintilador orgânico é a possibilidade de serem produzidos em praticamente qualquer geometria permitindo a otimização para aplicações específicas (AHMED, 2015).

Os cintiladores inorgânicos são geralmente cristais, entre eles incluem: iodeto de lítio, iodeto de cézio, sulfeto de zinco e sódio. O material de cintilação inorgânico mais utilizado é o iodeto de sódio dopado com tálio (NaI(Tl)), devido às características como: alto rendimento luminoso (41.000 fótons por MeV), baixíssima auto absorção da luz de cintilação, bom desempenho espectroscópico, a viabilidade da produção de cristais de grande área, grande disponibilidade e o baixo custo de produção. O iodo fornece a maior parte do poder de frenagem do iodeto de sódio, já que possui um alto número atômico ($Z = 53$). Cintiladores

cristalinos possuem alta densidade, alto número atômico e decaimento de pulso com tempo de aproximadamente 1 microssegundo. Eles exibem alta eficiência na detecção de raios gama e são capazes de lidar com altas taxas de contagem (AHMED, 2015; KNOLL, 2010).

Materiais cintiladores ou apenas cintiladores são empregados nos detectores de cintilação como material dosimétrico. Além do cintilador, outro componente essencial do detector de cintilação é o fotodetector, que converte a luz em um sinal elétrico e eletrônico com amplitude suficiente para ser processado. O fotodetector é formado pela associação de dois dispositivos, um tubo fotomultiplicador e uma câmera de dispositivo acoplado a carga, porém, esta última pode ser substituída por um fotodiodo (ATTIX, 2004).

Os contadores de cintilação são largamente utilizados para diversos fins como diagnóstico médico, inspeção industrial, dosimetria, medicina nuclear e física de altas energias, graças a sua capacidade de medir a intensidade e a energia da radiação incidente com boa eficiência. Sua eficiência e as altas taxas de precisão e contagem são uma das consequências da duração extremamente curta dos flashes de luz (AHMED, 2015; KNOLL, 2010). Outra vantagem é a operação a temperatura ambiente, sem o uso do criostato, o que conseqüentemente baixa o custo de operação (ATTIX, 2004). Porém, frente às vantagens oferecidas pelos semicondutores como a alta resolução de energia, sua aplicação se concentra na espectrometria de raios gama (TYKVA; BERG, 2004).

3.3.3 Semicondutores

Materiais semicondutores são capazes de registrar um número muito maior de interações com uma radiação incidente do que é possível com qualquer outro tipo de detector comum. Isto é possível graças ao estado sólido dos cristais semicondutores, que possuem uma densidade cerca de 1.000 vezes maior do que a de um gás, como os utilizados nas câmaras de ionização. Conseqüentemente, os detectores de semicondutores oferecem uma melhor resolução de energia na espectrometria de radiação (KNOLL, 2010).

O registro da interação de um semicondutor com um evento de radiação incidente é feito através da produção do par elétron-buraco, análogos ao par de íons criado em detectores preenchidos a gás. Sua movimentação no campo elétrico aplicado gera o sinal elétrico básico do detector. A grande maioria dos detectores de radiação semicondutores em uso atualmente foi fabricada utilizando silício (Si) ou germânio (Ge). Isto se deve as excelentes propriedades de transporte de carga desses materiais, que permitem o uso de

grandes cristais sem perdas excessivas dos transportadores de cargas devido à captura e recombinação (KNOLL, 2010; ATTIX, 2004; TYKVA; BERG, 2004).

Os semicondutores são muito versáteis, eles podem substituir câmaras de ionização como dosímetros para medir dose ou taxa de dose. Também podem servir como um análogo de estado sólido de um contador proporcional, visto que a ionização criada por uma partícula carregada ao atravessar o volume sensível do detector é proporcional à energia gasta, independentemente do LET, para partículas mais leves que alfa (ATTIX, 2004).

Similar aos semicondutores, os dosímetros pessoais termoluminescentes (TLD) e de luminescência opticamente estimulada (Optical Stimulated Luminescence - OSL) também registram a radiação incidente em seu volume sensível através da criação de pares elétron-buraco. Em contrapartida, ao invés da aplicação de uma diferença de potencial como estímulo para a recombinação, são utilizados calor e luz respectivamente. Também não há nesses dispositivos partes eletrônicas nem é realizado monitoramento ativo, onde os resultados são mostrados instantaneamente. O monitoramento é de integração passiva, onde, após um período de exposição os dosímetros são levados a um equipamento onde será realizada a determinação da dose absorvida. Quando comparando com os TLD, os dosímetros OSL oferecem algumas vantagens atrativas, tanto em sua operação quanto nos resultados (SOMMER *et al.*, 2011; TURNER, 2007).

3.3.4 Luminescência Opticamente Estimulada (OSL)

A OSL é um fenômeno no qual um material quando irradiado e posteriormente estimulado através de um comprimento de onda específico, emite um sinal de luz proporcional à energia de radiação absorvida (NASCIMENTO, 2007). É utilizada como técnica dosimétrica caracterizando-se pela praticidade, precisão e baixo custo (SOMMER *et al.*, 2007). Outros aspectos importantes da técnica OSL são sua baixa incerteza associada, mesmo sob a exposição de baixas doses de radiação e a concordância de seus resultados com os obtidos através de outras técnicas, tal como, câmara de ionização.

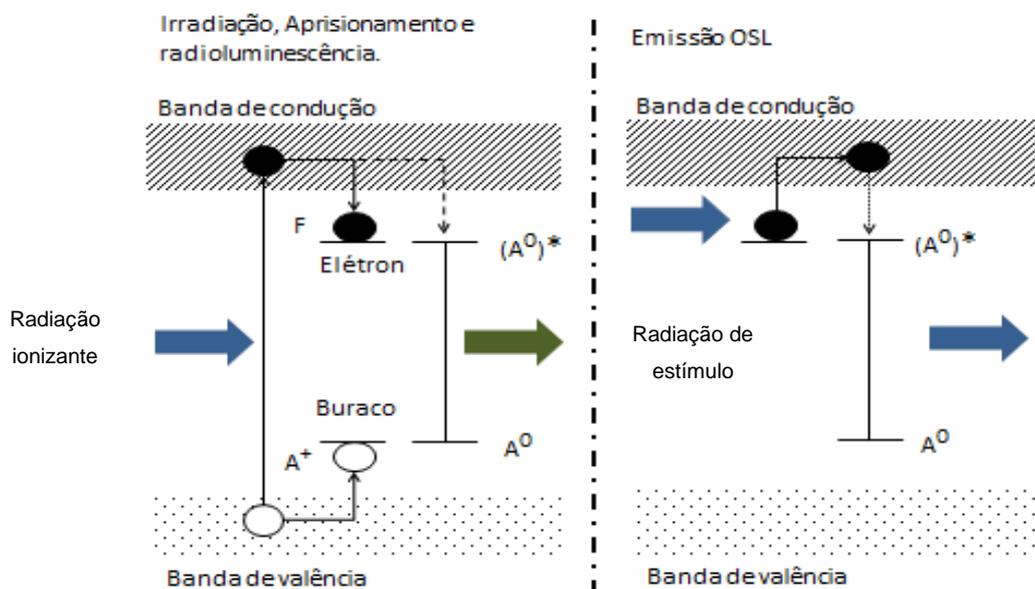
Quando comparada a TLD, a técnica OSL guarda algumas semelhanças, inclusive é possível, em alguns casos, o uso dos mesmos equipamentos, materiais dosimétricos ou ambos. Por outro lado, a OSL oferecem vantagens como uma instrumentação mais simples, devido a sua natureza completamente óptica, sendo dispensado o aquecimento e o monitoramento preciso da temperatura, além da possibilidade de releitura do dosímetro (BOTTER-JENSEN *et al.*, 2003; YUKIHARA, 2011; YUKIHARA *et al.*, 2014).

Os primeiros relatos sobre a utilização da OSL foram feitos por Robert Boyle, em 1664, que descreveu a emissão luminescente oriunda de uma pequena amostra de diamante natural quando aquecido. Foi sugerida como ferramenta na dosimetria por Antonov-Romanovski *et al.*, em 1956, e sua efetiva utilização ocorreu nos anos 80, através de datações geológicas e arqueológicas considerando medidas de doses de radiação natural acumuladas em minerais de quartzo e feldspato (BULUR; GÖKSU, 1998; MCKEEVER, 2011).

Além da datação geológica, a técnica de dosimetria OSL é aplicada em várias áreas como dosimetrias individual e ambiental, a reconstrução de doses de radiação provenientes de acidentes nucleares, a dosimetria espacial e a dosimetria clínica (BOTTER-JENSEN, 2000).

Em relação à constituição, os dosímetros utilizados pela OSL são formados por cristais iônicos e isolantes, que ao serem expostos à radiação ionizante tem os elétrons da banda de valência ionizados, estes migram para a banda de condução deixando uma lacuna na banda de valência. Sendo assim, existem, cenários onde o elétron e a lacuna podem se recombinar, ou o elétron ao se movimentar na rede cristalina perde energia cinética proporcionando sua captura na banda proibida, onde existem estados quânticos possíveis, assumindo nesse caso, um estado energético metaestável. Este elétron pode ser liberado para a banda de condução por meio de um estímulo óptico, após a liberação, ocorre uma recombinação elétron-lacuna, conforme esquematizado na Figura 6, dando origem à emissão luminescente, que é proporcional a radiação a qual o material foi exposto (MCKEEVER, 2011; BOTTER-JENSEN *et al.*, 2003; YUKIHARA, 2011).

Figura 6 - Material OSL sendo irradiado e sua emissão após estímulo



Fonte: Adaptado de ATTIX (2004).

O óxido de alumínio dopado com carbono ($\text{Al}_2\text{O}_3:\text{C}$) é a substância comumente utilizada na composição dos dosímetros termoluminescentes, tendo como principal característica uma alta sensibilidade. Posteriormente, foi observado no $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{C}$ uma sensibilidade a estímulos luminosos proporcionando sua utilização na técnica OSL (YUKIHARA *et al.*, 2014).

Apesar das qualidades que consolidou a utilização do $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{C}$ como material dosimétrico na OSL, as buscas por novos materiais tem oferecido outras opções, como o óxido de berílio (BeO), que possui uma elevada resistência mecânica, condutividade térmica, baixa solubilidade em água e baixo custo de fabricação. Semelhante ao $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{C}$, a resposta da OSL do BeO também apresenta um comportamento linear em função da dose de radiação, em seis ordens de grandeza, especificamente, entre 5 μGy a 5 Gy, começando a saturar em doses mais elevadas (YUKIHARA, 2011).

Outra vantagem proporcionada pelo emprego do óxido de berílio é o baixo desvanecimento apresentado pelo sinal obtido através do OSL, 5% na primeira hora após a irradiação, contudo, após esse período, apresenta baixas variações permanecendo relativamente estável. Esse comportamento foi confirmado através de testes de desempenho realizado por Sommer e Henninger (2006), que indicam um desvanecimento de 6% no primeiro dia quando comparado aos 30 minutos após a irradiação, e menos de 1% após seis meses, mesmo quando armazenados a 50°C, desse modo, tais características são interessantes quando se deseja realizar uma dosimetria ambiental passiva.

Outro aspecto diferencial para utilização do BeO em relação ao $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{C}$, baseia-se na diferença entre os números atômicos efetivos. O óxido de berílio apresenta um número atômico efetivo de ($Z_{\text{eff}} = 7,2$), similar ao do tecido humano ($Z_{\text{eff}} = 7,6$), sendo considerado um ótimo material tecido equivalente. Consequentemente, quando um dosímetro do tipo BeO for irradiado com diferentes energias, devem ser observados pequenas correções a serem aplicadas em relação à estimativa de dose absorvida em tecidos humanos (YUKIHARA, 2011).

4 ESTATÍSTICA

Os dados são o produto final dos processos de observação e experimentação, já a análise estatística é uma ferramenta para coleta, análise e interpretação desses dados, aplicada a partir de escolhas criteriosas. As informações obtidas podem ser abordadas a partir de dois ramos da estatística, a descritiva e a inferencial (MCHUGH, 2003).

A estatística descritiva permite sintetizar os dados da população ou da amostra através de medidas de localização, dispersão, assimetria, curtose e concentração, medidas de tendência central como média aritmética, mediana, moda. Cabe salientar que para cada medida é denominado erro a diferença entre o valor obtido experimentalmente e o valor verdadeiro da grandeza. Isto ocorre, pois cada ato de medida está sujeito a erros experimentais (HOLCOMB, 1997).

Por outro lado, a estatística inferencial formula conclusões e faz inferências em uma ou mais populações baseado na informação obtida de uma amostra, verificando se esta população atende ou não a uma hipótese estatística formulada. No teste de hipótese há duas conclusões possíveis, aceitar a hipótese de nulidade ou a hipótese alternativa. A hipótese de nulidade estatística refere-se à ausência de efeito ou de associação. A hipótese alternativa defende que existe diferença entre pelo menos duas populações estudadas e quando positiva diz haver diferença entre os grupos analisados. Pode haver dois tipos de erros quando se baseiam nessas duas hipóteses para formular conclusões: erros tipo I e II. O erro tipo I refere-se a um resultado falso positivo, ou seja, rejeitar a hipótese nula quando na verdade essa é verdadeira e o erro tipo II refere-se a um resultado falso negativo, aceitando a hipótese nula quando na verdade essa é falsa. A probabilidade de ocorrer o erro tipo I é conhecida como nível de significância ou alfa (COSTA, 2012).

