



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

OTAVIO PEREIRA DOS SANTOS JÚNIOR

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL RADIOMÉTRICO EM SOLOS DA REGIÃO DA  
ZONA DA MATA DE PERNAMBUCO**

Recife  
2019

OTAVIO PEREIRA DOS SANTOS JÚNIOR

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL RADIOMÉTRICO EM SOLOS DA REGIÃO DA  
ZONA DA MATA DE PERNAMBUCO**

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

**Área de Concentração:** Dosimetria e Instrumentação Nuclear.

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

**Coorientador:** Prof. Dr. Alex Souza Moraes

Recife

2019

Catálogo na fonte  
Bibliotecária Maria Luiza de Moura Ferreira, CRB-4 / 1469

S237a Santos Júnior, Otavio Pereira dos.  
Avaliação do potencial radiométrico em solos da região da zona da mata de Pernambuco / Otavio Pereira dos Santos Júnior. - 2019.  
98 folhas, il., tab.

Orientador: Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior.  
Coorientador: Prof. Dr. Alex Souza Moraes.

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

1. Energia Nuclear. 2. Ambiente. 3. Monitoração. 4. Radionuclídeos.  
5. Radioquimiometria. 6. Solo. I. Santos Júnior, José Araújo dos (Orientador).  
II. Moraes, Alex Souza (Coorientador). III. Título.

UFPE

612.01448 CDD (22. ed.)

BCTG/2020-14

OTAVIO PEREIRA DOS SANTOS JÚNIOR

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL RADIOMÉTRICO EM SOLOS DA REGIÃO DA  
ZONA DA MATA DE PERNAMBUCO**

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

Aprovado em: 06/12/2019

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior (Orientador)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral (Examinador Interno)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof. Dr. Jairo Dias Bezerra (Examinador Externo)  
Instituto Federal de Pernambuco

---

Prof. Dr. Alberto Antonio da Silva (Examinador Externo)  
Instituto Federal de Pernambuco

---

Prof. Dr. Jandyson Machado Santos (Examinador Externo)  
Universidade Federal Rural de Pernambuco

A minha mãe

Dedico.

## AGRADECIMENTOS

Acordei hoje com meu filho perguntando: “pai acabou?” Ufa Acabou, respondi. Será mesmo? Eita perguntinha difícil. Muitos dizem que nunca termina e que sempre que eu parar pra ler o que foi escrito, eu vou querer mudar. De uma coisa tenho certeza: o que está aqui é eterno, fruto da luta de muita gente que acreditou ser possível.

Começo agradecendo a Deus, Senhor de tudo, não por ter me dado a condição intelectual para tanto, mas por colocar na minha vida pessoas que me direcionassem para o melhor caminho: Seu Otavio, Dona Maria (*in memorian*) e Carlos, que hoje podem dizer que: por conta do esforço deles, seu filho/irmão é o Prof. Dr. Otavio Pereira dos Santos Júnior. Ao meu irmão um parêntese, quando você deixou de ir atrás do seu objetivo, para que eu pudesse achar os meus, tenho certeza que não imaginava tanto (nem eu). Hoje irmão, posso descrever a Renato e Vivi o quanto você é importante na minha vida.

Deus me deu Silvana Muniz pra comandar meus caminhos, Tatyana, Marina e José Victor, filhos que todos queriam ter, além de netos (Luccas, M<sup>a</sup> Julia, M<sup>a</sup> Luiza, Gabriel e Ana Beatriz) que, plagiando um amigo, são o meu melhor *curriculum*. Se hoje estou concluindo esta etapa, devo a Silvana Muniz. Um presente divino, sem ela não tinha se quer terminado o curso de Engenharia Química (graduação). Mulher de fibra que me arrastou pela mão e sempre foi a minha parceira em tudo.

Sou um abençoado, disso não tenho dúvidas, pois ganhei irmãos (Nano, Miguel, Artur, Vadinho), irmãs (Sylvinha, Simone, Selma) e pais (Zeca e Mira, *in memorian*), ao invés de cunhados e sogros, além de muitos sobrinhos (Minha Princesa Duda, Minha Doutorinha Carol, Meu lindão Tutuca, Meu Rei Rafa e minha ambientalista Mile).

Já não bastando tudo que Silvana fez, ela ainda me trouxe de baixo do braço dois anjos, que me ajudaram muito, as prof<sup>as</sup> Virgínia e Veridiana. Valeu **Mulé**.

O Senhor de tudo, sabe escrever por linhas tortas. Linhas estas que me conduziram ao DEN-UFPE, após uma desastrosa apresentação a outro grupo. A Prof<sup>a</sup>. Helen Khoury, uma iluminada, me levou ao Prof. José Araújo, mais um que aparece na minha estrada para acolhimento e ajuste de azimute, com conselhos, exemplo, orientações e broncas (e não foram poucas), mas antes de tudo, respeito, paciência e cuidado. Sob sua orientação construímos o comitê: com o Prof. Romilton (líder do Grupo) a quem agradeço pelas inúmeras vezes que o perturbei, com dúvidas, e que recebi, com fino trato, conhecimento como resposta. Prof. Rômulo um *gentleman* que tem o poder de formar com a sutileza e Prof. Jairo que mais que um avaliador tornou-se colega de trabalho. Prof. Araújo também foi o responsável pela

presença do Prof. Alex Moraes nesta caminhada, um quimiometrista, estatístico e motivador, que soube encontrar nas minhas dificuldades acadêmicas, padrões que me conduziram a conclusão deste trabalho.

Deus me deixou fazer parte do *dream team* dos Grupos, sinto-me honrado. Tenho a felicidade de dizer que fiz parte do melhor grupo de trabalho que um estudante, de qualquer grau, poderia ter: **GRUPO RAE**. Dividimos conquistas e problemas, fomos parceiros sempre, seja com erros ou acertos. Vivemos o “*Unus pro omnibus, omnes pro uno*”. Um grupo tão bem dividido que tinha Alberto, Arykerne, Bruno, José Maciel, Kennedy, Nilson e Zahily como mais velhos para aconselhar. Ariosto, Filipe, Lino, D. Neide e Rodrigo como contemporâneos para compartilhar e Andrey, Dilcélia, Julieta, Marcela, Marvic, Ricardo, Suzana e Vinicius novatos para dar conselhos, tudo junto e misturado. Esse grupo é MASSA, como diz a Prof<sup>a</sup> Mariana Brayner.

Em um momento de turbulência onde eu achava que tava tudo errado e que tinha perdido todo meu tempo, Deus me guiou para colegas de outros grupos, mas, que tinham o mesmo espírito colaborativo, agradeço a Rafael, Uemeson e Edilândia em nome dos quais reverencio os que me escapam da memória no momento, mas que direta ou indiretamente contribuíram.

Deus me deu a oportunidade de ser um servidor do Instituto Federal de Pernambuco e mais uma vez as pessoas certas apareceram, pares na Química, como Clécio, Claudio, Etelino, Mauro e Sergio, que me deram crédito e possibilitaram o afastamento necessário para este trabalho ser concluído com êxito. Uma Reitora (Anália Keyla), que antes mesmo de sê-la, muito me incentivou a esta máxima formação, acreditando sempre no meu potencial. Amigos meu muito obrigado. Ainda sobre o IFPE, agradeço a PROPESQ, ao programa Pro-doutoral e a CAPES pelo fomento e apoio.

Aos amigos do futebol, das farras, das viagens e outras que faltei durante este período todo que me dedicava à formação, quero avisar: **ESTOU VOLTANDO**, mais feliz que nunca e com uma sede!! ...

