



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR  
COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR  
CENTRO REGIONAL DE CIÊNCIAS NUCLEARES DO NORDESTE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E  
NUCLEARES

MARIANA LUIZA DE OLIVEIRA SANTOS RAMOS

**RADÔNIO-222 E A OCORRÊNCIA DE CÂNCER DE PULMÃO EM MUNICÍPIOS DA  
REGIÃO METROPOLITANA DE RECIFE COM AFLORAMENTOS DE  
FOSFORITO URANÍFERO**

Recife  
2020

MARIANA LUIZA DE OLIVEIRA SANTOS RAMOS

**RADÔNIO-222 E A OCORRÊNCIA DE CÂNCER DE PULMÃO EM MUNICÍPIOS DA  
REGIÃO METROPOLITANA DE RECIFE COM AFLORAMENTOS DE  
FOSFORITO URANÍFERO**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Tecnologias Energéticas e Nucleares.

**Área de Concentração:** Radioecologia e Análises Ambientais.

**Orientador:** Prof. Dr. Elvis Joacir De França

**Coorientador:** Dr. Emerson Emiliano Gualberto de Farias

Recife  
2020

Catálogo na fonte  
Bibliotecário Carlos Moura, CRB-4 / 1502

R175r Ramos, Mariana Luiza de Oliveira Santos.  
Radônio-222 e a Ocorrência de Câncer de Pulmão em Municípios da Região Metropolitana de Recife com Afloramentos de Fosforito Uranífero. / Mariana Luiza de Oliveira Santos Ramos. - Recife, 2020.  
147 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Elvis Joacir de França.  
Coorientador: Prof. Dr. Emerson Emiliano Gualberto de Farias.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2020.  
Inclui referências, apêndices e anexos.

1. Engenharia nuclear. 2. Radônio. 3. Saúde pública. 4. Fosforito uranífero. 5. Câncer de pulmão. 6. Radioproteção. I. França, Elvis Joacir de, orientador. II. Farias, Emerson Emiliano Gualberto de, coorientador. III. Título.

621.48 CDD (22. ed.)

UFPE (BDEN 2021-03)

MARIANA LUIZA DE OLIVEIRA SANTOS RAMOS

**RADÔNIO-222 E A OCORRÊNCIA DE CÂNCER DE PULMÃO EM MUNICÍPIOS DA  
REGIÃO METROPOLITANA DE RECIFE COM AFLORAMENTOS DE  
FOSFORITO URANÍFERO**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Tecnologias Energéticas e Nucleares.

Aprovada em: 15/10/2020

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. Elvis Joacir de França (Orientador)  
CRCN-NE/CNEN

---

Prof<sup>a</sup>. Dra. Ana Maria Mendonça de Albuquerque Melo (Examinador Interno)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof<sup>a</sup>. Dra. Maria da Conceição Cavalcanti de Lira (Examinador Externo)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. Nivaldo Carlos da Silva (Examinador Externo)  
Comissão Nacional de Energia Nuclear

---

Prof<sup>o</sup>. Dra. Mércia Liane de oliveira (Examinador Interno)  
CRCN-NE/CNEN

A Deus e à minha família.

**Dedico**

## **AGRADECIMENTOS**

Ao meu Deus, que sempre guiou meus passos e me deu forças para atingir os objetivos traçados.

Ao meu marido Alexsander Ramos, que sempre me apoiou e esteve comigo em todos os momentos, dando-me forças e encorajando-me. Amo você.

Ao meu amado filho Samuel, que deu um sentido novo a minha vida. Amo você meu bebê.

À minha mãe querida, que tanto amo e admiro pela mulher guerreira que tem se mostrado, por todo apoio e força e por me incentivar em cada plano pensado.

Ao meu irmão Luiz Fernando, por ser tão paciente e consertar quase toda semana meu notebook e cuidar do meu filho para que eu escrevesse a tese (Rsrsrcs).

Aos meus orientadores, Elvis França, agradeço seus ensinamentos, e Emerson Emiliano, obrigada por me orientar e compartilhar seus conhecimentos.

A minha amiga Tia Ceça (Conceição Lira), pela amizade e orientação para o meio acadêmico.

Aos meus colegas de trabalho do SEAMB – CRCN/NE.

À FACEPE, pelo apoio financeiro.

À Coordenação do PROTEN e sua secretaria, pela oportunidade para desenvolvimento desta Tese de Doutorado.

A toda equipe do SEAMB do CRCN-NE, por todos os estágios da pesquisa.

## RESUMO

De acordo com a Agência Internacional de Pesquisa do Câncer, o gás carcinógeno radônio-222 contribui com cerca de 55% da radiação incidente sobre o indivíduo, sendo a principal fonte de radiação natural proveniente do urânio-238 contido em solos e rochas. Esse gás pode ser exalado para atmosfera, acumulando-se em ambientes fechados de modo a representar um risco potencial à saúde humana quando inalado, por ser capaz de lesionar o DNA e comprometer o sistema respiratório. Também é considerado a segunda causa de câncer de pulmão após o tabagismo. O objetivo deste trabalho foi analisar a contribuição das concentrações de radônio na atmosfera das residências e águas de cacimbas de municípios com afloramentos de fosforito uranífero na Região Metropolitana do Recife (RMR) sob o risco de ocorrência de câncer de pulmão. Para isso, a atmosfera nas residências foi monitorada por detectores CR-39 por um período que variou de três a seis meses, sendo após esse período, revelados quimicamente para visualização dos traços formados pelas partículas alfa que foram contados pelo programa MATLAB®. As estimativas do percentual de mortalidade de indivíduos adultos, assim como das doses efetivas e equivalentes anuais e do aumento do risco de desenvolver câncer de pulmão associado ao radônio, foram calculadas de acordo com as concentrações do gás na atmosfera das residências. As águas foram coletadas de poços domésticos, sendo diretamente injetadas (12 ml) no coquetel cintilador e analisadas pelo Espectrômetro de Cintilação Líquida de Ultrabaixa Radiação de Fundo. Os solos foram analisados por meio da Espectrometria Gama de Alta Resolução, após coleta, passou por secagem, cominuição e armazenamento por 30 dias até atingir equilíbrio secular. Estudo epidemiológico foi também delineado a partir da compilação do número de casos de câncer de pulmão e estômago disponibilizados pelo Setor de Epidemiologia da Secretaria Estadual de Saúde de Pernambuco. As concentrações de radônio encontradas nas residências dos municípios variaram de 2 a 1174 Bq m<sup>-3</sup>, sendo, em maior parte, superiores aos limites propostos por agências internacionais (máximo de 300 Bq m<sup>-3</sup>). As respectivas doses efetivas calculadas variaram de 0,39 a 9,5 mSv ano<sup>-1</sup>, as doses equivalentes de 3,4 a 22,8 mSv ano<sup>-1</sup> e o aumento de risco de desenvolver neoplasia pulmonar relacionada ao radônio variou de 10 a 60%. A taxa de óbitos por este tipo de câncer foi estimada em 1,4 a 3,2%. Quanto à ingestão de água de cacimbas, os valores obtidos entre 17 e 76 Bq L<sup>-1</sup> também foram indicativos de riscos aos habitantes dos bairros monitorados. Com relação ao solo foi observada baixa contribuição para dose efetiva das concentrações de atividade de Ra-226 e Ra-228. Desse modo, a pesquisa proporcionou resultados inéditos sobre as estimativas regionais de incidência de câncer de pulmão, permitindo definir e priorizar a proteção da saúde em áreas de ocorrência uranífera habitadas.

**Palavras-chave:** Radônio. Saúde pública. Fosforito uranífero. Câncer de pulmão. Radioproteção.

## ABSTRACT

According to the International Cancer Research Agency, the carcinogenic gas radon-222 contributes with 55% of the radiation incidence on the individual, being the main source of natural radiation from uranium-238 from soils and rocks. This gas can be exhaled to the atmosphere, thereby accumulating indoor in order to represent a potential risk to human health when inhaled, because of the capability of damaging DNA and impairing the respiratory system. Radon-222 is also considered the second cause of lung cancer after smoking. The objective of this work was to analyze the contribution of indoor radon concentrations and domestic well water from the municipalities with uranium phosphorite outcrops in the Metropolitan Region of Recife (RMR) under the risk of the occurrence of lung cancer. For this, the residence atmosphere was monitored using CR-39 detectors for, at least, three months, being, after this period, chemically revealed for tracer counting resulting of alpha particles by means of the MATLAB® software. The estimates of the percentage of mortality of adult individuals, as well as the effective annual equivalent doses and the increased risk of developing lung cancer associated with radon, were calculated according to the gas indoor concentrations. Water were collected in domestic wells, being directly injected (12 ml) within a scintillation cocktail and analyzed in the Ultra-Low Low Liquid Scintillation Spectrometer. The soils were analyzed using High Resolution Gamma-Ray Spectrometry, after collection, went through drying, comminution and storage for 30 days until reaching secular balance. An epidemiological study was also designed based on the compilation of the number of cases of lung and stomach cancer made available by the Epidemiology Sector of the Pernambuco State Health Department. The indoor radon concentrations found for the municipalities ranged from 2 to 1174 Bq m<sup>-3</sup>, being mostly higher than the limits proposed by international agencies (maximum of 300 Bq m<sup>-3</sup>). The respective effective doses calculated ranged from 0.39 to 9.5 mSv year<sup>-1</sup>, the equivalent doses from 3.4 to 22.8 mSv year<sup>-1</sup> and the risk increase of developing radon-related lung cancer varied from 10 to 60%. The death rate for this type of cancer was estimated in 1.4-3.2%. Considering the water ingestion from wells, the obtained values between 17 and 76 Bq L<sup>-1</sup> also were indicative of risks for monitored neighborhood habitants. Regarding the soil, a low contribution was observed for the effective dose of the activity concentrations of Ra-226 and Ra 228. Therefore, this research resulted in novel results on the regional estimative of lung cancer incidence, thereby allowing defining and prioritizing the health protection in inhabited areas of uranium occurrence.

**Keywords:** Radon. Public health. Uranium phosphorite. Lung cancer. Radioprotection.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	– Fontes de radiação ionizante para exposição humana.....	19
Figura 2	– Série radioativa do urânio-U-238.....	20
Figura 3	– Série radioativa do actínio-U-235.....	21
Figura 4	– Série radioativa do Tório-Th-232.....	22
Figura 5	– Emissão do radônio em ambiente interno.....	28
Figura 6	– Modelo de trato respiratório humano.....	34
Figura 7	– Modelo de transporte de partículas do trato respiratório humano em compartimentos.....	35
Figura 8	- Representação da dissolução de partículas pertencentes a classe S em função do tempo no trato respiratório.....	36
Figura 9	– Câmara de difusão utilizada para detecção do gás radônio e detector de traços para partícula alfa (CR-39) .....	40
Figura 10	– Detector CR-39 exposto a um ambiente com radônio-222 (concentração de atividade moderada) após a revelação (aumento de 40 vezes) .....	40
Figura 11	– Diagrama de bloco simplificado de um Espectrômetro de Cintilação Líquida.....	42
Figura 12	– Bacia Sedimentar da Paraíba.....	45
Figura 13	– Distribuição geográfica de fosforito uranífero.....	46
Figura 14	– Mapa de isolinhas de radioatividade natural utilizado como base para seleção das regiões de estudo.....	49
Figura 15	– Localização das unidades amostrais nos municípios de Abreu e Lima, Paulista e Olinda.....	50
Figura 16	– Cintilômetro modelo SAPHYMO SRAT SPP2 NF.....	55
Figura 17	– Câmaras de difusão para o gás radônio utilizadas para monitoração em residências.....	55
Figura 18	- CR-39 aplicado para detecção de radônio – 222 <i>indoor</i> .....	56
Figura 19	- Câmara de calibração RN1-CRCN.....	59
Figura 20	- Composição do sistema de detecção do Rn-222 <i>indoor</i> .....	59
Figura 21	- Frascos utilizados contendo o coquetel cintilador e amostras de águas de poços.....	63

Figura 22	- Espectrômetro de Cintilação Líquida de Ultrabaixa Radiação de Fundo Quantulus 1220, da Perkin Elmer.....	64
Figura 23	- Curva de crescimento da atividade do Rn-222.....	70
Figura 24	- Distribuição das concentrações de Rn-222 determinadas nas águas de poços das áreas estudadas dos municípios de Abreu e Lima*, Paulista* e Olinda.....	73
Figura 25	- Valores de índice Z obtidos para as medições de concentração de atividade do Rn-222 por meio dos detectores CR-39.....	77
Figura 26	- Concentrações de atividade de Rn-222 determinadas nas residências estudadas na estação seca nos ambientes sala (A) e quarto (B).....	78
Figura 27	- Concentrações de atividade de Rn-222 determinadas nas residências estudadas na estação chuvosa no ambiente sala (A) e quarto (B).....	79
Figura 28	- Dose Efetiva (A) e Equivalente Anual (B), aumento de risco de desenvolver câncer de pulmão (C) e proporção estimada de casos novos de câncer de pulmão por ano relacionados ao Rn-222 nas residências estudadas em Abreu e Lima (D).....	83
Figura 29	- Dose Efetiva (A) e Equivalente Anual (B), aumento de risco de desenvolver câncer de pulmão (C) e proporção estimada de casos novos de câncer de pulmão por ano relacionados ao Rn-222 nas residências estudadas em Paulista (D).....	85
Figura 30	- Dose Efetiva (A) e Equivalente Anual (B), aumento de risco de desenvolver câncer de pulmão (C) e proporção estimada de casos novos de câncer de pulmão por ano relacionados ao Rn-222 nas residências estudadas em Olinda (D).....	87
Figura 31	- Tempo de moradia dos entrevistados das residências avaliadas. (A) Residentes do Município Abreu e Lima. (B) Residentes do Município Paulista. (C) Residentes do Município Olinda.....	92

Figura 32	-	Concentrações médias de atividade de Rn-222 de acordo com as características das residências estudadas nos Municípios Abreu e Lima (A), Paulista (B) e Olinda (C).....	96
Figura 33	-	Percentual dos indivíduos que trabalham fora das residências estudadas nos municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda.....	101
Figura 34	-	Comparativo entre os valores estimados de óbito por câncer de pulmão com as médias anuais de casos e incidência dessa neoplasia.....	102

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Propriedades físicas do radônio.....	24
Tabela 2	– Limiares de concentração de atividade de radônio <i>indoor</i> (Bq m <sup>-3</sup> ) .....	28
Tabela 3	– Valores de concentração de atividade de Rn-222 estabelecidos como parâmetros para ações de remediação e prevenção em ambiente <i>indoor</i> e número estimado de habitações de países europeus com percentual acima do nível de ação e das casas remediadas quanto à presença do gás radioativo.....	29
Tabela 4	– Concentrações médias de radônio em ambientes internos em regiões de ocorrência uranífera no Brasil com número (n) de habitações amostradas.....	30
Tabela 5	- Unidades Amostrais dos Municípios Paulista, Abreu e Lima e Olinda (Coordenadas Geográficas em UTM).....	53
Tabela 6	- Parâmetros para leitura dos campos do CR – 39 por microscopia óptica.....	57
Tabela 7	- Consumo de água por faixa etária e sexo por dia e ano.....	66
Tabela 8	- Valores obtidos e de referência para o controle da qualidade do procedimento analítico para a determinação de Rn-222 e Ra-226 em água.....	70
Tabela 9	- Concentrações em Bq L <sup>-1</sup> das amostras de águas de poços domésticos dos Municípios Olinda, Abreu e Lima e Paulista pertencentes à RMR analisadas por CLUBR.....	72
Tabela 10	- Dose efetiva anual associada à ingestão de radônio na água de poços estudados nos Municípios Olinda, Abreu e Lima e Paulista.....	75
Tabela 11	- Estimativa anual de óbitos por câncer de pulmão (ICRP), concentração média de Rn-222 <i>indoor</i> e população exposta a ocorrência uranífera por município estudado.....	89
Tabela 12	- Percentual das características das residências estudadas	

	dos Municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda.....	93
Tabela 13	- Percentual dos indivíduos residentes das áreas estudadas dos Municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda, que apresentaram o fator de risco histórico de câncer.....	97
Tabela 14	- Percentual dos indivíduos que fazem uso do tabagismo residentes das áreas estudadas dos Municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda.....	98
Tabela 15	- Percentual dos indivíduos que mantêm as janelas abertas, sempre, algumas vezes ou nunca em suas residências localizadas nos Municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda.....	100

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CNEN	Comissão Nacional de Energia Nuclear
CRCN-NE	Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste
DEN	Departamento de Energia Nuclear
DNA	Ácido desoxirribonucleico
ENRA	Área de radiação natural aprimorada
GPS	Sistema de Posicionamento Global
IARC	<i>International Agency for Research on Cancer</i>
ICRP	<i>International Commission on Radiological Protection</i>
IRD	Instituto de Radioproteção e Dosimetria
LSC	Espectrômetro de Cintilação Líquida
NRPB	<i>National Radiological Protection Board</i>
OMS	Organização Mundial da Saúde
PR	Potencial de Risco
PSA	<i>Pulse Shape Analysis</i> - Ferramenta de Discriminação de Pulsos
RMR	Região Metropolitana de Recife
SES-PE	Secretaria Estadual de Saúde de Pernambuco
SI	Sistema Internacional
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
UNSCEA	<i>United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic</i>
R	<i>Radiation</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>16</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>19</b>
2.1	Séries radioativas .....	20
2.2	Radônio.....	23
<b>2.2.1</b>	<b>Radônio em águas subterrâneas</b> .....	<b>24</b>
<b>2.2.2</b>	<b>Radônio no solo</b> .....	<b>26</b>
<b>2.2.3</b>	<b>Radônio em ambientes internos</b> .....	<b>27</b>
2.3	Radônio como agente cancerígeno.....	31
2.4	Modelagem aplicada ao risco de radônio na saúde humana.....	32
<b>2.4.1</b>	<b>Modelo do trato respiratório</b> .....	<b>33</b>
<b>2.4.2</b>	<b>Modelo para estimar o percentual de mortalidade por câncer de pulmão associado a Rn-222 em indivíduos adultos</b> .....	<b>37</b>
2.5	Deteção do radônio.....	38
<b>2.5.1</b>	<b>Detectores do estado sólido</b> .....	<b>39</b>
<b>2.5.2</b>	<b>Espectrometria de Cintilação Líquida (LSC)</b> .....	<b>41</b>
2.6	Epidemiologia do câncer de pulmão e estômago.....	42
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>45</b>
3.1	Descrição da área de estudo.....	45
<b>3.1.1</b>	<b>Município Abreu e Lima</b> .....	<b>47</b>
<b>3.1.2</b>	<b>Município Paulista</b> .....	<b>47</b>
<b>3.1.3</b>	<b>Município Olinda</b> .....	<b>48</b>
3.2	Amostragem.....	48
3.3	Levantamento radiométrico da área do fosforito uranífero.....	54
3.4	Medição do radônio-222 <i>indoor</i> .....	55
3.5	Riscos à saúde relacionados a exposição ao radônio-222 <i>indoor</i> .....	60
3.6	Medição do radônio-222 em água de poços.....	62
<b>3.6.1</b>	<b>Coleta e preparação das amostras de água de poços</b> .....	<b>62</b>
<b>3.6.2</b>	<b>Concentração de atividade de Rn-222 nas águas dos poços das residências</b> .....	<b>63</b>
<b>3.6.3</b>	<b>Concentração de atividade de Ra-226</b> .....	<b>65</b>
<b>3.6.4</b>	<b>Riscos relacionados à ingestão de Rn-222 nas águas de poços estudadas no município de Olinda</b> .....	<b>66</b>
3.4	Número En e Z Score.....	67

3.5	Perfil epidemiológico.....	67
3.5.1	<b>Perfis de estudo.....</b>	<b>68</b>
3.5.2	<b>Critérios de inclusão e exclusão.....</b>	<b>68</b>
4	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>69</b>
4.1	Radionuclídeos em água.....	69
4.1.1	<b>Qualidade do procedimento analítico.....</b>	<b>69</b>
4.1.2	<b>Crescimento do Rn-222 e a qualidade para Ra-226 e Rn-222.....</b>	<b>70</b>
4.1.3	<b>Níveis de radionuclídeos em água de poços residenciais de Olinda.....</b>	<b>71</b>
4.1.4	<b>Riscos associados à ingestão de Rn-222 na água.....</b>	<b>74</b>
4.2	Rn-222 <i>indoor</i> .....	77
4.2.1	<b>Controle da qualidade do procedimento analítico.....</b>	<b>77</b>
4.2.2	<b>Concentração de atividade do Rn-222 em residências.....</b>	<b>78</b>
4.2.3	<b>Riscos associados à inalação de Rn-222 <i>indoor</i>.....</b>	<b>82</b>
4.2.4	<b>Estimativa do percentual de mortalidade de indivíduos adultos por câncer de pulmão decorrente da exposição ao radônio <i>indoor</i>.....</b>	<b>88</b>
4.3	Perfil da população e características das residências estudadas versus associação ao risco de desenvolvimento de câncer de pulmão relacionado a Rn-222.....	91
5	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>104</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>106</b>
	<b>APÊNDICE A – ANÁLISE RADIOMÉTRICA DE SOLOS DO MUNICÍPIO OLINDA POR ESPECTROMETRIA GAMA DE ALTA RESOLUÇÃO (EGAR).....</b>	<b>121</b>
	<b>APÊNDICE B – MAPAS DE CONCENTRAÇÃO DE ATIVIDADE MÉDIA DE RADÔNIO-222 INDOOR (QUARTO E SALA) .....</b>	<b>133</b>
	<b>APÊNDICE C - FOLDER EDUCATIVO SOBRE RADÔNIO-222.....</b>	<b>139</b>
	<b>ANEXO A – TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO PARA POPULAÇÃO ALFABETIZADOS.....</b>	<b>141</b>
	<b>ANEXO B – APROVAÇÃO DO PROJETO NO COMITÊ DE ÉTICA...</b>	<b>145</b>
	<b>ANEXO C – INSTRUMENTO DE COLETA DE DADOS.....</b>	<b>146</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Radônio-222 é considerado carcinógeno pela Agência Internacional de Pesquisa do Câncer (IARC), pois aproximadamente 55% da radiação incidente sobre o ser humano é proveniente desse radionuclídeo de acordo com a Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP) (ICRP, 2007; INCA, 2020). Como esse gás radioativo é decorrente da presença de urânio em solo e rochas, estudos de proteção radiológica e de saúde humana tornam-se essenciais, principalmente em regiões anômalas com rochas naturalmente enriquecidas em urânio (AMARAL, 2005; SILVA, 2014; AMARAL, 2018).

Na região litorânea dos Estados de Pernambuco e Paraíba, há ocorrência de uma camada não contínua de fosforito uranífero (Bacia Sedimentar da Paraíba), com espessura variando de alguns centímetros a metros, associadas a arenitos calcíferos/calcários arenosos (SOUZA, 2006). Em Pernambuco, a área de ocorrência do fosforito em subsuperfície engloba os Municípios de Abreu e Lima, Paulista e Olinda, em que foram constatados afloramentos dessa rocha radioativa (SOUZA, 2006).

Durante o decaimento do urânio (U-238) contido no fosforito uranífero, o gás radônio (Rn-222) pode ser exalado, alcançando a atmosfera, propagando-se rapidamente e acumulando-se nas camadas adjacentes à superfície devido sua elevada massa atômica (PETTA; CAMPOS, 2013). Altas concentrações desse radionuclídeo raramente são mensuradas em ambientes bem ventilados. Porém, em ambientes fechados, sem ventilação, este radionuclídeo é acumulado, representando um risco potencial à saúde humana (EPA, 2017). Ainda assim, solos com elevada difusão deste gás podem resultar em altas concentrações de Rn-222 no interior de residências (*indoor*), principalmente no caso de habitações construídas sobre solos contendo urânio. Assim, uma quantidade maior de ar circulante torna-se necessária para dispersá-lo (GERALDO et al., 2005).

Com o surto de doenças transmitidas por mosquitos, como a Dengue e a Zika, por exemplo, a população tem optado por manter residências fechadas utilizando os condicionadores de ar, proporcionando o provável o acúmulo de Rn-222 dentro de suas moradias. A acumulação desse gás radioativo leva à sua inalação, em que as partículas alfa resultantes do decaimento radioativo e seus radionuclídeos-filhos chegam ao epitélio das vias aéreas, podendo causar danos ao DNA e, assim, provocar o desenvolvimento de câncer de pulmão (EPA, 2016).

De acordo com a Organização Mundial de Saúde – OMS (2005, 2011), 14% dos óbitos por pacientes acometidos de câncer são devido à neoplasia maligna do pulmão, em que a previsão de aumento nos últimos anos é factível, considerando-se fatores como a poluição ambiental, o contato com asbesto e a predisposição genética. Outro fator importante está relacionado com a exposição a concentrações de atividade elevadas de radônio, sendo o segundo principal responsável pelo surgimento do câncer de pulmão, depois do tabagismo. Vale ressaltar as altíssimas probabilidades de desenvolvimento de câncer de pulmão devido à sinergia entre o tabagismo e a inalação de altas concentrações de atividade de radônio (EPA, 2016).

Mesmo as fontes atmosféricas sendo bastante consideráveis, estudos sobre níveis de radioatividade nas águas potáveis também vêm sendo realizados em diversos países com finalidade de estimar doses e riscos decorrentes do seu consumo. A relação entre a distribuição de câncer na população do oeste de Devon, Inglaterra, e a presença do gás radônio nas águas subterrâneas consumidas, despertou o interesse na determinação das concentrações de atividade de Rn-222 nessa matriz. A ingestão de águas com concentrações elevadas de radônio aumenta a dose absorvida provenientes das partículas alfa ao atingindo o tecido das paredes do estômago (ICRP, 2000).

De acordo com estudos realizados pela WHO (2011), a maior parte da radioatividade encontrada nestas águas provém do radônio, seguindo-se pela presença de rádio-226. Nos reservatórios subterrâneos de águas superficiais localizados nas regiões uriníferas, as águas podem estar enriquecidas em Rn-222, tornando-se primordial uma investigação detalhada (WISSER; WILKEN, 2003; AMARAL, 2018). No Brasil, a Região de Poços de Caldas, por exemplo, vem sendo continuamente estudada quanto aos impactos de altas concentrações de atividades de radônio na saúde humana (VEIGA et al., 2003; BONOTTO, 2014; MEROLA, 2017). Os riscos à saúde da população que habita a região do fosforito uranífero da Região Metropolitana de Recife (RMR) também foram comprovados por Amaral et al. (2002), Amaral (2005) e Amaral (2018).

Para mensurar a estimativa de casos de câncer de pulmão devido à exposição à radiação ionizante, é notória a necessidade de estudos de modelagem que permitem estimar o percentual de mortalidade de indivíduos adultos por câncer de pulmão decorrente da exposição ao radônio (ICRP, 2007), por exemplo. Contudo, modelos necessitam da comprovação de que altas concentrações de atividade de radônio estejam presentes nas matrizes ambientais utilizadas pela população. Além disso, é

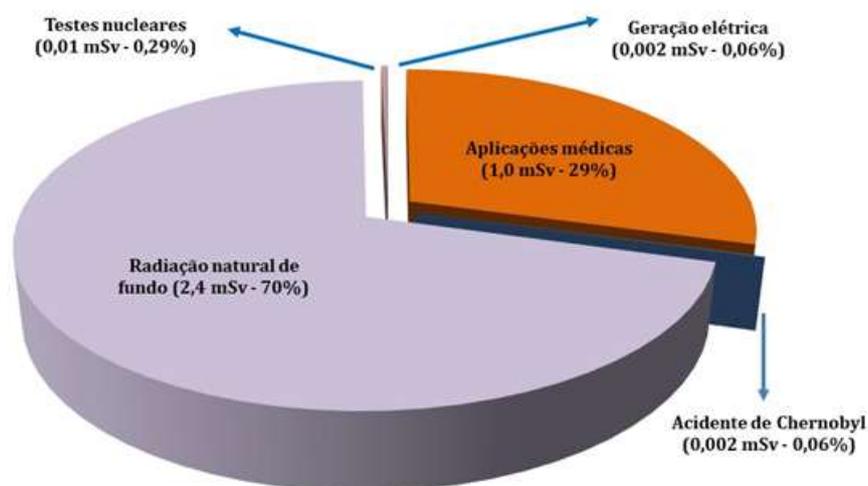
essencial a combinação de estudos epidemiológicos com a expertise de proteção radiológica em áreas de ocorrências uraníferas. Por isso, este trabalho inovador tem como objetivo principal associar as concentrações de Rn-222 nas residências, solos e água com o risco de ocorrência de câncer de pulmão nos municípios com afloramentos de fosforito uranífero da Região Metropolitana de Recife. Como objetivos específicos, têm-se:

- Realizar levantamento da concentração da atividade do radônio-222 em água na região do fosforito uranífero;
- Realizar o primeiro estudo da concentração de atividade de radônio-222 na atmosfera de residências da Região Metropolitana do Recife;
- Avaliar o risco do radônio na saúde da população da área em estudo a partir do indicador de risco;
- Realizar levantamento epidemiológico da ocorrência de neoplasias, fatores sinérgicos e específicos para o estudo dos efeitos prejudiciais do Rn-222 indoor;
- Confrontar o resultado dos modelos propostos pela ICRP com dados epidemiológicos da ocorrência de câncer de pulmão na RMR por meio de dados registrados pela Secretaria Estadual de Saúde do Estado de Pernambuco.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

A radiação ionizante sempre esteve e continuará presente no ambiente e na vida do homem, devido à ação de raios cósmicos e aos radionuclídeos presentes no solo e rochas, além de exposições decorrentes das atividades antropogênicas originárias de diagnósticos e tratamentos médicos (CARDOSO, 2009; MAFRA et al., 2009). A Figura 1 denota as fontes de radiação ionizante para o homem, em que 70 % da dose recebida pelos indivíduos são resultantes de fontes naturais, sendo os demais 30 % atribuídos às fontes artificiais (UNSCEAR, 2010). Segundo a Comissão Internacional sobre Proteção Radiológica (*International Commission on Radiological Protection – ICRP*), a taxa de dose efetiva global atribuída a este tipo de radiação é estimada em  $2,4 \text{ mSv ano}^{-1}$  (ICRP, 2014).

**Figura 1 - Fontes de radiação ionizante para exposição humana**



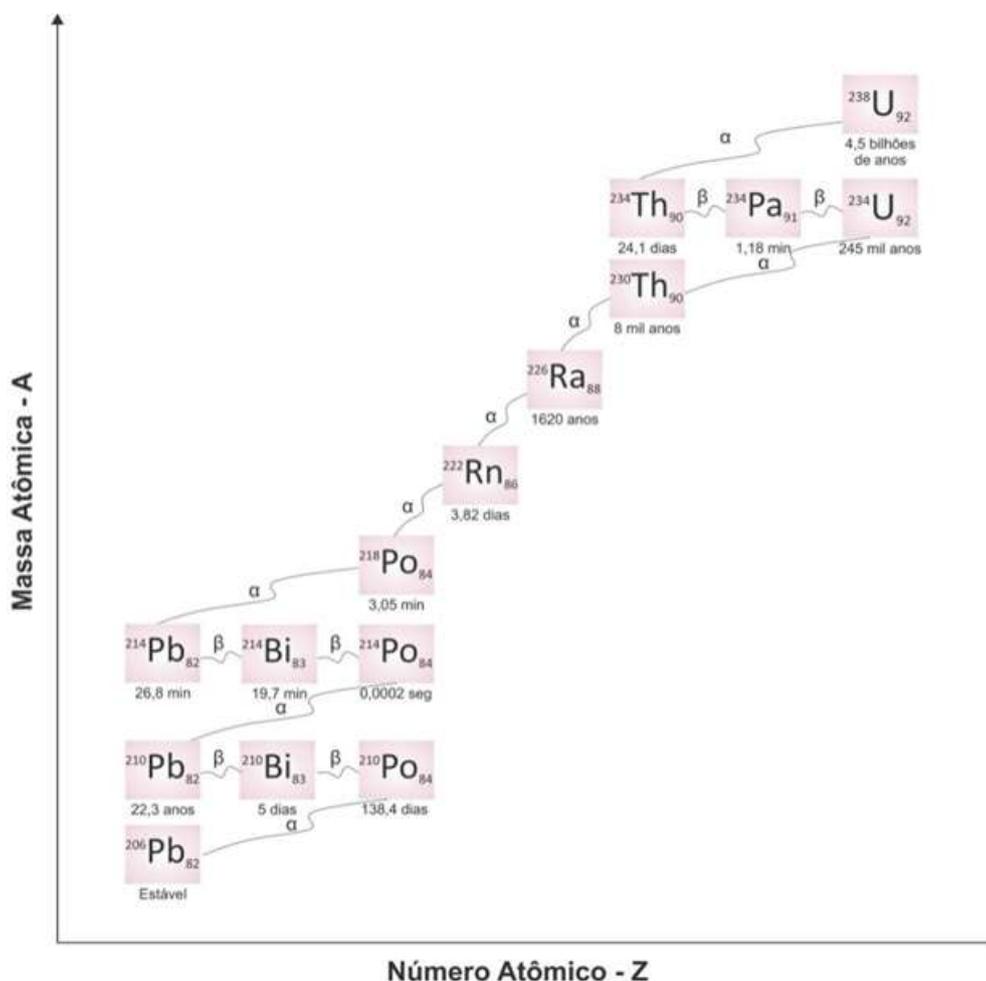
Fonte: Modificado de UNSCEAR (2010).

Embora a estimativa média da taxa de dose efetiva seja considerada, as concentrações de atividade devido a radionuclídeos encontrados no solo, rochas, água e alimentos podem incrementar a taxa de dose como, por exemplo, em locais com alguns tipos de rochas ígneas e sedimentares (GRAVES, 1987; SILVA, 2014; FATHABADI et al., 2017; AMARAL, 2018). Quando urânio é o principal responsável pelo aumento da radioatividade natural, esses locais são denominados de ocorrências uraníferas (SOUZA, 1999). Por ser o progenitor de uma série radioativa, a complexidade é inerente uma vez que os radioisótopos formados possuem características radiológicas e químicas específicas.

## 2.1 Séries radioativas

Séries radioativas naturais são produzidas por radionuclídeos com núcleos atômicos energeticamente instáveis, que realizam transmutações para tornarem-se estáveis. Após o primeiro decaimento dos progenitores, as combinações entre prótons e nêutrons não originam configurações nucleares estáveis e realizam outras desintegrações sucessivas para chegar ao estado de menor energia (PASSOS et al., 2012). Durante a sequência destes decaimentos, há emissão de partículas alfa, beta e/ou radiação gama. As três principais famílias radioativas são a Série do Urânio (Figura 2), a Série do Actínio (Figura 3) e a Série do Tório (Figura 4) (BRANCACCIO, 2013).

**Figura 2 – Série radioativa do urânio - U-238**

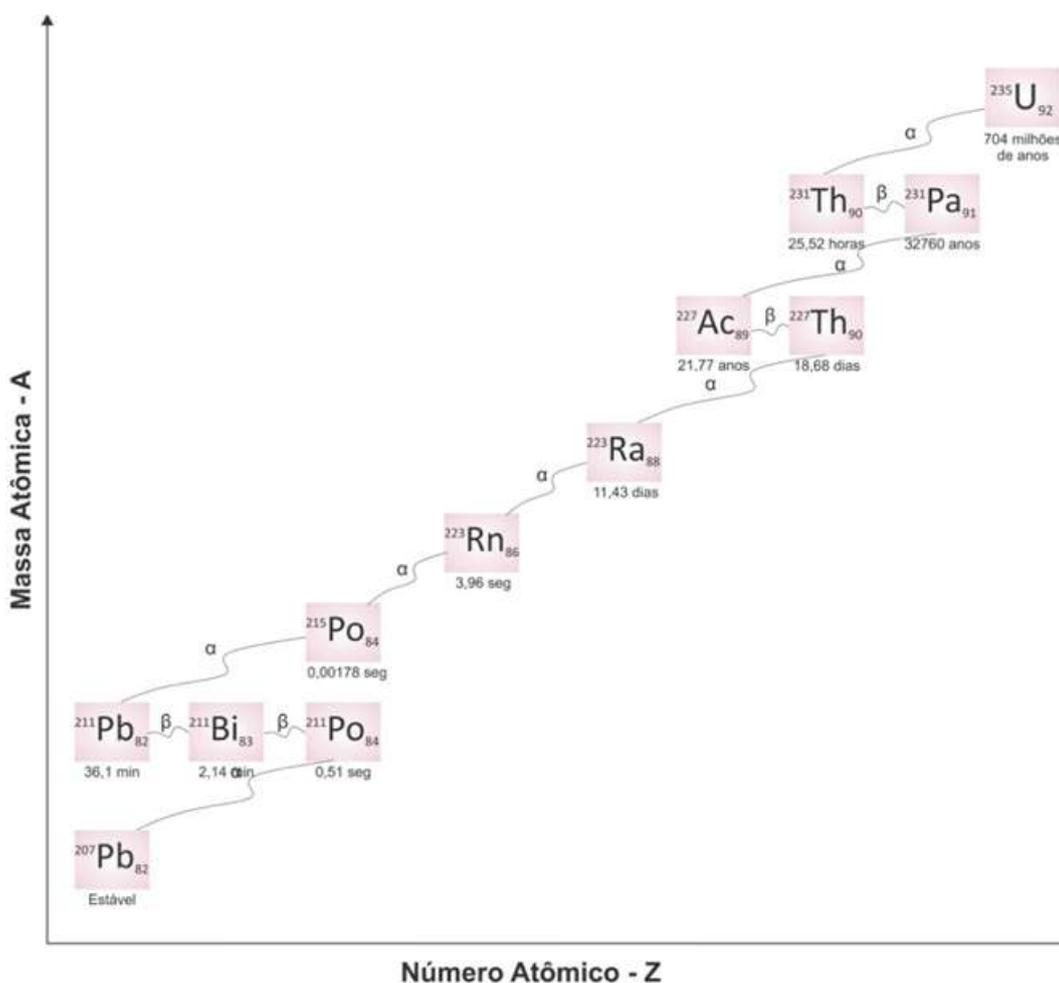


Fonte: Modificado de IAEA (2019).

A série  $4n + 2$  de urânio-238 (Figura 2) é constituída por 14 radioisótopos, sendo 8 emissores alfa, 6 emissores beta e um elemento químico estável. Devido à meia-vida de alguns radioisótopos, esta série é bastante importante para a proteção radiológica. Rádio-226 é o sexto radionuclídeo da série do urânio e um dos radioisótopos mais significativos por possuir meia-vida de 1.602 anos. Mais ainda, ao emitir partícula alfa de 4,78 MeV de energia, resulta em radônio-222 (Rn-222), um gás inerte, que é a principal variável deste estudo. Radônio-222 possui meia-vida de 3,8 dias e origina Po-218, Pb-214, Bi-214 e Po-214, denominados de “descendentes de meia vida curta do radônio” (DENTON et al., 2016).

A série  $4n + 3$  do actínio (Figura 3) possui U-235 como radionuclídeo progenitor com meia vida de  $7,1 \times 10^8$  anos. Os radioisótopos desta série apresentam menor abundância isotópica natural e pouca relevância com relação à proteção radiológica (SANTOS, 2010, DENTON et al., 2016).

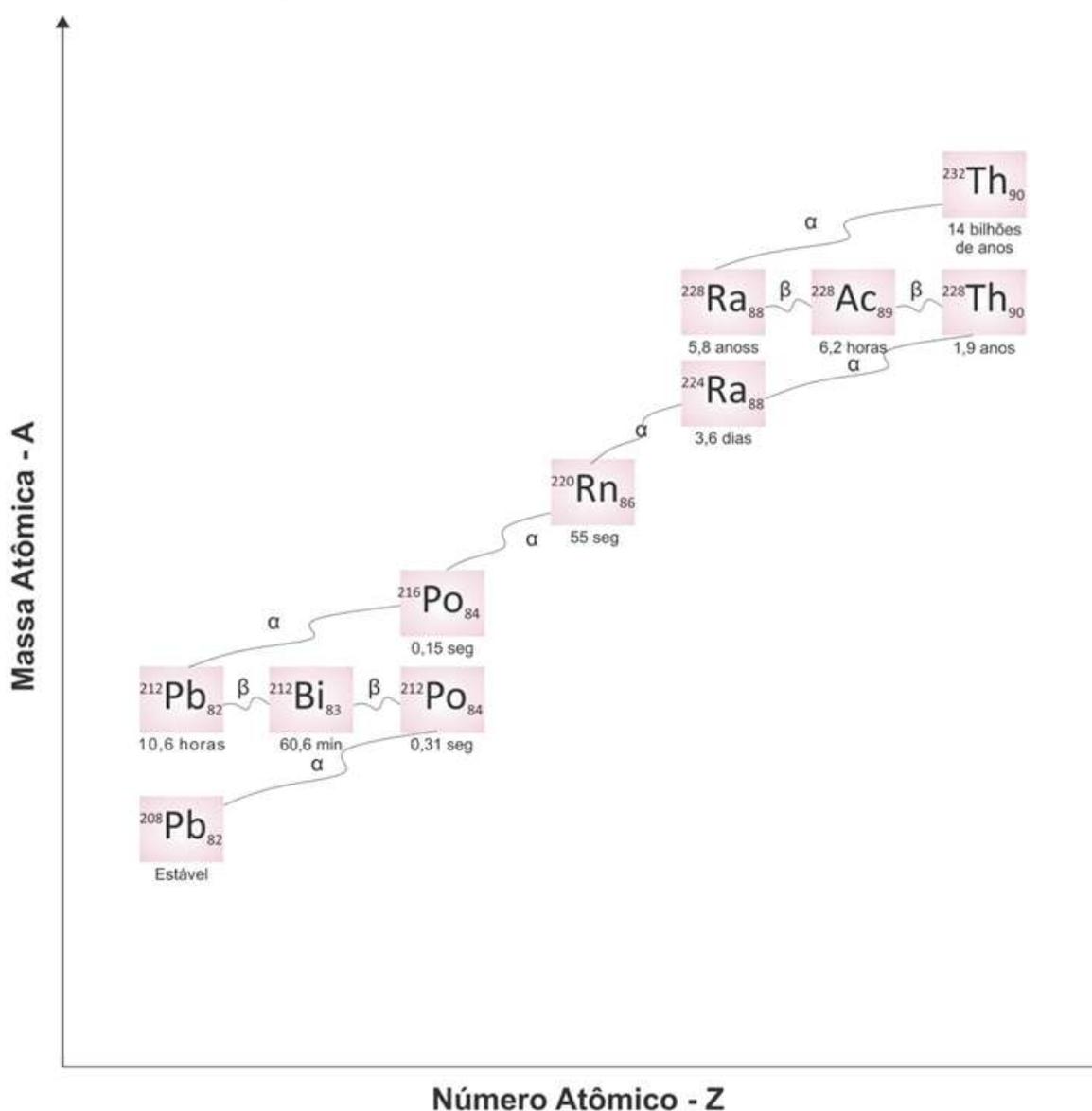
**Figura 3 – Série radioativa do actínio - U-235**



Fonte: Modificado de IAEA (2019).

A série radioativa do Tório (Figura 4), com Th-232 ( $t_{1/2} = 1,4 \times 10^{10}$  anos) como radionuclídeo primordial, é constituída por 12 radioisótopos, com destaque para Ra-228, o qual é emissor beta com meia vida de 5,7 anos. Nesta série, o gás Rn-220 também desperta atenção por conseguir, assim como seu análogo Rn-222, emanar das rochas e alcançar a atmosfera. Devido à meia vida de segundos, não possui grande relevância quanto à proteção radiológica (SANTOS, 2010).

**Figura 4 – Série radioativa do Tório-Th-232**



Fonte: Modificado de IAEA (2019).

As três séries radioativas possuem em comum suas finalizações com isótopos estáveis de chumbo, ou seja, Pb-206, Pb-207 e Pb-208 (SAKATA et al., 2017). Embora

a aplicabilidade dos radionuclídeos naturais seja bastante variada para estudos ambientais, do ponto de vista radiológico, radônio é o mais relevante.

## 2.2 Radônio

O radônio foi reconhecido como elemento químico, em 1900, quando Friedrich Dorn observou a liberação de um gás a partir de sais de tório (PETTA et al., 2013; FARIAS, 2016). Foi isolado na ordem de  $0,1 \text{ mm}^3$  pela primeira vez em 1910 por Ramsay e Robert Whytlaw-Gray, quando observaram a densidade do gás e estimaram a massa molar em  $222,5 \text{ g/mol}$ . Posteriormente em 1923, a União Internacional de Química Pura e Aplicada (IUPAC) definiu “emanação do rádio” como radônio, do latim *radonium*, de símbolo químico Rn (PETTA et al., 2013; PASZTOR et al., 2016).

Esse radionuclídeo é caracterizado pela presença na crosta terrestre, em rochas, solos, minérios e sedimentos, assim como é encontrado dissolvido na água. Por ser mais denso que o ar, difunde-se facilmente, enquanto, em rochas e minerais brutos, permanece retido com dificuldade na liberação. Para isso, é necessária a pulverização destes substratos por meio de atividades realizadas por empresas de construção, por exemplo, podendo alcançar a superfície através de fissuras e poros. É encontrado em águas minerais e termais, sendo as subterrâneas com maior concentração, dado o decaimento do rádio que repõe esse gás constantemente (PETTA et al., 2013; DUGGAL et al., 2017).

Pertencente à família dos gases nobres na tabela periódica, à temperatura ambiente, é um gás incolor, inodoro e insípido e ao ser submetido ao resfriamento abaixo do ponto de solidificação, exibe fosforescência brilhante amarelada e quando começa a atingir o estado de ar liquefeito apresenta um tom vermelho alaranjado, tendo como ponto de fusão e de ebulição,  $-71^\circ\text{C}$  e  $-61,8^\circ\text{C}$ , respectivamente (FARIAS, 2016). Foi identificada sua reação com o flúor, formando fluoreto de radônio, além de ser adsorvido por substâncias como carvão ativado e sílica gel pelo tamanho elevado do seu raio atômico ( $1,45 \times 10^{-10} \text{ m}$ ) (SANTOS, 2010; TORRES DURÁN et al., 2014).

A densidade deste gás varia de acordo com os estados, sendo de  $9,73 \text{ g cm}^{-3}$  para o gasoso,  $4,4 \text{ g cm}^{-3}$  para o líquido e de  $4,0 \text{ g cm}^{-3}$  quando sólido e sua solubilidade em água depende de fatores como temperatura e pressão

(SANTOS, 2010; FARIAS, 2016). Algumas de suas propriedades físicas podem ser visualizadas na Tabela 1.