A escolha da hipótese ou modelo deve ser adequada para uma boa representação dos dados estatísticos. Caso haja a utilização de teste paramétrico quando seus dados não são paramétricos (distribuição não normal), os resultados obtidos talvez não sejam precisos ou representem a realidade (FIELD, 2009).

Dentre os modelos está a distribuição normal, também chamada curva normal ou de Gauss, que é um teste paramétrico e que para ser aplicado requerer que os dados sejam retirados de uma população normalmente distribuída. A curva normal apresenta propriedades que a tornam especiais para a estatística, como sua simetria em forma de um sino, única moda que coincidente com a média e a mediana, além da possibilidade de ser representada e quantificada a partir dos valores da média e desvio padrão (PINTO, 2014).

Vários testes de hipótese são usados para verificar a normalidade da distribuição dos dados. O Teste de normalidade Kolmogorov-Smirnov compara a função de distribuição acumulada empírica de seus dados de amostra com a distribuição esperada se os dados foram normais. O Teste de Anderson-Darling compara a função de distribuição acumulada empírica de seus dados de amostra com a distribuição esperada se os dados foram normais. Se esta

diferença observada é adequadamente grande, você deve rejeitar a hipótese nula de normalidade população (WASSERMAN, 2004).

Porém, muitos processos seguem uma distribuição não normal e apesar dos testes de hipóteses serem formalmente baseados na suposição de normalidade, ainda é possível obter resultados com dados não-normais se sua amostra for grande o bastante. A quantidade de dados necessários depende de quão não-normais são os dados, contudo, um tamanho amostral de 20 é frequentemente adequado. A relação entre robustez para normalidade e o tamanho amostral está baseada no teorema do limite central. Este teorema prova que a distribuição da média de dados de qualquer distribuição se aproxima da distribuição normal conforme o tamanho amostral aumenta. Portanto, realizar uma inferência sobre uma média da população, a suposição de normalidade não é crítica desde que sua amostra seja grande o suficiente (HEGENBERG, 1998; SCHWAAB, M.; PINTO, J.C. 2007).

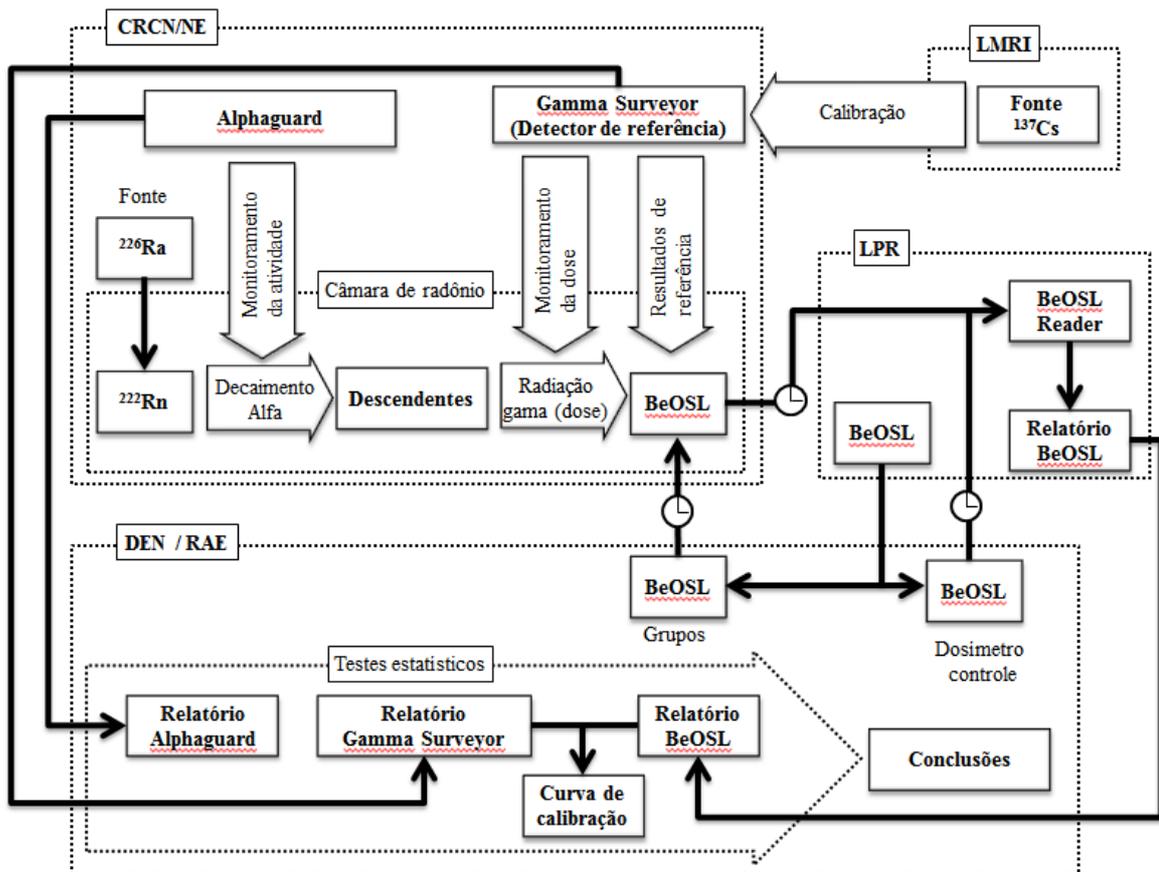
Também existem os testes de hipótese T e F. O teste T é um teste paramétrico que compara as médias de dois grupos diferentes. Diferentes tipos de grupos e configurações requerem diferentes tipos de testes, depende do tipo de amostra. Se dois grupos são do mesmo tamanho e pertencem a um experimento em dois momentos, por exemplo, antes e depois, conduzirá o que é chamado de teste T de amostra dependente ou pareada. Se os dois grupos tiverem tamanhos diferentes ou se você estiver comparando duas médias de eventos distintas, conduza um teste t de amostra independente. O teste F é uma maneira de comparar um modelo calculado com a média geral dos dados. Semelhante ao teste T. O teste F compara a soma média dos quadrados dos resíduos do modelo e a média geral dos dados. De fato, os resíduos são a diferença entre o ponto do dado real ou observado e o ponto de dados previsto (MORETTIN, P.A.; BUSSAB, W.O, 2017).

Por fim, a apresentação destes dados estudados pela análise estatística é feita muitas vezes através de tabelas, quadros, gráficos e de distribuição de frequência. Dos vários tipos de gráficos possíveis de se utilizar destacamos o gráfico de linha, o gráfico de barras e o gráfico de sectores, os quais podem ser facilmente construídos a partir de diversos programas estatísticos, dos quais destacamos o MS Excel e o Origin (ORIGIN, 2016; TRIOLA, 2018, 2019).

5 MATERIAIS E MÉTODOS

Considerando a impossibilidade de realizar ensaios específicos para aplicação do OSL em monitoração ambiental sem comprometer o grau de rastreabilidade metrológica do LPR/DEN/UFPE, além do custo elevado para aquisição e calibração dos dispositivos em laboratórios primários internacionais, foi elaborada uma metodologia baseada primeiramente no monitoramento do ambiente de exposição dos dosímetros BeOSL, em segundo, na comparação das repostas dos dosímetros BeOSL com as respostas do um detector de referência (Gamma Surveyor). O detector de referência foi calibrado para assegurar a precisão e exatidão dos seus resultados. Por fim, determinando uma curva de calibração. A metodologia esta representado na Figura 7.

Figura 7 - Fluxograma da metodologia

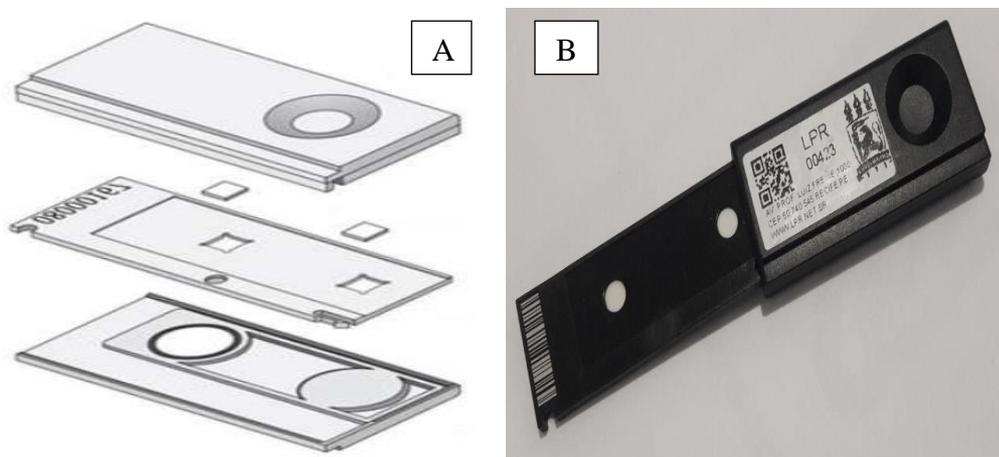


Fonte: AZEVEDO (2020).

5.1 DOSÍMETRO BeOSL

O dosímetro BeOSL destinado ao monitoramento passivo é o objeto central deste trabalho. Produzido pela empresa alemã Dosimetrics®, é utilizado pelo serviço de monitoramento pessoal do Laboratório de Proteção Radiológica (LPR) do Departamento de Energia Nuclear (DEN) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). O BeOSL é caracterizado pelo emprego do fenômeno OSL e faz uso de dois chips de óxido de berílio como material dosimétrico. O corpo do dosímetro, também chamado de *badge*, é fabricado em plástico tem o formato de um estojo e apresenta uma gaveta, onde é fixado o material dosimétrico, como pode ser observado na Figura 8A. Para tornar inócua a interferência da luz, as fissuras do *badge* foram soldadas por um sistema de ultrassom (Dosimetrics, 2019). Cada dosímetro é identificado com um código de barras, conforme ilustrado na Figura 8B, utilizado no controle das atividades internas realizadas no LPR, como, identificação e rastreabilidade dos dosímetros. Além do código de barras impresso, cada dosímetro também é identificado com etiqueta adesiva onde é possível rastrear a instituição e usuário monitorado.

Figura 8 - Dosímetro BeOSL (A) e Estrutura interna do dosímetro (B)



Fonte: (A) Dosimetrics®; (B) AZEVEDO (2020).

Os dosímetros utilizados neste estudo foram cedidos pelo Laboratório de Proteção Radiológica (LPR), totalizando 40 (quarenta) unidades para os ensaios do projeto. No LPR também foram realizados os trabalhos de leitura e produção de relatórios com os resultados.

5.2 CÂMARA DE RADÔNIO

A câmara de radônio empregada nos testes, apresentada na Figura 9, está localizada no Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (CRCN-NE) da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN). A câmara possui dimensão externa de 100 cm de comprimento, 85 cm de largura e 100 cm de altura, resultando em um volume 850 L, sendo construída no trabalho de Farias (2016).

Figura 9 - Câmara de radônio

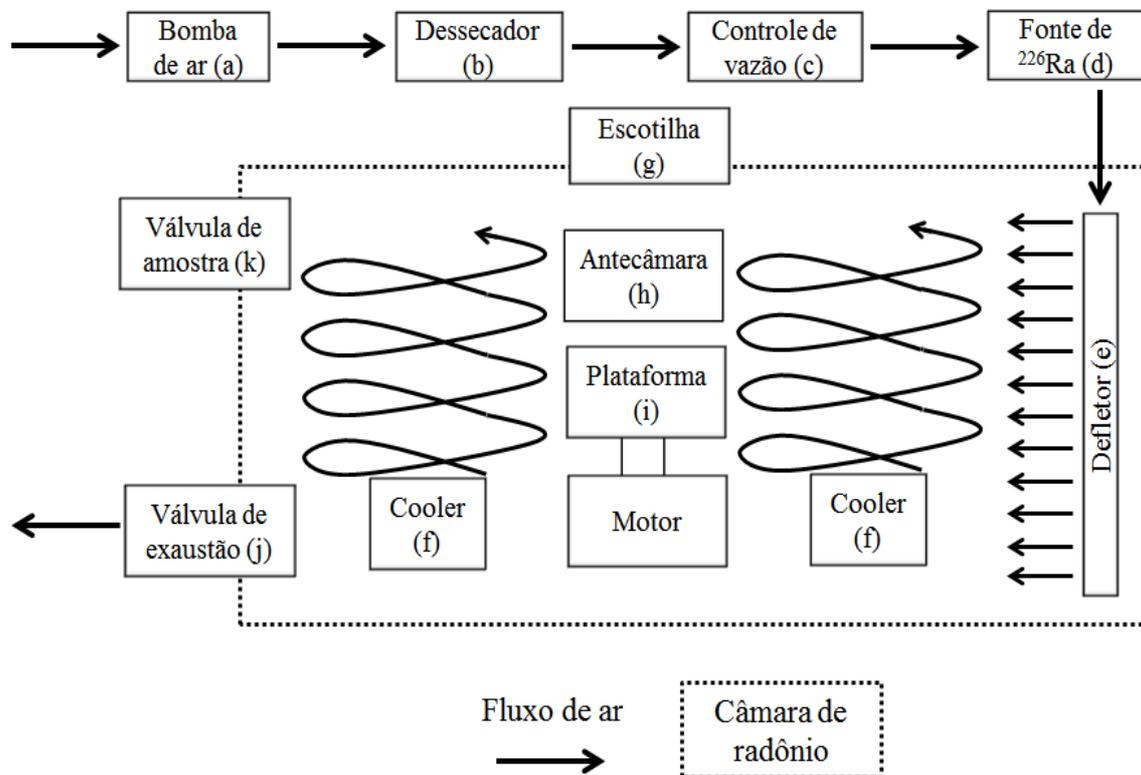


Fonte: AZEVEDO (2020).