## RESUMO

Estudos de radioatividade ambiental em solos permitem avaliar o potencial risco ao ser humano e ao meio ambiente, formulando condições para definir critérios operacionais e avaliar os impactos decorrentes da extração e uso dos recursos naturais, definindo padrão radiométrico das diferentes áreas do planeta e estabelecendo medidas mitigadoras para evitar a contaminação e exposição. Para se estabelecer condições avaliativas do comportamento dos radionuclídeos no meio ambiente, é essencial a construção de um banco de dados radiométrico para garantir a definição das principais vias de transferência, incorporação e estratégias para uso e controle das atividades antrópicas e progresso humano. Assumindo a importância da dosimetria radioecológica, geologia do estado de Pernambuco, ausência de um mapa radiométrico do estado e poucas evidências de estudos da radioatividade ambiental no Brasil, o projeto objetivou a realização de um estudo radiométrico dos diferentes solos da Zona da Mata de Pernambuco, que são utilizados para diversas atividades econômicas. As assinaturas e a quantificação dos radionuclídeos foram definidas aplicando método de análise não destrutiva, fazendo uso de espectrômetro gama de alta resolução. As concentrações específicas do eU, eTh e do  $^{40}\text{K}$  variaram de 14 a  $91\text{Bq.kg}^{-1}$ ; 35 a  $231\text{Bq.kg}^{-1}$  e de 103 a  $1.843\text{Bq.kg}^{-1}$ , nesta ordem. Os resultados evidenciaram que os valores de tendência central superam em sua totalidade as médias globais estabelecidas pelo Comitê Científico das Nações Unidas para os Efeitos das Radiações Atômicas. A análise inédita do comportamento Radioquimiométrico dos radioelementos em solo, a partir da Análise das Componentes Principais, associada aos modelos inferenciais garantiram caracterizar os radionuclídeos nas diferentes classes dos solos e definiram a área como sendo de baixa radioatividade natural. A relevância desta classificação permitiu definir a região como de referência para futuras observações radiométricas e comparações entre áreas anômalas no estado de Pernambuco. Ainda será possível caracterizar impactos ambientais decorrentes da ação do homem, principalmente pelo uso das diferentes práticas agrícolas, que é significativa na região do Nordeste Brasileiro. O comportamento radiométrico nas diferentes classes dos solos também permitirá a elaboração de modelos e vias de transferência de radionuclídeos no meio ambiente e a contínua monitoração do ecossistema.

Palavras-chave: Ambiente. Monitoração. Radionuclídeos. Radioquimiometria. Solo.

## ABSTRACT

Environmental radioactivity studies in soils allow evaluating the potential risk to humans and to the environment, formulating conditions to define operational criteria and evaluate the impacts arising from the extraction and use of natural resources, defining radiometric patterns of different areas of the planet and establishing mitigation measures to avoid contamination and exposure. In order to establish evaluative conditions for the behavior of radionuclides in the environment, the construction of a radiometric database is essential to ensure the definition of the main transfer pathways, incorporation, and strategies for the use and control of human activities and human progress. Assuming the importance of radioecological dosimetry and considering the geology of the state of Pernambuco, as well as the absence of a radiometric map of the state and little evidence of environmental radioactivity studies in Brazil, the project aimed to conduct a study radiometric analysis of the different soils of Zona da Mata of Pernambuco, which are used for various economic activities. Signatures and radionuclide quantification were defined using a non-destructive analysis method through a high-resolution gamma spectrometer. Specific concentrations of eU, eTh and  $^{40}\text{K}$  ranged from 14 to 91Bq.kg<sup>-1</sup>; 35 to 231Bq.kg<sup>-1</sup> and 103 to 1,843Bq.kg<sup>-1</sup>, respectively. The results showed that the central tendency values completely exceed the global averages established by the United Nations Scientific Committee for the Effects of Atomic Radiations. The unpublished analysis of the radiochemical behavior of radioelements in soil, from the Principal Component Analysis, associated with the inferential models, ensured that radionuclides were characterized in different soil classes and defined as low natural radioactivity area. The relevance of this classification allowed us to define the region as a reference for future radiometric observations and comparisons between anomalous areas in the state of Pernambuco. It will still be possible to characterize environmental impacts resulting from the action of man, mainly by the use of different agricultural practices, which is significant in the Northeast of Brazil. The radiometric behavior in the different soil classes will also allow the elaboration of models and radionuclide transfer pathways in the environment besides the continuous monitoring of the ecosystem.

Keywords: Environment. Radiochemometrics. Radiometric control. Radionuclides. Soil.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Formação do Solo .....	19
Figura 2 – Horizontes do Solo.....	20
Figura 3 – Texturas do Solo .....	21
Figura 4 – Componentes do Solo .....	22
Figura 5 – Distribuição da Radioatividade no Ambiente. ....	26
Figura 6 – Vias de Transferência dos Radionuclídeos Terrestres no Ecossistema. ....	27
Figura 7 – Distribuição das Fontes de Radiação Natural. ....	29
Figura 8 – Série Radioativa do $^{238}\text{U}$ .....	31
Figura 9 – Série Radioativa do $^{232}\text{Th}$ .....	33
Figura 10 – Decaimento do $^{40}\text{K}$ .....	34
Figura 11 – Transferência dos Radionuclídeos no Solo .....	35
Figura 12 – Localização da Mesorregião. ....	45
Figura 13 – Mapa de Solos da Zona de Mata de Pernambuco. ....	46
Figura 14 – Pontos de coleta - Municípios em Estudo. ....	47
Figura 15 – Representação da Trincheira para Coleta de Solo.....	49
Figura 16 – Pontos de Coleta por Uso e Cobertura de Terra.....	50
Figura 17 – Pontos de Coleta para a Cobertura Cana de Açúcar .....	51
Figura 18 – Fluxograma do Sistema de Medidas .....	53
Figura 19 – Calibração em Energia. ....	55
Figura 20 – Calibração em Eficiência. ....	57
Figura 21 – Radionuclídeos nos solos: Uso e Cobertura Vegetal .....	64
Figura 22 – Comportamento em Função da Profundidade.....	66
Figura 23 – Médias das Atividades por Profundidade nos Perfis. ....	67
Figura 24 – Pontos de Coleta e Curvas de Nível.....	68
Figura 25 – Médias das Atividades por Classe de Solo. ....	69
Figura 26 – Gráfico de Carga Fatorial da Primeira ACP. ....	72
Figura 27 – Análise de Componente Principal.....	73
Figura 28 – Gráfico de Carga Fatorial da Segunda ACP. ....	74
Figura 29 – Gráfico de Scores Classe de Solo e Textura do Solo.....	76
Figura 30 – Radionuclídeos por Classe de Solo .....	77
Figura 31 – Mapa Obtido por ACP para as Classes de Solo e Associações.....	78

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 – Oxidação do Urânio .....	30
Equação 2 – Redução do Urânio .....	30
Equação 3 – Calibração em Energia.....	54
Equação 4 – Calibração em Eficiência.....	56
Equação 5 – Eficiência em Função do Fotopico .....	57
Equação 6 – Atividade Específica .....	58
Equação 7 – Atividade Específica Ponderada pelas Emissões .....	58
Equação 8 – Limite de Detecção .....	59

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação em função do diâmetro dos grãos.....	18
Tabela 2 – Transições gama ( $\gamma$ ) de interesse .....	41
Tabela 3 – Distribuição dos pontos amostrais por classe de solo.....	48
Tabela 4 – Distribuição dos pontos amostrais por tipo de cobertura e município.....	48
Tabela 5 – Padrões Primários Utilizados.....	54
Tabela 6 – Limites de Detecção para o HPGe-Be.....	59
Tabela 7 – Estatística Descritiva: Ativ. dos RN - Uso e cobertura vegetal.....	61
Tabela 8 – Estatística Descritiva: Ativ. dos RN - Profundidade. ....	62
Tabela 9 – Estatística Descritiva: Ativ. dos RN - Classe de solo.....	62
Tabela 10 – Estatística Descritiva: Ativ. dos RN.....	70
Tabela 11 – Estudo Comparativo. ....	71
Tabela 12 – Análise Multivariada. ....	74

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>16</b>
2.1	GERAL .....	16
2.2	ESPECÍFICOS.....	16
<b>3</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>17</b>
3.1	ROCHA .....	17
3.2	SOLO .....	19
<b>3.2.1</b>	<b>Formação do solo .....</b>	<b>19</b>
<b>3.2.2</b>	<b>Textura.....</b>	<b>21</b>
<b>3.2.3</b>	<b>Classificação dos solos .....</b>	<b>23</b>
3.2.3.1	Argissolo.....	23
3.2.3.2	Latossolo.....	24
3.2.3.3	Gleissolo .....	24
3.3	RADIOATIVIDADE.....	25
<b>3.3.1</b>	<b>Radioatividade Natural.....</b>	<b>27</b>
3.3.1.1	Urânio .....	29
3.3.1.2	Tório .....	32
3.3.1.3	Potássio .....	34
3.4	MOBILIDADE DOS RADIONUCLÍDEOS NATURAIS NO SOLO .....	35
3.5	RADIOMETRIA AMBIENTAL.....	38
<b>3.5.1</b>	<b>Monitoração radioecológica e dosimetria ambiental.....</b>	<b>38</b>
3.6	ESPECTROMETRIA GAMA.....	40
3.7	RADIOQUIMIOMETRIA .....	44
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>45</b>
4.1	ÁREA DE ESTUDO .....	45
4.2	CARACTERIZAÇÃO E COLETA DAS AMOSTRAS .....	47
4.3	TRATAMENTO DAS AMOSTRAS .....	52
4.4	SISTEMA DE MEDIDAS.....	52
<b>4.4.1</b>	<b>Calibração em energia e qualificação dos radionuclídeos naturais .....</b>	<b>53</b>
<b>4.4.2</b>	<b>Calibração em eficiência .....</b>	<b>55</b>
<b>4.4.3</b>	<b>Quantificação dos radionuclídeos naturais .....</b>	<b>57</b>
4.5	LIMITE DE DETECÇÃO .....	58