**Tabela 1 – Propriedades físicas do radônio**

<b>Propriedades</b>	
Densidade em 0° C e 1 atm	9,73 gL <sup>-1</sup>
Ponto de ebulição (1 atm)	-62 °C
Densidade do líquido no ponto de ebulição (1 atm)	4,4 gcm <sup>-3</sup>
Coeficiente de difusão no ar livre	0,1 cm <sup>2</sup> seg <sup>-1</sup>
Viscosidade em 1 atm de pressão e 20° C	229,0 micropoise
Pressão crítica	62 atm
Temperatura crítica	105 °C
Solubilidade em água em 1 atm de pressão parcial e temperatura de 20 °C	230 cm <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup>
<b>Solubilidade em vários líquidos à pressão de 1 atm e à 18 °C</b>	
Glicerina	0,21 cm <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup>
Etanol	7,4 cm <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup>
Petróleo	9,2 cm <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup>
Tolueno	13,2 cm <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup>
Dissulfeto de carbono	23,1 cm <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup>
Óleo de oliva	29,0 cm <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup>

Fonte: Relatório NCRP n. 97 (1988).

Atualmente são reconhecidos 38 isótopos de radônio, em que Rn-220, Rn-222 e Rn-223 são naturais e produzidos nas séries de decaimento radioativo de Th-232, U-238 e U-235, respectivamente; os demais 35 radioisótopos são sintéticos com massas atômicas variando de 195 a 229.

### 2.2.1 Radônio em águas subterrâneas

A concentração de atividade do radônio na água subterrânea é determinada principalmente pela composição litológica e geoquímica do material que a contém (CECIL; SAKODA et al., 2011; HOWLADAR et al., 2017). Esse gás nobre tende a ser detectado em áreas com fluxos de desgaseificação intensa que, devido à alta

solubilidade e à presença de fissuras, possibilitam o transporte a uma distância de até 5 km de seu ponto de emanção pelo rápido fluxo de água antes do decaimento do gás radioativo. Por isso, dependendo da velocidade do fluido, concentrações de atividades anômalas podem ser detectadas em regiões que não são enriquecidas com urânio e rádio no material geológico (IOANNIDES et al., 2009).

Nas águas para abastecimento público, o radônio é liberado quando alcança a superfície, devido ao alívio de pressão, sendo a exposição de indivíduos à radiação resultante da ingestão da água ou inalação durante o banho (MCCALLUM et al., 2012). Quando ingerida a água com radônio, a radiação ionizante proveniente deste gás atinge principalmente as células que possuem divisão contínua como as da laringe, faringe, esôfago e parede do estômago, por exemplo. As partículas do gás podem chegar ao trato gastrointestinal diretamente por meio da ingestão ou indiretamente, pelo trato respiratório. Durante a realização do trajeto digestivo, o intestino delgado absorve o gás, que permanece nesta região por um período de 15 a 20 minutos, podendo causar danos às células destes órgãos (EPA, 2017).

Pesquisas realizadas em diversos países europeus enquadram as concentrações de atividade de radônio nas águas do subsolo no intervalo de 1 Bq L<sup>-1</sup> a 200 Bq L<sup>-1</sup>, sendo que a *United States Environmental Protection Agency* – USEPA recomenda que sua concentração nesse tipo de matriz tenha o nível de referência de até 11 Bq L<sup>-1</sup> (UNSCEAR, 2008).

De acordo com o estudo realizado por Allen-Price (1960) na Inglaterra, a presença deste radionuclídeo em águas de subsolo foi relacionada com o aparecimento de casos de câncer na região (VOGIANNIS; NIKOLOPOULOS, 2015). Duggal et al. (2017) mediram as concentrações de atividade de radônio em 59 amostras de águas subterrâneas coletadas no distrito de Fatehabad de Haryana, Índia, utilizando o detector portátil RAD7. Nesse caso, foram encontradas concentrações acima de 11 Bq L<sup>-1</sup> em 14% das amostras de água subterrânea, indicando risco a saúde dos habitantes da região.

Águas de poços de Pinheirinho no Paraná analisadas por Mafra (2009) apresentaram concentrações em torno de 20 Bq L<sup>-1</sup>, acima do nível de referência de 11 Bq L<sup>-1</sup>. Na região com influência do fosforito uranífero em Pernambuco, concentrações de atividades máximas deste gás foram quantificadas entre 8 Bq L<sup>-1</sup> a 76 Bq L<sup>-1</sup> em águas de cacimbas (AMARAL, 2018). Santos (2010), ao analisar

radionuclídeos naturais em águas minerais comercializadas na cidade de Recife, quantificou concentrações de atividade de radônio entre 5 Bq L<sup>-1</sup> e 373 Bq L<sup>-1</sup>.

No estudo de Navaranjan et al. (2016), radônio apresentou tanto correlação positiva e significativa em nível de 95% de confiança com o urânio presente em rochas quanto com a atividade específica desse gás dissolvido nas águas subterrâneas analisadas. Desse modo, é evidente a necessidade de gestão de recursos hídricos que monitore a concentração de atividade desse gás nesse compartimento, principalmente quando utilizado para consumo pela população em regiões de ocorrência uranífera a fim de mitigar os riscos à saúde dos indivíduos. Para complementar a monitoração, é recomendada a análise das concentrações de atividade de radônio nos solos das regiões de interesse.

### **2.2.2 Radônio no solo**

O processo de emanção reflete o transporte advectivo e a difusão do gás radônio por meio da porosidade das rochas e solo, sendo baseado na dispersão de uma parcela dos átomos de radônio liberadas das fontes minerais de rádio-226. Por exemplo, os granitos possuem concentrações de atividade bastante elevadas de Ra-226; as rochas sedimentares e metamórficas apresentam concentrações médias, enquanto basaltos e rochas calcárias possuem concentrações mais baixas (UNSCEAR, 2008; FARIAS, 2016).

Dentre os fatores relevantes para a emanção do radônio, encontra-se o tamanho e a densidade dos grãos e umidade do solo, a qual diminui em 30 vezes a taxa de emanção quando o solo está saturado com água (RYZAKHOVA et al., 2014). Todo o processo é dependente das propriedades físicas do solo para que ocorra a acumulação de radônio e circulação do gás nessa matriz.

Quando comparado com as rochas, o solo geralmente possui capacidade maior de emanção, devido ao tamanho superior da superfície total das partículas. Além disso, quanto menor for o tamanho dos grãos do solo, maior pode ser sua microporosidade dada à formação de microagregados, potencializando a taxa de emanção desse gás (RYZAKHOVA et al., 2014, FARIAS et al., 2015).

As frações granulométricas argila e silte geralmente possuem baixa permeabilidade, principalmente se estiverem úmidas, pois dificultam a migração e difusão do gás no solo para a atmosfera por meio de sorção ou confinamento, agindo

como selantes. Todavia, solos mais arenosos favorecem a migração de radônio (RAHMAN et al., 2007; FIANCO, 2011).

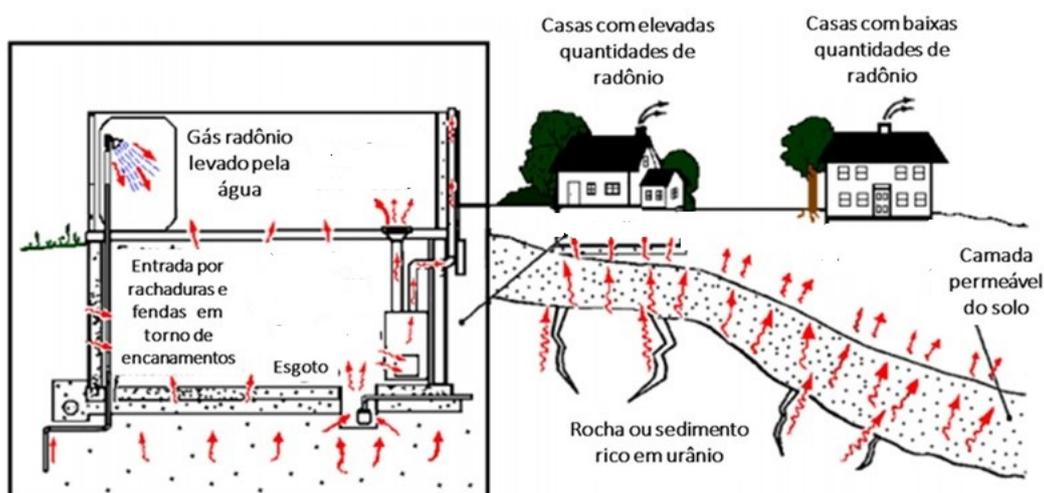
A importância da avaliação das concentrações de atividade do gás radioativo no solo encontra-se atrelada principalmente a ambientes internos e à inalação do radônio por indivíduos. Segundo Rahman et al. (2007), o solo é responsável por cerca de 60% desse gás em ambientes fechados. Ainda, de acordo com Farias (2016) ao analisar o solo do Refúgio Ecológico Charles Darwin em Igarassu, Pernambuco, verificou que o coeficiente de correlação de Pearson de 0,94 foi significativo, com nível de confiança de 95%, indicando que a principal origem do aumento da taxa de radiação de fundo (75 cps) foi o radônio e/ou radionuclídeos da série de U-238.

### **2.2.3 Radônio em ambientes internos**

O alerta para a acumulação do radônio e seus filhos em áreas residenciais começou nos Estados Unidos na década de 80, quando foram encontradas altas concentrações deste gás devido à sua presença no material utilizado para construção das habitações e à composição do substrato em que estavam instaladas (PETTA et al., 2013).

Devido à emissão/exalação do radônio em solos e rochas, as maiores concentrações de atividade deste radionuclídeo podem ocorrer principalmente em construções térreas e porões. Os fatores relacionados à difusão e entrada deste gás nos ambientes internos, segundo UNSCEAR (2000), são os movimentos aleatórios das partículas, que são dependentes da permeabilidade do solo adjacente e do material de construção utilizado. Tais movimentos são direcionados por uma diferença de pressão entre a residência e o solo, pois os demais acessos possuem menor influência (Figura 5).

**Figura 5- Emissão do radônio em ambiente interno**



Fonte: Adaptado de Brady e Weil (2012) e Silva (2019).

O acúmulo deste gás em ambientes internos de acordo com estudos epidemiológicos realizados na Europa, América do Norte e China foi associado ao câncer de pulmão. Na maior parte dos casos, ocorreu após exposição a concentrações que variavam de baixas a moderadas, embora tenha sido revelado que, nos países com ocorrência de emissão do radônio *indoor*, grande parte das medições foi enquadrada na menor faixa, ou seja, exposições em baixas concentrações também podem causar câncer (TORGAL, 2012; EPA, 2016).

A Tabela 2 resume as recomendações dos limiares de concentração de radônio *indoor* de acordo com as organizações internacionais, na qual são estabelecidos os limites anteriores e os recentes, após as revisões das normas. Pode-se observar que houve redução nos limiares de concentração de atividade de radônio *indoor*.

**Tabela 2 – Limiares de concentração de atividade de radônio *indoor* (Bq m<sup>-3</sup>)**

Organização	Anterior		2014	
	Residências	Locais de trabalho	Residências	Locais de trabalho
ICRP*	≤ 600	≤ 1500	100 - 300	100 - 300
OMS**	≤300	NI	≤100	≤ 1000
EU***	≤400	≤ 1000	100 - 300	≤ 1000

\*Comissão Internacional de Proteção Radiológica

\*\*Organização Mundial da Saúde

\*\*\*União Europeia

NI = não informado

Fonte: Adaptado de Bochicchio (2011).

Com o intuito de avaliar a situação dos níveis de concentração de radônio em ambientes internos de países europeus e compará-los com valores de referência, para ações de remediação e prevenção, estabelecidos por órgãos internacionais, foram compiladas as medições deste gás em habitações de acordo com o número estimado em cada país, revelando o percentual das casas que excederam o nível de ação e daquelas que passaram por mitigações, como mostra a Tabela 3.

**Tabela 3 – Valores de concentração de atividade do Rn-222 estabelecidos como parâmetros para ações de remediação e prevenção em ambiente *indoor* e número estimado de habitações de países europeus com percentual acima do nível de ação e das casas remediadas quanto à presença do gás radioativo**

País	Nível de ação para remediação (Bq m <sup>-3</sup> )	Nível-alvo para prevenção (Bq m <sup>-3</sup> )	Número estimado de habitações	Excedeu o nível de ação	Residências Remediadas
Áustria	400	200	3.700	2,4%	0%
Bélgica	400	200	5.043	0,4%	5%
República Tcheca	400	200	3.900	1,9%	5,3%
Finlândia	400	200	2.450	2,4%	7,6%
França	400	-	32.756	3%	-
Alemanha	100	100	39.900	4,8%	0,1%
Grécia	400	200	5.627	-	-
Irlanda	200	200	1.934	4,7%	-
Itália	200	200	22.000	4,1%	0,1%
Noruega	100	100	2.274	18,8%	-
Portugal	400	400	-	2,6%	-
Suíça	400	400	4.000	1,9%	0,7%
Reino Unido	200	200	23.000	0,4%	15%

Fonte: Modificado de Holmgren et al. (2012).

Por meio dos dados da Tabela 3, pode-se verificar que apenas a Alemanha e a Noruega adotam o nível alvo de 100 Bq m<sup>-3</sup> proposto pela Organização Mundial de

Saúde. Nos demais países, duas situações diferentes podem ser identificadas, o caso da Itália, Irlanda e Reino Unido, que possuem níveis de ação e alvo de 200 Bq m<sup>-3</sup>, abaixo do limiar recomendado pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica e os países que utilizam nível de referência de 400 Bq m<sup>-3</sup> para ambas as ações, como ocorrem na Suíça e Portugal.

Estudos semelhantes também foram realizados em regiões de ocorrência uranífera no Brasil a fim de analisar as concentrações médias deste gás em habitações (Tabela 4). Os dados revelam que no Estado de Minas Gerais, em Poços de Caldas, o valor médio em Bq m<sup>-3</sup> encontrado em residências de área rural foi 220 Bq m<sup>-3</sup>, superior ao nível de referência de 100 Bq m<sup>-3</sup> indicado pela OMS e aos valores médios medidos na área urbana de 61 Bq m<sup>-3</sup> (VEIGA et al. 2003). O fato de as maiores concentrações terem ocorrido em área rural pode estar associado à geologia da região e à proximidade do material geológico responsável pela geração desse radionuclídeo natural.

**Tabela 4 - Concentrações médias de radônio em ambientes internos em regiões de ocorrência uranífera no Brasil com número (n) de habitações amostradas**

Região	n	Concentração média de Radônio (Bq m <sup>-3</sup> )	Referência
Poços de Caldas-MG			
Área rural	41	220	Veiga et al. (2003)
Área urbana	97	61	
Campinas – SP	67	80	Neman (2000)
Santos – SP	8	124	Geraldo et al. (2005)
São Paulo	90	131	Da Silva (2005)
Curitiba (Centro) – PR	30	76	Corrêa (2006)
Belo Horizonte - MG	501	108	Santos (2010)
Estado do Paraná	50	55	Corrêa (2007)

n = número de residências

Fonte: Adaptada de Corrêa (2011).

Ainda em Minas Gerais, em Belo Horizonte, município no qual ocorreu o maior número de casas amostradas (n = 501 habitações), foram detectadas concentrações

médias apontadas como dentro do nível de referência de segurança definido pela WHO. Também foi possível verificar que, no Estado de São Paulo, as concentrações medidas foram consideradas entre moderadas a altas (NEMAN, 2000; DA SILVA, 2005; GERALDO et al., 2005; SANTOS, 2010).

Investigações em regiões consideradas anômalas quanto à concentração de radioatividade de Rn-222 *indoor* são necessárias no Brasil para melhor aplicação de estratégias de prevenção e mitigação de riscos desse gás radioativo na saúde da população em geral devido à associação com a probabilidade de desenvolver câncer de pulmão.

### 2.3 Radônio como agente cancerígeno

Radônio-222 e seus radionuclídeos-filhos podem ser inalados por meio de partículas presentes na atmosfera e, por possuir meia-vida relativamente curta de aproximadamente 4 dias, podem decair enquanto permanece dentro do trato respiratório gerando Po-218 (BRAUNER et al., 2010; SETHI et al., 2012). Po-218 irá emitir partículas alfa com alto poder de ionização e gerar radionuclídeos-filhos de meia-vida curta, emissores de partículas alfa e beta, além de raios gama. Posteriormente, será transformado em Pb-210 com meia-vida de 22 anos, relativamente estável do ponto de vista bioquímico, porém seu decaimento radioativo pode ocasionar danos ao organismo humano (BRAUNER et al., 2010; SETHI et al., 2012).

Po-218 e Po-214, produtos de decaimentos de Rn-222, podem ficar confinados nos pulmões, podendo irradiar e atingir células de membranas mucosas, brônquios e demais tecidos pulmonares. Pesquisas realizadas pela EPA (2009) e Carneiro (2012) indicaram que a energia proveniente da radiação ionizante que acomete células epiteliais do pulmão, seja o ponto de partida da carcinogênese.

As partículas alfa emitidas pelos filhos de Rn-222 irradiam o trato respiratório, podendo promover a formação de neoplasias. Por exemplo, Po-214 emite partícula alfa de 7,69 MeV de energia, a qual se aloja em tecidos do pulmão em uma espessura de até 70  $\mu\text{m}$  (FIOR, 2008; SANTOS, 2010). Estudos realizados pelos Estados Unidos e França no final do século XX com animais criados em biotérios confirmaram o surgimento de câncer de pulmão devido à exposição a Rn-222 (UNSCEAR, 2010).

Também nos Estados Unidos, o radônio é considerado a segunda causa de câncer de pulmão após o tabagismo e estudos realizados pela USEPA afirmam que

cerca de 20.000 pessoas morrem por ano com danos provocados por esse gás (KENDALL et al., 2002; EPA, 2016). Segundo a EPA, a concentração desse radionuclídeo dentro das residências é um dos agentes cancerígenos mais preocupantes para a população exposta.

Na Europa, América do Norte e Ásia, foram realizadas medições de concentração de atividade deste gás em ambientes internos, as quais apresentaram riscos do desenvolvimento do câncer do pulmão na população em geral com estimativas sobre a intensidade dessa doença entre 3 a 14% (DARBY et al., 2006). Além disso, pesquisas realizadas em Portugal, demonstraram que, dos 8.514 óbitos causados por neoplasia pulmonar analisados, 18% a 28% podem estar relacionados também à exposição a esse gás (COM, 2011).

O possível mecanismo de ação por meio do qual a energia alfa emitida pelos filhos do radônio pode causar a neoplasia pulmonar foram propostos por Narayanan et al. (1997), em que células do pulmão são submetidas a estresse oxidativo indutor da carcinogênese. Partículas alfa emitidas no decaimento de Rn-222 ao passarem pelo citoplasma, geram radicais aniônicos superóxidos ( $O_2 \cdot^-$ ) e peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) no meio intracelular, culminando em mutações e/ou lesões no DNA das células pulmonares (MIKKELSEN; WARDMAN, 2003).

Kendall et al. (2002), Mohner et al. (2006) e Brauner et al. (2010) consideram a possibilidade deste radionuclídeo contribuir com o desenvolvimento de outros tipos de neoplasias, como uma possível correlação com o câncer de pele, estômago, rim e leucemia aguda. Devido à relação da exposição ao radônio com o surgimento de doenças, faz-se necessária a utilização de modelos semiempíricos para estimar riscos deste gás a saúde humana.

#### 2.4 Modelagem aplicada ao risco de radônio na saúde humana

Modelos empíricos são utilizados para avaliar o risco para a saúde de uma população com relação às concentrações de atividade do radônio presentes em matrizes ambientais como solo, água e atmosfera (YU et al., 2006; RPD, 2012). Diversas instituições internacionais são detentoras de dados relevantes sobre radiação ionizante e seus efeitos sobre seres humanos, como a Comissão Internacional de Proteção Radiológica (*International Commission for Radiological Protection - ICRP*), a Comissão Internacional de Unidade de Radiologia (*International Commission for Radiology Unity -*

ICRU) e a comissão de Efeitos Biológicos da Radiação Ionizante (*Biological Effects of Ionizing Radiation* - BEIR). De modo geral, estas comissões têm tratado, principalmente, os modelos do trato respiratório humano (ICRP, 1960; YU et al., 2006).

A modelagem aplicada ao risco de radônio para o trato respiratório teve início após a Segunda Guerra Mundial em 1949, devido ao desenvolvimento da tecnologia nuclear a partir da exploração de minério de urânio e padronização de valores para parâmetros que descrevam o trato respiratório como inalação, deposição, retenção e translocação do ar de radionuclídeos para a estimativa de exposição e, assim, estabelecer limites (ICRP, 1994; YU et al., 2006).

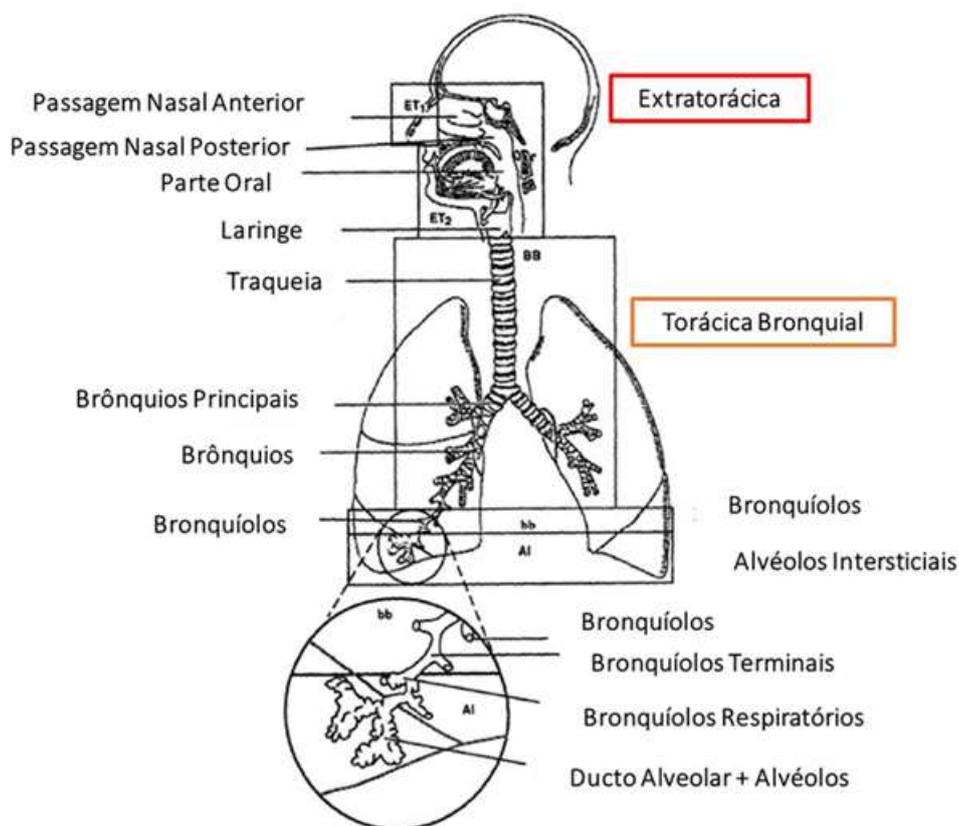
Em 1953 na "Arden House Conference", foi reconhecido que 50 % dos aerossóis inalados pelos indivíduos seriam depositados na parte superior do trato respiratório, 25 % seriam exalados e 25 % seria retido nos pulmões. A ICRP 66 (1994) tornou público um relatório que apresentou grande parte dos conhecimentos relacionados a estes estudos, baseado no pressuposto de diferentes sensibilidades à radiação ionizante de vários tecidos e células do trato respiratório do ser humano (YU et al., 2006).

#### **2.4.1 Modelo do trato respiratório**

De acordo com o relatório da ICRP 66 (1994), em uma população exposta apenas à radiação natural, 3/4 dos cânceres escamosos ocorrem em células pequenas, 1/4 dos adenocarcinomas e 1/2 do carcinoma de células grandes se originam na região torácica, especificamente nos brônquios. O escopo do modelo proposto foi estendido para se aplicar a toda população que abrange crianças a partir de 3 meses de idade, estendendo-se para adultos.

O modelo de trato respiratório é representado por cinco regiões (Figura 6), em que as vias aéreas extratorácicas (ET) são divididas em ET<sub>1</sub>, que corresponde à passagem nasal anterior e ET<sub>2</sub>, que consiste nas passagens nasais e orais posteriores (faringe, laringe e boca). As regiões torácicas são representadas pelos brônquios, onde BB abrange a traqueia (geração 0) e brônquios (gerações I a 8); bb engloba os bronquíolos (últimas ramificações) gerações das vias aéreas 9-15 e AI é o alveólo intersticial, no qual ocorre as trocas gasosas (ICRP, 1994).

**Figura 6 – Modelo de trato respiratório humano**



Fonte: Adaptado de ICRP66 (1994).

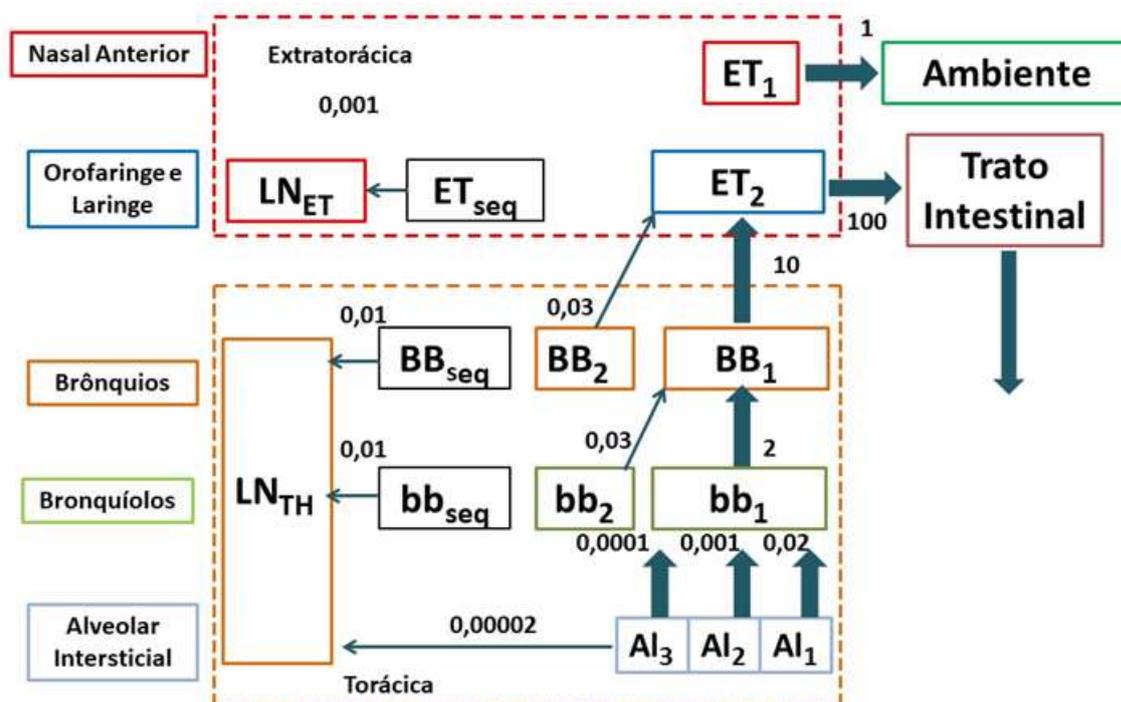
O modelo biocinético representado de forma compartimental, em que órgãos e/ou regiões do organismo são considerados um compartimento, permite a simulação da atuação de um radionuclídeo no corpo humano, e sua disposição em função do tempo: em horas, dias ou anos (RESCIGNO, 2004). Sanchez (2003) compara um modelo compartimental com uma rede, sendo os “nós” compartimentos conectados por “flechas”, caracterizando o fluxo de uma matéria de um compartimento para outro.

O modelo de transporte de partículas do trato respiratório humano em compartimentos apresentado na Figura 7 representa o transporte de partículas dependente do tempo de cada região do trato respiratório, sendo estes compartimentos portas de entrada do sistema com relação a uma incorporação por inalação do radionuclídeo (ICRP66, 1994). Este modelo foi idealizado para representar, de maneira real o quanto for possível, a deposição e liberação de partículas em cada região do trato respiratório (FRAPPE; RANNOU, 1998).

As taxas apresentadas ao lado das setas estão na unidade de  $d^{-1}$  (1/dia). Assume-se que o depósito **AI** é dividido entre  $AI_1$ ,  $AI_2$  e  $AI_3$ , na razão de 0,3; 0,6; 0,1 e a fração lenta do depósito nos brônquios (**BB**) e nos bronquíolos (**bb**) é 50% para

partículas menores que  $2,5 \mu\text{m}$ . A fração lenta diminui para diâmetro de partículas maior que  $2,5 \mu\text{m}$ , sendo a fração retida nas paredes das vias aéreas de 0,05% na região **ET** (**ET seq**) e 0,7% na região torácica (**BB seq** e **bb seq**). A absorção pelo sangue ocorre em todos os compartimentos, exceto na região **ET<sub>1</sub>** (ICRP, 1994, YU et al., 2006).

**Figura 7 - Modelo de transporte de partículas do trato respiratório humano em compartimentos**



Fonte: Adaptado de ICRP66 (1994).

A maioria dos materiais depositados na **ET<sub>1</sub>** são removidos pelo nariz na expiração, com a taxa de depuração  $1 \text{ d}^{-1}$  ( $t_{1/2} = 17 \text{ h}$ ). As superfícies da região **ET<sub>2</sub>** são cobertas por um fluido que é liberado para a faringe com uma escala de tempo na ordem de minutos e para o trato gastrointestinal (GI), cuja taxa é  $100 \text{ d}^{-1}$  ( $t_{1/2} \approx 10 \text{ min}$ ). Uma pequena parte das partículas depositadas em **ET<sub>2</sub>** são sequestradas e, então, transportadas para os linfonodos (**LN<sub>ET</sub>**) com a taxa de  $0,001 \text{ d}^{-1}$  ( $t_{1/2} = 700 \text{ d}$ ) (ICRP, 1994, YU et al., 2006).

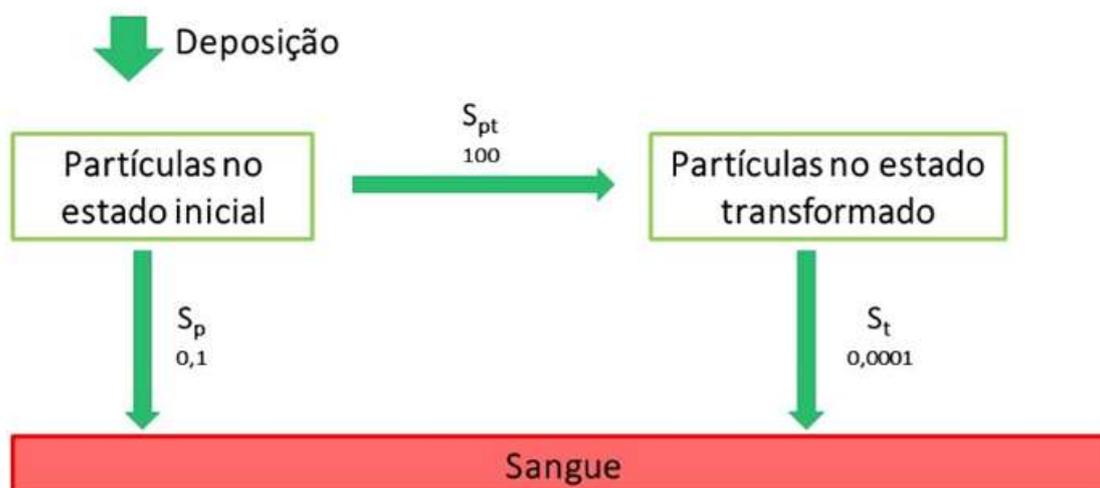
Os materiais depositados nas regiões **BB** e **bb** são rapidamente removidos. Estes materiais são dissolvidos nas camadas das mucosas que revestem a superfície das vias aéreas, em que os movimentos mucosos carregam as partículas dissolvidas em direção à faringe. As partículas são transportadas a partir desses compartimentos (**BB** e **bb**) por

meio da superfície das vias aéreas. A taxa de depuração desse compartimento é tomada como  $0,03 \text{ d}^{-1}$  ( $t_{1/2} = 23 \text{ d}$ ) e a retenção prolongada na parede da via aérea é descrita pelos compartimentos de sequestro **BBseq** e **bbseq** (ICRP, 1994, YU et al., 2006).

A ICRP66 estabelece que uma fração de 0,007 do material depositado é sequestrado nas regiões **BB** e **bb**, sendo a atividade sequestrada liberada para os gânglios linfáticos ( $LN_{TH}$ ) com a taxa de  $0,01 \text{ d}^{-1}$ . As partículas depositadas na região intersticial alveolar são removidas mais lentamente do que nas regiões **Bb** e **bb**, devido à retenção de partículas insolúveis (ICRP, 1994, YU et al., 2006).

Concluído o processo de deposição, as partículas se propagam para o sangue e para o trato gastrointestinal em um processo de liberação, em que as partículas são separadas em três classes de inalação, de acordo com a permanência na região pulmonar, F (*Fast*), M (*Moderate*) e S (*Slow*). Em partículas da classe S, o processo de absorção da substância inalada ocorre lentamente. Na Figura 8, os valores indicam que nesta classe de particulado, 0,1% do material depositado em cada região do organismo é absorvido com uma meia-vida biológica de 10 minutos, e 99,9% com uma meia-vida de 7000 dias. Em partículas do tipo M, 10% são absorvidos com uma meia-vida de 10 minutos, e 90% com uma meia-vida de 140 dias, e para o tipo F, 100% do material é absorvido com meia-vida de 10 minutos, possibilitando rápida absorção de mais de 90% do material depositado nos brônquios e nos alvéolos pulmonares (ICRP, 1994; CLARO, 2011).

**Figura 8 - Representação da dissolução de partículas pertencentes a classe S em função do tempo no trato respiratório**



Fonte: Adaptado de Claro (2011).

Empregando esses modelos, é possível a realização de estimativas de risco do radônio-222 na saúde humana, pois permitem a análise do percentual de mortalidade de indivíduos adultos (maiores que 25 anos) por câncer de pulmão decorrente da exposição ao radônio *indoor* para uma determinada população.

#### **2.4.2 Modelo para estimar o percentual de mortalidade por câncer de pulmão associado a Rn-222 em indivíduos adultos**

A Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP), baseada em estudos epidemiológicos sobre câncer de pulmão, realizou a revisão do valor do coeficiente de risco para exposição ao radônio ao longo da vida em relação ao desenvolvimento de neoplasia pulmonar para o valor de  $5 \cdot 10^{-4}$  por nível de trabalho em meses – WLM (*Working Level Month*) (ICRP103, 2007; ICRP115, 2011).

Este coeficiente revisado está associado a uma exposição crônica à concentração de atividade do radônio e de baixo nível, além de expressar o excesso de risco acima da linha de base devido a um incremento dependente da exposição à progênie deste gás na unidade de WLM, representando um risco absoluto (ICRP115, 2011).

Para uma exposição residencial ao radônio considerada pela ICRP de  $7000 \text{ h anos}^{-1}$  em ambientes fechados e um fator de equilíbrio de 0,4, o valor de WLM equivale a uma exposição de 1 ano a uma concentração de  $227 \text{ Bq m}^{-3}$  de gás radônio. Uma vez que os resultados dos levantamentos de concentração de atividade em  $\text{Bq m}^{-3}$  do radônio são obtidos, o risco absoluto de desenvolvimento de câncer de pulmão é de  $5 \cdot 10^{-4}$  por WLM, podendo ser convertido para  $2,2 \cdot 10^{-4}$  por  $100 \text{ Bq m}^{-3}$  para exposições ao radônio em ambientes fechados (CHEN et al., 2012).

Foram calculados coeficientes de riscos nominais para as populações do Canadá, Estados Unidos e Reino Unido, por meio das concentrações de atividade médias de radônio *indoor* para estimar o número de mortes por câncer de pulmão. Os valores encontrados foram 27%, 22% e 45%, respectivamente, indicando grandes problemas com relação aos efeitos das concentrações de atividade de radônio *indoor* (USEPA, 2003; WHO, 2011; GRAY et al., 2009; UNDES, 2010; CHEN et al., 2012).

Estatísticas realizadas para incidência e mortalidade causadas por câncer de pulmão por idade mostraram que quase todos os cânceres de pulmão são diagnosticados entre adultos com idade igual ou superior a 25 anos. Embora a exposição infantil ao radônio contribua com o risco crescente do desenvolvimento de tal

neoplasia, são raras para indivíduos com idade inferior a 25 anos devido ao longo período de latência (CCS, 2011).

Para calcular o número previsto pela ICRP de óbitos por câncer de pulmão devido a exposição ao radônio para uma população de indivíduos adultos (com idade acima de 25 anos) ( $N_{LC,Rn}$ ), utiliza-se da Equação 1, em que  $N_{pop}$  é o tamanho de uma população específica e  $C_{AM}$  é a média aritmética ponderada das concentrações de radônio expressas em  $Bq\ m^{-3}$ .  $A$  é o percentual de adultos maiores que 25 anos em uma população. Aplicando o coeficiente de risco nominal para populações adulta, o número de mortes por câncer de pulmão previstas pelo ICRP por ano resulta nas estimativas percentuais associadas.

$$N_{LC,Rn} = N_{pop} \cdot A \cdot C_{AM} \cdot \frac{2,2 \times 10^{-4}}{100} \quad (1)$$

A Organização Mundial da Saúde estimou que a proporção de todos os cânceres pulmonares ligados ao gás radônio encontra-se entre 3 e 14%, dependendo da concentração de atividade média no país em estudo. A nova estimativa prevê que 25% dos cânceres de pulmão em todo o mundo poderiam ser atribuídos à exposição interna ao gás. Quando o novo coeficiente de risco é aplicado à população adulta, esta estimativa é superior à proposta (3-14%) pela WHO (UNSCEAR, 2008; WHO, 2011).

Todos os modelos são dependentes das medições das concentrações de atividade de radônio *indoor* e nos solos das habitações, por isso diversos sistemas de detecção do radionuclídeo podem ser empregados desde que sejam satisfeitas as condições de garantia da qualidade do respectivo procedimento analítico. Por outro lado, é importante também a comparação dos resultados obtidos pelos modelos àqueles de estudos epidemiológicos, principalmente para os associados à incidência de câncer.

## 2.5 Detecção do radônio

A detecção de radônio pode ser realizada de modo ativo ou passivo, dependendo da instrumentação nuclear disponível para as pesquisas. Neste aspecto, o Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste – CRCN-NE possui equipamentos para a medição direta desse gás, como o detector AlphaGUARD, utilizado para calibração de detectores do estado sólido, como o CR-39 a partir da Câmara de Calibração RN1-

CRCN (FARIAS, 2016). Para a quantificação dos níveis de concentração de atividade de radônio em água, o CRCN-NE possui equipamento específico para a realização de Cintilação Líquida de Ultra Baixa Radiação de Fundo.

### 2.5.1 Detectores do estado sólido

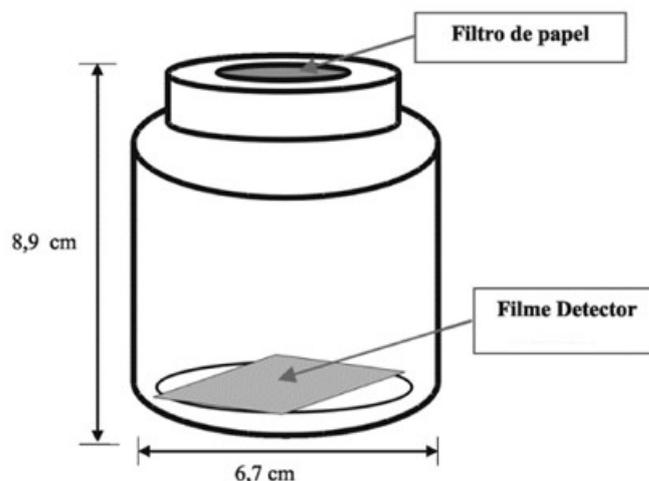
Nos detectores do estado sólido, do inglês *Solid State Nuclear Track Detectors* - SSNTD, o material empregado para a detecção de traços é um polímero, cuja interação com a partícula alfa causa danos na sua estrutura polimérica. Assim, pode-se fazer uma relação linear entre o número de danos presentes na estrutura polimérica e o número de partículas incidentes sobre a estrutura do polímero (FARIAS, 2016).

O Carbonato de Poliálil Diglicol (PADC), comercialmente conhecido como CR-39 (*Columbia Resin 39*) inicialmente foi desenvolvido para ser utilizado como material para lentes. No entanto, por possuir uniformidade, sensibilidade e qualidades ópticas, o CR-39 passou a ser o detector de traços de partículas alfa mais requisitado, destacando-se por ser sensível à estas partículas com energias da ordem de keV até dezenas de MeV (ABUJARAD et al., 1981; STEJNY, 1987).

O detector CR-39 é o principal medidor do gás radônio e caracteriza-se por ser um dispositivo passivo, que ao ficar exposto por um longo período no ambiente, interage com a partículas alfa emitidas por Rn-222 apresentando os danos em sua estrutura polimérica, denominado traços latentes em campos microscópicos. Tem sido utilizado em residências para avaliações das concentrações de radônio-222 a longo prazo, sendo instalados por um período de três meses a um ano (WHO, 2016). É envolvido por uma câmara de difusão coberto por um filtro que evita a deposição dos produtos de decaimento deste gás (Figura 9).

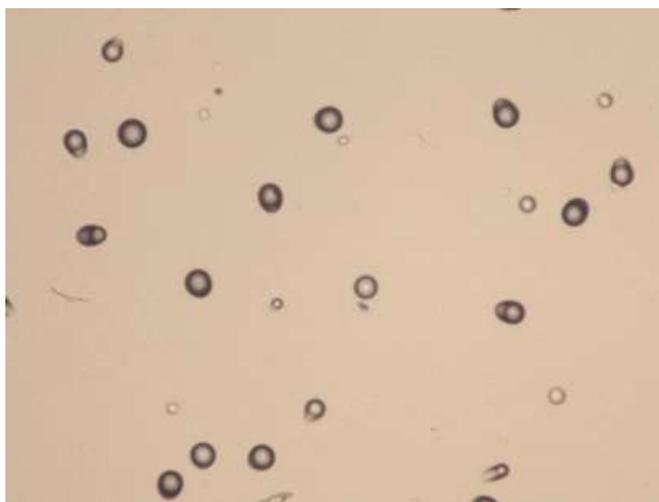
Por serem passivos, esses detectores precisam de “revelação” e imageamento posterior à exposição com tratamento químico em temperatura elevada para expansão do tamanho dos traços das partículas alfas (MIRANDA, 2009). O tratamento químico facilita a contagem do número de traços por unidade de campo em microscopia ótica, com um aumento de, no mínimo, 40 vezes (Figura 10). As imagens dos traços formados nos campos do detector são digitalizadas por meio de uma câmera digital e armazenadas em um computador para posterior tratamento dos dados, permitindo sua contagem manual ou automatizada (MIRANDA, 2009).

**Figura 9 – Câmara de difusão utilizada para detecção do gás radônio e detector de traços para partícula alfa (CR-39)**



Fonte: Geraldo et al. (2005).

**Figura 10 - Detector CR-39 exposto a um ambiente com radônio-222 (concentração de atividade moderada) após a revelação (aumento de 40 vezes)**



Fonte: A autora.

Os traços latentes formados nos polímeros podem fornecer a taxa de crescimento da densidade de traços em função do tempo,  $\frac{d\rho(r)}{dt}$ , sendo diretamente proporcional à concentração de radônio em  $\text{Bq h m}^{-3}$  no ambiente de exposição (FARIAS et al., 2016). Um fator de conversão resultante de exposições observadas em uma câmara de calibração possibilita a conversão da densidade de traços em concentração de radônio. Estes detectores não estão sujeitos às ações de umidade, temperatura, radiação beta e

radiação gama de fundo, além de possuírem adequada sensibilidade, estabilidade e elevado grau de transparência óptica, além de normalmente apresentarem uma concentração mínima detectável (CMD) de 30 Bq m<sup>-3</sup> referente à exposição de um mês (STROM; MACLELLAN, 2001).

O detector CR-39 é amplamente utilizado para a medição de radônio em pesquisas científicas como o estudo de calibração para estes tipos de detectores realizado por Côrrea et al. (2007) e Cazula et al. (2013), que verificaram a concentração de atividade deste gás em materiais de construção de ambiente *indoor*.

### 2.5.2 Espectrometria de Cintilação Líquida (LSC)

A Cintilação Líquida é amplamente utilizada para detecção e quantificação dos tipos de decaimento alfa, beta ou gama. Inicialmente, realizavam-se medições de emissores  $\beta$  de baixa energia como <sup>3</sup>H, <sup>14</sup>C e <sup>35</sup>S até a década de 1980, quando ocorreu a separação  $\alpha/\beta$  por análise de pulsos nos espectrômetros, passando a ser empregada na determinação de emissores  $\alpha$  (SALONEN, 2006; OLIVEIRA, 2014). Caracteriza-se por possuir alta sensibilidade na realização das medições, além de reprodutibilidade adequada (FORTE et al., 2005; STOJKOVI et al., 2015).

LSC é considerada uma técnica padrão recomendada pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (ASTM, 1998). Este método baseia-se na conversão de uma fração da energia cinética de uma partícula ionizante em fótons, em que a intensidade do fóton identificado é função da energia, como também do tipo de decaimento nuclear, enquanto o número de fótons é proporcional ao número de decaimentos nucleares.

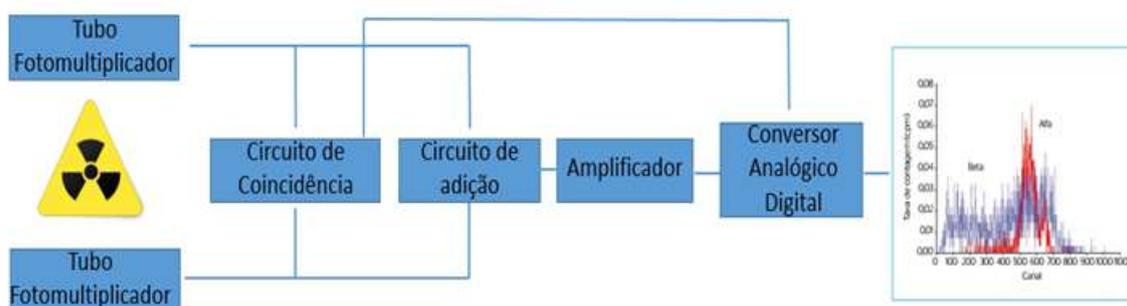
Esta técnica analítica nuclear faz uso de um coquetel cintilador composto por substâncias que permitem a conversão da energia da partícula incidente em fótons de comprimento de onda congruentes à sensibilidade da fotomultiplicadora empregada. Este coquetel é formado por um solvente, o qual geralmente é um hidrocarboneto aromático que retém a energia liberada pelas partículas para transferi-la às demais moléculas presentes no coquetel, que liberam os fótons do líquido cintilador (FORTE et al., 2005; STOJKOVI et al., 2015).