Incorporado à câmara de radônio foram utilizados os componentes indicados na Figura 10 para a execução do ensaio: (a) Uma bomba injeta ar atmosférico no sistema; (b) o ar passa por um dessecador de cloreto de cálcio para retirada da umidade; (c) em seguida um controlador de vazão limita a passagem do ar; (d) o ar passa por uma fonte que através do decaimento do ^{226}Ra é gerado o ^{222}Rn ; (e) um defletor permite a entrada do radônio na câmara em diferentes alturas; (f) dois coolers homogeneízam os gases no interior da câmara; (g) uma escotilha localizada na face superior dá acesso a uma antecâmara (h) que trabalha em conjunto com um sistema de plataforma motorizado (i), ao ser erguida, a plataforma realiza a vedação da antecâmara na outra extremidade. Assim, é possível a introdução e retirada de materiais do seu interior, sem permitir o livre trânsito do gás ^{222}Rn da parte interna para

externa, impedindo desse modo, alterações mais significativas na composição interna dos gases. (j) Uma válvula na lateral ligada ao sistema de exaustão permite a purga do sistema enquanto outra (k) é usada pelo detector que funciona no modo de fluxo. Neste modo, o sistema de detecção faz uma amostragem de ar do interior da câmara, realiza a determinação da concentração em atividade de radônio presente nessa amostra e possibilita retorno do gás ao interior da câmara.

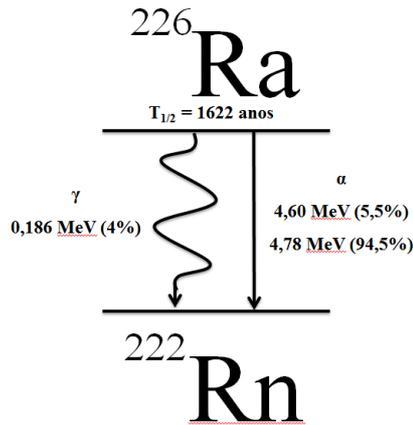
Figura 10 - Componentes da câmara de radônio e fluxo do ar no seu interior.



Fonte: AZEVEDO (2020).

A fonte de ^{226}Ra , de onde se origina o ^{222}Rn utilizado no ensaio, foi adquirida da Pylon Electronics Inc. Canadá, modelo RN-1025, com atividade inicial de 105 kBq em 07/10/1992. O decaimento do ^{226}Ra em ^{222}Rn , sua meia-vida, os tipos de radiação, as energias e as probabilidades são descrito na Figura 11.

Figura 11 - Decaimento ^{226}Ra para ^{222}Rn



Fonte: Adaptado da IAEA (2003).

5.3 MONITORAMENTO DA CÂMARA DE RADÔNIO

A câmara de radônio foi monitorada por equipamentos adequados durante o período do ensaio, foram utilizados para esta finalidade os detectores AlphaGuard e Gamma Surveyor. O monitoramento na câmara objetivou determinar tanto a atividade de radônio quanto a dose gerada pelos seus descendentes.

5.3.1 Detector Alphaguard

Um detector tipo câmara de ionização da marca Saphymo GmbH, modelo Alphaguard PQ2000Pro, demonstrado na Figura 12, foi utilizado para o monitoramento da atividade de radônio na câmara. O detector pertencente ao Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (CRCN-NE). O Alphaguard Professional Radon Monitor (com um volume sensível de 0,62 L), funciona com bateria recarregável de 12V ou ligado diretamente na rede, 110 ou 220 V, possui dimensões de 12 x 31,5 x 17,5 cm, com peso de 4,5 kg e faixa de medição de 2 - 2.000.000 Bq.m⁻³ (SAPHYMO, 2012).

Figura 12 - Detector Alphaguard



Fonte: SAPHYMO (2012).

O Alphaguard é considerado um equipamento de referência na medição instantânea ou contínua da atividade do radônio, além da praticidade na sua operação, oferece alta capacidade de armazenamento de dados, elevada eficiência de detecção e resposta rápida (BASKARAN, 2016; SAPHYMO, 2012). O detector apresenta as leituras realizadas instantaneamente no display e as arquiva eletronicamente, além da concentração e o erro das medidas em Bq.m^{-3} , também determina os parâmetros como temperatura ($^{\circ}\text{C}$), umidade (%) relativa e pressão (mbar). Durante o ensaio, o Alphaguard ficou posicionado na face superior da câmara e realizou o monitoramento durante todo o período de exposição dos dosímetros, tendo sido configurado para operar no modo fluxo de contagem, com ciclos de aquisições de 10 minutos. Uma bomba amostradora de gás, modelo AlphaPump, também fabricada pela Saphymo GmbH, foi ligada em uma das válvulas da câmara de radônio, objetivando o transporte do gás da câmara através de capilares ao sistema de detecção, possibilitando as aquisições dos parâmetros de medida. É importante salientar a presença de filtros permeáveis ao radônio, assim como, para retirada de umidade do gás, antes de ser amostrado pela bomba coletora.

5.3.2 Detector Gamma Surveyor

Um detector gama do tipo discriminador da marca GF Instruments®, modelo Gamma Surveyor®, demonstrado na Figura 13, foi utilizado como detector de referência, para o monitoramento da emissão de radiação gama e a dose respectiva na câmara de radônio. O detector pertencente ao Grupo de Radioecologia (RAE) do Departamento de Energia Nuclear (DEN) da UFPE.

Figura 13 - Detector Gamma Surveyor



Fonte: SANTOS (2018).

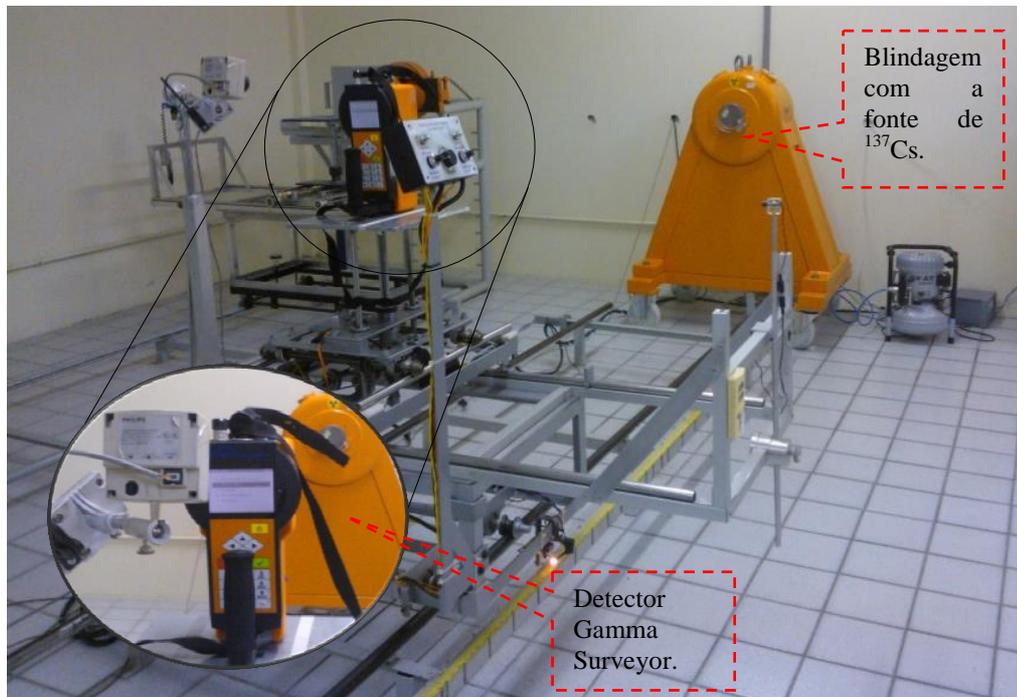
O sistema de medidas é composto por sonda combinada de NaI(Tl) e BGO, com volumes de 350 cm³ e 103 cm³, respectivamente. Funciona com bateria recarregável de 12 V ou ligado diretamente na rede, 110 ou 220 V, possui um conjunto de detecção com dimensões de 29 x 12 x 18 cm e peso de 1,6 kg e uma faixa de energia de 410 keV até 2.815 keV, possui um sistema MCA com 512 canais (GF INSTRUMENTS, 2016). O equipamento oferece vantagens operacionais como fácil manuseio, análises de baixo custo, além de ser portátil, o que facilita e proporciona medições diretamente no local de estudo. O sistema utiliza algoritmo para realizar as medidas baseado nas recomendações do Documento Técnico IAEA-1363, elaborado pela Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA, 2003). O equipamento exibe leituras como taxa de dose e taxas de contagens no display além de armazenar eletronicamente os resultados. O detector foi configurado para realizar aquisições a cada 10 segundos. Apresenta tempo morto desprezível e utiliza uma fonte interna de ¹³⁷Cs para estabilização. Para o estudo, o aparelho foi posicionado na face superior da câmara, configurado para realizar aquisições em incrementos de tempo de 10 segundos, registrando um total de 5.685 medidas no período entre os dias 30 e 31/10/2019.

5.3.3 Calibração do detector Gamma Surveyor

A calibração determinou a precisão e exatidão das respostas do Gamma Surveyor às diferentes doses geradas por uma fonte de referência. O método de calibração adotado foi em campo de radiação conhecido e os diferentes valores de doses foram estabelecidas pela relação distância/dose, ambos, em relação a uma fonte de ^{137}Cs . A fonte possui meia-vida física de aproximadamente 30 anos e atividade certificada (certificado de calibração nº. 10880/0819). O arranjo experimental pode ser observado na Figura 14. A geometria de calibração foi estabelecida atendendo ao escopo da acreditação - ABNT NBR ISO/IEC 17025, sendo adotado o eixo longitudinal, com detector coincidente ao feixe de radiação, tendo como ponto referência o centro geométrico do volume sensível.

O Laboratório de Metrologia das Radiações Ionizantes (LMRI), onde foi realizada a calibração, é certificado pela Rede Brasileira de Calibração (RBC, acreditação N 605). As condições ambientais do laboratório foram monitoradas e se mantiveram estáveis durante os testes nos seguintes parâmetros: temperatura de $21,8 \pm 1,4^\circ\text{C}$, pressão atmosférica em $100,97 \pm 0,33$ kPa e umidade relativa do ar em $51,0 \pm 5,3\%$ e background (BG) $232,21 \pm 32,72$ nGy.h⁻¹.

Figura 14 - Arranjo adotado para calibração do detector gama de referência



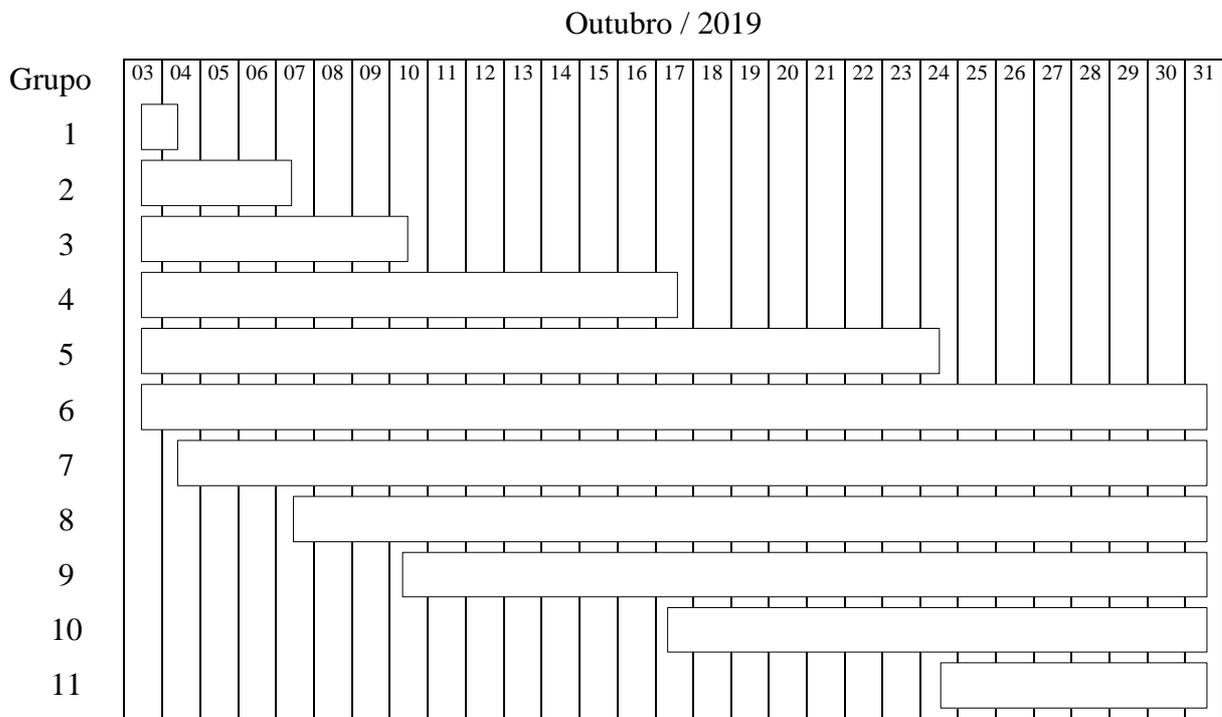
Fonte: AZEVEDO (2020).

