



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

BRUNO DE ALBUQUERQUE AMARAL

AVALIAÇÃO DOS NÍVEIS DE ^{210}Pb EM DIFERENTES SOLOS DE PERNAMBUCO

Recife

2019

BRUNO DE ALBUQUERQUE AMARAL

AVALIAÇÃO DOS NÍVEIS DE ^{210}Pb EM DIFERENTES SOLOS DE PERNAMBUCO

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

Área de Concentração: Dosimetria e Instrumentação Nuclear.

Orientador: Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral

Recife

2019

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

A485a Amaral, Bruno de Albuquerque.
 Avaliação dos níveis de ^{210}Pb em diferentes solos de
 Pernambuco. / Bruno de Albuquerque Amaral. - Recife, 2019.
 83 f. : il., figs., gráfs., tabs.

 Orientador: Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral.

 Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
 Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e
 Nucleares, 2019.
 Inclui referências e apêndice.

 1. Engenharia nuclear. 2. Ambiental. 3. Chumbo-210. 4.
 Dosimetria. 5. Espectrometria gama. 6. Radioatividade. I. Amaral,
 Romilton dos Santos, orientador. II. Título.

CDD 621.48 (22. ed.)

UFPE
BDEN/2019-05

BRUNO DE ALBUQUERQUE AMARAL

AVALIAÇÃO DOS NÍVEIS DE ^{210}PB EM DIFERENTES SOLOS DE PERNAMBUCO

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

Aprovada em: 07/02/2019.

BANCA EXAMINADORA

Prof^o. Dr. Romilton dos Santos Amaral (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^o. Dr. José Araújo dos Santos Júnior (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Rômulo Simões Cezar Menezes (Examinadora Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^o. Dr. Alberto Antônio da Silva (Examinador Externo)
Instituto Federal de Pernambuco

Prof^o. Dr. Alex Souza Moraes (Examinador Externo)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter me ajudado nos momentos que estava prestes a desistir me dando disposição para lutar e alcançar os meus objetivos.

Aos meus pais, Rosinaldo e Ângela, que são as pessoas mais importantes para mim, por terem me dado todo o suporte, carinho, amor e confiança que fizeram com que eu me tornasse a pessoa que sou hoje. Eles são os principais responsáveis por todas as minhas conquistas.

A minha esposa, amiga e companheira, Cinthya, que esteve ao meu lado durante toda esta jornada, pelo incentivo, apoio e carinho.

A minha irmã, Rafaela, pela amizade ao longo destes anos.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral, por todas as contribuições, incentivo e apoio. Seus ensinamentos contribuíram para o meu crescimento profissional.

Ao comitê de acompanhamento, aos professores e pesquisadores que participaram dos seminários de tese, do exame de qualificação e da defesa: Prof. Dr. José Araújo dos Santos Junior, Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes, Prof. Dr. Jairo Dias Bezerra, Prof. Dr. Alberto Antônio da Silva, Prof. Dr. Elvis Joacir de França, Prof. Dr. Alex Souza Moraes, Prof.^a Dra. Mariana Brayner Cavalcanti Freire Bezerra e Prof. Dr. Dário Costa Primo, por todas as colaborações.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos e a taxa de bancada concedida.

Ao Grupo de Radioecologia (RAE) e ao Departamento de Energia Nuclear pela infraestrutura disponibilizada.

Ao Grupo de Biomassa do Departamento de Energia Nuclear por ter cedido as amostras que possibilitou este trabalho.

Aos amigos do grupo RAE, Ariosto, Alberto, Andrey, Arykerne, Dilcéia, Eduardo, Filipe, Jairo, José Maciel, Josineide, Kennedy, Lino, Marcela, Marvic, Nilson, Otávio, Ricardo, Rodrigo, Suzana, Vinicius e Zahily, pelo apoio, incentivo e troca de ideias.

A todos que trabalham no Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco.

RESUMO

Devido a importância do monitoramento das fontes de radioatividade natural, estudos radiológicos em regiões de radioatividade natural elevada e em regiões com um baixo background radioativo tem se intensificado, já que essas fontes são responsáveis pela maior parte da exposição do ser humano à radiação. Em relação aos radionuclídeos naturais, o ^{210}Pb é um dos que mais contamina os vegetais e junto com o seu descendente, o ^{210}Po , pode contribuir com uma parcela significativa dessa exposição, podendo chegar a até aproximadamente 18% da dose para a população devido a radiação interna, tanto pela inalação desses radionuclídeos presentes no ar, quanto pela ingestão de água e alimentos. Neste trabalho foram estudadas amostras de diferentes tipos de solos da Zona da Mata e do Agreste do Estado de Pernambuco, coletadas em áreas cultivadas e não cultivadas, a fim de avaliar os níveis de ^{210}Pb . A técnica utilizada para determinação das atividades do ^{210}Pb foi a espectrometria gama de alta resolução com um detector do tipo HPGe. As análises foram realizadas de forma direta, a partir da emissão gama do próprio ^{210}Pb , que apresenta energia de 46,54 keV. Na região da Zona da Mata, a atividade específica de ^{210}Pb apresentou um valor mínimo de 15,9 Bq.kg⁻¹ e um valor máximo de 52,4 Bq.kg⁻¹, com valor médio de 28,4 Bq.kg⁻¹. Na região Agreste, as atividades variaram de 12,8 Bq.kg⁻¹ a 56,9 Bq.kg⁻¹, com uma média de 23,4 Bq.kg⁻¹. Análises que determinaram a densidade do solo, teor de areia, silte, argila e matéria orgânica possibilitaram um estudo mais detalhado a respeito dos níveis de ^{210}Pb nos diferentes tipos de solos dessas regiões de Pernambuco. Resultados obtidos através de uma estatística multivariada, demonstraram que os tipos de solos que possuem teores mais elevados de argila, silte e matéria orgânica apresentaram níveis mais elevados de ^{210}Pb , como foi o caso do Gleissolo da Zona da Mata e dos Argissolo e Neossolo Litólico do Agreste. De forma geral, os níveis de ^{210}Pb não apresentaram nenhuma correlação com os diferentes tipos de uso e cobertura da terra e nem com a profundidade do solo.

Palavras-chave: Ambiental. Chumbo-210. Dosimetria. Espectrometria Gama. Radiatividade.

ABSTRACT

Due to the importance of monitoring the sources of natural radioactivity, radiological studies in regions of high natural radioactivity and in regions with low radioactive background have been intensified to monitor the sources of natural radiation, since these sources are responsible for most of the radiation to which the human being is exposed. ^{210}Pb is one of the natural radionuclides that most contaminates plants and, along with its descendant (^{210}Pb), it can contribute with a significant portion of this exposure, reaching about 18% of the dose to the population due to internal radiation, caused by inhalation of ^{210}Pb itself present in the air and in the ingestion of water and food. In this work, samples of different types of soils of Zona da Mata and Agreste of Pernambuco were analyzed, collected in cultivated and uncultivated areas to measure the levels of ^{210}Pb . The technique used to determine the activities of ^{210}Pb was high resolution gamma spectrometry with an HPGe type detector. This study was done directly from the ^{210}Pb gamma emission, with 46,54 keV energy. In Zona da Mata, the specific activity of ^{210}Pb presented a minimum value of 15.9 Bq.kg⁻¹ and a maximum value of 52.4 Bq.kg⁻¹ for the sample points analyzed, with a medium value of 28.4 Bq.kg⁻¹. In Agreste, the activities varied from 12.8 Bq.kg⁻¹ to 56.9 Bq.kg⁻¹ with an average value of 23.4 Bq.kg⁻¹ for the sample points. Analysis that determined the soil density, sand, silt, clay and organic matter content allowed a more detailed study about the levels of ^{210}Pb in the different types of soils of Pernambuco. Results obtained through a multivariate statistic showed that the soil types that have higher levels of clay, silt and organic matter presented higher levels of ^{210}Pb , as was the case of the Gleissolo of the Zona da Mata and the Argissolo and Neosol Litolico of the Agreste. In general, the ^{210}Pb levels did not correlate with the different types of land use and coverage, nor with soil depth.

Keywords: Dosimetry. Environmental. Lead-210. Radioactivity. Gamma Spectrometry.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Fontes de Radioatividade Natural	18
Figura 2 –	Vias de transferência dos radionuclídeos primordiais mais importantes	19
Figura 3 –	Esquema de um perfil de solo	21
Figura 4 –	Diagrama triangular utilizado para determinação da textura do solo	25
Figura 5 –	Decaimento do ^{210}Pb	27
Figura 6 –	Origem do ^{210}Pb suportado e ^{210}Pb não suportado	29
Figura 7 –	Espectro teórico de uma fonte de radiação gama monoenergética: (1) fotopico; (2) corte Compton; (3) região Compton; (4) pico de retrospalhamento	32
Figura 8 –	Gráfico Ilustrativo do FWHM	33
Figura 9 –	Localização do Estado de Pernambuco e subdivisões estaduais ...	36
Figura 10 –	Pontos de coleta das amostras na Zona da Mata Pernambucana ..	41
Figura 11 –	Pontos de coleta das amostras no Agreste Pernambucano	42
Figura 12 –	Esquema simplificado do detector HPGe	43
Figura 13 –	Modelo de calibração em energia	44
Figura 14 –	Gráfico de Box Plot para as amostras coletadas na Zona da Mata	49
Figura 15 –	Distribuição vertical do ^{210}Pb nas amostras de solo do tipo argissolo	50
Figura 16 –	Distribuição vertical do ^{210}Pb nas amostras de solo do tipo latossolo	51
Figura 17 –	Distribuição vertical do ^{210}Pb nas amostras de solo do tipo gleissolo	52
Figura 18 –	Atividade específica média em função da profundidade nos três tipos de solo da Zona da Mata	53
Figura 19 –	Gráfico de Box Plot para as amostras coletadas no Agreste	57
Figura 20 –	Distribuição vertical do ^{210}Pb nas amostras de solo do tipo argissolo	58
Figura 21 –	Distribuição vertical do ^{210}Pb nas amostras de solo do tipo planossolo	59

Figura 22 –	Distribuição vertical do ^{210}Pb nas amostras de solo do tipo neossolo regolítico	60
Figura 23 –	Distribuição vertical do ^{210}Pb nas amostras de solo do tipo neossolo litólico	60
Figura 24 –	Distribuição vertical do ^{210}Pb nas amostras de solo do tipo luvisolo	61
Figura 25 –	Atividade específica média em função da profundidade nos cinco tipos de solo do Agreste	62
Figura 26 –	Gráfico de carga fatorial (ZONA DA MATA)	63
Figura 27 –	Gráfico de Escores (Profundidade)	64
Figura 28 –	Gráfico de Escores (Uso do solo)	64
Figura 29 –	Gráfico de Escores (Tipo de Solo)	65
Figura 30 –	Médias para Atividade, Densidade, Teor de Matéria Orgânica, Argila, Silte e Areia para os tipos de solos coletados na Zona da Mata	66
Figura 31 –	Gráfico de Carga Fatorial (Agreste)	66
Figura 32 –	Gráfico de Escores (Profundidade)	67
Figura 33 –	Gráfico de Escores (Uso do solo)	68
Figura 34 –	Gráfico de Escores (Tipo de solo)	69
Figura 35 –	Médias para Atividade, MO, Densidade, Teor de Argila, Silte e Areia para os tipos de solos coletados no Agreste	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Série Radioativa do ^{238}U	17
Tabela 2 –	Níveis de exposição à radiação natural	20
Tabela 3 –	Classes de solos adotado pelo SiBCS	23
Tabela 4 –	Liberação de ^{210}Pb na atmosfera devido a atividades industriais.	27
Tabela 5 –	Tipos de Solos (%) mais representativos e usos da terra da Zona da Mata e do Agreste Pernambucano	38
Tabela 6 –	Eficiência de contagem para o ^{210}Pb	45
Tabela 7 –	Atividades específicas do ^{210}Pb das amostras coletadas na Zona da Mata	47
Tabela 8 –	Atividades específicas do ^{210}Pb das amostras coletadas no Agreste	54
Tabela 9 –	Atividades específica do ^{210}Pb no Brasil e no mundo	70
Tabela 10 –	Coordenadas dos Pontos de coleta na Zona da Mata	82
Tabela 11 –	Coordenadas dos Pontos de coleta no Agreste	83

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACP	Análise de Componentes Principais
AMD	Atividade Mínima Detectável
BG	Background
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
HPGe	High Purity Germanium Detector
IAEA	International Atomic Energy Agency
ICPR	International Commission on Radiological Protection
LABRAN	Laboratório de Radioecologia e Análise Nuclear
LD	Limite de Detecção
NORM	Naturally Occurring Radioactive Materials
NUCLEBRAS	Empresas Nucleares Brasileiras
SiBCS	Sistema Brasileiro de Classificação de Solos
TENORM	Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1	RADIOATIVIDADE E MEIO AMBIENTE	15
2.1.1	Solos	21
2.1.2	Mobilidade e dispersão dos radionuclídeos	23
2.1.3	Chumbo	25
2.2	ESPECTROMETRIA GAMA	30
2.3	ESTATÍSTICA MULTIVARIADA – ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP)	34
3	MATERIAIS E MÉTODOS	36
3.1	ÁREA DE ESTUDO	36
3.1.1	Características gerais das principais classes de solo da Zona da Mata e Agreste	38
3.2	COLETA E PREPARAÇÃO DE AMOSTRAS	39
3.3	SISTEMAS DE MEDIDAS	42
3.3.1	Calibração em energia	43
3.3.2	Eficiência do ^{210}Pb e modelo para cálculo das atividades	44
3.3.3	Limite de Detecção (LD) e Atividade Mínima Detectável (AMD)	46
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
4.1	ATIVIDADE ESPECÍFICA E DISTRIBUIÇÃO VERTICAL DO ^{210}Pb	47
4.2	ANÁLISE DE COMPONENTE PRINCIPAL	62
4.3	ESTUDO COMPARATIVO	69
5	CONCLUSÃO	72
6	RECOMENDAÇÕES	73
	REFERÊNCIAS	74
	APÊNDICE A – COORDENADAS DOS PONTOS DE COLETAS	82

1 INTRODUÇÃO

A radioatividade natural contribui com a maior parte da radiação a que o ser humano está exposto, estando presente em todos os compartimentos no ambiente (IAEA, 2006). As principais fontes de radioatividade natural são os radionuclídeos naturais, que são divididos em três grupos de acordo com sua origem. O primeiro grupo, que são os radionuclídeos primordiais, corresponde a aqueles formados juntamente com a criação do sistema solar, sendo o ^{238}U , ^{232}Th e o ^{40}K os mais relevantes. O segundo grupo corresponde aos originados devido ao decaimento radioativo de alguns radionuclídeos primordiais. No terceiro grupo estão presentes os radionuclídeos que são originados a partir da interação dos raios cósmicos com elementos estáveis presentes na atmosfera terrestre (SAMPA, 1979). Alguns processos industriais ou outros tipos de atividades humanas, tais como beneficiamento e processamento químico de minério, produção de fertilizantes fosfatados, extração e purificação de elementos traço, podem contribuir para modificar a concentração dos radionuclídeos naturais em diversos tipos de materiais, tendo como consequência a formação dos Materiais Radioativos de Ocorrência Natural Tecnologicamente Modificados, também conhecidos como TENORM - Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials (EL AFIFI *et al.*, 2006; ABO-ELMAGD *et al.*, 2010).

Radionuclídeos de origem artificial, que são radionuclídeos gerados artificialmente devido a atividades antrópicas, também podem ser encontrados no ambiente. Grande parte dos radionuclídeos artificiais encontrados no ambiente foram produzidos devido a testes nucleares e acidentes com reatores nucleares, por exemplo os acidentes de Chernobyl na Rússia e Fukushima no Japão, sendo liberados na atmosfera e posteriormente depositados no meio ambiente devido ao fallout radioativo (CARDOSO, 2012). A produção de energia elétrica com base na fissão nuclear também gera resíduos radioativos, tais como produtos de fissão, especialmente o ^{90}Sr e o ^{137}Cs , porém são manuseados de tal forma que muito pouco é liberado para o ambiente, exceto no caso de acidentes.

Os estudos radiológicos em regiões de radioatividade natural elevada têm se intensificado desde que a Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICPR) considerou os efeitos das radiações ionizantes no homem (MELO, 2008). Cerca de 95% da população mundial ocupa regiões onde a taxa de dose pode variar de 0,3 a 0,6 $\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$, enquanto que, uma parte da população encontra-se em áreas onde os níveis de radiação estão acima da média mundial de dose efetiva, que seria de 2,4 $\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ (UNEP, 1985).

O Brasil é um dos países que apresenta uma das maiores concentrações de minerais radioativos, tendo áreas com doses que ultrapassam muito a média anual de dose efetiva, como é o caso da praia de Guarapari no estado do Espírito Santo e a zona rural de Poços de Caldas no estado de Minas Gerais, com doses efetivas podendo chegar a 175 mSv.a^{-1} e a 250 mSv.a^{-1} , respectivamente (MORAIS et al., 2013). Além disso, possui a sétima maior reserva geológica de urânio do mundo, apesar de ter sido explorado menos de 30% do seu território, onde a maior parte prospectada está localizada na região Nordeste, incluindo as jazidas de Itataia no Ceará e Lagoa Real na Bahia (SILVA, 2011). O estado de Pernambuco também apresenta áreas com elevados níveis de radiação devido a fontes naturais. Entre estas áreas pode-se citar a região do agreste semiárido, localizada nos municípios de Pedra e Venturosa, onde foram descobertas ocorrências de urânio e tório durante o período de 1974 e 1977 pela antiga NUCLEBRAS (COSTA JUNIOR, 2011). Outra anomalia é a da região Urano-Fosfática do Nordeste, que vai do sul da cidade de Olinda, no estado de Pernambuco, até o extremo norte do estado da Paraíba (COSTA JUNIOR, 2011). Neste caso, segundo a literatura, os teores de urânio variam de 150 a $200 \mu\text{g.g}^{-1}$ dependendo da jazida investigada (AMARAL, 1994).

As fontes de radioatividade natural são responsáveis por aproximadamente 70% da dose de radiação recebida pelo homem (OLIVEIRA, 1998; PAIVA, 2008). A exposição devido a estas fontes, ocorre principalmente devido aos radionuclídeos naturais provenientes do decaimento das séries do ^{238}U e do ^{232}Th , e ao ^{40}K (MELO, 2008; VASCONCELOS, 2010). Um dos radionuclídeos de maior importância para a proteção radiológica é o ^{222}Rn , que emana para atmosfera a partir de minerais da crosta terrestre que contêm ^{238}U . Partindo do ^{222}Rn , três decaimentos alfa e dois decaimentos beta levam a formação do ^{210}Pb , que na atmosfera, pode se agregar as partículas de aerossol, e nessa forma, é depositado nas superfícies sólidas ou é inalado pelos mamíferos (MIHAILOVIĆ et al., 2014). Outro radionuclídeo importante da série de decaimento do ^{238}U é o ^{210}Po , que é considerado um dos radionuclídeos de maior radiotoxicidade. Apesar da sua meia-vida relativamente curta ($T_{1/2} = 138,4$ dias), ele é mantido na atmosfera devido ao decaimento do ^{210}Pb que possui um tempo de meia-vida longo ($T_{1/2} = 22$ anos) e também apresenta radiotoxicidade elevada (COLANGELO et al., 1992). Por outro lado, o ^{210}Pb tem sido bastante utilizado como traçador em estudos de processos atmosféricos, em investigações de taxas de erosão, sedimentação em sistemas aquáticos e datação de depósitos sedimentares (MIHAILOVIĆ et al., 2014).

O solo é uma das principais fontes de radiação natural e as condições geográficas e geológicas da região em que se encontram, têm influência direta na sua radioatividade, sendo importante o conhecimento da distribuição, composição e do background, já que a presença de

radionuclídeos naturais nos solos contribuem significativamente para aumentar os níveis de dose ambiental que o ser humano está exposto (VASCONCELOS, 2010). A longo prazo, é a principal fonte de entrada de radionuclídeos na cadeia alimentar e de contaminação de águas subterrâneas por lixiviação dos radionuclídeos presentes no solo (STREBL et al., 2007).

Levando em consideração a importância do monitoramento das fontes de radioatividade natural, este trabalho teve como objetivo avaliar os níveis de ^{210}Pb em diferentes solos do Estado de Pernambuco, possibilitando uma orientação em relação a um possível risco radiométrico por conta do acúmulo do ^{210}Pb nos solos. Dessa forma, foi realizado um estudo da distribuição vertical do ^{210}Pb nos solos cultivados e não cultivados, como também, um estudo da influência de algumas propriedades do solo, tais como, textura, densidade e teor de matéria orgânica, nos níveis de ^{210}Pb nos diferentes tipos de solos analisados.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 RADIOATIVIDADE E MEIO AMBIENTE

A radioatividade é uma propriedade apresentada por determinados núcleos atômicos, que sofrem um decaimento espontâneo e transformação acompanhada da emissão de partícula nuclear e/ou radiação eletromagnética. Este processo ocorre em núcleos atômicos instáveis, que são denominados de radionuclídeos (L'ANNUNZIATA, 2007; BASTOS, 2008). O decaimento de um núcleo atômico instável é um processo probabilístico, não sendo possível determinar quando um núcleo decairá e sim a probabilidade de ocorrer o decaimento (PAIVA, 2008). Inicialmente a radioatividade foi observada em determinados tipos de minerais, sendo descoberto mais tarde, que esta propriedade está presente em todos os compartimentos do meio ambiente. Devido à existência da radioatividade de origem natural, o homem sempre esteve exposto à radiação ionizante, sendo este tema bastante estudado nos últimos anos (L'ANNUNZIATA, 2007, PAIVA, 2008).

Na natureza são encontrados aproximadamente 340 nuclídeos, dos quais, cerca de 70 são radioativos. Todos os elementos com número atômico maior que 80 possuem isótopos radioativos, e todos os isótopos de elementos com número atômico maior que 83 são radioativos (SANTOS JÚNIOR, 2009).

A radioatividade natural tem origem terrestre e origem cósmica. Ela é composta pelos radionuclídeos primordiais (e seus descendentes), pelos raios cósmicos e pelos radionuclídeos cosmogênicos. Os radionuclídeos primordiais, que possuem o tempo de meia-vida comparável com a idade da Terra, e os radionuclídeos que pertencem as suas séries de decaimento estão presentes no ambiente desde a formação do planeta. A desintegração dos radionuclídeos primordiais, tais como o ^{238}U e ^{232}Th , dá origem a outros elementos radioativos até atingir uma forma isotópica estável, caracterizando uma série de decaimento radioativo (PONTEDEIRO, 2006). Estes, juntamente com o ^{40}K , são os principais elementos radioativos de interesse para a radioproteção.

Na série do ^{238}U , apresentada na Tabela 1, ocorrem diversas transformações até a formação do ^{206}Pb que é estável. O radionuclídeo com maior tempo de meia vida presente nesta série é o próprio ^{238}U ($4,468 \times 10^9$ anos), seguido do ^{234}U ($2,48 \times 10^5$ anos) e do ^{230}Th ($7,52 \times 10^4$ anos). Dentro da série destaca-se o ^{226}Ra que possui um tempo de meia vida de 1600 anos e por emissão alfa forma o ^{222}Rn , que é um gás inerte e tende a se acumular em ambientes fechados.

O ^{222}Rn e seus descendentes, são os radionuclídeos de maior importância do ponto de vista da proteção radiológica. Neste caso o alvo principal deste radionuclídeo é o aparelho respiratório, especialmente o pulmão. Os isótopos do radônio e seus produtos de decaimento, são responsáveis por cerca de 53% da radiação incidente sobre o ser humano (SILVA, 2014; MELO, 2008).

Na série do ^{232}Th , as transformações ocorrem até a formação do ^{208}Pb que é estável. Devido as emissões de alta energia de seus descendentes, o ^{228}Ra é o radionuclídeo mais relevante dessa série, sob o ponto de vista radioecológico. Nesta série também é encontrado um isótopo radioativo do radônio, o ^{220}Rn , sendo que, os efeitos provocados por este radionuclídeo são vinte vezes menos relevantes do que aqueles provocados pelo ^{222}Rn (SILVA, 2014).

O potássio é um macroelemento essencial à vida, possui três isótopos de ocorrência natural com números de massa 39, 40 e 41, onde somente o ^{40}K é radioativo (MELO, 2008). O ^{40}K possui um tempo de meia-vida de $1,28 \times 10^9$ anos e decai por emissão de uma partícula beta com energia de 1,3 MeV e probabilidade de emissão de 89,3% formando o ^{40}Ca ou pelo processo de captura eletrônica, emitindo um raio gama com energia de 1,461 MeV, formando o ^{40}Ar . Sozinho, é responsável por cerca de 98% das emissões gama dos radionuclídeos primordiais presentes na crosta terrestre (SANTOS JUNIOR, 2009).

Existem outros radionuclídeos primordiais presentes na natureza que, por existirem em pequenas quantidades, tais como o ^{235}U e sua série de decaimento, ^{87}Rb , ^{138}La e outros, não apresentam contribuição significativa para a dose anual nos seres humanos (UNSCEAR, 2000).

A radioatividade de origem cosmogênica tem sua formação a partir da ativação de isótopos estáveis presentes na atmosfera devido a interação destes com os raios cósmicos, originando radionuclídeos cosmogênicos, tais como ^3H , ^7Be , ^{14}C e ^{22}Na (UNSCEAR 2000; STREBL et al., 2007). A maioria dos radionuclídeos cosmogênicos contribuem pouco para dose de radiação e são mais relevantes como traçadores ambientais, com exceção do ^3H , ^7Be e ^{22}Na que possuem importância metabólica para o corpo humano. A radiação cósmica possui três fontes de origem: os raios cósmicos galácticos, originados fora do sistema solar; radiação cósmica solar, gerada perto da superfície do sol por distúrbios magnéticos; e dos cinturões de radiação de Van Allen (UNSCEAR, 2000).

Tabela 1 - Série Radioativa do ^{238}U .