A cintilação líquida era usada apenas para detecção e quantificação de um radionuclídeo emissor alfa ou beta na amostra, porém com o avanço da tecnologia foram desenvolvidos espectrômetros que empregam a análise de discriminação de pulsos,

associada a um analisador de formato de pulso (*Pulse Shape Analyzer - PSA*). Assim, segregam os pulsos gerados pelas partículas  $\alpha$  das  $\beta$  em diversos analisadores multicanais, sendo aplicada para a medição da distribuição das amplitudes dos pulsos originados da interação da radiação com os cintiladores líquidos (FORTE et al., 2005).

Na LSC, a energia da radiação é absorvida por meio da excitação de moléculas da solução, em que os elétrons das camadas eletrônicas das moléculas do cintilador são excitados e posteriormente perdem a energia em excesso, emitindo fótons com intensidade proporcional à energia da radiação absorvida. Esses fótons incidem em uma fotocélula extraíndo elétrons que são multiplicados em um fotomultiplicador gerando um pulso elétrico que migra para um amplificador que fornece pulsos elétricos a um sistema eletrônico de contagem, ocorrendo a separação dos pulsos, em função de sua altura e contados por um sistema multicanal (Figura 11) (OLIVEIRA, 2014).

**Figura 11- Diagrama de bloco simplificado de um Espectrômetro de Cintilação Líquida**



Fonte: Silva Neto (2019).

A técnica de cintilação líquida tem sido aplicada em vários países, como Itália (RUSCONI et al., 2004), Finlândia (SALONEN, 2006) e Taiwan (LIN et al., 2012), com intuito de analisar a radioatividade em águas de uso doméstico e possível associação com desenvolvimento de diferentes neoplasias, principalmente de pulmão e estômago.

## 2.6 Epidemiologia do câncer de pulmão e estômago

O câncer é um relevante problema de saúde pública mundial, causando mais de seis milhões de óbitos a cada ano, abrangendo aproximadamente 12% de todas as causas de morte no mundo (INCA, 2020). Caracteriza-se por ser o mais comum de

todos os tumores malignos, apresentando aumento de 2% por ano na sua incidência em todo o mundo (PARKIN et al., 2001).

A última estimativa mundial mostrou uma incidência de 2,1 milhões de casos novos de câncer de pulmão, representando 12,9% de todos os novos casos de câncer. Além disso, foram contabilizados 1,6 milhões de óbitos (19,4%) para o ano de 2020 e, em 90% dos casos diagnosticados, esta neoplasia estava associada ao tabagismo e seus derivados. A sobrevida média cumulativa total em cinco anos desta doença varia entre 13% e 21% em países desenvolvidos e entre 7 e 10% nos países em desenvolvimento. Ao final do século XX, o câncer de pulmão estava entre as principais causas de morte evitáveis (INCA, 2020).

No Brasil, para 2020, estimou-se 17.330 de casos novos de câncer de traqueia, brônquios e pulmões entre homens e 10.890 entre mulheres. Esses valores correspondem a um risco estimado de 17,49 casos novos a cada 100 mil homens e 10,54 para cada 100 mil mulheres (INCA, 2020). Sem considerar os tumores de pele não melanoma, o câncer de traqueia, brônquios e pulmões em homens é terceiro mais frequente na região Nordeste (9,75/100 mil) e para as mulheres, na mesma região, ocupa a quarta posição (7,24/100 mil).

Em 2020, para Região Metropolitana do Recife, o INCA estimou taxas brutas de incidência de neoplasia de traqueia, brônquios e pulmão para cada 100 mil habitantes de 22,41% para o sexo masculino e de 14,16% para o feminino. Essas taxas foram calculadas de acordo com o número de casos novos de câncer por sexo e localização primária do tumor. Diante dos percentuais de incidência estimados, torna-se relevante a avaliação dos fatores de risco envolvidos no processo de cancerização. Apesar do tabagismo ser responsável pela maioria dos casos de câncer de pulmão, existem outros fatores de risco relevantes para o desenvolvimento da doença, como a exposição à carcinógenos ocupacionais – radônio, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, asbesto e sílica cristalina, por exemplo (INCA, 2016; KENDALL et al., 2002; WHO, 2011).

Pesquisas têm estudado a associação do câncer de pulmão com a exposição a radônio presente em ambientes fechados e sua contribuição para o cálculo da incidência do cancro de pulmão em nível nacional e municipal. Bräuner et al. (2012) encontraram associação positiva entre o radônio residencial e o risco de câncer de pulmão na Dinamarca. Veloso et al. (2012) detectaram elevado número de mortes também por câncer de pulmão devido à exposição a radônio em ambientes fechados em Portugal. Ruano Ravina et al. (2012) verificaram a tendência de indivíduos expostos a radônio em

residências terem diagnóstico de câncer de pulmão do tipo histológico de carcinoma de pequenas e grandes células na Espanha.

O câncer de estômago apresenta incidência na maioria em homens, por volta dos 70 anos e cerca de 65% dos pacientes diagnosticados com este câncer possui mais de 50 anos. No Brasil, os tumores no estômago aparecem em terceiro lugar na incidência entre homens e em quinto, entre as mulheres. Em 2020, o INCA estimou 12.920 casos novos de câncer de estômago em homens e 7.600 em mulheres para o Brasil.

Grande parte dos casos de câncer de estômago ocorrem em países em desenvolvimento, com médio ou baixo IDH, e alta prevalência de infecção pela bactéria *Helicobacter pylori*. Além disso, a taxa de incidência é mais alta no sexo masculino do que no feminino (SIERRA et al., 2016).

Sem considerar os tumores de pele não melanoma, o câncer de estômago em homens é o segundo mais frequente na região Nordeste (10,67/100 mil) e, para as mulheres, ocupa a quinta posição na mesma região (6,73/100 mil). Na Região Metropolitana do Recife foram estimadas para o ano de 2020 pelo INCA para cada 100 mil habitantes, taxas brutas de incidência de neoplasia de estômago de 11,73% para o sexo masculino e de 7,55% para o feminino, sendo também essas taxas calculadas de acordo com o número de casos novos de câncer e localização primária do tumor.

Além da associação da infecção ao longo do tempo pela bactéria *H. pylori*, outros fatores, como o consumo de alimentos conservados com sal e de defumados, a obesidade, o álcool e o tabagismo contribuem para o aumento do risco de desenvolvimento de câncer de estômago, assim como a associação com radônio-222 e seus filhos na água de uso doméstico, no qual esse radioisótopo pode ser tanto inalado, quanto ingerido e, assim, provocar danos no trato digestivo com alterações diretas ao DNA (ICRP, 2000; INCA, 2020).

Possíveis resultados adversos à saúde relacionados à exposição ao radônio além do câncer de pulmão, foram sugeridos por estudos epidemiológicos e incluem leucemia, câncer de estômago, câncer de fígado e câncer de pâncreas (FIELD; 2011). Com isso, busca-se avaliar se a exposição de indivíduos ao gás radônio-222 está associada ao risco de ocorrência de casos de câncer de pulmão e estômago em áreas com ocorrência uranífera.

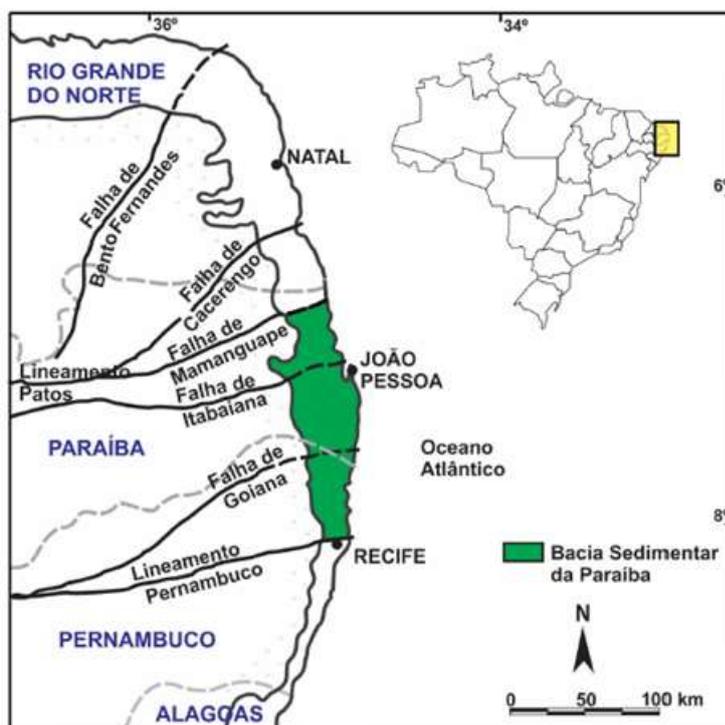
### 3 MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo objetivou avaliar as matrizes solo, água e atmosfera para a monitoração do radionuclídeo radônio-222 em residências selecionadas aleatoriamente e localizadas em áreas de ocorrência do fosforito uranífero da Região Metropolitana do Recife.

#### 3.1 Descrição da área de estudo

Municípios da Região Metropolitana de Recife – RMR, como Abreu e Lima, Paulista e Olinda estão localizados sobre formações geológicas delimitadas pela Bacia Sedimentar da Paraíba. De acordo com Souza (2006), essa bacia localiza-se entre o lineamento de Pernambuco e o Alto de Mamanguape, na Paraíba, englobando uma área em torno de 5.300 km<sup>2</sup> da sua parcela emersa (Figura 12). Ocorre, nesta bacia sedimentar, o fosforito uranífero, que se caracteriza por possuir forma tabular extensa com espessura variando de alguns centímetros a vários metros.

**Figura 12 - Bacia Sedimentar da Paraíba**

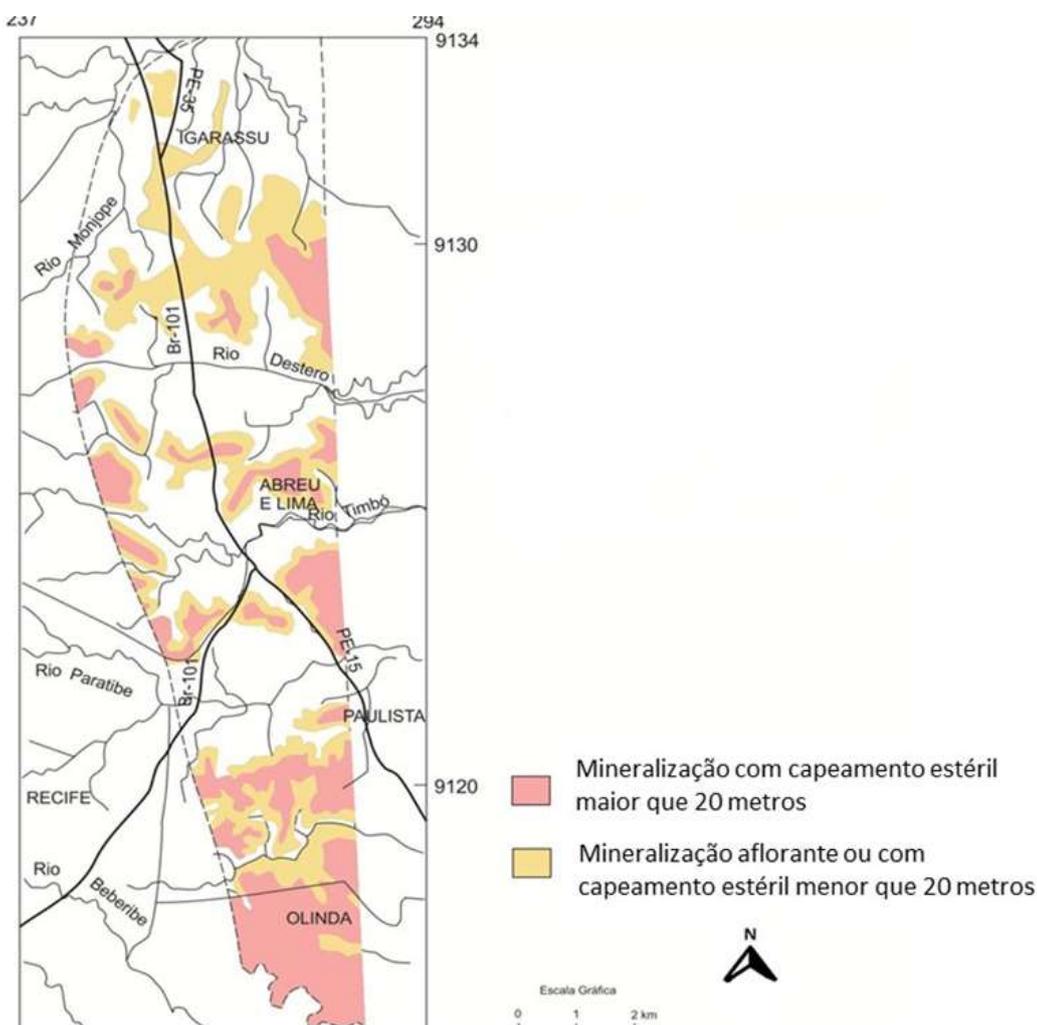


Fonte: Souza (2006).

Folhelhos e rochas carbonáticas de origem fossilíferas estão distribuídas por toda a bacia, em maior parte na subsuperfície, com raros afloramentos. Entretanto, Souza (2006) caracterizou afloramentos de fosforito uranífero durante pesquisas realizadas no Município de Abreu e Lima, Paulista e Olinda, localizados em Pernambuco. Os fosforitos são compostos por anidrido fosfórico ( $P_2O_5$ ), com teores que variam de 10% a 25 %, formados por fluorapatita –  $Ca_5(PO_4)F$ , cloroapatita –  $Ca_5(PO_4)Cl$  ou hidroxiapatita –  $Ca_5(PO_4)OH$  (SOUZA, 2006).

As análises da área estudada mostraram que a distribuição geográfica do fosforito uranífero abrange uma faixa descontínua, que abrange os municípios de Paulista, Abreu e Lima e Igarassu. Os municípios integram a porção norte da Região Metropolitana de Recife e demarcam os intervalos mineralizados da coluna sedimentar conforme mostra a Figura 13 (REZENDE, 1994).

**Figura 13 – Distribuição geográfica de fosforito uranífero**



Fonte: Adaptado de Rezende (1994).

### **3.1.1 Município Abreu e Lima**

O Município Abreu e Lima localiza-se na região Metropolitana de Recife do Estado de Pernambuco. Limita-se a norte com Igarassu e Araçoiaba, a sul e leste com Paulista e a oeste com Paudalho. Sua área municipal ocupa aproximadamente 128,5 km<sup>2</sup>. De acordo com o censo 2019 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, a população residente total é 99.990 habitantes (CPRM, 2005; IBGE, 2020).

Abreu e Lima possui relevo com parte predominantemente de Tabuleiros Costeiros com altitude média de 50 a 100 metros. O clima é tropical chuvoso com verão seco, sendo a precipitação média anual de 1.634.2 mm. A vegetação é predominantemente do tipo Floresta Subperenifólia, com partes de Floresta Subcaducifólia e Cerrado (CPRM, 2005; IBGE, 2020).

### **3.1.2 Município Paulista**

Paulista é um município brasileiro do estado de Pernambuco. Localiza-se no litoral norte pernambucano, sendo pertencente à Mesorregião Metropolitana do Recife e à Microrregião do Recife, distando 18 quilômetros da capital do estado. Ocupa uma área de 102,3 km<sup>2</sup>, tendo 16,9786 km<sup>2</sup> desse total no seu perímetro urbano e 85,4 km<sup>2</sup> formando a zona rural do município. Sua população, conforme estimativas do IBGE de 2020, é 334.376 habitantes, ocupando a quinta colocação entre os municípios do Estado de Pernambuco (IBGE, 2020).

Paulista apresenta um clima tropical quente e úmido com chuvas de inverno e temperatura média de 24,5°C. Limita-se ao Norte com Igarassu e Abreu e Lima, ao Sul com Olinda e Recife, a Leste com o Oceano Atlântico e a Oeste com o Município de Paudalho. Seu relevo é constituído por tabuleiros, cuja altitude varia de 40 a 50 metros, próximo à planície costeira e até mais de 160 metros, na porção Oeste, estendendo-se para o Leste (CPRH, 2020; IBGE, 2020).

### 3.1.3 Município Olinda

O Município de Olinda compreende uma extensão territorial de 42 km<sup>2</sup>. Limita-se com a cidade de Paulista a norte, Recife a sul, Oceano Atlântico a leste e Recife a oeste com as coordenadas geográficas (latitude: 08°01'42', Longitude: 34°51'42" e uma altitude de 16 m). Possui clima quente e úmido, com temperatura média anual de 27 °C e precipitação pluviométrica total anual entre 1000 a 2000 mm. É considerada a terceira maior cidade de Pernambuco, com uma população de acordo com o censo de 2019 realizado pelo IBGE de 392.482 habitantes (IBGE, 2020).

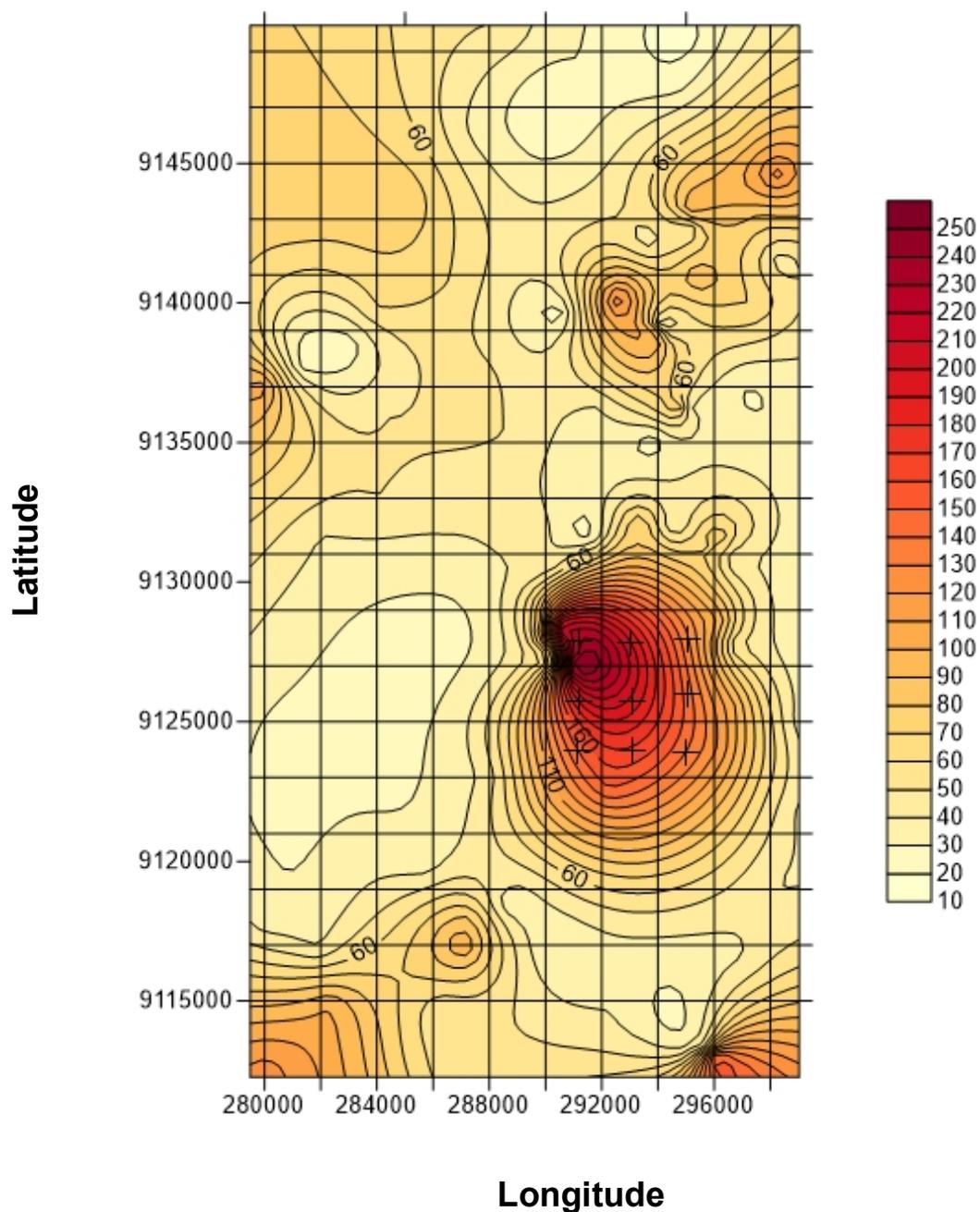
### 3.2 Amostragem

Foram definidas como unidades amostrais as residências próximas as áreas de radiação anômalas com valores acima de 120 cps de acordo com o resultado do levantamento radiométrico realizado por Souza (1999) apresentado na Figura 14 e as localizações geográficas dos pontos de estudo estão detalhadas na Figura 15 e Tabela 5.

As áreas correspondentes ao estudo nos três municípios (Abreu e Lima, Paulista e Olinda) foram selecionadas segundo o trabalho realizado por Souza (1999), em que indicava quais as regiões que o fosforito uranífero estava aflorante, ou seja, mais próximo da superfície. Isto indica as áreas que teriam maior radioatividade proveniente do U-238, o qual em seu decaimento produz Ra-226 e, a partir deste, Rn-222, podendo ser consideradas como regiões críticas quanto a radiação natural.

O tamanho das áreas estudadas norteadas pelo levantamento radiométrico realizado por Souza (1999) foram de aproximadamente 15 km<sup>2</sup> em Abreu e Lima, 20 km<sup>2</sup> em paulista e 30 km<sup>2</sup> em Olinda.

Figura 14 - Mapa de isolinhas de radioatividade natural em contagem por segundo – CPS efetuado por Souza (1999) e utilizada como base para seleção das regiões de estudo



Regiões anômalas >120 CPS

Fonte: Adaptado de Souza (1999).

Figura 15 - Localização das unidades amostrais nos municípios de Abreu e Lima, Paulista e Olinda.

Continua...

Município de Abreu e Lima

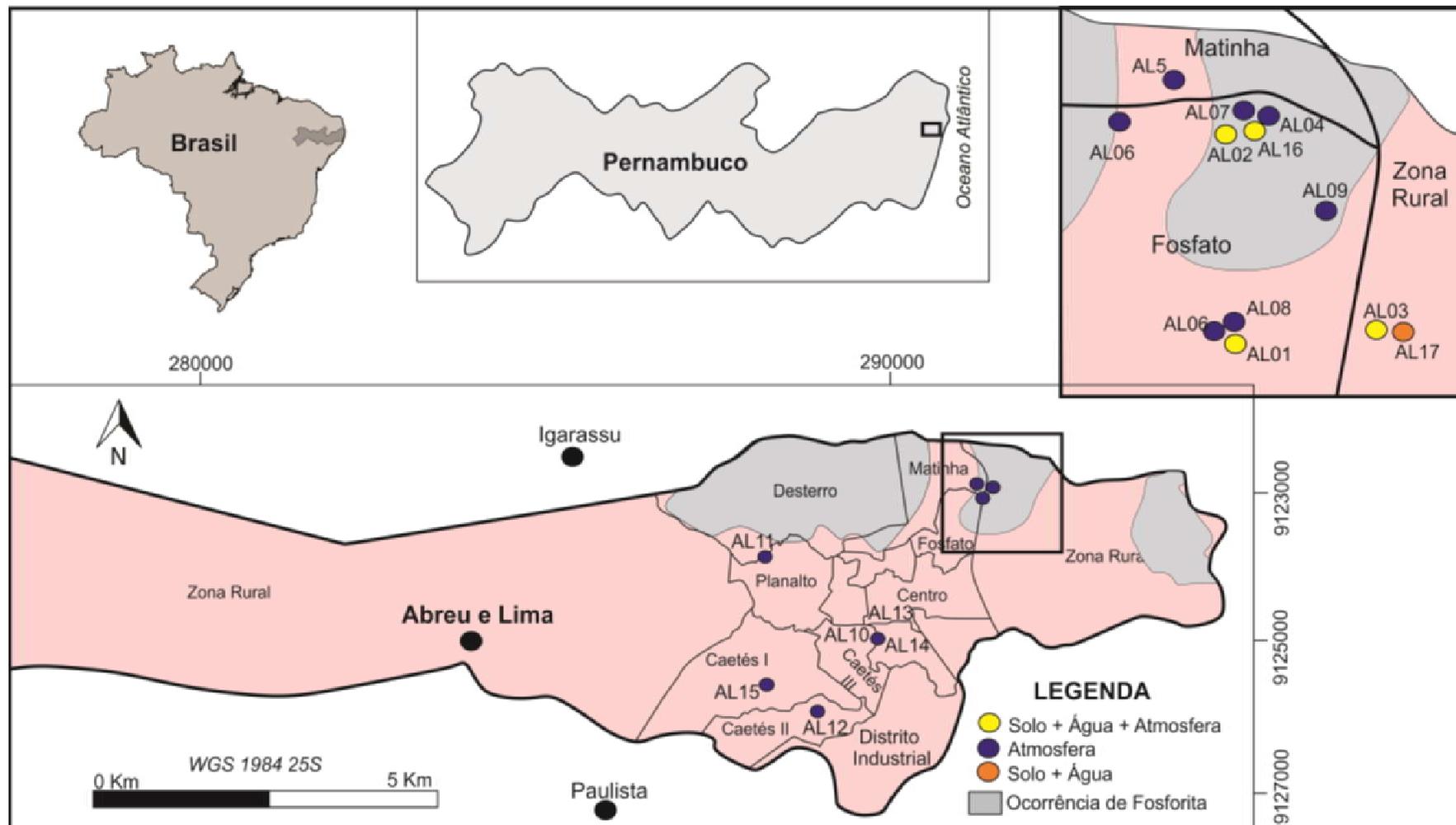


Figura 15 - Localização das unidades amostrais nos municípios de Abreu e Lima, Paulista e Olinda.

Continuação

Município de Paulista

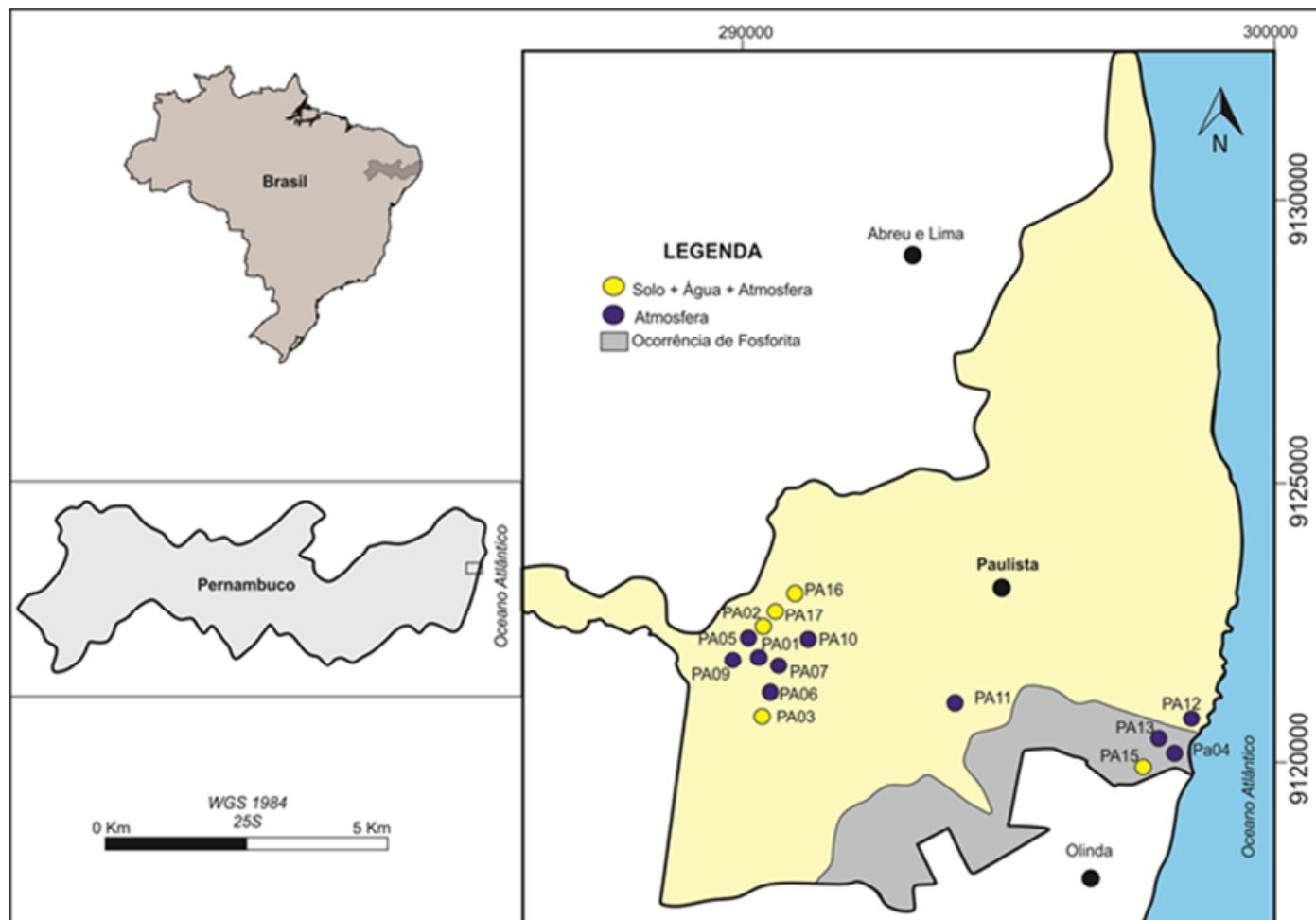
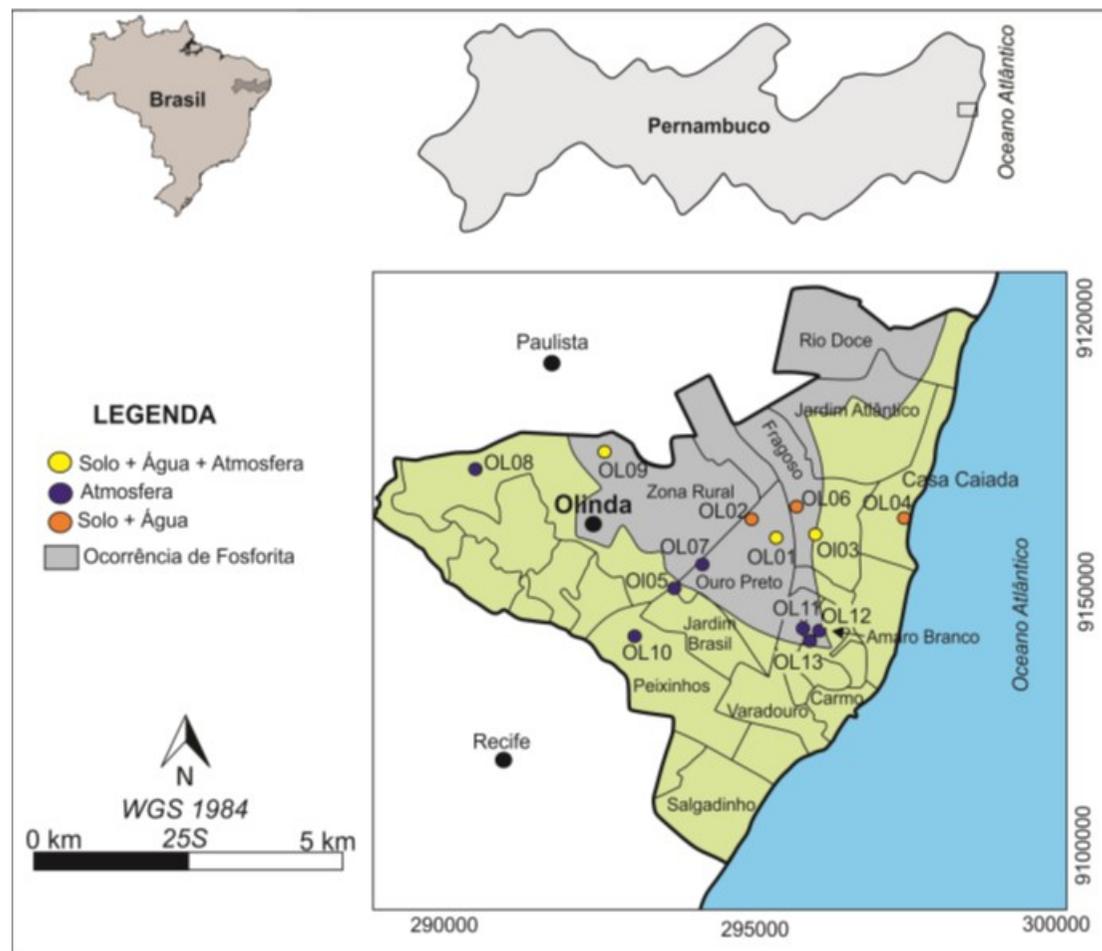


Figura 15 - Localização das unidades amostrais nos municípios de Abreu e Lima, Paulista e Olinda.

Conclusão

Município de Olinda



Fonte: A autora.

**Tabela 5 - Unidades amostrais dos Municípios Paulista, Abreu e Lima e Olinda  
(coordenadas geográficas em UTM)**

Unidade amostral	Município de Paulista		Unidade amostral	Município de Abreu e Lima		Unidade amostral	Município de Olinda	
	Latitude (m)	Longitude (m)		Latitude (m)	Longitude (m)		Latitude (m)	Longitude (m)
PB01	9126835	291542	AL01	9122014	290765	OL01	9116229	294851
PB02	9127144	291226	AL02	9122032	290775	OL02	9116502	295518
PB03	9126912	291535	AL03	9121837	290784	OL03	9116370	295715
PB04	9127143	291239	AL04	9120147	298232	OL04	9116437	297364
PB05	9127166	291183	AL05	9121970	290858	OL05	9115491	293755
PB06	9127140	291149	AL06	9122018	290812	OL06	9116608	295250
PB07	9127143	291234	AL07	9121909	290965	OL07	9115824	294002
PB08	9127014	291220	AL08	9126650	298136	OL08	9117793	290353
PB09	9127083	291278	AL09	9121940	290734	OL09	9118278	292972
PA10	9124828	289782	AL10	9122321	291511	OL10	9114645	293065
PA11	9126110	288185	AL11	9121087	294290	OL11	9114703	295992
PA12	9123766	288960	AL12	9126687	297975	OL12	9114703	295992
PA13	9124828	289782	AL13	9120147	298232	OL13	9114703	295992
PA14	9124828	289782	AL14	9120147	298232	-		
PA15	9124153	288215	AL15	9126650	298136	-		
PB16	9127144	291226	AL16	9122573	291490	-		
PB17	9126912	291535	AL17	9122014	290765	-		

Fonte: A autora.

No Município Abreu e Lima, os pontos AL01, AL02, AL03, AL04, AL05, AL06, AL07, AL08, AL09, AL10 e AL17 corresponderam ao Bairro Fosfato. Os pontos AL11, AL14 e AL15 corresponderam ao Bairro Caétes I. Os pontos AL12, AL13 e AL16 correspondem a Caétes II, Caétes III e Timbó, respectivamente. No Município de Paulista, os pontos PB01, PB02, PB03, PB04, PB05, PB06, PB07, PB08, PB09, PB16 e PB17 foram amostrados no Bairro Paratibe. O ponto PA10 correspondeu ao Bairro Arthur Lundgren I e os pontos PA11, PA12, PA13, PA14 e PA15 pertenceram ao Bairro Pau Amarelo, local sem afloramento de fosforito uranífero. No Município Olinda, os pontos OL01, OL05 e OL06 corresponderam ao Bairro Ouro Preto, enquanto o ponto OL04 referiu-se à unidade amostral do Bairro Casa Caiada. Os pontos OL08 e OL09 corresponderam aos Bairros Águas Compridas e Tabajara, respectivamente. Os pontos OL02 e OL03 estão localizados no Bairro Jatobá e os pontos OL07 e OL10 estão

localizados no Bairro Peixinhos. Os pontos OL11, OL12 e OL13 corresponderam ao Bairro Monte. No total, 47 habitações foram amostradas entre 2017 e 2019, sendo 17 residências em Abreu e Lima (a monitoração do radônio iniciou-se em abril de 2017 e foi concluída em março de 2018), 17 em Paulista (monitoração iniciou-se em julho de 2017 e foi concluída em abril de 2018) e 13 em Olinda (monitoração iniciou-se em outubro de 2018 e foi concluída em outubro de 2019). Um dos fatores mais preponderantes para a definição do número amostral foi a segurança na amostragem e convencimento com relação à necessidade de participação na pesquisa. Contudo, para fins da pesquisa, foi realizada a estimativa de número amostral para um erro de 40% a partir da metodologia de cálculo de tamanho amostral (VISHWAKARMA, 2017). As monitorações foram realizadas durante estação seca e chuvosa. Foram realizadas também as determinações de concentração de atividade de Ra-226 e Ra-228 nos solos do Município Olinda utilizando a técnica de Espectrometria Gama de Alta Resolução – EGAR (APÊNDICE A). Nas águas de poços domésticos do Município Olinda, foram determinadas as concentrações de atividade de Rn-222 e Ra-226 utilizando a técnica de Cintilação Líquida de Ultrabaixo Nível de Radiação de Fundo – CLUBR, seguindo protocolo analítico semelhante ao utilizado por Amaral et al. (2019). A análise do solo e água em Olinda foram realizadas para complementar a análise dessas matrizes nas regiões avaliadas, sendo Abreu e Lima e Paulista analisadas por Amaral (2018).

### 3.3 Levantamento radiométrico da área do fosforito uranífero

A radiação de fundo (*background*) das áreas do fosforito uranífero dos municípios de Abreu e Lima, Paulista e Olinda foram monitoradas com a utilização de um cintilômetro portátil, modelo SAPHYMO SRAT SPP2 NF (Figura 16), composto por um cristal de NaI(Tl) de diâmetro 3,8 cm e comprimento de 2,5 cm e calibrado no Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco – DEN/UFPE.

As medições foram realizadas a 0,7 m do solo, percorrendo transecto de 100 m. Os dados foram obtidos com intervalos de 0 cps (contagens por segundo) a 150 cps, e de 0 a 500 cps nos locais com níveis de radioatividade mais elevados. Um Sistema de Posicionamento Global (GPS) foi necessário para o georreferenciamento dos locais avaliados (FARIAS et al., 2015; AMARAL, 2018).

**Figura 16 - Cintilômetro modelo SAPHYMO SRAT SPP2 NF**



Fonte: Farias (2016).

### 3.4 Medição do radônio-222 *indoor*

A monitoração do gás radioativo radônio-222 em residências da Região Metropolitana do Recife, especificamente nos municípios da área do fosforito uranífero foram realizadas por meio da exposição de detectores CR-39 em câmaras de difusão (Figura 17).

**Figura 17 – Câmaras de difusão para o gás radônio utilizadas para monitoração em residências**

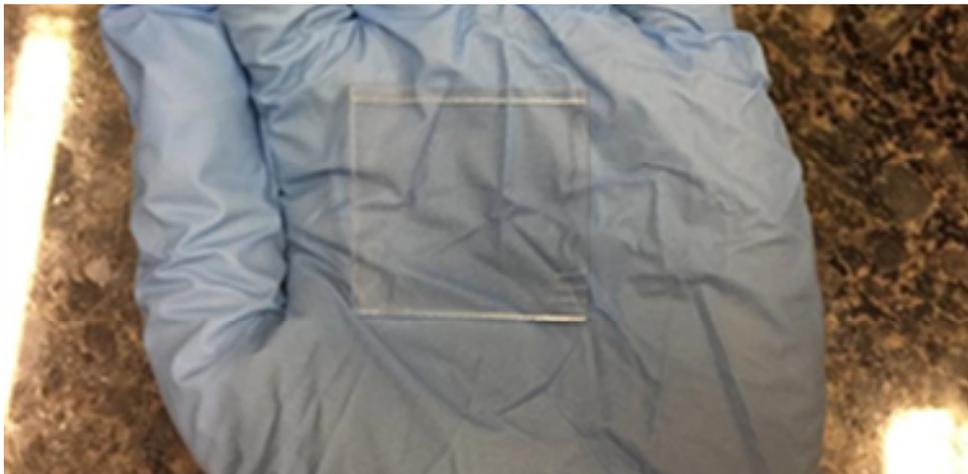


Fonte: A autora.

A câmara de difusão utilizada possui volume de 89 ml, de forma cilíndrica com 5 cm de diâmetro externo. Foi construída com objetivo de homogeneizar a detecção do CR-39, permitindo que os traços formados na superfície do detector fossem causados apenas pelas partículas alfa. Na entrada da câmara, foi adicionado um papel de filtro (C42, faixa azul), empregado devido ao desempenho obtido no estudo de Sharaf e Abo-Elmagd (2005). Os autores realizaram testes para verificar a eficiência de filtros para este tipo de experimento, definindo que os filtros de papel eram bem mais adequados quanto à permeabilidade e à independência da temperatura sobre a capacidade de filtragem. As câmaras de difusão foram preparadas no Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste – CRCN-NE.

O detector utilizado foi o CR-39 (Figura 18) por ser sensível à radiação alfa, ter estabilidade e elevada transparência óptica, além de sua ampla utilização para detectar o gás radônio-222 (ABUMRAD et al., 1997; FARID, 1997; MAZUR et al., 1999; AHN; LEE, 2005). A área exposta do detector foi 9 cm<sup>2</sup> (3 cm x 3 cm), cujo emprego permitiu monitorar as residências localizadas nas áreas de fosforito uranífero dos Municípios de Abreu e Lima, Paulista e Olinda nas estações seca e chuvosa. A monitoração em Paulista foi realizada no ano de 2017; em Abreu e Lima, iniciou-se a monitoração em 2017 e foi concluída em 2018, enquanto em Olinda foi realizada no ano de 2019. A logística de entrega e garantia de manutenção de dosímetros levaram à separação por município.

**Figura 18 – CR-39 aplicado para detecção de radônio-222 *indoor***



Fonte: A autora.

As residências avaliadas variaram de alvenaria com ou sem revestimento, piso revestido ou de terra batida, abastecimento de água encanada ou poço na propriedade, geminada ou não e apoiada diretamente sobre o solo. A quantidade de residências foi definida de acordo com o tamanho da área com afloramentos do fosforito uranífero e disponibilidade dos moradores para permitir a instalação das câmaras em suas residências por meio da assinatura do Termo de Consentimento Livre e Esclarecido para a população alfabetizada e não alfabetizada (TCLE) (ANEXO A).

Foram instaladas 176 câmaras, das quais 78 foram distribuídas em Abreu e Lima, 50 em Paulista e 48 em Olinda, das quais 39 foram extraviadas e 137 recuperadas. Os detectores CR-39 foram colocados nas residências na altura aproximada de um metro, para se medir a concentração de atividade do radônio-222 no nível em que ocorre maior fluxo respiratório (FENELL et al., 2002; BURKE et al., 2010; ALI et al., 2018).

A revelação química dos detectores foi realizada segundo Ahn e Lee (2005), em que o tratamento químico ocorreu em solução reveladora com concentração de  $6,25 \text{ mol L}^{-1}$  de NaOH em banho-maria à  $90 \text{ }^\circ\text{C}$  por um período de 5 horas, possibilitando a visualização dos traços a serem contados.

Após a revelação dos detectores, os traços formados foram observados em microscópio óptico conectado a uma câmera de vídeo, ambos da marca Leica® e acoplado a um microcomputador. A contagem de número de traços por unidade de campo foi realizada com aumento de 40 vezes, seguindo os parâmetros para leitura dos campos representados na Tabela 6.

**Tabela 6 – Parâmetros para leitura dos campos do CR – 39 por microscopia óptica**

Propriedade	Ajuste
Intensidade da luz	4
Filtro UV	-
Objetiva	40x
Brilho	42%
Gamma	0,43
Saturação	142

Fonte: A autora.

A determinação da quantidade de traços por unidade de área do detector forneceu a densidade de traços  $\text{cm}^{-2}$ , um parâmetro proporcional à concentração de

radônio-222. Foram realizadas 30 leituras de campo por CR-39, as quais foram fotografadas e armazenadas para posterior contagem de traços com auxílio do programa de computador MATLAB®. Ajustes foram realizados por meio da definição dos tons de preto e do intervalo do diâmetro dos traços.

Os cálculos das concentrações de atividade do radônio foram realizados a partir da densidade de traços obtidos, descontada a radiação de fundo, e o fator de calibração do sistema como mostra a Equação 2.

$$C_{Rn} = \frac{D}{K \times t} \quad (2)$$

em que:

$C_{Rn}$  = concentração de Rn-222 ( $Bq\ m^{-3}$ )

$K$  = fator de calibração (traços  $cm^{-2}$  por  $Bq\ m^{-3}\ h^{-1}$ )

$D$  = densidade de traços líquida (descontada a densidade relativa à radiação de fundo no detector) (traços  $cm^{-2}$ )

$T$  = tempo de exposição (h)

Para a análise da qualidade do procedimento analítico do sistema de detecção, foi realizada a verificação entre a concentração de atividade medida por detector AlphaGuard e a quantidade de traços nos detectores CR-39 (SILVA et al., 2017) na Câmara de Calibração RN1-CRCN (Figura 19). Detalhes da câmara de calibração podem ser consultados em Farias (2018). Para montagem do sistema de detecção, Silva et al. (2017) utilizou uma fonte de Ra-226 ( $t_{1/2}=1.600$  anos) com atividade de 105 kBq, modelo PYLON RN-1025-100, Pylon Electronics, Canadá, com taxa de produção constante de Rn-222.