5.4 ARRANJO EXPERIMENTAL

Foi realizada a exposição de 11 grupos de dosímetros BeOSL, cada grupo com 3 unidades, em uma câmara com atividade de radônio estipulada em $12.000 \text{ Bq.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$. A atividade de radônio na câmara foi monitorada com o detector Alphaguard e a dose gerada pela radiação gama dos descendentes do radônio foi monitorada por um detector Gamma Surveyor (Detector de referência).

Cada grupo de dosímetro permaneceu na câmara um período tempo específico que possibilitasse posteriormente um estudo estatístico dos resultados. O cronograma com os períodos de exposição e a identificação dos grupos está descrito na Figura 15.

Figura 15 - Cronograma de inserção e retirada dos dosímetros



Fonte: AZEVEDO (2020).

Os dosímetros cedidos pelo LPR que não foram utilizados para exposição na câmara de radônio foram utilizados como dosímetros de controle para determinação do *Background*. Estes permaneceram na sala dos mestrandos do grupo RAE, localizada no departamento de energia nuclear (DEN/CTG/UFPE) durante todo o ensaio.

É importante salientar que tanto na determinação do número de dosímetros expostos como no planejamento do cronograma foi necessário considerar aspectos como a limitação espacial do interior da câmara de radônio e sua disponibilidade para realização dos ensaios.

Além disso, era necessário a presença de um funcionário habilitado do CRCN-NE para acompanhar as atividades.

Cada grupo de dosímetro, após seu período de exposição na câmara de radônio, foi recolhido e encaminhado ao Laboratório de Proteção Radiológica (LPR) do Departamento de Energia Nuclear da UFPE para as leituras e produção do relatório de dosimetria. Os dosímetros de controle foram levados ao LPR para leitura no último dia do ensaio (31/10).

Os resultados de todos os grupos de dosímetros BeOSL e do Gamma Surveyor (detector de referência) foram confrontados ao fim da exposição buscando estabelecer através de testes estatísticos a correlação entre valores. Testes estatísticos também foram aplicados às leituras de atividade da câmara de radônio para verificar a estabilidade durante os ensaios.

Cabe destacar que, os parâmetros do arranjo experimental foram estabelecidos a partir de um primeiro ensaio, realizado no período de 28/08/2019 e 11/09/2019, onde 11 grupos, cada grupo contendo 3 dosímetro, foram expostos a períodos de tempo diferentes como especificados na Tabela 2, na câmara com atividade de radônio estipulada em $2.000 \text{ Bq.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$, também monitorada por detectores. Os resultados obtidos foram considerados inconclusivos, pois os valores de dose do BeOSL não apresentaram linearidade com os valores do detector de referência. Podemos citar que, excluindo o grupo 1 exposto por 2 dias com média 0,019 mSv, os demais 7 grupos de menores tempos de exposição apresentaram valor médio de dose 0,0 mSv. Provavelmente a dose recebida ficou abaixo do limite mínimo de detecção do dispositivo. O resultado inconclusivo do primeiro ensaio levou a realização de um segundo, onde alguns parâmetros como tempo de duração do ensaio e atividade da câmara de radônio foram alterados buscando uma metodologia mais adequada com respostas mais estratificadas permitindo a realização de um estudo estatístico.

Tabela 2 - Grupos e dias de exposição do primeiro ensaio.

Nº do grupo de dosímetros	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11
Exposição (dias)	2	5	7	9	12	14	12	9	7	5	2

Fonte: AZEVEDO (2020).

6 RESULTADOS

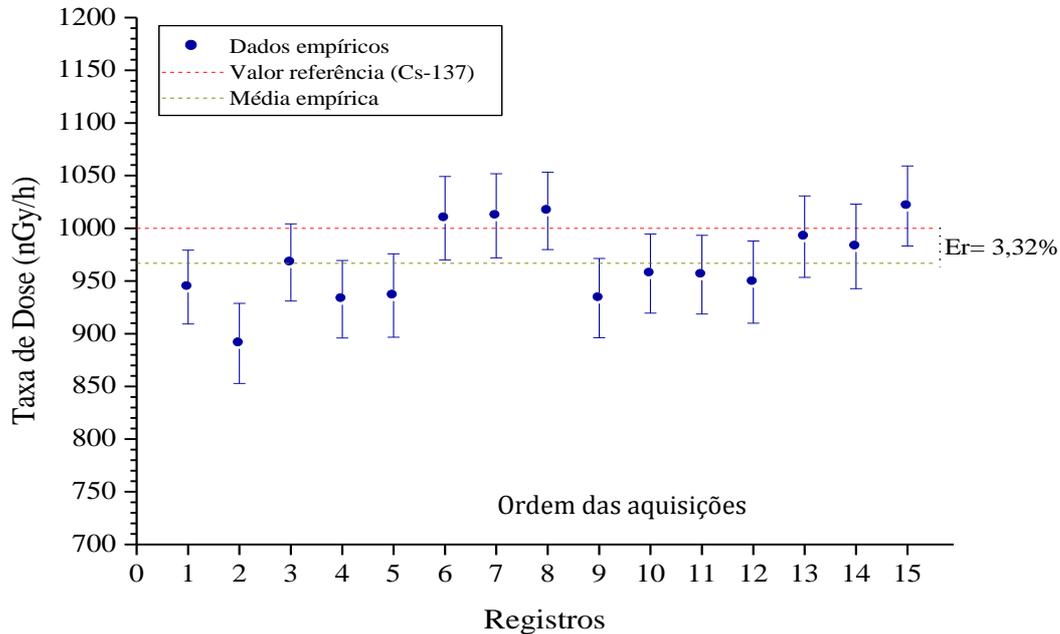
A análise dos resultados com os detectores na câmara de radônio, bem como as medidas radiométricas em termos de atividade específica e taxa de dose de exposição são apresentadas agora em formato de tabelas e gráficos para que uma análise.

6.1 CALIBRAÇÃO DO GAMMA SURVEYOR

Primeiramente, foi avaliado o desempenho do detector gamma surveyor para sua aplicação como detector de referência através da comparação de leituras com uma fonte de referência. Os valores de taxas de dose registrados pelo detector Gamma Surveyor foram plotados gerando um gráfico da taxa de dose pela ordem das aquisições, com base na taxa de dose fixa de 1.000 nGy.h^{-1} , formulada para distância detector - fonte de 5,05 m e utilizada como referência na certificação da calibração. O detector Gamma Surveyor foi utilizado tanto para o monitoramento das radiações gama na câmara de radônio como detector de referência para os resultados obtidos pelos dosímetros BeOSL.

Na Figura 16, foram plotados além dos dados empíricos e incertezas, o valor de referência da fonte de calibração e o valor médio dos dados empíricos. Com um erro relativo médio (Er) de 3,32% pode ser evidenciada uma boa reprodutibilidade do sistema de medidas, permitindo inferir que a calibração direta (primária), que utiliza algoritmo do fabricante e que foi inserido no próprio sistema de medidas apresentou uma resposta favorável para utilização do detector como referência para certificar os dosímetros BeOSL em aplicações de dosimetria do meio ambiente. Além disso, convém ressaltar que o desempenho de um detector em várias situações experimentais reais é uma caracterização necessária, porém incompleta, considerando que suas características podem variar de um experimento para outro.

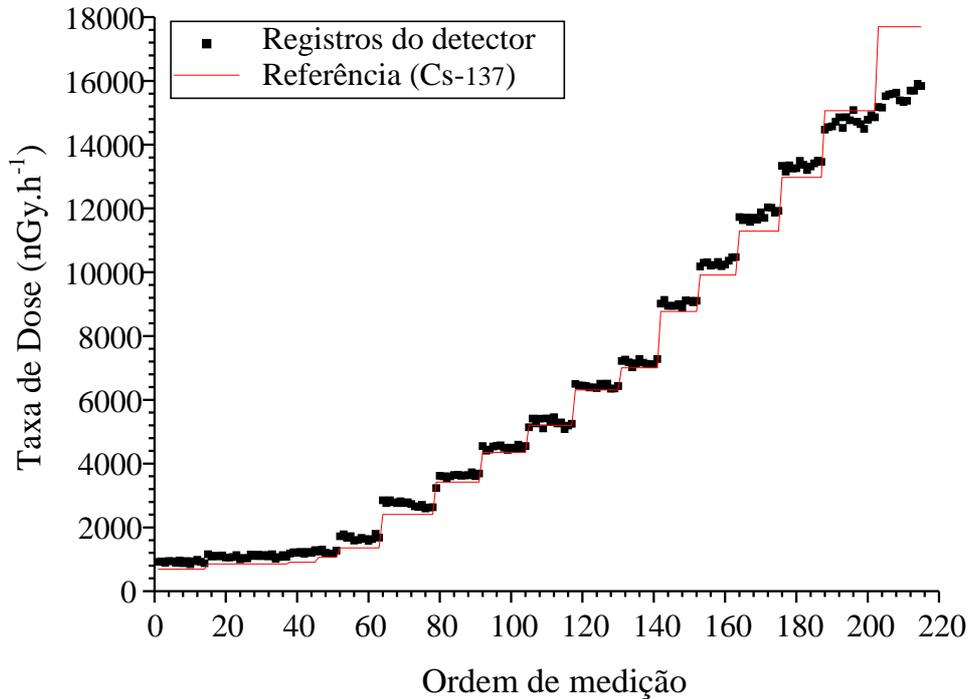
Figura 16 - Teste de avaliação do sistema Gamma Surveyor



Fonte: AZEVEDO (2020).

A maioria dos equipamentos de medição estabelece a sua faixa dinâmica linear, que nada mais é que o intervalo de massas ou concentrações no qual se pode construir uma curva de calibração linear (VALDERRAMA et al, 2009). Contudo, é necessário verificar até que ponto a faixa de valores empíricos coincide com a faixa dinâmica linear e assegurar que nenhum outro fenômeno tenha impacto indesejável na resposta. Na Figura 17 são detalhados os tanto os dados empíricos da exposição do detector Gamma Surveyor em diferentes distância em relação à fonte de ^{137}Cs certificada, como os valores de dose de referência calculados para as respectivas distâncias. As distâncias de exposição (em metros: 5,70; 5,20; 5,05; 4,70; 4,20; 3,20; 2,70; 2,40; 2,20; 2,00; 1,90; 1,70; 1,60; 1,50; 1,40; 1,30 e 1,20) foram determinadas por meio de cálculos tendo como parâmetro inicial os resultados da resposta do detector a uma distância a 5,05m da fonte, mostrados na Figura 16, para se obter através da relação dose x distância, valores de dose em um intervalo que abrangesse os resultados esperados ambientalmente, de 1 a 15 $\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ (UNSCEAR, 2008).

Figura 17 - Certificação para definição da função de calibração do Gamma Surveyor



Fonte: AZEVEDO (2020).

Os erros relativos para as distâncias de 1,3 m e 1,2 m, onde o detector foi exposto as doses mais elevadas, apresentados na Tabela 3, são muito maiores que os encontrados nas demais distâncias. Provavelmente, em decorrência da uma saturação ou baixo desempenho do detector, fato que levou a exclusão destes dados do modelo de calibração. Nas distâncias restantes foram verificada a ausência de valores discrepantes (*outliers*). O valor da distância de 5,05 m foi utilizado para obter uma taxa de dose exata, que neste caso foi de 1.000 nGy.h⁻¹, servindo de referência para aferição das outras doses associadas ao procedimento empírico.