4.6	ARRANJO EXPERIMENTAL .....	59
4.7	ESTATÍSTICA .....	60
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>61</b>
5.1	ANÁLISE DESCRITIVA .....	61
<b>5.1.1</b>	<b>Atividade no solo, uso e cobertura vegetal .....</b>	<b>63</b>
<b>5.1.2</b>	<b>Atividade no solo e a profundidade.....</b>	<b>65</b>
<b>5.1.3</b>	<b>Atividade no solo e a classe do solo .....</b>	<b>67</b>
<b>5.1.4</b>	<b>Estudo do comportamento geral dos radionuclídeos .....</b>	<b>70</b>
5.2	ANÁLISE RADIOQUIMIOMÉTRICA.....	71
<b>5.2.1</b>	<b>Primeira Análise de Componentes Principais (1ª ACP).....</b>	<b>71</b>
<b>5.2.2</b>	<b>Segunda Análise de Componentes Principais (2ª ACP) .....</b>	<b>73</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>80</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>81</b>
	<b>ANEXO A – DIST. AMOSTRAL COM GEORREFERENCIAMENTO. ....</b>	<b>91</b>
	<b>ANEXO B – ATIVIDADES ESPECÍFICAS.....</b>	<b>94</b>
	<b>ANEXO C – DADOS FÍSICOS.....</b>	<b>96</b>

## 1 INTRODUÇÃO

As primeiras evidências de fontes naturais de radiação foram registradas em 1896, por Henri Becquerel, físico francês que constatou alterações ao revelar filmes fotográficos expostos ao sulfato de potássio-uranila ( $[K_2(UO_2)(SO_4)_2]$ ), onde foi atribuída ao urânio tal propriedade.

No final do século XIX e início do século XX, foram descobertos pelo menos mais quatro elementos capazes de realizar o mesmo fenômeno: tório, polônio, rádio e radônio. A partir destes radioelementos e outras observações, foi possível formular estudos que comprovaram a presença da radioatividade na atmosfera, rochas, solos, água e em organismos vivos, com origem associada à formação do universo (WEEKS, 1933).

Os radionuclídeos primordiais com tempo de meia-vida superior a  $10^9$  anos foram formados no processo de nucleogênese, surgimento da matéria, relacionando a formação do universo ao surgimento dos elementos químicos no período de 10,0 a 15,0 bilhões de anos através da Grande Explosão (“Big Bang”). O surgimento do universo pode ser estimado através de cronômetros nucleares baseados em estudos do decaimento das séries do  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{235}\text{U}$  e  $^{238}\text{U}$ , porque as espécies químicas nucleares com tempo de meia-vida de longa duração são produtos das transformações nucleares que estão ocorrendo nas estrelas e supernovas desde o princípio da Galáxia (SILVA, 2019)

O conhecimento das concentrações e distribuição dos elementos radioativos é muito relevante, pois fornece informações úteis ao monitoramento da radioatividade ambiental (ABD EL-MAGEED *et al.*, 2011). Os radionuclídeos podem ser encontrados praticamente em todas as formações geológicas, fazendo parte da estrutura cristalina de determinados minerais, desde a cristalização, acumulando-se de acordo com o processo de diferenciação magmática (AL-TRABULSY *et al.*, 2011; RAMASAMY *et al.*, 2014).

Nas rochas, à medida que estas sofrem intemperismo biogeoquímico, os radioisótopos são deslocados no ambiente, absorvidos por argilominerais e precipitados junto com os óxidos de ferro e alumínio nos solos. Esses processos atmosféricos são governados pelas condições de clima e topografia locais (CARDOSO, 2004). Os radionuclídeos liberados na atmosfera passam por processos de mistura e dispersão e se depositam na superfície terrestre (WASSERMAN; LAURIA, 2002). Os radionuclídeos primordiais, em sua maioria, são originários de três séries radioativas:  $^{238}\text{U}$  (abundância natural de 99,27%),  $^{235}\text{U}$  (abundância natural de 0,72%) e  $^{232}\text{Th}$  (abundância natural de 100%), além do  $^{40}\text{K}$  (abundância natural de 0,0118%), que não faz parte de nenhuma série radioativa (PAIVA, 2008). Estudos

radiométricos em solos são práticas comuns, pois alguns tipos de rochas que formam os solos podem contribuir significativamente para as doses de radiação recebidas pelos seres humanos (TEIXEIRA *et al.*, 2014).

O Conhecimento sobre os radionuclídeos em solos é de suma importância para tomada de decisões futuras, este estudo é pioneiro e permitirá definir critérios sobre a radiometria ambiental, servindo de referência mundial para outros estudos e possível resolução de problemas a partir de amparo científico, estabelecendo situação de mitigação para um melhor entendimento sobre o comportamento dos radionuclídeos naturais no solo e, se for o caso, verificar correlações com a saúde pública e o meio ambiente.

A escolha da Zona da Mata foi motivada pelo fato de ser uma das mais importantes regiões do Estado, com solos de grande potencial para agricultura, disponibilidade de água e infraestrutura viária e tecnológica, graças a sua proximidade da região metropolitana do Recife (RMR).

Desta forma, justifica-se uma investigação radioecológica na região, com a necessidade de formular um padrão para radioatividade ambiental do estado de Pernambuco, cujos valores, a princípio, servirão de base para prever situações de risco e impactos decorrentes de explorações dos recursos naturais, além de promover condições para nortear as atividades desenvolvidas nos solos das regiões.

## 2 OBJETIVOS

Em estudos sobre o tema pretendido, foram observados alguns pressupostos e de acordo com eles, os objetivos deste trabalho são:

### 2.1 GERAL

Avaliar o potencial radiométrico de solos para diferentes Uso e cobertura da terra na Zona da Mata de Pernambuco.

### 2.2 ESPECÍFICOS

Destacam-se:

- a. Qualificar os radionuclídeos primordiais  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  nas diferentes amostras de solo.
- b. Quantificar os radionuclídeos identificados em termos de concentração em atividade.
- c. Avaliar o comportamento radiométrico dos elementos nos diferentes perfis de solo.
- d. Investigar o comportamento radiométrico para as diferentes classes de solos e os uso e coberturas.
- e. Promover a determinação de curvas de nível (cotas) e avaliar comportamento dos radionuclídeos quanto à mobilidade e à disponibilidade.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

Desde a formação da Terra, a radioatividade está presente na atmosfera, nas rochas, nos solos, na água e em organismos vivos, o que comprova que o homem sempre esteve em contato com a radiação ionizante. A seguir, serão apresentados aspectos do solo que irão nortear sua relação com os radionuclídeos naturais.

#### 3.1 ROCHA

É o material constituinte da crosta terrestre, duro e coeso, formado em linhas gerais por uma associação de minerais distribuídos homoganeamente, sendo por vezes plástico (como a argila) ou móvel (como as areias) e, no limite, líquido (como é o caso do petróleo), representando a união natural de minerais definidos quanto à sua composição química. Algumas rochas são constituídas por um único mineral, mas são consideradas rocha e não mineral porque ocorrem em grandes volumes, formando camadas que podem se estender por dezenas de quilômetros. Essas rochas são chamadas de monominerálicas, um exemplo bastante descrito na literatura é o quartzito formado de quartzo (PARAGUASSÚ *et al.*, 2017).

Os minerais presentes em uma rocha podem ser essenciais ou acessórios. Minerais essenciais são aqueles que definem a natureza da rocha. Entretanto, os minerais acessórios são aqueles que aparecem na rocha em quantidades pequenas e que não afetam sua classificação, podendo servir para definir uma variedade de rocha. A estrutura geológica está diretamente relacionada ao seu desgaste e posterior formação do solo, por isso em estudos radioecológicos é de grande importância conhecer os tipos de rochas presentes no local (SANTOS JUNIOR, 2005; LEPSCH, 2016).