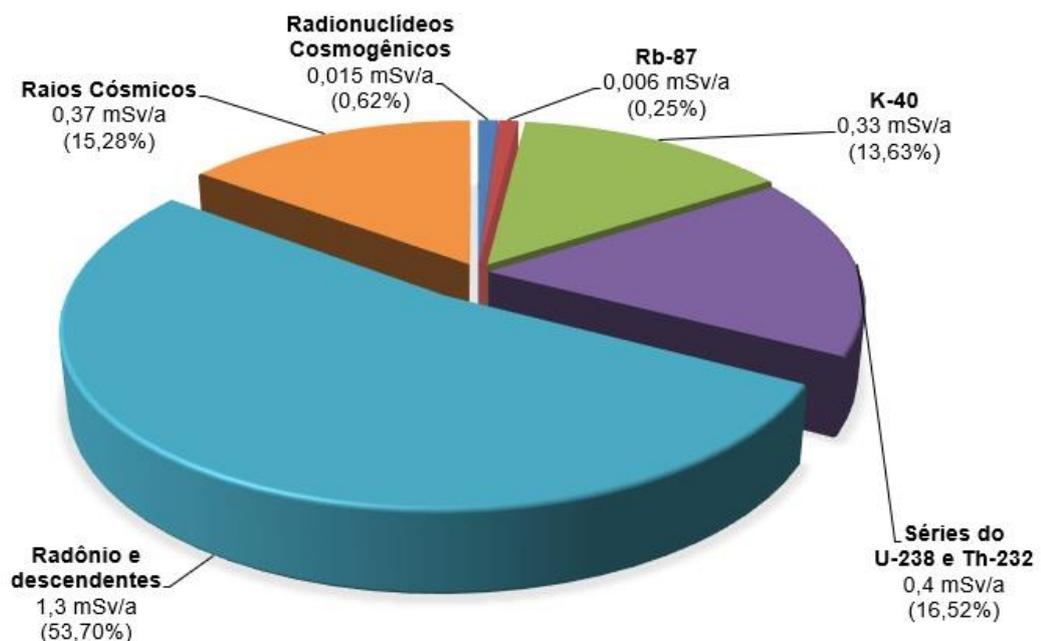
Nuclídeos		Meia-vida	Maiores energias de radiação (MeV) e intensidades		
			α	β	γ
	^{238}U	$4,468 \times 10^9$ a	4,15 (23%) 4,19 (77%)	-	-
	↓				
	^{234}Th	24,1 d	-	0,103 (19%) 0,191 (81%)	0,063 (3,5%) 0,093 (4,0%)
	↓				
	^{234}Pa	1,18 m	-	2,29 (98%)	0,765 (0,30%) 1,001 (0,60%)
99,86%					
	↓				
	^{234}Pa	6,7 h	-	0,53 (66%) 1,13 (13%)	0,10 (50%) 0,70 (24%) 0,90 (70%)
	↓				
	^{234}U	$2,48 \times 10^5$ a	4,72 (28%) 4,77 (72%)	-	0,053 (0,2%)
	↓				
	^{230}Th	$7,52 \times 10^4$ a	4,62 (24%) 4,68 (76%)	-	0,068 (0,6%) 0,142 (0,07%)
	↓				
	^{226}Ra	1602 a	4,60 (5,5%) 4,78 (94,5%)	-	0,186 (4%)
	↓				
	^{222}Rn	3,825 d	5,49 (100%)	-	0,510 (0,07%)
	↓				
	^{218}Po	3,05 m	6,11 (100%)	0,33 (100%)	-
99,98%					
	↓				
	^{214}Pb	26,8 m	-	1,03 (6%)	0,295 (19%) 0,352 (36%)
	↓				
	^{218}At	2 s	6,65 (6%) 6,70 (94%)	0,67 (94%)	-
	↓				
	^{214}Bi	19,7 m	5,61 (100%)	3,26 (100%)	0,609 (46%) 1,120 (17%) 1,764 (17%)
99,96%					
	↓				
	^{214}Po	164 μs	7,83 (100%)	-	0,799 (0,014%)
	↓				
	^{210}Tl	1,32 m	-	2,3 (100%)	0,296 (80%) 0,795 (100%) 1,310 (21%)
	↓				
	^{210}Pb	22 a	3,7 ($1,8 \times 10^{-8}\%$)	0,017 (85%) 0,064 (15%)	0,047 (4%)
	↓				
	^{210}Bi	5,02 d	4,93 (60%) 4,89 (34%) 4,59 (5%)	1,155 (100%)	-
100%					
	↓				
	^{210}Po	138,3 d	5,30 (100%)	-	0,803 (0,0011%)
	↓				
	^{206}Tl	4,19 m	-	1,520 (100%)	-
	↓				
	^{206}Pb	ESTÁVEL	-	-	-

Fonte: SILVA (2014).

A radiação terrestre de origem natural está presente em todos os compartimentos do ecossistema, tais como: solos, rochas, água, ar e alimentos (AMARAL, 1994). O uso de combustíveis fósseis, de materiais de construção contendo elementos radioativos de origem natural e de fertilizantes, podem elevar os níveis de radioatividade natural nestes compartimentos, contribuindo para aumento da exposição à radiação a qual o ser humano está submetido (UNSCEAR, 2000). Atividades realizadas pelo homem que alteram a concentração dos radionuclídeos naturais em determinado material, dão origem aos Materiais Radioativos de Ocorrência Natural Tecnicamente Modificados (TENORM), que são formados, principalmente, em processos industriais (EL-MEKAWY et al., 2015).

A exposição do ser humano a radioatividade de origem natural foi estimada pela UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation) em uma dose equivalente efetiva média de $2,4 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ (SROOR et al., 2001). A contribuição devido aos radionuclídeos primordiais e seus descendentes corresponde a aproximadamente 84% ($2,03 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$) da dose média anual recebida pela população devido as fontes de exposição de origem natural (tendo os isótopos do Radônio e descendentes como a principal fonte, responsáveis por aproximadamente 53% desta dose), sendo os outros 16% ($0,39 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$) devido a radiação cósmica (UNSCEAR, 2000). A Figura 1 apresenta os valores das fontes de radiação natural para a contribuição média de dose equivalente anual para o ser humano.

Figura 1 – Fontes de Radioatividade Natural.

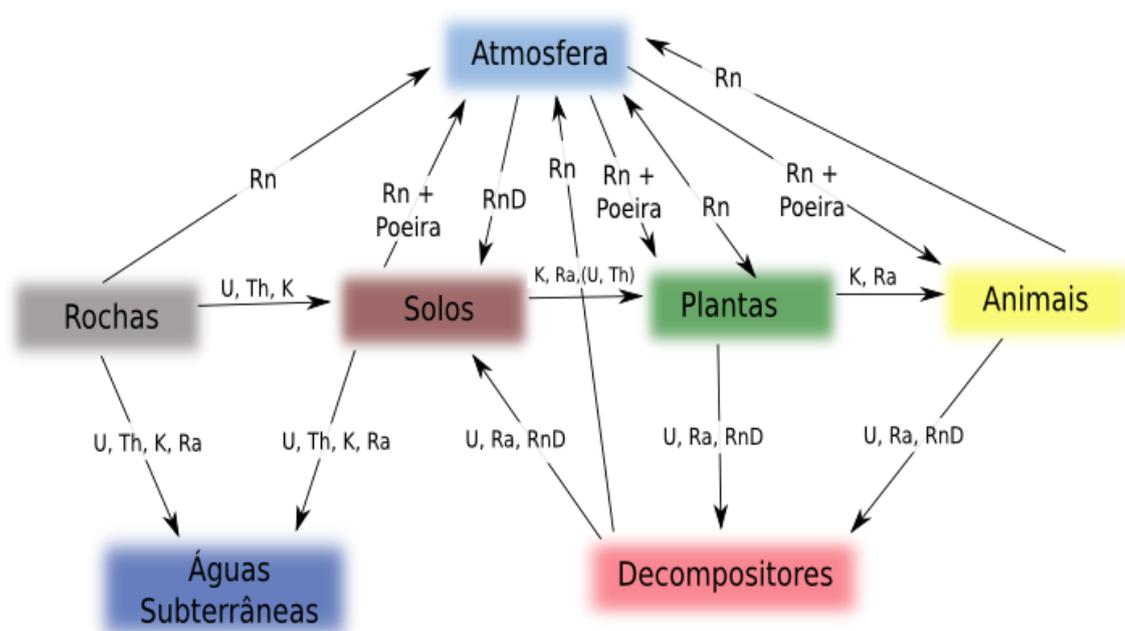


Fonte: adaptado UNSCEAR (2000).

A exposição do homem à radiação natural pode ocorrer devido à exposição externa e/ou interna. A exposição externa ocorre por conta dos radionuclídeos primordiais presentes nos solos, atmosfera, materiais de construção e dos radionuclídeos cosmogênicos, estes últimos devido à exposição fora das residências. A exposição interna ocorre devido aos radionuclídeos que são absorvidos pelo corpo humano por inalação ou ingestão de alimentos e água (AMARAL, 1994; AQUINO, 2010). As principais vias de transferência de radionuclídeos naturais no ecossistema terrestre estão esquematizadas na Figura 2.

A radiação gama originada dos radionuclídeos de origem natural representa a maior fonte externa de radiação para o corpo humano e seus níveis dependem das condições geológicas de cada área do planeta e da concentração de urânio, tório e potássio da rocha que originou o solo (TZORTZIS et al., 2003; SANTOS JUNIOR, 2009). A dose estimada para a radiação externa devido a radiação gama proveniente de fontes terrestres é de aproximadamente $0,46 \text{ mSv.a}^{-1}$, que pode variar com a concentração dos radionuclídeos naturais, especialmente ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K , presentes nos solos e rochas da região em que o indivíduo se encontra (SINGH et al., 2005). Os radionuclídeos naturais encontrados nos solos são derivados das rochas subterrâneas (substrato rochoso) e a distribuição destes radionuclídeos no meio é governada pelo intemperismo, lixiviação, sedimentação e outros processos físicos (FUJIYOSHI; SAWAMURA, 2004).

Figura 2 - Vias de transferência dos radionuclídeos primordiais mais importantes.



Fonte: SPACOV (2016).

O ^{40}K e os radionuclídeos das séries do ^{238}U e do ^{232}Th , estão presentes em diferentes quantidades, em qualquer tipo de material. Altas concentrações de tório e urânio geralmente são encontradas em rochas ígneas e baixos níveis em rochas sedimentares, exceto nas rochas fosfáticas de origem sedimentar. O potássio está presente em altas concentrações em rochas que contêm feldspato potássio (SANTOS JUNIOR, 2009).

Existem várias regiões do planeta com radioatividade natural elevada devido a presença do ^{238}U , ^{232}Th e de seus descendentes. No sudoeste da Índia, cerca de 70.000 pessoas vivem em uma região que contém altos níveis de radiação devido à presença de areias monazíticas ricas em tório (MELO, 2008). No Brasil, as áreas com altos níveis de radioatividade natural mais conhecidas e estudadas se encontram nos estados de Minas Gerais e do Espírito Santo, existindo também a mina de Lagoa Real na Bahia, Itataia no Ceará e ainda pode-se destacar a faixa sedimentar costeira de parte da região Nordeste do Brasil, onde foi constatado a existência de urânio em jazidas de fosfato. Em Minas Gerais a dose externa pode chegar a 250 mSv.a^{-1} devido a intrusão alcalina (MORAIS et al., 2013). Depósitos minerais com elevados níveis de radionuclídeos naturais são bons exemplos para estudos de dispersão e mobilidade destes radionuclídeos no ambiente, além permitir avaliar o impacto da radiação na saúde do ser humano (PAIVA, 2008). Na Tabela 2, estão representados os níveis de exposição à radiação em algumas regiões do planeta com altos níveis de radiação natural, incluindo as anomalias de Minas Gerais e Guarapari.

Tabela 2 - Níveis de exposição à radiação natural.

LOCALIDADE	DOSE EFETIVA (mSv.a^{-1})
Kerala (Índia)	16,0
Floresta Negra (Alemanha)	18,0
Central City (EUA)	22,0
Guarapari (Brasil)	175,0
Minas Gerais (Brasil)	250,0
Parte da Ex-União Soviética	700,0

Fonte: adaptado (MELO, 2008).

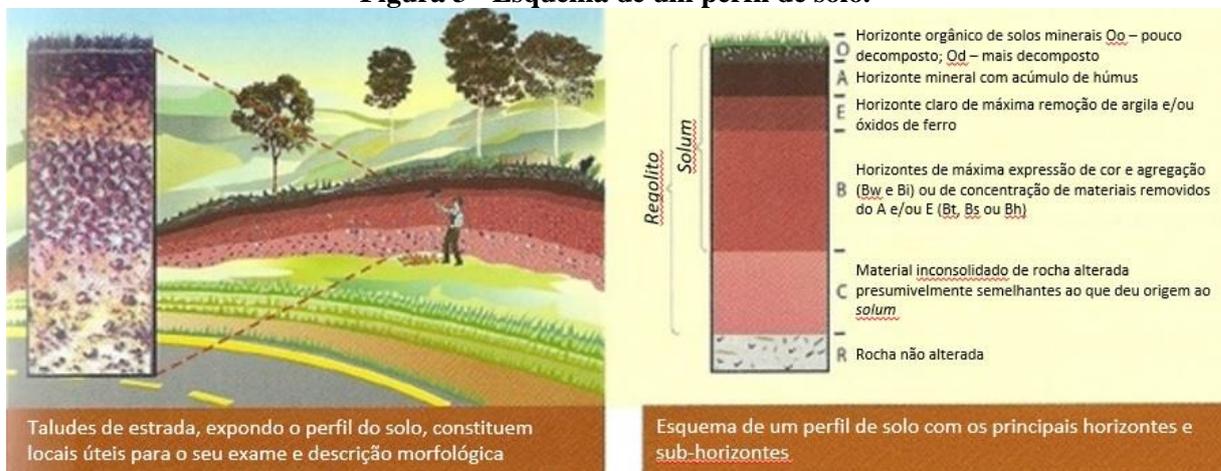
Uma das principais fontes de radioatividade nas regiões que apresentam altos níveis de radioatividade natural é o solo, e as condições geográficas e geológicas da região em que se encontram, têm influência direta na sua radioatividade, sendo importante o conhecimento da distribuição, composição e do background dos solos (VASCONCELOS, 2010).

2.1.1 Solos

Os solos são formados sob a ação de um conjunto de processos físicos, químicos e biológicos e devido a não conformidade destes processos, eles apresentam uma série de camadas ou bandas, aproximadamente paralelas à superfície, que se distinguem do material de origem, conhecidos como horizontes. Essas camadas são formadas devido a adições, perdas, translocações e transformações de energia e matéria ao longo do tempo e sob a influência do clima, de organismos e relevo. Dá-se o nome de perfil de solo a essa seção vertical da superfície até o material geológico, onde é possível observar toda a sequência de horizontes (EMBRAPA, 2006; LEPSCH, 2010).

Um solo completo e bem desenvolvido apresenta cinco tipos de horizontes (Figura 3), que podem ser de diversos tipos, e são identificados pelas letras maiúsculas: O, A, E, B e C. Estes horizontes, também conhecidos como horizontes pedogenéticos, são constituídos principalmente por partículas minerais, materiais orgânicos, água e ar (LEPSCH, 2010). Os minerais que constituem o solo são compostos inorgânicos provenientes dos processos de intemperismo sofridos pelas rochas, que juntamente com a matéria orgânica constituem a fase sólida do solo (LANGE, 2012). A matéria orgânica, que é um dos fatores que mais afetam a mobilidade dos radionuclídeos no solo, pode ser encontrada em proporções diferentes em diferentes tipos de solos ou até mesmo em horizontes diferentes de um mesmo perfil, sendo normalmente encontrada em maior quantidade próximo a superfície. Ela é proveniente da presença de materiais de origem vegetal e animal, que vão se decompondo no meio formando diversos tipos de compostos orgânicos (LANGE, 2012).

Figura 3 - Esquema de um perfil de solo.



Fonte: LEPSCH (2010).

A existência de diferentes tipos de solos é controlada por cinco fatores principais: clima, organismos, material de origem, relevo e idade da superfície do terreno (LEPSCH, 2010). Os solos são classificados em um sistema hierarquizado em diversos níveis categóricos. As categorias possuem seis níveis: 1º nível categórico (ordens), 2º nível categórico (subordens), 3º nível categórico (grandes grupos), 4º nível categórico (subgrupos), 5º nível categórico (famílias) e 6º nível categórico (séries) (EMBRAPA, 2006).

O primeiro passo para se classificar um solo é o exame de seus horizontes. Para a classificação dos solos estabeleceu-se o conceito de horizontes diagnósticos, que diferentemente da determinação dos horizontes pedogenéticos (O, A, E, B, C) que só leva em consideração a descrição morfológica realizada em campo, necessita também de análises químicas, físicas e mineralógicas para a confirmação dos horizontes (LEPSCH, 2010).

O Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) foi elaborado a partir de dados extraídos de levantamentos exploratórios realizados em todo o Brasil nos últimos 60 anos, tendo sua primeira versão oficial apresentada pela EMBRAPA em 1999, sendo atualizado na segunda edição no ano de 2006. Atualmente são reconhecidas 13 classes de solos no nível hierárquico mais alto, que são as ordens. As nomenclaturas das 13 classes são formadas pela associação de um elemento formativo do solo com o termo “solo”, como mostrado na Tabela 3. Neste sistema ainda não foram estabelecidas as famílias e as séries, por tanto os solos são classificados até o quarto nível categórico.

A classificação do primeiro nível categórico leva em consideração a presença ou ausência de determinados atributos, horizontes diagnósticos ou propriedades que mostram diferenças no tipo e grau de desenvolvimento dos processos que atuaram na formação do solo (EMBRAPA, 2006).

Tabela 3 - Classes de solos adotado pelo SiBCS.

Classe	Elemento Formativo	Termo de conotação e memorização
ARGISSOLO	ARGI	"Argilla". Acumulação de argila, dessaturado de bases.
CAMBISSOLO	CHAMBI	"Cambiare", trocar ou mudar. Horizonte B incipiente.
CHERNOSSOLO	CHERNO	Preto, rico em matéria orgânica.
ESPODOSSOLO	ESPODO	"Spodos", cinza vegetal. Horizonte B espódico.
GLEISSOLO	GLEI	Glei. Horizonte Glei.
LATOSSOLO	LATO	"Lat", material muito alterado. Horizonte B latossólico.
LUVISSOLO	LUVI	"Luere", iluvial. Acumulação de argila com alta saturação por bases.
NEOSSOLO	NEO	Novo. Pouco desenvolvimento genético.
NITOSSOLO	NITO	"Nitidus", brilhante. Horizonte B nítico.
ORGANOSSOLO	ORGANO	Orgânico. Horizonte H ou O hístico.
PLANOSSOLO	PLANO	"Planus". Horizonte B plânico.
PLINTOSSOLO	PLINTO	"Plinthus". Horizonte plíntico.
VERTISSOLO	VERTI	"Vertere", inverter. Horizonte vértico.

Fonte: (EMBRAPA, 2006).

2.1.2 Mobilidade e dispersão dos radionuclídeos

A definição para mobilidade de um elemento no ambiente é dita como a facilidade com que ele se desloca no meio. Fatores físicos, químicos, biológicos, hidrológicos e meteorológicos influenciam o comportamento destes elementos no meio ambiente (SZELES, 1994). Um radionuclídeo e um isótopo estável de um mesmo elemento químico apresentam comportamentos idênticos no ambiente em que se encontram (STREBL, et al., 2007).

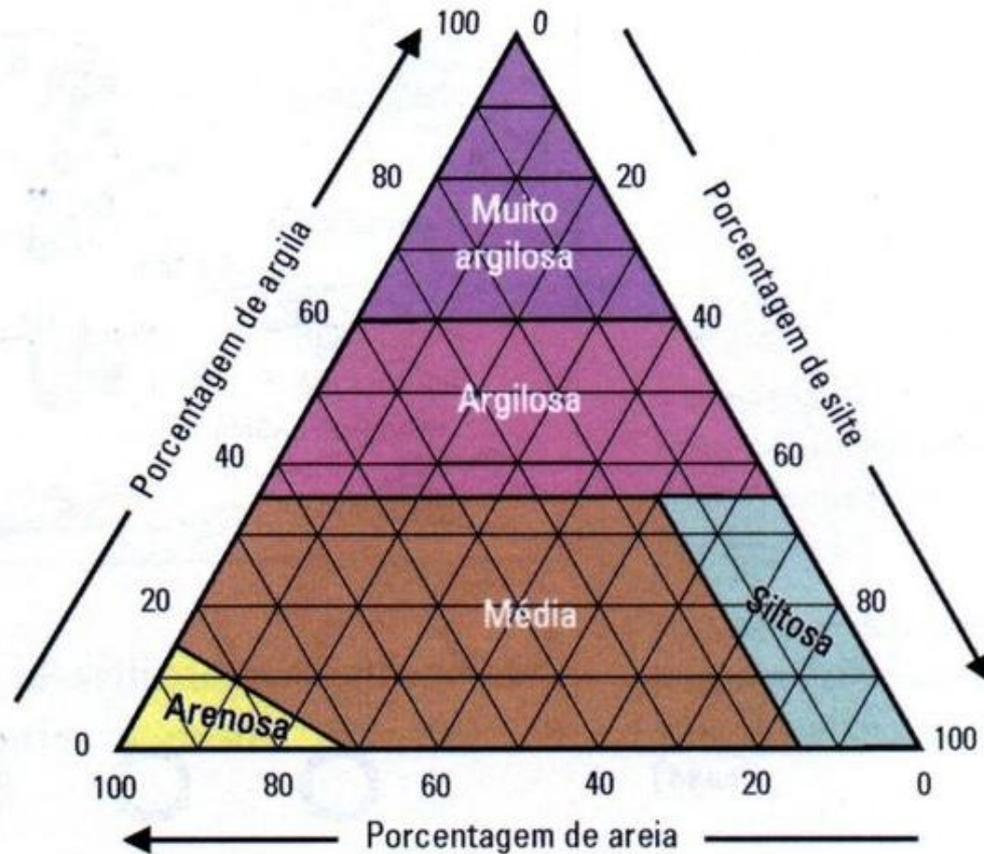
Em meio aquoso ou em qualquer meio sólido, mas sob transporte aquoso, a dispersão de um elemento pode ocorrer na forma de íons livres ou íons complexos em solução, adsorvidos ou coprecipitados em sólidos finos (PAIVA, 2008). A presença de radionuclídeos no ar e na

água, os tornam sujeitos a fenômeno de deposição, que incluem a sedimentação gravitacional, impactação, adsorção e precipitação. À medida que as partículas radioativas se aproximam das rochas, solos, sedimentos em suspensão ou vegetação, elas tendem a se aderir a superfície desses materiais, tornando, geralmente, as concentrações de radionuclídeos nos materiais sólidos maiores do que no ar e na água (SLEZES, 1994).

Estudos a respeito da migração dos radionuclídeos no ecossistema terrestre são extremamente importantes, já que este processo controla o comportamento dos radionuclídeos a longo prazo no ambiente, a absorção pela flora e fauna incluindo a cadeia alimentar e também o seu potencial como contaminante das águas subterrâneas (KRICHNER, 2008). Quando se trata da mobilidade de radionuclídeos em um determinado meio, fatores como tempo de meia-vida, características químicas e físicas do radionuclídeo e do meio onde está disperso (litologia, relevo, clima, vegetação e organismos presentes no meio) são de extrema relevância (SILVEIRA, 2007; PAIVA, 2008).

A migração vertical dos radionuclídeos nos solos depende de diversos fatores, tais como, a topografia, tipo de solo, e muitos outros. O solo consiste de partículas com diferentes minerais, água, ar e matéria orgânica em diferentes estágios de degradação, sendo este último um dos componentes mais importantes na avaliação da migração e distribuição dos radionuclídeos que pertencem as séries do urânio no ecossistema terrestre. A adsorção de metais e radionuclídeos pode ser influenciada por diversas propriedades dos solos, tais como, a textura, pH, capacidade de troca de cátions e do teor de matéria orgânica. Estas propriedades são fundamentais para o estudo dos perfis de radionuclídeos nos solos (EISENBUD; GESELL, 1997; PERSSON; HOLM, 2011; CHARRO et al., 2012). A textura de um solo é determinada pela proporção de areia, silte e argila, que constituem a parte inorgânica do solo e influenciam na porosidade do meio. A granulometria da argila apresenta diâmetro inferior a 2 μm , enquanto que a granulometria do silte varia de 2 até 60 μm . A areia consiste principalmente de minerais primários e sua granulometria varia de 60 μm até 2 mm. A Figura 4 ilustra como é classificada a textura do solo de acordo com a proporção de areia, silte e argila (EISENBUD; GESELL, 1997). A capacidade de um meio de armazenar fluidos em seus vazios estruturais (porosidade) assim como a possibilidade desses fluidos migrarem e circularem através desse meio influenciam na mobilidade dos elementos. No caso de solos mais porosos, o escape de radônio para atmosfera é mais acentuado (PAIVA, 2008).

Figura 4 - Diagrama triangular utilizado para determinação da textura do solo.



Fonte: LEPSCH (2010).

2.1.3 Chumbo

O chumbo é um elemento tóxico que pertence ao grupo dos metais pesados e raramente é encontrado na sua forma metálica. Geralmente é encontrado combinado com outros elementos, podendo ser encontrado na forma de sulfetos (galena e anglesita, PbS e PbS_4 respectivamente), carbonato (cerusita, $PbCO_3$), cromato (crocoisita, $PbCrO_4$), fosfato [piromorfita, $PbCl_2 \cdot 3Pb_3(PO_4)_2$], molibdato (wulfenita, $PbMoO_4$) e cloreto (matloquita, $PbCl_2$). Em relação a todo chumbo encontrado na natureza, o ^{204}Pb tem uma abundância de apenas 1,4% e o restante (98,6%) são dos isótopos do chumbo que pertencem as três séries radioativas naturais. Este elemento possui número atômico 82, com massa atômica igual a 207,19 u.m.a. (unidade de massa atômica), densidade de $11,35 \text{ g.cm}^3$ e tem quatro isótopos naturais estáveis (^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb e ^{208}Pb). É encontrado com relativa abundância na crosta terrestre, apresentando uma concentração média entre 10 a 20 mg.kg^{-1} (VERGOTI, 2008; COSTA JUNIOR, 2011; CASTRO, 2012; COUTINHO, 2014; MABIT et al., 2014).

O chumbo é um elemento que não participa da rota metabólica de nenhum organismo vivo. Valores de intervenção, que representam concentrações acima da qual existem riscos potenciais para a saúde humana, foram estabelecidos pela CETESB (2005) para solos com atividades agrícolas e águas subterrâneas, em 168 mg.kg^{-1} e $10 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente (LANGE, 2012; ROCHA, 2016). As principais consequências causadas pela toxicidade do chumbo no organismo humano incluem: inibição da biossíntese da hemoglobina e consequentemente anemia; encefalopatia, com sintomas como irritabilidade, alucinações, tremor muscular, cefaleia, perda de memória, convulsões, paralisia e coma; deficiência renal; neoplasias e hepatotoxicidade (VAREJÃO, 2008).

As emissões vulcânicas, intemperismo geoquímico e névoas aquáticas são as principais fontes naturais de chumbo. Devido a sua maleabilidade, resistência à corrosão, alta densidade, alta opacidade aos raios X e gama, o seu uso é bastante diversificado, estando presente em grande variedade de produtos industriais e comerciais, incluindo plásticos, baterias, tintas, ligas metálicas, inseticidas, cerâmicas e cabos elétricos, sendo que a principal fonte antropogênica de chumbo no meio ambiente tem origem na emissão veicular. Entretanto, a maioria dos países já aboliu o uso deste elemento no combustível, inclusive o Brasil (OLIVEIRA, 2011; CASTRO, 2012).

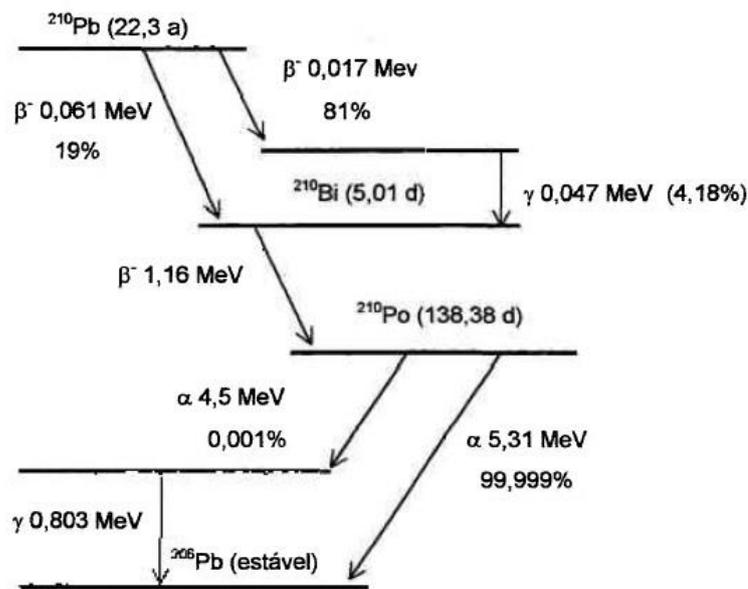
O chumbo ocorre principalmente no estado de oxidação +2, podendo ocorrer também no estado de oxidação +4, e é amplamente distribuído em rochas e solos. Dentre os metais pesados, o chumbo é o menos móvel e encontra-se associado aos argilominerais, óxido de manganês, de ferro, hidróxido de alumínio e a matéria orgânica (PAIVA, 2008). Este metal pesado está fortemente adsorvido à matéria orgânica do solo, sendo transferido para águas superficiais pela erosão do solo por ele contaminado ou pela lixiviação. Fatores como o pH, composição mineral e orgânica do solo, presença de coloides inorgânicos, óxidos de ferro e trocas iônicas afetam o transporte e disponibilidade do chumbo (CASTRO, 2012). Sendo o pH, um dos fatores que mais afetam a disponibilidade, solubilidade e mobilidade do chumbo. O conteúdo total de chumbo nos solos se encontra entre 3 e 189 mg.kg^{-1} (PAIVA, 2008).