Tabela 3 - Valores empíricos da calibração do Gamma Surveyor

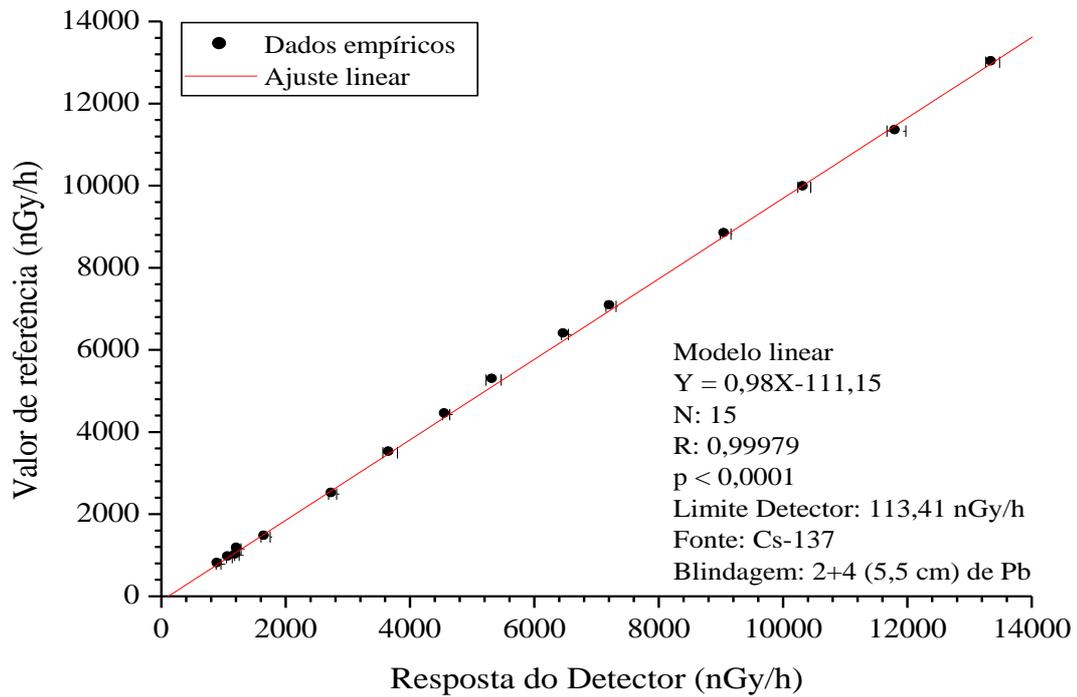
Distância da fonte	Dose média (nGy.h⁻¹)	Desvio padrão (nGy.h⁻¹)	CV (%)	Dose referência (nGy.h⁻¹)	Erro relativo (nGy.h⁻¹)
5,70 m	920	39	4,23	785	0,17
5,20 m	1093	46	4,21	943	0,16
5,05 m	1216	37	3,06	1000	0,22
4,70 m	1233	50	4,08	1154	0,07
4,20 m	1677	73	4,35	1445	0,16
3,20 m	2755	64	2,31	2489	0,11
2,70 m	3680	118	3,20	3497	0,05
2,40 m	4580	59	1,29	4426	0,03
2,20 m	5345	122	2,29	5267	0,01
2,00 m	6491	55	0,85	6373	0,02
1,90 m	7233	81	1,12	7062	0,02
1,70 m	9076	85	0,93	8821	0,03
1,60 m	10343	103	1,00	9958	0,04
1,50 m	11823	153	1,29	11330	0,04
1,40 m	13370	111	0,83	13006	0,03
1,30 m	14742	178	1,21	15084	2,27
1,20 m	15548	231	1,48	17703	12,18

Fonte: AZEVEDO (2020).

Na Figura 18, o modelo de calibração linear foi plotado em função da taxa de dose absorvida corrigida e o valor empírico medido com o detector gama, sendo observada uma taxa de 113,41 nGy.h⁻¹ (79,39 nSv.h⁻¹) como dose limite mínima para o modelo matemático de ajuste nas condições de calibração.

O valor do coeficiente de correlação linear estabelecido foi de 0,99979, para o qual se demonstra que o procedimento analítico tem um nível aceitável de precisão, exatidão e linearidade, aferindo um excelente ajuste entre os dados empíricos e os de referência. Os valores absolutos calculados para os erros relativos de medição variaram de 0,01 a 0,22 nGy.h⁻¹.

Figura 18 - Função de calibração do Gamma Surveyor após ajuste integrado ao sistema



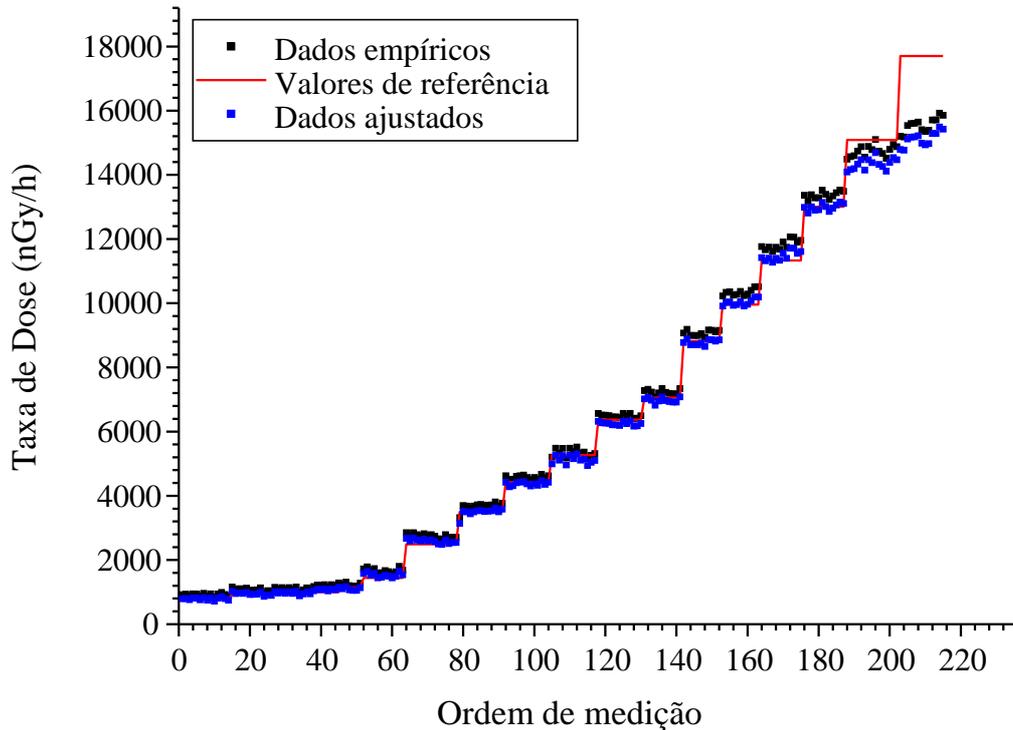
Fonte: AZEVEDO (2020).

A linearidade foi observada pela padronização externa e formulada como expressão matemática para o cálculo da dose a ser determinada. A função matemática obtida da resposta de correlação dos valores estabelecidos na Figura 18, após correção integrada diretamente no sistema, foi formulada pela Equação 5, em que, \dot{D}_{adj} representa a taxa de dose ajustada, cujo valor pode ser determinado em função da taxa de dose medida pelo detector (empírica) \dot{D}_{emp} , com unidades em $\text{nGy}\cdot\text{h}^{-1}$.

$$\dot{D}_{adj} = 0,98 \cdot \dot{D}_{emp} - 111,15 \quad (5)$$

A Figura 19 foi elaborada a título de comparação entre os dados empíricos, os valores de referência e os que foram ajustados através da Equação 5.

Figura 19 - Avaliação da aplicação do modelo de calibração nos dados empíricos.



Fonte: AZEVEDO (2020).

Os valores de referência e os dados empíricos primários já foram apresentados na Figura 18, onde o agrupamento desses dados e dos resultados da aplicação prática do modelo de calibração permitiu inferir melhorias significativas em relação à exatidão do método, considerando as respostas às diferentes taxas de doses que foram apresentadas na Figura 17. Essa evidência é caracterizada em função da minimização dos erros relativos em valores absolutos, aproximadamente 10 vezes, que passaram a variar num intervalo de 0,001 a 0,081 $\text{nGy}\cdot\text{h}^{-1}$.

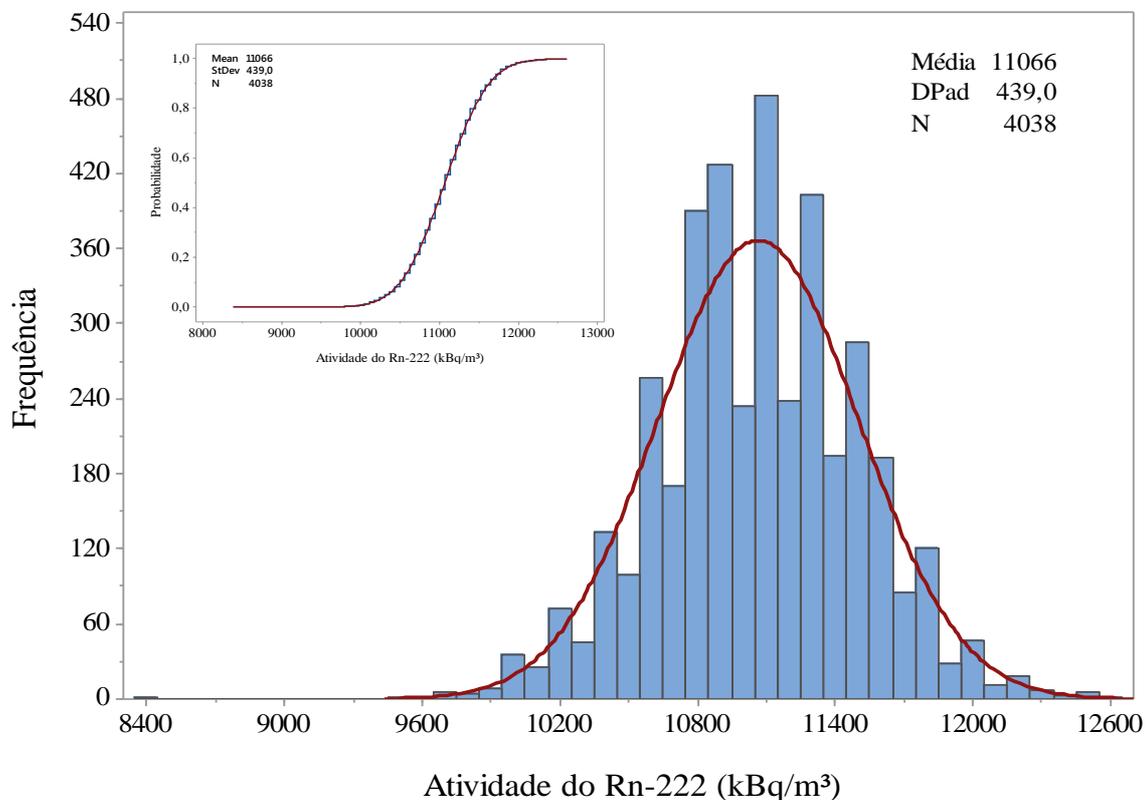
As melhorias propostas para diminuir os erros dos resultados do gamma surveyor se justificam devido ao seu emprego como detector de referência. Não raros estudos buscam de diferentes formas de aperfeiçoar a qualidade das leituras. Um estudo conduzido por Yang e colaboradores (2016) desenvolveram um instrumento para avaliar a calibração de detectores cintiladores através de um conjunto de sensores de luz compostos por 64 SiPMs (fotomultiplicadoras de silício) e um algoritmo de processamento de dados. Os resultados desse estudo apontaram uma uniformidade e estabilidade entre os dados superiores a 98%. Em outro estudo relacionado ao NaI(Tl), Ramos e Salgado (2017) avaliaram a utilização de detectores cintiladores NaI(Tl) para medições, calibrados com energias de emissão que

englobaram o intervalo de interesse, além da utilização do método de Monte Carlo. Na calibração foram consideradas três diferentes posições no eixo axial do detector. Como resultado, a validação experimental apresentou erro relativo máximo de 7,74%.

6.2 MONITORAMENTO DA ATIVIDADE DE Rn NA CÂMARA COM ALPHAGUARD

Comumente os sistemas de medição podem ser empregados separadamente ou integrados a um processo de controle. No presente estudo, como descrito na metodologia, foi adotado como ambiente controlado uma câmara de radônio, onde foram integrados os detectores Alphaguard, Gamma Surveyor (detector de referência) e os dosímetros OSL. Dessa forma, buscando realizar medições livres de possíveis influências físicas na câmara de radônio, foram realizadas 4.038 medidas pelo detector Alphaguard, resultando em um rol de atividades específicas em $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ que foram agrupadas conforme pode ser observado na Figura 20.

Figura 20 - Controle da atividade do ^{222}Rn .



Fonte: AZEVEDO (2020).

Na distribuição dos valores das atividades registradas pelo Alphaguard podem ser evidenciadas as maiores frequências no intervalo de 11.050 a 11.150 kBq.m⁻³, com valor médio de 11.066 kBq.m⁻³, abaixo do valor de 12.000 kBq.m⁻³ inicialmente planejado para o experimento. Na Tabela 4 foram descritos parâmetros estatísticos que buscam representar todo o conjunto de dados.

Tabela 4 - Estatística descritiva para medidas no Alphaguard

Parâmetro	Valores
Número de medidas	4.038
Mínimo	8.384 kBq.m ⁻³
Máximo	12.608 kBq.m ⁻³
Amplitude	4.224 kBq.m ⁻³
Média	11.066 kBq.m ⁻³
Desvio padrão	439 kBq.m ⁻³
Coefficiente de variação	3,97%
Mediana	11.072 kBq.m ⁻³
Primeiro Quartil	10.752 kBq.m ⁻³
Terceiro Quartil	11.328 kBq.m ⁻³

Fonte: AZEVEDO (2020).