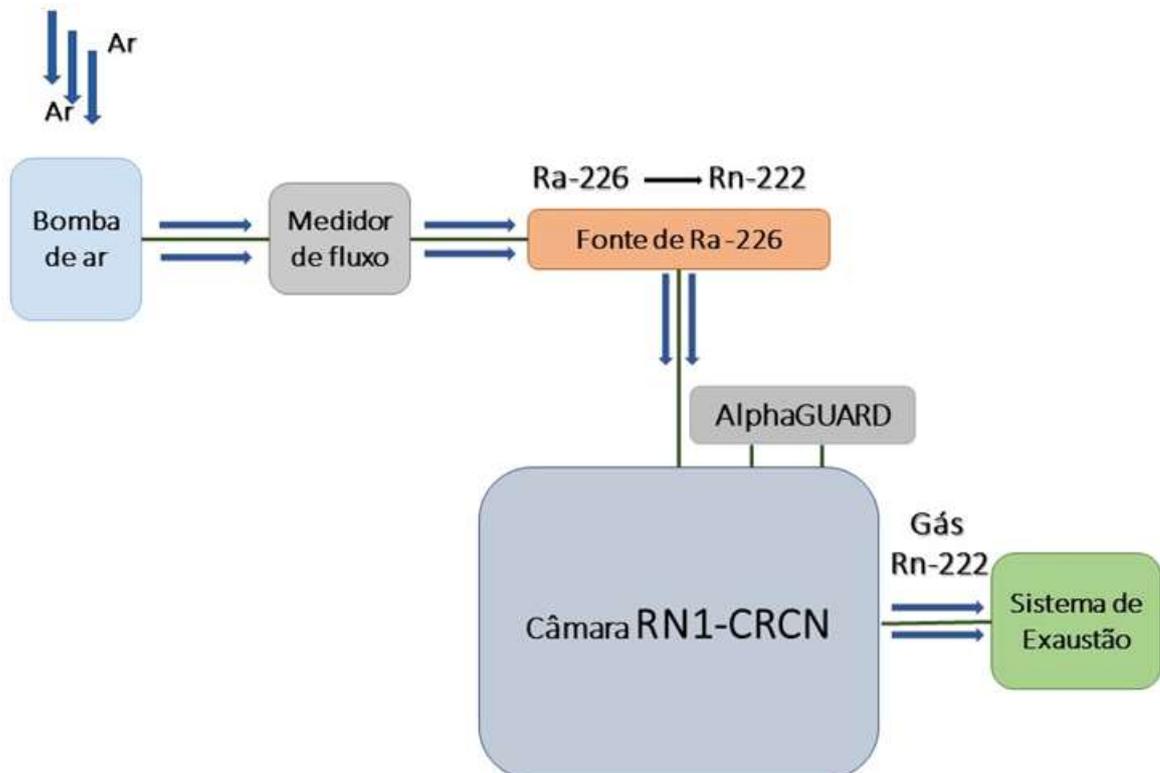
Durante o experimento, o radionuclídeo foi arrastado da fonte de Ra-226 com fluxo constante de ar de  $2,5\ L\ min^{-1}$  para a câmara, na qual foram colocados 10 detectores CR-39 em câmaras de difusão, sendo 2 utilizados como brancos analíticos. O experimento foi monitorado pelo detector de referência AlphaGUARD, que, a cada 10 minutos, amostrava o ar da câmara de calibração e realizava a medição da concentração de atividade de Rn-222. A amostra de ar analisada era devolvida para o interior da câmara, sendo a liberação do gás da câmara direcionada para um sistema de exaustão (Figura 20).

Figura 19 - Câmara de calibração RN1-CRCN



Fonte: A autora.

Figura 20 – Composição do sistema de detecção do Rn-222 *indoor*



Fonte: A autora.

Como explicitado anteriormente, após exposição, os detectores CR-39 passaram por revelação química para visualização dos traços formados pela interação das partículas  $\alpha$  com o CR-39. Os traços foram visualizados em microscopia óptica com aumento de 40x para leitura de 30 campos por detector e a contagem de traços por campo utilizando-se o software MATLAB® (FARIAS, 2016; SILVA et al., 2017). Detalhes sobre a verificação da qualidade podem ser observados nos trabalhos realizados por Farias (2016) e Silva et al. (2017).

### 3.5 Riscos à saúde relacionados a exposição ao radônio-222 *indoor*

Para avaliar os riscos relacionados à presença de radônio-222 na atmosfera das residências estudadas nos municípios de Abreu e Lima, Paulista e Olinda, foi calculada a dose efetiva anual – E em mSv a<sup>-1</sup>, que corresponde à dose total de exposição ao radônio pelos ocupantes das residências em um ano. O cálculo foi realizado segundo o Comitê Científico das Nações Unidas sobre os Efeitos da Radiação Atômica (UNSCEAR, 2000; ABUELHIA, 2017; ALI et al., 2018), empregando-se a Equação 3.

$$E = C \times F \times T \times EEC \quad (3)$$

em que, C é a concentração média de radônio (Bq m<sup>-3</sup>), F é o fator de equilíbrio com valor de 3,7 para habitações, T representa o tempo médio de ocupação interna por pessoa, assumido pelo ICRP de 80% (7000 h ano<sup>-1</sup>) e EEC é o valor recomendado para converter o radônio na concentração equivalente em equilíbrio para uma dose efetiva da população, que é 9 nSv (Bq m<sup>-3</sup>)<sup>-1</sup>.

Também foi calculada a estimativa da dose equivalente anual que constitui a dose de exposição dos ocupantes à radiação (partícula alfa) do radônio no tecido do pulmão, que está diretamente envolvido no desenvolvimento do câncer de pulmão. Os fatores de ponderação para partículas alfa e tecido pulmonar também são usados para medir o efeito no tecido pulmonar (LECOMTE et al., 2014; THIERRY-CHEF et al., 2015; ALI et al., 2018). O cálculo da estimativa de dose em mSv a<sup>-1</sup> foi realizado de acordo com a Equação 4.

$$ED = D \times wR \times wT \quad (4)$$

em que, D representa a dose de exposição anual ao radônio pelos habitantes das residências estudadas, wR é a fator de ponderação para a partícula alfa (20) e o wT é o fator de ponderação para tecido pulmonar (0,12).

Ainda para análise do risco relacionado à inalação de Rn-222, foram calculados o aumento do risco de desenvolver câncer de pulmão correlacionado com a concentração de radônio e a proporção do número de casos de câncer de pulmão atribuídos ao radônio (ELÍO et al., 2018). Os cálculos foram realizados por meio das Equações 5 e 6, respectivamente:

$$IR = 1 + \beta C_{Rn} \quad (5)$$

em que,  $C_{Rn}$  é a concentração média de radônio interno e  $\beta$  é o aumento do risco por unidade de acréscimo do radônio com valor de 0,16 por 100 Bq m<sup>-3</sup>.

$$P = \frac{IR - 1}{IR} \quad (6)$$

em que, IR é o aumento do risco de câncer de pulmão correlacionado com a concentração de radônio como resultado da Equação 5.

Também é pertinente fazer o cálculo da incidência de câncer de pulmão para a população exposta a radônio-222 nas áreas de ocorrência do fosforito uranífero estudadas. Para isso, foi utilizada a Equação 7:

$$I = \frac{\text{Casos novos ocorridos numa população em determinado período}}{\text{Pessoas sob risco de desenvolver a doença no mesmo período}} \times 1000 \quad (7)$$

em que, o número de casos novos de câncer de pulmão ocorridos nos municípios estudados no período de 2000 a 2015 foram cedidos pela Secretaria de Saúde do Estado de Pernambuco (SES-PE) e o número de pessoas sob risco de desenvolver a neoplasia foi fornecido pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), calculado de acordo com a área de exposição a Rn-222. Para isso, consideram-se os indivíduos adultos e sem separação de fumantes de não fumantes, pois o tabagismo apresenta efeito sinérgico com relação ao radônio, potencializando sua ação (TORRES-DURAN et al., 2016).

### 3.6 Medição do radônio-222 em água de poços

A análise das águas de poços das unidades amostrais do Município Olinda foi realizada para a avaliação dos riscos relacionados à presença de radônio nas águas para consumo, como também para comparar com o estudo realizado por Amaral (2018) quanto à quantificação de radônio-222 em águas de poços domésticos das áreas de ocorrência uranífera e/ou que sofrem influência do Fosfato nos Municípios Abreu e Lima e Paulista.

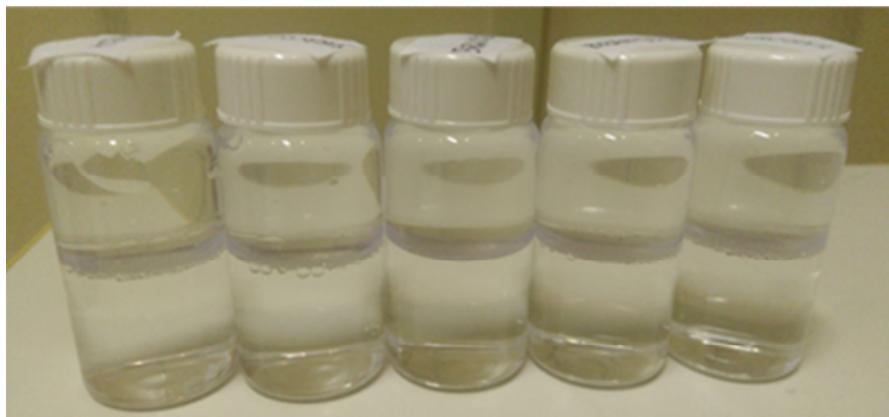
#### 3.6.1 Coleta e preparação das amostras de água de poços

Inicialmente, nos laboratórios do Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (SEAMB/CRCN-NE), foi preparado o coquetel cintilador a ser utilizado na coleta e análise, composto por 1,0 L de p-xileno, 7 g de 2,5 difeniloxazol (PPO), e 0,75 g de 1,4 bis [2-(5-difeniloxazol)] -benzeno (POPOP). Também em laboratório, transferiu-se 12 ml deste coquetel para recipientes de vidro apropriados para análises por CLUBR.

As amostras foram coletadas diretamente de cacimbas (poços de uso doméstico) presentes nas regiões identificadas com maior nível de radioatividade. No local da coleta, foram separados aproximadamente 3 litros de água dos poços em um balde plástico, e injetadas alíquotas de 12 ml de cada amostra sob o coquetel cintilador nos frascos de cintilação, gerando duas fases distintas, como mostra a Figura 21.

Os recipientes foram fechados e as amostras agitadas durante 5 minutos a fim de extrair o radônio para a fase orgânica. A análise foi realizada em triplicata. Para o branco analítico, foram preparados, em laboratório, frascos da mesma natureza dos utilizados para as amostras contendo 12 ml água ultrapura Milli-Q® e 12 ml do coquetel de cintilação, que seguiu para campo de modo a monitorar possíveis contaminações nas amostras. As amostras P01, P02, P03, P04 e P09 foram realizadas entre os meses de março e abril de 2019. Buscou-se sempre a realização destas etapas em dias sem chuvas.

**Figura 21 – Frascos utilizados contendo o coquetel cintilador e amostras de águas de poços**



Fonte: Amaral (2018).

### **3.6.2 Concentração de atividade de Rn-222 nas águas dos poços das residências**

Para a determinação das concentrações de atividade de radônio em água, foi utilizada a técnica de CLUBR desenvolvida por Prichard e Gesell (1977). A análise das amostras foi realizada após um tempo mínimo de três horas da realização da coleta, suficiente para que Rn-222 entrasse em equilíbrio com seus radionuclídeos descendentes emissores alfa (Po-214 e Po-218).

Foi utilizado o Espectrômetro de Cintilação Líquida de Ultrabaixa Radiação de Fundo produzido pela PerkinElmer, modelo Quantulus 1220, do CRCN-NE para realização da análise de radônio-222 em água (Figura 22). O tempo de contagem para cada amostra foi 100 minutos. Para a diferenciação dos espectros provenientes das partículas alfa e das partículas beta, foi utilizada a ferramenta de discriminação de pulsos, cujo valor foi fixado em 90.

A qualidade do procedimento analítico da determinação de Rn-222 em água também foi avaliada a partir da utilização de padrões internos de Ra-226 do PNI – IRD/CNEN independentes daqueles utilizados para o cálculo de eficiência. Foram utilizados dois padrões independentes com concentrações de atividade de Ra-226 de  $0,64 \text{ Bq L}^{-1}$  e  $1,40 \text{ Bq L}^{-1}$ , preparados e analisados de forma análoga à análise de Ra-226 das amostras.

**Figura 22 - Espectrômetro de Cintilação Líquida de Ultrabaixa Radiação de Fundo Quantulus 1220, da Perkin Elmer**



Fonte: A Autora.

As concentrações de atividade de Rn-222 ( $A_{Rn}$ ) nas amostras foram calculadas a partir da Equação 8, de acordo com a Sociedade Americana para Ensaios e Materiais (*American Society for Testing and Materials*) - ASTM (1998):

$$A_{Rn} = \frac{R_A - R_B}{60 \times V \times E \times 3} \times e^{-\lambda t} \quad (8)$$

na qual,  $R_A$  é a taxa de contagem da amostra (contagem por minuto - cpm),  $R_B$  é a taxa de contagem do branco analítico (cpm), 60 é o fator de conversão de cpm para contagem por segundo - cps, 3 é o fator de conversão para os emissores alfa presentes na amostra (Rn-222, Po-218 e Po-214),  $V$  é o volume da amostra,  $E$  é a eficiência de contagem e  $e^{-\lambda t}$  é a correção da atividade com o tempo, no qual  $\lambda$  é a constante de desintegração do Rn-222 ( $\text{minuto}^{-1}$ ) e  $t$  é o tempo entre a coleta e a contagem (minuto).

A determinação da eficiência de contagem  $E$  do LSC foi realizada a partir de solução padrão de Ra-226 produzida pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD), cuja concentração de atividade de Ra-226 foi  $11,56 \text{ Bq L}^{-1}$  (data de referência: 02/10/14). Para isso, foram preparadas, em recipientes de vidro, três amostras da solução padrão

contendo 12 ml cada e 12 ml do mesmo coquetel cintilador. Foram determinadas as atividades de radônio nas soluções utilizando procedimento analítico análogo ao das amostras. A eficiência de contagem foi calculada utilizando os resultados obtidos após 21 dias da preparação das soluções padrão, quando Rn-222 da amostra já se encontrava em equilíbrio secular, utilizando a Equação 9:

$$E = \frac{R_A - R_B}{60 \times V \times A_{Ra} \times 3} \cdot e^{-\lambda t} \quad (9)$$

em que,  $R_A$  é a taxa de contagem da solução padrão (cpm),  $R_B$  é a taxa de contagem do branco analítico (cpm), 60 é o fator de conversão de contagem por minuto - cpm para contagem por segundo - cps, 3 é o fator de conversão para os emissores alfa presentes na amostra (Rn-222, Po-218 e Po-214),  $V$  é o volume da solução padrão,  $A_{Ra}$  é a atividade da solução padrão de Ra-226,  $\lambda$  é a constante de desintegração do Rn-222 ( $\text{minuto}^{-1}$ ) e  $t$  é o tempo entre a coleta e a contagem (minuto).

### 3.6.3 Concentração de atividade de Ra-226

Posterior às determinações do radônio-222 nas águas, as amostras foram armazenadas à temperatura ambiente de 24 °C e abrigadas da luz por 21 dias, até que o radônio atingisse o equilíbrio secular com seu progenitor, sendo possível estimar a concentração de atividade Ra-226 nas amostras a partir de nova determinação da atividade de Rn-222. O protocolo analítico utilizado foi idêntico ao anterior e a concentração de atividade Ra-226 foi estimada a partir da Equação 10:

$$A_{Ra} = \frac{R_A - R_B}{60 \times V \times E \times 3} \cdot e^{-\lambda t} \quad (10)$$

em que os parâmetros são aqueles da Equação 16. Porém, não se faz necessária a correção da atividade pelo tempo uma vez que a constante de desintegração do Ra-226 é da ordem de  $1/2300 \text{ ano}^{-1}$ , assim  $e^{-\lambda t}$  tende a 1.

### 3.6.4 Riscos relacionados à ingestão de Rn-222 nas águas de poços estudadas no município de Olinda

A fim de avaliar os riscos relacionados à presença de radônio nas águas de poços coletadas no município de Olinda tendo obtido os resultados das equações anteriores, foram calculados os valores de dose efetiva  $E_{ing}$  anual associada à ingestão do radônio-222 (unidade em mSv ano<sup>-1</sup>). O cálculo da dose efetiva foi baseado nos estudos realizados por Yadav et al. (2014), Duggal et al. (2016) e Ravikumar e Somashekar (2018), segundo a Equação 11:

$$E_{ing} = C_{Rn} \times Q_{\text{água}} \times T \times 1000 \times DCF \quad (11)$$

em que,  $C_{Rn}$  é a concentração de atividade de Rn-222 na água (Bq L<sup>-1</sup>),  $Q_{\text{água}}$  é a quantidade diária de água consumida (L dia<sup>-1</sup>),  $T$  é o intervalo de tempo de consumo da água (no caso 365 dias), 1000 é coeficiente de conversão de Sv para mSv e DCF é o Coeficiente de Dose Efetiva associada à ingestão de Rn-222 (no caso  $3,5 \times 10^{-9}$  Sv Bq<sup>-1</sup>).

O consumo de água por faixa etária utilizadas para cálculos neste trabalho foi baseado na publicação do *Institute of Medicine of the National Academies* (2005) e são apresentadas na Tabela 7.

**Tabela 7 - Consumo de água por faixa etária e sexo por dia e ano**

Faixa etária	Sexo	L dia <sup>-1</sup>	L ano <sup>-1</sup>
		1	
0-6 meses	-	0,7	255,5
7-12 meses	-	0,8	292,0
1-3 anos	-	1,3	474,5
4-8 anos	-	1,7	620,5
9-13 anos	M	2,4	876,0
	F	2,1	766,5
14-18 anos	M	3,3	1204,5
	F	2,3	839,5
>18 anos	M	3,7	1350,5
	F	2,7	985,5

Fonte: Adaptado de *Institute of Medicine of The National Academies* (2005)

### 3.4 Número En e Z Score

Para validação dos procedimentos analíticos utilizados para análise das matrizes água e solo foram empregados os cálculos referentes ao Número  $E_n$ , definido como a diferença entre o valor obtido na análise da amostra e o valor certificado, dividido pela raiz quadrada da soma quadrática das incertezas analíticas expandidas conforme a Equação 12. Em nível de confiança de 95%, a faixa adequada para os resultados de Número  $E_n$  dos materiais de referência foi entre -1 e 1, conforme recomendação da ISO 13528:2005 (ISO, 2005).

Para validação do procedimento analítico utilizado para análise da matriz atmosfera foi empregado o Índice z [ $z = (x - \mu) / \sigma$ ], definido como a diferença entre o valor obtido e a média do valor certificado, dividido pela variância. Em nível de confiança de 95%, a faixa adequada para os resultados de Z Score é entre - 2 e 2, conforme recomendação de KAZMIER (2007).

$$E_n = \frac{X_{obs} - X_{ref}}{\sqrt{U_{obs}^2 + U_{ref}^2}} \quad (12)$$

em que,

$X_{obs}$  = valor observado

$X_{ref}$  = valor certificado para o material de referência

$U_{obs}$  = incerteza analítica expandida em nível de 95% de confiança para o valor observado

$U_{ref}$  = incerteza analítica expandida em nível de 95% de confiança do valor certificado para cada material de referência

### 3.5 Perfil epidemiológico

Foi realizado um estudo epidemiológico do tipo transversal e descritivo por meio da análise dos casos de câncer de pulmão notificados por Unidades Hospitalares da Região Metropolitana do Recife (RMR). Os dados foram disponibilizados pelo Setor de Epidemiologia da Secretaria Estadual de Saúde de Pernambuco (SES-PE) por meio da

aprovação de código CAAE 55704016.6.0000.5200; parecer: 1.533.244. (ANEXO A) do comitê de ética do Hospital Otávio de Freitas, localizado no Recife. O levantamento das informações correspondeu aos anos de 2000 até 2015 a partir dos dados fornecidos pelo sistema Integrador RHC (Registro Hospitalar de Câncer) utilizado pela SES-PE (ANEXO B).

O perfil epidemiológico da população residente das áreas estudadas foi traçado por meio da assinatura do Termo de Consentimento Livre e Esclarecido pela população residente (ANEXO A) e da aplicação de instrumento de coleta (ANEXO C) composto por 14 perguntas que caracterizaram a estrutura das residências e os hábitos dos habitantes quanto à susceptibilidade para desenvolvimento de doenças que possam estar associadas à exposição ao radônio-222.

### **3.5.1 Perfis de estudo**

Os dados da população dos municípios de Abreu e Lima, Paulista e Olinda, foram distribuídos por faixa etária, histórico familiar de câncer e hábitos de tabagismo e alcoolismo. Posteriormente, foi possível associar à ocorrência de casos de câncer de pulmão relacionados aos fatores de riscos e a possível associação com o gás radônio-222.

### **3.5.2 Critérios de inclusão e exclusão**

Foram definidos critérios de inclusão e exclusão para análise dos dados coletados da SES-PE. Como critérios de inclusão, foram escolhidos pacientes que residiam nos municípios da área de fosforito uranífero, os quais foram Abreu e Lima, Paulista e Olinda.

Como critério de exclusão não foram aceitos indivíduos transferidos de Unidades de Saúde de municípios que não faziam parte do estudo. Os resultados foram distribuídos em planilha eletrônica (Microsoft Excel, 2007) para realização da avaliação das frequências de cada evento (câncer) estudado.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção, são apresentados os resultados obtidos das análises radiométricas realizadas no presente estudo, bem como a garantia da qualidade do procedimento analítico, além dos valores calculados para a análise de riscos à saúde associados à presença de Rn-222 e Ra-226 na matriz água, Rn-222 na matriz atmosfera *indoor* e Ra-226, Ra-228 e K-40 na matriz solo. Os resultados das análises radiométricas do solo (APÊNDICE A) e água de poços estudados no Município Olinda são complementos ao trabalho realizado por Amaral (2018).

### 4.1 Radionuclídeos em água

Esta seção contém os resultados das análises radiométricas, demonstrando a qualidade do procedimento analítico das análises e riscos associados à ingestão e inalação do radônio presente nas águas de poços domésticos dos pontos de amostragem do Município Olinda.

#### 4.1.1 Qualidade do procedimento analítico

Os valores obtidos e de referência das amostras do Programa Nacional de Intercomparação organizado pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria - PNI/IRD estão representados na Tabela 8 para a determinação de Rn-222 em água.

Todos os valores do Número  $E_n$  calculados encontraram-se entre -1 e 1 (ISO 13528, 2005), variando entre -0,68 e -0,07, garantindo a qualidade do procedimento analítico utilizado para as determinações em água por Espectrometria de Cintilação Líquida realizadas neste estudo.

**Tabela 8 – Valores obtidos e de referência para a amostra de água do PNI empregada no controle da qualidade do procedimento analítico para a determinação de Rn-222 e Ra-226 em água**

Data de referência	Amostra	Concentração de atividade* de Ra-226 em equilíbrio com Rn-222 (Bq L <sup>-1</sup> )		Número E <sub>n</sub>
		Valor obtido	Valor de referência	
12/06/2017	1	0,61 ± 0,04		-0,09
	2	0,60 ± 0,04	0,64 ± 0,09	-0,12
	3	0,61 ± 0,04		-0,07
16/01/2017	1	1,14 ± 0,04		-0,67
	2	1,13 ± 0,04	1,40 ± 0,21	-0,71
	3	1,14 ± 0,04		-0,68

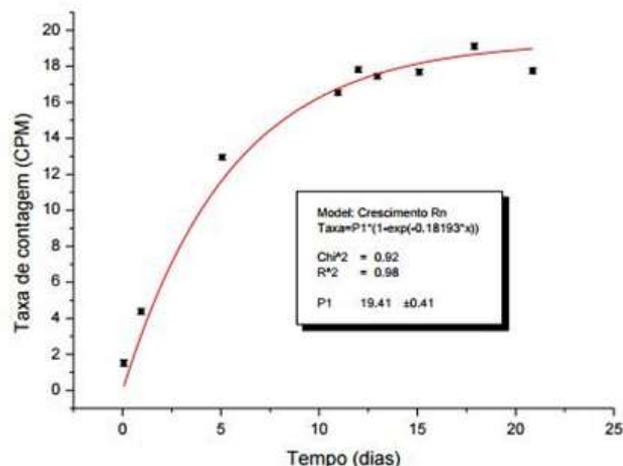
\*Média ± incerteza analítica expandida em nível de 95% de confiança.

Fonte: A autora.

#### 4.1.2 Crescimento do Rn-222 e a qualidade para Ra-226 e Rn-222

A partir da solução padrão de Ra-226 utilizada para o cálculo da eficiência de Rn-222, foram realizadas análises subsequentes durante 9 dias após a preparação das amostras. Com a médias das taxas de contagem (n = 3) subtraídas do branco analítico, obteve-se a curva de crescimento da concentração de atividade do Rn-222 ao longo do tempo (Figura 23).

**Figura 23 - Curva de crescimento da atividade do Rn-222**



Fonte: A autora.

A curva de crescimento construída apresentou ajuste adequado aos valores obtidos ( $r^2 = 0,98$ ), bem como ao modelo teórico de crescimento de atividade do Rn-222, indicando coerência entre os valores esperados e obtidos. A taxa de contagem de saturação de Rn-222, ou seja, após ser estabelecido seu equilíbrio secular com Ra-226, foi  $19,8 \pm 0,4$  cpm. Utilizando este valor e a Equação 13, foi estimada em 78% a eficiência média para a determinação de Rn-222 por CLUBR. Este valor é semelhante ao encontrado na literatura e considerado aceitável para este tipo de determinação (SANTOS, 2010a).

#### **4.1.3 Níveis de radionuclídeos em água de poços residenciais de Olinda**

Na Tabela 9, estão representadas as concentrações de Rn-222 e Ra-226 nas amostras de água de poços obtidas nos Municípios Olinda, realizado neste estudo e de Abreu e Lima e Paulista, ambos realizados por Amaral (2018), utilizando CLUBR.

As amostras de água coletadas das áreas estudadas do Município de Olinda apresentaram concentrações de atividade médias de Rn-222 inferiores ao nível de referência máximo de  $11 \text{ Bq L}^{-1}$ , estabelecido pela USEPA (2000) para águas destinadas ao consumo humano, com exceção da amostra coletada no ponto de amostragem OL 09 (P09), que corresponde a Tabajara, a qual o valor médio do radônio obtido foi  $17 \text{ Bq L}^{-1}$ .

Nos poços estudados por Amaral (2018) em áreas de ocorrência uranífera, as concentrações de atividade de Rn-222 encontradas nas amostras de água variaram de  $7,6$  a  $74 \text{ Bq L}^{-1}$  para Abreu e Lima e de  $0,8$  a  $76 \text{ Bq L}^{-1}$  para a água dos poços localizados em Paulista. A maior parte das cacimbas analisadas apresentou valores de concentrações superiores ao valor recomendado em água de acordo com a USEPA (2000).

Na Figura 24, estão representadas as variações das concentrações de radônio encontradas nas águas de poços domésticos das áreas estudadas em Abreu e Lima e Paulista por Amaral (2018) e dos poços estudados em Olinda.

**Tabela 9 – Concentrações em Bq L<sup>-1</sup> das amostras de águas de poços domésticos dos Municípios Olinda, Abreu e Lima e Paulista pertencentes à RMR analisadas por CLUBR**

Poço	Concentração (Bq L <sup>-1</sup> )			
	Rn-222		Ra-226	
	Média	U	Média	U
OL 01	2,1	± 0,5	<1	
OL 02	4,6	± 0,4	<1	
OL 03	3,7	± 0,4	<1	
OL 04	1,9	± 0,6	<1	
<b>OL 09</b>	<b>17</b>	<b>± 0,8</b>	<1	
<b>*AL01</b>	<b>74,0</b>	<b>± 1,5</b>	<1	
*AL02	7,6	± 0,6	<1	
<b>*AL03</b>	<b>25</b>	<b>± 1,0</b>	<1	
<b>*AL04</b>	<b>29</b>	<b>± 1,0</b>	<1	
<b>*AL05</b>	<b>52</b>	<b>± 1,4</b>	<1	
*PA01	<1		<1	
*PA02	<1		<1	
*PA03	1,3	± 0,4	<1	
*PA04	1,0	± 0,4	<1	
<b>*PB01</b>	<b>46</b>	<b>± 1,4</b>	<1	
<b>*PB02</b>	<b>42</b>	<b>± 1,4</b>	2,7	± 0,5
<b>*PB03</b>	<b>35</b>	<b>± 1,3</b>	2,7	± 0,5
<b>*PB04</b>	<b>76</b>	<b>± 1,8</b>	4,3	± 0,6
<b>*PB05</b>	<b>33</b>	<b>± 1,3</b>	<1	

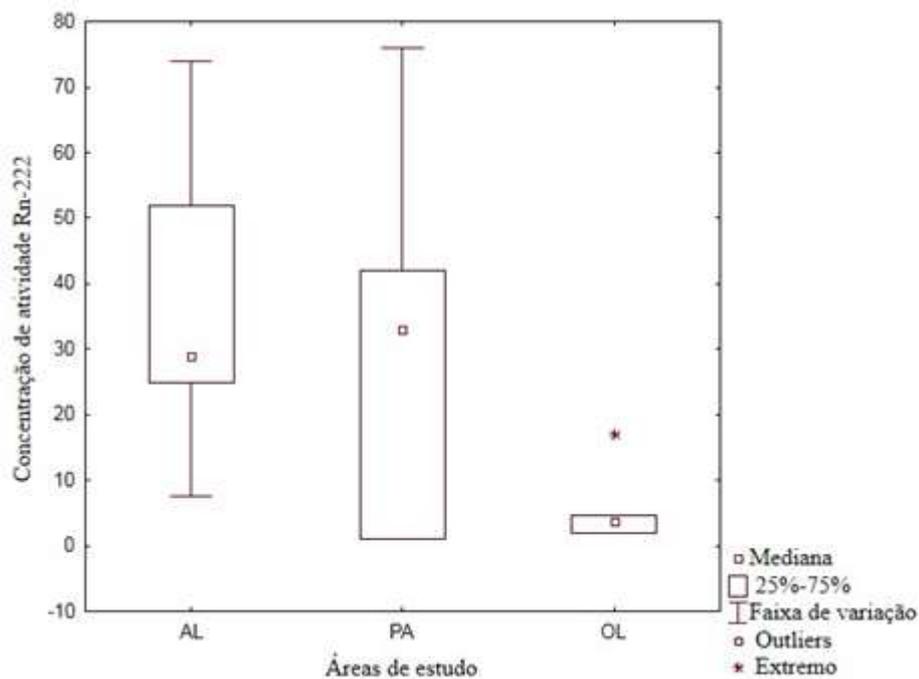
U = incerteza analítica expandida em nível de 95% de confiança. OL = Olinda. AL = Abreu e Lima. PA = Pau Amarelo (Paulista). PB = Paratibe (Paulista). Valores em negrito indicam concentrações de atividade maior que o nível de referência de 11 Bq L<sup>-1</sup> para Rn-222, enquanto aqueles em itálico estão acima dos valores permissíveis para Ra-226 (0,5 Bq L<sup>-1</sup>)

Fonte: A autora. \*Amaral (2018).

De acordo com a Figura 24, com relação às concentrações de atividade de Rn-222, os poços estudados dos municípios de Paulista e Abreu e Lima apresentaram

maior variabilidade quando comparados com os de Olinda. É provável que esta variação esteja relacionada com a diversidade de condições geológicas das regiões estudadas, assim como com os processos de transporte destes radionuclídeos em sistemas rocha-água e do comportamento físico-químico (BONOTTO, 2014). Olinda apresentou um ponto extremo de concentração de Rn-222 que corresponde ao poço analisado em Tabajara, bairro que se encontra em área de ocorrência uranífera.

**Figura 24 – Distribuição das concentrações de Rn-222 determinadas nas águas de poços das áreas estudadas dos municípios de Abreu e Lima (AL), Paulista (PA) e Olinda (OL)**



Fonte: A autora. (PA= Paratibe) e AL = Abreu e Lima) modificado de Amaral (2018).

As concentrações de radônio determinadas nos poços do município de Olinda foram semelhantes às concentrações mínimas encontradas para regiões com radioatividade anômala no Brasil em estudos realizados por Bonotto (2006). Os autores analisaram água de poços em Cantaduva, Bocaina, Novo Horizonte e São José do Rio Preto, todos localizados em São Paulo, encontrando concentrações de Rn-222 entre 0,04 e 27 Bq L<sup>-1</sup>, 1 e 40 Bq L<sup>-1</sup>, 5 e 155 Bq L<sup>-1</sup> e 6 e 11 Bq L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Em Porto Alegre (Rio Grande do Sul), Corrêa et al. (2011) determinaram valores até 508 Bq L<sup>-1</sup>. Fianco (2011) encontrou concentrações entre 2 e 215 Bq L<sup>-1</sup> em poços localizados em Curitiba no Estado do Paraná, todos em área de ocorrência uranífera.

Em um estudo realizado por Silva (2019), em que foi determinada concentrações de radônio-222 dissolvido nas águas minerais distribuídas no Parque das Águas Minerais Salutaris, em Paraíba do Sul (Rio de Janeiro), local também de ocorrência uranífera, foram encontradas concentrações de atividade entre 6,5 a 19,4 Bq L<sup>-1</sup>. Vale destacar que os valores encontrados nos municípios de Paulista (em Paratibe) e Abreu e Lima (Fosfato) foram muito superiores.

Mesmo que a maior parte dos poços avaliados em Olinda tenham apresentado valores de concentração de radônio abaixo do nível de referência estabelecido pela USEPA de 11 Bq L<sup>-1</sup>, o poço amostrado em Tabajara se sobressaiu com um valor além do considerado referência, assim como os poços avaliados por Amaral (2018) em Paulista (Paratibe) e Abreu e Lima, indicando a necessidade de precaução quanto à utilização dessas águas pela população, devido aos riscos potenciais decorrentes da radiação presente.

Com relação a Ra-226, todas as amostras analisadas de Olinda obtiveram concentração de atividade deste radionuclídeo abaixo do valor mínimo detectável (< 1,0 Bq L<sup>-1</sup>), podendo não ultrapassar o valor permitido para atividade alfa total em águas que é 0,5 Bq L<sup>-1</sup> (BRASIL, 2011), diferentemente das concentrações para Ra-226 encontradas por Amaral (2018) em Paulista (Paratibe). O alto limiar de detecção é decorrente da dificuldade na estimativa da concentração de atividade de Ra-226 pela cintilação líquida, em que, para isso, normalmente emprega-se a técnica do Contador Proporcional de Fluxo Gasoso. Nesse caso, o limite de detecção pode atingir 0,01 Bq L<sup>-1</sup> conforme mostra o trabalho de Silva Filho et al. (2013). De fato, os resultados permitem estabelecer que a concentração de atividade de Rn-222 deve ser monitorada continuamente nos poços dos bairros estudados, assim como medidas de eliminação do gás radioativo devem ser implementadas.

#### **4.1.4 Riscos associados à ingestão de Rn-222 na água**

Os valores médios de dose efetiva anual relacionada à ingestão de radônio por faixa etária foram calculados para as águas dos poços que apresentaram concentração de atividade de Rn-222 superior ao nível de referência proposto pela USEPA. Os poços estudados localizam-se em Olinda (Tabajara), em Abreu e Lima (Fosfato) e Paulista (Paratibe), sendo estes últimos calculados por Amaral (2018). Os resultados estão representados na Tabela 10.

**Tabela 10 – Dose efetiva anual associada à ingestão de radônio na água de poços estudados nos Municípios Olinda, Abreu e Lima e Paulista**

<b>Olinda (Tabajara)</b>				
Faixa etária	Sexo	Dose efetiva (mSv ano <sup>-1</sup> )		
		Min	Média	Max
0-6 meses	-	0,014	0,015	0,016
7-12 meses	-	0,016	0,017	0,018
1-3 anos	-	0,025	0,028	0,030
4-8 anos	-	0,033	0,037	0,039
9-13 anos	M	0,047	0,052	0,055
	F	0,041	0,046	0,049
14-18 anos	M	0,064	0,072	0,076
	F	0,045	0,050	0,053
>18 anos	M	0,072	0,080	0,085
	F	0,053	0,059	0,062
Média geral			0,046	
<b>Abreu e Lima (Fosfato)*</b>				
Faixa etária	Sexo	Dose efetiva (mSv ano <sup>-1</sup> )		
		Min	Média	Max
0-6 meses	-	0,007	0,033	0,066
7-12 meses	-	0,008	0,038	0,075
1-3 anos	-	0,013	0,062	0,086
4-8 anos	-	0,016	0,081	0,160
9-13 anos	M	0,023	<b>0,115</b>	0,226
	F	0,020	<b>0,100</b>	0,198
14-18 anos	M	0,032	<b>0,158</b>	0,311
	F	0,022	<b>0,110</b>	0,217
>18 anos	M	0,036	<b>0,177</b>	0,348
	F	0,026	<b>0,129</b>	0,254
Média geral			<b>0,100</b>	

Paulista (Paratibe)*				
Faixa etária	Sexo	Dose efetiva (mSv ano <sup>-1</sup> )		
		Min	Média	Max
0-6 meses	-	0,030	0,042	0,068
7-12 meses	-	0,034	0,047	0,078
1-3 anos	-	0,055	0,077	0,126
4-8 anos	-	0,072	<b>0,101</b>	0,165
	M	0,102	<b>0,142</b>	0,233
9-13 anos	F	0,089	<b>0,125</b>	0,204
	M	0,140	<b>0,196</b>	0,320
14-18 anos	F	0,098	<b>0,136</b>	0,223
	M	0,157	<b>0,219</b>	0,359
>18 anos	F	0,115	<b>0,160</b>	0,262
Média			<b>0,125</b>	

Min = dose efetiva mínima

Max = dose efetiva máxima

Valores em negrito indicam dose efetiva maior que o nível de referência de 0,1 mSv ano<sup>-1</sup>

Fonte: A autora. \*Modificado de Amaral (2018).

As doses efetivas anuais médias associadas ao radônio nas águas de poços utilizadas no município de Olinda apresentaram-se inferiores ao nível de referência recomendado de 1 mSv ano<sup>-1</sup> pela USEPA (2000), sugerindo que as águas de poços dos locais estudados não oferecem riscos à população quanto à ingestão desse radionuclídeo (RAVIKUMAR, SOMASHEKAR, 2018).

No entanto, o cálculo da dose efetiva anual, por faixa etária, das águas dos poços analisados por Amaral (2018) nos municípios de Abreu e Lima e Paulista apresentaram-se englobados no nível de referência de 1 mSv ano<sup>-1</sup>, indicando possíveis riscos à saúde da população que faz uso das águas dos poços desses locais associados à inalação e ingestão desse gás. Silva et al. (2000) analisaram radônio em águas para abastecimento público da Região Metropolitana do Recife, encontrando valores de doses efetivas anuais que variaram de 0,36 a 2,25 mSv ano<sup>-1</sup>; valores estes, bem mais elevados que as doses encontradas neste estudo, sendo ponderoso uma monitoração mais detalhada para que se entenda o comportamento dos radionuclídeos em águas.

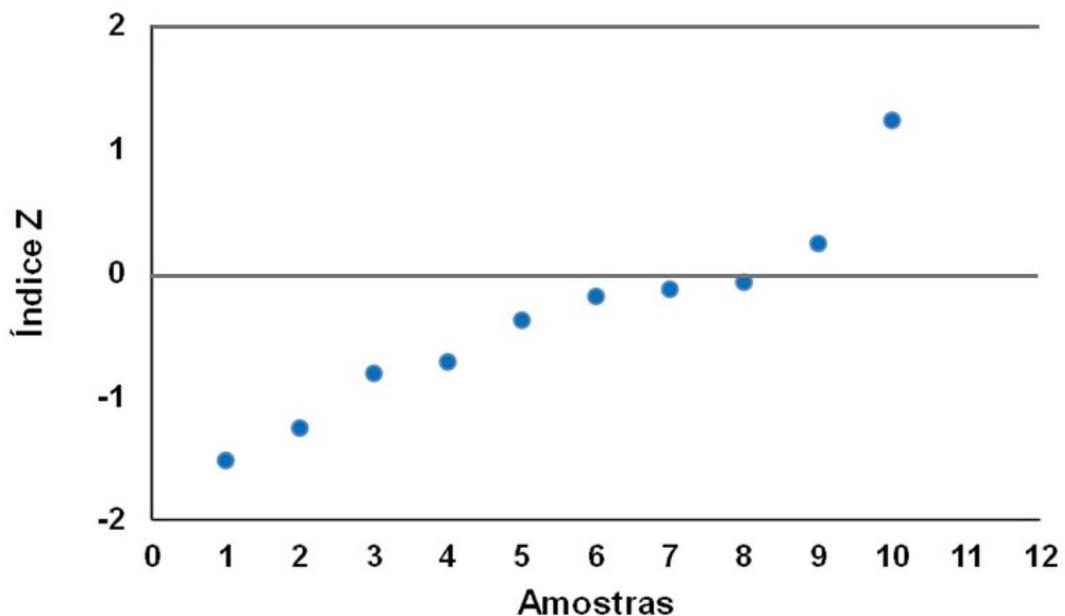
## 4.2 Rn-222 indoor

Nessa seção, foram apresentados os resultados obtidos das concentrações de Rn-222 na atmosfera das residências das áreas estudadas dos municípios de Abreu e Lima, Paulista e Olinda, demonstrando a qualidade para realização das medições, assim como a aplicação da estimativa para número de óbitos de indivíduos adultos por câncer de pulmão associado ao Rn-222 em uma determinada população. Também foram apresentados os riscos relacionados a inalação do radônio e o perfil epidemiológico de doenças associadas a esse gás.

### 4.2.1 Controle da qualidade do procedimento analítico

A verificação da qualidade analítica das medições ( $n = 10$ ) de Rn-222 utilizando a câmara RN1-CRCN foi realizado por Silva et al. (2017) e os resultados da comparação entre os detectores de referência (AlphaGUARD) e o CR-39 estão descritos nesta seção. Os valores de índice z obtidos para as medições de concentração de atividade do Rn-222 por meio dos detectores CR-39 estão representados na Figura 25.

**Figura 25 - Valores de índice Z obtidos para as medições de concentração de atividade do Rn-222 por meio dos detectores CR-39**



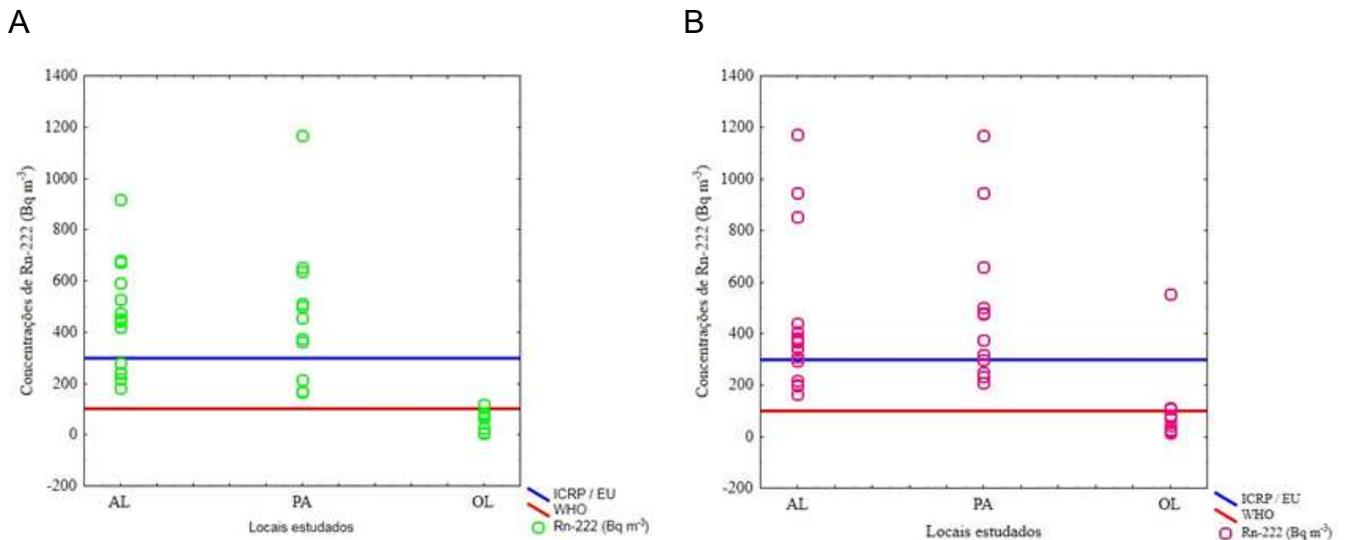
Fonte: A autora.

Os valores de concentração de atividade de Rn-222 medidos pelos detectores CR-39 apresentaram uma média de  $4.798 \text{ Bq m}^{-3}$  e um desvio padrão de  $461 \text{ Bq m}^{-3}$ . No entanto, o detector AlphaGuard, utilizado para avaliar os detectores CR-39, encontrou um valor médio de  $5.012 \text{ Bq m}^{-3}$  e um desvio de  $589 \text{ Bq m}^{-3}$ . Os valores de concentração de atividade de Rn-222 estiveram entre -2 e 2, dentro do intervalo adequado para o controle estatístico da qualidade em nível de 95% de confiança (FARIAS, 2016; SILVA et al., 2017).

#### 4.2.2 Concentração de atividade do Rn-222 em residências

As concentrações de atividade do Rn-222 *indoor* dos Municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda, verificadas durante as estações seca e chuvosa nos ambientes sala e quarto das residências, comparadas com os valores recomendados pela WHO, ICRP e EU estão apresentadas nas Figuras 26 e 27.

**Figura 26 - Concentrações de atividade de Rn-222 determinadas nas residências estudadas na estação seca nos ambientes sala (A) e quarto (B)**



AL= Abreu e Lima. PA= Paulista. OL= Olinda.

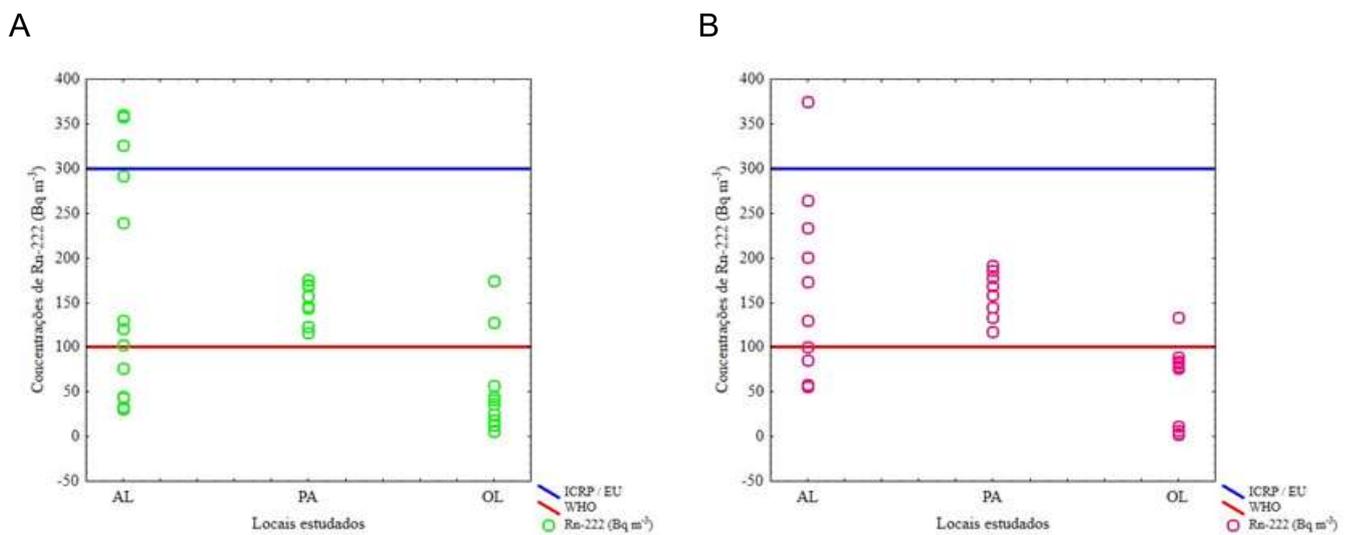
Fonte: A autora.