As três séries de decaimento possuem isótopos radioativos do chumbo, sendo ^{212}Pb da série do ^{232}Th , ^{211}Pb da série do ^{235}U e, ^{210}Pb e ^{214}Pb da série do ^{238}U . Com exceção do ^{210}Pb , que possui um tempo de meia vida mais longo e é encontrado em muitas amostras ambientais, os outros isótopos radioativos do chumbo possuem tempo de meia-vida curto e, portanto, não migram a grandes distâncias no ambiente (CARNEIRO, 2011).

O ^{210}Pb é um radionuclídeo natural que possui um tempo de meia-vida de 22 anos, decai por emissão de partícula beta ($E_{\beta} = 17 \text{ keV}$) originando em 19,8% dos decaimentos o ^{210}Bi em

um estado não excitado e nos outros 80,2% dos decaimentos gera um nuclídeo excitado que se estabiliza por emissão de um raio gama ou por conversão interna de elétrons (MABIT et al., 2014). A radiação gama emitida pelo ^{210}Pb possui uma baixa energia (46,54 keV) e uma probabilidade emissão de 4%. O seu processo de decaimento até a formação do ^{206}Pb , está ilustrado na Figura 5.

Figura 5 - Decaimento do ^{210}Pb .



Fonte: SAITO (2002).

O ^{210}Pb pode ser encontrado na atmosfera, devido a combustão dos combustíveis fósseis e devido a alguns tipos de atividades industriais, como mostrado na Tabela 4, tendo como maiores fontes a produção de fósforo elementar e de aço e ferro (UNSCEAR, 2000; FUJIYOSHI; SAWAMURA, 2004; ÁLVAREZ-IGLESIAS et al., 2007).

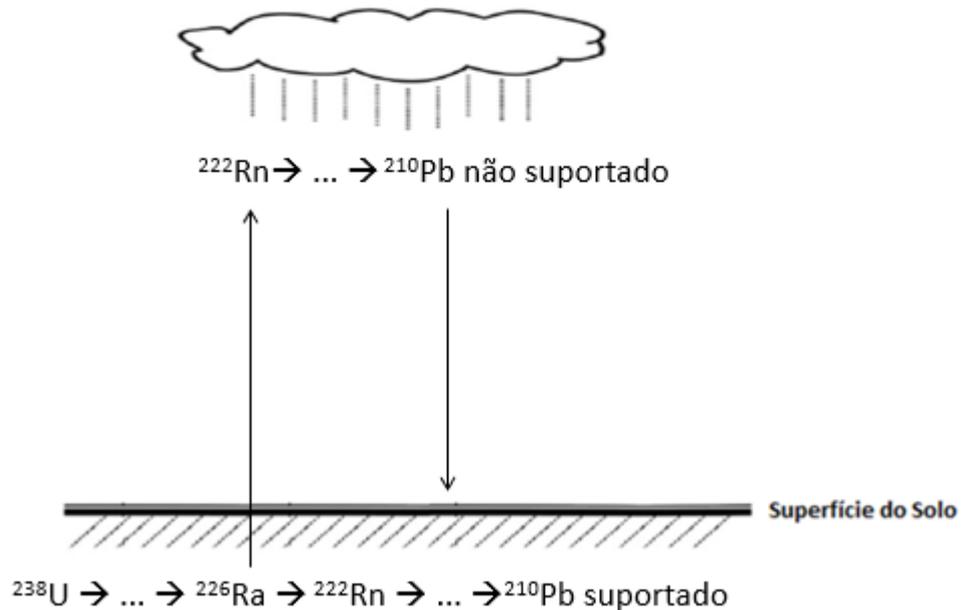
Tabela 4 - Liberação de ^{210}Pb na atmosfera devido a atividades industriais.

Indústria	^{210}Pb (GBq.a ⁻¹)
Fósforo Elementar	66
Ácido Fosfórico	0,08
Fábrica de fertilizante	0,044
Produção de aço e ferro	55
Usina de carvão	0,4
Indústria de Cimento	0,2
Manuseio de areais minerais	0,73
Cerâmica	0,09

Fonte: Unscear (2000).

A presença do ^{210}Pb na atmosfera se dá também a partir do decaimento radioativo do ^{222}Rn emanado dos solos e das rochas. Devido ao comportamento desse gás nobre, normalmente não existe equilíbrio secular entre o ^{226}Ra e o ^{210}Pb presentes nos solos. Por ser um gás, uma fração do ^{222}Rn consegue escapar dos solos e das rochas (levando ao desequilíbrio entre o isótopo pai e seus filhos), onde os seus produtos de decaimento (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po e ^{210}Pb), por serem principalmente íons positivos, se associam com partículas de ar polarizado, água ou aerossóis. O ^{210}Pb leva em torno de 50 segundos para se unir com partículas de aerossóis presentes na atmosfera, podendo variar de acordo com a temperatura e concentração do aerossol (FOWLER et al., 2004). O ^{210}Pb leva um período de 5 a 10 dias para ser removido da atmosfera e ser depositado na superfície dos solos e das plantas e possui uma forte afinidade com o solo e partículas sedimentares. A deposição seca do ^{210}Pb leva ao acúmulo do mesmo na camada superficial dos solos e na superfície dos vegetais, enquanto que a deposição úmida favorece uma infiltração do ^{210}Pb até camadas mais profundas do solo. Entretanto, a infiltração deste elemento é influenciada pela porosidade e teor de matéria orgânica do meio. Uma vez em contato com a superfície do solo, o ^{210}Pb associasse rapidamente com os minerais e a matéria orgânica presente no solo (DORR, 1995; FOWLER, 2004; FUJIYOSHI; SAWAMURA, 2004; PERSSON, 2014). A presença do ^{210}Pb no solo ocorre devido a formação do mesmo no próprio solo pelo decaimento radioativo do ^{226}Ra , sem o escape do ^{222}Rn , e devido a deposição seca ou úmida do ^{210}Pb presente na atmosfera formado a partir do decaimento do ^{222}Rn que consegue escapar do solo, como observado na Figura 6 (DORR, 1995; FUJIYOSHI; SAWAMURA, 2004; REZZOUG et al., 2006; MABIT et al., 2014). A parte do ^{210}Pb que entra em equilíbrio com o ^{226}Ra é chamado de ^{210}Pb suportado (que é o ^{210}Pb formado no próprio solo devido ao decaimento radioativo do ^{226}Ra sem o escape de ^{222}Rn) e sua atividade decresce com a meia-vida do ^{226}Ra . O excesso de ^{210}Pb presente no solo é denominado como ^{210}Pb não suportado (o ^{210}Pb proveniente da atmosfera) ou ^{210}Pb excesso, e decai em função da meia-vida física do ^{210}Pb (MABIT et al., 2014).

Figura 6 - Origem do ^{210}Pb suportado e ^{210}Pb não suportado.



Fonte: MABIT (2014).

O ^{210}Pb não suportado tem sido muito utilizado como um traçador ambiental em estudos de depósitos sedimentares em vários ambientes. Na maioria dos ambientes, a adsorção do ^{210}Pb pelo solo e sedimentos ocorre rapidamente (HE; WALLING, 1996). Devido a sua grande afinidade com estes ambientes, o ^{210}Pb que é depositado na superfície do solo é rapidamente adsorvido e sua distribuição vertical e lateral são rapidamente controladas pela erosão, transporte e processo de deposição, oferecendo potencial para o seu uso como traçador em estimativas de redistribuição de solos (WALLING et al., 2003). Por conta de seu tempo de residência na atmosfera ser da ordem de aproximadamente uma semana e de possuir um tempo de meia-vida de 22 anos, o ^{210}Pb também tem sido utilizado para validar simulações globais de transporte e de tempo de residência de aerossóis na atmosfera (ANDRELLO, 2004). Informações em relação ao fluxo de ^{222}Rn também pode ser obtido através de medidas do ^{210}Pb no ar e na superfície do solo (EBAID; KHATER, 2006).

Dos descendentes do ^{226}Ra , o ^{210}Pb é um dos radionuclídeos mais tóxicos, sendo um dos radionuclídeos que mais contamina os vegetais, entrando assim na cadeia alimentar humana. Segundo a UNSCEAR (1982) a ingestão de alimentos e água são as principais vias de transferência de radionuclídeos para a corrente sanguínea. O ^{210}Pb pode contribuir significativamente para a dose interna no homem devido a ingestão e inalação (principalmente da fumaça do cigarro), podendo contribuir (junto com o seu descendente, o ^{210}Po) com

aproximadamente 18% da dose para a população devido a irradiação interna. Em algumas situações a dose devido à ingestão do ^{210}Pb e do ^{210}Po pode ser muito maior devido ao consumo de certos tipos de alimentos. Quando absorvido pelo corpo humano, é distribuído em três compartimentos: sangue, ossos e tecidos moles (fígado, rins, dentre outros), sendo o tecido ósseo o maior reservatório deste metal (PIETRZAK-FLIS et al., 1997; KIM et al., 2001; NARAYANA et al., 2006; EBAID; KHATER, 2006; CASTRO, 2012). As fontes responsáveis pela presença do ^{210}Pb na estrutura esquelética do homem, são: a) ^{226}Ra existente nos ossos (2,6%); b) inalação de ^{222}Rn e seus descendentes (2,6%); c) ^{222}Rn dissolvido no corpo (4,5%); d) dieta (43%) e, e) inalação de ^{210}Pb (47%) (CARNEIRO, 2011). A assimilação do ^{210}Pb pode causar sérios danos à saúde do homem, sendo o principal deles a ocorrência de câncer (VAREJÃO, 2008).

Os três principais métodos radioanalíticos utilizados para determinação do ^{210}Pb são: espectrometria alfa, contagem de cintilação líquida e espectrometria gama. A detecção e determinação do ^{210}Pb em amostras pode ser realizada de maneira indireta a partir da emissão beta do ^{210}Bi utilizando um detector de fluxo contínuo (“gás flor”) ou indiretamente a partir da atividade alfa do ^{210}Po , nestes dois casos seria necessário tratamento químico das amostras e que os radionuclídeos estivessem em condição de equilíbrio radioativo. Existe também a medida de forma direta, a partir do raio gama emitido pelo próprio ^{210}Pb , utilizando a espectrometria gama (GAGGELER et al., 1995; GODOY et al., 1998; KIM et al., 2001; TANNER et al., 2000). Estas técnicas apresentam diferenças nos limites de detecção, esforço analítico e no tempo total de análise, parâmetros que devem ser levados em consideração no momento da escolha da técnica (EBAID; KHATER, 2006).

2.2 ESPECTROMETRIA GAMA

A emissão de um raio gama ocorre quando um núcleo atômico instável decai por emissão de radiação alfa, beta ou por captura eletrônica, onde o núcleo resultante possui um excesso de energia devido ao fato de seus prótons e nêutrons não terem alcançado completamente uma configuração de equilíbrio. Para atingir um estado de equilíbrio este excesso de energia é liberado sob a forma de radiação eletromagnética (FERREIRA, 2012).

Cada fóton de raio gama emitido durante um decaimento radioativo é característico do nuclídeo que está se desintegrando e tem sua energia e intensidade conhecida, sendo possível identificar e quantificar os radionuclídeos emissores gama presentes em uma amostra por espectrometria gama (ROSA, 2012).

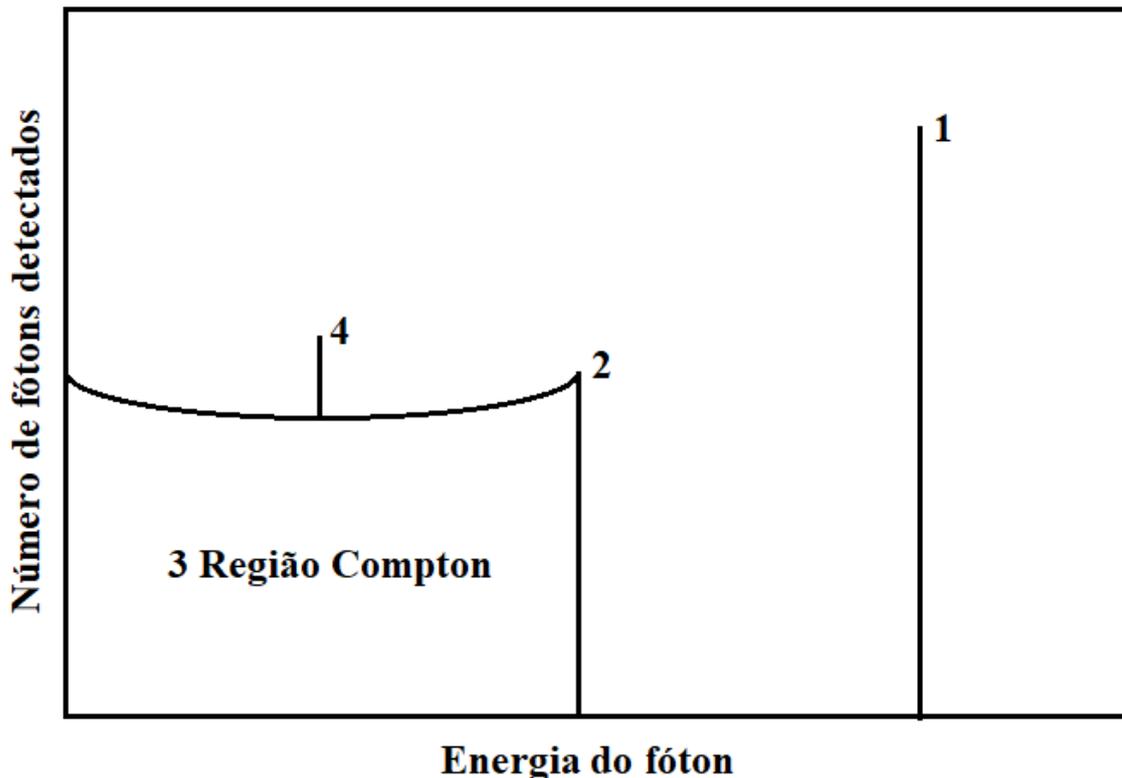
A espectrometria gama é uma técnica analítica não destrutiva que permite qualificar e quantificar radionuclídeos naturais e artificiais emissores de raios gama, fornecendo informações sobre vários emissores gama em uma única análise, apresentando a vantagem de um baixo custo na preparação das amostras e na maioria das análises não há a necessidade da separação química do radionuclídeo que será analisado (EBAID; KHATER, 2006; CARDOSO, 2012). Esta técnica é utilizada para qualificação e quantificação de radionuclídeos em diversos tipos de amostras, tais como: amostras ambientais, amostras decorrentes da operação rotineira de instalações radioativas e nucleares, amostras de alimentos, no escopo de programa de monitoração radiológica ambiental, entre outros (MADUAR, 2010; SANTOS JUNIOR, 2009; VENTURINI; NISTI, 1997). A espectrometria gama pode ser utilizada na análise de emissores de radiação gama com energias que podem variar de 30 keV a 2000 keV, dependendo do equipamento, podendo haver interferências da radiação de fundo, autoabsorção gama e efeitos secundários para baixas energias (ROSA et al., 2013; SANTOS JUNIOR, 2009). O tempo de análise depende da concentração do radionuclídeo de interesse na amostra. Outros métodos analíticos, como por exemplo, espectrometria alfa, cintilação líquida e espectrometria de massa, podem ser utilizados em análises ambientais, porém com custos mais elevados e processos mais trabalhosos na preparação das amostras (SANTOS JUNIOR, 2009).

O princípio básico da espectrometria gama consiste na coleta e medida de cargas elétricas produzidas pela interação da radiação gama sobre um cristal semicondutor por meio do efeito fotoelétrico, efeito Compton ou produção de pares, transferindo energia para o detector (GISHITOMI, 2012; MÁDUAR, 2010). Todas estas interações transferem parcialmente ou completamente a energia do fóton para um elétron do meio. A energia do fóton incidente e a forma como ele interage com os elementos que constituem o material são fatores que afetam a transferência da energia do fóton para o elétron (CARDOSO, 2012). Os efeitos produzidos pela interação da radiação gama com a matéria, têm como produto final a ionização dos átomos do material com o qual a radiação interage. As cargas geradas nesta interação são amplificadas, permitindo a leitura de um pulso de carga ou tensão, detectando a radiação.

O espectro teórico de uma radiação gama monoenergética está representando na Figura 7. A linha (1) representa os raios gama que interagem pelo efeito fotoelétrico com o cristal, sendo completamente absorvidos. Esta linha é conhecida por fotopico. A interação dos raios gama com o cristal pelo efeito Compton, resulta na absorção parcial da energia do fóton. Esta energia absorvida pode variar de 0 até um valor máximo, sendo representada na Figura 7 pela região (3). O valor máximo, que é a máxima energia depositada no detector pelo efeito Compton, que é conhecida como corte Compton, está representada pela linha (2). E por último,

tem-se o pico de retrospalhamento, linha (4), que é formado quando o fóton emitido pela amostra interage com as vizinhanças, perdendo parte de sua energia no processo e sofrendo um desvio, de modo que depois da interação com as vizinhanças interage com o cristal pelo efeito fotoelétrico (CARDOSO, 2012).

Figura 7 - Espectro teórico de uma fonte de radiação gama monoenergética: (1) fotopico; (2) corte Compton; (3) região Compton; (4) pico de retrospalhamento.



Fonte: CARDOSO (2012).

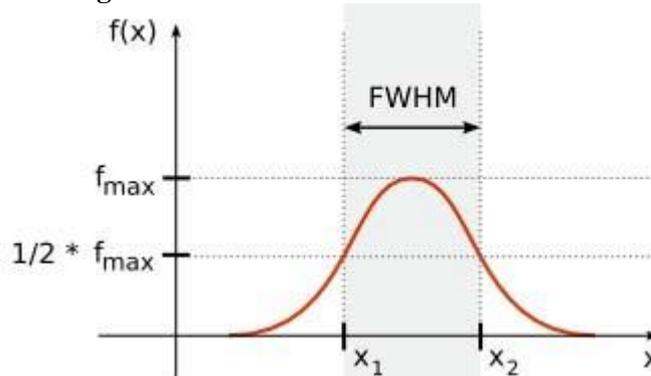
As duas principais categorias de detectores na espectrometria gama são: os detectores de cintilação – sendo o detector de iodeto de sódio dopado com tálio, NaI(Tl), o principal desta categoria – e os detectores semicondutores – representados pelos detectores semicondutores de germânio hiperpuro (HPGe) (BASTOS, 2008, FERREIRA, 2012).

Os detectores de cintilação são constituídos por um cristal cintilador e uma fotomultiplicadora. O cristal cintilador, quando atingido por uma partícula ou radiação nuclear emite cintilações, que quando acoplado a um fotomultiplicador são convertidos em pulsos elétricos que são contados e analisados eletronicamente, fornecendo informações relativas à radiação ionizante (MOREIRA, 2005; BASTOS, 2008; GITIMOSHI, 2012). Os materiais cintiladores mais usados são: cristais orgânicos, líquidos orgânicos, plásticos, cristais inorgânicos, gases e vidros (GITIMOSHI, 2012).

Os semicondutores têm uma grande capacidade de distinguir energias próximas, sendo muito utilizado para medidas precisas de energia das radiações. Porém, seu uso requer mais cuidado quando comparado ao uso de outros detectores, exigindo baixas temperaturas através do uso de nitrogênio líquido, a fim de reduzir a corrente de fuga para não prejudicar a sua excelente resolução em energia, e componentes eletrônicos de melhor qualidade (CARDOSO, 2012). Quando não estão em operação, estes tipos de detectores podem ser mantidos a temperatura ambiente, reduzindo os custos em relação ao consumo do nitrogênio líquido (SILVA, 2018).

As principais características que diferenciam um tipo de detector do outro, são: a resolução em energia e a eficiência de detecção. A resolução em energia é calculada a partir do FWHM (Full Width at Half Maximum) e representa a capacidade do detector em separar fotopicos muito próximos gerados por transições diferentes. O FWHM é a largura do fotopico à meia altura, conforme observado na Figura 8. (BASTOS, 2008; SANTOS JUNIOR, 2009).

Figura 8 - Gráfico Ilustrativo do FWHM.



Fonte: BASTOS (2008).

Já a eficiência mede a capacidade que o detector tem em detectar a radiação emitida por determinada fonte, podendo ser dividida em eficiência geométrica e eficiência intrínseca. A primeira estabelece a relação entre a radiação que incide no detector e a que é emitida pela fonte, e a segunda, estabelece a relação entre a radiação detectada e a radiação total que incide no detector (BASTOS, 2008).

Os detectores de germânio hiperpuro (HPGe - High purity Germanium) são utilizados com uma maior frequência, devido as suas vantagens operacionais. Destacando-se sua alta resolução, que possibilitam a determinação de radionuclídeos com emissões gama muito próximas, o que não é possível com detectores a iodeto de sódio [NaI(Tl)]. Além disso é um método multielementar, não destrutivo e que apresenta uma grande quantidade de informações

em uma única análise. A qualificação e quantificação dos radionuclídeos são realizadas com o auxílio de analisadores multicanais e um software conectado ao detector (SANTOS JUNIOR, 2009; ROSA, 2012).

O princípio de funcionamento dos detectores semicondutores do tipo HPGe se dá a partir da interação da radiação eletromagnética com o cristal semicondutor por meio do efeito fotoelétrico, efeito Compton e produção de par, transferindo, conforme o efeito, toda ou parte de sua energia. Essa transferência de energia resulta na formação de pares elétron-buraco, ou pares elétron-lacuna, que são coletados diretamente nos eletrodos do detector, causando um fluxo de corrente elétrica através do semicondutor, e produzindo um pulso de voltagem de saída com amplitude proporcional à energia do raio gama incidente (BASTOS, 2008; GITIMOSHI, 2012). Estes pulsos são amplificados e distribuídos em função de sua amplitude nos canais de um módulo multicanal (MCA) com conversor de pulsos analógico – digital, formando um espectrograma que representa o número de fótons absorvidos em função de suas energias (SILVA, 2018).

2.3 ESTATÍSTICA MULTIVARIADA – ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP)

A análise das variáveis em um estudo estatístico pode ser realizada utilizando a estatística univariada, onde as variáveis são analisadas de maneira isolada, ou pela estatística multivariada, que estuda as variáveis de forma conjunta (VICINI, 2005). A análise isolada das variáveis só oferece resultados confiáveis, no caso em que as variáveis são independentes entre si, sendo possível interpretar um fenômeno complexo usando informações estatísticas como medidas de tendência central e de dispersão de dados (NETO, 2004). A estatística multivariada realiza a análise de diversas variáveis simultaneamente, podendo ser aplicada com diversas finalidades, tais como, classificação e agrupamento de variáveis, investigação de uma dependência entre as variáveis, simplificação estrutural, entre outros. A sua aplicação abrange pesquisas em diversas áreas acadêmicas, tais como, Engenharia, Ergonomia, Ciências Sociais e Psicologia (BAKKE et al., 2008).

A análise de componentes principais, que é a técnica multivariada mais conhecida, consiste em transformar um conjunto de variáveis originais em outro conjunto de variáveis denominadas de componentes principais. Cada componente principal é uma combinação linear de todas as variáveis originais, que têm como propósito reter o máximo de informação em termos da variação total contida nos dados. Esta técnica agrupa as variáveis de acordo com suas

variâncias, sendo possível identificar correlações entre as variáveis segundo seus comportamentos dentro da população (VARELLA, 2008; HONGYU et al., 2015).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

As amostras de solo analisadas neste estudo foram coletadas no Estado de Pernambuco localizado na região Nordeste do Brasil, que possui uma área territorial de 98.076,21 km², onde reside uma população de 8.796.448 habitantes. No estado predomina clima tropical úmido, subúmido e semiárido. Pernambuco apresenta uma largura variando de 111 a 180 km na direção norte-sul, e comprimento de aproximadamente de 630 km na direção leste-oeste, que é dividido em três regiões fisiográficas: Zona da Mata, Agreste e Sertão (Figura 9). Apresenta diversos tipos de paisagens diferentes do litoral ao interior, marcadas por diversos tipos de solos, resultantes das diferenças de material de origem, relevo e clima. A Zona da Mata ocupa uma área de 11.189,79 km² (11% da área total) localizada na faixa úmida costeira com um clima úmido. O Sertão ocupa a maior parte do estado, com 62.353,83 km² (aproximadamente 64% da área total) e caracteriza-se pelo clima semiárido com vegetação de caatinga hiperxerófila. A transição da Zona da Mata para o Sertão é constituída pelo Agreste, e abrange uma área de 24.532,41 km² (aproximadamente 25% da área total) (CANTALICE et al., 2009; ALBUQUERQUE, 2015).

Figura 9 - Localização do Estado de Pernambuco e subdivisões estaduais.



O estudo foi concentrado na Zona da Mata e no Agreste Pernambucano. A Zona da Mata de Pernambuco, que corresponde atualmente às mesorregiões administrativas da Mata Pernambucana e da Região Metropolitana do Recife, era originalmente recoberta por Mata Atlântica e junto com áreas de outros estados tem sido intensivamente destruída. A redução da floresta original ocorreu principalmente por conta de práticas agrícolas, extração de madeira, queimadas, estabelecimento de pastos e canaviais e pela expansão urbana. Atualmente, apenas 3% da sua área é coberta pela vegetação original (SOUZA et al., 2007; PORTELA, 2011; ALBUQUERQUE 2015).

Quando comparada com o Agreste e o Sertão, a Zona da Mata se caracteriza por apresentar uma maior precipitação pluvial sendo explorada predominantemente pela cultura canavieira, devido as condições ambientais favoráveis. A agroindústria da cana-de-açúcar gera muitos empregos na área rural e industrial, proporcionando uma grande contribuição social. Apesar da baixa fertilidade natural do solo, fatores como precipitação pluvial, luminosidade e temperatura são bastante favoráveis ao cultivo de plantas. A pecuária também ocupa um lugar de destaque (CAVALCANTI FILHO et al., 2008; SANTOS et al., 2003).

Entre as três regiões, a Zona da Mata é a mais industrializada, urbanizada e economicamente desenvolvida. Normalmente os períodos de chuvas da região ocorrem no outono e inverno, com uma média histórica situada entre 1500 a 2000 milímetros anuais e as temperaturas médias anuais estão acima de 24 °C. A maior parte da Zona da Mata encontra-se em baixas altitudes, inferiores a 200 m, e possui um relevo predominantemente plano com esporádicas suaves ondulações (GALVÍNCIO, 2005; ALBUQUERQUE, 2015).

O Agreste Pernambucano ocupa boa parte do Maciço da Borborema e está localizado entre a Zona da Mata e o Sertão de Pernambuco. Esta região apresenta uma grande diversidade de paisagem natural, seja por diversidade de formações rochosas ou pelo contraste entre a cobertura de florestas tropicais úmidas com árvores de grande porte e a vegetação raquítica e xerófita do semiárido nordestino (SEABRA; MARIANO, 2004). No agreste, as altitudes variam entre 400 e um pouco mais de 1000 m e o clima da região é o tropical subúmido e o semiárido na porção ao centro e oeste do planalto. Por ser uma área de transição entre a Zona da Mata e Sertão, sofre influência climática de ambas, com chuvas concentradas entre março e julho e temperaturas médias anuais variando de 20 a 26 °C (ALBUQUERQUE, 2015). A economia da região é baseada na produção leiteira e de derivados, destacando-se também os modos típicos de produção rural, como o cultivo de legumes, frutas, flores e plantas ornamentais (SEABRA; MARIANO, 2004).

3.1.1 Características gerais das principais classes de solo da Zona da Mata e Agreste

O Estado de Pernambuco dispõe de uma diversidade muito grande de tipos de solos resultante das diferenças de material de origem, relevo e clima (ALBUQUERQUE, 2015). A coleção dos solos de referência do Estado de Pernambuco engloba as 13 ordens existentes no atual Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (OLIVEIRA; NASCIMENTO, 2006). O detalhamento das regiões, incluindo classes e usos dos solos mais representativos da Zona da Mata e do Agreste Pernambucano (percentual por região), encontra-se na Tabela 5.