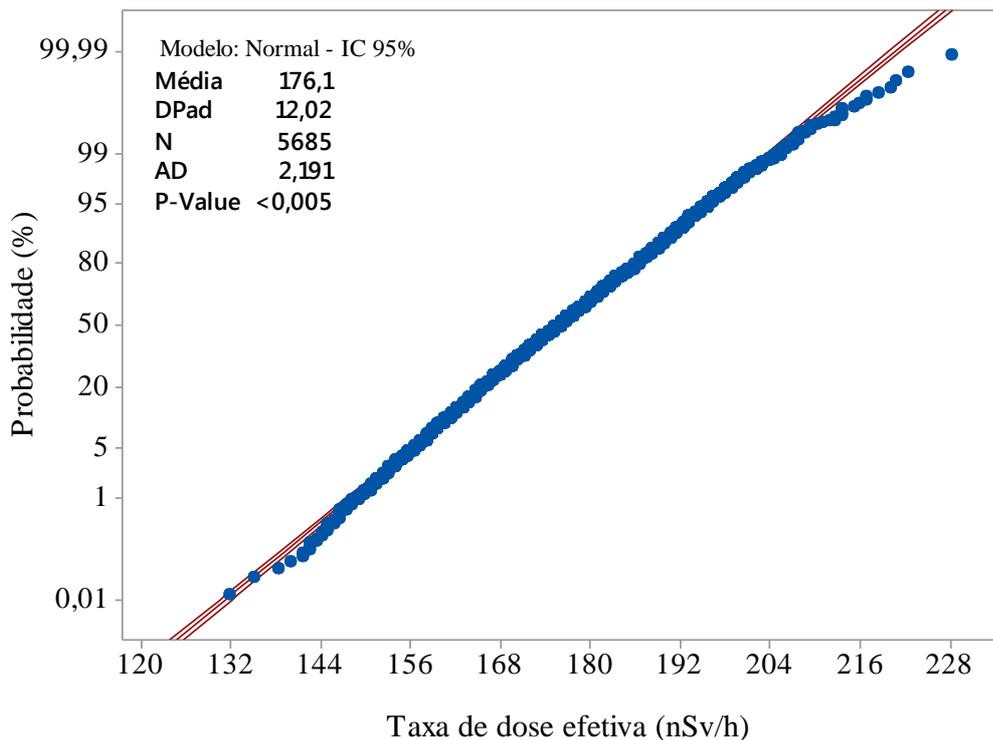
A resposta do detector condiciona os resultados para certos valores, e sua relação com o tamanho da amplitude das classes do histograma irá determinar o padrão de distribuição. Ainda sim, observando os resultados da média (11.066 kBq.m⁻³) e mediana (11.072 kBq.m⁻³), parâmetros de tendência central, além do coeficiente de variação (3,97%) que descreve o grau dispersão, pode ser inferido que a função densidade de probabilidade se aproxima de forma bastante satisfatória das curvas de frequências uma distribuição normal. E assim, permitindo afirmar estatisticamente que, a atividade do radônio dentro da câmara não variou de forma significativa, não afetando a qualidade dos resultados.

Com relação à diferença entre o valor médio observado e o valor pretendido de 12.000 kBq.m⁻³. Qualquer processo de mensuração está sujeito a um erro de medida. Esse erro pode ter diferentes fontes, além de inúmeras outras características não controladas. Desse modo, o comportamento cinético, o movimento browniano do fluido e a efusão, características peculiares de um sistema gasoso, corroboram para que as atividades se mantivessem abaixo dos valores teoricamente idealizados (INMETRO, 2016; ATKINS, 2012; WHITE, 2011)

6.3 MONITORAMENTO DA RADIAÇÃO GAMA COM GAMMA SURVEYOR (DETECTOR DE REFERÊNCIA)

Para verificar possíveis oscilações significativas na taxa de dose na câmara de radônio durante o ensaio, foi aplicado o teste estatístico Anderson-Darling, que permite verificar a distribuição normal a partir de uma amostra de uma população. As taxas de dose foram determinadas pelo detector gamma surveyor, que realizou aquisições em intervalos de 10 segundos, entre as 10:00h do dia 30 de outubro de 2019 até aproximadamente as 01:50h do dia 31 de outubro de 2019. A verificação da normalidade através do teste Anderson-Darling resultou em um valor p inferior a 0,005, menor que o nível de significância de 0,5%, indicando que não há uma distribuição normal dos dados conforme pode ser observado na Figura 21.

Figura 21 - Monitoração da câmara de calibração com Gamma Surveyor



Fonte: AZEVEDO (2020).

Entretanto, deve ser observado que o valor-p < 0,005 não indica necessariamente o quão distante os valores estão da normalidade, mais sim, é uma caracterização qualitativa do modelo. Nesse caso, diante de uma ampla avaliação de outros parâmetros estatísticos como valores de tendência central (média, mediana e moda), mostrado na Tabela 5, o valor-p não

deve ser levado em consideração o valor-p isoladamente e pode ser inferido com uma boa aproximação um comportamento homogêneo para maioria dos valores, predominando uma forte tendência para uma distribuição gaussiana.

Tabela 5 - Estatística descritiva dos resultados do gamma Surveyor

Parâmetro	Valores	
Média	251,51	
Mediana	251,52	
Moda	252,69	
Desvio padrão amostral	17,18	
Desvio padrão percentual	6,86%	
1° Quartil	239,88	
3° Quartil	263,17	
Desvio padrão	Resultado	Referência
1 σ	66,97%	68,26%
2 σ	95,87%	95,44%
3 σ	99,67%	99,73%

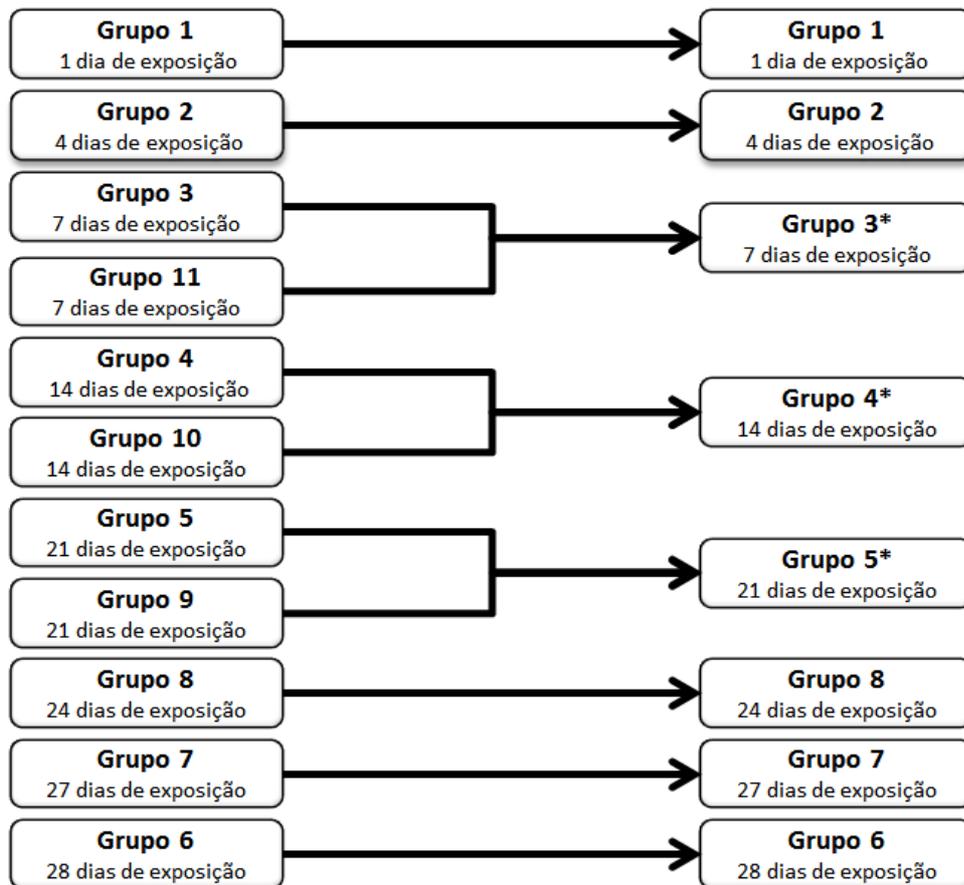
Fonte: AZEVEDO (2020).

6.4 RESULTADOS DO BeOSL

Em uma primeira análise dos resultados dos dosímetros BeOSL, observou-se uma grande dispersão das doses e não linearidade das doses com o tempo de exposição. Com relação à dispersão, de acordo com normativa do INMETRO (DOQ-CGCRE-008), que descreve sobre orientações para validação de métodos analíticos, para avaliar a repetibilidade do método, o número mínimo de repetições para cada nível de exposição deve variar de acordo com diferentes documentos de validação, mas comumente são adotados entre 6 e 15 para cada condição experimental, é admissível que a considerável dispersão apresentada esteja em consonância com o baixo número de repetições adotado. A precisão intermediária, de acordo com o Vocabulário internacional de metrologia (INMETRO, 2012), refere-se à precisão avaliada sobre condições que compreendem o mesmo procedimento de medição, o mesmo local e medições repetidas no mesmo objeto ou em objetos similares, ao longo de um determinado período de tempo, mas que possam ser incluídas outras condições submetidas às mudanças. Dessa forma, como no modelo experimental existem grupos distintos de

dosímetros expostos por um mesmo período de tempo, é possível uma abordagem diferente dos dados obtidos, a partir da associação de grupos com o mesmo tempo de exposição como demonstrado na Figura 22. Para se obter estimativas com números suficientes de graus de liberdade.

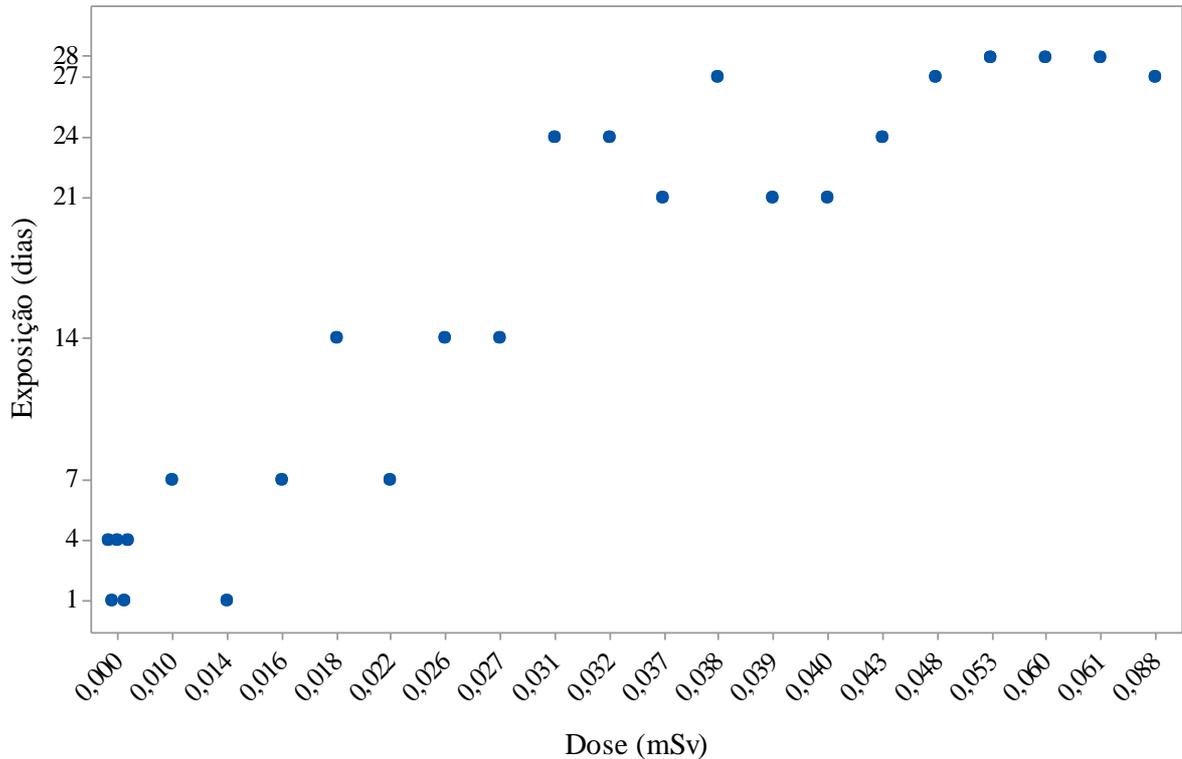
Figura 22 - Grupos associados pelo tempo de exposição



Fonte: AZEVEDO (2020).

Partindo dessa reorganização dos grupos, os resultados dos dosímetros OSL frente a emissões gama provenientes dos descendentes do radônio podem ser observados na Figura 23, destacando a limitação no número de medidas em comparação aos demais detectores.