As concentrações de radônio *indoor* obtidas na estação seca dos municípios estudados para os ambientes sala e quarto foram em maior parte superiores aos valores recomendados pela Organização Mundial de Saúde ( $100 \text{ Bq m}^{-3}$ ), Comissão

Internacional de Proteção Radiológica e União Europeia ( $300 \text{ Bq m}^{-3}$ ), com exceção do Município Olinda que apresentou valores inferiores aos limites estabelecidos pelos órgãos fiscalizadores, excetuando-se uma única residência, correspondente ao ponto de amostragem OL09, localizado em Tabajara.

No Município Abreu e Lima durante a estação seca, as concentrações variaram de  $166$  a  $1.174 \text{ Bq m}^{-3}$ . Em determinados pontos de amostragem, as concentrações do gás se destacaram como no caso dos pontos AL03, AL07 e AL10, localizados no bairro Fosfato, em que as concentrações variaram de  $311 \text{ Bq m}^{-3}$  a  $1.174 \text{ Bq m}^{-3}$ . Em Caetés I, os pontos AL11 e AL15 apresentaram concentrações entre  $166 \text{ Bq m}^{-3}$  e  $946 \text{ Bq m}^{-3}$  e o ponto AL16, localizado no Bairro Timbó, com concentrações de  $197 \text{ Bq m}^{-3}$  e  $671 \text{ Bq m}^{-3}$ .

**Figura 27- Concentrações de atividade de Rn-222 determinadas nas residências estudadas na estação chuvosa no ambiente sala (A) e quarto (B)**



AL= Abreu e Lima. PA= Paulista. OL= Olinda.

Fonte: A autora.

Para o Município do Paulista, na estação seca, foram observadas concentrações do gás *indoor* que variaram de  $170$  a  $1.170 \text{ Bq m}^{-3}$ , mostrando-se superiores aos valores recomendados pela WHO, ICRP e EU, com destaque para as concentrações encontradas nas residências localizadas nos seguintes pontos de amostragem, PA04, PA06 e PA08, no Bairro Paratibe, que apresentaram concentrações entre  $375$  e  $1.170 \text{ Bq m}^{-3}$ . Também se destacaram os pontos PA10 e PA15, localizados nos Bairros Arthur I e Pau Amarelo, respectivamente, os quais apresentaram concentrações que variaram de  $377$  a  $660 \text{ Bq m}^{-3}$ .

Para o Município de Olinda, foram encontradas concentrações de atividade de Rn-222 que variaram de 2 a 553 Bq m<sup>-3</sup> na estação seca. As medições do gás determinadas nas residências mantiveram-se entre os limites recomendados pela ICRP, EU e WHO, com exceção do ponto de amostragem OL09 que atingiu concentração de atividade de 553 Bq m<sup>-3</sup>. Este ponto está localizado no Bairro Tabajara, o qual também apresentou concentrações elevadas de radônio na água de cacimba. As demais residências em Olinda monitoradas apresentaram valores considerados inferiores ao nível de referência recomendado pelos órgãos fiscalizadores.

Com relação à estação chuvosa (Figura 27), as concentrações determinadas em Abreu e Lima variaram de 31 a 375 Bq m<sup>-3</sup>, enquanto, em Paulista, a faixa de variação das concentrações foi 116 - 186 Bq m<sup>-3</sup>. Em Olinda, as concentrações de atividade medidas não demonstraram diferenças relevantes quanto as estações em nível de 95% de confiança (teste t para médias independentes = 0,06).

Quando comparadas as concentrações de atividade do gás *indoor* com relação as estações, foi observado que, na estação seca, as concentrações mostraram-se mais elevadas do que na chuvosa. Essa variabilidade pôde estar relacionada com fatores que influenciam na emissão do radônio, como o tamanho e a densidade dos grãos e umidade do solo, a qual reduz em 30 vezes a taxa de emissão quando o solo está saturado com água (RYZHAKOVA, 2014).

Magalhães et al. (2003) ao realizarem um estudo que verificou as concentrações de radônio dentro de residências em uma área urbanizada do Rio de Janeiro, observaram valores máximos na estação seca e valores mínimos na estação chuvosa. Ainda, segundo Magalhães et al. (2003), foi observado que as áreas costeiras apresentaram os menores níveis do gás, o que talvez tenha influenciado as baixas concentrações de atividade encontradas nas áreas estudadas do Município de Olinda. Resultados semelhantes foram encontrados em regiões da Áustria por Iglesias et al. (1996).

Estudos semelhantes a este também foram realizados em regiões de ocorrência uranífera em São Paulo, Minas Gerais e Paraná a fim de analisar as concentrações de atividade médias deste gás em habitações. No Estado de Minas Gerais, em Poços de Caldas, o valor médio encontrado em residências de área rural foi 220 Bq m<sup>-3</sup> (VEIGA et al., 2003), estando inferior aos valores mensurados em determinados pontos de amostragem dos Municípios Abreu e Lima e Paulista neste trabalho. As concentrações médias do radônio *indoor* deste estudo foram superiores àquelas

encontradas em estudos realizados em São Paulo por Da Silva (2005) (valor médio de  $131 \text{ Bq m}^{-3}$ ) e no Paraná por Corrêa (2011) (média de  $55 \text{ Bq m}^{-3}$ ).

Com relação às concentrações de atividade de Rn-222 determinadas nos ambientes sala e quarto, segundo Yarmoshenko et al. (2016) a variação dessas concentrações pode estar atrelada à ventilação no local, em que janelas ou portas abertas contribuem para a minimização do acúmulo do gás.

No Município Abreu e Lima, os valores de concentração de Rn-222 da atmosfera *indoor* encontrados podem estar relacionados com os afloramentos de fosforito uranífero e à proximidade de um local de acumulação de rejeitos da antiga mineração de fosfato que ocorria nesta região (SOUZA, 2006). Também deve-se considerar o uso do material de construção pelos moradores, por influenciarem no aumento da taxa de exalação de Rn-222, sendo os tijolos vermelhos utilizados em algumas residências de Abreu e Lima, localizadas no Bairro do Fosfato, bons emanadores de radônio (SAHOO et al., 2011, GIRAULT; PERRIER, 2012).

Entre os três municípios estudados, Olinda foi a cidade com menor risco quanto ao desenvolvimento de patologias relacionadas à inalação do radônio na atmosfera das casas, visto que suas concentrações se encontraram inferiores aos limites considerados de risco pelos principais órgãos de saúde e proteção radiológica. Porém, as concentrações do gás encontradas em Olinda não devem ser ignoradas, pois, de acordo com estudos epidemiológicos realizados na Europa, América do Norte e China, associando Rn-222 *indoor* ao câncer de pulmão, a maior parte dos casos registrados ocorreu após exposição a concentrações de atividade que variaram de baixas a moderadas, indicando que exposições em baixas concentrações também podem causar a neoplasia (EPA, 2016). Contudo, Abreu e Lima e Paulista se destacaram quanto aos valores medidos de concentração de atividade Rn-222, indicando risco para saúde da população local.

Além dos materiais de construção, os níveis de radônio presentes em um ambiente são influenciados pela geologia da área e pelos parâmetros meteorológicos, como a umidade relativa do ar, precipitação, temperatura do ar, pressão atmosférica, velocidade do vento e radiação, podendo esses fatores estarem relacionados com a variabilidade das concentrações de atividade de Rn-222 encontradas nas residências em cada município estudado (ASHER BOLINDER et al., 1991; SANTOS, 2010; XIE et al., 2015).

A variabilidade e a representatividade amostral são assuntos bastante relevantes para a monitoração de Rn-222 *indoor*. Por isso, foi calculado o n amostral indicado para realização do estudo, com valores de n= 3.148 residências para Abreu e Lima, n= 2.119 residências para Paulista e n= 3.655 residências para Olinda. Porém, os resultados apresentados foram os primeiros para RMR, tratando-se de um estudo piloto para análise das concentrações de Rn-222 na atmosfera das casas em área específica de ocorrência uranífera.

O número de residências amostradas nesse estudo também esteve associado a disponibilidade de casas nas áreas consideradas como anômalas quanto a radiação de fundo e ao acesso autorizado pela população para colocação dos dosímetros. Ressaltando que a proteção radiológica possui como objetivo o bem do indivíduo, logo se um indivíduo morasse em uma área considerada anômala com relação a radiação natural, seria necessária uma monitoração contínua do gás.

A partir das concentrações de atividade encontradas, foram calculadas as Doses Efetivas (E) e equivalentes (DE) anuais, assim como o aumento do risco de desenvolvimento de câncer de pulmão relacionado ao radônio (IR) e a proporção (P) de neoplasia pulmonar causada pelo radônio nas áreas estudadas dos Municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda.

#### **4.2.3 Riscos associados à inalação de Rn-222 *indoor***

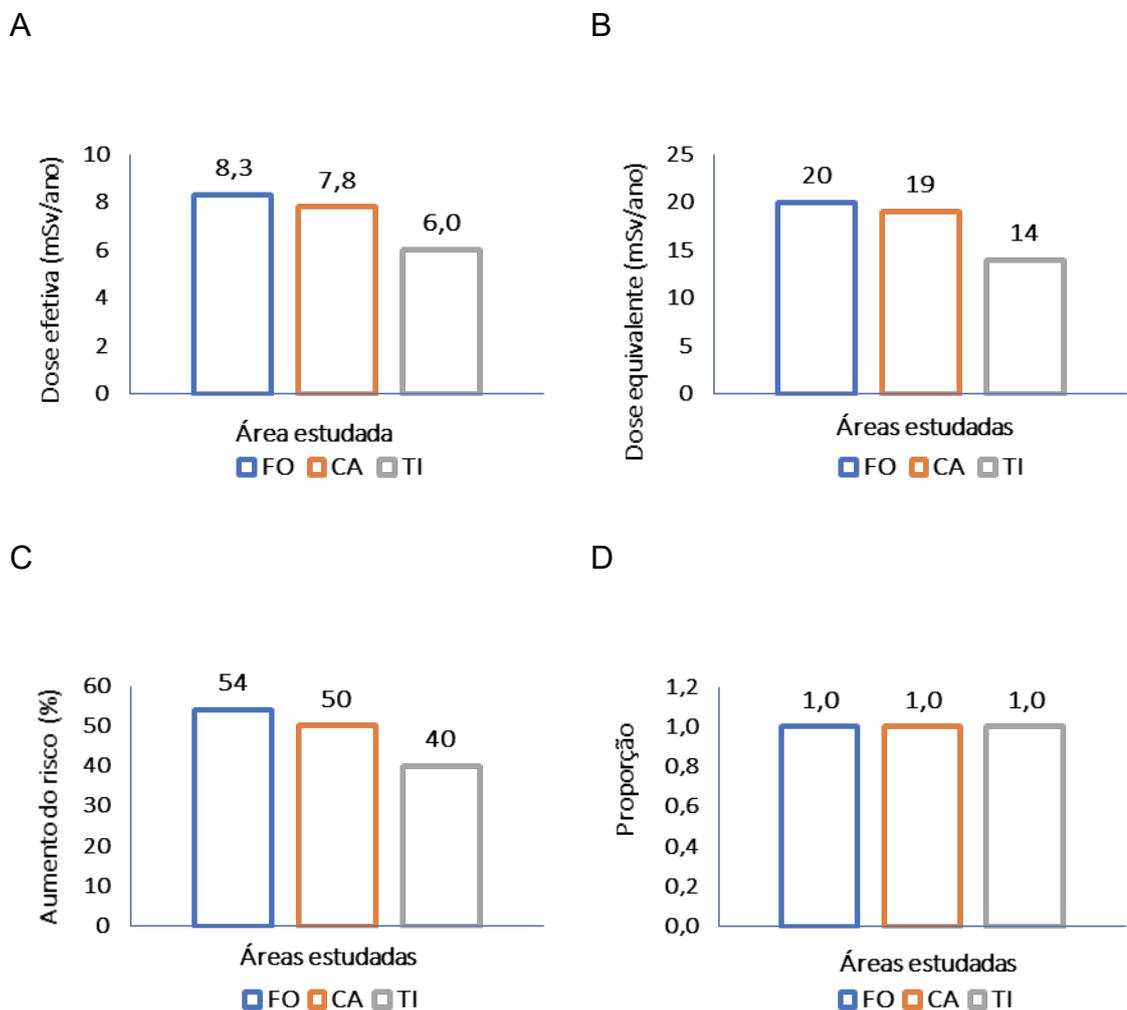
A Figura 28 mostra a dose efetiva anual devido à exposição ao radônio *indoor* estudado no Município Abreu e Lima, nos Bairros Fosfato, Caetés e Timbó. A dose efetiva anual mais elevada foi calculada para o Bairro Fosfato em 8,3 mSv a<sup>-1</sup>, seguida do Bairro Caetés com valor de 7,8 mSv a<sup>-1</sup>, enquanto a dose efetiva determinada em Timbó foi 6,0 mSv a<sup>-1</sup>. Todas as doses efetivas anuais estimadas nos locais estudados mostraram-se inferiores ao limite de dose proposto pela Norma CNEN – NN – 3.01/007/2001 de 10 mSv a<sup>-1</sup> para exposições crônicas a radionuclídeos.

As doses efetivas anuais encontradas no Município Abreu e Lima estão dentro do limite proposto pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica para Rn-222, em que estipula uma dose efetiva anual de aproximadamente 10 mSv (ICRP, 2007).

No entanto, comparando-se a exposição dos moradores dos locais estudados em Abreu e Lima com a exposição natural total, as residências avaliadas apresentaram doses ambientais acima da referência mundial de dose efetiva anual para fontes naturais

de radiação preconizada pela UNSCEAR (2000) de  $2,40 \text{ mSv a}^{-1}$ . As doses efetivas apresentadas podem ser variáveis quanto à radiação natural nos locais avaliados, visto que os radionuclídeos naturais se movimentam no ambiente por meio da atmosfera, rochas e água (UNSCEAR, 2000; BALOCH et al., 2012, ALVES et al., 2013).

**Figura 28 – Doses Efetiva (A) e Equivalente Anual (B), aumento do risco de desenvolver câncer de pulmão (C) e proporção estimada de casos novos de câncer de pulmão por ano relacionados a Rn-222 nas residências estudadas em Abreu e Lima (D)**



Bairros: FO=Fosfato. CA=Caetés. TI=Timbó.

Fonte: A autora.

Tsuruoka et al. (2016), em um estudo realizado sobre a monitoração da concentração de atividade de Rn-222 na atmosfera de residências no Japão,

encontraram uma média de dose efetiva anual por inalação do gás de  $0,64 \text{ mSv a}^{-1}$ , sendo esse valor médio encontrado, bem inferior quando comparado as doses efetivas anuais *indoor* estimadas em Abreu e Lima.

Ainda, de acordo com um estudo realizado por Kumar et al. (2016) em Himachal Pradesh, Índia, a dose efetiva anual estimada foi  $1,61 \text{ mSv a}^{-1}$ , também estando inferior as doses encontradas nas áreas estudadas em Abreu e Lima. Segundo Abbady et al. (2004) em Tóquio, Japão, e Cabul, Afeganistão, as doses efetivas anuais encontradas nos locais estudados variaram de  $0,6 \text{ mSv a}^{-1}$  a  $33,4 \text{ mSv a}^{-1}$ , em que os valores do Município de Abreu e Lima se enquadraram dentro dessa faixa.

As áreas estudadas em Abreu e Lima, por sua vez, possuem uma média de taxa de dose efetiva oriunda da radiação natural ainda maior ( $7,36 \text{ mSv a}^{-1}$ ) do que outras regiões, como Guarapari-ES ( $7,0 \text{ mSv a}^{-1}$ ); Guangdong-China ( $6,40 \text{ mSv a}^{-1}$ ) e Ramsar-Iran ( $6,0 \text{ mSv a}^{-1}$ ). Vale ressaltar que todos esses locais são classificados como níveis médios para áreas referenciadas como sendo de elevada radioatividade natural (SILVA, 2014).

Com relação à dose equivalente anual para o tecido pulmonar (Figura 28-B) foram encontrados valores de  $20 \text{ mSv a}^{-1}$ ,  $19 \text{ mSv a}^{-1}$  e  $14 \text{ mSv a}^{-1}$  para os Bairros Fosfato, Caetés e Timbó, respectivamente. O aumento do risco de desenvolvimento de câncer de pulmão relacionado com a concentração de radônio *indoor* em Abreu e Lima foram estimados em 54% para o Bairro do Fosfato, 50% para Caetés e 40% para Timbó. A média anual de casos de câncer de pulmão para o Município Abreu e Lima, segundo a SES-PE no período de 2000 a 2015, foram 2 casos novos por ano, podendo, caso os pacientes tenham sua origem nas áreas avaliadas, o radônio ter contribuído para desenvolvimento da neoplasia.

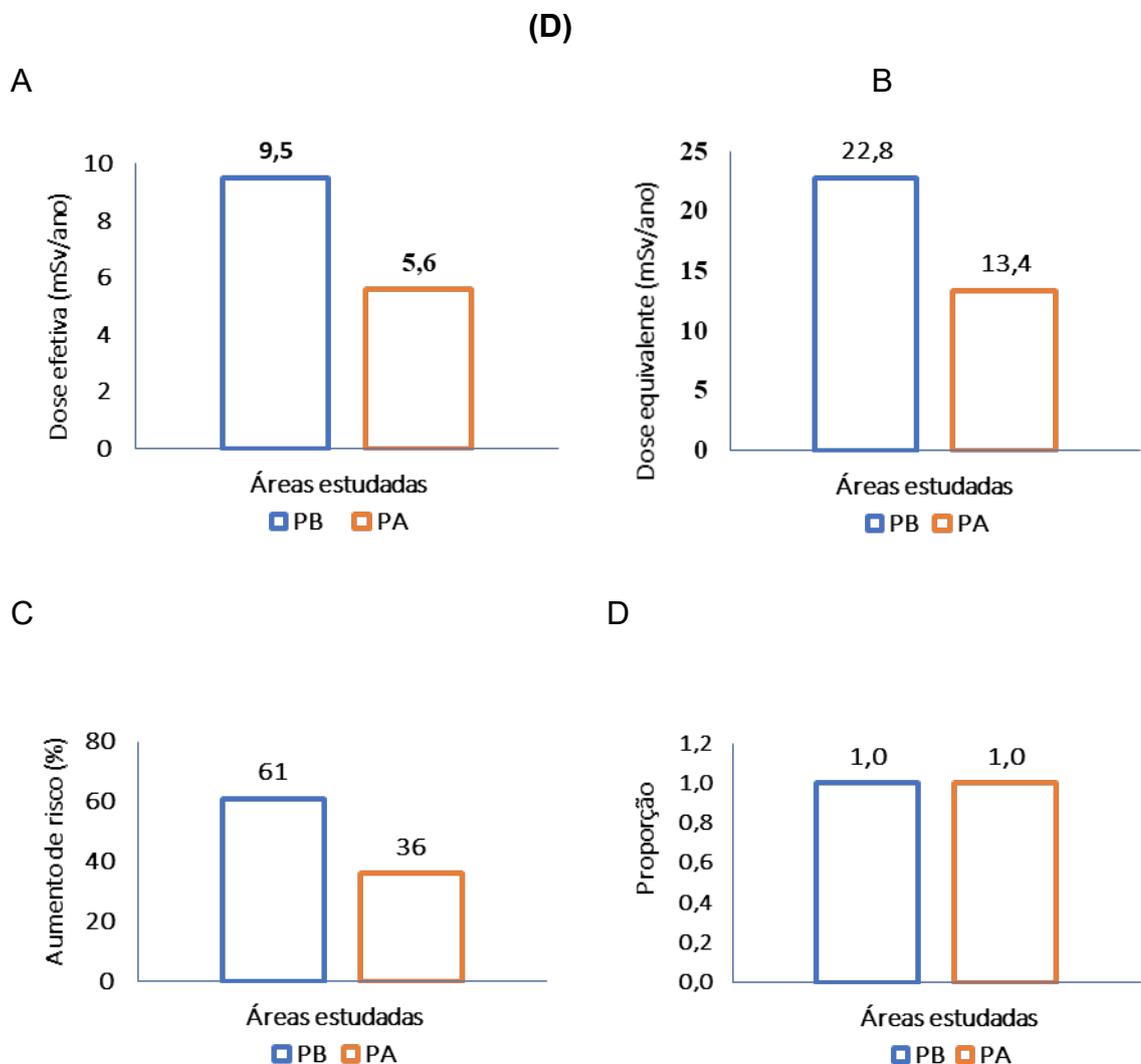
Na Figura 29, estão representadas as doses efetivas e equivalentes anuais, assim como o aumento do risco de desenvolver câncer de pulmão por ano associado a Rn-222 *indoor* no Município do Paulista e a proporção estimada do número de casos de câncer. A dose efetiva anual determinada para o Bairro de Paratibe foi  $9,5 \text{ mSv a}^{-1}$  e, para as residências do Bairro Pau Amarelo, foi  $5,6 \text{ mSv a}^{-1}$ .

Segundo Torres-Duran et al. (2014), a exposição dos moradores a concentrações consideradas elevadas de radônio *indoor* por longos períodos podem causar efeitos patológicos e alterações respiratórias funcionais. Conseqüentemente, pode aumentar os riscos de desenvolver câncer de pulmão, sendo necessária a monitoração desse gás em

residências, principalmente em Paulista (Paratibe), diante da dose efetiva anual estimada.

Porém, de acordo com a UNSCEAR (2000), a média da dose efetiva anual dos locais estudados de  $7,36 \text{ mSv a}^{-1}$  não foi considerada enquadrada para um nível de ação de mitigação do gás, por estar abaixo do limite superior de  $10 \text{ mSv a}^{-1}$ , classificação *Enhanced Natural Radiation Area* - ENRA (ICRP, 1993). Porém, deve-se levar em consideração as exposições a outras fontes de radiação, como exames médicos e raios cósmicos, por exemplo, que podem contribuir com o aumento dessa taxa de dose.

**Figura 29 – Doses efetiva (A) e equivalente anual (B) e aumento do risco de desenvolver câncer de pulmão (C) e proporção estimada de casos novos de câncer por ano relacionados com Rn-222 nas residências estudadas em Paulista**



Bairros: PB=Paratibe. PA=Pau Amarelo.

Fonte: A autora.

Com relação à dose equivalente anual para o tecido pulmonar foram estimados valores de 22,8 e 13,4 mSv a<sup>-1</sup> para os residentes de Paratibe e Pau Amarelo, respectivamente (Figura 29-B). Essas doses estimadas para as áreas estudadas tornam-se ainda mais preocupantes pois, segundo Truta-Popa et al. (2011), cerca de 10% de todas as mortes por câncer de pulmão estão relacionadas a longo prazo a inalação do gás radônio em ambientes internos.

O aumento do risco de desenvolvimento de câncer de pulmão relacionado à concentração de radônio *indoor* para as residências estudadas em Paulista, foi 61% para Paratibe e 36% para Pau Amarelo (Figura 29-C), sendo a média anual dos casos deste tipo de câncer para o Município Paulista registrados pela Secretaria de Saúde do Estado de Pernambuco de 2000 a 2015, de aproximadamente 3 casos novos de câncer de pulmão por ano, podendo, caso os pacientes serem de origem da área avaliada como de ocorrência uranífera, o radônio ter contribuído para desenvolvimento dessa neoplasia.

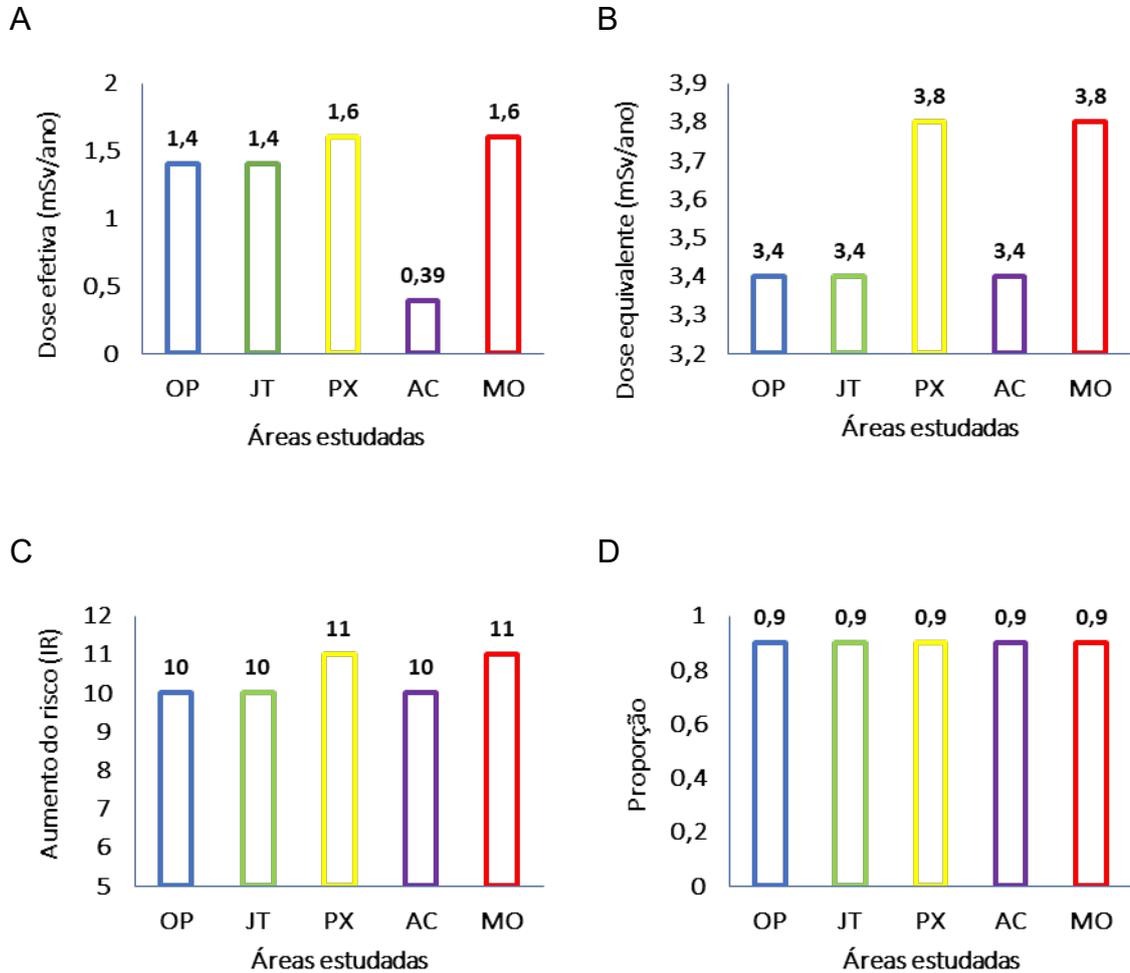
Na Figura 30, estão representadas as doses efetivas e equivalentes anuais devido à exposição ao radônio acumulado nas residências estudadas no Município Olinda, assim como o aumento do risco de desenvolvimento de câncer e a proporção estimada de novos casos por ano relacionados a radônio-222.

As doses efetivas anuais variaram de 1,4 a 1,6 mSv a<sup>-1</sup> para os locais avaliados, estando todas superiores ao limite proposto pela CNEN de 1 mSv a<sup>-1</sup> para o público, porém inferiores ao valor médio mundial para radiação natural de 2,40 mSv a<sup>-1</sup> estipulado pela UNSCEAR (2000).

As doses equivalentes calculadas para o tecido pulmonar dos residentes das áreas estudadas variaram de 3,4 a 3,8 mSv a<sup>-1</sup>, que, de acordo com a UNSCEAR (2000), uma dose equivalente de até 1,15 mSv a<sup>-1</sup> pode ser atribuída a inalação de radônio.

Com relação ao aumento do risco de desenvolvimento de câncer de pulmão relacionado com a concentração do gás *indoor* para as residências estudadas em Olinda, os valores encontrados foram 10% para os expostos as moradias avaliadas de Ouro Preto, Jatobá e Águas Compridas e 11% para os indivíduos expostos em Peixinhos e Monte.

**Figura 30 – Doses efetiva (A) e equivalente (B), aumento do risco de desenvolver câncer de pulmão (C) e proporção estimada de casos novos de câncer de pulmão por ano relacionados ao radônio-222 nas residências estudadas em Olinda (D)**



Bairros: OP=Ouro Preto. JT=Jatobá. PX=Peixinhos. AC=Águas Compridas. MO=Monte.

Fonte: A autora.

Segundo a média anual de casos de câncer de pulmão para o Município Olinda de acordo com a SES-PE no período de 2000 a 2015 de aproximadamente 6 casos novos de câncer de pulmão por ano, pôde-se inferir que caso tenham pacientes das áreas avaliadas como uraníferas, o gás pode ter contribuído para o surgimento da neoplasia. A proporção calculada foi aproximadamente 1 caso associado ao gás, enquanto os demais podem estar relacionados aos fatores genéticos e de risco, como tabagismo e alcoolismo, por exemplo.

As baixas doses efetivas e equivalentes para os moradores das áreas estudadas do Município Olinda não devem ser negligenciadas, pois uma única partícula alfa pode causar um grande dano genético a uma célula. Portanto, é possível que danos ao DNA relacionados ao radônio possam ocorrer em qualquer nível de exposição (WHO, 2007). Além disso, radônio não é a única fonte de exposição de radiação presente nos locais estudados, como, por exemplo, têm-se exposições decorrentes dos raios cósmicos, alimentos, água e exames médicos de imagem por exemplo.

Abuelhia (2017) em Dammam, na Arábia Saudita, encontrou doses equivalentes de  $0,23 \text{ mSv a}^{-1}$  a  $0,55 \text{ mSv a}^{-1}$ . Abbady et al. (2004) estimaram valor de  $2,2 \text{ mSv a}^{-1}$ , dose mais próxima aos dados dos bairros de Olinda (ALI et al., 2018). Com a variabilidade encontrada, talvez seja necessária repensar o sistema de proteção adotado internacionalmente, em que a quantificação de dose efetiva anual permanece como sendo a abordagem mais apropriada para proteção contra exposições e fontes de exposição.

Assim, apesar das doses serem medidas na atmosfera *indoor* das residências, os valores obtidos indicam a necessidade de considerar-se os riscos para a saúde da população que reside nas áreas avaliadas, uma vez que os radionuclídeos podem contaminar aquíferos, córregos e terras agricultáveis (DLAMINI et al., 2016).

#### **4.2.4 Estimativa do percentual de mortalidade de indivíduos adultos por câncer de pulmão decorrente da exposição ao radônio *indoor***

Para a estimativa do percentual de mortalidade por ano de indivíduos adultos por câncer de pulmão relacionados à exposição a Rn-222 para a população dos Municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda, utilizando o modelo proposto pela ICRP, o quantitativo da população utilizada para cálculo da estimativa foi obtido pelo censo de 2010 e as concentrações médias de radônio *indoor* determinadas nas áreas estudadas que foram utilizadas para estimativa, variaram de 68 a  $150 \text{ Bq m}^{-3}$ . O percentual estimado de mortalidade para as populações estudadas de Abreu e Lima, Paulista e Olinda estão representados na Tabela 11, assim como a população utilizada para cálculo da estimativa e concentrações de atividade média do Rn-222 por município estudado.

**Tabela 11 – Estimativa anual de óbitos por câncer de pulmão (ICRP), concentração média de Rn-222 *indoor* e população exposta a ocorrência uranífera por município estudado**

<b>Município</b>	<b>Concentração de atividade média (Bq m<sup>-3</sup>)</b>	<b>População (habitantes)</b>	<b>Estimativa de óbitos (%) (ICRP)</b>
Abreu e Lima	148	4.882*	1,4
Paulista	150	10.264**	3,2
Olinda	68	25.724***	2,6

\*Considerando-se que 10% da população das áreas avaliadas seja exposta a Rn-222 proveniente do afloramento de fosforito uranífero

\*\* 30% da população das áreas avaliadas exposta.

\*\*\* 20% da população das áreas avaliadas exposta.

Fonte: A autora.

De acordo com a Tabela 11, os Municípios Paulista e Olinda apresentaram as maiores estimativas, de 3,2% e 2,6%, respectivamente, de possíveis óbitos por câncer de pulmão com relação ao Município Abreu e Lima, que foi 1,4%. Obviamente, essas estimativas foram atreladas principalmente ao tamanho da população das áreas estudadas e percentual exposto a ocorrência uranífera, assim como a média das concentrações de Rn-222 *indoor* determinadas.

A ICRP 37 (2007) realizou estimativas de óbitos por câncer de pulmão para população adulta empregando o modelo utilizado neste trabalho para Canadá, EUA e Reino Unido. Foram encontrados percentuais de 19%, 15% e 9% de óbitos anuais, cujos valores estimados pela ICRP estiveram em concordância com as estimativas realizadas por Health Canada (2012) e USEPA (2003), corroborando a confiabilidade do modelo aplicado. Melo (2009) realizou a estimativa de mortalidade por câncer em uma população residente em área com anomalia geológica relacionada a ocorrência de urânio em Monte Alegre, Estado do Pará, por meio de modelos de regressão polinomial. A mortalidade proporcional por neoplasias variou de 3,0 e 4,6% do total de óbitos em homens e mulheres, respectivamente. Contudo, as estimativas realizadas neste trabalho foram mais direcionadas ao câncer de pulmão, ocasionado pela exposição a Rn-222.

Gogna et al. (2019) realizaram uma estimativa dos casos de câncer de pulmão atribuídos a exposição ao radônio *indoor* no Canadá. Assim, 6,9% dos casos de

neoplasia pulmonar no ano de 2015 foram causados pela exposição a esse gás, representando 1.741 casos. Enquanto o modelo de estimativa utilizado nesta pesquisa para as áreas estudadas, estimou percentuais de 1,4%, 3,2% e 2,6% de óbitos anuais para Abreu e Lima, Paulista e Olinda, respectivamente, por câncer de pulmão associado a Rn-222.

Al-Arydah (2018), em seu estudo, estimou os casos de câncer de pulmão em províncias também do Canadá, que apresentaram altos níveis de concentração de Rn-222 *indoor* (superiores a  $200 \text{ Bq m}^{-3}$ ), empregando dados de radônio e mortalidade no período de 2006 a 2009. Os valores estimados de casos dessa neoplasia variaram de 211 a 972 (ALARYDAH, 2018). Neste estudo, as concentrações de atividade do gás utilizadas para cálculo das estimativas, que variaram de 68 a  $150 \text{ Bq m}^{-3}$ , resultaram em estimativa de óbito de 68 a 669 pessoas devido ao câncer de pulmão. Lubin et al. (1997) realizaram meta-estudos na Europa, empregando modelos de extrapolação linear-quadrática, encontrando tendência de maior risco de câncer de pulmão para os casos europeus com exposições crescentes. Os autores estimaram um excesso de risco de 0,08-0,16% por aumento de  $100 \text{ Bq m}^{-3}$  e, em níveis acima de  $200 \text{ Bq m}^{-3}$ , foi demonstrado que o radônio *indoor* representa um risco dessa neoplasia semelhante aos níveis de exposição aproximado dos mineiros subterrâneos. Contudo, apesar do modelo de estimativa utilizado neste trabalho ter utilizado a média ponderada das concentrações de Rn-222 determinadas nas áreas estudadas, foram encontrados níveis de concentração superior a  $200 \text{ Bq m}^{-3}$  em Abreu e Lima e Paulista, indicando residências com alto risco.

Pearce e Boyle (2005) afirmaram que a exposição ao radônio *indoor* incita o câncer de pulmão aproximadamente dez vezes mais em pessoas com faixa etária a partir dos 15 anos de idade, quando comparada a indivíduos acima de 50 anos, indicando a importância de calcular estimativas de câncer de pulmão para população adulta, visto que este tipo de neoplasia tende a aparecer mais tardiamente.

Com a obtenção das estimativas de câncer de pulmão associado a Rn-222 para as áreas de ocorrência uranífera avaliadas, pode-se obter um possível panorama da ação desse gás como agente cancerígeno para população, sendo necessária a comparação destas estimativas com dados epidemiológicos, como médias anuais do câncer registradas pela Secretaria de Saúde do Estado e incidência da neoplasia. Vale ressaltar que os dados do Apêndice A apontaram para pequena participação no solo

com relação ao risco de exposição à radiação ionizante devido aos afloramentos de fosforito uranífero nos municípios estudados.

#### 4.3 Perfil da população e características das residências estudadas versus associação ao risco de desenvolvimento de câncer de pulmão relacionado a Rn-222

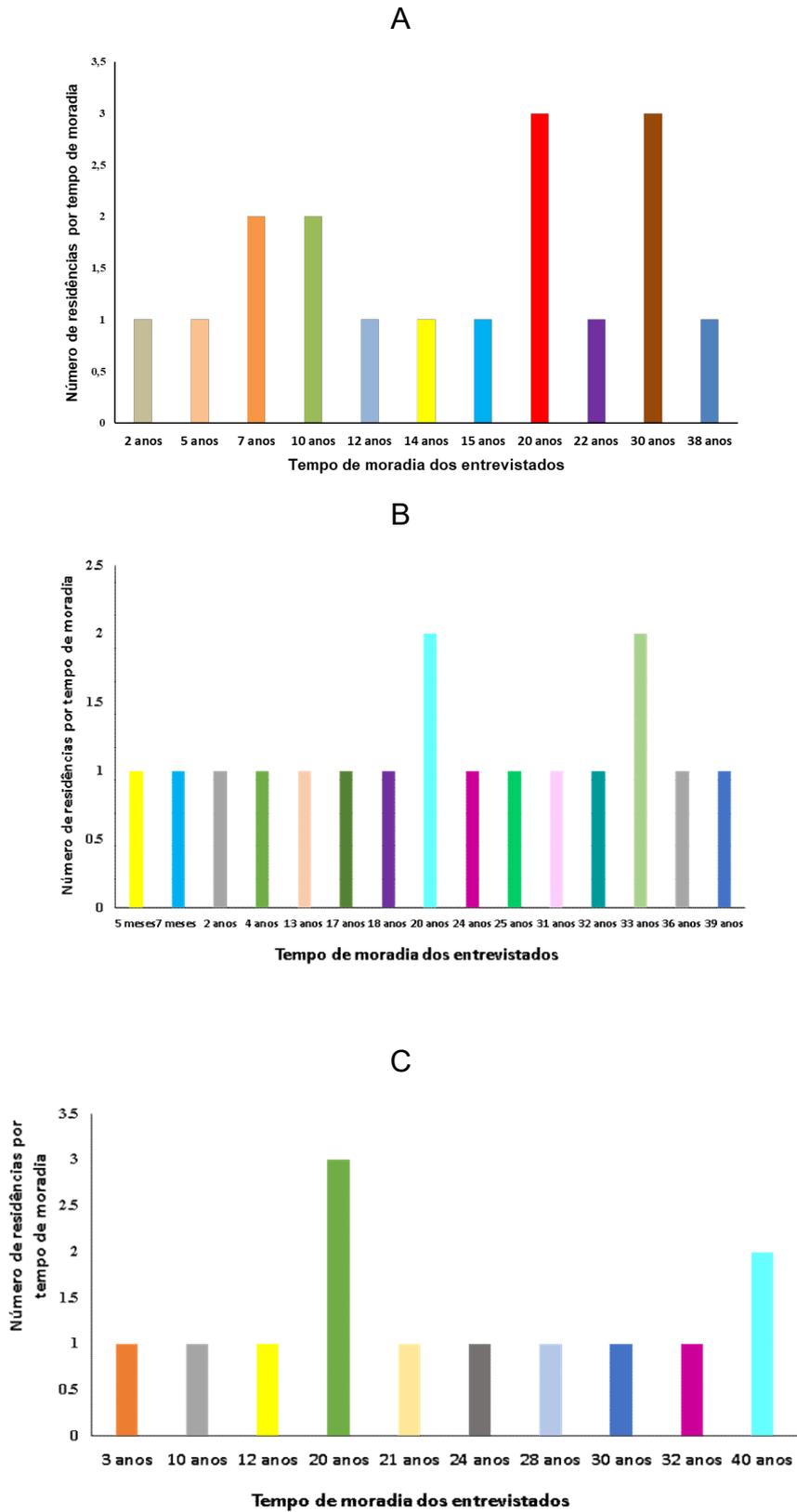
Com a aplicação de um instrumento de coleta de dados à população das áreas estudadas dos três municípios, Abreu e Lima, Paulista e Olinda, foi possível a obtenção de um perfil dos indivíduos com relação a exposição ao radônio *indoor* e as características das residências presentes nos locais avaliados. Na Figura 31, estão apresentados o tempo de moradia dos indivíduos das habitações estudadas.

De acordo com a Figura 31, o tempo de moradia dos indivíduos das residências estudadas em Abreu e Lima, Paulista e Olinda estão entre 5 meses e 40 anos, sendo a prevalência de período de moradia superior a 10 anos. Isto se tornou preocupante, visto que a exposição a radônio-222 *indoor* está principalmente relacionada com o tempo que o indivíduo fica suscetível ao radionuclídeo, aumentando, assim, a exposição conforme o tempo de moradia aumente.

Chen (2012) procurou analisar os efeitos da exposição ao gás em um período de 10 a 20 anos, nos Estados Unidos com base nos modelos de risco de exposição aos descendentes do radônio proposto pelo relatório do VI Comitê de estudo dos Efeitos Biológicos da Radiação Ionizante (BEIR VI). O autor observou que os habitantes com idade média entre 30 a 50 anos possuíam elevado risco de câncer de pulmão quando exposto a radônio por vários anos, sendo essa faixa etária correspondente aos moradores das áreas estudadas dos municípios de Abreu e Lima, Paulista e Olinda.

Em um estudo realizado na Alemanha Oriental por Kreuzer et al. (2003) com a finalidade de associar câncer de pulmão a Rn-222, foram consideradas informações referentes ao tempo de moradia dos habitantes, hábitos de ventilação, tempo médio diário da permanência dos moradores na residência e nos principais cômodos como quarto e sala, além do tipo de piso do domicílio para análise do risco de desenvolver neoplasia de pulmão associado ao radônio. Essas características também foram consideradas neste estudo como mostra a Tabela 12 que demonstra as características das residências estudadas.

**Figura 31 – Tempo de moradia dos entrevistados das residências avaliadas. (A) Residentes do Município Abreu e Lima. (B) Residentes do Município Paulista. (C) Residentes do Município Olinda**



Fonte: A autora.

**Tabela 12 – Percentual das características das residências estudadas dos Municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda**

Característica das residências	Residências dos municípios		
	Abreu e Lima (n=17)	Paulista (n=17)	Olinda (n=13)
Alvenaria sem revestimento	12%	24%	0%
Alvenaria com revestimento	88%	76%	100%
Suspensa	6%	0%	0%
Apoiada ao solo	94%	100%	100%
Semigeminada	0%	24%	
Não geminada	76%	6%	31%
Geminada	24%	71%	69%
Poço na propriedade	29%	29%	54%
Poço fora da propriedade	12%	12%	0%
Água encanada	59%	59%	46%
Piso revestido	94%	100%	100%
Piso de terra batida	6%	0%	0%

Fonte: A autora.

Das residências avaliadas em Abreu e Lima, 88% eram de alvenaria com revestimento, sendo 12% de alvenaria sem o revestimento; 6% eram suspensas e 94% apoiadas ao solo; 24% eram geminadas com uma parede em comum com outra residência e 76% eram não geminadas; 12% possuíam poço fora da propriedade e 29% dentro e 59% continham água encanada. Quanto ao tipo de piso, 94% eram revestidos com cerâmica ou concreto/cimento ou azulejo, sendo 6% das residências de piso de terra batida. Além disso, 76% das casas continham apenas um banheiro e 20% tinham 2. Apenas 12% informaram a utilização de aparelho de ar-condicionado.

As residências de Paulista apresentaram um percentual de 76% com alvenaria com revestimento e 24% de alvenaria sem o revestimento e 100% das casas estudadas eram apoiadas ao solo; sendo 71% geminadas, 24% semigeminadas e 6% não geminadas; 29% apresentaram poço dentro da propriedade, 12% poço fora da propriedade e 59% continham água encanada. Com relação ao piso, 100% eram de revestidos com cerâmica ou azulejo. Além de 67% das casas possuírem 1 banheiro e 33% apresentarem 2 e 35% terem 1 ar-condicionado e 18% terem 2.

Em Olinda, as residências avaliadas foram 100% de alvenaria com revestimento e apoiada ao solo, em que 69% eram geminadas e 31%, não; 54% das casas

apresentaram poço dentro da propriedade e 46% água encanada e 100% das residências possuíam piso revestido de cerâmica e/ou azulejo. As casas estudadas apresentaram também um percentual de 54% para 1 banheiro, 38% para 2 e 8% para 3; e 15% tinham 1 ar-condicionado e outros 15% tinham 2.

Bräuner et al. (2012) realizaram um estudo na Dinamarca sobre a diferença entre as concentrações de atividade de radônio dentro de residências isoladas ou próximas umas das outras, como por exemplo, em apartamentos. Os resultados encontrados mostraram que as casas com níveis de radônio superiores a  $66 \text{ Bq m}^{-3}$ , eram, em maior parte, isoladas, correspondendo a 83% das residências estudadas. Diferente dos resultados observados por Bräuner et al. (2012), a única casa suspensa (1º andar), localizada em Abreu e Lima, apresentou concentrações de radônio *indoor* entre  $400 \text{ Bq m}^{-3}$  e  $860 \text{ Bq m}^{-3}$ .

Bräuner et al. (2012) também avaliaram as razões de taxa de incidência (RTI) de câncer de pulmão associadas a concentração de radônio em residências suspensas e isoladas, encontrando valores maiores entre os indivíduos que vivem em casas isoladas. Para todos os participantes da pesquisa, a RTI encontrada foi 1,04 para cada aumento de  $100 \text{ Bq m}^{-3}$  na concentração do gás, porém, para os participantes residentes em casas isoladas a RTI foi 1,14, indicando que os moradores das casas isoladas dos municípios aqui estudados que apresentaram concentrações mais elevadas do gás *indoor*, como Abreu e Lima e Paulista, possuem maior risco de desenvolver esse tipo de neoplasia.

De acordo com Kreuzer et al. (2003), os níveis de concentração de atividade do gás são maiores em casas de piso de terra batida por não apresentarem nenhuma barreira, como revestimento que pode ser cerâmica, madeira e cimento, por exemplo, corroborando com a concentração de  $382 \text{ Bq m}^{-3}$  encontrada na residência deste estudo, localizada em Abreu e Lima de piso de terra batida.