Tabela 5 - Tipos de Solos (%) mais representativos e usos da terra da Zona da Mata e do Agreste Pernambucano.

Zona da Mata		Agreste	
Tipo de solo	Uso e cobertura	Tipo de solo	Uso e cobertura
Argissolo(51%)	Mata densa	Nessolo Litólico (25%)	Caatinga densa
Latossolo (19%)	Mata aberta	Planossolo (24%)	Caatinga aberta
Gleissolo (9%)	Cana de açúcar	Argissolo (20%)	Agricultura
	Pastagem	Nessolo Regolítico (12%)	Pastagem agricultura
Total (79%)		Total (81%)	

Fonte: ALBUQUERQUE (2015).

O tipo de solo mais abundante da zona da mata Pernambucana é o argissolo, que também está presente em uma proporção significativa no agreste. Os argissolos, normalmente, são bastante intemperizados e apresentam horizontes muito diferenciados. É um tipo de solo bastante heterogêneo, podendo ser raso ou muito profundo, com alta ou baixa saturação por bases, arenosos ou argilosos na superfície e as transições de textura podem ser graduais ou abruptas. São constituídos de material mineral. Estes solos podem ser utilizados para agricultura nas áreas úmidas do estado de Pernambuco e são predominantemente cultivados com cana de açúcar (LEPSCH, 2010; ALBUQUERQUE, 2015).

Assim como os argilossolos, os latossolos também são bastante intemperizados, constituídos por material mineral e não hidromórficos, porém, apresentam pequena diferenciação de horizontes e normalmente são pobres em nutrientes vegetais. Possuem textura relativamente uniforme em todo o perfil, variando de média a muito argilosa, possui alta porosidade e coloração que varia de avermelhada a amarelada. Com o uso de corretivos de acidez do solo e de fertilizantes de tipos e quantidade adequadas, podem ser utilizados para atividades agrícolas. No estado de Pernambuco, os latossolos de coloração amarela são predominantes, havendo em menor proporção os de coloração vermelho-amarela e vermelho-

escuro. É o segundo tipo de solo mais abundante da Zona da Mata de Pernambuco (EMBRAPA, 2000; LEPSCH, 2010).

Os gleissolos normalmente se encontram saturados com água e possuem padrões acinzentados. São constituídos por sedimentos recentes não consolidados, argilosos, argilo-arenosos e arenosos, podendo ter ou não acúmulo de matéria orgânica, são ácidos e possuem fertilidade natural baixa. Sua textura varia de acordo com a profundidade, apresenta um alto teor de areia nas camadas superficiais e muita argila nas camadas subsuperficiais. No estado de Pernambuco a textura varia de média a muito argilosa. Para serem usados na agricultura precisam de drenagem e de proteção contra inundações. Na Zona da Mata Pernambucana são cultivados com pastagens e principalmente com cana de açúcar (EMBRAPA, 2000; LEPSCH, 2010; ALBUQUERQUE, 2015).

No agreste, os tipos de solos mais representativos são os neossolos litólicos (25%), planossolos (24%), argissolos (20%), e neossolos regolíticos (12%). Os neossolos são solos pouco evoluídos, constituídos por material orgânico ou mineral com menos de 20 cm de espessura. São solos formados em materiais predominantemente inertes, sem argilas e são extremamente resistentes ao intemperismo (EMBRAPA, 2006, LEPSCH, 2010). Os neossolos regolíticos, subordem do neossolo, quase sempre são fortemente drenados e ocorrem em paisagens com relevo predominantemente suave ondulado e, ou, plano. Possuem textura arenosa e fertilidade natural média a baixa (EMBRAPA, 2006; ALBUQUERQUE, 2016). Os neossolos litólicos são tipicamente rasos e pouco evoluídos. As rochas se encontram a pouca profundidade e são encontradas pedras com frequência na superfície, limitando o seu uso para atividades agrícolas. No agreste Pernambucano são utilizados para plantio de pastos, palma e cultura da subsistência (EMBRAPA, 2000; LEPSCH, 2006; ALBUQUERQUE, 2015).

Os planossolos são solos minerais imperfeitamente drenados, de pouco profundo a mediamente profundo e possui limitações físicas para agricultura. Apresenta uma mudança significativa na textura e no pH, sendo mais arenoso e ácido nos horizontes superficiais, argilosos e praticamente neutros nos horizontes subsuperficiais. No agreste são utilizados com pastagens e cultivo de algodão, milho, feijão e mandioca (EMBRAPA, 2000; LEPSCH, 2010; ALBUQUERQUE, 2015).

3.2 COLETA E PREPARAÇÃO DE AMOSTRAS

Para a coleta das amostras foram abertas trincheiras de 0,7 x 0,7 x 1,0 m, conforme recomendações da EMBRAPA, onde foram coletadas 1,0 kg de solo em diferentes

profundidades. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e encaminhadas para o Laboratório de Radioecologia e Controle Ambiental (LARCA), que é coordenado pelo Grupo de Radioecologia (RAE) do Departamento de Energia Nuclear da UFPE, onde a granulometria foi ajustada com o auxílio de uma peneira com abertura de 1,0 mm, homogêneas, quarteadas, acondicionadas em sacos plásticos e armazenadas 100 g de solo em recipientes de polietileno com capacidade volumétrica de 50 cm³. Em seguida, as amostras foram identificadas e hermeticamente fechadas por um período de 40 dias, para garantir o equilíbrio radioativo secular entre ²²²Rn e os seus filhos.

As amostras foram coletadas em diferentes tipos de solos da Zona da Mata e do Agreste. Na Zona da Mata foram coletadas amostras de três tipos de solos (argissolo, latossolo e gleissolo) em quatro tipos de uso de cobertura da terra (mata, capoeira, cana-de-açúcar e outros usos agropecuários) e no Agreste, cinco tipos de solos (neossolo litólico, planossolo, argissolo, neossolo regolítico e luvisolo) em quatro tipos de uso de cobertura da terra (caatinga densa, caatinga aberta, agricultura e pastagem). A classificação destes solos foi realizada considerando a textura, tonalidade, cor e forma, baseado em imagens da época chuvosa e seca acompanhada por uma validação de campo. Estas amostras foram coletadas em diferentes municípios, conforme pode ser observado nas Figuras 10 e 11, utilizando critérios estabelecidos pelo Grupo de Biomassa do Departamento de Energia Nuclear para o projeto intitulado “Impactos de mudanças climáticas sobre a cobertura e uso da terra em Pernambuco: geração e disponibilização de informações para o subsídio a políticas públicas” com o apoio da Proposta de Pesquisa Cooperativa em Mudança Climática Global, submetida pelo Edital 02-2009 FAPESP-FACEPE, onde algumas alíquotas das amostras coletadas foram cedidas para o estudo dos radionuclídeos naturais. Na Zona da Mata, as amostras analisadas neste estudo foram coletadas em 28 pontos amostrais e em três profundidades diferentes (0 – 10 cm, 10 – 20 cm e 20 – 30 cm) para cada ponto amostral, totalizando 84 amostras. No Agreste, as amostras analisadas neste estudo foram coletadas em 43 pontos amostrais e em três profundidades diferentes (0 – 10 cm, 10 – 20 cm e 20 – 30 cm) para cada ponto amostral, totalizando 129 amostras. Nestes pontos, também foram coletadas amostras de solo em camadas mais profundas, porém, para este estudo, só foram analisadas as amostras coletadas até os 30 cm de profundidade, já que devido a deposição atmosférica do ²¹⁰Pb nas superfícies dos solos e por conta da baixa mobilidade do mesmo, as maiores concentrações geralmente são observadas nas primeiras camadas do solo.

Figura 10 - Pontos de coleta das amostras na Zona da Mata Pernambucana.

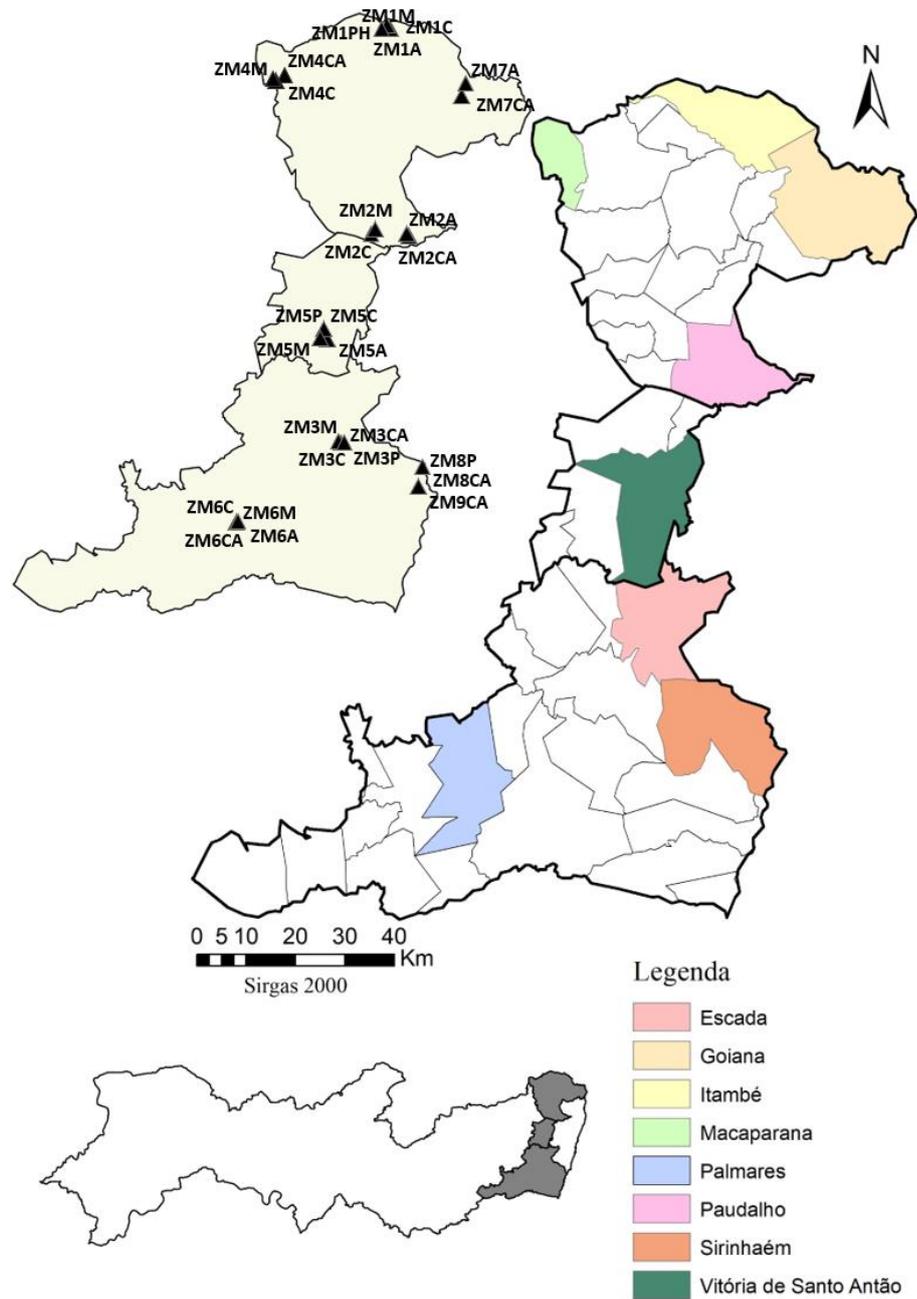
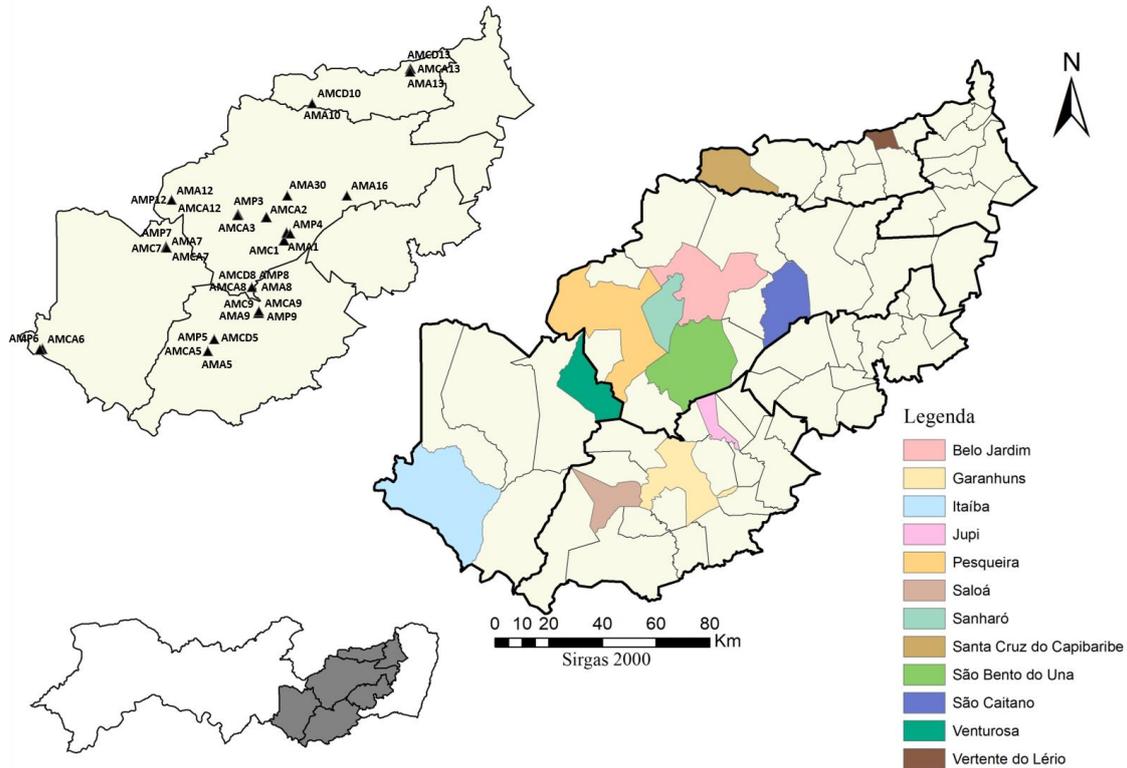


Figura 11 - Pontos de coleta das amostras no Agreste Pernambucano.

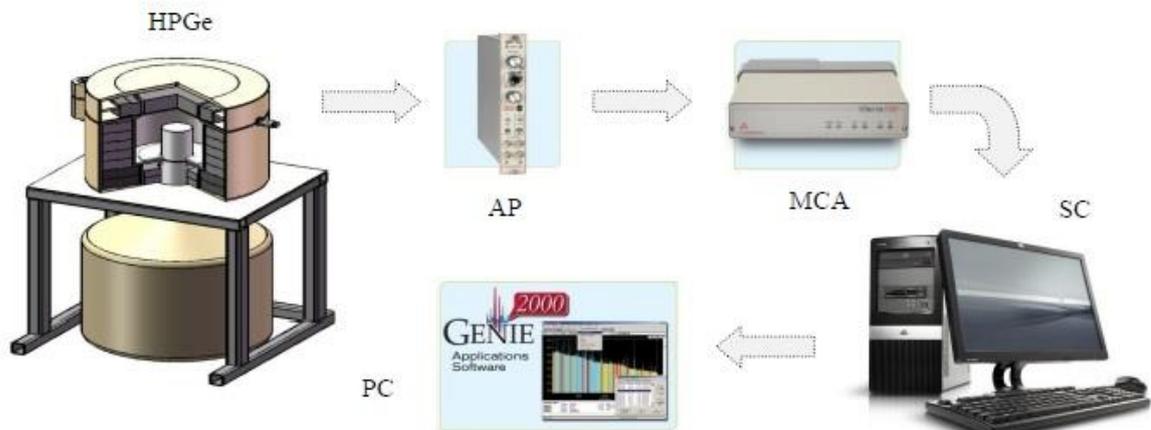


3.3 SISTEMAS DE MEDIDAS

Neste trabalho as amostras foram analisadas utilizando um detector de germânio hiperpuro (HPGe-Be) de alta resolução, da marca Canberra[®], modelo GX2518 de geometria cilíndrica e coaxial, pertencente ao Laboratório de Radioquímica e Análise Nuclear (LABRAN) do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco.

O detector HPGe-Be, possui uma janela de Be, 4,54 cm de diâmetro externo e volume ativo de 41,1 cm³, resolução de 1,8 keV para a energia de 1332 keV do fotopico do ⁶⁰Co e eficiência relativa intrínseca de 25%. O detector foi envolvido por uma blindagem de chumbo, pesando 600 kg, com aproximadamente 6,5 cm de espessura e com uma superfície interna delgada constituída de camadas de cobre e zinco, reduzindo os efeitos de interferência do espalhamento e do BG (background). O detector foi acoplado a um multicanal digital, modelo EAGLE Plus, contendo 4096 canais e a um sistema computacional contendo o software Genie 2000 da marca Canberra[®]. Conforme especificação do fabricante, a tensão de operação do pré-amplificador foi ajustada para 3 keV. O detector foi montado sobre um criostato com capacidade máxima para 30 L de nitrogênio líquido com um consumo de 1,8 L.d⁻¹ de nitrogênio. Um esquema simplificado do detector HPGe-Be pode ser visualizado na Figura 12.

Figura 12 – Esquema simplificado do detector HPGe.



Legenda: HPGe (detector semicondutor de germânio hiperpuro); AP (amplificador); MCA (analisador multicanal); SC (sistema computacional); PC (programa computacional).

Fonte: SILVA, 2018.

Para o uso da espectrometria gama em qualquer tipo de análise é necessário estabelecer alguns parâmetros para garantir uma maior confiabilidade nos cálculos das atividades. São eles: tempo de contagem, posicionamento da amostra, calibração em energia, eficiência de contagem, os cálculos das áreas líquidas e os limites de detecção. As amostras analisadas foram posicionadas no centro do detector sem nenhuma interposição de barreiras e o tempo de contagem foi padronizado em 86.400 segundos.

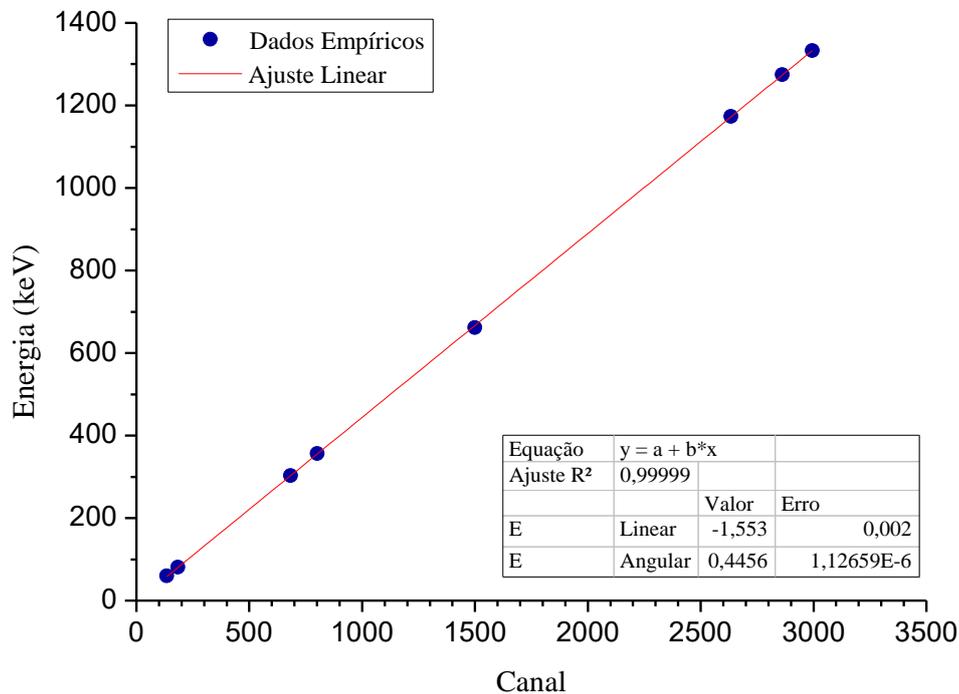
3.3.1 Calibração em energia

A calibração em energia foi realizada utilizando fontes pontuais certificadas com energias conhecidas. Conforme recomendações da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA) no documento técnico TECDOC 619, foram utilizadas fontes pontuais radioativas de ^{241}Am , ^{133}Ba , ^{137}Cs , ^{60}Co e ^{22}Na . Uma vez conhecida as energias dos raios-gama emitidas pelas fontes radioativas utilizadas na calibração e sabendo-se a posição dos fotopicos referentes a cada uma destas energias, ajustou-se os dados da energia em função do canal, obtendo um modelo linear para a correlação entre essas variáveis (ZEITUNI, 1998; MACIEL, 2017). A Figura 13 mostra a correlação entre os canais do sistema e as energias dos fótons emitidos pelas fontes utilizadas na calibração e através da Equação 1 é possível qualificar os radionuclídeos presentes em determinada amostra, onde E representa a energia a ser determinada (keV) em função da localização do fotopico no canal central (C).

$$E = 0,445C - 1,553$$

Eq. 1

Figura 13 - Modelo de calibração em energia.



Na calibração em energia, as fontes pontuais foram analisadas separadamente por um período de 3.600s, posicionadas no detector sem a interposição de barreiras. A correlação linear entre os dados empíricos e o modelo de ajuste foi de excelência, com r^2 de aproximadamente 1,0, dando uma excelente precisão na qualificação dos radionuclídeos a partir das emissões dos raios gama associados.

3.3.2 Eficiência do ^{210}Pb e modelo para cálculo das atividades

Para o cálculo da eficiência de detecção do ^{210}Pb foi utilizado uma solução padrão de ^{210}Pb , com atividade inicial conhecida, e uma matriz de solo (amostra padrão) com densidade semelhante as densidades das amostras coletadas na Zona da Mata e no Agreste de Pernambuco, para minimizar a influência do efeito de autoabsorção. O tratamento desta amostra padrão foi o mesmo utilizado para as amostras coletadas na Zona da Mata e no Agreste. Foram separados quatro recipientes de polietileno com capacidade volumétrica de 50 cm^3 , cada um contendo 100 g da amostra padrão, sendo que um foi utilizado para determinar o background e os outros três foram dopados com 5, 10 e 20 mL da solução padrão de ^{210}Pb . A utilização de uma solução padrão de ^{210}Pb certificada, diluição do padrão em uma matriz de solo com densidade semelhante à densidade das amostras coletadas na Zona da Mata e no Agreste e o uso de

recipientes idênticos no armazenamento das amostras ambientais foram critérios utilizados para garantir uma maior confiabilidade nos resultados.

As atividades corrigidas de cada um dos padrões preparados foram calculadas a partir da atividade específica da solução de ^{210}Pb , utilizando a Equação 2, onde A_{esp} representa a atividade a ser corrigida, A_{esp0} é a atividade inicial e λ é a constante de decaimento radioativo.

$$A_{esp} = A_{esp0} \cdot e^{-\lambda \cdot t} \quad Eq. 2$$

Conhecida as atividades dos padrões secundários e com base na Equação 3, formulada pela IAEA (1989), foi possível determinar a eficiência de contagem da emissão gama do ^{210}Pb .

$$\varepsilon = \frac{C - B_g}{A \cdot m \cdot \gamma \cdot t} \quad Eq. 3$$

Nesta equação, ε representa a eficiência de contagem para a energia gama; C a área do fotopico da transição gama considerada; B_g a área da radiação de fundo da transição gama; A, a atividade específica gama do isótopo do padrão corrigida, em Bq.kg^{-1} ; m, a massa da amostra (kg); γ , a probabilidade de emissão de radiação gama para a determinada energia; t é o tempo de contagem (s) (MACIEL, 2017). As eficiências de contagem para os três padrões preparados estão presentes na Tabela 6 e a partir destas eficiências foi calculada uma eficiência média (0,064), utilizada nos cálculos das atividades específicas do ^{210}Pb para as amostras analisadas neste trabalho.

Tabela 6 - Eficiência de contagem para o ^{210}Pb .

A (Bq.kg^{-1})	Contagens	Incerteza (Contagens)	ε
129,5	$3,01 \cdot 10^3$	28,5	0,06728
258,9	$5,87 \cdot 10^3$	80	0,06561
517,7	$1,07 \cdot 10^4$	121	0,05980

No cálculo das atividades das amostras ambientais foi utilizada a Eq. 4, onde os parâmetros apresentados nesta equação, são os mesmos utilizados no cálculo da eficiência.

$$A = \frac{C - B_g}{\varepsilon \cdot m \cdot \gamma \cdot t} \quad Eq. 4$$

3.3.3 Limite de Detecção (LD) e Atividade Mínima Detectável (AMD)

Em análises de amostras ambientais, onde se espera baixos níveis de atividade, é necessário determinar qual o menor valor de atividade que pode ser detectado em um sistema de contagem para que se tenham resultados confiáveis.

O limite de detecção (LD) é o menor valor que pode ser detectado, mas não necessariamente quantificado. Na espectrometria gama, este limite representa a capacidade do detector registrar um fóton gama na presença de interferências e depende do tempo de contagem, da radiação de fundo, da energia do radionuclídeo a ser analisado e de alguns parâmetros relacionados ao tipo de detector (BRITO,2003; SANTOS JUNIOR, 2009; ROSA, 2012). O limite de detecção do sistema foi determinado a partir de medidas, sem a presença de amostra, para se determinar o efeito da radiação de fundo. O tempo de contagem para essas medidas foi o mesmo utilizado nas análises das amostras. De acordo com Knoll (2000), tempos de contagem iguais para as amostras e para o background minimizam as incertezas nas medidas, quando a fonte apresenta uma baixa atividade comparada ao background. Com a utilização da Equação 5, formulada no Knoll (2000), foi possível obter o valor do limite de detecção para a energia de 46,5 keV do ^{210}Pb , onde “ σ ” representa o desvio padrão das medidas da radiação de fundo na região do fotopico de interesse.

$$LD = 2,326 \cdot \sigma \quad \text{Eq. 5}$$

A atividade mínima detectável é um parâmetro quantitativo que representa o menor valor de atividade que pode ser obtido com precisão e exatidão aceitáveis. Com a Equação 6, formulada no Knoll (2000), calculou-se o limite de quantificação (ND) em função do número de contagens e utilizando a Equação 7, esse valor fica em função da atividade específica. Os valores para o LD e AMD para o ^{210}Pb no detector HPGe foram de 4,7 Bq.kg⁻¹ e 9,4 Bq.kg⁻¹, respectivamente.

$$ND = 4,653 \cdot \sigma + 2,706 \quad \text{Eq. 6}$$

$$AMD = \frac{ND}{\varepsilon \cdot m \cdot \gamma \cdot t} \quad \text{Eq. 7}$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ATIVIDADE ESPECÍFICA E DISTRIBUIÇÃO VERTICAL DO ^{210}Pb

As atividades específicas do ^{210}Pb das amostras coletadas na Zona da Mata Pernambucana estão representadas na Tabela 7 onde, além das atividades, contêm informações a respeito do local de coleta, profundidade, tipo e uso do solo. As coordenadas dos locais onde foram coletadas as amostras estão presentes na Tabela 10 na seção anexos.

Tabela 7 - Atividades específicas do ^{210}Pb das amostras coletadas na Zona da Mata.