Nesse contexto, as rochas podem ser agrupadas em três grandes grupos, conforme o processo de formação: ígneas, metamórficas ou sedimentares. Rochas ígneas e metamórficas constituem 95% da crosta terrestre, sendo os 5% restantes de rochas sedimentares.

As rochas ígneas são compostas por minerais primários que não foram alterados quimicamente desde que se formaram de uma lava fundida e depois solidificada, resultantes da consolidação do magma. Quando ocorrem abaixo da superfície, são formadas rochas intrusivas, como o granito. Quando ocorrem na superfície, dá origem às rochas extrusivas, como o basalto. As rochas ígneas escuras (máficas) são mais ricas em minerais contendo magnésio e ferro, enquanto que as rochas ígneas claras são mais ricas em silício e alumínio (BRADY; WEIL, 2013).

As sedimentares são rochas que se formam na superfície da crosta terrestre sob temperaturas e pressões relativamente baixas, pela desagregação de rochas pré-existentes seguida de transporte e de deposição dos detritos ou, menos comumente, por acumulação química. Possuem porosidade e permeabilidade, uma marcante estratificação e baixa resistência mecânica. De um modo geral e amplo, as rochas sedimentares mais comuns podem ser divididas em arenosas, argilosas e carbonatadas, estas últimas subdivididas em calcários e dolomitos. Conforme o diâmetro dos grãos desses sedimentos, eles podem ser classificados como: cascalho, areia, silte ou argila conforme Tabela 1 (BRADY; WEIL, 2013). Convém observar, que cascalhos formam conglomerados e brechas, areias formam arenitos, siltes formam siltitos e argilas formam argilitos.

**Tabela 1** - Classificação em Função do Diâmetro dos Grãos

Sedimento	Diâmetro (mm)	Rocha sedimentar
Argila	< 0,05	Argilitos
Silte	0,050 - 0,062	Siltitos
Areia	0,062 - 2	Arenitos
Cascalho	> 2	Conglomerado ou brecha

Fonte: DE ALMEIDA (2005).

A resistência de uma rocha sedimentar ao intemperismo (processos físicos, químicos e biológicos que alteram seus constituintes) é determinada tanto pelo tipo dos seus minerais dominantes como pelo agente cimentante. A rocha sedimentar é o tipo mais comum (BRADY; WEIL, 2013).

As Rochas metamórficas resultam da transformação de outras rochas preexistentes, agora submetidas a novas condições de temperatura e pressão, como mármore e gnaisse, num processo de modificação denominado metamorfismo. Para originar uma rocha metamórfica, é necessário que a transformação da rocha preexistente não tenha passado pela litificação (transformação em magma) nem por sedimentação (quebra das rochas em partículas). Em um conceito mais amplo entende-se por metamorfismo o crescimento de cristais no estado sólido, sem fusão. Consequentemente, a mudança nas condições de pressão e temperatura provoca mudanças na composição mineralógica da rocha ou deformações físicas. Convém observar que o limite entre rochas sedimentares e metamórficas é arbitrário e difícil de estabelecer, exceto onde o calor e os esforços tenham sido primordiais nas mudanças. Além disso, uma rocha submetida a um determinado grau de metamorfismo pode depois sofrer metamorfismo parcial em temperatura mais baixa, chamado de retrometamorfismo.

## 3.2 SOLO

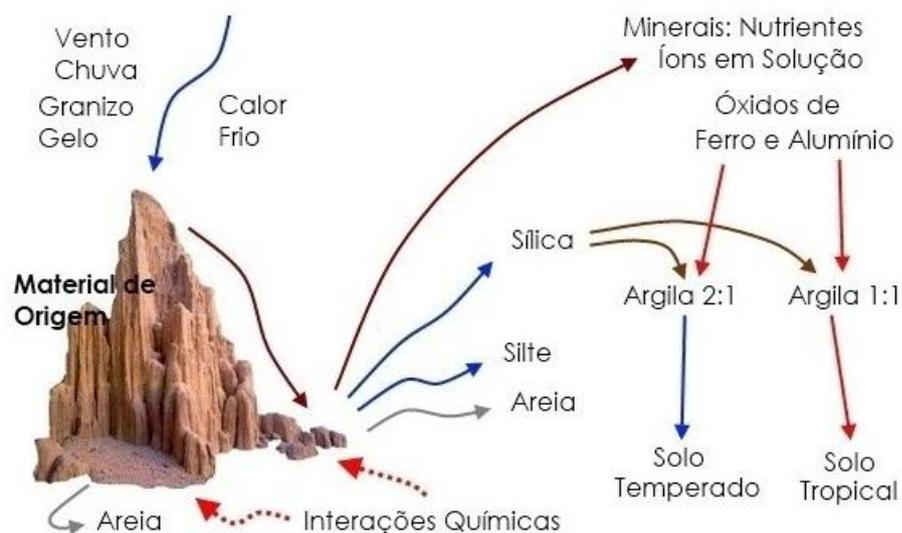
Na maioria dos ambientes, a rocha exposta na superfície da Terra se desintegrou e depois se alterou para produzir uma camada de detritos inconsolidados que cobrem a rocha dura, não meteorizada. Essa camada não consolidada é chamada de regolito e, em alguns lugares, varia de praticamente nenhuma espessura (isto é, rocha exposta ou aflorando) a dezenas de metros de espessura. Em muitos casos, o material do regolito foi transportado por vários quilômetros do local da sua formação inicial e, então, depositado sobre o substrato rochoso que ele agora cobre. Assim, o todo ou parte do regolito pode ou não estar relacionado com a rocha hoje existente sob ele (BRADY; WEIL, 2013).

### 3.2.1 Formação do solo

O solo que é constituído por partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais, dinâmicas, formado por materiais minerais e orgânicos que ocupam a maior parte do manto superficial das extensões continentais do planeta, contém matéria viva e pode ser vegetado na natureza onde ocorre (EMBRAPA, 2014). Representa a natureza dos ecossistemas e a capacidade da terra em sustentar a vida, em que o contato do ser humano é minimizado com o aumento da urbanização.

A formação do solo é um dos mais importantes produtos do intemperismo. Na Figura 1, observa-se a ação do clima sobre a rocha mãe, como principal agente para formação do solo.

**Figura 1 - Formação do Solo**



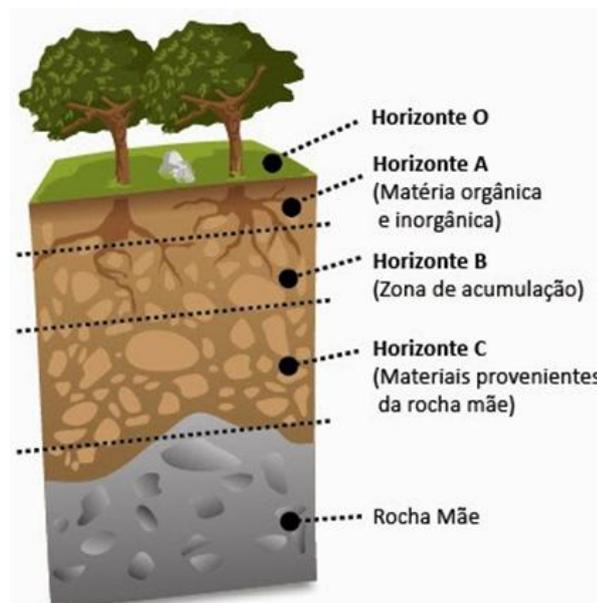
**Fonte:** CETESB (2017).

Os solos podem ser entendidos como corpos naturais organizados, cada um com seu perfil e características específicas. Os processos de formação do solo são lentos, e o tempo de formação começa a contar quando um deslizamento de terra expõe uma nova rocha ao intemperismo. Quando um rio inunda uma área, forma uma nova camada de sedimentos sobre a várzea, assim como, quando uma escavadeira corta e aterra uma encosta para nivelar o terreno, preparando-o para uma edificação ou para mitigar uma área onde foram colocados resíduos (BUOL *et al.*, 2005).

Um solo é o resultado de processos sintetizadores , tanto construtivos quanto destrutivos. O intemperismo das rochas e a decomposição de resíduos orgânicos são exemplos de processos destrutivos, enquanto a formação de novos minerais, como argilas e novos compostos orgânicos estáveis , é exemplo de processos construtivos . Talvez o resultado mais impressionante dos processos de síntese seja a formação dos horizontes do solo . O desenvolvimento desses horizontes na parte superior do regolito é uma característica única (BRADY; WEIL, 2013).