Fior (2008) considera o material de construção das residências como contribuidores para aumento da radioatividade, afirmando que a taxa de exalação do radônio para o concreto, pedra e tijolo é uma ordem decimal menor que a do solo. Porém, para o fosfogesso, a taxa de exalação é semelhante à do solo devido sua composição ser de sulfato de cálcio dihidratado com quantidade elevada de impurezas advindas da rocha fosfatada. Desse modo, não somente a proximidade do solo com radionuclídeos naturais pode explicar as altas concentrações de atividade de Rn-222,

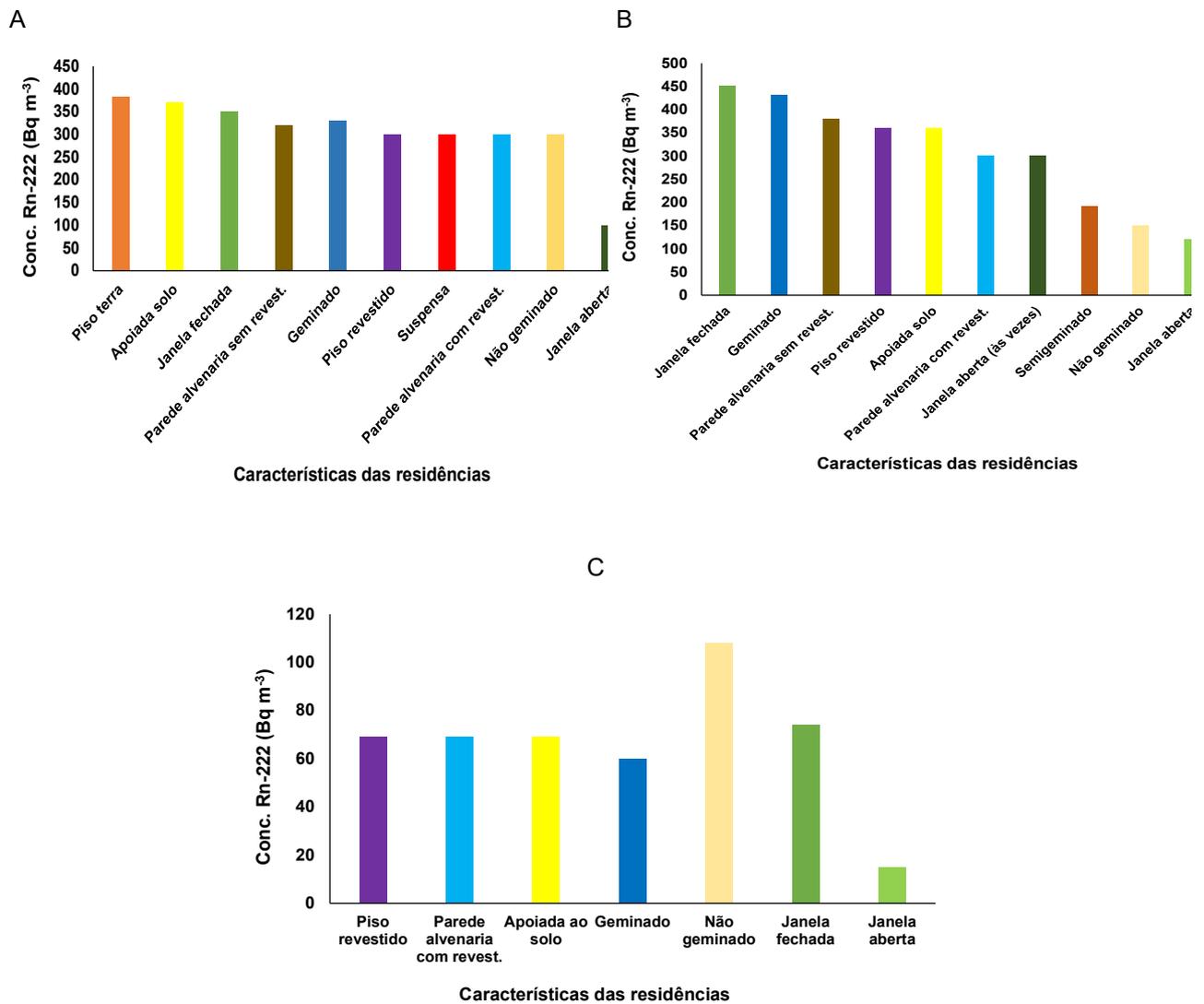
podendo também os materiais de construção das casas estudadas nos municípios desta pesquisa terem contribuído para as concentrações elevadas do gás.

Na Figura 32, estão comparadas as concentrações médias de atividade do Rn-222 encontradas nas residências estudadas de acordo com suas características. As residências estudadas em Abreu e Lima que possuíam piso revestido, parede de alvenaria com revestimento, não geminada e suspensa apresentaram concentrações médias de radônio de 300 Bq m<sup>-3</sup>. As casas que possuíam piso de terra batida, parede de alvenaria sem revestimento, geminadas e janelas sempre fechadas apresentaram concentrações médias de 382 Bq m<sup>-3</sup>, 320 Bq m<sup>-3</sup>, 330 Bq m<sup>-3</sup> e 350 Bq m<sup>-3</sup>, respectivamente. As residências cujas janelas estavam sempre abertas apresentaram concentrações médias de 100 Bq m<sup>-3</sup>.

Em Paulista, as residências com piso revestido e apoiadas sobre o solo apresentaram concentrações médias de 360 Bq m<sup>-3</sup>. Casas com parede de alvenaria e revestidas e aquelas com uma certa frequência de abertura de janelas apresentaram valores de 300 Bq m<sup>-3</sup>. As residências geminadas, com parede de alvenaria sem revestimento e que sempre deixam as janelas fechadas apresentaram valores médios de radônio de 430 Bq m<sup>-3</sup>, 380 Bq m<sup>-3</sup> e 450 Bq m<sup>-3</sup>, respectivamente. As médias de concentrações de atividades foram menores para casas com janelas sempre abertas, alcançando 120 Bq m<sup>-3</sup>, enquanto as semigeminadas e não geminadas mostraram valores de 190 Bq m<sup>-3</sup> e 150 Bq m<sup>-3</sup>, respectivamente.

Essas concentrações médias foram segregadas por municípios de acordo com as características das residências estudadas para se obter uma ideia de como as variáveis (geminada, não geminada, apoiada ao solo, suspensa, janelas abertas ou fechadas, pisos e paredes revestidos ou não) poderiam influenciar no acúmulo do gás radônio *indoor*, porém observou-se que a quantidade do radionuclídeo dentro das residências, além das características mencionadas, esteve principalmente relacionada com a disponibilidade de urânio em superfície no material geológico em que se encontram as construções (UNSCEAR, 2008; FARIAS, 2016).

**Figura 32 – Concentrações médias de atividade de Rn-222 de acordo com as características das residências estudadas nos Municípios Abreu e Lima (A), Paulista (B) e Olinda (C)**



Fonte: A autora.

Para o Município de Olinda, as residências estudadas apresentaram valores médios de radônio de  $70 \text{ Bq m}^{-3}$  para as que possuíam piso revestido, parede de alvenaria com revestimento e apoiadas ao solo. Para as casas com as janelas sempre fechadas, foram encontradas concentrações de  $74 \text{ Bq m}^{-3}$  e, para aquelas com janela aberta, frequentemente de  $15 \text{ Bq m}^{-3}$ . Para as casas não geminadas, foram obtidos valores médios de  $108 \text{ Bq m}^{-3}$  e para as geminadas de  $60 \text{ Bq m}^{-3}$ .

O câncer de pulmão pertence ao grupo de doenças induzidas por uma combinação de fatores de risco, como ocupacional, social, ambiental e genético, por

exemplo. Na Tabela 13, está demonstrado o percentual dos indivíduos residentes das áreas estudadas que apresentaram o fator de risco genético (histórico familiar de câncer).

**Tabela 13 – Percentual dos indivíduos residentes das áreas estudadas dos Municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda, que apresentaram o fator de risco histórico de câncer**

Variáveis	Municípios dos residentes entrevistados		
	Abreu e Lima (n = 64)	Paulista (n = 48)	Olinda (n = 48)
Histórico de câncer presente	0%	6%	23%
Histórico de câncer ausente	100%	94%	77%

Fonte: A autora.

Os indivíduos residentes nas casas estudadas em Abreu e Lima apresentaram um percentual de 100% ausente de histórico de câncer na família; dos residentes em Paulista, 94% apresentaram histórico de câncer ausente e 6% presente, e, para Olinda, 77% não apresentaram histórico familiar de câncer e 23%, sim.

Vladimir et al. (2011) realizaram um estudo de coorte em Lermontov, na Rússia, devido às concentrações elevadas do gás radônio no solo de áreas de construção civil. Essa cidade tinha uma indústria de mineração que, quando fechada, deixou rejeitos e depósitos de rochas uraníferas enriquecidas em radionuclídeos naturais, as quais contribuíram para presença do radioisótopo, além de que uma parte da população prestou serviço para essa indústria. Semelhante ao ocorrido no Município Abreu e Lima que também teve uma fábrica de mineração com parte da população local trabalhando nela e mesmo não ocorrendo segundo os entrevistados o fator de risco genético, há possibilidade de desenvolvimento do cancro de pulmão devido a exposição ao gás.

A história pessoal de doenças pulmonares e o histórico de câncer de pulmão são considerados os segundos fatores de risco mais comuns para desenvolvimento dessa neoplasia (ETTINGER et al., 2016; KENNEDY et al., 2017; NATIONAL COMPREHENSIVE CANCER NETWORK, 2020). Existem outros fatores de risco para câncer de pulmão, como por exemplo, consumo de álcool, idade, obesidade e tipo de alimento ingerido, mas não são considerados tão influentes quanto o fator genético (INSTITUTE FOR CLINICAL EVALUATIVE SCIENCES, 2017; NATIONAL

COMPREHENSIVE CANCER NETWORK, 2020). Na Tabela 14, é mostrado o percentual dos indivíduos residentes nos locais estudados quanto ao uso do tabagismo.

**Tabela 14 – Percentual dos indivíduos que fazem uso do tabagismo residentes das áreas estudadas dos Municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda**

Variáveis	Municípios dos residentes entrevistados		
	Abreu e Lima (n=64)	Paulista (n=48)	Olinda (n=48)
Não fumantes	88%	6%	23%
Fumantes	12%	94%	77%

Fonte: A autora.

O percentual dos indivíduos das áreas estudadas em Abreu e Lima que fazem uso do tabagismo foi 12% e que não são fumantes, 88%. Em Paulista, 6% dos entrevistados são fumantes e 94%, não, e, para Olinda, 85% não são fumantes e 15% fazem uso do tabagismo. Grande parte dos entrevistados não apresentaram esse fator de risco, podendo o risco de desenvolvimento de câncer de pulmão estar mais relacionado a exposição ao radônio *indoor*.

Embora o fumo seja um fator de risco relevante para o câncer de pulmão, 40% dos pacientes asiáticos que possuíam essa neoplasia não eram fumantes (GARINET et al., 2018). Internacionalmente, a exposição a radônio-222 é o terceiro fator de risco mais incidente (SHEAD et al., 2017; NATIONAL COMPREHENSIVE CANCER NETWORK, 2020). Os residentes das áreas de ocorrência uranífera estudadas, em sua maioria, não são fumantes, mas de acordo com Garinet et al. (2018), isso não inviabiliza a possibilidade do desenvolvimento dessa neoplasia, visto que pode ser associada a outros fatores.

Na China, um estudo realizado de base populacional, detectou que a exposição ao gás radônio pode aumentar o risco do desenvolvimento de câncer de pulmão quando associado ao tabagismo e exposição a fumaças de incenso. A exposição a radônio *indoor* em residências pode apresentar efeito sinérgico quando outros fatores de risco associados ao câncer de pulmão estão presentes, elevando o risco de aparecimento da doença (TSE et al., 2011), servindo de alerta para população residente dos municípios estudados que moram em áreas propensas a emanção desse gás.

Kreuzer et al. (2003) ao associar a concentração do gás *indoor* com o hábito de fumar e a exposição ao amianto, outro fator de risco relacionado a neoplasia pulmonar,

encontraram um fator de risco de 0,95, 1,13 e 1,30 para concentrações de radônio de 50-80 Bq m<sup>-3</sup>, 80-140 Bq m<sup>-3</sup> e mais de 140 Bq m<sup>-3</sup>. Com isso, há o efeito combinado da exposição do radônio com outros fatores de risco para o câncer de pulmão, demonstrando risco de saúde para população residente das áreas estudadas neste trabalho.

Em estudos realizados com trabalhadores de minas, variáveis como idade, tempo de exposição e, especialmente, o uso de tabaco, influenciaram o risco individual, além de indicarem que a exposição ao radônio e o tabagismo possuem uma relação sinérgica. O tabagismo ou exposição ao gás radônio podem aumentar o risco de desenvolvimento de câncer pulmonar de forma independente. No entanto, os riscos são consideravelmente maiores quando há exposição a ambos os fatores (EPA, 1993; INCA, 2020). Visto que a população das áreas estudadas apresentou algumas destas combinações de fatores de risco com exposição a Rn-222, pode-se indicar a problemática do desenvolvimento desse tipo de câncer.

O radônio, além de estar presente na atmosfera, também pode ser encontrado na composição do tabaco. Abdel Ghany (2007) estudou a presença desse gás em dez amostras diferentes de cigarro, detectando concentrações de radônio que variaram de 128 a 266 Bq m<sup>-3</sup>, podendo essas concentrações serem originadas do escape desse radionuclídeo a partir do solo, como também, a utilização do minério de fosfato, abundante em urânio, presentes os fertilizantes usados no cultivo de tabaco. Isto torna o hábito de fumar um fator de risco ainda mais severo, pois demonstra efeito químico e radioativo para desenvolvimento de câncer de pulmão.

Na proteção das pessoas contra zoonoses, o hábito de impedir a circulação de ar pode influenciar na concentração de Rn-222 nas residências, aumentando, assim, a inalação. Na Tabela 15, encontra-se o percentual do hábito dos indivíduos entrevistados residentes nas áreas estudadas dos três municípios quanto à ventilação das casas.

**Tabela 15 – Percentual dos indivíduos que mantêm as janelas abertas, sempre, algumas vezes ou nunca em suas residências localizadas nos Municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda**

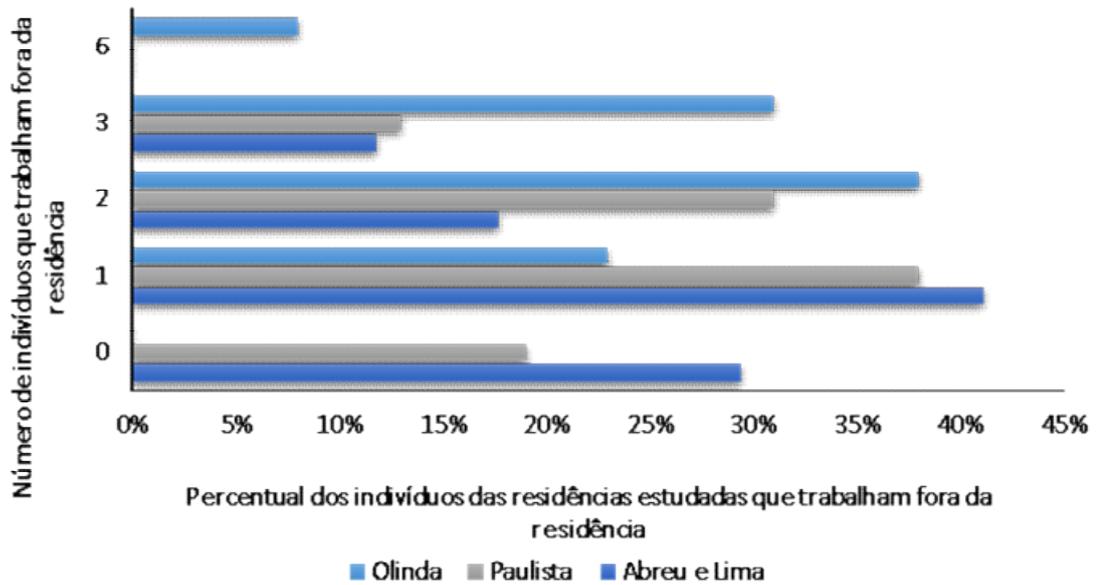
Variáveis	Municípios dos residentes entrevistados		
	Abreu e Lima (n = 64)	Paulista (n = 48)	Olinda (n = 48)
Nunca	94%	35%	92%
Algumas vezes	0%	41%	0%
Sempre	6%	24%	8%

Fonte: A autora.

No Município Abreu e Lima, dos entrevistados das casas avaliadas, 94% nunca deixam as janelas dos quartos e sala abertas e 6% deixam abertas as janelas dos dois ambientes, fechando apenas quando chove. Em Paulista, 35% nunca abrem as janelas, 24% deixam sempre abertas e 41% abrem as janelas dos ambientes sala e quartos algumas vezes. Em Olinda, 92% nunca deixam abertas as janelas, enquanto 8% sempre abrem para melhorar a ventilação em suas casas. Nesse caso, o hábito dos moradores em deixar as janelas abertas das residências esteve atrelado principalmente com a insegurança que possuem devido temerem a violência em alguns bairros. Ao ar livre, as concentrações de Rn-222 são baixas e não oferecem risco a saúde, contudo, em locais fechados e com pouca ventilação, ele se acumula, passando a oferecer um risco potencial a saúde da população (GERALDO et al., 2005). Outro aspecto importante com relação a exposição ao radônio é a quantidade de indivíduos que ficam expostos a esse gás quase sempre, ou seja, que não realizam atividades rotineiras fora da residência. A Figura 33 mostra o percentual dos moradores entrevistados que trabalham fora da residência, cerca de 8 h por dia.

No Município de Abreu e Lima, o percentual de moradores fora das habitações foi 30% para famílias que tinha de 2 a 3 indivíduos e 70% para as famílias que possuíam 0 ou 1 parente que exerce atividades fora da casa por pelo menos 8 horas diárias. Para o Município do Paulista, 44% correspondeu a parentes entre 2 e 3 que trabalham fora e 57% com familiares de 0 a 1. Para o Município de Olinda, 77% foi equivalente às famílias com 2 a 6 indivíduos que trabalham fora da residência e 23% com apenas 1.

**Figura 33 – Percentual dos indivíduos ausentes devido ao trabalho**



Fonte: A autora.

Em um estudo realizado por Kreuzer et al. (2003), em que verificaram a relação do câncer de pulmão com exposição a radônio-222, foi observado que as pessoas gastam em média 8 horas no quarto e 6 horas na sala por dia. Considerando período de férias, entre outros, para quem trabalha fora das residências, os participantes gastam aproximadamente 53% do seu tempo dentro de casa, tornando essencial a mensuração periódica da concentração desse gás em residências localizadas em áreas de ocorrência uranífera.

#### 4.4 Modelo de estimativa para câncer de pulmão versus dados epidemiológicos

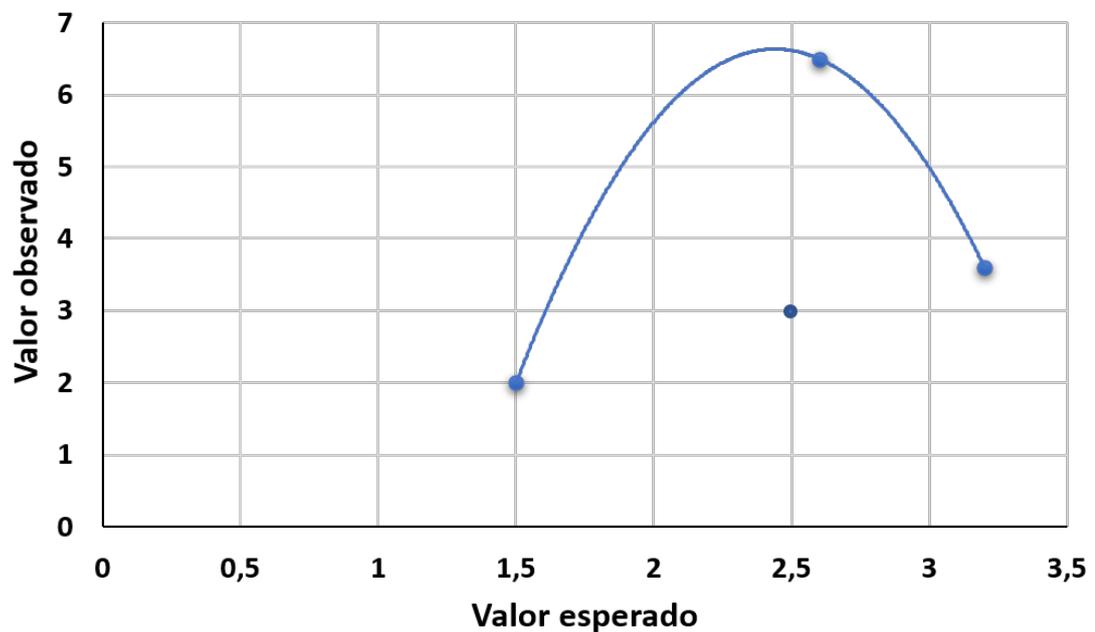
Nesta seção, foram comparadas as estimativas de casos de câncer de pulmão por ano para população considerada adulta dos municípios de estudo, determinadas com a aplicação do modelo de predição proposto pela ICRP37 e as médias anuais e incidências dos casos dessa neoplasia, calculadas a partir dos dados fornecidos pela SES-PE no período de 2000 a 2015.

Na Figura 34, está apresentado o ajuste do modelo de estimativa utilizado, sendo empregado os valores estimados pela ICRP de óbitos por neoplasia pulmonar em cada município estudado, assim como, as incidências do câncer e as médias anuais de casos notificados, obtidos por meio da SES-PE. As médias anuais de casos de câncer de

pulmão e incidência, correspondente ao período (2000-2015), consideraram como população de risco, os residentes dos municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda, expostos a Rn-222. Essa população foi composta por indivíduos a partir dos 15 anos de idade, visto que o IBGE não fornece o número de habitantes maiores de 25 anos por área e sem separar os fumantes de não fumantes, pois o tabagismo atua como efeito sinérgico a radônio para o desenvolvimento do câncer de pulmão.

Os resultados encontrados para as médias anuais dos casos de câncer de pulmão obtidos por meio de dados da SES-PE foram 2,0, 3,3 e 6,4 para os Municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda, respectivamente. O ajuste do modelo apresentou uma curva polinomial (Figura 34), quando se esperava a formação de uma reta, podendo-se suspeitar que mais fatores podem estar contribuindo para o aparecimento de câncer nas populações estudadas, além dos fatores de risco como, obesidade, genética, tabagismo e etilismo, por exemplo.

**Figura 34 – Comparativo entre os valores estimados de óbito por câncer de pulmão com as médias anuais de casos e incidência dessa neoplasia**



Fonte: A autora.

Ao calcular a incidência de câncer de pulmão para os municípios estudados, verificou-se que os valores encontrados foram próximos aos das estimativas realizadas

de acordo com a ICRP37, indicando que, para a população exposta ao fosfato uranífero, principalmente Abreu e Lima e Paulista, o modelo aplicado, a média anual de casos e a incidência apresentaram congruência em seus resultados.

Veloso et al. (2012) avaliaram por meio de análise de risco no norte de Portugal, Faheem et al. (2010) no Paquistão e Gray et al. (2009) no Reino Unido, o elevado número de mortes por câncer de pulmão devido à exposição ao radônio em residências. Também enfatizaram que a aplicação de modelos para estimar casos/óbitos de câncer de pulmão é essencial quando são consideradas as pesquisas realizadas nesse campo e os inquéritos e relatórios produzidos pelos principais órgãos relacionados a saúde e a proteção radiológica, correspondendo aos objetivos também deste trabalho.

De acordo com a ICRP (2007), o gás radioativo parece agir de maneira mais multiplicativa do que aditiva nas taxas de câncer de pulmão da população exposta. Assim, para a mesma exposição de Rn-222, provavelmente o risco de câncer de pulmão por radônio para fumantes é substancialmente maior que para não fumantes. Embora as comparações sejam complexas, as estimativas de risco ao longo da vida relacionadas com a exposição residencial de radônio são consistentes. Mesmo não segregando a população quanto ao tabagismo para cálculo da estimativa nesta pesquisa, os valores são coerentes, pois o consumo do fumo e a exposição ao gás apresentam sinergia.

Torres-Duran et al. (2016) também defendem que a exposição ao radônio *indoor* por meio das concentrações de atividade medidas deve ser incluída em qualquer pontuação destinada a calcular o risco deste tipo de câncer, visto que a ICRP também utiliza como parâmetro para cálculo de estimativa de óbitos por ano dessa doença, a média das concentrações desse gás dentro das moradias.

A monitoração da concentração de atividade Rn-222 na atmosfera das residências em área de ocorrência uranífera, assim como nas matrizes água e solo, tornam-se essenciais para avaliação dos riscos que uma determinada população pode estar exposta.

## 5 CONCLUSÕES

A partir da determinação das concentrações de atividade de radônio-222 nas matrizes água, solo e atmosfera das residências e estudo epidemiológico do câncer de pulmão em área de ocorrência uranífera da Região Metropolitana do Recife do Estado de Pernambuco, conclui-se que:

- A realização deste estudo em nível local promove a melhoria das estimativas regionais de incidência de câncer de pulmão, permitindo definir e priorizar a proteção da saúde em determinadas áreas de ocorrência uranífera habitadas;
- Ao considerar que a proteção radiológica tem como objetivo a proteção de indivíduos e do coletivo, este trabalho proporcionou uma contribuição importante para que se conheça mais sobre esse radionuclídeo. Desse modo, radônio deve ser visto como um fator de risco que precisa de atenção, principalmente para áreas de ocorrências uraníferas;
- O estudo sugere que os esforços para prevenir o câncer de pulmão nos bairros associados a radônio deve incluir a redução da sua acumulação nos interiores das residências, além de incluir modificações nos hábitos dos moradores e das características das residências;
- A dose equivalente, em todos os locais estudados, ultrapassou o limite estabelecido de  $1 \text{ mSv a}^{-1}$  (dose efetiva anual), que os indivíduos do público possam estar expostos, indicando que uma monitoração ambiental mais detalhada é essencial nessa região;
- As concentrações de atividade de radônio-222 mensuradas nas residências dos Municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda sugerem forte contribuição para o surgimento de novos casos de câncer de pulmão;
- Maior parte dos moradores das casas avaliadas nos três municípios quanto a radônio *indoor* possuem hábitos que contribuem com o acúmulo do gás nas residências, como janelas fechadas, por exemplo;
- O principal fator observado para redução da concentração de radônio *indoor* nas áreas estudadas foi a abertura das portas e janelas;
- Considerando que a exposição ao radônio por um longo período está associada principalmente ao câncer de pulmão e que a população residente destes locais moram há mais de 10 anos, é essencial que sejam realizadas monitorações

periódicas desse gás em várias matrizes ambientais como atmosfera e água para que seja traçado um plano de ação que minimize o risco de adquirir alguma doença relacionada a esse radionuclídeo. O solo, apesar da baixa contribuição, deve também ser monitorado.

- A incidência de câncer de pulmão para os municípios estudados indicou que os valores encontrados foram semelhantes aos das estimativas realizadas de acordo com a ICRP37, indicando que, para a população exposta ao fosfato uranífero, principalmente Abreu e Lima e Paulista, o modelo aplicado, a média anual de casos e a incidência apresentaram congruência em seus resultados.

## REFERÊNCIAS

- ABBADY, A.; ABBADY, A. G.; MICHEL, R. Indoor radon measurement with the Lucas cell technique. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 61, p. 1469 – 1475, 2004.
- ABDEL, G. H. A. Enhancement of radon exposure in smoking areas. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 29, p. 249 – 255, 2007.
- ABU-JARAD, F.; WILSON, C. K.; FREMLIN, J. H. The registration of the alpha particles from polonium isotopes plated-out on the surface of the plastic detectors LR-115 and CR-39. **Nuclear Tracks**, v. 5, p. 285 - 290, 1981.
- ABUELHIA, E. Evaluation of annual effective dose from indoor radon concentration in Eastern Province, Dammam, Saudi Arabia. **Radiation Physics and Chemistry**, v. 140, p.137–140, 2017.
- ABUMRAD, K. M.; ATALLAH, M.; KULLAB, M. K.; ISMAIL, A. Determination of radon soil concentration levels in the governorate of Irbid, Jordan. **Radiation Measurements**, v. 28, p. 585 - 588, 1997.
- AHMAD, S. A.; ALI, M. M. A new tool to predict lung cancer based on risk factors. **Heliyon**, v. 6, p. 1 - 9, 2020.
- AHN, G. H.; LEE, J. K. Construction of an environmental radon monitoring system using CR-39 nuclear track detectors. **Nuclear Engineering and Technology**, v. 37, p. 395 - 400, 2005.
- AL-ARYDAH, M. Estimating the burden of lung cancer and the efficiency of home radon mitigation systems in some Canadian provinces. **Science of the Total Environment**, v. 626, p. 287 – 306, 2018.
- ALI, M. Y. M.; HANAFIAH, M. M.; KHAN, M. F. Potential factors that impact the radon level and the prediction of ambient dose equivalent rates of indoor microenvironments. **Science of the Total Environment**, v. 626, p. 1-10, 2018.
- ALLEN-PRICE, E. D. Uneven distribution of cancer in West Devon with particular reference to the diverse water supplies. **Lancet**, v. 275, p. 1235 - 1238, 1960.
- AMARAL, R. S.; MIGUEL, C.; HAZIN, C. A.; LIMA, R. A. Radon in drinking water from public and private supplies in the Metropolitan Area of Recife, in Brazil. **BfS-Schriften**, v.2, p. 113 - 116, 2002.
- AMARAL, R. S.; VASCONCELOS, W. E.; BORGES, E.; SILVEIRA, S. V.; PACI, M. B. Intake of uranium and radium-226 due to food crops consumption in the phosphate region of Pernambuco – Brazil. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 82, p. 383 - 393, 2005.

AMARAL, D. S. **Radônio-222 e radionuclídeos associados em águas de poços e solos em áreas do fosforito uranífero da Região Metropolitana do Recife.**

Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil, p. 1 - 88, 2018.

AMARAL, D. S.; SANTOS, M. L. O.; FARIAS, E. E. G.; SILVA, K. E. M.; SOUZA NETO, J. A.; FRANÇA, E. J. Radônio-222 em águas de poços em áreas do fosforito uranífero da região metropolitana do Recife. **Brazilian Journal of Health Review**, v. 2, p. 3920 - 3926, 2019.

BOCHICCHIO, F. The newest international trend about regulation of indoor radon. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 146, p. 2 – 5, 2011.

BONOTTO, D. M. **Radioatividade nas águas da Inglaterra ao Guarani.** São Paulo: Editora UNESP, p. 1 - 251, 2006.

BONOTTO, D. M.  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{220}\text{Rn}$  e outros gases dissolvidos em águas minerais do sudeste do Brasil. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 132, p. 21 - 30, 2014.

BRANCACCIO, F. **Metodologia de aquisição de dados e análise por software, para sistemas de coincidências  $4\pi\beta\text{-}\gamma$  e sua aplicação na padronização de radionuclídeos, com ênfase em transições metaestáveis.** Tese (Doutorado em Tecnologia Nuclear - Aplicações), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, p. 1-146, 2013.

BRASIL. Ministério da Saúde. Manual de Bases Técnicas da Oncologia – SIA/SUS – **Sistema de Informações Ambulatoriais**, 11ª ed., Brasília, 2011.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Secretaria de Minas e Metalurgia; CPRM – Serviço Geológico do Brasil - Geologia, tectônica e recursos minerais do Brasil - **Sistema de Informações Geográficas.** CPRM, 2005.

BRÄUNER, E. V.; ANDERSEN, C. E.; ANDERSEN, H. P.; GRAVESEN, P.; LIND, M.; ULBAK, K. Is there any interaction between domestic radon exposure and air pollution from traffic in relation to childhood leukemia risk? **Cancer Causes Control**, v. 21, p.1961-4, 2010.

BRÄUNER, E. V.; ANDERSEN, C. E.; SORENSEN, M.; ANDERSEN, Z. J.; GRAVESEN, P.; ULBAK, K. Residential radon and lung cancer incidence in a Danish cohort. **Environmental Research**, v. 118, p. 130 - 6, 2012.

BURKE, Ó.; LONG, S.; MURPHY, P.; ORGANO, C.; FENTON, D.; COLGAN, P. A. Estimation of seasonal correction factors through Fourier decomposition analysis - a new model for indoor radon levels in Irish homes. **Journal of Radiological Protection**, v. 30, p. 433 – 443, 2010.

CARDOSO, E. M. **Aplicações da Energia Nuclear. Rio de Janeiro.** Comissão Nacional de Energia Nuclear. Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: <http://www.cnen.gov.br/ensino/apostilas/aplica.pdf>. Acesso em: 07 de janeiro de 2017.

CARNEIRO, L. G. **Contribuição ao estudo da qualidade do ar indoor: Avaliação da concentração de Radônio, metais e bioaerossóis no ar em museus e galerias.** Tese (Doutorado em Engenharia Nuclear), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil, p.1-156, 2012.

CATELINOIS, O.; ROGEL, A.; LAURIER, D.; BILLON, S.; HEMON, D.; VERGER, P.; TIRMARCHE, M. Lung cancer attributable to indoor radon exposure in France: impact of the risk models and uncertainty analysis. **Environmental Health Perspectives**, v. 114, p. 1361 – 1366, 2006.

CAZULA, C. D.; CAMPOS, M. P.; MAZZILLI, B. P. Calibração de detectores sólidos de traços nucleares do tipo CR-39 para medidas de Rn-222 no ar. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, v. 3, p. 1 - 8, 2013.

CCS - Canadian Cancer Society. Provincial Territorial Cancer Registries. **Public Health Agency of Canada.** Canadian Cancer Statistics, 2011. Disponível em: <http://www.cancer.ca/~media/CCS/Canada%20wide/les%20List/English%20files%20heading/PDF%20%20Policy%20%20Canadian%20Cancer%20Statistics%2020English/Canadian%20Cancer%20Statistics%202011%20-%20>. Acesso em: 07/04/2017.

CECIL, L. D.; GREEN, J.R. Environmental Tracers in Subsurface Hydrology. **Kluwer Academic Publishers**, v. 33, p. 175 - 194, 2000.

CNEN - COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. **Posição Regulatória 3.01/007 - Níveis de intervenção e de ação para exposição crônica.** Rio de Janeiro, Brasil, 2005.

CGEN. Canadian Geoscience Education Network. **Indoor Radon.** Disponível em: <http://www.cgenarchive.org/ottawa-gatineau-radon.html>. Acesso em: 25 de abril de 2017.

CHEN, J.; MOIR, D.; WHYTE, J. Canadian population risk of radon induced lung cancer a reassessment based on the recent cross Canada radon survey. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 152, p. 9 – 13, 2012.

CLARO, T. R. **Desenvolvimento de um código computacional de apoio ao cálculo de dose interna para radionuclídeos de interesse do IPEN.** Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade de São Paulo, Brasil, p.1-52, 2011.

COM. **Proposal for a council directive laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionizing radiation**, v. 593, p.1 - 25, 2011.

CORRÊA, J. N. **Avaliação dos níveis de concentração de radônio em ambientes e águas de poços no estado do Paraná.** Tese (Doutorado em Engenharia Elétrica e Informática Industrial), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, Brasil, p.1–111, 2011.

CORRÊA, J. N.; PASCHUK, S. A.; FIOR, L.; SCHELIN, H. R.; MELO, V.; DENYAK, V. V.; MIRANDA, G. I. L. Rn-222 indoor concentration measurements related to construction materials. **AIP Conference Proceedings**, v. 884, p. 501 - 503, 2007.

CPRH. Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos. Diagnóstico Socioambiental - litoral norte. **O Meio Físico da Área**, p. 33 – 42, 2015.

DARBY, S.; HILL, D.; AUVINEN, A.; BARROS-DIOS, J. M.; BAYSSON, H.; BOCHICCHIO, F.; DEO, H.; FALK, R.; FORASTIERE, F.; HAKAMA, M.; HEID, I.; KREIENBROCK, L.; KREUZER, M.; LAGARDE, F.; MÄKELÄINEN, I.; MUIRHEAD, C.; OBERAIGNER, W.; PERSHAGEN, G.; RUANO-RAVINA, A.; RUOSTEENOJA, E.; ROSARIO, A. S.; TIRMARCHE, M.; TOMÁSEK, L.; WHITLEY, E.; WICHMANN, H. E.; DOLL, R. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. **British Medical Journal**, v. 330, p. 1 - 223, 2005.

DARBY, S.; HILL, D.; DEO, H.; AUVINEN, A.; DIOS, M. B. J.; BAYSSON, H.; BOCHICCHIO, F.; FALK, R.; FARCHI, S.; FIGUERIRAS, A.; HAKAMA, M.; HEID, I.; HUNTER, N.; KREIENBROCK, L.; KREUZER, M.; LAGARDE, F.; MAKELAINEN, I.; MUIRHEAD, C.; OBERAIGNER, W.; PERSHAGEN, G.; RUOSTEENOJA, E.; SCHAFFRATH, R. A.; TIRMARCHE, M.; TOMASEK, L.; WHITNEY, E.; WICHMANN, H. E.; DOLL, R. Residential radon and lung cancer –detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14208 persons without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe. **Journal of Work and Environmental Health**, v. 32, p. 1 – 84, 2006.

DENTON, J. S.; GOLDSTEINA, S. J.; PAVIETB, P.; NUNNA, A. J.; AMATOA, R. S.; HINRICH, K. A. A record of uranium-series transport at Nopal I, Sierra Peña Blanca, Mexico: Implications for natural uranium deposits and radioactive waste repositories. **Chemical Geology**, v. 434, p. 12 - 27, 2016.

DLAMINI, S. G.; MATHUTHU, M. M.; TSHIVHASE, V. M. Radionuclides and toxic elements transfer from the princess dump to water in Roodepoort, South Africa. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 153, p. 201 - 205, 2016.

DUGGAL, V.; MEHRA, R.; RANI, A. Study of radium and radon exhalation rate in soil samples from areas of Northern Rajasthan. **Journal Geological Society of India**, v. 86, p. 331 - 336, 2015.

DUGGAL, V.; RANI, A.; BALARAM, V. Assessment of age-dependent radiation dose due to intake of uranium and thorium in drinking water from Sikar district, Rajasthan India. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 2, p. 57 - 261, 2016.

DUGGAL, V.; SHARMA, S.; MEHRA, R. Radon levels in drinking water of Fatehabad district of Haryana, India. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 123, p. 36 - 40, 2017.

ELÍO J.; CROWLEY Q.; SCANLON R.; HODGSON J.; ZGAGA, L. Estimation of residential radon exposure and definition of Radon Priority Areas based on expected lung cancer incidence. **Environment International**, v. 114, p. 69 – 76, 2018.

ETTINGER, D. S.; WOOD, D. E.; AISNER, L. D.; AKERLEY, W.; BAUMAN, J.; BAZHENOVA, A. L. Non-small cell lung cancer. **Journal of the National Comprehensive Cancer Network**, v. 10, p. 55 - 62, 2016.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Radon measurements in schools**. Washington: EPA 402-R-92-014. 1993.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **A citizen's guide to radon**. Disponível em: <http://www.epa.gov/radon/pubs/citguide.html>. Acessado em: 02 de dezembro de 2016.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Assessment of radon in homes**. Disponível em: [www.epa.gov/radiation/doc/assessment/402-r-03-003.pdf](http://www.epa.gov/radiation/doc/assessment/402-r-03-003.pdf). Acesso em: 15/05/2017.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Health Risks: Radon**. Disponível em: <http://www.epa.gov/radon/healthrisks.html>. Acesso em: 15/02/2017.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Radon (Rn)**. Disponível em: <http://www.epa.gov/radon/>. Acesso em: 01/12/2017.

EUROPEAN COMMISSION. Report on radiological protection principle concerning the natural radioactivity of building materials. Radiation Protection (Directorate-General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection). **European Commission**, v. 135, p. 1-188, 1999.

FAHEEM, M.; RAHMAN, S. U.; NASIR, T.; RAHMAN, S. Assessment of lung cancer risk using weighted average indoor radon levels in six districts of the Punjab Province in Pakistan. **Indoor and Built Environment**, v. 19, p. 382 - 390, 2010.

FARID, S. M. Indoor and soil radon measurements in Swaziland by track detectors. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 34, p. 29 – 36, 1997.

FARIAS, E. E. G.; SILVA NETO, P. C.; SOUZA, E. M.; FRANÇA, E. J. D.; HAZIN, C. A. Radon levels and transport parameters in Atlantic Forest soils. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 305, p. 811 – 815, 2015.

FARIAS, E. E. G. **Exalação de radônio-222 em solos: parâmetros para modelagem e métodos de determinação**. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil, p. 1-126, 2016.

FATHABADI, N.; SALEHI, A. A.; NADDAFI, K.; KARDAN, M. R.; YUNESIAN, M.; NODEHI, R. N.; DEEVBAND, M. R.; SHOOSHARI, M. G.; HOSSEINI, S. S.; KARIMI, M. Radioactivity levels in the mostly local foodstuff consumed by residents of the high level natural radiation areas of Ramsar, Iran. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 169 – 170, p. 209 - 213, 2017.

FENNELL, S. G.; MACKIN, G. M.; MADDEN, J. S.; MCGARRY, A. T.; DUFFY, J. T.; COLGAN, P. A.; POLLARD, D. **Radon in dwellings the Irish national radon survey**, v. 2, p. 1 – 47, 2002.

FIANCO, A. C. B. **Concentrações de radônio nas águas subterrâneas, rochas e solos de Porto Alegre – RS**. Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil, p.1 - 99, 2011.

FIELD, R. W. Radon: an overview of health effects. **International Journal of Radiation Biology**, v. 85, p. 745 -753, 2011.

FIOR, L. **Análise da concentração de radônio proveniente dos materiais de construção**. Dissertação (Mestrado em Engenharia), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, Brasil, p. 1 - 131, 2008.

FORTE, M.; ABBATE, G.; BADALAMENTI, P.; COSTANTINO, S.; LUNESU, D.; RUSCONI, R. Validation of a method for measuring  $^{226}\text{Ra}$  in drinking waters by LSC. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 103, p. 143 - 150, 2015.

FRAPPE, F. N.; RANNOU, A. General solution of the ICRP 66 model and its application to given radionuclides. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 79, p. 29 - 32, 1998.

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Geografia do Brasil**. Região Nordeste. Disponível em: Acesso em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em: 15/06/2020.

GAL, F. P. Indoor radon: An overview on a perennial problem. **Building and Environment**, v. 58, p. 270 - 277, 2012.

GARINET, S.; LAUENT-PUIG, P.; BLONS, H.; OUDART, J. Current and future molecular testing in NSCLC, what can we expect from new sequencing technologies? **Journal of Clinical Medicine**, v. 7, p. 1-23, 2018.

GENITRON INSTRUMENTS. **AlphaGUARD portable radon monitors user manual**. Germany, 1998.

GERALDO, L. P.; SANTOS, W.; MARQUES, A. L.; BOTARI, A. Medidas dos níveis de radônio em diferentes tipos de ambientes internos na região da Baixada Santista, SP. **Radiologia Brasileira**, v. 38, p. 283 - 286, 2005.

GIRAULT, F.; PERRIER, F. Estimating the importance of factors influencing the radon-222 flux from building walls. **Science of the Total Environment**, v. 433, p. 247 – 263, 2012.

GOGNA, P.; NARAIN, T. A.; O'SULLIVAN, D. E.; VILLENEUVE, P. J.; DEMERS, P. A.; HYSTAD, P.; BRENNER, D. R.; FRIEDENREICH, C.M.; KING, W.D. Estimates of the current and future burden of lung cancer attributable to residential radon exposure in Canada. **Preventive Medicine**, v. 122, p. 100 – 108, 2019.

GRAVES, B. Radon in ground waters. HYPERPHYSICS. New Jersey, Lewis Publishers. p.546, 1987. Disponível em: [http:// hyperphysics.phy-astr.gsu.edu/hbase/nuclear/radser.html](http://hyperphysics.phy-astr.gsu.edu/hbase/nuclear/radser.html). Acesso em: 20 de janeiro de 2017.

GRAY, A.; DARBY, S. Lung cancer deaths from indoor radon and the cost effectiveness and potential of policies to reduce them. **British Medical Journal**, v. 338, p. 1 - 110, 2009.

HENDRY, J. H.; SIMON, S. L.; WOJCIK, A.; SOHRABI, M.; BURKART, W.; CARDIS, E.; LAURIER, D.; TIRMARCHE, M.; HAYATA I. Human exposure to high natural background radiation: what can it teach us about radiation risks? **Journal of Radiological Protection**, v. 29, p. 29 - 42, 2009.

HOLMGREN, O. A.; RVELA, H. Assessment of current techniques used for reduction of indoor radon concentration in existing and new houses in European countries. **STUK**, v. 251, p. 1 – 251, 2012.

HOWLADAR, M. F.; DEB, P.; MUZEMDER, S. H. Monitoring the underground roadway water quantity and quality for irrigation use around the Barapukuria Coal Mining Industry, Dinajpur, Bangladesh. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 4, p. 23 - 34, 2017.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades e estados**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados.html?view=municipio>>. Acesso em: 11/04/2020.

IAEA-International Atomic Energy Agency. **Live Chart of Nuclides**. 2019. Disponível em: <<https://www-nds.iaea.org/relnsd/vcharthtml/VChartHTML.html>>. Acesso em: 11/04/2020.

ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. Recommendation of the International Commission on Radiological Protection, report of Committee II on permissible dose for internal radiation (1959). **ICRP**, v. 2, p. 1 - 10, 1960.

ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. Human respiratory tract model for radiological protection: A report of a task group of the International Commission on Radiological Protection. **ICRP**, v. 66, p. 1 - 11, 1994.

ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. Protection an against radon- 222 at home and at work. **ICRP**, v. 23, p. 1 - 2, 2000.

ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION OF RADIOLOGICAL PROTECTION. The 2007 recommendations of the International Commission of Radiological Protection. **ICRP 37**, v. 103, p. 2 – 4, 2007.

ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION OF RADIOLOGICAL PROTECTION. Lung cancer risk from radon and progeny. **ICRP**, v. 115, p. 1 - 40, 2011.

ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION OF RADIOLOGICAL PROTECTION. Radiological protection against radon exposure. **ICRP Publication 126**, v. 3, p. 1 - 43, 2014.

ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION OF RADIOLOGICAL PROTECTION. Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3. **ICRP Publication 137**, v. 46, p. 3 - 4, 2017.

IGLESIAS, J. M. P.; ALVAREZ, M. C. A.; VIVERO, M. D.; RUIPE´REZ, L. G. Indoor <sup>222</sup>Rn concentrations in Central Austria. **Health Physics**, v. 70, p. 689 – 694, 1996.

INSTITUTO NACIONAL DE CÂNCER JOSÉ ALENCAR GOMES DA SILVA. Tabaco e saúde pulmonar: dia mundial sem tabaco: manual 2019. **INCA**, v. 2, p. 1 - 32, 2019.

INCA - INSTITUTO NACIONAL DE CÂNCER. **Estimativa de câncer 2020**. Disponível em: <http://www2.inca.gov.br/wps/wcm/connect/inca/portal/home>. Acesso em: 14/02/2020.

INSTITUTE OF MEDICINE. Dietary reference intakes for water, potassium, sodium, chloride and sulfate. **National Academies Press**, v. 3, p. 1 – 618, 2005.