Código do Ponto Amostral	Perfil (cm)	Atividade Específica ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Atividade Específica Média ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Município	Tipo de Solo	Uso de Solo
ZM1A	00-10	17,2	19,2	Itambé	Argissolo	Cana-de-açúcar
	10-20	18,1				
	20-30	22,4				
ZM2A	00-10	17,2	16,4	Paudalho	Latossolo	Outros usos agropecuários
	10-20	13,2				
	20-30	18,8				
ZM5A	00-10	43,0	45,4	Vitória de So. Antão	Argissolo	Cana-de-açúcar
	10-20	49,6				
	20-30	43,7				
ZM6A	00-10	22,4	21,3	Palmares	Latossolo	Outros usos agropecuários
	10-20	19,8				
	20-30	21,7				
ZM7A	00-10	55,1	52,4	Goiana	Gleissolo	Outros usos agropecuários
	10-20	60,8				
	20-30	41,4				
ZM1C	00-10	27,4	23,9	Itambé	Argissolo	Capoeira
	10-20	21,3				
	20-30	23,1				
ZM2C	00-10	22,0	20,4	Paudalho	Latossolo	Capoeira
	10-20	15,7				
	20-30	23,7				
ZM3C	00-10	28,6	23,6	Escada	Latossolo	Capoeira
	10-20	20,0				
	20-30	22,1				
ZM4C	00-10	15,5	18,3	Macaparana	Argissolo	Capoeira
	10-20	21,2				
	20-30	8,8*				
ZM5C	00-10	18,3	16,1	Vitória de So. Antão	Argissolo	Capoeira
	10-20	15,1				
	20-30	15,0				
ZM6C	00-10	49,0	39,2	Palmares	Latossolo	Capoeira
	10-20	34,1				
	20-30	34,5				

ZM1M	00-10	25,9	23,5	Itambé	Argissolo	Mata
	10-20	21,5				
	20-30	23,2				
ZM2M	00-10	28,2	29,4	Paudalho	Latossolo	Mata
	10-20	38,3				
	20-30	21,7				
ZM3M	00-10	34,8	27,9	Escada	Latossolo	Mata
	10-20	28,2				
	20-30	20,7				
ZM4M	00-10	34,1	43,7	Macaparana	Argissolo	Mata
	10-20	43,5				
	20-30	53,6				
ZM5M	00-10	39,4	37,4	Vitória de So. Antão	Argissolo	Mata
	10-20	29,6				
	20-30	43,2				
ZM6M	00-10	28,7	25,3	Palmares	Latossolo	Mata
	10-20	27,8				
	20-30	19,3				
ZM1PH	00-10	39,3	29,5	Itambé	Argissolo	Outros usos agropecuários
	10-20	25,6				
	20-30	23,5				
ZM2CA	00-10	15,9	15,9	Paudalho	Latossolo	Cana-de-açúcar
	10-20	0,0**				
	20-30	7,3*				
ZM3CA	00-10	24,3	23,4	Escada	Latossolo	Cana-de-açúcar
	10-20	24,2				
	20-30	21,8				
ZM4CA	00-10	30,1	28,4	Macaparana	Argissolo	Cana-de-açúcar
	10-20	25,6				
	20-30	29,5				
ZM6CA	00-10	40,0	26,8	Palmares	Latossolo	Cana-de-açúcar
	10-20	17,1				
	20-30	23,2				
ZM7CA	00-10	31,5	25,4	Goiana	Gleissolo	Cana-de-açúcar
	10-20	18,5				
	20-30	26,1				
ZM8CA	00-10	31,7	27,8	Sirinhaém	Gleissolo	Cana-de-açúcar
	10-20	26,3				
	20-30	25,4				
ZM9CA	00-10	46,3	49,8	Sirinhaém	Gleissolo	Cana-de-açúcar
	10-20	62,6				
	20-30	40,4				
ZM3P	00-10	28,2	24,1	Escada	Latossolo	Outros usos agropecuários
	10-20	22,9				
	20-30	21,1				
ZM5P	00-10	28,3	29,1	Vitória de So. Antão	Argissolo	Outros usos agropecuários
	10-20	29,9				
	20-30	29,0				
ZM8P	00-10	33,2	30,1	Sirinhaém	Gleissolo	Pastagem
	10-20	24,9				
	20-30	32,3				

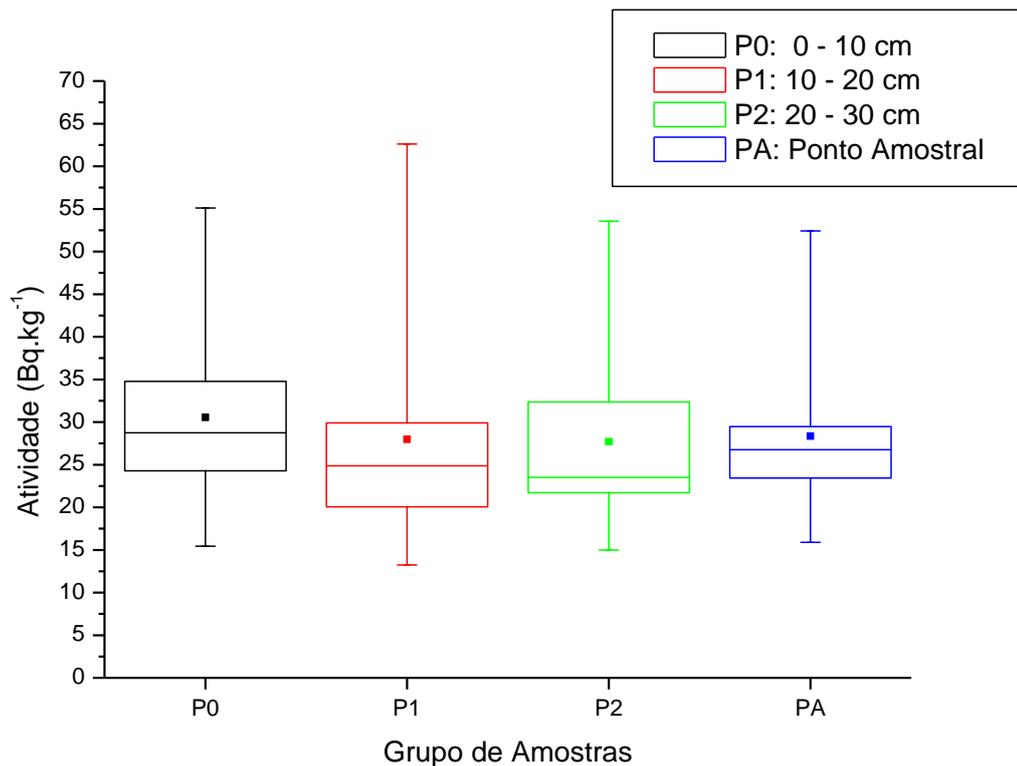
*valores abaixo da AMD (9,4 Bq.kg⁻¹)

**valores abaixo do LD (4,7 Bq.kg⁻¹)

obs: valores abaixo da AMD não foram considerados no cálculo da Atividades Específica Média

Para avaliar a distribuição das atividades específicas do ^{210}Pb nos solos coletados foi utilizado um gráfico de box plot, representado na Figura 14. Esta ferramenta gráfica permite visualizar as atividades específicas do ^{210}Pb para as diferentes amostras, fornecendo o valor mínimo, valor máximo, média e mediana das atividades específicas para cada camada do solo. As atividades específicas das camadas 0 – 10 cm (P0), 10 – 20 cm (P1) e 20 – 30 cm (P2), variaram de 15,1 a 55,1 Bq.kg^{-1} , 13,2 a 62,6 Bq.kg^{-1} e 15,0 a 53,6 Bq.kg^{-1} , respectivamente. Além das atividades específicas nas diferentes camadas do solo, pode-se visualizar a distribuição das atividades específicas médias dos vinte e oito pontos amostrais (PA), observando um valor mínimo de 15,9 Bq.kg^{-1} , um valor máximo de 52,4 Bq.kg^{-1} e um valor médio para os vinte e oito pontos amostrais de 28,4 Bq.kg^{-1} .

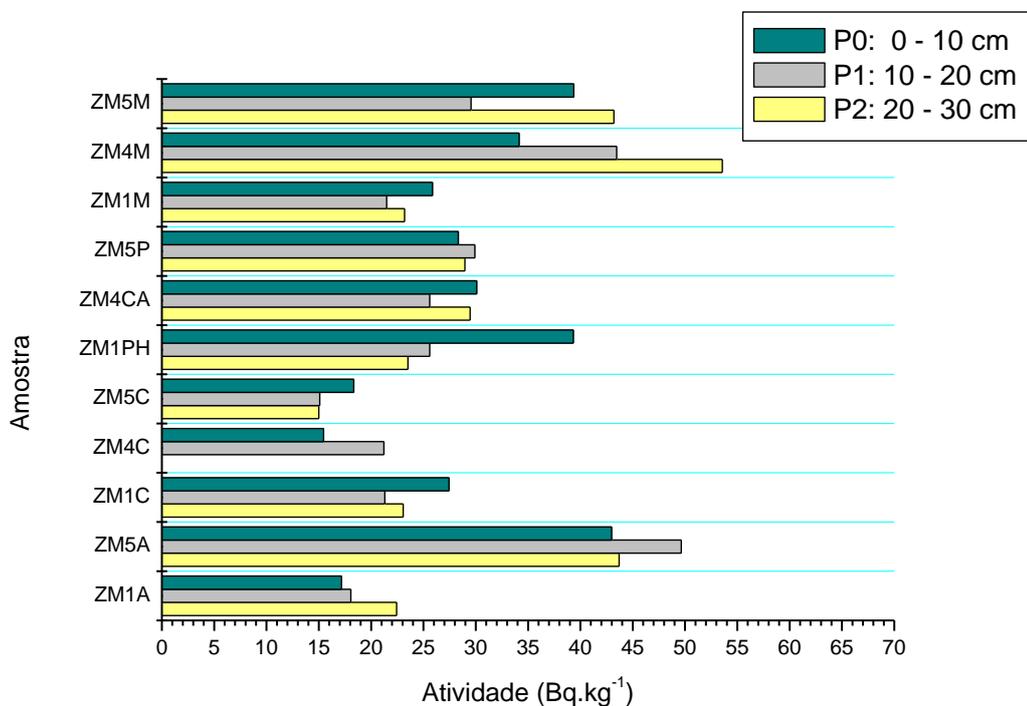
Figura 14 - Gráfico de Box Plot para as amostras coletadas na Zona da Mata.



A distribuição vertical do ^{210}Pb nos pontos amostrais para os solos do tipo argissolo está representado na Figura 15. Destes onze pontos amostrais, três são de solos não cultivados (ZM1M, ZM4M e ZM5M) e apenas o ponto ZM1M apresentou uma concentração de ^{210}Pb mais elevada na primeira camada do solo. Nos outros dois pontos amostrais (ZM4M e ZM5M), os níveis mais elevados de ^{210}Pb foram observados na terceira camada do solo. Nos solos

cultivados, a maior atividade foi observada na segunda camada do ponto amostral ZM5A, com um valor de $49,6 \text{ Bq.kg}^{-1}$, enquanto que, nos solos não cultivados, a maior atividade foi de $53,7 \text{ Bq.kg}^{-1}$, na terceira camada do ponto amostral ZM4M. As atividades médias das camadas 0 – 10 cm, 10 – 20 cm e 20 – 30 cm apresentaram valores de $29,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$, $27,5 \text{ Bq.kg}^{-1}$ e $30,6 \text{ Bq.kg}^{-1}$, respectivamente, onde não foi observado uma diferença significativa entre as atividades médias das diferentes camadas, indicando que não existe um padrão na distribuição vertical do ^{210}Pb para este tipo de solo.

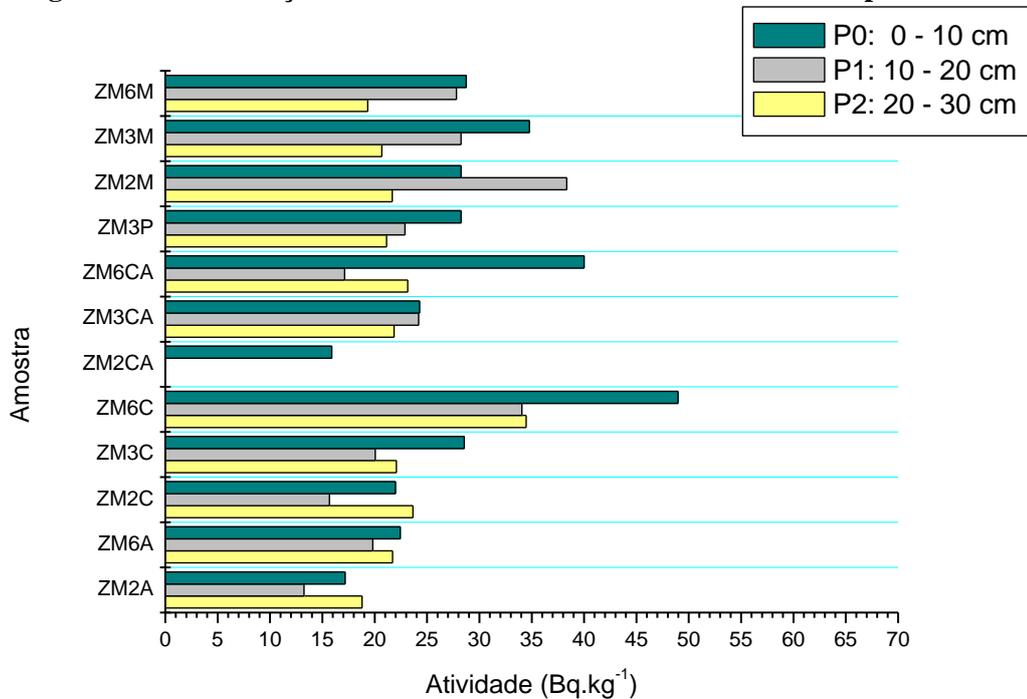
Figura 15 – Distribuição vertical do ^{210}Pb nas amostras de solo do tipo argissolo.



Analisando a Figura 16, onde está representada a distribuição vertical do ^{210}Pb para as amostras coletadas nestes pontos amostrais, pode-se observar uma maior atividade do ^{210}Pb na primeira camada do solo em nove destes doze pontos amostrais. Nos solos cultivados o ponto onde foi observada uma maior atividade foi no ZM6C, com uma atividade $49,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$ na primeira camada do solo, enquanto que nos solos não cultivados, a maior atividade foi de $38,3 \text{ Bq.kg}^{-1}$ na segunda camada do ponto amostral ZM2M. As atividades médias das camadas 0 – 10 cm, 10 – 20 cm e 20 – 30 cm apresentaram valores de $28,4 \text{ Bq.kg}^{-1}$, $23,9 \text{ Bq.kg}^{-1}$ e $22,7 \text{ Bq.kg}^{-1}$, respectivamente, sendo possível observar uma maior atividade específica média de

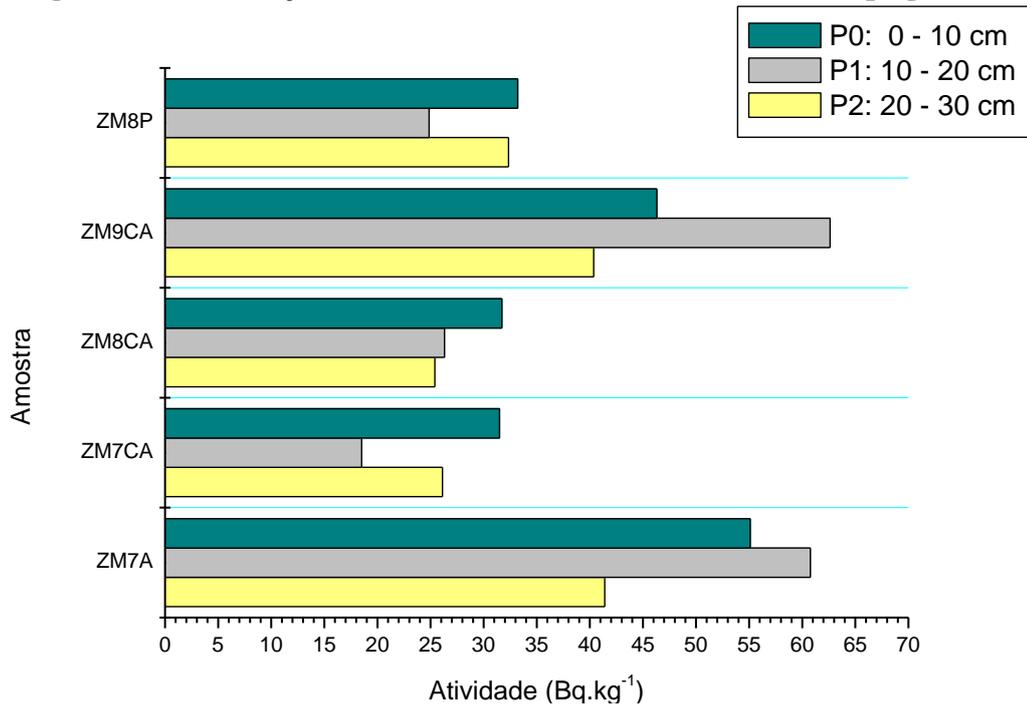
^{210}Pb na primeira camada do solo, indicando que neste tipo de solo foi observado um maior acúmulo do ^{210}Pb na camada superficial para a maioria dos pontos amostrais.

Figura 16 - Distribuição vertical do ^{210}Pb nas amostras de solo do tipo latossolo.



Nos solos do tipo gleissolo foram observadas as maiores atividades entre os tipos de solos coletados na Zona da Mata, com valores superiores a 60 Bq.kg^{-1} na segunda camada dos pontos amostrais ZM7A e ZM9CA. Na Figura 17 está representado a distribuição vertical do ^{210}Pb nos solos do tipo Gleissolo. As atividades médias das camadas 0 – 10 cm, 10 – 20 cm e 20 – 30 cm apresentaram valores de $39,7 \text{ Bq.kg}^{-1}$, $38,6 \text{ Bq.kg}^{-1}$ e $33,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$, respectivamente. Neste tipo de solo, três dos cinco pontos amostrais apresentaram níveis de ^{210}Pb mais elevados na primeira camada do solo.

Figura 17 - Distribuição vertical do ^{210}Pb nas amostras de solo do tipo gleissolo.



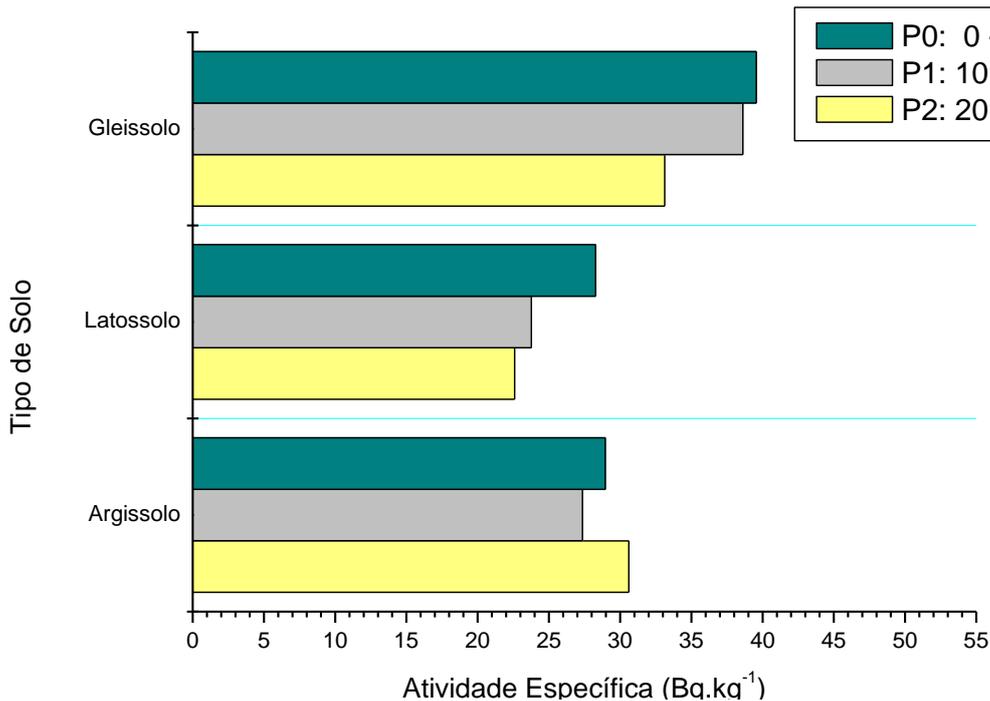
Devido a deposição do ^{210}Pb originado na atmosfera nas superfícies dos solos, esses geralmente apresentam níveis mais elevados de ^{210}Pb nas camadas superficiais, fato observado em diversos pontos amostrais. Níveis mais elevados de ^{210}Pb na camada superficial tem sido bastante observado em diversos solos no mundo (FUJIYOSHI; SAWAMURA, 2004; PERSSON, 2014). Nos solos sem atividades agrícolas, três pontos amostrais apresentaram níveis mais elevados de ^{210}Pb na camada superficial (ZM1M, ZM3M e ZM6M) e nos outros três pontos (ZM2M, ZM4M e ZM5M), as maiores atividades específicas de ^{210}Pb foram observadas na segunda ou na terceira camada, o que pode indicar uma baixa deposição do ^{210}Pb originado na atmosfera no ponto de coleta (CHARRO et al., 2013). Este fato pode estar relacionado com um menor escape de ^{222}Rn do solo nestes pontos amostrais. Resultados semelhantes foram observados em trabalhos realizados por Navas et al. (2002) e pelos pesquisadores Fujiyoshi e Sawamura (2004).

Nos solos utilizados para cultivo, a distribuição do ^{210}Pb em função da profundidade pode sofrer influência do tipo de preparo do solo utilizado para o plantio, já que em alguns casos ocorre o revolvimento ou inversão das camadas do solo. Nos casos em que ocorre o revolvimento do solo, as atividades do ^{210}Pb em função da profundidade podem não apresentar grandes variações, o que pode ser observado em dois pontos amostrais: ZM5P (argissolo) e ZM3CA (latossolo). Mesmo nos solos com atividades agrícolas é bastante comum níveis mais elevados de ^{210}Pb na camada superior do solo, já que a deposição do ^{210}Pb originado na

atmosfera na superfície do solo é constante, devido ao escape contínuo de ^{222}Rn (MABIT et al., 2014). Analisando a distribuição do ^{210}Pb em função da profundidade nos solos cultivados, observa-se que, em alguns pontos amostrais (ZM5A, ZM6C, ZM7A e ZM9CA), as atividades se destacam em relação as atividades dos outros solos utilizados para o cultivo. Isso pode ter sido ocasionado pelo uso de determinados tipos de fertilizantes, já que o uso de fertilizantes pode contribuir para aumento dos níveis de radionuclídeos naturais presentes no solo, como é o caso do uso de fertilizantes a base de fosfato (superfosfato simples e triplo). Sabe-se que, as rochas fosfáticas são as principais fontes de matéria prima para a produção de todos os produtos à base de fosfato e já está bem estabelecido que, a maioria das rochas de origem fosfáticas geralmente apresentam elevadas concentrações de radionuclídeos naturais, especialmente da série do ^{238}U (EKDAL et al., 2006; PERSSON; HOLM, 2011).

Como pode ser visualizado na Figura 18, dos três tipos de solos coletados na Zona da Mata, os solos do tipo Gleissolo foram os que apresentaram as maiores atividades média nas diferentes camadas. Quando se trata de distribuição vertical do ^{210}Pb , os solos do tipo gleissolo e latossolo apresentaram, na maioria dos pontos amostrais analisados, níveis mais elevados de ^{210}Pb na primeira camada do solo em comparação com camadas mais profundas. Enquanto que, nas amostras de solo do tipo argissolo, foram observados níveis mais elevados de ^{210}Pb na terceira camada do solo em três pontos amostrais.

Figura 18 – Atividade específica média em função da profundidade nos três tipos de solo da Zona da Mata.



As atividades específicas do ^{210}Pb das amostras coletadas no Agreste Pernambucano estão representadas a seguir, na Tabela 8, onde além das atividades, contêm informações a respeito do local de coleta, profundidade, tipo e uso de solo. As coordenadas dos locais aonde foram coletadas as amostras estão presentes na Tabela 11 na seção anexos.

Tabela 8 - Atividades específicas do ^{210}Pb das amostras coletadas no Agreste.

Código do Ponto Amostral	Perfil (cm)	Atividade Específica (Bq.kg⁻¹)	Atividade Específica Média (Bq.kg⁻¹)	Município	Uso de Solo	Tipo de Solo
AMA1	00-10	18,1	17,5	São Bento do Una	Agricultura	Planossolo
	10-20	14,3				
	20-30	20,1				
AMA2	00-10	18,7	21,8	São Bento do Una	Agricultura	Argissolo
	10-20	27,5				
	20-30	19,1				
AMA3	00-10	12,1	15,5	Sanharó	Agricultura	Neossolo Regolítico
	10-20	5,9*				
	20-30	19,0				
AMA4	00-10	29,7	21,0	São Bento do Una	Agricultura	Argissolo
	10-20	14,3				
	20-30	18,8				
AMA5	00-10	50,9	54,9	Saloá	Agricultura	Argissolo
	10-20	50,9				
	20-30	63,1				
AMA7	00-10	11,9	13,7	Venturosa	Agricultura	Planossolo
	10-20	15,5				
	20-30	6,4*				
AMA8	00-10	18,5	16,8	Jupi	Agricultura	Neossolo Regolítico
	10-20	13,2				
	20-30	18,7				
AMA9	00-10	42,4	33,8	Garanhuns	Agricultura	Argissolo
	10-20	30,7				
	20-30	28,3				
AMA10	00-10	20,9	16,8	Santa Cruz do Capibaribe	Agricultura	Luvissolo
	10-20	12,7				
	20-30	0,0**				
AMA12	00-10	25,2	20,7	Pesqueira	Agricultura	Argissolo
	10-20	17,6				
	20-30	19,2				
AMA13	00-10	28,0	23,0	Vertente do Lério	Agricultura	Neossolo Litólico
	10-20	19,1				
	20-30	21,9				
AMA16	00-10	14,2	18,1	São Caetano	Agricultura	Neossolo Regolítico
	10-20	16,6				
	20-30	23,4				
AMA30	00-10	27,8	23,0	Belo Jardim	Agricultura	Neossolo Litólico
	10-20	26,9				
	20-30	14,2				
AMC1	00-10	21,0	21,3	Sao Bento do Uma	Caatinga Densa	Planossolo
	10-20	26,0				
	20-30	16,8				

AMC7	00-10	29,8	24,6	Venturosa	Caatinga densa	Neossolo Litólico
	10-20	6,6*				
	20-30	19,3				
AMC9	00-10	18,8	18,0	Garanhuns	Caatinga densa	Neossolo Regolítico
	10-20	14,0				
	20-30	21,4				
AMC13	00-10	48,4	39,0	Vertente do Lério	Caatinga densa	Neossolo Litólico
	10-20	33,7				
	20-30	34,9				
AMC2A	00-10	16,6	22,1	São Bento do Una	Caatinga densa	Argissolo
	10-20	22,9				
	20-30	26,8				
AMCA2	00-10	15,2	23,1	São Bento do Una	Caatinga aberta	Argissolo
	10-20	18,4				
	20-30	35,7				
AMCA3	00-10	22,2	25,9	Sanharó	Caatinga aberta	Neossolo Regolítico
	10-20	22,1				
	20-30	33,4				
AMCA4	00-10	20,8	20,5	São Bento do Una	Caatinga aberta	Argissolo
	10-20	19,7				
	20-30	21,0				
AMCA5	00-10	51,6	56,9	Saloá	Caatinga aberta	Argissolo
	10-20	55,9				
	20-30	63,3				
AMCA6	00-10	29,8	26,9	Itaíba	Caatinga aberta	Neossolo Regolítico
	10-20	28,2				
	20-30	22,7				
AMCA7	00-10	15,6	17,4	Venturosa	Caatinga aberta	Planossolo
	10-20	19,1				
	20-30	7,2*				
AMCA8	00-10	11,4	12,1	Jupi	Caatinga aberta	Neossolo Regolítico
	10-20	12,8				
	20-30	8,2*				
AMCA9	00-10	23,0	31,0	Garanhuns	Caatinga aberta	Neossolo Regolítico
	10-20	36,9				
	20-30	33,1				
AMCA12	00-10	20,2	18,0	Pesqueira	Caatinga aberta	Argissolo
	10-20	14,9				
	20-30	18,8				
AMCA13	00-10	45,5	50,0	Vertente do Lério	Caatinga aberta	Neossolo Litólico
	10-20	49,1				
	20-30	55,4				
AMCD3	00-10	15,8	13,7	Sanharó	Caatinga densa	Neossolo Regolítico
	10-20	12,3				
	20-30	13,1				
AMCD4	00-10	24,6	29,4	São Bento do Una	Caatinga densa	Argissolo
	10-20	34,2				
	20-30	29,5				
AMCD5	00-10	17,8	16,5	Saloá	Caatinga densa	Argissolo
	10-20	15,1				
	20-30	9,0*				
AMCD8	00-10	29,4	23,0	Jupi	Caatinga densa	Neossolo Regolítico
	10-20	16,4				
	20-30	23,3				