Por convenção, são usadas as letras O, A, B, C e R, entre outras, para representar os principais horizontes dos solos (EMBRAPA, 2014). Na Figura 2, são descritos alguns dos horizontes do solo.

**Figura 2 - Horizontes do solo**



**Fonte:** adaptado de CONECTEGEO (2010).

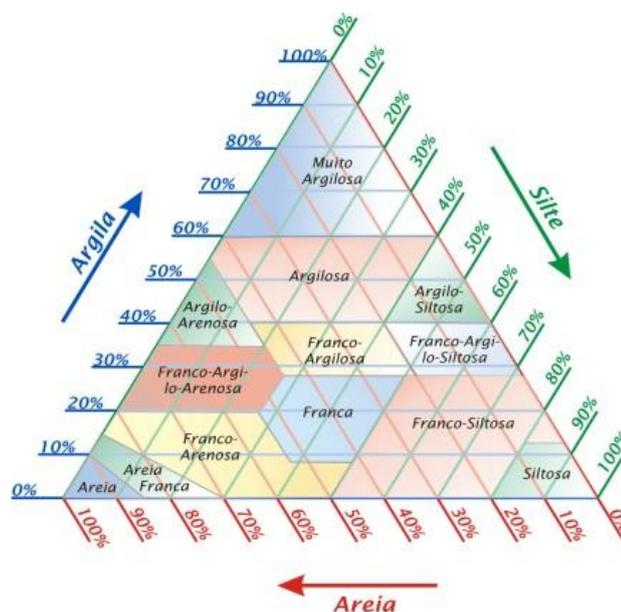
O horizonte **O** mostra como a matéria orgânica é formada. Geralmente ocorre acima do solo mineral ou ocorre em um perfil de solo orgânico, deriva de plantas mortas e resíduos de origem animal, em geral, ocorre em áreas de florestas. O horizonte **A**, mais próximo da superfície, é de constituição mineral e com acumulação de matéria orgânica decomposta e ligada à fração mineral. O horizonte **B** é formado logo abaixo do horizonte **A**, ou outro horizonte superficial. Esse é bastante afetado por transformações pedogenéticas, em que pouco ou nada resta da estrutura original da rocha. O horizonte **C** constitui-se de material mineral pouco intemperizado e o horizonte **R** refere-se à rocha de origem (CURI *et al.*, 1993).

### 3.2.2 Textura

A proporção de partículas , de acordo com limites de diferentes tamanhos , é denominada textura do solo e é fator importante na sua formação. A textura tem influência sobre diversas propriedades do solo, afetando a aptidão desses em relação aos seus usos. É a propriedade física do solo que menos sofre alteração ao longo do tempo e é muito importante na agricultura, pois tem influência direta na infiltração e na retenção de água, no arejamento e na coesão do solo, bem como, na nutrição das plantas.

Na Figura 3, observa-se a contribuição percentual de argila, areia e silte para determinação da classe textural. De acordo com as linhas mostradas no triângulo textural, o nome do compartimento em que as linhas se interceptam indica a classe textural da amostra.

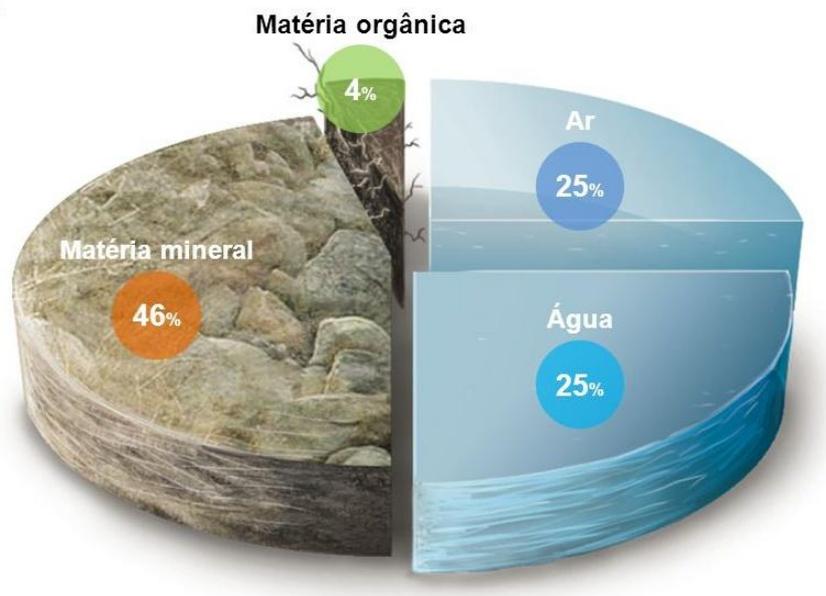
**Figura 3** – Texturas do Solo



Fonte: FALKER (2017)

As principais classes de solo são definidas pela relação entre a classe textural e os componentes do solo, conforme apresentados na Figura 4. Essa união representa o fator decisivo no comportamento físico do solo, podendo classificá-los como: orgânico, como o próprio nome sugere, é formado por material orgânico em processo de decomposição, além de areia e argila ou como indica o triangulo textural da Figura 3 e detalhamento a seguir:

**Figura 4 - Componentes do Solo**



**Fonte:** SALSA *et al.* (2018)

- Arenoso - Por reter pouca água e nutrientes, esse solo possui grandes poros, o que facilita o escoamento da água.
- Argiloso - Possui poros menores, por isso consegue reter mais água e nutrientes, principalmente, cálcio, potássio e ferro.

Essa diferenciação é de grande importância quando do estudo da distribuição e do comportamento de radioelementos no solo, pois esses apresentam especificidades em algumas de suas propriedades, como solubilidade e mobilidade que, aliadas à classe do solo, sugerem um comportamento diferenciado e específico.

### 3.2.3 Classificação dos solos

Um solo pode ser classificado pela determinação de parâmetros morfológicos, mineralógicos, físicos e químicos do perfil que o representa. Um olhar para o aspecto ambiental – clima, vegetação, relevo, rocha-mãe, condições hídricas e outras características externas ao solo – também se mostra importante.

A classificação segue níveis categóricos, separados pela presença ou ausência de determinados atributos, horizontes diagnósticos ou propriedades que são passíveis de serem identificadas no campo, mostrando diferenças no tipo e grau de desenvolvimento dos processos que atuaram na sua formação (EMBRAPA, 2006).

O primeiro nível categórico da classificação de solos (ordens) contempla 13 classes. Nas amostras coletadas na área de estudo, Zona da Mata pernambucana, foram encontradas três: Argissolo, Latossolo e Gleissolo, as quais serão detalhadas a seguir.

#### 3.2.3.1 Argissolo

Os Argissolo formam uma classe bastante heterogênea que, em geral, tem em comum um aumento substancial no teor de argila. São bem estruturados, apresentam profundidade variável e cores predominantemente avermelhadas ou amareladas, devido aos teores de óxidos de ferro, que são inferiores a 15%.

A fertilidade natural é variável, com predomínio de solos de relativa pobreza de nutrientes, embora ocorram áreas de ótima fertilidade natural. Neste caso, é particularmente indicado para situações em que não é possível grande aplicação de capital para o melhoramento e a conservação do solo e das lavouras, o que é mais comum em áreas de agricultura familiar, onde ocorre pouca ou nenhuma adição de macronutrientes (adubos) (EMBRAPA, 2009).

Essa classe de solo pode ser encontrada em praticamente todas as regiões brasileiras, em diversas condições de clima e relevo. Representam aproximadamente 24% da superfície do país, ocupando a segunda posição.

Em Pernambuco, é predominantemente encontrada na Zona da Mata (51%), mas também está presente em porções expressivas no Agreste e Sertão (20% e 12%, respectivamente) (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2000; EMBRAPA, 2014). Nas áreas mais úmidas, esses solos são prioritariamente cultivados com cana de açúcar e pastagens. No oeste do

estado, nas áreas próximas ao São Francisco, estabeleceu-se o polo de fruticultura, utilizando a irrigação (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2000; FONTANA *et al.*, 2013).

### 3.2.3.2 Latossolo

São solos minerais, profundos, em geral muito pobres, ocupando as superfícies mais velhas e estáveis da paisagem, com horizontes B espessos e sequência de horizontes (A, B e C) pouco diferenciados; com cores geralmente escuras no horizonte A, vivas no B e mais claras no C. Neles, a intemperização intensa dos constituintes minerais resulta na maior concentração relativa de argilominerais resistentes (óxidos e hidróxidos de ferro e de alumínio). Apresentam estrutura granular muito pequena; são macios, quando secos, e altamente friáveis, quando úmidos. São os solos mais representativos, ocupando uma faixa de 39% da área total do país e estão distribuídos praticamente por todo o território nacional.