IOANNIDES, K.; PAPACHRISTODOULOU, C.; STAMOULIS, K.; KARAMANIS, D.; PAVLIDES, S.; CHATZIPETROS, A.; KARAKALA, E. Soil gas radon: a tool for exploring active fault zones. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 59, p. 205 – 213, 2009.

ISO - INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **Statistical methods for use in proficiency testing by interlaboratory comparisons**, v.13528, p. 1 - 66, 2005.

KAZMIER, L. **Estatística aplicada à Economia e Administração**. 4. ed. São Paulo: Bookman, 2007.

KUMAR, G.; KUMAR, A.; KUMAR, M.; WALIA, V.; PRASHER, S.; TUCCU, M. Indoor radon monitoring in the Mandi district of Himachal Pradesh, India, for health hazard assessment. **Radioprotection**, v. 51, p. 47 – 50, 2016.

KENDAL, G. M.; SMITH, T. J. Dose to organs and tissues from radon and its decay products. **Journal of Radiological Protection**, v. 22, p. 389 - 406, 2002.

KENNEDY, M.; BEDDY, P.; BRUZZI, J.; MURRAY, J.; O'REGAN, K. Diagnosis, staging and treatment of lung cancer. **Department of Health**, v. 35, p. 247 - 254, 2017.

KREUZER, M.; HEINRICH, J.; WÖLKE, G.; SCHAFFRATH, R.A.; GERKEN, M.; WELLMANN, J. Residential radon and risk of lung cancer in Eastern Germany. **Epidemiology**, v. 14, p. 559 - 68, 2003.

LEAL, A. L. C.; LAURIA, D. C.; RIBEIRO, F. C. A.; VIGLIO, E. P.; FRANZEN, M.; LIMA, E. M. Spatial distributions of natural radionuclides in soils of the State of Pernambuco, Brazil: Influence of bedrocks, soils types and climates. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 211, p. 1 - 8, 2020.

LECOMTE, J. F.; SOLOMON, S.; TAKALA, J.; JUNG, T.; STRAND, P.; MURITH, C. ICRP publication 126: radiological protection against radon exposure. **ICRP**, v. 43, p. 5 – 73, 2014.

LEENHOUTS, H. P. Radon-induced lung cancer in smokers and non-smokers: risk implications using a two-mutation carcinogenesis model. **Radiation and Environmental Biophysics**, v. 38, p. 57 – 71, 1999.

LIMA, R. A. **Avaliação da dose na população da região urano-fosfática do Nordeste que utiliza recursos hídricos da região**. Tese (Doutorado em Ciências), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, Brasil, p. 1 - 187, 1996.

LIN, C. F.; WANG, J. J.; HUANG, J. C.; YEH, C. H.; YUAN, M. C.; CHANG, B. J. Evaluating practicability of an LSC method for routine monitoring gross alpha and beta activities in water samples in Taiwan. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 70, p. 1981 – 1984, 2012.

LUBIN, J. H.; BOICE, J. D. Lung cancer risk from residential radon: meta-analysis of eight epidemiologic studies. **Journal of the National Cancer Institute**, v. 89, p. 49 – 57, 1997.

MAFRA, K. C. **Medidas de concentração de radônio-222 em água de poço e solo da região do Pinheirinho em Curitiba e proposta de mitigação da água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica e Informática Industrial), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, Brasil, p. 1 – 102, 2011.

MAGALHÃES, M. H.; AMARAL, E. C. S.; SACHETT, I.; ROCHEDO, E. R. R. Radon-222 in Brazil: an outline of indoor and outdoor measurements. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 67, p.131 – 43, 2003.

MAZUR, D.; JANIK, M.; LOSKIEWICZ, J.; OLKO, P.; SWAKON, J. Measurements of radon concentration in soil gas by CR-39 detectors. **Radiation Measurements**, v. 31, p. 295 - 300, 1999.

MCCALLUM, J. L.; COOK, P. G.; BERHANE, D.; RUMPF, C.; MCMAHON, G. A. Quantifying groundwater flows to streams using differential flow gauging and water chemistry. **Journal of Hydrology**, v. 416, p. 118 – 132, 2012.

MELO, L. R. **Avaliação da incidência e mortalidade por câncer na população residente em região com anomalia geológica na ocorrência de urânio: Estudo de caso: Monte Alegre, PA**. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Saúde Pública e Meio Ambiente), Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, Brasil, p. 1 - 59, 2009.

MEROLA, Y. L. **Radiação natural e células tronco de tumores mamários em população residente no Município de Poços de Caldas-MG**. Tese (Doutorado em Fisiopatologia Médica da Faculdade de Ciências Médicas), Universidade Estadual de Campinas, Brasil, p. 1 - 120, 2017.

MIKKELSEN, R. B.; WARDMAN, P. Biological chemistry of reactive oxygen and nitrogen and radiation-induced signal transduction mechanisms. **Oncogene**, v. 22, p. 5734 – 5754, 2003.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. A situação do câncer no Brasil/Ministério da Saúde, Secretaria de Atenção à Saúde, Instituto Nacional de Câncer, Coordenação de Prevenção e Vigilância. **INCA**, v. 5, p. 1 – 120, 2006.

MIRANDA, M. V. F. E. S. **Estudo dos níveis de emissão de  $^{222}\text{Rn}$  presentes nos materiais radioativos de ocorrência natural – NORM**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Nuclear, COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil, p.1-65, 2009.

MOHNER, M. Leukemia and exposure to ionizing radiation among German uranium miners. **American Journal of Industrial Medicine**, v. 49, p. 238 - 248, 2006.

MOURA, J.E.; ROCKENBACH, B.F.; SILVA, K.M.; POGORELSKY, L.M. Rastreamento do câncer de ovário. **Acta Médica**, v. 39, p.1-382, 2018.

NADALETI, W. C.; NEGE, K.; BELI FILHO, P.; ANDREAZA, P.; QUADRO, M.; CORREA, E. K.; CORREA, L.; LEANDRO, D.; VIEIRA, B. Cinética e equilíbrio secular das principais séries radioativas e suas implicações ambientais. **Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade**, v. 2, p. 1 - 16, 2016.

NARAYANAN, P. K.; GOODWIN, E. H.; LEHNERT, B. E.  $\alpha$  particles initiate biological production of superoxide anions and hydrogen peroxide in human cells. **Cancer Research**, v. 57, p. 3963 - 3971, 1997.

NAVARANJAN, G.; BERRIAULT, C.; DO, M.; VILLENEUVE, P. J.; DEMERS, P. A. Cancer incidence and mortality from exposure to radon progeny among Ontario uranium miners. **Occupational and Environmental Medicine**, v. 73, p. 838 – 845, 2016.

NEA-OECD. Exposure to radiation from natural radioactivity in building materials. **Report by group of experts of the OECD Nuclear Energy Agency (NEA)**, p. 1 – 8, 1979.

NEZNAL, M.; MATOLIN, M.; BARNET, I.; MIKSOVA, J. The new method for assessing the radon risk of building sites. **Czech Geological Survey Special Papers**, v. 16, p. 722 - 725, 2004.

NON-SMALL CELL LUNG CANCER REPORT. **National comprehensive cancer network**. Disponível em: <https://www.nccn.org/patients/>. Acesso em 04/04/2020.

OLIVEIRA, T. C. **Estabelecimento de metodologia para determinação de  $^{93}\text{Zr}$  em rejeitos radioativos por Espectrometria de Cintilação Líquida (LSC) e Espectrometria de Massa com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-MS)**. Tese (Doutorado), Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil, p. 1 - 113, 2014.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Cancer control: knowledge into action: WHO guide for effective programmers**, v. 2, p.1-50, 2007.

PARKIN, D. M.; BRAY, F., FERLAY, J., PISANI, P. Estimating the world cancer burden: Globocan 2000. **International Journal of Cancer**, v. 15, p. 153 - 6, 2001.

PASSOS, M. H. S.; SOUZA, A. A. **Química Nuclear e Radioatividade**. 2 ed. São Paulo: Átomo, p. 1-182, 2012.

PÁSZTOR, L.; SZABÓ, K. Z.; SZATMÁRI, G.; LABORCZI, A.; HORVÁTH, A. Mapping geogenic radon potential by regression kriging. **Science of The Total Environment**, v. 544, p. 883 - 891, 2016.

PEARCE, J.; BOYLE, P. Examining the relationship between lung cancer and radon in small areas across Scotland. **Health & Place**, v.11, p. 275 - 82, 2005.

PÉREZ-RÍOS, M.; BARROS-DIOS, J. M.; MONTES-MARTÍNEZ, A.; RUANO-RAVINA, A. Attributable mortality to radon exposure in Galicia, Spain. Is it necessary to act in the face of this health problem? **Public Health**, v. 10, p. 1471 – 2458, 2010.

PETTA, R. A.; CAMPOS, T. F. C. O gás radônio e suas implicações para a saúde pública. **Revista de Geologia**, v. 26, p. 7 - 18, 2013.

PRADO, B. B. F. Influência dos hábitos de vida no desenvolvimento do câncer. **Ciência e Cultura**, v. 66, p. 1 – 4, 2014.

XIE, D.; LIAO, M.; KEARFOTT, K. J. Influence if environmental factors on *indoor* radon concentration levels in the basement and ground floor of a building- A case study. **Radiation Measurements**, v. 82, p. 1-12, 2015.

RAHMAN, S.; MATI, N.; MATIULLAH, G. B. Radon exaction rate from the soil, sand and brick samples collected from NWFP and Fata, Pakistan. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 124, p. 392 - 399, 2007.

RAVIKUMAR, P.; SOMASHEKAR, R. K. Distribution of  $^{222}\text{Rn}$  in groundwater and estimation of resulting radiation dose to different age groups: A case study from Bangalore City. **International Journal**, v. 24, p. 174 - 185, 2018.

REBELO, A. M. A.; BITTENCOURT, V. L.; MANTOVANI, L. E. Modelos de exalação de radônio em paisagens tropicais úmidas sobre granito. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 52, p. 61 - 76, 2003.

RESCIGNO, A. On the use of pharmacokinetic models. **Physics in Medicine and Biology**, v. 49, p. 4657 - 4676, 2004.

REZENDE, N. G. A. M. O fosfato de Olinda e os conflitos de mineração. **CPRM**, v. 2, p.1-19, 1994.

RYZHAKOVA, N. K. A new method for estimating the coefficients of diffusion and emanation of radon in the soil. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 135, p. 63 - 66, 2014.

RUANO-RAVINA, A.; PRINI, G. L.; BARROS, D. J. M.; ABAL, A. J.; LEIRO, F. V.; GONZÁLEZ, S. A. I. Residential radon exposure and lung cancer in nonsmokers. **Archivos de Bronconeumología**, v. 48, p. 1 – 37, 2012.

RUSCONI, R.; AZZELLINO, A.; BELLINZONA, S.; FORTE, M.; GALLINI, R.; SGORBATI, G. Assessment of drinking water radioactivity content by liquid scintillation counting: set up of high sensitivity and emergency procedures. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 379, p. 247 – 253, 2004.

SAHOO, B.; SAPRA, B.; GAWARE, J.; KANSE, S.; MAYYA, Y. A model to predict radon exhalation from walls to indoor air based on the exhalation from building material samples. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 2635 – 2641, 2011.

SANCHEZ, G.; LOPEZ, F. J. Mathematical techniques for solving analytically large compartmental systems. **Health Physics**, v. 85, p. 93 – 184, 2003.

STEJNY, J. The polymer physics of CR-39 – the state of understanding. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 20, p. 31 - 36, 1987.

SAKATA, S.; HIRAKAWAB, S.; IWANOC, H.; DANHARAC, T.; GUILLONGD, M.; HIRATAE, T. A new approach for constraining the magnitude of initial disequilibrium in Quaternary zircons by coupled uranium and thorium decay series dating. **Quaternary Geochronology**, v. 38, p. 1 - 12, 2017.

SAKODA, A.; ISHIMORI, Y.; Y YAMAOKA, K. A comprehensive review of radon emanation measurement for, rock, soil, mill tailing and fly ash. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 69, p.1422 - 1435, 2011.

SALONEN, L. Alpha/beta liquid scintillation spectrometry in surveying finish groundwater samples. **Radiochemistry**, v. 48, p. 606 – 612, 2006.

SANTOS, F. P. C. **Radionuclídeos naturais em águas minerais comercializadas na cidade de Recife – PE**. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.

SANTOS, T. O. **Distribuição da concentração de radônio em residências e outras construções da Região Metropolitana de Belo Horizonte**. Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

SETHI, T. K.; EL-GHAMRY, M. N.; KLOECKER, G. H. Radon and lung cancer. **Clinical Advances in Hematology & Oncology**, v. 10, p. 157 - 64, 2012.

SHARAF, M. A.; ABO-ELMAGD, M. Thermal effects on CR-39 detector response and permeability of some membranes used in radon measurements. **Radiation Measurements**, v. 39, p. 441 - 445, 2005.

SHEAD, D.; CORRIGAN, S.; KIDNEY, L.; HANISCH, R.; CLARKE, R.; WILLIAMS, K. Lung cancer screening. **National Comprehensive Cancer Network**, v. 2, p. 1 – 48, 2017.

SHWEIKANI, R.; RAJA, G. Design, construct, and test of a calibration radon chamber. **Radiation Measurement**, v. 40, p. 316 - 319, 2005.

SIERRA, M. S.; CUEVA, P.; BRAVO, L. E.; FORMAN, D. Stomach cancer burden in Central and South America. **Cancer Epidemiology**, v. 44, p. 62 - 73, 2016.

SILVA, C. M.; LIMA, R. A.; AMARAL, R. S.; HAZIN, C. A. **Radônio no abastecimento público de água subterrânea na região metropolitana de Recife, Brasil**. In: Congresso da Associação Internacional de Proteção contra Radiação - IRPA, número. 10, 2000. São Paulo. p. 14-19.

SILVA, K. E. M.; SILVA JÚNIOR, C. B.; SANTOS, M. L. O.; FRANÇA, E. J.; FARIAS, E. E. G. Modelo matemático para calibração de sistemas de detecção de radônio – 222. **Blucher Biophysics Proceedings**, v. 1, p. 98 – 100, 2017.

SILVA FILHO, C. A.; FRANÇA, E. J.; SOUZA, E. M.; RIBEIRO, C. A.; SANTOS, T. O.; FARIAS, E. E. G.; ARRUDA, G. N.; SOUZA NETO, J. A.; HONORATO, E. V.; HAZIN, C. A. Radioactive risk evaluation of mineral water in the Metropolitan Region of Recife, Northeastern Brazil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 295, p.1215 -1220, 2013.

SILVA NETO, P. C. **Candidato a material de referência de solo naturalmente enriquecido com radionuclídeos**. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil, p. 1-100, 2019.

SOUZA, E. M. **Estratigrafia da sequência Clástica inferior (Andares comiciano-mastrichtiano inferior) da Bacia Paraíba e suas implicações paleo estratigráficas**. Tese de doutorado, UFPE-CTG, 2006. Disponível em: [http://biblioteca.universia.net/html\\_bura/ficha/params/id/29736896.html](http://biblioteca.universia.net/html_bura/ficha/params/id/29736896.html). Acesso em: 16/01/2017.

STROM, D. J.; MACLELLAN, J. A. Evaluation of eight decision rules for low-level radioactivity counting. **Health Physics**, v. 81, p. 27 - 34, 2001.

STOJKOVIC, I.; TENJOVIC, B.; NIKOLOV, J.; TODOROVIC, N. Radionuclide, scintillation cocktail and chemical/color quench influence on discriminator setting in gross alpha/beta measurements by LSC. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 144, p. 41 - 46, 2015.

THIERRY-CHEF, I.; RICHARDSON, D. B.; DANIELS, R. D.; GILLIES, M.; HAMRA, G. B.; HAYLOCK, R. Dose estimation for a study of nuclear Workers in France, the United Kingdom and the United States of America: methods for the international nuclear workers study (INWORKS). **Radiation Research**, v. 183, p. 632 – 642, 2015.

TORRES-DURÁN, M.; BARROS-DIOS, J. M.; FERNÁNDEZ-VILLAR, A. RUANO-RAVINA, A. Residential radon and lung cancer in never smokers. A systematic review. **Cancer Letters**, v. 345, p. 21 - 26, 2014.

TORRES-DURAN, M.; FERNANDEZ-VILLAR, A.; BARROS-DIOS, J. M.; RUANO-RAVINA, A.; PHARM, D. Residential radon: the neglected risk factor in lung cancer risk scores. **Journal of Thoracic Oncology**, v. 11, p. 1384 - 1386, 2016.

TRUTA-POPA, L. A.; HOFMANN, W.; COSMA, C. Prediction of lung cancer risk for radon exposure based on cellular alpha particle hits. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 145, p. 218 – 223, 2011.

TSE, L. A.; YU, I. T.; QIU, H.; AU, J. S.; WANG, X. R. A case-referent study of lung cancer and incense smoke, smoking, and residential radon in Chinese men. **Environmental Health Perspectives**, v. 119, p. 1641 - 6, 2011.

TSURUOKA, H.; INOUE, K.; HOSOKAWA, S., FUKUSHI, M. Measurement of radon and thoron concentrations in the Tokyo Metropolitan University Arakawa Campus building. **Health Sciences Academy**, v. 19, p. 40 – 48, 2016.

UNDES - UNITED NATIONS DEPARTMENT OF ECONOMIC AND SOCIAL AFFAIRS. **World population prospects: the 2010 revision**. Disponível em: <http://esa.un.org/wpp/Excel-Data/population.htm>. Acesso em: 05/05/2017.

UNSCEAR - UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATIONS. Sources and effects of ionizing radiation, **UNSCEAR report to the United Nations Assembly**, v. 1, p. 1-659, 2000.

UNSCEAR - UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATIONS. Report to General Assembly with Scientific annexes. **United Nations Sales Publications**, 2008. Disponível em: < <https://www.unscear.org/>>. Acesso em: 11/04/2020.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Assessment of risks from radon in homes**, v. 402, p. 03 - 003, 2003. Disponível em: < <https://www.epa.gov/>> Acesso em: 11/04/2020.

VAUPOTIC, J.; GREGORIC, A.; KOBAL, I.; ZVAB, P.; KOZAK, K.; MAZUR, J.; KOCHOWSKA, E.; GRZADZIEL, D. Radon concentration in soil gas and radon exhalation rate at the Raven Fault in NW Slovenia. **Natural Hazards and Earth System Sciences Journal**, v.10, p. 895 - 899, 2010.

VEIGA, L. H. S.; KOIFMAN, S.; MELO, V. P.; AMARAL, E. C. S. Preliminary indoor radon risk assessment at the Poços de Caldas Plateau, MG – Brazil. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 70, p. 161 - 176, 2003.

VELOSO, B.; NOGUEIRA, J. R.; CARDOSO, M. F. Lung cancer and indoor radon exposure in the north of Portugal-an ecological study. **Cancer Epidemiology**, v. 36, p. 26 - 32, 2012.

VISHWAKARMA, G. Sample Size and Power Calculation. **Nursing Research in 21st Century**. 1. ed. Editores e distribuidores da CBS, 2017. cap. 17, p. 234-246.

VOGIANNIS, E. G.; NIKOLOPOULOS, D.; Radon sources and associated risk in terms of exposure and dose. **Frontiers in Public Health**, v. 2, p. 2296 – 2565, 2015.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Policies and managerial guidelines for national cancer control programs. **Revista Panamericana de Salud Pública**, v. 12, p. 366 - 70, 2002.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Radon and câncer**. Disponível em: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs291>. Acessado em: 04 de janeiro de 2017.

WHO -WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for drinking water quality. **WHO Technical Report Series**, v. 4, p. 1 - 564, 2011.

WHO -WORLD HEALTH ORGANIZATION. An overview of the evidence on environmental and occupational determinants of cancer. **WHO Technical Report Series**, v. 4, p. 1 - 7, 2011.

WHO -WORLD HEALTH ORGANIZATION. **World Health Statistics 2016: Monitoring health for the SDGs**, v. 1, p. 1 - 136, 2016.

WISSER, S.; WILKEN, R. D. Determination of uranium-isotopes in ground and drinking waters from Ontario, Canada. **Publications of the University Center**, v. 3, p. 139 – 142, 2003.

WOOD, D. E.; KAZEROONI, E. A.; BAUM, S. L.; EAPEN, G. A.; ETTINGER, D. S.; HOU, L. Lung cancer screening. NCCN Clinical Practice Guidelines in Oncology. **Journal of the National Comprehensive Cancer Network**, v. 16, p. 412 - 441, 2018.

YADAV, A. K.; SAHOO, S. K.; MAHAPATRA, S.; KUMAR, A. V.; PANDEY, G.; LENKA, P.; TRIPATHI, R. M. Concentrations of uranium in drinking water and cumulative, age-dependent radiation doses in four districts of Uttar Pradesh, India. **Toxicological & Environmental Chemistry**, v. 2, p. 192 - 200, 2014.

YARMOSHENKO, I.; VASILYEV, A.; MALINOVSKY, G.; BOSSEW, P.; ŽUNIĆ, Z.; ONISCHENKO, A. Variance of indoor radon concentration: major influencing factors. **Science of the Total Environment**, v. 541, p.155 – 160, 2016.

YU, K. N.; LAU, B. M. F.; NIKEZIC, D. Assessment of environmental radon hazard using human respiratory tract models. **Journal of Hazardous Materials**, v. 132, p. 98 - 110, 2006.

## **APÊNDICE A – ANÁLISE RADIOMÉTRICA DE SOLOS DO MUNICÍPIO OLINDA POR ESPECTROMETRIA GAMA DE ALTA RESOLUÇÃO (EGAR)**

Este apêndice se refere a análise dos solos estudados no Município Olinda, abrangendo coleta e preparação de amostras, análise pela técnica EGAR e os resultados das concentrações de atividade determinadas para Ra-226 e Ra-228. A análise do solo da área avaliada em Olinda foi realizada para complementar o estudo dos solos realizado por Amaral (2018) das áreas de ocorrência uranífera e/ou que sofrem influência do fosfato localizadas nos Municípios Abreu e Lima e Paulista.

### **MATERIAL E MÉTODOS**

#### **Espectrometria Gama de Alta Resolução (EGAR)**

A técnica de Espectrometria Gama de Alta Resolução foi empregada para determinar as concentrações de atividade de Ra-226 após equilíbrio secular nas amostras dos solos estudados. Também foram determinadas as concentrações de Ra-228 e K-40 nas mesmas amostras para posterior avaliação de riscos associados à presença desses radionuclídeos nos solos.

#### **Coleta e preparação de amostras**

Nos pontos de amostragem P01, P02, P03, P04 e P09 do Município Olinda, foram coletadas três amostras de solo na profundidade de 0-10 cm da superfície com massas de aproximadamente 100 g e encaminhadas para o CRCN-NE. No laboratório, as amostras foram secas em estufa à 60° C e cominuídas com auxílio de almofariz e pistilo até tamanho de partículas inferior a 80 µm.

Para as determinações de concentrações de atividade de radionuclídeos naturais, alíquotas de cerca de 40 g de cada amostra foram transferidas para recipientes cilíndricos de polietileno (placas de Petri). Em seguida, os recipientes foram hermeticamente selados com selante à base de silicone. Os recipientes foram armazenados sob condições controladas de temperatura (24 °C) e umidade relativa do ar (60%) por um período de 30 dias, o suficiente para que os radionuclídeos-filhos de

interesse do Ra-226 entrassem em equilíbrio secular. As amostragens foram coletadas entre os meses de março e abril de 2019. Buscou-se sempre a realização destas etapas em dias sem chuvas.

#### Determinação de radionuclídeos naturais por EGAR

Para análise do solo por EGAR do Município Olinda foram utilizados detectores de Germânio Hiperpuro (HPGe) de modelos GC4019 e GC1020 semelhantes ao da Figura 1, ambos produzidos pela Canberra®, com eficiências relativas, respectivamente, de 40% e 10% com resolução (FWHM) de 2,14 keV e 1,64 keV no fotopico de energia 1332,50 keV do Co-60.

**Figura 1 – Sistema EGAR com detector HPGe utilizado para a determinação de radionuclídeos naturais**



Fonte: A autora.

Porções-teste de 40 g das amostras de solos foram transferidas para placas de Petri confeccionadas em polietileno e seladas com selante à base de silicone. Após 30 dias, as medições das atividades de radionuclídeos naturais nos solos amostrados foram realizadas durante 80.000 segundos para cada amostra. Para o controle da qualidade do

procedimento analítico, foram determinadas as concentrações de atividades de Ra-226, Ra-228 e K-40 no Material de Referência IAEA 314 – *Soil Stream*, utilizando o mesmo protocolo analítico para as amostras.

Para a calibração em energia do espectrômetro gama, foram utilizadas fontes padrões seladas pontuais de Co-60, Eu-152 e Am-241 fornecidas pelo IRD/CNEN. Estes radionuclídeos são geradores de vários fotopicos gama bem distribuídos por todo o espectro, isto é, desde 60 keV até 1408 keV,

A curva de eficiência de detecção do sistema foi construída utilizando uma matriz sólida de densidade similar à das amostras, à qual se adicionou uma quantidade conhecida de uma solução padrão de Ba-133 (23,70 Bq), Cs-137 (27,76 Bq), Eu-152 (27,99 Bq), e Am-241 (30,18 Bq). O ajuste polinomial foi realizado usando o programa de computador Genie 2000, da Canberra®.

Os radionuclídeos de interesse foram os produtos de decaimento do Ra-226 e do Ra-228 que se encontrava em equilíbrio secular. Assim, foi possível estimar a concentração de atividade do Ra-226 utilizando as concentrações de atividade do Pb-214 e do Bi-214, calculadas a partir da média dos valores encontrados para os raios gama de energias 351,9 keV e 241,9 keV para Pb-214 e 609 keV e 1120 keV para Bi-214, bem como, a atividade do Ra-228 utilizando a concentração de atividade do Ac-228, calculada a partir da média dos valores encontrados para os raios gamas de energias 338,3 keV e 968,9 keV. Foram determinadas também as concentrações de K-40 nos solos estudados a partir dos raios gama de energia 1460,82 keV. Todas os cálculos foram realizados no programa de computador Genie da Canberra® utilizando protocolo semelhante ao descrito por PAIVA et al. (2015).

Riscos associados à presença de Ra-226, Ra-228 e K-40 no solo coletado no município de Olinda

Para avaliar os riscos relacionados a presença de radionuclídeos naturais nos solos coletados no município de Olinda, foi calculada a atividade equivalente do rádio ( $Ra_{eq}$ ) a partir da Equação 1 (EUROPEAN COMMISSION, 1999):

$$Ra_{eq} = A_{Ra} + \left(\frac{10}{7}\right)A_{Th} + \left(\frac{10}{130}\right)A_K \quad (1)$$

o índice gama ( $I_\gamma$ ) foi calculado por meio da Equação 2 (EUROPEAN COMMISSION, 1999):

$$I_\gamma = \left( \frac{A_{Ra}}{300} \right) + \left( \frac{A_{Th}}{200} \right) + \left( \frac{A_K}{3000} \right) \quad (2)$$

e o índice alfa ( $I_\alpha$ ) de cada ponto do solo coletado por meio da Equação 3 (EUROPEAN COMMISSION, 1999):

$$I_\alpha = \frac{A_{Ra}}{200} \quad (3)$$

em que,  $A_{Ra}$ ,  $A_{Th}$ , e  $A_K$  equivalem as concentrações de atividade de Ra-226, de Th-232 (estimadas a partir das concentrações de Ra-228 no equilíbrio secular) e K-40.

Os resultados obtidos por meio das equações (1, 2 e 3) foram utilizados para avaliar os riscos à saúde associados à presença desses radionuclídeos nos solos, permitindo calcular a taxa de dose gama absorvida (D), em nGy h<sup>-1</sup>, a um metro acima do solo originada do Ra-226, Ra-228 e K-40, e, assim, estimar a dose efetiva anual (E), em mSv ano<sup>-1</sup>, devido à presença desses radionuclídeos nos solos avaliados de acordo com as Equações 4 e 5 (EUROPEAN COMMISSION, 1999; UNSCEAR, 2000):

$$D = 0,461 A_{Ra} + 0,623 A_{Th} + 0,0414 A_K \quad (4)$$

$$E = D \times 8766 \times 0,7 \times 10^{-6} \quad (5)$$

#### Avaliação da Qualidade Analítica

Para a avaliação da qualidade do procedimento analítico, foi utilizado o Número En conforme a Equação 6. Para isso, foram calculadas as incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança de todos os resultados analíticos obtidos nessa pesquisa.

$$E_n = \frac{V_{obt} - V_{ref}}{\sqrt{U_{obt}^2 + U_{ref}^2}} \quad (6)$$

na qual,  $V_{obt}$  é o valor obtido experimentalmente,  $V_{ref}$  é o valor de referência,  $U_{obt}$  é a incerteza expandida em nível de 95% de confiança do valor obtido e  $U_{ref}$  é incerteza expandida em nível de 95% de confiança do valor de referência (ISO, 2005).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Rádio-226 e rádio-228 nos solos

Os resultados das quantificações dos radionuclídeos naturais Ra-226 e Ra-228 nas amostras dos solos estudados no município de Olinda, obtidos utilizando a técnica EGAR, são apresentados nesta seção como complemento do estudo dos solos dos municípios Abreu e Lima e Paulista, também de ocorrência uranífera, realizado por Amaral (2018), assim como os resultados da qualidade do procedimento analítico da análise e os valores calculados para a análise de riscos associados aos radionuclídeos de interesse.

### Qualidade do procedimento analítico

Os valores obtidos e certificados e suas respectivas incertezas expandidas em nível de 95% de confiança para os radionuclídeos naturais quantificados no material de referência IAEA 314 são apresentados nas Tabelas 8 e 9. Também estão representados os valores de Número  $E_n$ , que foram utilizados como parâmetro para a garantia da qualidade deste procedimento analítico.

**Tabela 1 - Valores obtidos e certificados e suas respectivas incertezas expandidas em nível de 95% de confiança para os radionuclídeos naturais Th-232 e Ra-226, quantificados no material de referência IAEA 314 Soil Stream no Detector 1**

Radionuclídeo	Valor obtido (Bq kg <sup>-1</sup> )	Valor certificado (Bq kg <sup>-1</sup> )	Número $E_n$	n *
Ra-228	75 ± 15	72 ± 4	0,2	2
Ra-226	755 ± 37	732 ± 54	0,4	2

\*n = número de repetições.

Fonte: A autora.

**Tabela 2 - Valores obtidos e certificados e suas respectivas incertezas expandidas em nível de 95% de confiança para os radionuclídeos naturais Th-232 e Ra-226, quantificados no material de referência IAEA 314 Soil Stream no Detector 3**

Radionuclídeo	Valor obtido (Bq kg <sup>-1</sup> )	Valor certificado (Bq kg <sup>-1</sup> )	Número E <sub>n</sub>	n *
Ra-228	82 ± 12	72 ± 4	0,7	2
Ra-226	744 ± 25	732 ± 54	0,2	2

\*n = número de repetições.

Fonte: A autora.

Os valores do Número E<sub>n</sub> para os radionuclídeos de interesse estiveram todos dentro do intervalo entre -1 e 1. Dessa forma, foi atestada a qualidade do procedimento analítico empregado para a determinação das concentrações de atividade de Ra-226 e Ra-228 nos solos estudados em nível de 95% de confiança (ISO, 2005).

#### Caracterização radiométrica

As concentrações de atividade de Ra-226 e Ra-228 foram determinadas nos solos estudados nos Municípios Olinda, Abreu e Lima e Paulista, sendo estes dois, analisados por Amaral (2018) por meio da técnica EGAR (Tabela 3), assim como foram estimadas as incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança.

As concentrações de atividade do radionuclídeo Ra-226 determinadas nos solos analisados do Município Olinda, componente da Região do Fosforito Uranífero da RMR variaram entre 25 Bq kg<sup>-1</sup> até 76 Bq kg<sup>-1</sup>. O valor mais elevado foi identificado no ponto OL2, com média de 76 Bq kg<sup>-1</sup>, estando duas vezes mais, acima da média mundial de 35 Bq kg<sup>-1</sup>, apresentada pela UNSCEAR (2000). As concentrações encontradas para os demais pontos estudados mostraram-se igual ou inferiores ao valor estipulado como média mundial.

A quantificação do Ra-226 em solos da RMR utilizando a técnica EGAR também foi realizada em áreas do fosforito uranífero nos municípios de Abreu e Lima e Paulista por Amaral (2018) que encontrou concentrações de atividade desse radionuclídeo entre valores menores que 10 Bq kg<sup>-1</sup> até 127 Bq kg<sup>-1</sup>. Em Abreu e Lima, as médias apresentadas das concentrações foi de 106 Bq kg<sup>-1</sup>, próxima ao valor médio encontrado para um ponto de amostragem em Olinda (OL 02) e em Paulista, os pontos de

amostragem em Pau Amarelo e Paratibe apresentaram valores abaixo do limite de detecção e da média mundial (AMARAL, 2018).

**Tabela 3 – Concentrações de atividade e incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança dos radionuclídeos Ra-226 e Ra-228 em Bq kg<sup>-1</sup> nos solos dos Municípios Olinda, Abreu e Lima e Paulista**

Solo	Ra-226 (Bq kg <sup>-1</sup> )		Ra-228 (Bq kg <sup>-1</sup> )	
OL 01	25	± 2	20	± 2
OL 02	<b>76</b>	± 4	<b>30</b>	± 2
OL 03	27	± 2	<b>33</b>	± 2
OL 04	24	± 2	<b>37</b>	± 2
OL 09	26	± 2	<b>118</b>	± 2
*AL 01	<b>114</b>	± 7	<b>55</b>	± 3
*AL 02	<b>127</b>	± 13	39	± 3
*AL 03	<b>91</b>	± 6	<b>66</b>	± 3
*AL 04	<b>98</b>	± 6	<b>65</b>	± 3
*AL 05	<b>102</b>	± 6	<b>41</b>	± 3
*PA 01	< 10		13,7	± 1,8
*PA 02	< 10		<b>26</b>	± 2
*PA 03	< 10		<b>26</b>	± 2
*PA 04	< 10		19	± 4
*PB 01	17	± 4	<b>54</b>	± 4
*PB 02	< 10		15	± 2
*PB 03	< 10		14	± 2
*PB 04	< 10		<b>47</b>	± 3
*PB 05	< 10		19,6	± 1,8

OL=Olinda. AL=Abreu e Lima (Fosfato). PA=Paulista (Paratibe). PB=Paulista (Pau Amarelo). Valores em negrito indicam concentrações de atividade de Ra-226 e Ra-228 acima da média mundial de 35 Bq kg<sup>-1</sup> e 25 Bq kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Números subsequentes indicam as diferentes unidades amostrais.

Fonte: A autora; \*Amaral (2018).

Let et al. (2020) também realizaram a quantificação de Ra-226 no município de Olinda por meio da técnica EGAR, encontrando concentrações de atividade variando entre 16 e 61 Bq kg<sup>-1</sup>, sem apresentar diferenças expressivas dos valores identificados nos solos estudados neste estudo.

As variações dos valores de atividade do Ra-226 detectados nos três municípios (Abreu e Lima, Paulista e Olinda), os quais possuem localização geográfica próximas, podem estar relacionadas com o nível de urânio nos solos, estando em alguns pontos de amostragem mais proeminentes e de acordo com Let et al. (2020) os principais fatores que influenciam na formação do solo também contribuem para a quantidade de radionuclídeos, como tempo, clima, alívio da tensão do solo e organismos.

Os solos que apresentaram concentrações mínimas tanto em Olinda (com exceção do ponto OL02), quanto em Abreu e Lima e Paulista, sugerem menores riscos à

saúde associados ao Ra-226 nos solos da região (DUGGAL et al., 2015; PAIVA et al., 2015).

As concentrações de atividade de Ra-228 nos solos da área estudada em Olinda variaram de 20 Bq kg<sup>-1</sup> até 118 Bq kg<sup>-1</sup>. A quantificação desse radionuclídeo no ponto amostrado em OL01 apresentou valor de 20 Bq kg<sup>-1</sup> inferior à média mundial informada pela UNSCEAR (2000) estabelecida para Th-232 (considerada igual à do Ra-228 no equilíbrio secular), que é 25 Bq kg<sup>-1</sup> (PAIVA et al., 2016). Porém, as concentrações determinadas nos solos dos demais pontos de amostragem foram um pouco mais elevadas do que a média mundial (OL 02, OL 03 E OL 04), tendo OL 09, localizado em tabajara, o maior valor quantificado de 118 Bq kg<sup>-1</sup>.

Ao determinar Ra-228 nos solos de áreas com ocorrência uranífera nos municípios de Abreu e Lima e Paulista, Amaral (2018) encontrou concentrações de atividade entre 14 até 66 Bq kg<sup>-1</sup>, tendo encontrado para os solos dos bairros do Fosfato e de Paratibe, concentrações superiores ao valor médio de 53 Bq kg<sup>-1</sup> e 30 Bq kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Let et al. (2020) realizou a quantificação de Ra-228 em área de fosforito uranífero em Olinda encontraram valores variando de 12 a 62 Bq kg<sup>-1</sup>, sem apresentar diferenças discrepantes das concentrações identificadas neste estudo.

#### Riscos associados ao Ra-226 e Ra-228 nos solos coletados em Olinda

Os valores de atividade equivalente de rádio ( $Ra_{eq}$ ), além dos índices gama ( $I_\gamma$ ) e alfa ( $I_\alpha$ ) dos solos estudados no Município Olinda, assim como dos solos analisados em Abreu e Lima e Paulista por Amaral (2018) são essenciais para discriminar seu uso pela população, principalmente para a construção de residências. Esses valores estão demonstrados na Tabela 4.

Os resultados encontrados para a atividade equivalente de rádio dos solos avaliados em Olinda, foram inferiores ao valor limite indicado pela Agência de Energia Nuclear (1979) para materiais de construção que é 370 Bq kg<sup>-1</sup>, equivalendo a uma dose externa de 1,5 mSv ano<sup>-1</sup>. Semelhantemente, os valores calculados para o índice gama e o índice alfa não ultrapassaram o recomendado pela European Commission ( $I_\gamma \leq 1$ ;  $I_\alpha \leq 1$ ).

**Tabela 4 – Valores de atividade equivalente de rádio ( $R_{eq}$ ), índices gama ( $I_\gamma$ ) e alfa ( $I_\alpha$ ) e suas respectivas incertezas analíticas em nível de 95% de confiança associados ao Ra-226 e Ra-228 no solo dos Municípios Olinda, Abreu e Lima e Paulista**

Solo	$R_{eq}$ (Bq kg <sup>-1</sup> )	$I_\gamma$	$I_\alpha$
OL 01	73 ± 10	0,16 ± 0,02	0,13 ± 0,01
OL 02	140 ± 13	0,35 ± 0,02	0,38 ± 0,02
OL 03	85 ± 14	0,14 ± 0,02	0,13 ± 0,01
OL 04	90 ± 12	0,14 ± 0,02	0,12 ± 0,01
OL 09	203 ± 9	0,12 ± 0,02	0,13 ± 0,01
*AL 01	198 ± 26	0,39 ± 0,04	0,57 ± 0,03
*AL 02	184 ± 15	0,43 ± 0,06	0,63 ± 0,06
*AL 03	189 ± 14	0,32 ± 0,04	0,45 ± 0,03
*AL 04	193 ± 13	0,34 ± 0,04	0,49 ± 0,03
*AL 05	161 ± 6	0,34 ± 0,03	0,51 ± 0,03
*PA 01	<39	<0,14	<0,05
*PA 02	<51	<0,18	<0,05
*PA 03	<38	<0,16	<0,05
*PA 04	<46	<0,17	<0,05
*PB 01	98 ± 9	0,34 ± 0,03	0,09 ± 0,02
*PB 02	<32	<0,11	<0,05
*PB 03	<30	<0,10	<0,05
*PB 04	<78	<0,27	<0,05
*PB 05	<38	<0,13	<0,05

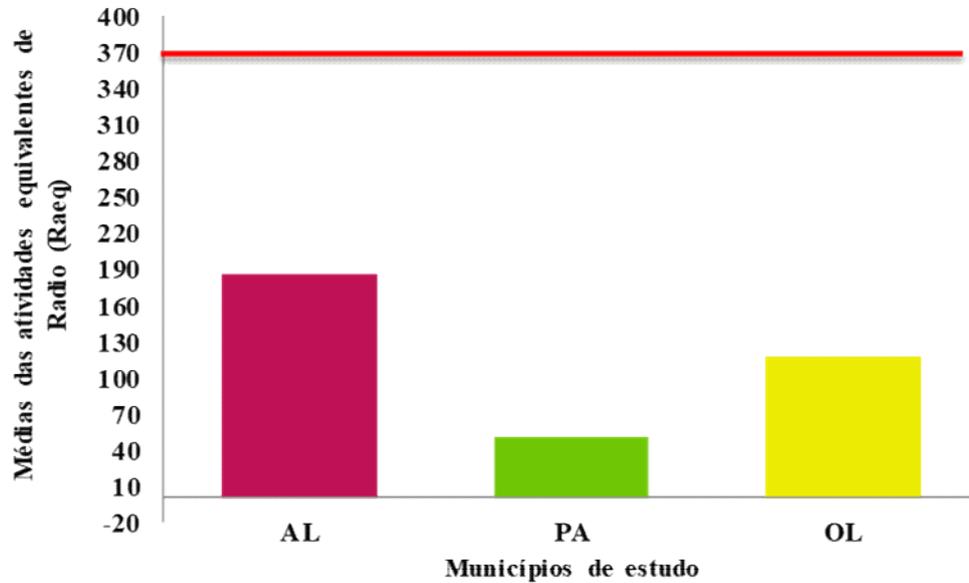
OL=Olinda. AL=Abreu e Lima (Fosfato). PA=Paulista (Paratibe). PB=Paulista. (Pau Amarelo). Números subsequentes indicam as diferentes unidades amostrais.

Fonte: A autora. \* Amaral (2018).

Para os Municípios Abreu e Lima e Paulista analisados por Amaral (2018), foram encontrados valores também inferiores ao estabelecido para insumos de construção. Ao se comparar com os resultados encontrados nas áreas estudadas de Olinda (Figura 2), pôde-se sugerir que com relação à atividade de  $R_{eq}$ , os solos das regiões avaliadas dos três municípios são adequados para serem construídas residências, considerando o valor de referência para materiais de construção estabelecidos pela Agência de Energia Nuclear.

Amaral (2018) também calculou os valores dos índices gama e alfa para os municípios de Abreu e Lima e Paulista, os quais estão na Figura 3, sendo comparados com os encontrados no município de Olinda. Mesmo que os resultados encontrados para os índices gama e alfa tenham sido inferiores ao limite indicado, os valores para as áreas estudadas dos Município de Abreu e Lima se destacaram com relação aos demais municípios, sendo essencial o acompanhamento das atividades desses radionuclídeos nos solos.

**Figura 2 – Média das atividades de  $Ra_{eq}$  ( $Bq\ kg^{-1}$ ) encontradas nos pontos de amostragem dos Municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda**

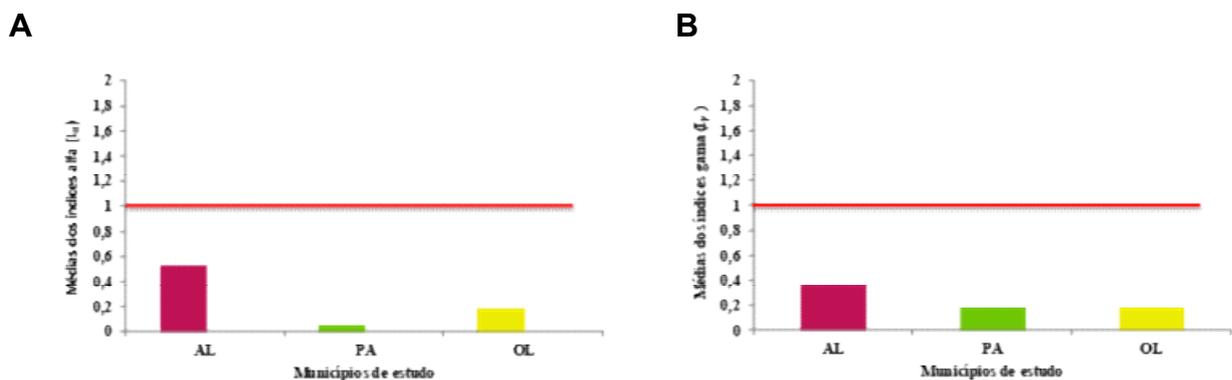


\*AL= Abreu e Lima. \*PA= Paulista. OL= Olinda.

Valor recomendado pela Agência de Energia Nuclear ( $370\ Bq\ kg^{-1}$ ).

Fonte: A autora. \*Amaral (2018).

**Figura 3 - Média do índice alfa (A) e índice gama (B) determinado nos pontos de amostragem dos Municípios Abreu e Lima, Paulista e Olinda**



\*AL= Abreu e Lima. \*PA= Paulista. OL= Olinda.

Valor recomendado para os índices alfa e gama pela European Commission ( $I_\gamma \leq 1$ ;

Fonte: A autora. \*Amaral (2018).

Ainda para avaliação dos riscos, foram calculadas as taxas de dose absorvida gama (D) e de dose efetiva anual (E), ambas com origem no Ra-226, Ra-228 e K-40 presentes nos solos, as quais estão demonstradas na Tabela 5.

**Tabela 5 – Valores de taxa de dose absorvida gama (D), dose efetiva anual (E) e suas respectivas incertezas analíticas expandidas (95%) nos municípios estudados**

Solo	D (nGy h <sup>-1</sup> )	E (mSv ano <sup>-1</sup> )
OL 01	34 ± 2	0,21 ± 0,01
OL 02	65 ± 3	0,40 ± 0,02
OL 03	39 ± 3	0,24 ± 0,02
OL 04	41 ± 2	0,25 ± 0,01
OL 09	85 ± 2	0,52 ± 0,01
*AL 01	<b>88</b> ± 5	0,54 ± 0,03
*AL 02	<b>84</b> ± 8	0,51 ± 0,05
*AL 03	<b>85</b> ± 5	0,52 ± 0,03
*AL 04	<b>87</b> ± 5	0,53 ± 0,03
*AL 05	<b>73</b> ± 4	0,45 ± 0,02
*PA 01	< 18	< 0,11
*PA 02	< 23	< 0,14
*PA 03	< 4	< 0,02
*PA 04	< 21	< 0,13
*PB 01	43 ± 4	0,30 ± 0,03
*PB 02	< 15	< 0,09
*PB 03	< 13	< 0,08
*PB 04	< 35	< 0,21
*PB 05	< 17	< 0,10

OL=Olinda. AL=Abreu e Lima (Fosfato). PA=Paulista (Paratibe). PB=Paulista (Pau Amarelo).

Números subsequentes indicam as diferentes unidades amostrais.