Figura 23 - Resposta dos BeOSLs em função do tempo de exposição

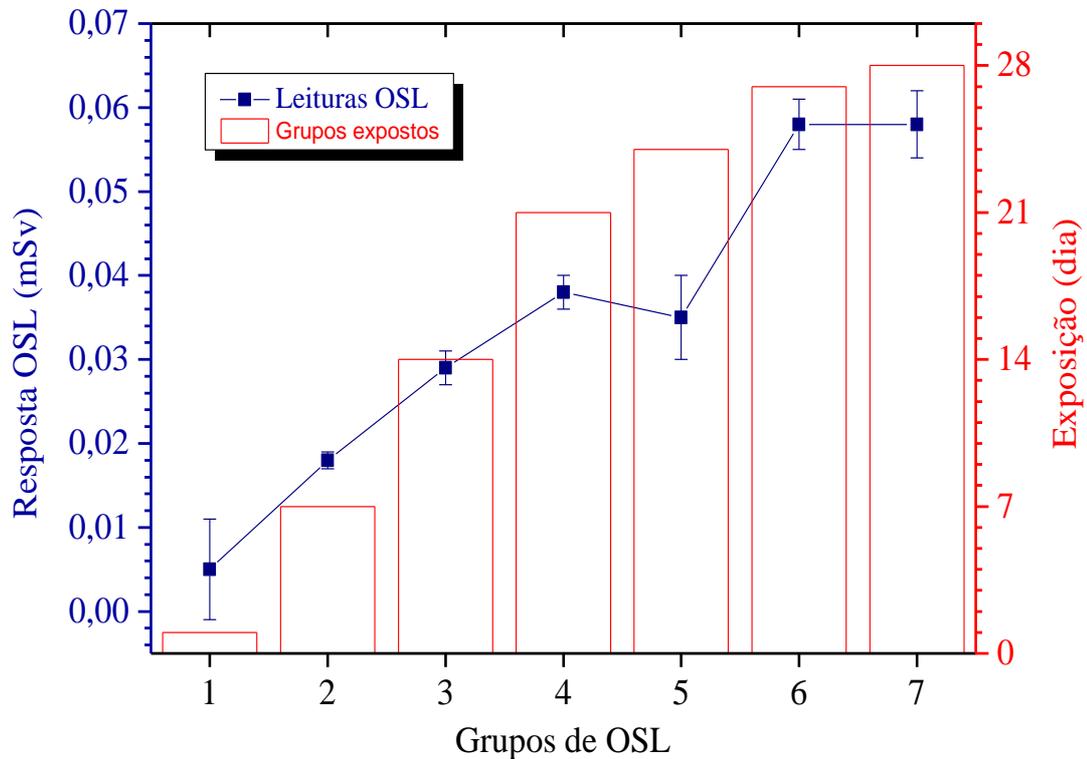


Fonte: AZEVEDO (2020).

Em relação aos dados observados, pode ser destacado o comportamento crescente dos valores em função do tempo de exposição, assim como, a grande dispersão das medidas para os dosímetros expostos por um mesmo período de tempo. A baixa repetibilidade pode ser expressa quantitativamente em termos da característica da dispersão dos resultados.

Na maioria dos casos, o valor de precisão é função do nível de concentração do ensaio (nesse caso específico à dose de exposição) e o seu cálculo é determinado, preferencialmente, a partir dos resultados obtidos, após tratamento dos dados. Dessa forma, como no modelo experimental existem grupos distintos de dosímetros expostos por um mesmo período de tempo, um ajuste pode ser efetuado, onde os valores calculados a partir de pequenos grupos de repetições possam ser agrupados como demonstrado na Figura 22. Para se obter estimativas com números suficientes de graus de liberdade, conforme evidenciado na Figura 24.

Figura 24 - Resposta dos BeOSL em função da exposição e classificação por grupo



Fonte: AZEVEDO (2020).

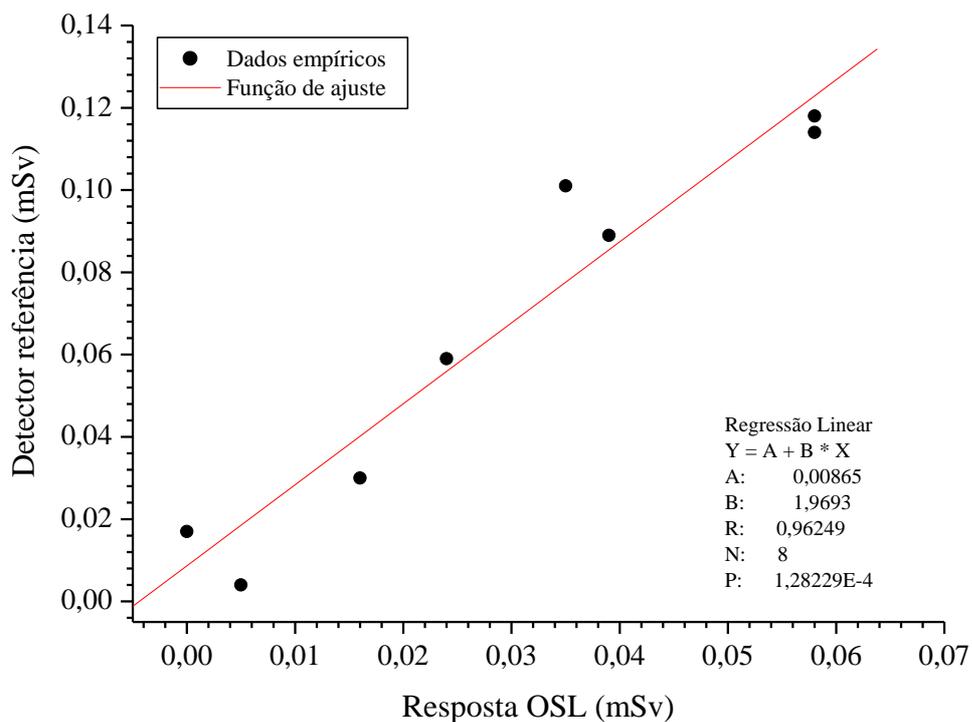
Discrepâncias estão associadas aos erros dos analistas, análise em diferentes equipamentos e/ou condições experimentais variáveis. Nesse sentido, assumindo o aumento do tamanho amostral através do agrupamento de medidas nos grupos 3 e 11 (novo número 3*), 4 e 10 (novo número 4*) e 5 e 9 (novo número 5*) do rol de medidas, na condição experimental especificada, pode ser constatada uma diminuição significativa na dispersão dos dados.

Entretanto, a mesma condição não é observada para os grupos de dosímetros 1, 2, 6, 7 e 8, justificado pela impossibilidade de realizar os agrupamentos. Além disso, deve ser destacado em relação ao comportamento do OSL, sobretudo para os grupos 3*, 4* e 5*, características importantes para um sistema de medidas com repetibilidade e resposta linear.

6.5 COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS BeOSL COM O GAMMA SURVEYOR (DETECTOR DE REFERÊNCIA)

Um estudo de correlação entre os dados obtidos pelo detector de referência e os dosímetros BeOSL foi desenvolvido analiticamente para validação dos resultados empíricos obtidos. A validação de um processo analítico pode ser realizada por comparação do resultado de medição do método com o resultado produzido por um método de referência adequado, que foi submetido ao mesmo processo analítico integral. Desse modo, um estudo de correlação entre os dados obtidos pelo Gamma Surveyor (detector de referência) e os dosímetros OSL é ilustrado na Figura 25.

Figura 25 - Correlação entre respostas dos BeOSLs e medidas no detector de referência



Fonte: AZEVEDO (2020).

Para análise da regressão linear entre as medidas do OSL e do Gamma Surveyor (detector de referência) foram consideradas as médias dos dados agrupados, assim como, o *background* dos sistemas de medidas. Desse modo, pode ser constatada uma excelente qualidade no ajuste linear, com um fator de correlação de 0,96249. Além disso, é possível, através de parâmetros especificados no gráfico de dispersão, obter a Equação 6, que relaciona

as doses gama do detector de referência ($D_{referência}$) com a variação das medidas registradas pelo OSL (D_{OSL}).

$$D_{referência} = 1,9693D_{OSL} + 0,00865 \quad (6)$$

Pode ser verificado que os pontos do diagrama de dispersão, não se ajustam perfeitamente à curva do modelo proposto. Isso se deve ao fenômeno está sujeito a influências adversas com, por exemplo, a imprecisão das medidas.

Através do ajuste linear, apresentado pela Equação 6, pode ser observado que para cada variação positiva de 0,01 mSv registrado pelo dosímetro OSL haverá um incremento de aproximadamente 0,02 mSv nas doses registradas pelo detector de referência. Entretanto, convém ressaltar que a regressão linear representa apenas uma tendência do comportamento amostral. Uma das limitações da regressão linear é a generalização, especialmente quando utilizada em estudos práticos que influenciem uma tomada de decisão.

A Equação 6, apenas estabelece uma relação funcional, a simples obtenção da equação não responde se a variação das medidas do OSL influencia significativamente na variação das medidas de referência. Nesse sentido, buscando estabelecer uma comparação dos resultados obtidos utilizando o método avaliado (OSL) com os resultados adquiridos por meio de um método de referência certificado, foram realizadas análises estatísticas para estudar o grau de proximidade dos resultados obtidos pelos dois métodos, ou seja, avaliar a exatidão do método OSL usando como referência as medidas do Gamma Surveyor.

Na Tabela 6, são apresentados os parâmetros estatísticos relacionados aos testes de hipóteses que nortearam a tomada de decisão em relação ao comportamento dos dados empíricos dos métodos. Inicialmente foi avaliado se as variâncias são estatisticamente iguais ou diferentes (teste *Fisher*). Posteriormente, foi aplicado o teste t (*Student*) para verificar se as médias dos resultados dos métodos podem ser consideradas representativas.

Tabela 6 - Valores críticos e calculados para os testes T e F para as leituras do Detector de referência e do OSL

Parâmetros	Método	
	OSL	Detector de Referência
Média*	0,034	0,079
Variância	$3,262 \times 10^{-4}$	$1,121 \times 10^{-3}$
F _{calculado}	3,436	3,436
F _{crítico} **	4,284	4,284
T _{calculado}	2,898	2,898
T _{crítico} **	1,943	1,943

*Expressa em mSv; **Graus de liberdade = 6 e nível de significância = 0,05
 Fonte: AZEVEDO (2020).

A aplicação do teste F visou estabelecer uma relação entre a variância das medidas com possíveis erros experimentais. Assumindo que os erros experimentais nos ensaios realizados representam a variação aleatória entre as unidades experimentais submetidas ao mesmo tratamento, acrescida das variações de erro de técnica cometidas durante a condução do experimento.

A hipótese nula (H_0) formulada é de que não exista diferença entre os efeitos de tratamento dos dados, ou seja, $\delta_{OSL}^2 = \delta_{Referência}^2$. Considerando que o $F_{calculado}$ (3,436) é inferior ao $F_{crítico}$ (4,284), a hipótese nula não é rejeitada, e pode ser inferido que não existem evidências estatísticas de que as variâncias dos métodos sejam diferentes.

Desse modo, descartada a influência significativa do método no comportamento dos dados, foi avaliado o comportamento da diferença entre as médias. Sendo atribuída como hipótese nula (H_0) a inexistência de diferenças significativas entre as médias dos métodos. Comparando o $T_{calculado}$ (2,898) com o $T_{crítico}$ (1,943) para 6 graus de liberdade a um nível de significância de 5%, observa-se que $T_{calculado} > T_{crítico}$. Conseqüentemente, a diferença entre as médias é significativa, isto posto, a hipótese H_0 é rejeitada, e pode ser inferido que o conjunto de médias se diferencia.

Contudo, o teste t não indica quais as diferenças entre as médias devem ser consideradas como estatisticamente significativas. Testes adicionais, em que se comparam as médias duas a duas são necessários para evidenciar quais as médias que diferem sob o ponto de vista estatístico.

7 CONCLUSÕES

A exposição dos dosímetros BeOSL na câmara de radônio foi monitorada e os resultados obtidos indicam que não houve variações estatisticamente significativas na atividade de radônio e na taxa de dose em todo período do ensaio.

Os resultados das respostas dos dosímetros apresentaram baixas exatidão e linearidade com o tempo de exposição, porém, a partir da combinação dos resultados dos grupos expostos a incrementos iguais de tempo, cita-se: 7 dias, 14 dias e 21 dias, foram alcançadas melhorias significativas, aproximando os resultados do OSL ao do gamma Surveyor (detector de referência), através da redução do erro relativo.

A análise realizada precisa ser complementada com novos estudos com protocolo de exposição aperfeiçoado, necessário para inferir com segurança a utilização do dosímetro BeOSL como ferramenta dosimétrica na avaliação da influência do radônio e descendentes na dosimetria de ambientes internos (indoor).

REFERÊNCIAS

- ABD EL-ZAHER, M. A comparative study of the indoor radon level with the radon exhalation rate from soil in Alexandria city. **Protection Dosimetry**, v. 154, n. 4, p. 490-496, 2012.
- AHMED, S. N. **Physics and engineering of radiation detection**. 2. ed. Amsterdam: Elsevier, 2015. p. 784.
- AJROUCHE, R.; IELSCH, G.; CLÉRO, E.; ROUDIER, C.; GAY, D.; GUILLEVIC, J.; LAURIER, D.; LE TERTRE, A. Quantitative health risk assessment of indoor radon: a systematic review. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 177, n. 1-2, p. 69-77, 2017.
- ALBERIGI, S. **Sobre a influência de fatores ambientais nos níveis de radônio em cavernas dos parques estaduais do Vale do Ribeira, SP e avaliação do equilíbrio radioativo e fator de equilíbrio entre radônio e seus descendentes**. 2011. Tese (Doutorado em Ciências) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011. p. 105.
- AL-SHARIF, A.; ABDELRAHMAN, Y. S. Factors affecting radon concentration in houses. **Turkish Journal of Physics**, v. 25, p. 153-158, 2001.
- AMARAL, R. S. **Dose na população da região urano-fosfática pernambucana, devido à presença de urânio e ^{226}Ra nos cultivos**. 1994. Tese (Doutorado em Ciências) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994. p. 156.
- AMAZONAS, I. B. **Desenvolvimento e caracterização de uma câmara de ionização totalmente polimérica para dosimetria de raios-x**. 2005. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Departamento Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005. p. 98.
- ARAÚJO, G. S. **Estudos dos níveis de emissão do ^{222}Rn de alguns materiais de construção civil e áreas públicas**. 2003. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003. p. 102.
- ATKINS, P.; PAULA, J. **Físico-química**. 9. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2012. v. 1. p. 411.
- ATTIX, F. H. **Introduction to radiological physics and radiation dosimetry**. 1. ed. Weinheim: WILEY-VCH, 2004. p. 632.
- BASKARAN, M. Radon: a tracer for geological, geophysical and geochemical studies. **Springer Geochemistry**, p. 276, 2016.
- BOTTER-JENSEN, L. Development of optical stimulated luminescence techniques using natural minerals and ceramics, and their application to retrospective dosimetry. **RISØ National Laboratory**, v. 1211, p. 185, 2000.
- BOTTER-JENSEN, L.; MCKEEVER, S. W. S.; WINTLE, A. G. **Optically stimulated luminescence dosimetry**. Amsterdam: Elsevier, 2003. p. 355.