AMCD10	00-10	10,4	16,0	Santa Cruz do Capibaribe	Caatinga densa	Planossolo
	10-20	17,3				
	20-30	20,4				
AMP1	00-10	16,3	25,9	São Bento do Una	Pastagem	Planossolo
	10-20	30,5				
	20-30	30,9				
AMP2	00-10	27,7	27,2	São Bento do Una	Pastagem	Argissolo
	10-20	26,6				
	20-30	27,3				
AMP3	00-10	19,0	16,8	Sanharó	Pastagem	Neossolo Regolítico
	10-20	4,6*				
	20-30	14,6				
AMP4	00-10	16,5	16,1	São Bento do Una	Pastagem	Argissolo
	10-20	9,5				
	20-30	22,2				
AMP5	00-10	35,0	29,9	Saloá	Pastagem	Argissolo
	10-20	33,8				
	20-30	20,9				
AMP6	00-10	16,9	16,9	Itaíba	Pastagem	Luvissolo
	10-20	6,2*				
	20-30	5,6*				
AMP7	00-10	14,5	15,5	Venturosa	Pastagem	Planossolo
	10-20	22,0				
	20-30	10,1				
AMP8	00-10	18,9	17,5	Jupi	Pastagem	Neossolo Regolítico
	10-20	15,4				
	20-30	18,4				
AMP9	00-10	31,6	24,5	Garanhuns	Pastagem	Neossolo Regolítico
	10-20	22,3				
	20-30	19,6				
AMP12	00-10	17,3	15,2	Pesqueira	Pastagem	Argissolo
	10-20	12,1				
	20-30	16,3				

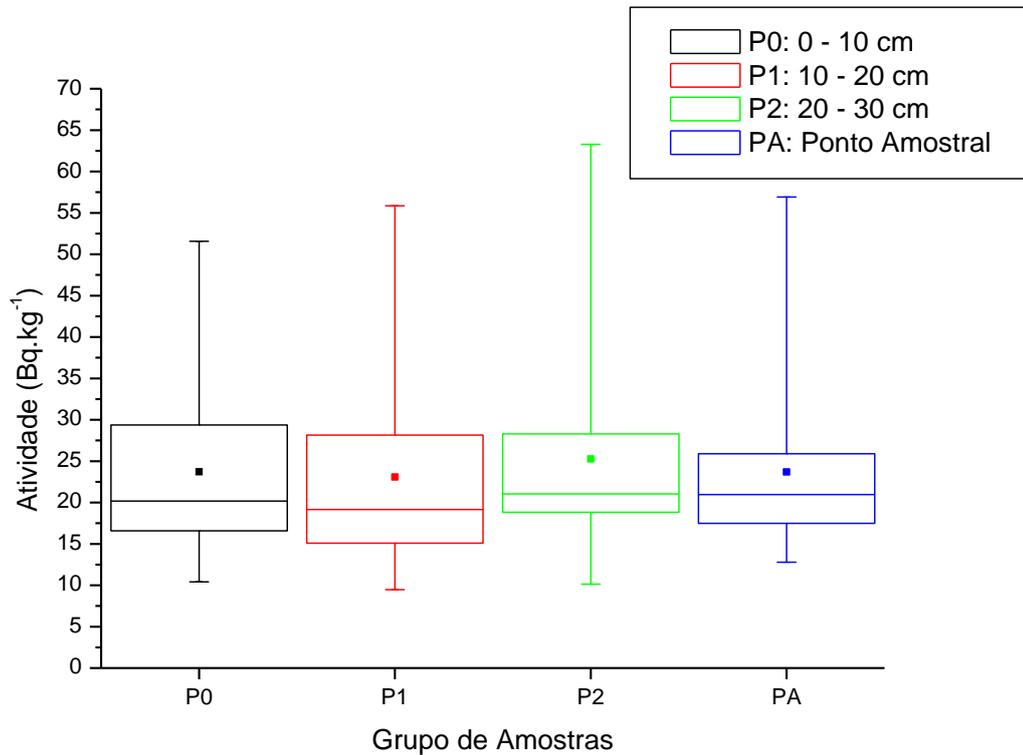
*valores abaixo da AMD ($9,4 \text{ Bq.kg}^{-1}$)

**valores abaixo do LD ($4,7 \text{ Bq.kg}^{-1}$)

obs: valores abaixo da AMD não foram considerados no cálculo Atividade Específica Média

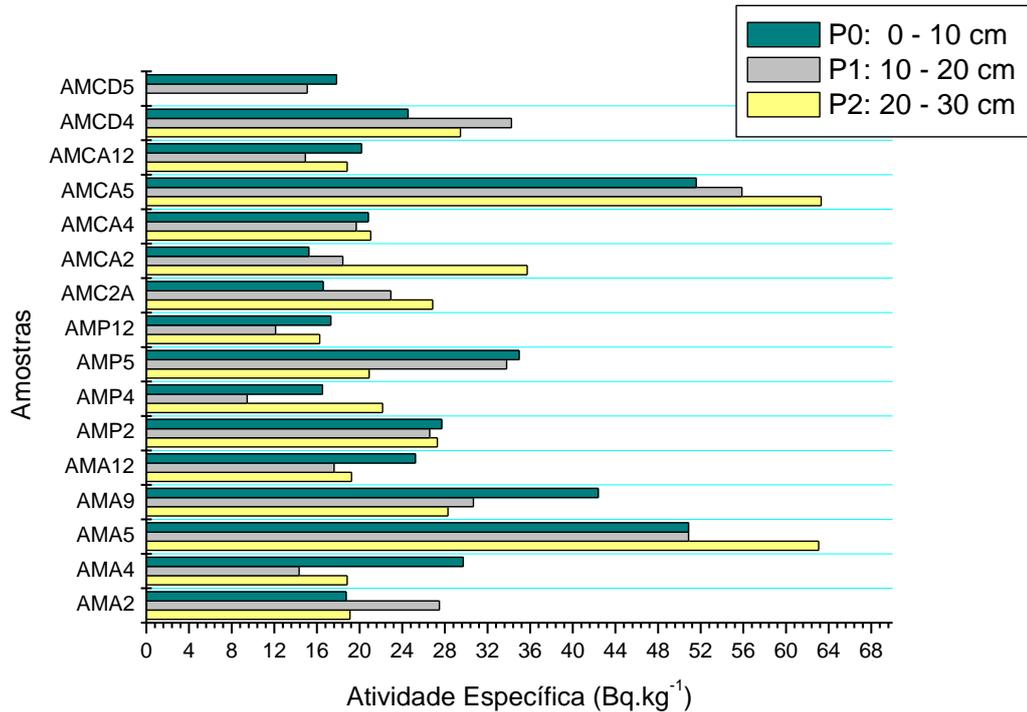
Para avaliar as atividades específicas nos solos coletados foi utilizado um gráfico de box plot, representado na Figura 19. As atividades específicas das camadas 0 – 10 cm (P0), 10 – 20 cm (P1) e 20 – 30 cm (P2) variaram de 10,4 a 51,6 Bq.kg^{-1} , 9,5 a 55,9 Bq.kg^{-1} e 10,1 a 63,4 Bq.kg^{-1} respectivamente. Além das atividades específicas nas diferentes camadas do solo, pode-se visualizar a distribuição das atividades específicas médias dos quarente e três pontos amostrais (PA), observando um valor mínimo de 12,1 Bq.kg^{-1} , um valor máximo de 56,9 Bq.kg^{-1} e um valor médio para os quarenta e três pontos amostrais de 23,4 Bq.kg^{-1} .

Figura 19 - Gráfico de Box Plot para as amostras coletadas no Agreste.



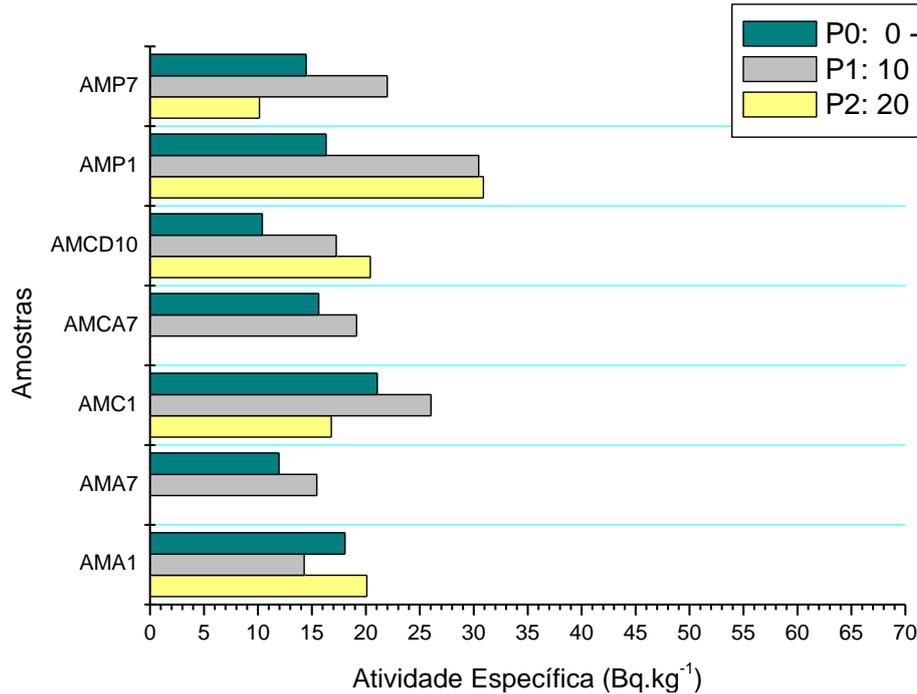
A distribuição vertical do ^{210}Pb nos pontos amostrais para os solos do tipo argissolo coletado no Agreste está representada na Figura 20. Destes dezesseis pontos amostrais, sete são de solos não cultivados (AMC2A, AMCA2, AMCA4, AMCA5, AMCA12, AMCD4 e AMCD5) e apenas os pontos AMCA12 e AMCD5 apresentaram uma concentração de ^{210}Pb mais elevada na primeira camada do solo e três pontos amostrais (AMC2A, AMCA2 e AMCA5) apresentaram níveis de ^{210}Pb mais elevados na terceira camada do solo. Dos nove solos utilizados para o cultivo, cinco (AMA4, AMA9, AMA12, AMP5 e AMAP12) apresentaram níveis mais elevados de ^{210}Pb na camada superficial. Nos solos não cultivados a maior atividade foi observada no ponto AMCA5, com uma atividade específica de $63,29 \text{ Bq.kg}^{-1}$ na terceira camada do solo e nos solos cultivados a maior atividade foi observada no ponto AMA5, com uma atividade específica de $63,07 \text{ Bq.kg}^{-1}$. Os dois pontos (AMA5 e AMCA5) onde foram observadas as maiores atividades estão localizados no município de Saloá. As atividades médias das camadas 0 – 10 cm, 10 – 20 cm e 20 – 30 cm, apresentaram valores de $26,9 \text{ Bq.kg}^{-1}$, $26,3 \text{ Bq.kg}^{-1}$ e $28,8 \text{ Bq.kg}^{-1}$, respectivamente. Neste tipo de solo, foi observado em alguns pontos amostrais níveis relativamente elevados de ^{210}Pb na terceira camada do solo.

Figura 20 - Distribuição vertical do ^{210}Pb nas amostras de solo do tipo argissolo.



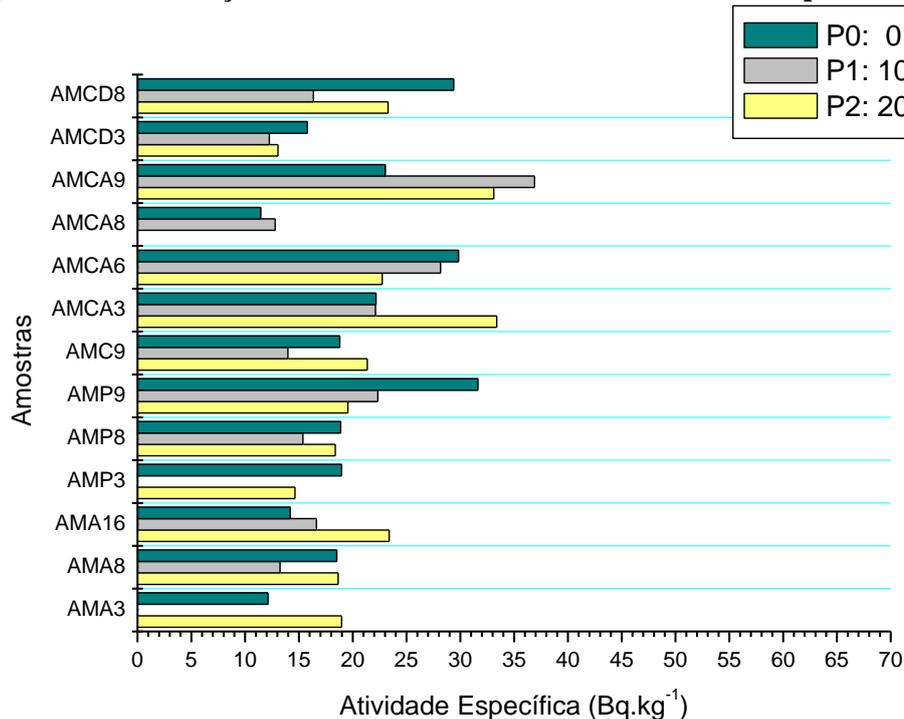
As atividades específicas das amostras de solo do tipo planossolo, apresentaram valores relativamente baixos, em comparação a valores observados nos outros tipos de solos, com dois valores abaixo da AMD, observados nos pontos AMCA7 e AMA7 na Figura 21. Nestes pontos amostrais, não foram observados níveis mais elevados de ^{210}Pb na camada superficial do solo em nenhum dos pontos analisados. As atividades médias das camadas 0 – 10 cm, 10 – 20 cm e 20 – 30 cm apresentaram valores de $17,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$, $20,7 \text{ Bq.kg}^{-1}$ e $22,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$, respectivamente. Neste tipo de solo, a atividade média na terceira camada não é representativa, já que em duas amostras coletadas nesta camada não foi possível determinar a atividade por apresentarem valores abaixo da atividade mínima detectável (AMD).

Figura 21 - Distribuição vertical do ^{210}Pb nas amostras de solo do tipo planossolo.



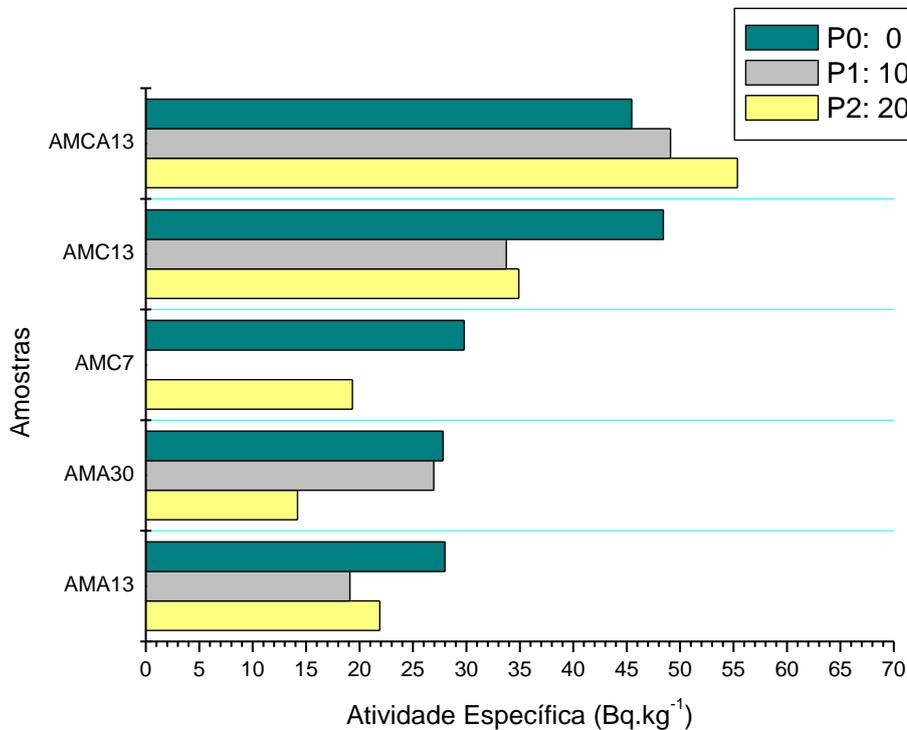
Nos solos do tipo neossolo regolítico foram observados níveis mais elevados de ^{210}Pb na camada superficial em seis pontos amostrais (Figura 22), em sua maioria em solos utilizados para pastagem ou com cobertura vegetal de caatinga densa. As atividades médias das camadas 0 – 10 cm, 10 – 20 cm e 20 – 30 cm apresentaram valores de $21,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$, $19,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$ e $21,7 \text{ Bq.kg}^{-1}$, respectivamente.

Figura 22 - Distribuição vertical do ^{210}Pb nas amostras de solo do tipo neossolo regolítico.



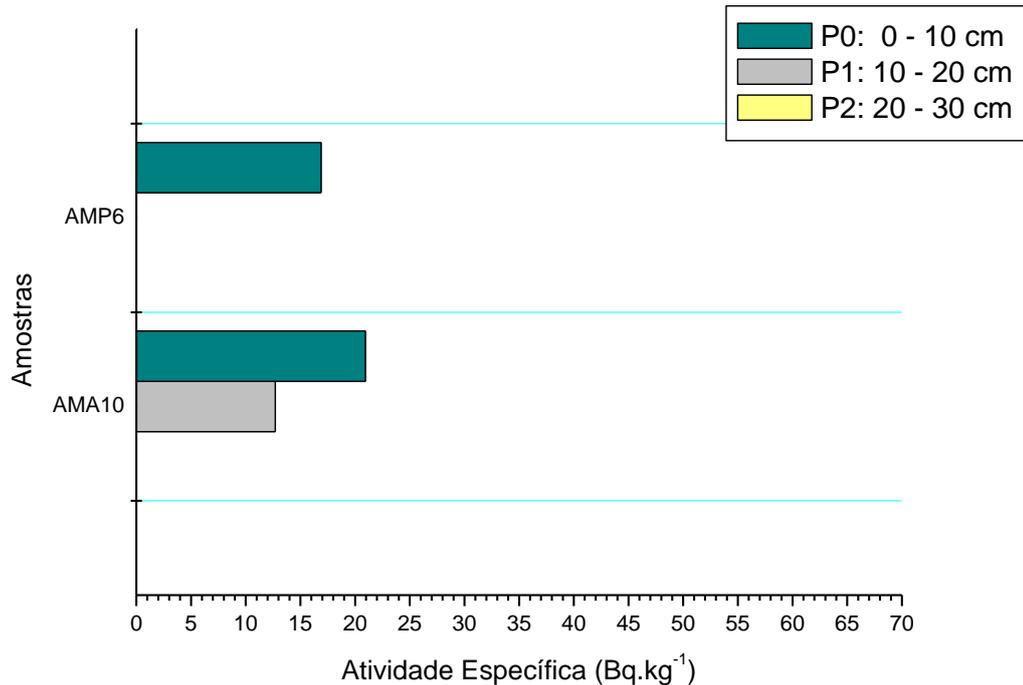
Analisando a Figura 23, onde estão representadas as distribuições verticais do ^{210}Pb para as amostras coletadas nos solos do tipo neossolo litólico, pode-se observar uma maior atividade do ^{210}Pb na primeira camada do solo em quatro pontos amostrais, e em dois destes pontos a cobertura vegetal é a caatinga densa. As atividades médias das camadas 0 – 10 cm, 10 – 20 cm e 20 – 30 cm apresentaram valores de $35,9 \text{ Bq.kg}^{-1}$, $32,2 \text{ Bq.kg}^{-1}$ e $29,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$, respectivamente, sendo possível observar uma maior atividade específica média de ^{210}Pb na primeira camada do solo, indicando que neste tipo de solo foi observado um maior acúmulo do ^{210}Pb na camada superficial para a maioria dos pontos amostrais.

Figura 23 - Distribuição vertical do ^{210}Pb nas amostras de solo do tipo neossolo litólico.



As menores atividades foram encontradas nos solos do tipo Luvissole, nos quais metade das amostras analisadas apresentaram valores de atividades específicas do ^{210}Pb inferiores a AMD. Neste tipo de solo, só foram coletadas amostras em dois pontos e a distribuição vertical de ^{210}Pb está representada na Figura 24.

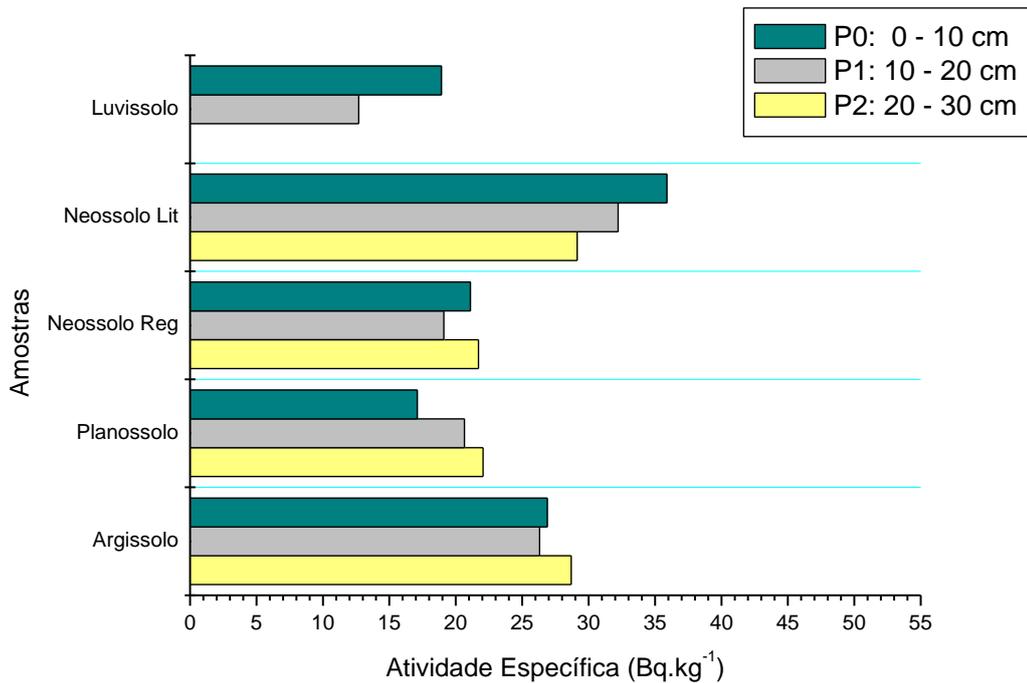
Figura 24 - Distribuição vertical do ^{210}Pb nas amostras de solo do tipo luvissole.



Nos pontos amostrais localizados em solos não cultivados (caatinga aberta e caatinga densa), não foi observado uma predominância de níveis mais elevados de ^{210}Pb na camada superficial do solo em relação as outras camadas. Apenas sete, dos vinte pontos amostrais, apresentaram concentrações mais elevadas de ^{210}Pb na camada superficial. Nos outros pontos amostrais dos solos não cultivados, as maiores concentrações de ^{210}Pb foram encontradas na segunda ou terceira camada, podendo ser um indicativo de baixa deposição de ^{210}Pb originado na atmosfera na superfície do solo. Níveis mais elevados de ^{210}Pb na camada superficial foram observados com uma maior frequência nos solos utilizados para agricultura e pastagem.

Como pode ser visualizado na Figura 25, dos cinco tipos de solos coletados no Agreste Pernambucano, os solos do tipo neossolo litólico e argissolo foram os que apresentaram as maiores atividades. Nos solos do tipo neossolo litólico e luvissole foram observados níveis mais elevados de ^{210}Pb na camada superficial em comparação com camadas mais profundas para a maioria dos pontos amostrais estudados. Assim como nos solos do tipo argissolo coletados na Zona da Mata, os argissolos coletados no Agreste apresentaram em alguns pontos amostrais valores de atividades mais significativos na terceira camada do solo. Comportamento semelhante foi observado nos solos do tipo neossolo regolítico.

Figura 25 - Atividade específica média em função da profundidade nos cinco tipos de solo do Agreste.



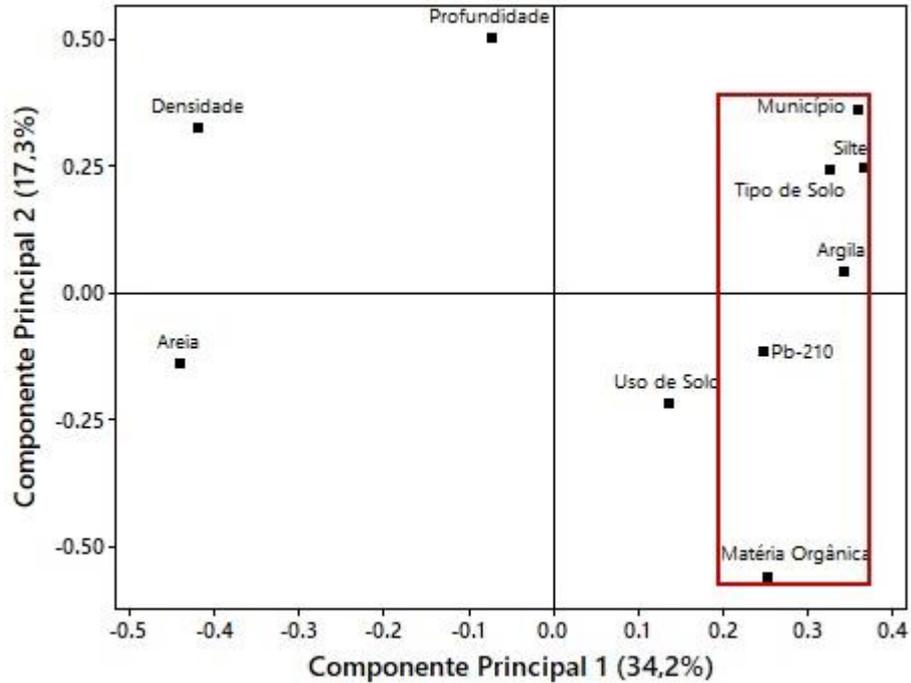
4.2 ANÁLISE DE COMPONENTE PRINCIPAL

Nesta seção foi realizado um estudo estatístico aplicando a técnica da análise de componentes principais, para verificar a influência da densidade do solo, teor de matéria orgânica, areia, silte e argila nos resultados obtidos neste trabalho. Os dados referentes a textura do solo, matéria orgânica e densidade foram fornecidos pelo Grupo de Biomassa do Departamento de Energia Nuclear. A análise de componentes principais foi realizada no MINITAB 18 Statistical Software (versão 18.1) durante o período de licença gratuita.