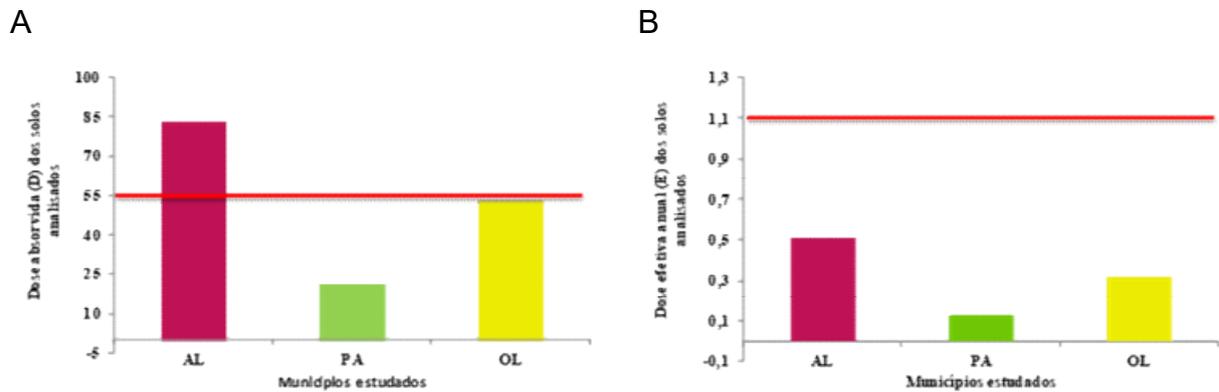
Fonte: A autora. \* Amaral (2018).

A taxa de dose absorvida gama nos solos analisados em Olinda, mostrou-se superior à média para a crosta terrestre de 55 nGy h<sup>-1</sup> de acordo com o relatório da UNSCEAR (2000) nos pontos de amostragem OL 02 e OL 09, que correspondem a Jatobá e Tabajara. Com relação a esse fator, pode se sugerir que estes locais apresentam risco para saúde da população destas regiões.

Porém, a dose efetiva anual calculada para população adulta mostrou-se para todos os pontos de amostragem de Olinda inferior a 1 mSv ano<sup>-1</sup>, valor recomendado pela European Commission, em relatório de 1999. No entanto, o solo não é a única fonte de radiação contribuinte para dose efetiva anual para os residentes dessa região. Existe também a contribuição do Rn-222 presente na água utilizada pela população da área de estudo de Tabajara (OL 09).

Na Figura 4, estão representados os valores de dose absorvida gama e dose efetiva anual calculada para os solos estudados dos três municípios da RMR, sendo Abreu e Lima e Paulista realizados por Amaral (2018).

**Figura 4 - Médias das taxas de dose absorvida gama – D (A) e dose efetiva anual – E (B) nos pontos de amostragem**



\*AL= Abreu e Lima. \*PA= Paulista. OL= Olinda.

Valor de referência recomendado pela UNSCEAR para (D) e pela European Commission

Fonte: A autora. \*Amaral (2018).

O valor médio da dose absorvida para o município de Abreu e Lima quando confrontado com as médias dos municípios Paulista e Olinda, apresentou-se além do limite estabelecido pela UNSCEAR (2000), diferente dos valores médios encontrados para dose efetiva anual também nos três locais estudados, que se apresentaram inferiores ao limite recomendado pela European Commission de 1999.

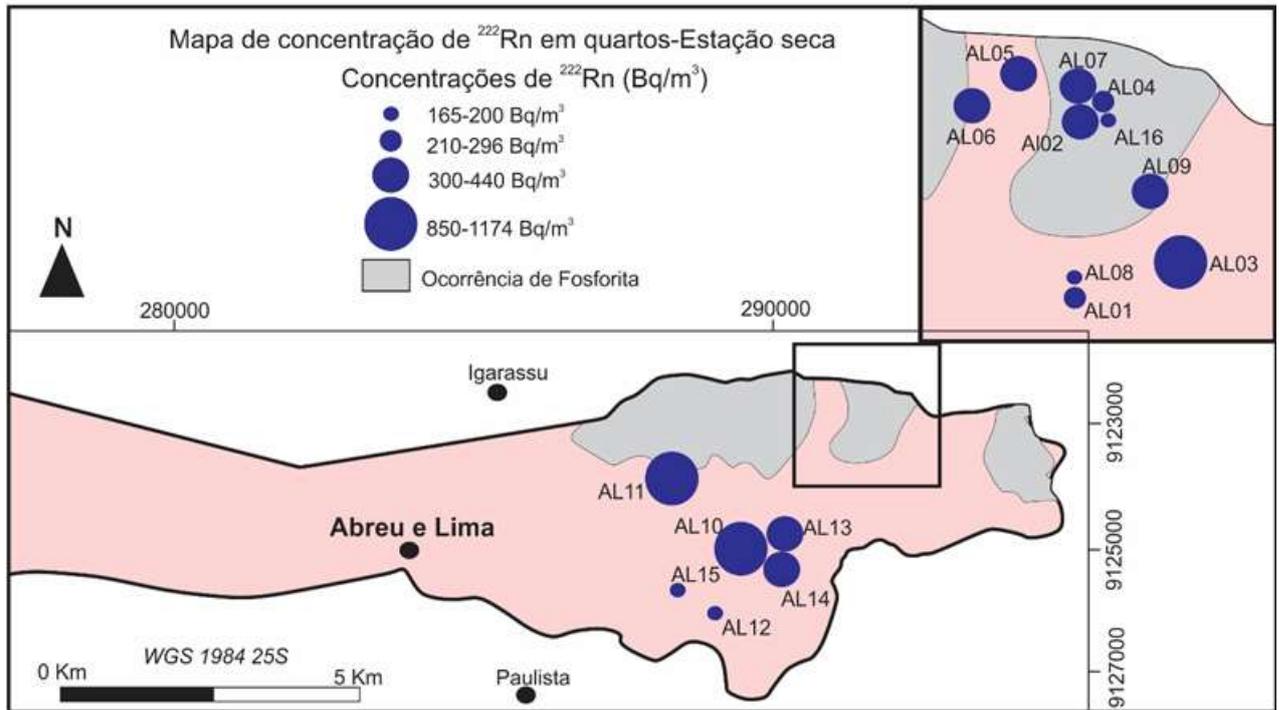
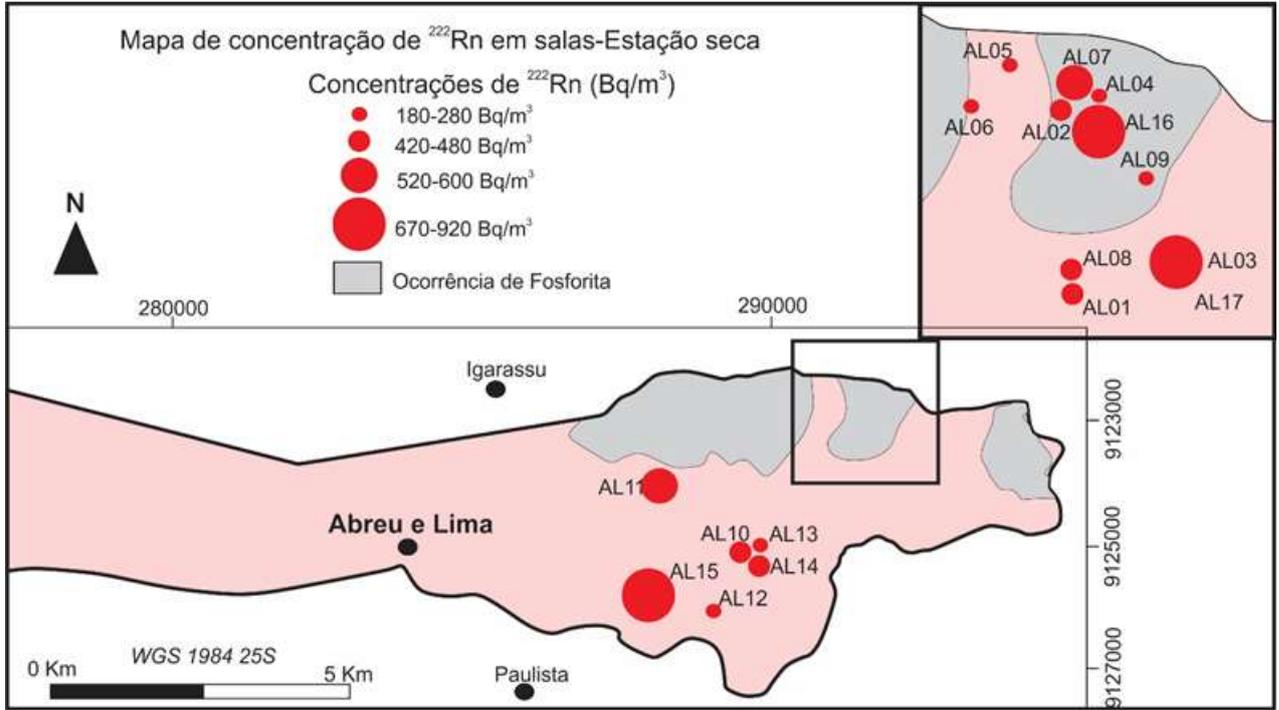
## CONSIDERAÇÃO FINAL

Não houve contribuição significativa para a dose efetiva quanto aos radionuclídeos presentes nos solos dos municípios estudados. Contudo, vale ressaltar que o manejo indevido e uso podem contribuir para transferência dos radionuclídeos no sistema solo-planta e aumento de radônio *indoor*.

**APÊNDICE B – MAPAS DE CONCENTRAÇÃO DE ATIVIDADE MÉDIA DE RADÔNIO-222 INDOOR (QUARTO E SALA)**

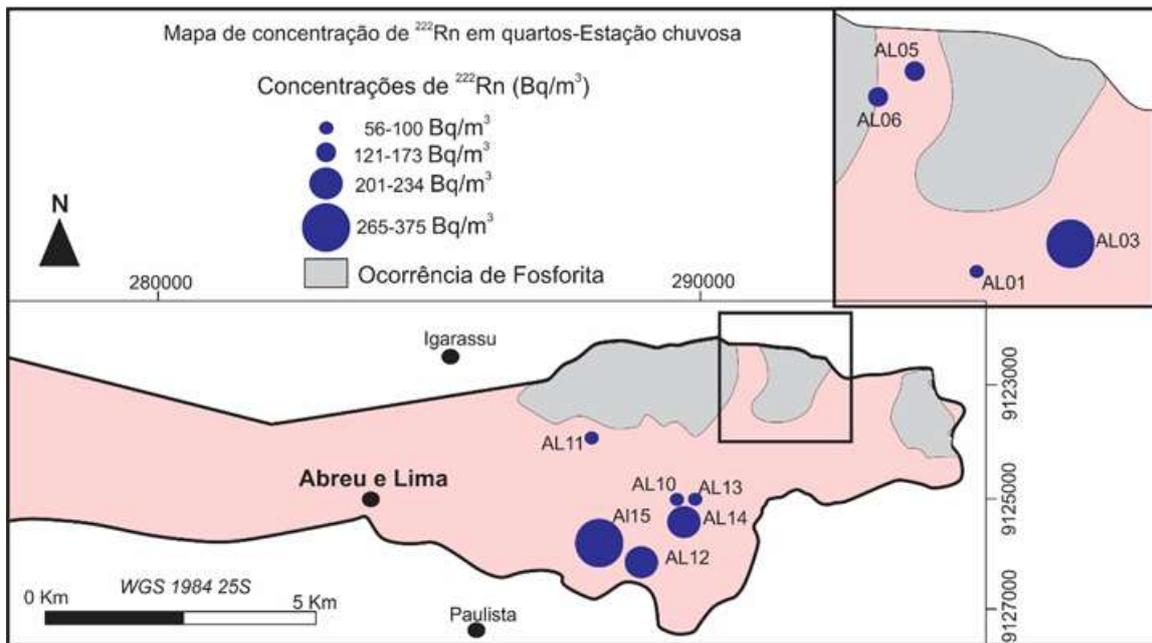
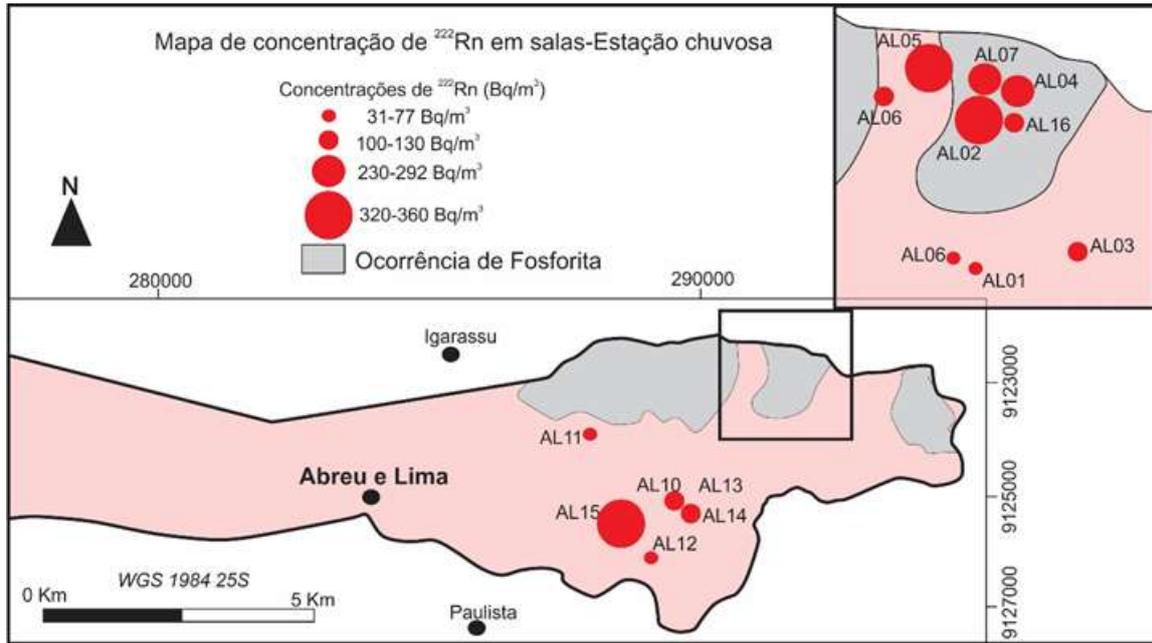
**Município Abreu e Lima**

**Concentração de atividade do Rn-222 na estação seca**



Fonte: A autora

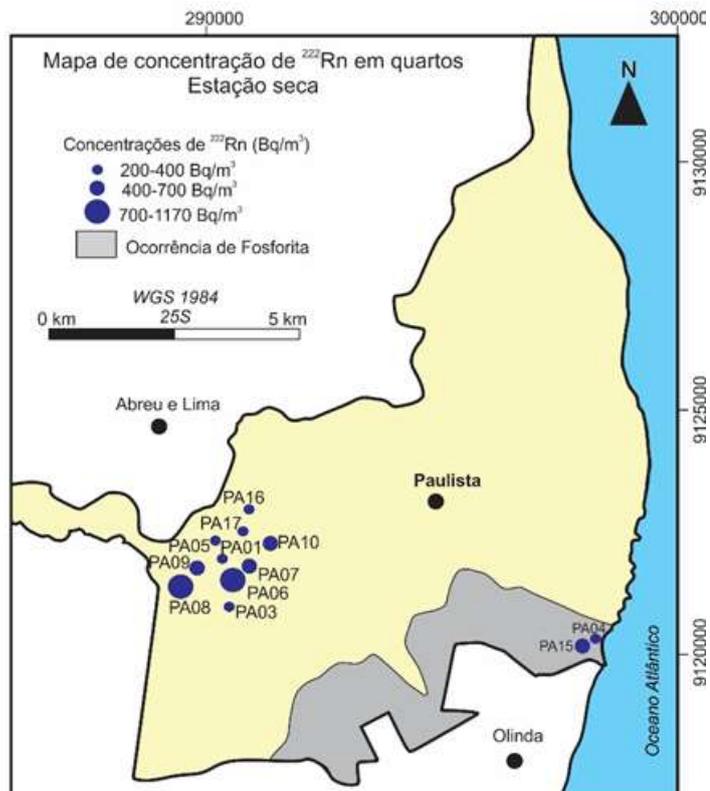
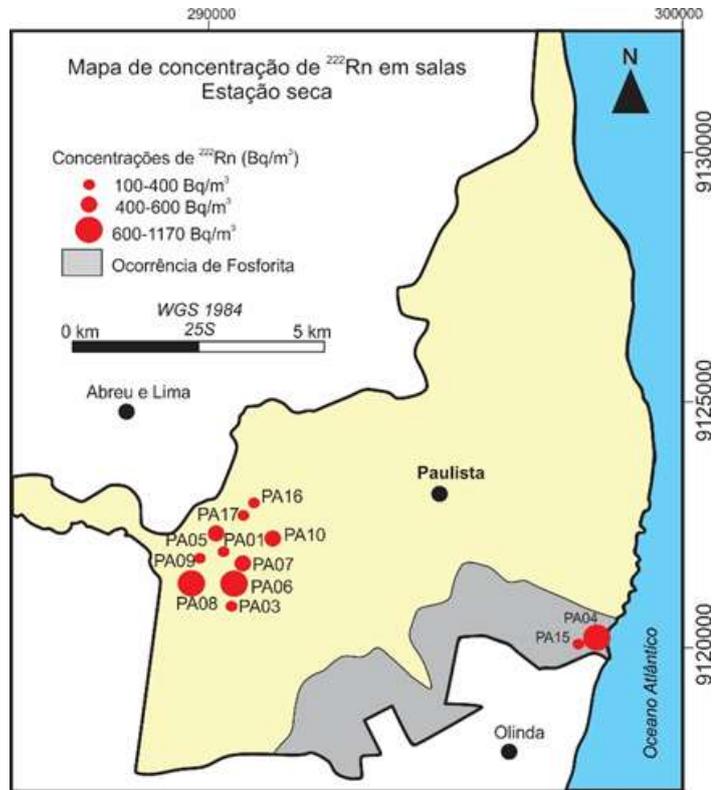
**Concentração de atividade do Rn-222 na estação chuvosa**



Fonte: A autora.

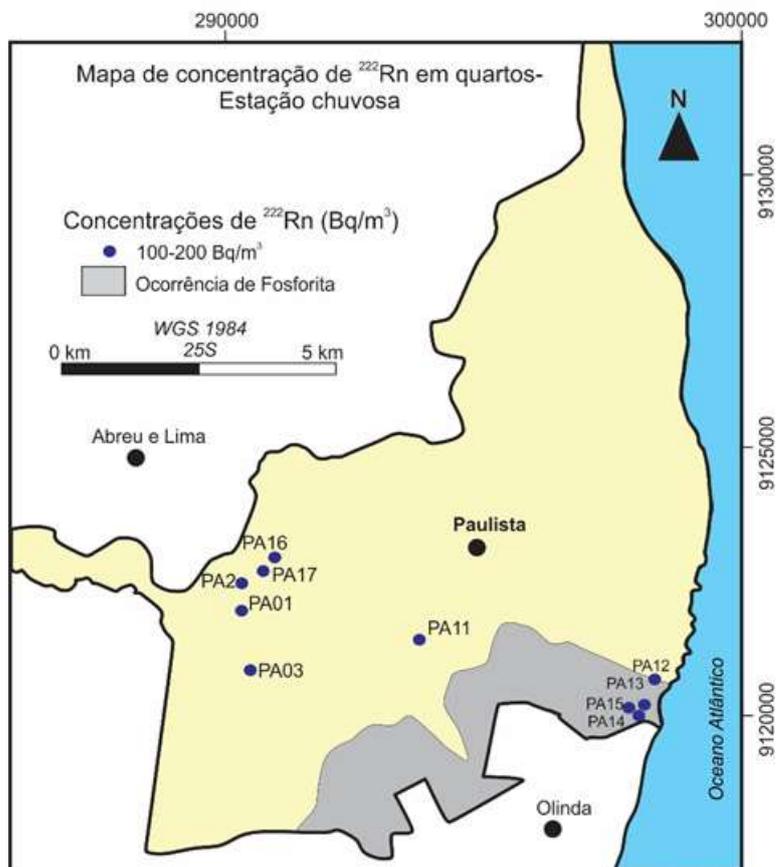
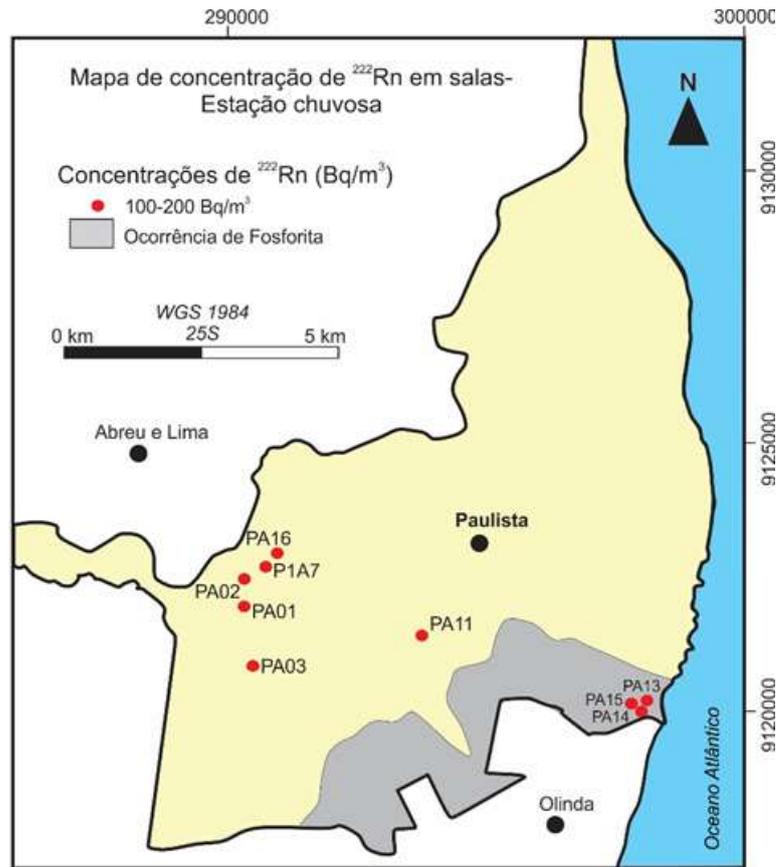
## Município Paulista

### Concentração de atividade do Rn-222 na estação seca



Fonte: A autora.

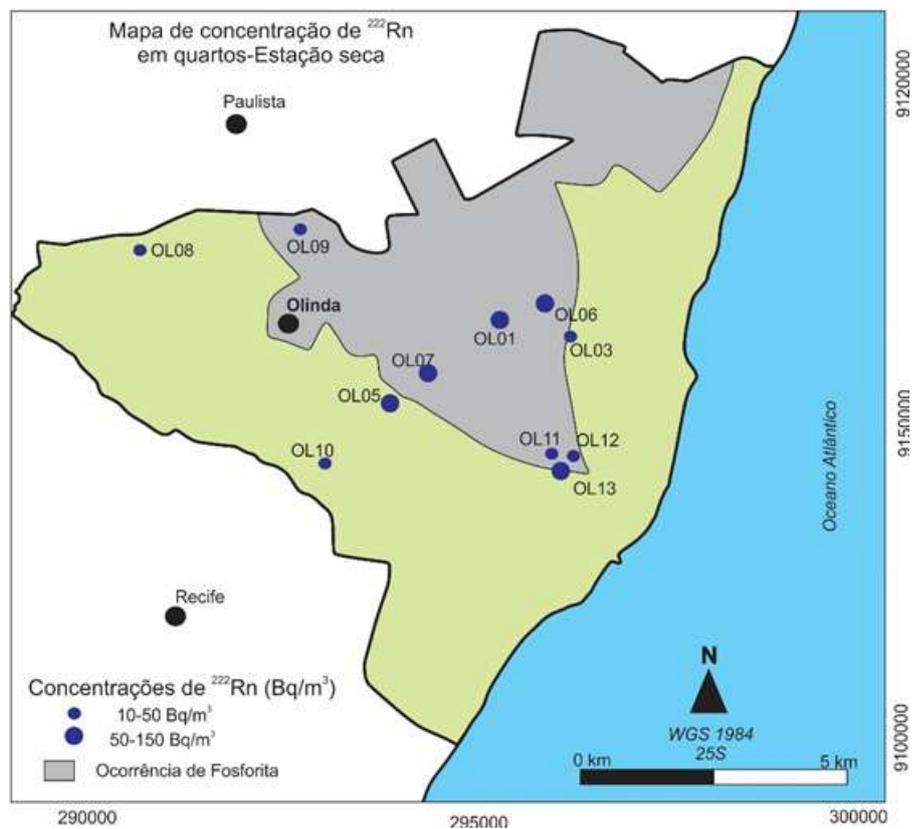
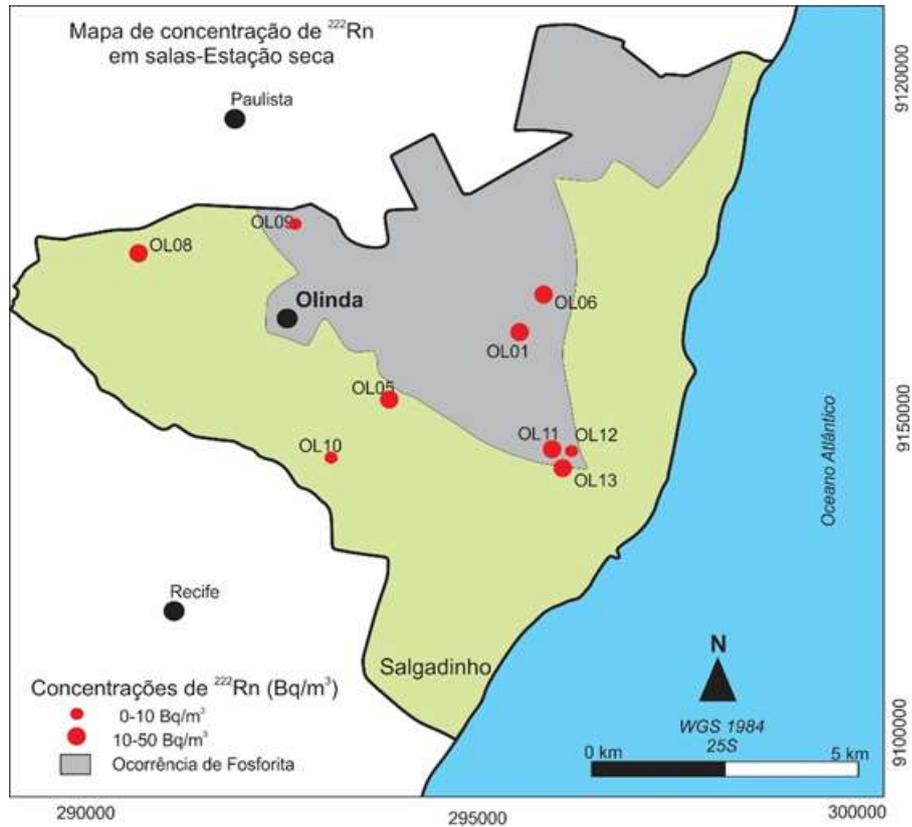
**Concentração de atividade do Rn-222 na estação chuvosa**



Fonte: A autora.

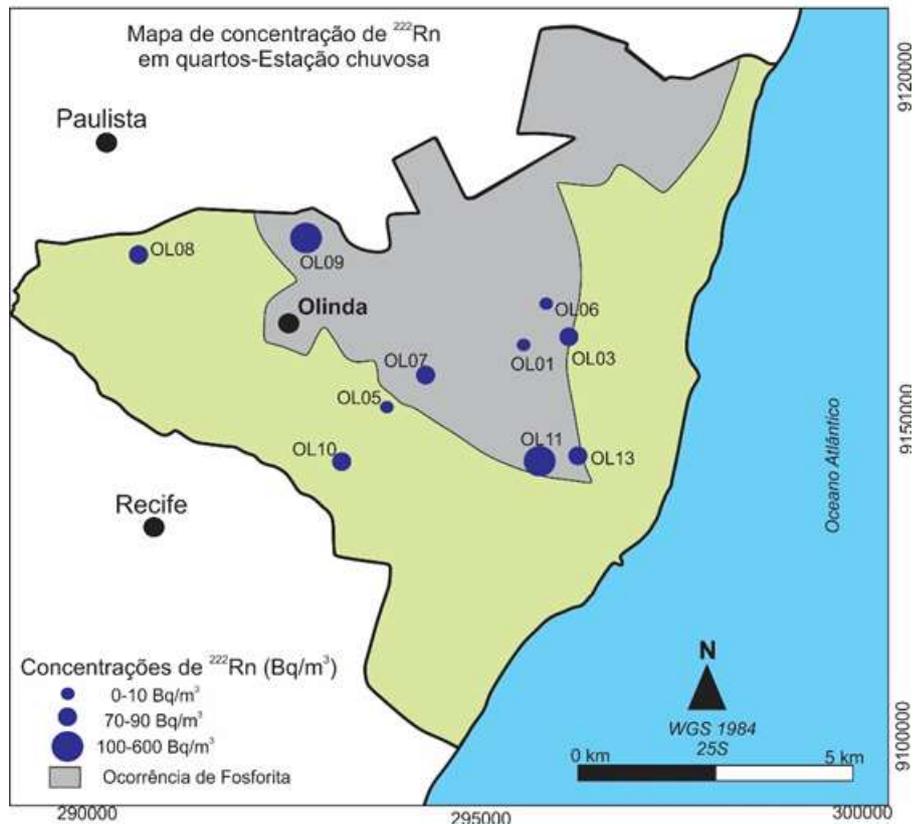
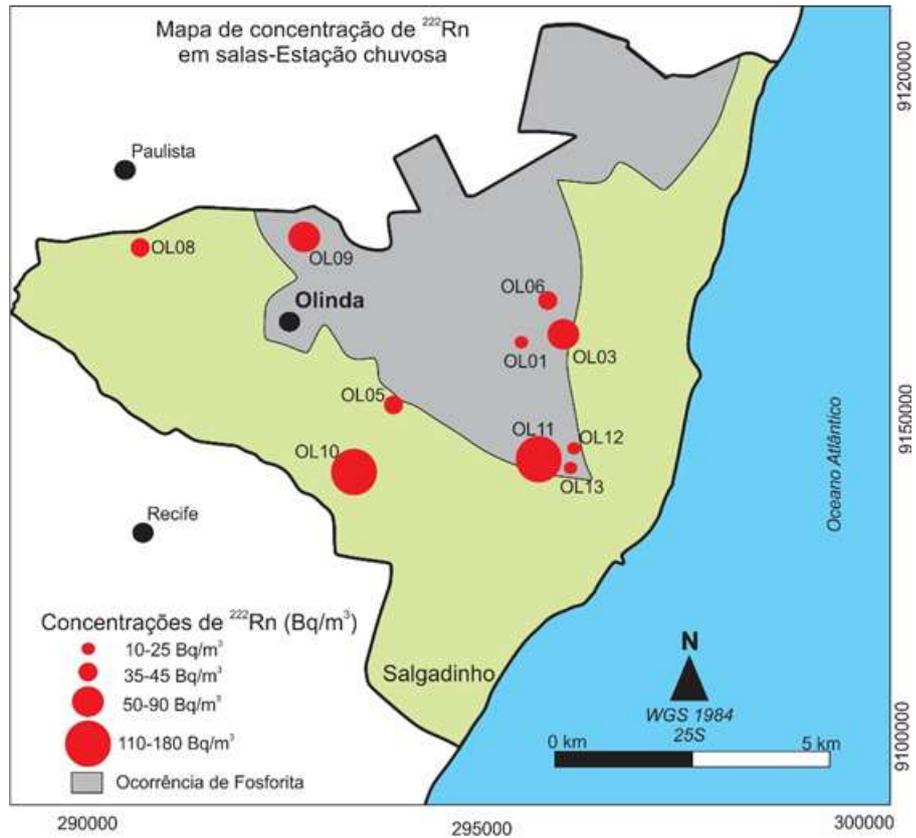
## Município Olinda

### Concentração de atividade do Rn-222 na estação seca



Fonte: A autora.

### Concentração de atividade do Rn-222 na estação chuvosa



Fonte: A autora.

APÊNDICE C – FOLDER EDUCATIVO SOBRE RADÔNIO-222  
(Frente)

LOCAL  
ON  
7000

As pesquisas realizadas sobre o comportamento desse gás e suas consequências para saúde nas áreas em que ocorrem estão ajudando a entender que o radônio-222 precisa ser monitorado e levado a sério pelas políticas públicas de saúde.

A vida não é brincadeira!

**Câncer: a informação pode salvar vidas.**

**Radônio: é preciso falar disso.**





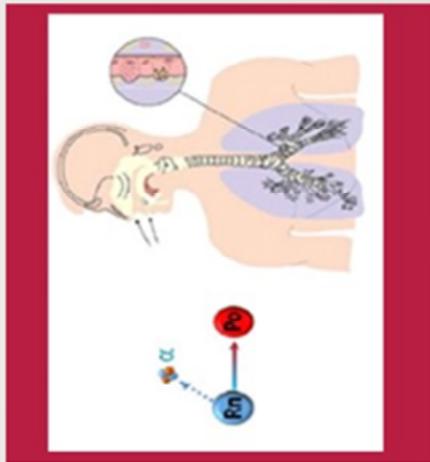

(Verso)

## O que é radônio?

- Gás radioativo originado no decaimento do urânio - 238, capaz de alcançar a atmosfera.
- Principal fonte de radiação natural externa (ambiental) associada à presença de urânio - 238 em material geológico como solo e rochas;

## Quais os riscos associados ao radônio para a saúde humana?

- Considerado carcinógeno pela Agência Internacional de Pesquisa do Câncer (IARC)
- Quando o gás é inalado por um longo período pode apresentar risco de desenvolvimento de câncer de pulmão na população exposta
- O radônio ao decair emite partículas alfa que podem atingir os alvéolos e modificar a estrutura do DNA podendo ocasionar câncer de pulmão.



## Como o radônio pode se acumular dentro das residências?

- O gás presente nas rochas contendo urânio podem ter acesso as residências quando encontram rachaduras no piso, janelas abertas, e também por meio da encanação, porém o movimento das partículas são dependentes da permeabilidade do solo e direcionadas por uma diferença de pressão entre a residência e o solo.

## Como é monitorado?

- O radônio pode ser medido no solo, na água e na atmosfera por meio de equipamentos específicos
- No solo a medição é realizada por meio do detector (AlphaGUARD)
- Na água se faz por meio do Espectrômetro de Cintilação Líquida
- Na atmosfera é realizada com auxílio do detector sólido CR-39 expostos nas residências.



## Como minimizar os riscos?

- Para minimizar o acúmulo do radônio em ambientes fechados podem-se deixar janelas e portas abertas para aumentar a circulação de ar nos ambientes
- Realizar monitoração das concentrações do radônio em períodos regulares
- Utilizar filtro de carvão ativado e dispositivo de aeração em poços.

## **ANEXO A - TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO PARA POPULAÇÃO ALFABETIZADOS**

Você está sendo convidado (a) como voluntário (a) a participar da pesquisa Saúde da população em área densamente habitada sob influência de fosforito uranífero. 1. O fato do radônio-222, vinculada ao Programa de Pós-graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco (PROTEN/UFPE). O motivo que nos leva a estudar este problema é devido o radônio-222 poder estar atrelado a problemas de saúde em residentes da área do fosforito uranífero, a medição da concentração de atividade deste gás por meio do levantamento radiométrico em solo, como também medições no ar das residências e em água de poços, que são consumidas pelos moradores da região, são de extrema relevância para futuros processos de mitigação da exposição ao gás. O objetivo desse projeto é correlacionar medidas da concentração de atividade do Rn-222 nas matrizes solo, ar e água com aspecto da saúde humana na região fósforo urinífera.

**RISCOS E BENEFÍCIOS:** A pesquisa fornece como benefícios, subsídios para estabelecer um sistema de monitoramento ambiental e epidemiológico da área estudada, em relação a possível contaminação por radônio - 222, possibilitando um plano de ação. Com a caracterização dos casos, será possível perceber os fatores envolvidos na relação saúde doença, o que trará consigo informações para que se possa compreender melhor o fenômeno e para que se tomem as medidas cabíveis de intervenção na população estudada. Dentre os riscos envolvidos no estudo, a não aceitação da população amostral na participação da pesquisa podendo comprometer as conclusões do estudo.

**GARANTIA DE ESCLARECIMENTO, LIBERDADE DE RECUSA E GARANTIA DE SIGILO:** Você será esclarecido (a) sobre a pesquisa em qualquer aspecto que desejar. Você é livre para recusar-se a participar, retirar seu consentimento ou interromper a participação a qualquer momento. A sua participação é voluntária e a recusa em participar não irá acarretar qualquer penalidade ou perda de benefícios. O(s) pesquisador (es) irá (ão) tratar a sua identidade com padrões profissionais de sigilo. Seu nome ou o material que indique a sua participação não será liberado sem a sua permissão. Você não será identificado (a) em nenhuma publicação que possa resultar deste estudo. Uma cópia deste consentimento informado será arquivada com a Doutoranda e outra será fornecida a você. **CUSTOS DA PARTICIPAÇÃO,**

**RESSARCIMENTO E INDENIZAÇÃO POR EVENTUAIS DANOS:** A participação no estudo não acarretará custos para você e não será disponível nenhuma compensação financeira adicional.

**DECLARAÇÃO DO (A) PARTICIPANTE OU RESPONSÁVEL PELO (A) PARTICIPANTE:** Eu, \_\_\_\_\_, N<sup>o</sup> da Identidade (RG) \_\_\_\_\_ fui informado (a) dos objetivos da pesquisa acima de maneira clara e detalhada e esclareci minhas dúvidas. Sei que em qualquer momento que poderei solicitar novas informações e motivar minha decisão se assim o desejar. A Doutoranda Mariana Luiza de Oliveira Santos e seu professor orientador Dr. Elvis Joacir De França, certificaram-me de que todos os dados desta pesquisa serão confidenciais. Também sei que caso existam gastos adicionais, estes serão absorvidos pelo orçamento da pesquisa. Em caso de dúvidas poderei chamar a doutorandaDoutorandaMariana Luiza de Oliveira Santosnos telefones **(81) 98524-13-72** ou através do Comitê de Ética em Pesquisa do Hospital Otávio de Freitas pelo telefone **(81)3182-8578**. Declaro que concordo em participar desse estudo. Recebi uma cópia deste termo de consentimento livre e esclarecido e me foi dada a oportunidade de ler e esclarecer as minhas dúvidas.

RG	Nome e Assinatura do Pesquisador	Data
RG	Nome e Assinatura da Testemunha	Data
RG	Nome e Assinatura da Testemunha	Data
RG	Nome e Assinatura da Testemunha	Data

## **TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO PARA POPULAÇÃO NÃO ALFABETIZADA**

Você está sendo convidado (a) como voluntário (a) a participar da pesquisa Saúde da população em área densamente habitada sob influência de fosforito uranífero. 1. O fato do radônio-222, vinculada ao Programa de Pós-graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco (PROTEN/UFPE). O motivo que nos leva a estudar este problema é devido o radônio-222 poder estar atrelado a problemas de saúde em residentes da área do fosforito uranífero, a medição da concentração de atividade deste gás por meio do levantamento radiométrico em solo, como também medições no ar das residências e em água de poços, que são consumidas pelos moradores da região, são de extrema relevância para futuros processos de mitigação da exposição ao gás. O objetivo desse projeto é correlacionar medidas da concentração de atividade do Rn-222 nas matrizes solo, ar e água com aspecto da saúde humana na região fósforo urinífera.

**RISCOS E BENEFÍCIOS:** A pesquisa fornece como benefícios, subsídios para estabelecer um sistema de monitoramento ambiental e epidemiológico da área estudada, em relação à possível contaminação por radônio - 222, possibilitando um plano de ação. Com a caracterização dos casos, será possível perceber os fatores envolvidos na relação saúde doença, o que trará consigo informações para que se possa compreender melhor o fenômeno e para que se tomem as medidas cabíveis de intervenção na população estudada. Dentre os riscos envolvidos no estudo, a não aceitação da população amostral na participação da pesquisa podendo comprometer as conclusões do estudo.

**GARANTIA DE ESCLARECIMENTO, LIBERDADE DE RECUSA E GARANTIA DE SIGILO:** Você será esclarecido (a) sobre a pesquisa em qualquer aspecto que desejar. Você é livre para recusar-se a participar, retirar seu consentimento ou interromper a participação a qualquer momento. A sua participação é voluntária e a recusa em participar não irá acarretar qualquer penalidade ou perda de benefícios. O(s) pesquisador (es) irá (ão) tratar a sua identidade com padrões profissionais de sigilo. Seu nome ou o material que indique a sua participação não será liberado sem a sua permissão. Você não será identificado (a) em nenhuma publicação que possa resultar deste estudo. Uma cópia deste consentimento informado será arquivada com a Doutoranda e outra será fornecida a você.

**CUSTOS DA PARTICIPAÇÃO, RESSARCIMENTO E INDENIZAÇÃO POR EVENTUAIS DANOS:** A participação no estudo não acarretará custos para você e não será disponível nenhuma compensação financeira adicional.

**DECLARAÇÃO DO (A) PARTICIPANTE OU RESPONSÁVEL PELO (A) PARTICIPANTE:** Eu, \_\_\_\_\_, N° da Identidade

(RG)\_\_\_\_\_ fui informado (a) dos objetivos da pesquisa acima de maneira clara e detalhada e esclareci minhas dúvidas. Sei que em qualquer momento que poderei solicitar novas informações e motivar minha decisão se assim o desejar. A Doutoranda Mariana Luiza de Oliveira Santos e seu professor orientador Dr. Elvis Joacir De França, certificaram-me de que todos os dados desta pesquisa serão confidenciais. Também sei que caso existam gastos adicionais, estes serão absorvidos pelo orçamento da pesquisa. Em caso de dúvidas poderei chamar a doutoranda Mariana Luiza de Oliveira Santos nos telefones **(81) 985241372** ou através do Comitê de Ética em Pesquisa do Hospital Otávio de Freitas pelo telefone **(81) 3182-8578**. Declaro que concordo em participar desse estudo. Recebi uma cópia deste termo de consentimento livre e esclarecido e me foi dada a oportunidade de ler e esclarecer as minhas dúvidas.

Local para impressão digital do agricultor que concordou em participar da pesquisa.



+

---

RG	Nome e Assinatura do Pesquisador	Data
----	----------------------------------	------

---

RG	Nome e Assinatura da Testemunha	Data
----	---------------------------------	------

---

RG	Nome e Assinatura da Testemunha	Data
----	---------------------------------	------

---

RG	Nome e Assinatura da Testemunha	Data
----	---------------------------------	------

## ANEXO B – APROVAÇÃO DO PROJETO NO COMITÊ DE ÉTICA

Saúde  
Ministério da Saúde

Plataforma  
Brasil

Público Pesquisador Alterar Meus Dados

Cadastros

DETALHAR PROJETO DE PESQUISA

— DADOS DA VERSÃO DO PROJETO DE PESQUISA

**Título da Pesquisa:** Saúde da população em área densamente habitada sob influência de fosforito uranífero. 1. O fato do radônio-222  
**Pesquisador Responsável:** MARIANA LUIZA  
**Área Temática:**  
**Versão:** 1  
**CAAE:** 55704016.6.0000.5200  
**Submetido em:** 28/04/2016  
**Instituição Proponente:** SECRETARIA DE SAUDE  
**Situação da Versão do Projeto:** Aprovado ←  
**Localização atual da Versão do Projeto:** Pesquisador Responsável  
**Patrocinador Principal:** Financiamento Próprio

Comprovante de Recepção:

— DOCUMENTOS DO PROJETO DE PESQUISA

Tipo de Documento	Situação	Al
<ul style="list-style-type: none"> <li>↳ Versão em Tramitação (E1) - Versão 2               <ul style="list-style-type: none"> <li>↳ Emenda (E1) - Versão 2                   <ul style="list-style-type: none"> <li>↳ Currículo dos Assistentes</li> <li>↳ Documentos do Projeto                       <ul style="list-style-type: none"> <li>↳ Comprovante de Recepção - Submissã</li> <li>↳ Folha de Rosto - Submissão 1</li> <li>↳ Outros - Submissão 1</li> <li>↳ Projeto Detalhado / Brochura Investigac</li> <li>↳ TCLE / Termos de Assentimento / Justif</li> </ul> </li> </ul> </li> <li>↳ Versão Atual Aprovada (PO) - Versão 1</li> <li>↳ Projeto Completo</li> </ul> </li> </ul>		

## ANEXO C - INSTRUMENTO DE COLETA DE DADOS

- **Identificação e Controle**

Município: \_\_\_\_\_

- **Identificação do Detector**

Lote: \_\_\_\_\_

Identificação sala nº: \_\_\_\_\_

Identificação quarto nº: \_\_\_\_\_

Data de instalação: \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_ Data de retirada: \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_

- **Identificação do Entrevistado**

Nome completo: \_\_\_\_\_

Sexo ( ) Masculino ( ) Feminino

Data de Nascimento: \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_

Endereço: \_\_\_\_\_ CEP: \_\_\_\_

\_\_\_\_\_ Telefone: \_\_\_\_\_

Email: \_\_\_\_\_

- **Entrevista**

1. Há quanto tempo mora neste domicílio?

\_\_\_\_\_ anos \_\_\_\_\_ meses

2. Quantas pessoas moram neste domicílio?

\_\_\_\_\_

3. Quantos cômodos estão servindo permanentemente para dormir?

\_\_\_\_\_

4. Quantos banheiros de uso exclusivo existem dentro de seu domicílio?

\_\_\_\_\_

5. Que tipo de parede tem o seu domicílio?

( ) Alvenaria com revestimento

( ) Alvenaria sem revestimento

( ) Madeira apropriada para construção

( ) Taipa revestida

( ) Taipa não revestida

Outro: \_\_\_\_\_

6. Que tipo de revestimento do piso tem dentro de seu domicílio?

( ) Piso revestido (cerâmica, concreto/cimento, madeira, lajota, tijolo, azulejo)

( ) Piso de terra batida

( ) Ambos os tipos de piso

( ) Outro: \_\_\_\_\_

7. Como é o abastecimento de água em seu domicílio?

- Água encanada dentro de casa ( rede geral de abastecimento)
- Água encanada fora de casa ( rede geral de abastecimento)
- Poço ou nascente na propriedade
- Poço ou nascente fora da propriedade
- Água da chuva armazenada em cisterna
- Água da chuva armazenada de outra forma
- Carro-pipa
- Outro: \_\_\_\_\_

8. O seu domicílio é?

- Não geminado
- Geminado ( possui duas paredes em comum com outras casas)
- Semigeminado
- Apartamento

9. Como é a base de seu domicílio?

- Apoiada ao solo
- Suspensa
- Mista
- Sobre um porão

10. Dorme com a janela do quarto aberta?

- Sempre
- Algumas vezes
- Nunca

11. Quantos condicionadores de ar são usados na residência? \_\_\_\_\_

12. Quantas pessoas trabalham fora da residência? \_\_\_\_\_

13. Existem fumantes na casa? Quantos? \_\_\_\_\_

13. Histórico de câncer na família \_\_\_\_\_