BOUZARJOMEHRI, F.; EHRAMPOUSH, M. H. Gamma background radiation in Yazd province; A preliminary report. **International Journal Of Radiation Research**, vol. 3, n. 1, p. 17-20, 2005.

BULUR E.; GOKSU H. Y. OSL from BeO ceramics: New observations from an old material. **Radiation Measurements**, vol. 29, n. 6, p. 639-650, 1998.

BURCHAM, W. E. **Física Nuclear**. 1. ed. Barcelona: Editora Reverté, 1974. p. 833.

CASTRO, C. A. C.; MORALES, R. K.; CARDOSO, D. D.; SANTOS, V. C. Estudo do comportamento dos gases radônio e torônio presentes no ar em centro comercial do Rio de Janeiro e Poços de Caldas. *In*: INTERNATIONAL NUCLEAR ATLANTIC CONFERENCE 2005, Santos, SP. **Anais...** Santos, SP: ABEN, 2005.

CEMBER, H.; JOHNSON, T. E. **Introduction to health physics**. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2009. p. 888.

CHANYOTHA, S.; KRANROD, C.; P. PENGVANICH; SRIPLOY, P. Determination of radon in natural gas pipelines. **J Radioanal Nucl Chem**, v. 307, p. 2095-2099, 2016.

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. **Diretrizes básicas de proteção radiológica**: Norma 3.01, Resolução 164/14. Rio de Janeiro: CNEN, 2014. p. 22.

COMMITTEE ON THE BIOLOGICAL EFFECTS OF IONIZING RADIATIONS (BEIR IV). **Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters**. Washington - D.C.: National Academy Press, 1988. p. 587.

COMMITTEE ON THE BIOLOGICAL EFFECTS OF IONIZING RADIATION (BEIR VI). **Health effects of exposure to radon**. Washington - D.C.: National Academy Press, 1999. p. 592.

COSTA, G. G. O. **Curso de estatística inferencial e probabilidades**: teoria e prática. 1. ed. Brasília - DF: Atlas, 2012. p. 384.

COTHERN, C.; SMITH JR, J. **Environmental radon**. Springer Science + Business Media, LLC, 1987. v. 35. p. 369.

DOSIMETRICS. **Tecnologia OSL**. Disponível em: <http://www.dosimetrics.de/osl/>. Acesso em: 1 jun. 2019.

EISENBUD, M.; GESELL, T. **Environmental radioactivity**: from natural, industrial, and military sources. 4. ed. San Diego: Academic Press, 1997. p. 683.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Consumer's guide to radon reduction**: how to fix your home. EPA 402/K-10/005, Washington - D.C.: EPA, 2016. p. 20.

FARIAS, E. E. G. **Exalação de radônio-222 em solos: parâmetros para modelagem e métodos de determinação**. 2016. Tese (Doutorado em Ciências) - Departamento Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016. p. 171.

GF INSTRUMENTS, S. R. O. **Gamma Surveyor**, User Manual, versão 1.2., 2016. p. 50.

HA, M.; HWANG, S.; KANG, S.; PARK, N.; CHANG, B.; KIM, Y. Geographical correlations between indoor radon concentration and risks of lung cancer, non-Hodgkin's lymphoma, and leukemia during 1999-2008 in Korea. **International Journal of Environmental Research and Public Health**. v. 14, n. 4, p.344, 2017.

HEGENBERG, L. **Normalidade estatística**. Fiocruz, 1998. p. 13.

HOLCOMB, Z. C. **Fundamentals of Descriptive Statistics** 1. ed. Routledge, 1997. p.98.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL (INMETRO) - **Orientação sobre validação de métodos analíticos**. 5. rev. Documento de caráter orientativo, DOQ-CGCRE-008. 2016. p. 31.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL (INMETRO). **Vocabulário internacional de metrologia (VIM), Conceitos fundamentais e gerais e termos associados**. 1. ed., Luso-brasileira, 2012. p. 95.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). **Guidelines for radioelement mapping using gamma ray spectrometry data**. Technical Report: TECDOC 1363, 2003. p. 179.

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIATION PROTECTION (ICRP). **Protection against ²²²Rn at home and at work**. Publication 65, Annals of the ICRP 23, 1993. p. 45.

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (ICRP). The recommendations of the international commission on radiological protection. **Annals of ICRP**, Publication 103, vol. 37, n. 2-4, 2007. p. 339.

JAHN, A.; SOMMER, M.; HENNIGER, J. Environmental dosimetry with the BeOSL personal dosimeter. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 170, p. 346-349, 2016.

KHAN, H. A.; HASEEBULLAH. Indoor radioactive pollution due to radon and its daughters. **Journal of Islamic Academy of Sciences**, v. 5, n. 4, p. 249-255, 1993.

KNOLL, G. F. **Radiation detection and measurement**. 4. ed. John Wiley & Sons, 2010. p. 864.

LIMA, R. A.; SILVA, C. M.; AMARAL, R. S.; HAZIN, C. A. Radon in drinking water from public and private supplies in the metropolitan area of Recife, in Brazil. *In: High Levels of Natural Radiation and Radon Areas: Radiation Dose and Health Effects*. **Publications of the Institute of Radiation Hygiene (BfS)**. vol. II, p. 113-116, 2002.

MCKEEVER, S. W. S. Optically stimulated luminescence: a brief overview. **Radiation Measurements**, v. 46, p. 1336-1341, 2011.

MCHUGH, M. L. Descriptive statistics. Part I: level of measurement. **J Spec Pediatr Nurs**. v. 8, p. 35-47, 2003.

METTLER JR, F. A.; GUIBERTEAU, M. J. Instrumentation and Quality Control. *In: Essentials of nuclear medicine and molecular imaging*. 7. ed. 2019. cap. 2. p. 19-59.

MORETTIN, P. A.; BUSSAB, W. O. **Estatística Básica**. 9. ed. Saraivauni, 2017. p. 453.

NASCIMENTO, L. F. **Dosimetria usando luminescência opticamente estimulada: aplicações, propriedades físicas e caracterização de materiais dosimétricos**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ciências em física aplicada) - Instituto de Física de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007. p. 141.

NEMAN, R. S. - **Medida separada de radônio-222 e de seus filhos no ar: monitoração na cidade de Poços de Caldas - MG e comparação de atividades envolvendo 2 outras técnicas de medida de Rn-222 no ar**. 2004. Tese (Doutorado) - Instituto de Física Gleb Wataghin, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2004. p. 146.

OKUNO, E.; YOSHINURA, E. **Física das radiações**. 1. ed. Oficina de Textos, 2010. p. 296.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE (OMS). **Manual sobre radônio em ambientes internos: uma perspectiva de saúde pública**. Editado por Hajo Zeeb e Ferid Shannoun. 1. ed. 2016. p. 146.

ORIGIN. **User Guide**. Origin Copyright, 2016. p. 285.

PACHECO-TORGAL, F. Indoor radon: an overview on a perennial problem. **Building and Environment**, 2012. v. 58, p. 270-277.

PINTO, F. A. A questão da não normalidade, uma revisão. **Revista de Economia Agrícola**, São Paulo, n. 2, 2014. v. 61, p. 17-33.

RAMOS, T. L.; SALGADO, C. M. Estudo de Método de Transferência de Eficiência Usando Detectores NaI(Tl). *In*: INTERNATIONAL NUCLEAR ATLANTIC CONFERENCE, 2017, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABEN; INAC, 2017.

REIS, R. G. **NORM: Guia prático**. PoloPrinter, 1. ed. 2016. p. 236.

ROCHA, E. A.; AMARAL, R. S.; SANTOS JÚNIOR, J. A.; BEZERRA, J. D. Radiometric evaluation of granite tables in environment public in the city of Recife-PE, Brazil. *In*: INTERNATIONAL NUCLEAR ATLANTIC CONFERENCE, 2011, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABEN; INAC, 2011.

ROSENBERGER, A.; HUNG, R. J.; CHRISTIANI, D. C. *et al.* Genetic modifiers of radon-induced lung cancer risk: a genome-wide interaction study in former uranium miners. **International Archives of Occupational and Environmental Health**, v. 91, p. 937-950, 2018.

SANTOS, J. M. D. N. **Estudo de caso na definição de modelo padrão para radioatividade ambiental na Paraíba**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018. p. 69.

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

SCHWAAB, M.; PINTO, J. C. **Análise de Dados Experimentais - Volume I Fundamentos de Estatística e Estimação de Parâmetros**, E-papers, 2007. p. 463.

SILVA, A. A. **Avaliação radiométrica em água subterrânea consumida pela população em municípios das mesorregiões da Borborema, central potiguar e sertão paraibano.** 2018. Tese (Doutorado em Ciências) - Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018. p. 114.

SILVA, A. A. R. **Radônio e filhos em residências da cidade de São Paulo.** 2005. Tese (Doutorado em Ciências) - Instituto de Física, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005. p.116.

SILVA, C. M.; Lima, R. A.; AMARAL, R. S.; HAZIN, C. A. **Radon in Groundwater Public Supplies in the Metropolitan Area of Recife, Brazil.** *In:* 10th International Congress of the International Radiation Protection Association. Congresso Regional - IRPA10. P-1b-25(1-4). Hiroshima, Japan. 2000.

SOMMER, M.; HENNIGER, J. Investigation of a BeO - based optically stimulated luminescence dosimeter. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 119, n. 1-4, p. 394-397, 2006.

SOMMER, M.; FREUDENBERG, R.; HENNIGER, J. New aspects of a BeO, Based optically stimulated luminescence dosimeter. **Radiation Measurements**, v. 42, n. 4-5, p. 617-620, 2007.

SOMMER, M.; JAHN, A.; HENNIGER, J. A new personal dosimetry system for Hp(10) and Hp(0.07) photon dose based on OSL-dosimetry of beryllium oxide. **Radiation Measurements**. v. 46, 2011.

TRIOLA, M. F. **Elementary statistics using Microsoft Excel.** 6. ed. Pearson, 2018. p. 873.

TRIOLA, M. F. **Essentials of statistics.** 6. ed. Pearson, 2019. p. 668.

TURNER, J. E. **Atoms, radiation, and radiation protection.** 3. ed. John Wiley & Sons, 2007. p. 606.

TYKVA, R.; BERG, D. **Man-made and natural radioactivity in environmental pollution and radiochronology.** 7. ed. Springer Science+Business Media Dordrecht, 2004. p. 416.

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

UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION (UNSCEAR). **Sources and effects of ionizing radiation**, 2008. Report v. 1, anexo.

VALDERRAMA, P.; BRAGA J. W. B.; POPPI, R. J. Estado da arte de figuras de mérito em calibração multivariada. **Química Nova**, v. 32, n. 5, p. 1278-1287, 2009.

VINSON, D.S.; CAMPBELL, T.R.; VENGOSH, A. Radon transfer from groundwater used in showers to indoor air. **Applied Geochemistry**, n. 23, p. 2676-2685, 2008.

VOPHAM, T.; DUPRÉ, N.; TAMIMI, R. M.; JAMES, P.; BERTRAND, K. A.; VIEIRA, V.; LADEN, F.; HART, J. E. Environmental radon exposure and breast cancer risk in the nurses' health study ii. **Environmental Health**, v. 16, n. 97, 2017.

WASSERMAN, L. **All of Statistics** - a concise course in statistical inference. Springer, 2004. p. 736.

WHITE, F. M. **Mecânica dos fluidos**. 6 ed. McGraw-Hill, 2011. p. 878.

YANG, C.; ZHANG, H.; ZHOU, R. A PET detector module with monolithic crystal, single end readout, SiPM array and high depth-of-interaction resolution. IOP Publishing Ltd and Sissa Medialab srl, **Journal of Instrumentation**, v. 11, 2016.

YOSHIKUMI, M. T. **Projeto, construção e caracterização de câmaras de ionização especiais para monitoramento de feixes de radiação X**. 2010. Tese (Doutorado em Ciências na área tecnologia nuclear – Aplicações) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010. p. 129.

YUKIHARA, E. G. Luminescence properties of BeO optically stimulated luminescence (OSL) detectors. **Radiation Measurements**, v. 46, p. 580-587, 2011.

YUKIHARA, E. G.; MCKEEVER, S. W. S.; AKSELROD, M. S. State of art: optically stimulated luminescence dosimetry - frontiers of future research. **Radiation Measurements**, v. 71, p. 15-24, 2014.