Na Figura 26 é apresentado o gráfico de Carga Fatorial, onde pode ser observada a correlação entre a concentração de ^{210}Pb com a densidade do solo, teor de matéria orgânica, areia, silte e argila para as amostras de solos coletadas na Zona da Mata Pernambucana. Neste gráfico, a atividade do ^{210}Pb aparece agrupada juntamente com o teor de argila, teor de silte e matéria orgânica no lado positivo da primeira componente principal, indicando um comportamento semelhante em relação as suas variações. Resultados semelhantes foram observados em trabalhos realizados por Avadhani et al., (2005), Narayana et al., (2006), Vaaramaa et al., (2010), Ozden et al., (2013) e Mihailovic et al., (2014) onde foi verificado uma correlação positiva entre as atividades do ^{210}Pb e a matéria orgânica nos solos estudados,

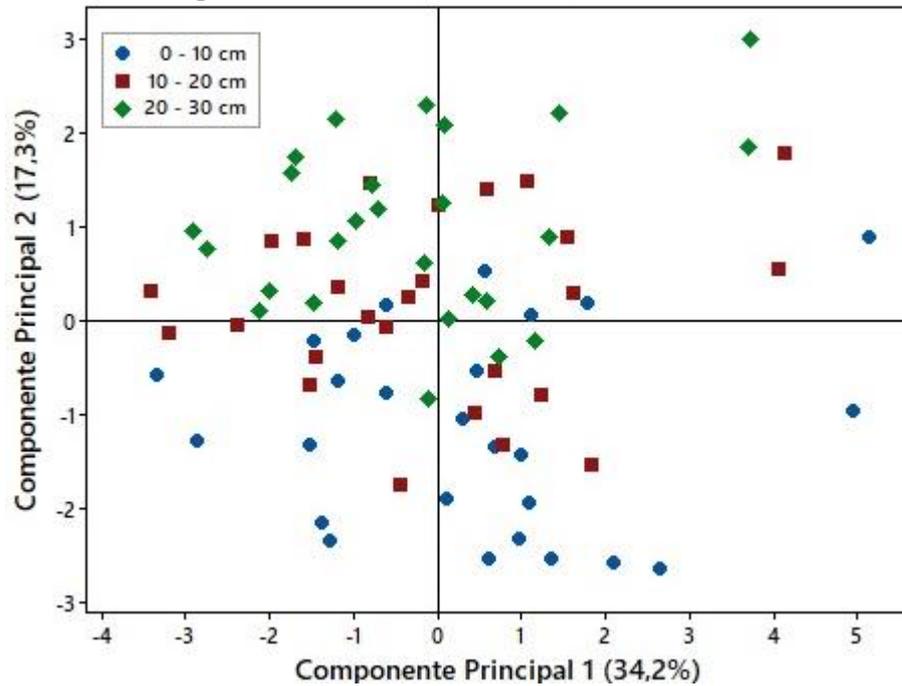
enquanto trabalhos realizados por Dorr et al., (1995), Aslani et al, (2005), Alonso-Hernandez et al, (2006) observaram uma correlação positiva entre ^{210}Pb e solos argilosos.

Figura 26 – Gráfico de carga fatorial (ZONA DA MATA).



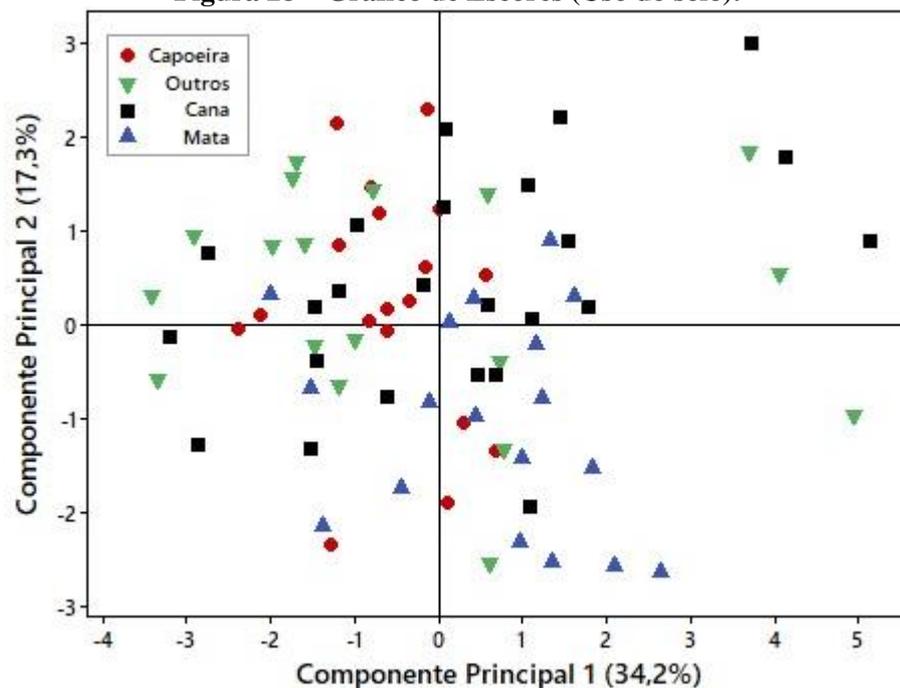
Analisando o gráfico de escores para as diferentes profundidades representado na Figura 27, percebe-se que os dados referentes aos solos coletados na primeira camada (0 – 10 cm) apresentaram uma tendência de distribuição no sentido negativo da segunda componente principal. Esta tendência pode ser explicada por uma maior frequência de níveis mais elevados de ^{210}Pb na primeira camada dos solos coletados na Zona da Mata e principalmente pelo teor de matéria orgânica, variável forte na segunda componente principal, que está presente em maiores quantidades nas camadas superficiais do solo.

Figura 27 – Gráfico de Escores (Profundidade).



Através do gráfico de escores para o uso do solo representado na Figura 28, foi possível observar uma distribuição dos dados referentes a mata no sentido negativo da segunda componente principal, indicando que este grupo de amostras apresentaram teores mais elevados de matéria orgânica, o que ocorre por conta da presença de espécies vegetais de maior porte neste tipo de cobertura e consequentemente uma maior deposição da cobertura vegetal nas camadas superficiais do solo.

Figura 28 – Gráfico de Escores (Uso do solo).



Na análise da Figura 29, percebe-se que os dados referentes aos solos do tipo gleissolo estão distribuídos no sentido positivo da primeira componente principal, indicando que este tipo de solo apresenta, de forma geral, teores mais elevados de argila, silte e matéria orgânica e também de concentração de atividade de ^{210}Pb . Na análise das médias das atividades do ^{210}Pb , densidade do solo, teor de matéria orgânica, areia, silte e argila para os tipos de solos coletados na Zona da Mata foi observado que o solo do tipo gleissolo apresentou uma maior atividade de ^{210}Pb , teores mais elevados de silte e argila e um teor de matéria orgânica intermediário, como pode-se visualizar na Figura 30.

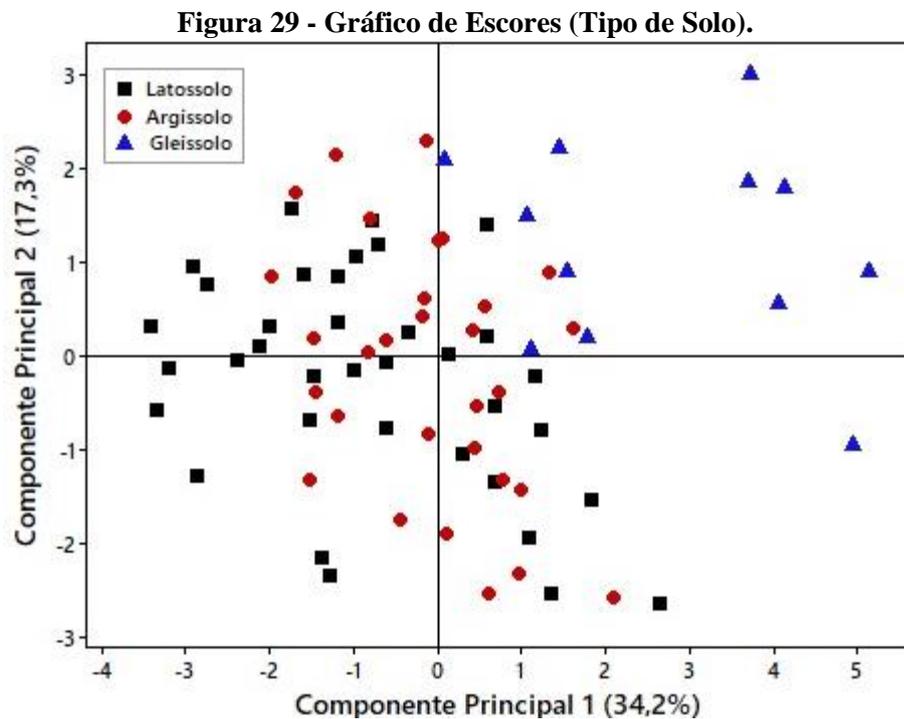
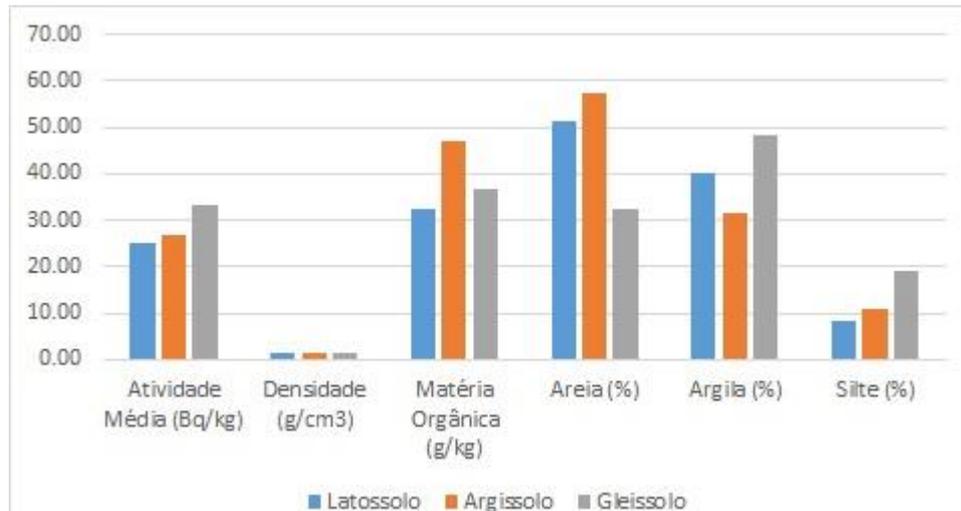
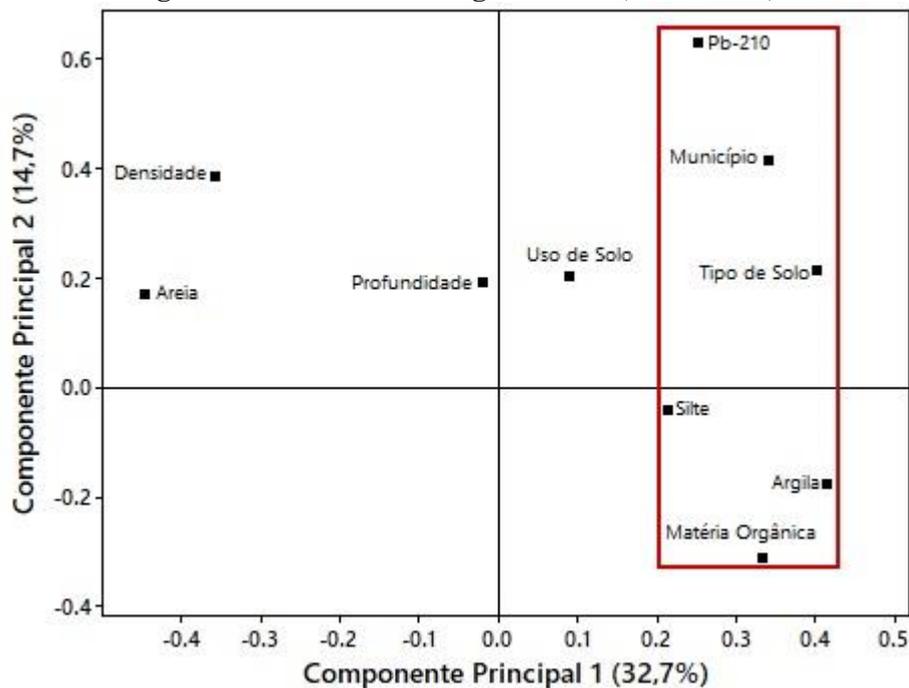


Figura 30 – Médias para Atividade, Densidade, Teor de Matéria Orgânica, Argila, Silte e Areia para os tipos de solos coletados na Zona da Mata.



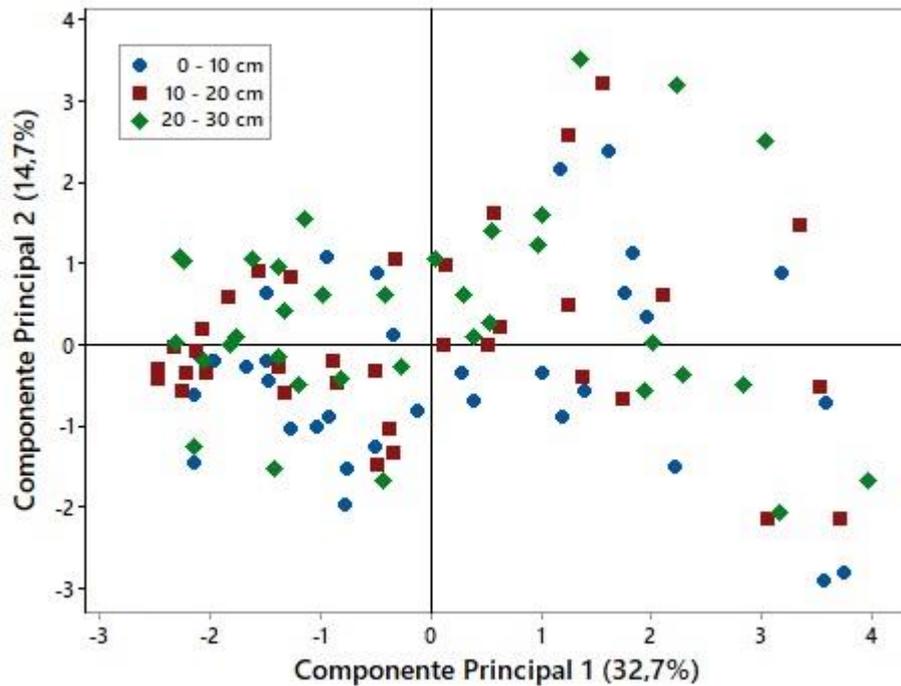
Na Figura 31 está representado o gráfico de carga fatorial para o conjunto de amostras de solos coletados no Agreste Pernambucano. Assim como na Zona da Mata, também foi observado um agrupamento entre a concentração de atividade do ²¹⁰Pb, teor de argila, silte e matéria orgânica no sentido positivo da primeira componente principal, indicando um comportamento semelhante em relação as suas variações.

Figura 31 – Gráfico de Carga Fatorial (AGRESTE).



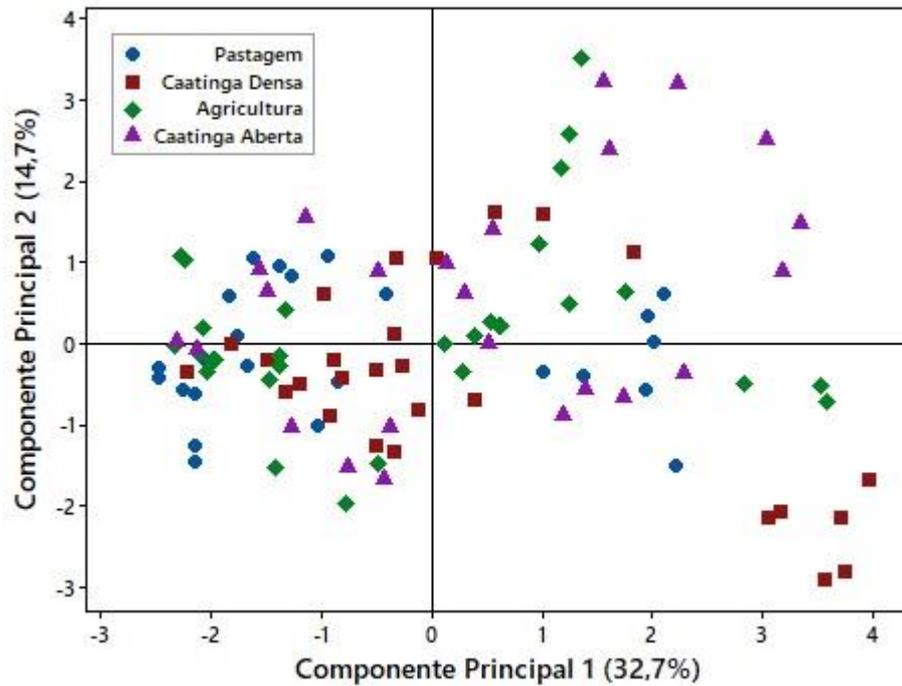
Ao contrário do observado na análise do gráfico de escores em função da profundidade do solo na Figura 27 (Zona da Mata), onde foi possível observar uma influência da matéria orgânica e do ^{210}Pb na distribuição dos dados referentes a primeira camada do solo (0 – 10 cm), no gráfico de escores representado na Figura 32 todos os dados estão bem distribuídos em função das duas componentes principais, não sendo possível observar qualquer relação entre as diferentes camadas do solo com as variáveis apresentadas no Gráfico de Carga Fatorial.

Figura 32 – Gráfico de Escores (Profundidade).



Na análise do gráfico de escores para o uso do solo na Figura 33, foi observado uma distribuição aleatória dos dados em relação as duas componentes principais, indicando que os diferentes usos e coberturas da terra não apresentam qualquer relação com as variáveis representadas no gráfico de carga fatorial (Figura 31).

Figura 33 – Gráfico de Escores (Uso do solo).



Na análise do gráfico de escores representado na Figura 34, percebe-se que os solos do tipo argissolo e neossolo litólico estão distribuídos no sentido positivo da primeira componente principal, indicando que estes tipos de solos apresentam teores mais elevados de argila, silte e matéria orgânica e também de concentração de atividade de ^{210}Pb . Na análise das médias das atividades do ^{210}Pb , densidade do solo, teor de areia, silte, argila e matéria orgânica para os tipos de solos coletados no Agreste Pernambucano foi observado que os solos do tipo argissolo e neossolo litólico apresentaram as maiores atividades e teores mais elevados de argila, silte e matéria orgânica, como pode-se visualizar na Figura 35. As amostras de solo do tipo luvisolo não entraram na estatística, já que para estas amostras só foram calculadas as atividades do ^{210}Pb .

Figura 34 – Gráfico de Escores (Tipo de solo).

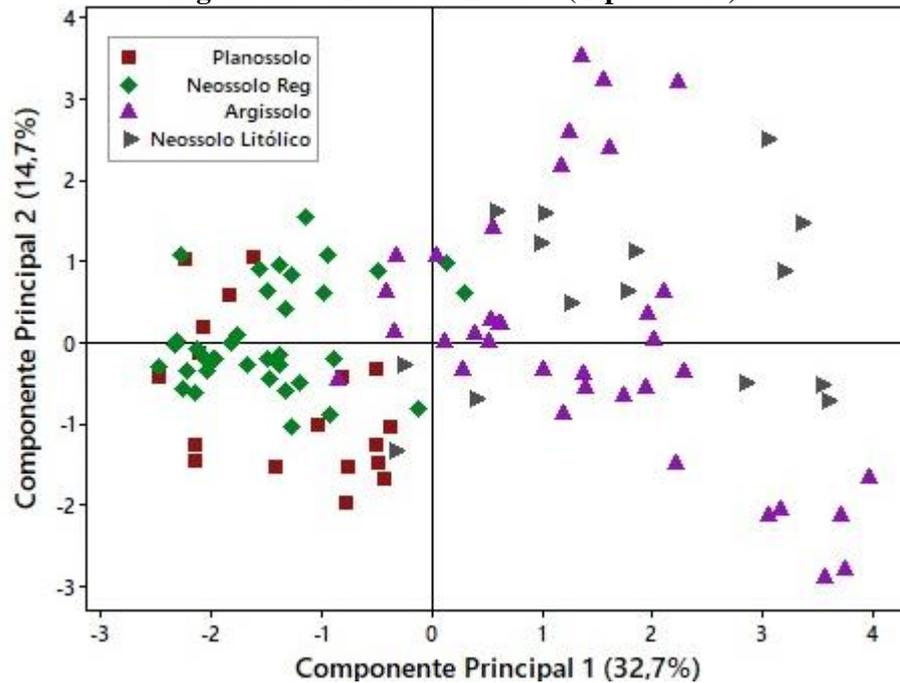
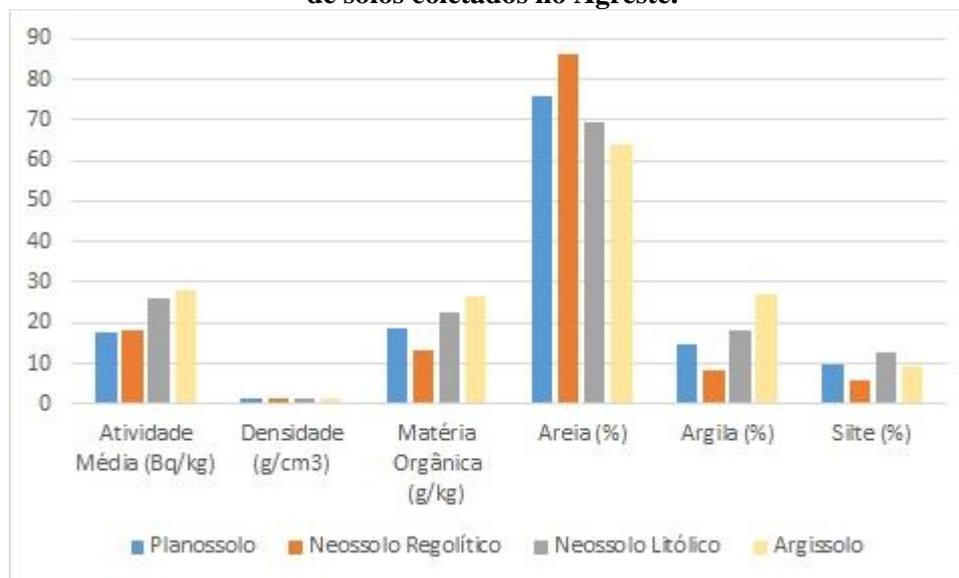


Figura 35 - Médias para Atividade, MO, Densidade, Teor de Argila, Silte e Areia para os tipos de solos coletados no Agreste.



4.3 ESTUDO COMPARATIVO

Analisando os resultados obtidos em todas as amostras de solos coletadas na Zona da Mata e no Agreste Pernambucano, observa-se que os níveis de ^{210}Pb nestes solos são relativamente baixos, comparado a resultados obtidos em outros estudos, não caracterizando a presença de anomalias de ^{210}Pb nos solos das regiões estudadas. Em um estudo realizado em

2009 por Silva et al., em solos de fazendas nos municípios de Pedra e Venturosa no Estado de Pernambuco próximos a uma anomalia radioativa de urânio, foram observadas atividades de ^{210}Pb variando de 195 a 86400 Bq.kg^{-1} , valores muito superiores aos encontrados neste estudo. No trabalho realizado por Aslani et al. (2005), quarenta e duas amostras coletadas em solos com atividades agrícolas apresentaram valores variando de 13 a 135 Bq.kg^{-1} , onde a maior atividade foi atribuída a uma anomalia de urânio próximo à área de coleta da amostra, e no restante das amostras analisadas as atividades apresentaram valores inferiores a 88 Bq.kg^{-1} . Estudos realizados nas proximidades de uma termoelétrica a carvão por Ugur et al. 2008, apresentaram níveis elevados de ^{210}Pb (100 a 250 Bq.kg^{-1} , 61 a 122 Bq.kg^{-1} e 55 a 194 Bq.kg^{-1}), enquanto que em área localizadas longe da termoelétrica apresentaram atividades variando de 22 a 78 Bq.kg^{-1} e 38 a 83 Bq.kg^{-1} . A Tabela 9 contém valores de atividades de ^{210}Pb em solos coletados em diversas partes do mundo.

Tabela 9 - Atividades específica do ^{210}Pb no Brasil e no mundo.

Localidade	Atividade (Bq.kg^{-1})	Atividade Média (Bq.kg^{-1})	Referência
Zona da Mata, Pernambuco, Brasil	15,9 a 52,4	28,4	Neste Estudo
Agreste, Pernambuco, Brasil	12,1 a 56,9	23,4	
Bacia de Buyuk Menderes, Turquia	13 a 135	41	Aslani et al., 2005
	22 a 78	--	
	100 a 250	--	
Bacia de Yatagan, Turquia	61 a 122	--	Ugur et al., 2009
	55 a 194	--	
	38 a 83	--	
	11,7 a 43,5	29	
Karnakata, Índia	11,7 a 46,1	37,1	Rajashekara et al., 2008
	30,6 a 85,7	57	
Kucuk Menderes, Tuquia	31,3 a 61,5	--	Ekdal et al., 2006
Alemanha	60 a 160	--	Fujiyoshi, Sawamura., 2004
Espanha	7 a 75	--	Navas et al., 2002
Luneburgo, Alemanha	5,9 a 35	14	Bunzl, Kracke., 1984
Mangalore, India	3,6 a 45,2	--	Radhakrishna et al., 1995
Pedra e Venturosa, Pernambuco	195 a 86400	--	Silva et al., 2009

Mesmo nos solos com atividades agrícolas, em que se pode encontrar um aumento nos níveis de radionuclídeos naturais devido a aplicação de fertilizantes de origem fosfática, não foram observados níveis muito elevados de ^{210}Pb em nenhum dos pontos amostrais, que pudesse

caracterizar alguma anomalia radioativa. Um possível aumento nos níveis de ^{210}Pb devido a aplicação de fertilizantes a base de fosfato em algumas áreas com atividade agrícola na Zona da Mata e no Agreste não pode ser descartado, já que, de acordo Ekdal et al. 2006, os níveis de ^{210}Pb em solos utilizados para o cultivo com aplicação de fertilizantes fosfatados se apresentaram levemente superiores a aqueles coletados em solos não cultiváveis.

5 CONCLUSÃO

As análises das amostras de solo coletadas na Zona da Mata e no Agreste pernambucano, forneceram uma orientação em relação aos níveis de ^{210}Pb dessas áreas, contribuindo para formação de um banco de dados sobre o mapeamento de minerais radioativos no Estado.

Não foram observadas diferenças significativas nos níveis de ^{210}Pb na Zona da Mata e no Agreste do estado de Pernambuco, tampouco uma influência do uso e cobertura da terra e da profundidade do solo nas atividades de ^{210}Pb das amostras analisadas.

Os tipos de solos que apresentaram as maiores atividades de ^{210}Pb foram aqueles com teores mais elevados de argila, silte e matéria orgânica, como foi o caso do Gleissolo na Zona da Mata e do Argissolo e Neossolo Litólico no Agreste.

Os níveis de ^{210}Pb observados nas áreas estudadas apresentaram valores dentro dos padrões mundiais, não caracterizando a presença de anomalias em nenhum dos pontos amostrais estudados. Desta forma não oferece risco radiológico para a utilização em culturas destinadas a alimentação humana.

Os níveis de atividade de ^{210}Pb encontrados nos solos utilizados para o cultivo mostram que as atividades antrópicas realizadas nestas áreas não contribuem para um aumento significativo da concentração de ^{210}Pb nestes pontos.

6 RECOMENDAÇÕES

Expandir o estudo para o Litoral, principalmente na região urano fosfática que se estende desde do município de Olinda-PE até próxima a divisa do Estado da Paraíba com o Rio Grande do Norte, e também para o Sertão de Pernambuco principalmente na região do Vale do São Francisco onde existe atividade intensiva no cultivo de frutas, afim de enriquecer o banco de dados e de se obter valores de referência para o ^{210}Pb em todas sub-regiões do Estado de Pernambuco.

Realizar novas coletas de amostras, que servirão como referência, em áreas escolhidas próximas as zonas cultiváveis, afim de se determinar com uma maior precisão o efeito da atividade agrícola nos níveis de ^{210}Pb e na distribuição do mesmo através do solo.