Os latossolo, em sua maioria, são distróficos e ácidos, com pH entre 4,0 e 5,5. Apresentam teor de argila variando entre 15% e 80%, com alta permeabilidade à água, podendo ser trabalhados em grande amplitude de umidade, em geral, com grandes problemas de fertilidade, por conter pouca matéria orgânica e, conseqüentemente, uma baixa capacidade de troca catiônica (CTC) (EMBRAPA, 2009).

Em Pernambuco, ao contrário do que ocorre no país, não é a classe de solo mais presente, ocorre em apenas 19% do solo da Zona da Mata e pouco mais de 9% no Sertão, principalmente na porção mais ao oeste do Estado (chapada do Araripe). São solos bastante utilizados na agricultura e pastagens, desde que sejam corrigidas a acidez e a deficiência de nutrientes. Nas áreas de brejo, esses solos têm sido utilizados para fruticultura e cafeicultura e, na zona úmida, para plantio da cana de açúcar (ARAÚJO; SALCEDO, 1997; ARAÚJO FILHO *et al.*, 2000; FONTANA *et al.*, 2013).

### 3.2.3.3 Gleissolo

São solos minerais, hidromórficos, apresentando horizontes A, seguido de um horizonte de cor acinzentado, resultado de modificações sofridas pelos óxidos de ferro existentes no solo (redução), em condições de encharcamento durante o ano todo ou parte dele, o que pode acarretar uma grande acidez.

Os gleissolos são solos mal drenados, podendo apresentar textura bastante variável ao longo do perfil, porém com alto teor de argila. São encontrados em todas as áreas úmidas do território brasileiro. (EMBRAPA, 2009).

No Gleí Húmico, o horizonte acinzentado tem 20 cm ou mais de espessura, turfoso ou com grande quantidade de matéria orgânica. Nesses casos, devido à má drenagem, pode provocar elevados valores de capacidade de troca catiônica (CTC) (EMBRAPA, 2009).

Podem apresentar argila de baixa ou alta atividade. São solos pobres ou ricos em bases ou com teores elevados de alumínio. Como estão localizadas em baixadas, suas características são influenciadas pela contribuição de partículas provenientes dos solos das posições mais altas e da água de drenagem, uma vez que são formados em áreas de recepção ou trânsito de produtos transportados (AMARANTE *et al.*, 2009).

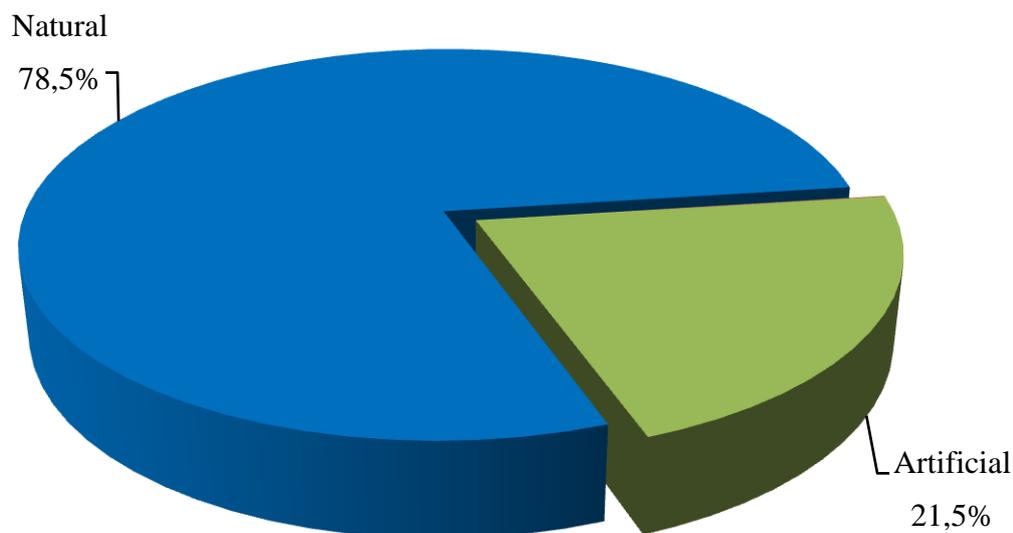
Em Pernambuco, o Gleissolo é encontrado em 9% da Zona da Mata, grande parte desses drenados artificialmente e, uma vez corrigidas as deficiências químicas, é cultivado com pastagens e, principalmente, cana de açúcar (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2000).

### 3.3 RADIOATIVIDADE

A radioatividade vem sendo amplamente utilizada ao longo dos anos, seja na área de material bélico, na produção de energia, em tratamento ou em diagnósticos médicos e em outras aplicações, por isso o crescente interesse em estudos voltados para essa área e em proteção radioecológica.

As radiações podem ter origem no ambiente (fontes naturais) ou em atividades do próprio homem (fontes antropogênicas) (SILVA, 2014b). Os radionuclídeos terrestres estão distribuídos em todo o planeta e são encontrados nos solos, nas rochas, em águas e nos alimentos (BALOCH *et al.*, 2012).

Na Figura 5, observa-se a distribuição da radiação em termos relativos. As fontes naturais participam com 78,5% da radiação recebida pela população mundial, enquanto as fontes antropogênicas completam a diferença, observando que provêm, quase que totalmente das aplicações médicas para diagnósticos ou tratamento (UNSCEAR, 2008).

**Figura 5** – Distribuição da radioatividade no ambiente.

Fonte: adaptado de UNSCEAR (2008).

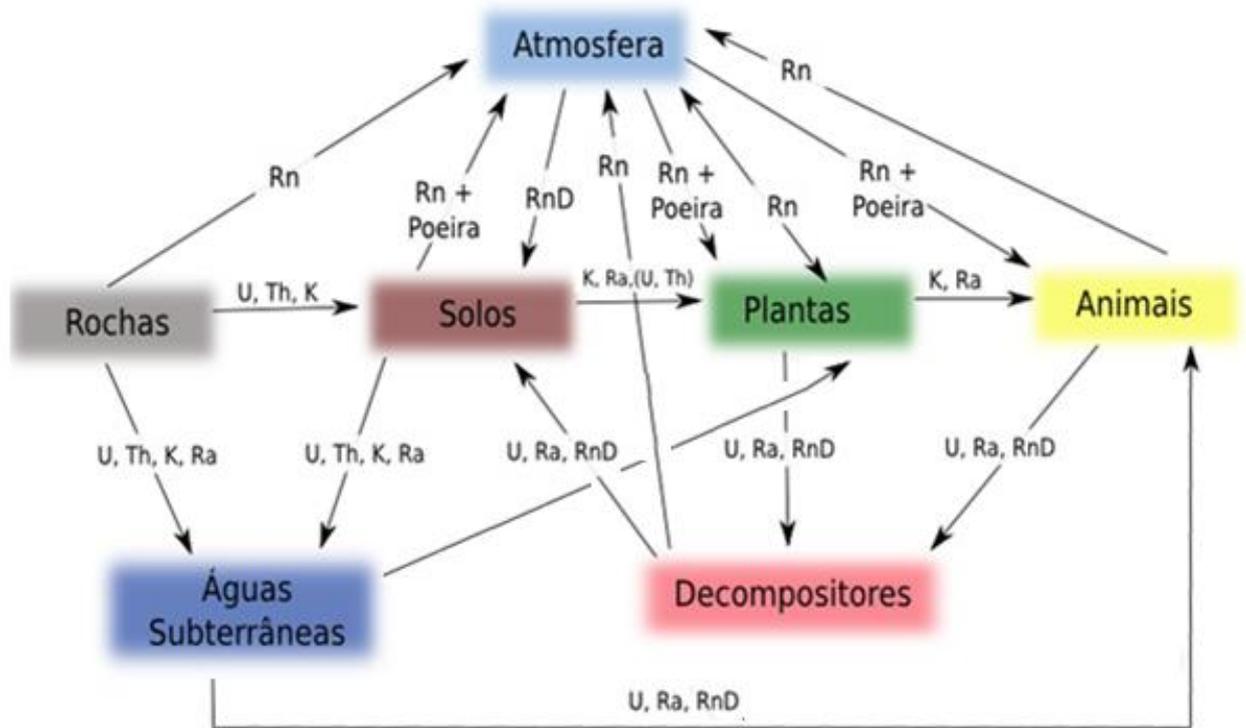
Segundo o Comitê das Nações Unidas que Estuda os Efeitos da Radiação Atômica (*United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation - UNSCEAR*), o valor atribuído como estimativa da dose média mundial global proveniente da radiação natural é de  $2,4 \text{ mSv.a}^{-1}$ , valor que não deve ser visto como absoluto, já que os estudos mostram áreas onde a exposição à radiação é mínima em 95% da população mundial, oferecendo pouco ou nenhum risco à saúde, com taxas de doses efetivas médias, variando entre  $0,3$  e  $0,6 \text{ mSv.a}^{-1}$  (MAZZILLI *et al.*, 2011). Vale salientar ainda que a taxa de dose efetiva máxima permitida para indivíduos do público é de  $1 \text{ mSv.a}^{-1}$ , acima da média mundial (AQUINO; AQUINO, 2012). Desta forma, infere-se que os seres vivos estão continuamente expostos às radiações ionizantes de origem natural (SANTOS JÚNIOR, 2005).

Estudos radioecológicos visam detectar a presença de radionuclídeos no ambiente, identificar suas origens e compreender os processos de transferência para os diversos compartimentos do ecossistema e, desta forma, compreender a influência dos radionuclídeos naturais e antrópicos sobre o meio, através de modelos experimentais que possam explicar o acúmulo, migração, incorporação e disseminação desses radionuclídeos na biosfera (MACIEL NETO, 2017).

Na Figura 6, são observadas as principais vias de transferência dos radionuclídeos terrestres, e descendentes, no ecossistema. O conhecimento dos níveis de radioatividade e o

entendimento do mecanismo de transferência de radionuclídeos, através dos vários compartimentos ambientais, são de grande importância, sobretudo na área de Radioecologia (SILVA, 2014a).

**Figura 6 -** Vias de Transferência dos Radionuclídeos Terrestres no Ecossistema.



**Fonte:** adaptado de SPACOV (2016).

A necessidade de pesquisas para ambas as fontes (naturais e artificiais) é coerente e justifica-se em função da capacidade da radiação interagir com a matéria, podendo causar danos celulares e afetar o material genético (DNA), causando doenças graves que podem levar à morte.

A radioatividade ambiental abrange tanto as fontes naturais de radiação quanto as fontes artificiais e, como essas radiações estão presentes no meio ambiente, fica claro o entendimento de que uma boa parte destes radionuclídeos é continuamente transferida através do ecossistema terrestre (UNSCEAR, 2000; BALOCH, *et al.*, 2012).

### 3.3.1 Radioatividade Natural

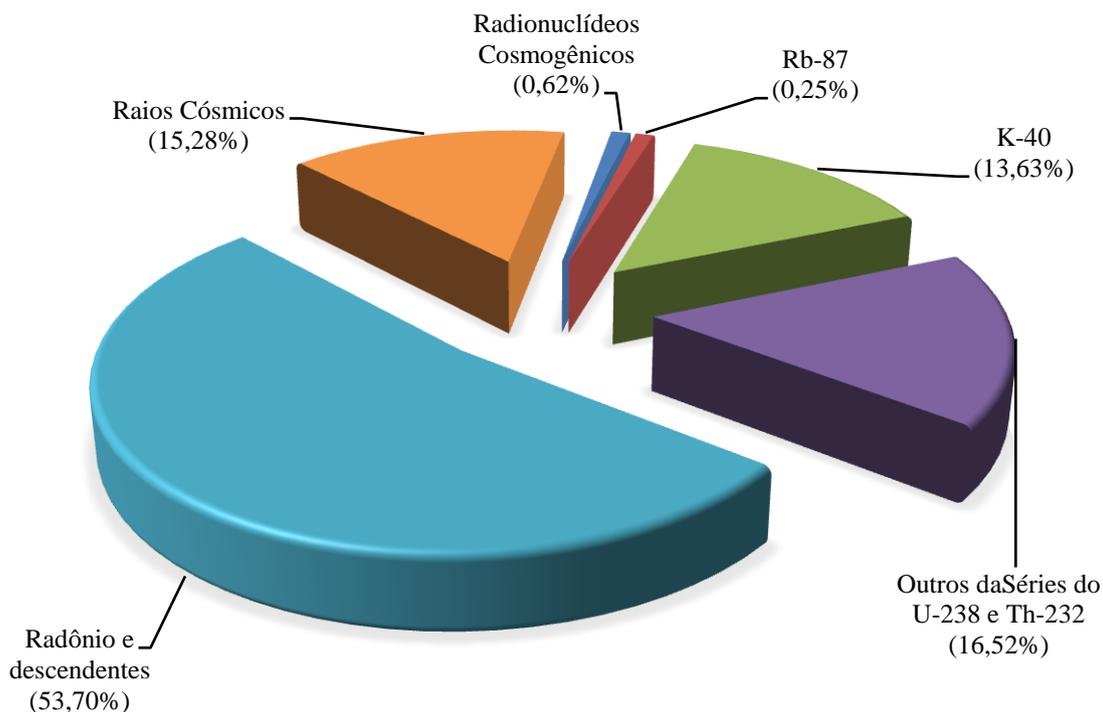
O primeiro estudo de radioatividade natural no Brasil data do início do século XX, quando uma pesquisa sobre águas minerais termais foi iniciada em Poços de Caldas, Minas

Gerais. Na época, as propriedades terapêuticas potenciais das águas termais foram motivo de muita especulação, bem como pesquisas médicas realizadas ao redor do mundo. Infelizmente, a maioria desses estudos não produziu dados confiáveis (LEMOS, 1904). No entanto, em 1930, quando um conferencista da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Luiz Cintra do Prado, retornou ao Brasil após uma estada de dois anos em Paris para estudos no Instituto do Rádio e no Instituto de Hidrologia e Climatologia da Universidade da França, um sistemático estudo da radioatividade natural das águas minerais brasileiras foi iniciado (CINTRA do PRADO, 1938).

Naquela época, já era sabido que a radioatividade nas águas derivava de rochas (ígneas e sedimentares), conhecidas como emissoras de radiação por conter urânio e tório. Foi observado que águas radioativas podiam ter percolado camadas de solo e, subsequentemente, contaminado as águas não radioativas, fazendo com que as emanções de radônio e seus filhos, assim como as de outros radionuclídeos naturais, ficassem mais diluídas (PASCHOA, 2000). Os radionuclídeos emanados da atmosfera passam por processos de mistura e dispersão e acabam se depositando na superfície do solo (WASSERMAN; LAURIA, 2002).

O solo, além de ser a principal fonte de exposição contínua aos humanos, age como um meio de migração para a transferência de radionuclídeos para os sistemas biológicos e, por isso, é o indicador básico de contaminação radiológica no ambiente, embora possa ser considerado como uma barreira geoquímica, uma vez que retém a maioria dos poluentes depositados na superfície (DAMASCENA, *et al.*, 2015). Mudanças nas condições físico-químicas dos solos podem mobilizar o material a princípio retido e favorecer sua assimilação biológica ou migração para sistemas adjacentes (WASSERMAN, 1998, WASSERMAN *et al.*, 2001).

É importante ressaltar que, dos 78,5% de participação das fontes naturais de radiação na radioatividade ambiental (Figura 5), aproximadamente 85% resultam dos radionuclídeos presentes na crosta terrestre (radionuclídeos primordiais). O complemento cabe aos radionuclídeos produzidos pela interação dos raios cósmicos com a atmosfera (radionuclídeos cosmogênicos), além dos próprios raios cósmicos, como se observa na Figura 7.

**Figura 7** - Distribuição das fontes de radiação natural.

**Fonte:** adaptado de UNSCEAR (2000).

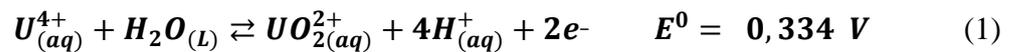
Destaca-se na Figura 7 a participação do radônio e descendentes (54%), responsável por aproximadamente 2/3 da dose efetiva recebida pelo homem em consequência da inalação (MAZZILLI *et al.*, 2011, SILVA, 2014a), bem como os demais elementos das séries radioativas naturais do  $^{238}\text{U}$  e do  $^{232}\text{Th}$  (17%) com grande número de emissões radioativas e importância ambiental, além do  $^{40}\text{K}$  (14%) (MAZZILLI *et al.*, 2011, SILVA, 2014a).