REFERÊNCIAS

- ABO-ELMAGD, M., SOLIMAN, H. A., SALMAN, K. A., & EL-MASRY, N. M. Radiological hazards of TENORM in the wasted petroleum pipes. **Journal of Environmental radioactivity**, v. 101, n. 1, p. 51-54, 2010.
- ALBUQUERQUE, E. R. G. M. Biomassa de raízes em áreas com diferentes usos da terra e tipos de solos. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2015.
- ALVAREZ-IGLESIAS, P., QUINTANA, B., RUBIO, B., & PÉREZ-ARLUCEA, M. Sedimentation rates and trace metal input history in intertidal sediments from San Simón Bay (Ría de Vigo, NW Spain) derived from ²¹⁰Pb and ¹³⁷Cs chronology. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 98, n. 3, p. 229-250, 2007.
- AMARAL, R. D. S. Dose na população da região urano-fosfática pernambucana, devido à presença de urânio e ²²⁶Ra nos cultivares. **Tese de Doutorado**. Universidade de São Paulo, 1994.
- ANDRELLO, A. C. Aplicabilidade do ¹³⁷Cs para medir erosão do solo: modelos teóricos e empíricos. **Tese de Doutorado**. Universidade Estadual de Londrina, 2004.
- AQUINO, R. R. Avaliação da radioatividade natural em areias das praias da Grande Vitória, Espírito Santo. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de São Paulo, 2010.
- ASLANI, M. A. A., AKYIL, S., AYTAS, S., GURBOGA, G., & ERAL, M. Activity concentration of ²¹⁰Pb (²¹⁰Po) in soils taken from cultivated lands. **Radiation measurements**, v. 39 n. 2, p. 129-135, 2005.
- ASSIS, J. M. O., SILVA, R. F., SOUZA, W. S., IRMÃO, R. A., CORREIA, A. M. Tendências Climáticas Observadas no Período Chuvoso no Sertão de Pernambuco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, n. 2, p. 211–222, 2013.
- BAKKE, H. A., MOURA LEITE, A. S., SILVA, L. B. Estatística multivariada: aplicação da análise fatorial na engenharia de produção. **Revista Gestão Industrial**, v. 4, n. 4, p. 1-14, 2008.
- BASTOS, R. Radioatividade de rochas provenientes das formações geológicas pertencentes à bacia hidrográfica do Rio Tibagi. **Tese de Doutorado**. Universidade Estadual de Londrina, 2008.
- BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; FABRICIO NETA, A. D. B. F. Teores Naturais de Bário em solos de referência do estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 1819–1826, 2011.
- BLEISE, A.; DANESI, P. R.; BURKART, W. Properties, use and health effects of depleted uranium (DU): a general overview. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 64, p. 93–112, 2003.
- BRITO, N. M., JUNIOR, O. P. D. A., POLESE, L., RIBEIRO, M. L. Validação de métodos analíticos: estratégia e discussão. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 13, p. 129-146, 2003.

BUNZL, K., KRACKE, W. Distribution of ^{210}Pb , ^{210}Po , stable lead and fallout ^{137}Cs in soil, plants and moorland sheep of a heath. **Science of the Total Environment**, v. 39, n. 1-2, p. 143-159, 1984.

CANTALICE, J. R., BEZERRA, S. A., FIGUEIRA, S. B., INÁCIO, E. S., & SILVA, M. D. Linhas isoerosivas do estado de Pernambuco-1ª aproximação. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 2, 2009.

CASTRO, F. J. V. Disponibilidade dos metais Cd e Pb e do metalóide As na bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape e afluentes: uma avaliação da contaminação ambiental. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de São Paulo, 2012.

CARDOSO, L. X. Análise de radionuclídeos naturais e artificiais do solo e de produtos alimentícios no Estado de Sergipe, principalmente na região do Platô de Neópolis (SE). **Tese de Doutorado**. Universidade Federal de Sergipe, 2012.

CARNEIRO, P. F. P. Avaliação radiométrica em parte do estuário do porto de suape no estado de Pernambuco. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal de Pernambuco, 2011.

CAVALCANTI FILHO, L. F. M., SANTOS, M. D., FERREIRA, M. A., LIRA, M. A., MODESTO, E. C., DUBEUX JR, J. C. B., FERREIRA, R. L. C., SILVA, M. J. Caracterização de pastagem de *Brachiaria decumbens* na zona da mata de Pernambuco. **Archivos de zootecnia**, v. 57, n. 220, 2008.

COLANGELO, C. H., HUGUET, M. R., PALACIOS, M. A., & OLIVEIRA, A. A. Levels of ^{210}Po in some beverages and in tobacco. **Journal of Radioanalytic Nuclear Chemistry**, v. 166, n. 3, p. 195–202, 1992.

COSTA JUNIOR, C. E. D. O. ^{210}Pb em urina de habitantes de áreas com anomalias radioativas naturais do estado de Pernambuco. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal de Pernambuco, 2011.

COUTINHO, I. B. Sorção de Zinco, Cádmiio, Cobre e Chumbo em Organossolos. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2014.

CHARRO, E., PARDO, R., PEÑA, V. Chemometric interpretation of vertical profiles of radionuclides in soils near a Spanish coal-fired power plant. **Chemosphere**, v. 90, n. 2, p. 488-496, 2013.

DORR, H. Application of ^{210}Pb in soils. **Journal of Paleolimnology**, v. 13, p. 157–168, 1995.
EBAID, Y. Y.; KHATER, A. E. M. Determination of ^{210}Pb in environmental samples. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 270, n. 3, p. 609-619, 2006.

EISENBUD, M., GESELL, T. F. Environmental radioactivity from natural, industrial and military sources: from natural, industrial and military sources. **Elsevier**, 1997.

EKDAL, E.; KARALI, T.; SAC, M. M. ^{210}Po and ^{210}Pb in soils and vegetables in Kucuk Menderes basin of Turkey. **Radiation Measurements**, v. 41, n. 1, p. 72-77, 2006.

EL AFIFI, E. M., HILAL, M. A., KHALIFA, S. M., & ALY, H. F. Evaluation of U, Th, K and emanated radon in some NORM and TENORM samples. **Radiation measurements**, v. 41, n. 5, p. 627-633, 2006.

EL-MEKAWY, A. F., BADRAN, H. M., SEDDEEK, M. K., SHARSHAR, T., & ELNIMR, T. Assessment of elemental and NORM/TENORM hazard potential from non-nuclear industries in North Sinai, Egypt. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 9, p. 583, 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA; CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SOLOS. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do Estado de Pernambuco. 2000.

FERREIRA, M. D. C. Estudo da eficiência de um detector HPGe por métodos semiempíricos e experimental. **Dissertação de Mestrado**. Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, Belo Horizonte, 2012.

FOWLER, D., SKIBA, U., NEMITZ, E., CHOUBEDAR, F., BRANFORD, D., DONOVAN, R., & ROWLAND, P. Measuring aerosol and heavy metal deposition on urban woodland and grass using inventories of ^{210}Pb and metal concentrations in soil. **Water, Air and Soil Pollution**, p. 483-499, 2004.

FUJIYOSHI, R.; SAWAMURA, S. Mesoscale variability of vertical profiles of environmental radionuclides (^{40}K , ^{226}Ra , ^{210}Pb and ^{137}Cs) in temperate forest soils in Germany. **Science of the Total Environment**, v. 320, p. 177–188, 2004.

GÄGGELER, H. W., JOST, D. T., BALTENSBERGER, U., SCHWIKOWSKI, M., SEIBERT, P. Radon and thoron decay product and ^{210}Pb measurements at Jungfraujoch, Switzerland. **Atmospheric Environment**, v. 29, n. 5, p. 607-616, 1995.

GALVÍNCIO, J. D; MOURA, M. S. B. Aspectos climáticos da captação de água de chuva no Estado de Pernambuco. **Revista de Geografica** v. 22, n 2, 2005.

GISHITOMI, K. C. Determinação da taxa de desintegração e das probabilidades de emissão gama por decaimento do I-123. **Dissertação de Mestrado**. Instituto de Pesquisa Energéticas e Nucleares. Universidade de São Paulo, 2012.

GODOY, J. M., SCHUCH, L. A., NORDEMANN, D. J. R., REIS, V. R. G., RAMALHO, M., RECIO, J. C., BRITO, R. R. A., OLECH, M. A. ^{137}Cs , $^{226,228}\text{Ra}$, ^{210}Pb and ^{40}K concentrations in Antarctic soil, sediment and selected moss and lichen samples. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 41, n. 1, p. 33-45, 1998.

HARB, S. Natural radioactivity and external gamma radiation exposure at the coastal red sea in Egypt. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 130, n. 3, p. 376–384, 2008.

HE, Q., WALLING, D. E. Interpreting particle size effects in the adsorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb by mineral soils and sediments. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 30, n. 2, p. 117-137, 1996.

HONGYU, K., SANDANIELO, V. L. M., OLIVEIRA JUNIOR, G. J. Análise de Componentes Principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. **E&S Engineering and Science**, v. 5, n. 1, p. 83-90, 2016.

IAEA. Assessing the Need for Radiation Protection Measures in Work Involving Minerals and. Safety Reports Series, n. 49, 2006.

KIM, Y., KIM, C., LEE, J. Simultaneous determination of ^{226}Ra and ^{210}Pb in groundwater and soil samples by using the liquid scintillation counter–suspension gel method. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 54, n. 2, p. 275-281, 2001.

KNOLL, Glenn F. **Radiation detection and measurement**. John Wiley & Sons, 2000.
KIRCHNER, G., STREBL, F., BOSSEW, P., EHLKEN, S., & GERZABEK, M. H. Vertical migration of radionuclides in undisturbed grassland soils. **Journal of environmental radioactivity**, v. 100, n. 9, p. 716-720, 2009.

L'ANNUNZIATA, M. F. Radioactivity: Introduction and History. **Elsevier**, 2007.
LANGE, C. N. Contaminação do solo e mobilidade de As, Cd, Mo, Pb e Zn em colunas de solo franco arenoso com cinza de carvão. **Dissertação de Mestrado**. Instituto de Pesquisa Energéticas e Nucleares. Universidade de São Paulo, 2012.

LEPSCH, Igo F. **Formação e conservação dos solos**. Oficina de textos, 2010.
LOVE, S. K. Natural Radioactivity of Water. **Industrial & Engineering Chemistry**, v. 43, n. 7, p. 1541–1544, 1951.

MABIT, L., BENMANSOUR, M., ABRIL, J. M., WALLING, D. E., MEUSBURGER, K., IURIAN, A. R., BERNAND, C., TARJÁN, S., OWENS, P. N., BLAKE, W. H., ALEWELL, C. (2014). Fallout ^{210}Pb as a soil and sediment tracer in catchment sediment budget investigations: a review. **Earth-science reviews**, v. 138, p. 335-351, 2014.

MACIEL NETO, J A. Avaliação de radionuclídeos primordiais em solos nativos com diferentes atividades agrícolas no estado de Pernambuco. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal de Pernambuco, 2017.

MÁDUAR, M. F. Desenvolvimento de um código computacional aberto de análise quantitativa para determinação de radionuclídeos por espectrometria gama com detectores semicondutores. **Tese de Doutorado**. UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, 2010.

MELO, N. M. D. P. Avaliação da dose interna, devida ao ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb nos suprimentos de água para abastecimento público da região metropolitana do Recife. **Dissertação de Mestrado**. UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO, 2008.

MIHAILOVIĆ, A., VASIĆ, M. V., TODORVIĆ, N., HANSMAN, J., VASIN, J., & KRMAR, M. Potential factors affecting accumulation of unsupported ^{210}Pb in soil. **Radiation Physics and Chemistry**, v. 99, p. 74–78, 2014.

MINITAB 18 Statistical Software. Version 18.1 [S.1]: Minitab, 2017. Disponível em: <<http://www.minitab.com/pt-br/products/companion/free-trial/>>. Acesso em: 01 nov. 2018.
MONTANHEIRO, M. N. S., NASCIMENTO FILHO, V. F., PINTO, F. A. Introdução à espectrometria gama. **Boletim Didático**, (021). 1977.

MORAIS, E. N. D. L., AMARAL, R. S., SANTOS JÚNIOR, J. A., BISPO, R. C. B., BEZERRA, J. D. RADIOMETRIA EM ÁREA URANO-FOSFÁTICA DA CIDADE DE IGARASSU-PERNAMBUCOIX Latin American IRPA Regional Congress on Radiation Protection and Safety. Anais...Rio de Janeiro: SOCIEDADE BRASILEIRA DE PROTEÇÃO RADIOLÓGICA, 2013.

MOREIRA, D. S. Padronização dos radionuclídeos multi-emissores gama ^{166}mHo e ^{72}Ga e determinação de suas intensidades gama por decaimento. **Tese de Doutorado**. Instituto de Pesquisa Energéticas e Nucleares. Universidade de São Paulo, 2005.

MRDA, D. et al. Contribution of Pb bremsstrahlung to the background of lead shielded gamma spectrometers. **Nuclear Inst. and Methods in Physics Research**, A, v. 572, p. 739–744, 2007.
NARAYANA, Y.; SHETTY, P. K.; SIDDAPPA, K. Behavior of ^{210}Po and ^{210}Pb in high background areas of coastal Kerala on the south west coast of India. **Applied radiation and isotopes**, v. 64, n. 3, p. 396-401, 2006.

NAVARRO, M. V. T. et al. Controle de riscos à saúde em radiodiagnóstico: uma perspectiva histórica. **História, Ciências, Saúde**, v. 15, n. 4, p. 1039–1047, 2008.

NAVAS, A.; SOTO, Jesús; MACHIN, J. ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{232}Th and ^{40}K activities in soil profiles of the Flysch sector (Central Spanish Pyrenees). **Applied Radiation and Isotopes**, v. 57, n. 4, p. 579-589, 2002.

NETO, J. M. Estatística multivariada: uma visão didática-metodológica, 2015.

OLIVEIRA, A. B.; NASCIMENTO, C. W. A. Formas de Manganês e Ferro em solos de referência de Pernambuco. **R. Bras**, p. 99–110, 2006.

OLIVEIRA, J. DETERMINAÇÃO DOS NÍVEIS DE RADIOATIVIDADE NATURAL EM ÁGUAS UTILIZADAS PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO NO ESTADO DE SÃO PAULO. **Tese de Doutorado**, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 1998.
OLIVEIRA, S. A. Estudo de adsorção de metais pesados em zeólitas para fins de uso em barreira reativa. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2011.

PAIVA, C. T. D. Estudo da mobilidade e dispersão de ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , ^{226}Ra e ^{222}Rn e metais pesados no sistema solo-rocha do depósito de U-ETR de São José de Espinharas (PB). **Tese de Doutorado**. Universidade Federal de Pernambuco, 2008.

PEREIRA, L. D. O. Estudo da influência do tamanho de campo de um feixe de nêutrons epitérmicos na distribuição de dose em BNCT. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2009.

PERSSON, B. R., HOLM, E. Polonium-210 and lead-210 in the terrestrial environment: a historical review. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 102, n. 5, p. 420-429, 2011.
PERSSON, B. R. ^{210}Po and ^{210}Pb in the terrestrial environment. **Curr Adv Environ Sci**, v. 2, n. 1, p. 22-37, 2014.

PIETRZAK-FLIS, Z.; CHRZANOWSKI, E.; DEMBINSKA, S. Intake of ^{226}Ra , ^{210}Pb and ^{210}Po with food in Poland. **Science of the Total Environment**, v. 203, n. 2, p. 157-165, 1997.

PONTEDEIRO, E. M. B. D. Avaliação de modelos de impacto ambiental para deposição de resíduos sólidos contendo radionuclídeos naturais em instalações mínero-industriais. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2006.

PORTELLA, M. O. Na sombra do agronegócio - Sistemas agroflorestais na Zona da Mata Pernambucana. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Estadual de Campinas, 2011.

RADHAKRISHNA, A. P., SOMASHEKARAPPA, H. M., NARAYANA, Y., & SIDDAPPA, K. Distribution of some natural and artificial radionuclides in Mangalore environment of South India. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 30, n. 1, p. 31-54, 1996.

RAJASHEKARA, K.; NARAYANA, Y.; SIDDAPPA, K. Distribution of ^{210}Po and ^{210}Pb in riverine environs of coastal Karnataka. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 277, n. 2, p. 379-388, 2008.

REZZOUG, S., MICHEL, H., FERNEX, F., BARCI-FUNEL, G., & BARCI, V. Evaluation of ^{137}Cs fallout from the Chernobyl accident in a forest soil and its impact on Alpine Lake sediments, Mercantour Massif, SE France. **Journal of environmental radioactivity**, v. 85, n. 2-3, p. 369-379, 2006.

ROCHA, N. S. Análise de sorção/dessorção de cádmio e chumbo em solos da Amazônia Legal. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2016.

ROSA, M. M. L. Avaliação dos teores de U, Th, ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e outros elementos de interesse presentes em cogumelos em uma região de elevada radioatividade natural no Brasil. **Dissertação de Mestrado**. Instituto de Pesquisa Energéticas e Nucleares. Universidade de São Paulo, 2012.

ROSA, M. M., CUSTÓDIO, L. G., BONIFÁCIO, R. L., & TADDEI, M. H. Validação do Ensaio de Medidas por Espectrometria Gama de Radionuclídeos em Matrizes de Alimentos. **In IX Latin American IRPA Regional Congress on Radiation Protection and Safety-IRPA**, 2013.

SAAD, S. ASPECTOS ECONÔMICOS DO APROVEITAMENTO DE URÂNIO ASSOCIADO AOS FOSFATOS DO NORDESTE. BOLETIM NÚMERO 7. COMISSÃO NAC. DE ENERGIA NUCLEAR. 1974.

SAITO, R. T. Radionuclídeos (^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{210}Po e ^{137}Cs) no sistema costeiro Cananéia-Iguape: Estudos Ambientais. **Tese de Doutorado**. Instituto de Pesquisa Energéticas e Nucleares. Universidade de São Paulo, 2002.

SAMPA, Maria Helena de Oliveira. Estudo e desenvolvimento de métodos analíticos para determinação de radioatividade natural em águas. **Tese de Doutorado**. Universidade de São Paulo. Instituto de Energia Atômica., 1979.

SANTOS JUNIOR, J. A. AVALIAÇÃO RADIOMÉTRICA DO U-238, Ra-226, Th-232 E K-40 EM UMA ÁREA ANÔMALA DO AGRESTE DE PERNAMBUCO. **Tese de Doutorado**. UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO, 2009.

SANTOS, M. V. F. D., DUBEUX JÚNIOR, J. C. B., SILVA, M. D. C., SANTOS, S. F. D., FERREIRA, R. L. C., MELLO, A. C. L. D., FARIAS, I., FREITAS, E. V. D. Produtividade e

Composição Química de Gramíneas Tropicais na Zona da Mata de Pernambuco. **R. Bras**, v. 32, n. 4, p. 821–827, 2003.

SEABRA, G.; MARIANO, G. Turismo rural no agreste pernambucano: o caminho das pedras é também das flores e frutos. **IV CONGRESSO INTERNACIONAL SOBRE TURISMO RURAL E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL**. JOINVILLE, 2004.

SILVA, C. M., AMARAL, R. S., TABOSA, J. N., SANTOS JÚNIOR, J. A., MENEZES, R. S. C., FARIAS, E. E. G., BEZERRA, J. D., SILVESTRE, R. G., OLIVEIRA, G. F. Pb-210 in rock and soils of the Semi-Arid Agreste Region of Pernambuco, Brazil. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 82, n. 6, p. 647-649, 2009.

SILVA, A. A. Dosimetria radioecológica na ocorrência uranífera de São José de Espinharas - PB. **Dissertação de Mestrado**. UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO, 2014.

SILVA, L. S. Avaliação da radioatividade natural em águas potáveis, de superfície e subterrâneas, da região de Caetitê, BA. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de São Paulo, 2011.

SILVEIRA, P. B. D. Determinação de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{40}K em uvas e vinhos da região do Vale do São Francisco. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal de Pernambuco, 2007.

SINGH, S.; RANI, A.; KUMAR, R. ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K analysis in soil samples from some areas of Punjab and Himachal Pradesh, India using gamma ray spectrometry. **Radiation Measurements**, v. 39, p. 431–439, 2005.

SOUZA, L. A. G., NETO, E. B., SANTOS, C. E. D. R. S., & STAMFORD, N. P. Desenvolvimento e nodulação natural de leguminosas arbóreas em solos de Pernambuco. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42 n. 2, p. 207-217, 2007.

SROOR, A., EL-BAHI, S. M., AHMED, F., & ABDEL-HALEEM, A. S. Natural radioactivity and radon exhalation rate of soil in southern Egypt. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 55, n. 6, p. 873–879, 2001.

STREBL, F., EHLKEN, S., GERZABEK, M. H., & KIRCHNER, G. Behaviour of radionuclides in soil/crop systems following contamination. **Radioactivity in the Environment**, v. 10, p. 19-42, 2007.

SZELES, M. S. M. F. Avaliação da contaminação radiológica de um solo agrícola nas proximidades de uma mina de urânio. **Tese de Doutorado**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, 1994.

TANNER, P. A., PAN, S. M., MAO, S. Y., YU, K. N. Gamma-Ray Spectrometric and alpha-Counting Method Comparison for the Determination of Pb-210 in Estuarine Sediments. **Applied Spectroscopy**, v. 54, n. 10, p. 1443–1446, 2000.

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

UĞUR, A., ÖZDEN, B., YENER, G., SAÇ, M. M., KURUCU, Y., ALTINBAŞ, Ü., & BOLCA, M. (2009). Distributions of ^{210}Pb around a uraniumiferous coal-fired power plant in Western Turkey. **Environmental monitoring and assessment**, 149(1-4), 195-200, 2009.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME (UNEP). United Nations Radiations Doses, Effects, Risks. Nairobi: Kenya, 1985.

UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. Exposure from natural radiation sources. In: UNSCEAR: Sources and effects of ionizing radiation, 2000 report to the General Assembly, with scientific annexes. Volume I: Sources, Annex B. New York: United Nations, 84 –156, 2000.

VAREJÃO, E. V. V. Distribuição e mobilidade de arsênio e metais pesados em ribeirões do quadrilátero ferrífero, Minas Gerais. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal de Viçosa, 2008.

VARELLA, C. A. A. Análise de componentes principais. Seropédica: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2008.

VASCONCELOS, D. C. Estudo da Radioatividade Natural em areias de praias do extremo sul da Bahia utilizando métodos de análises nucleares. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2010.

VENTURINI, L.; NISTI, M. B. Correção de Auto-Absorção na Espectrometria Gama de Amostras Ambientais. SÃO PAULO. 1997.

VERGOTI, M. Uso do ^{210}Pb no estudo da deposição de mercúrio em lagos da bacia do rio Madeira (RO). **Tese de Doutorado**. Universidade Estadual Paulista, 2008.

VICINI, L., SOUZA, A. M. Análise multivariada da teoria à prática. Santa Maria: UFSM, CCNE, 2005.

WALLING, D. E.; COLLINS, A. L.; SICHINGABULA, H. M. Using unsupported lead-210 measurements to investigate soil erosion and sediment delivery in a small Zambian catchment. **Geomorphology**, v. 52, n. 3-4, p. 193-213, 2003.

XAVIER, A. M. et al. MARCOS DA HISTÓRIA DA RADIOATIVIDADE E TENDÊNCIAS ATUAIS. **Quim. Nova**, v. 30, n. 1, p. 83–91, 2007.

ZEITUNI, C. A. Espectrometria gama em elementos combustíveis tipo placa irradiados. **Dissertação de Mestrado**. Instituto de Pesquisa Energéticas e Nucleares. Universidade de São Paulo, 1998.

APÊNDICE A – COORDENADAS DOS PONTOS DE COLETAS

Tabela 10 - Coordenadas dos Pontos de coleta na Zona da Mata.

Código	Coordenadas	
	S	W
ZM1A	S 7 24 2,222	O 35 10 48,373
ZM2A	S 7 55 52,000	O 35 7 38,000
ZM5A	S 8 12 8,716	O 35 20 5,136
ZM6A	S 8 40 54,943	O 35 33 26,997
ZM7A	S 7 32 34,685	O 34 58 58,705
ZM1C	S 7 24 10,858	O 35 11 5,660
ZM2C	S 7 55 43,543	O 35 12 55,622
ZM3C	S 8 28 28,000	O 35 17 30,000
ZM4C	S 7 32 14,932	O 35 27 18,429
ZM5C	S 8 10 30,854	O 35 20 37,127
ZM6C	S 8 40 44,000	O 35 33 25,000
ZM1M	S 7 24 15,980	O 35 11 9,663
ZM2M	S 7 55 11,866	O 35 12 40,015
ZM3M	S 8 28 14,101	O 35 17 47,957
ZM4M	S 7 31 53,100	O 35 28 19,000
ZM5M	S 8 12 25,800	O 35 20 52,100
ZM6M	S 8 40 27,735	O 35 33 18,934
ZM1PH	S 7 24 13,841	O 35 10 28,088
ZM2CA	S 7 55 59,000	O 35 7 39,000
ZM3CA	S 8 28 12,868	O 35 17 41,903
ZM4CA	S 7 31 21,776	O 35 26 36,390
ZM6CA	S 8 40 48,057	O 35 33 35,091
ZM7CA	S 7 34 33,124	O 34 59 19,011
ZM8CA	S 8 32 16,274	O 35 5 12,348
ZM9CA	S 8 35 9,460	O 35 6 13,223
ZM3P	S 8 28 28,001	O 35 17 29,929
ZM5P	S 8 12 10,300	O 35 20 52,400
ZM8P	S 8 32 16,292	O 35 5 12,217

Tabela 11 - Coordenadas dos Pontos de coleta no Agreste.

Código	Coordenadas	
	S	W
AMA1	S 8 30 49,212	O 36 23 25,179
AMA2	S 8 25 23,266	O 36 28 9,705
AMA3	S 8 24 58,414	O 36 35 14,255
AMA4	S 8 29 43,018	O 36 21 39,351
AMA5	S 8 59 45,000	O 36 43 24,000
AMA7	S 8 33 33,000	O 36 53 55,000
AMA8	S 8 43 29,000	O 36 31 38,000
AMA9	S 8 50 15,442	O 36 30 2,314
AMA10	S 7 56 41,782	O 36 16 4,864
AMA12	S 8 21 13,636	O 36 52 46,229
AMA13	S 7 48 42,900	O 35 50 31,500
AMA16	S 8 20 3,008	O 36 7 4,289
AMA30	S 8 20 3,265	O 36 22 28,122
AMC1	S 8 31 29,097	O 36 23 44,199
AMC7	S 8 33 25,297	O 36 54 8,242
AMC9	S 8 49 12,406	O 36 30 4,276
AMC13	S 7 47 41,000	O 35 50 17,000
AMC2A	S 8 25 30,166	O 36 28 0,186
AMCA2	S 8 25 31,539	O 36 27 45,421
AMCA3	S 8 25 22,436	O 36 35 37,250
AMCA4	S 8 29 29,565	O 36 22 29,665
AMCA5	S 8 59 33,000	O 36 43 28,000
AMCA6	S 8 59 6,000	O 37 26 24,000
AMCA7	S 8 33 25,067	O 36 54 1,868
AMCA8	S 8 43 32,184	O 36 31 54,569
AMCA9	S 8 49 20,976	O 36 30 1,471
AMCA12	S 8 21 18,000	O 36 52 35,000
AMCA13	S 7 48 6,903	O 35 50 8,951
AMCD3	S 8 25 7,994	O 36 35 36,982
AMCD4	S 8 29 28,448	O 36 22 47,252
AMCD5	S 8 56 30,000	O 36 41 40,000
AMCD8	S 36 31 47,456	O 8 43 29,795
AMCD10	S 7 56 30,873	O 36 15 58,052
AMP1	S 8 31 35,514	O 36 23 47,655
AMP2	S 8 25 22,543	O 36 27 58,504
AMP3	S 8 24 42,957	O 36 35 29,001
AMP4	S 8 29 43,512	O 36 21 54,640
AMP5	S 8 59 22,000	O 36 43 22,000
AMP6	S 8 59 7,131	O 37 27 20,084
AMP7	S 8 32 45,244	O 36 54 15,425
AMP8	S 8 43 35,000	O 36 31 30,000
AMP9	S 8 50 19,061	O 36 29 48,879
AMP12	S 8 21 16,000	O 36 52 54,000