### 3.3.1.1 Urânio

O urânio é um elemento químico metálico e radioativo, pertencente ao grupo III B da Tabela Periódica, 4º componente dos actinídeos. O urânio natural apresenta  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  e  $^{238}\text{U}$  em sua composição isotópica, indistinguíveis quanto ao comportamento químico.

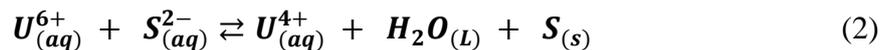
Dessa composição, suas abundâncias são bastante diferenciadas, destacando o  $^{238}\text{U}$  com 99,27%, quando comparado com o isótopo  $^{235}\text{U}$  que apresenta 0,72% e possui importância comercial e tecnológica por ser mais físsil. Por isso é usado na produção de energia em reatores nucleares. O  $^{234}\text{U}$  apresenta-se na forma de traços, com apenas 0,0054% de abundância, portanto não representativo do ponto de vista radiológico.

O urânio possui estados de oxidação variando de 2+ a 6+, sendo frequentes na natureza na forma 4+ e 6+, com  $U^{6+}$  sendo o mais disponível. O comportamento geoquímico do urânio tem sido descrito com base nestes estados de oxidação, uma vez que a transição de 4+ para 6+ tem um potencial de oxirredução (Equação 1), compreendido no intervalo normal de variação dos ambientes geológicos, podendo-se esperar, desta forma, a presença de compostos destes dois estados de oxidação na natureza, possibilitando mudanças a depender das características químicas do ambiente geológico (PAIVA, 2008).



O íon uranila ( $UO_{2(aq)}^{2+}$ ) é um cátion bivalente, em que o urânio se apresenta em estado de oxidação  $U^{+6}$ . Possui uma boa substituição isomórfica com o  $Ca^{2+}$  e, quando lixiviado de rochas submetidas a condições oxidantes, forma diversos sais ácidos. Esse íon é resistente à incorporação como um substituto, tendendo, ao invés disso, a formar seus próprios minerais (SANTOS JÚNIOR, 2005; PAIVA, 2008; BONOTTO *et al.*, 2009).

Já em ambientes redutores, causados normalmente por bactérias anaeróbicas, ocorre a decomposição da matéria orgânica por consumo de gás sulfídrico, provocando a redução do  $U^{+6}$ , produzindo enxofre e água (Equação 2) (McKEE *et al.*, 1987; DUFF *et al.*, 1997).



Na reação, o  $U^{6+}$  presente na uranita ( $UO_3$ ) é reduzido pelo sulfeto ( $S^{2-}$ ) proveniente do gás sulfídrico ( $H_2S$ ), liberado pela matéria orgânica, passando para o estado de oxidação  $U^{4+}$  ( $UO_2$ ), formando a uraninita (SANTOS JÚNIOR, 2005; PAIVA, 2008).

O urânio apresenta duas séries radioativas naturais:  $^{238}U$  e  $^{235}U$ , na Figura 8, apresentam-se a série do  $^{238}U$ , com respectivas emissões, probabilidades e meias-vidas físicas para cada radioelemento.

Figura 8 – Série Radioativa do  $^{238}\text{U}$ 

Nuclídeos	Meia-vida	Maiores energias de radiação (MeV) e intensidades		
		$\alpha$	$\beta$	$\gamma$
$^{238}\text{U}$	$4,468 \times 10^9$ a	4,15 (23%) 4,19 (77%)	-	-
↓				
$^{234}\text{Th}$	24,1 d	-	0,103 (19%) 0,191 (81%)	0,063 (3,5%) 0,093 (4,0%)
↓				
$^{234}\text{Pa}$	1,18 m	-	2,29 (98%)	0,765 (0,30%) 1,001 (0,60%)
99,86% ↓ 0,14%				
$^{234}\text{Pa}$	6,7 h	-	0,53 (66%) 1,13 (13%)	0,10 (50%) 0,70 (24%) 0,90 (70%)
↓				
$^{234}\text{U}$	$2,48 \times 10^5$ a	4,72 (28%) 4,77 (72%)	-	0,053 (0,2%)
↓				
$^{230}\text{Th}$	$7,52 \times 10^4$ a	4,62 (24%) 4,68 (76%)	-	0,068 (0,6%) 0,142 (0,07%)
↓				
$^{226}\text{Ra}$	1602 a	4,60 (5,5%) 4,78 (94,5%)	-	0,186 (4%)
↓				
$^{222}\text{Rn}$	3,825 d	5,49 (100%)	-	0,510 (0,07%)
↓				
$^{218}\text{Po}$	3,05 m	6,11 (100%)	0,33 (100%)	-
99,98% ↓ 0,02%				
$^{214}\text{Pb}$	26,8 m	-	1,03 (6%)	0,295 (19%) 0,352 (36%)
↓				
$^{218}\text{At}$	2 s	6,65 (6%) 6,70 (94%)	0,67 (94%)	-
↓				
$^{214}\text{Bi}$	19,7 m	5,61 (100%)	3,26 (100%)	0,609 (46%) 1,120 (17%) 1,764 (17%)
99,96% ↓ 0,04%				
$^{214}\text{Po}$	164 $\mu\text{s}$	7,83 (100%)	-	0,799 (0,014%)
↓				
$^{210}\text{Tl}$	1,32 m	-	2,3 (100%)	0,296 (80%) 0,795 (100%) 1,310 (21%)
↓				
$^{210}\text{Pb}$	22 a	3,7 ( $1,8 \times 10^{-8}\%$ )	0,017 (85%) 0,064 (15%)	0,047 (4%)
↓				
$^{210}\text{Bi}$	5,02 d	4,93 (60%) 4,89 (34%) 4,59 (5%)	1,155 (100%)	-
100% ↓ $1 \times 10^{-5}\%$				
$^{210}\text{Po}$	138,3 d	5,30 (100%)	-	0,803 (0,0011%)
↓				
$^{206}\text{Tl}$	4,19 m	-	1,520 (100%)	-
↓				
$^{206}\text{Pb}$	ESTÁVEL	-	-	-

Fonte: SILVA (2014)a.

Com grande importância radioecológica, a série do  $^{238}\text{U}$  produz, ao longo do seu decaimento, quatorze transmutações (oito partículas  $\alpha$  e seis partículas  $\beta$ ), além das emissões  $\gamma$ , até chegar a um isótopo estável do chumbo ( $^{206}\text{Pb}$ ). Destaque para o  $^{226}\text{Ra}$  devido à sua meia-vida longa, aproximadamente 1600 anos, e produção do  $^{222}\text{Rn}$ .

### 3.3.1.2 Tório

O tório é um elemento metálico e radioativo, pertencente ao grupo III B da Tabela Periódica, 2º componente da série dos actínídeos. Tem seis isótopos:  $^{227}\text{Th}$ ,  $^{228}\text{Th}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{231}\text{Th}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{234}\text{Th}$ , todos com meias-vidas curtas quando comparados ao  $^{232}\text{Th}$  (abundância isotópica de aproximadamente 100%), cuja meia-vida é praticamente o triplo da idade da Terra.

Ocorre na natureza apenas no estado de oxidação 4+, o que, de certa forma, faz com que tenha uma química no ambiente completamente controlada pelas limitações de solubilidade. Apresenta semelhança geoquímica com titânio, zircônio e háfnio e uma notável isonomia geoquímica com o ítrio, urânio e lantanídeos (SILVA, 2014a). Este elemento, preferencialmente, encontra-se ligado à fase sólida, comportando-se como outras espécies tetravalentes semelhantes ( $\text{U}^{4+}$ ,  $\text{Ti}^{4+}$ ,  $\text{Zr}^{4+}$ ). Contudo, se o fluido apresentar consideráveis concentrações de materiais orgânicos dissolvidos, é possível que parte do tório permaneça na fase aquosa (SILVA, 2014a). Em pequenas quantidades, é constituinte de minerais formadores de solos argilosos, em sua maioria, altamente refratários ao intemperismo. Por essa razão, foi considerado, por muito tempo, imóvel e bastante insolúvel (CONCEIÇÃO, BONOTTO 2004; LAURIA *et al.*, 2007).

A série de decaimento inicia-se com  $^{232}\text{Th}$  e, após 10 transmutações em que acontece a emissão de seis partículas  $\alpha$  e quatro partículas  $\beta$ , além das emissões de radiação  $\gamma$  associadas, produz o isótopo  $^{208}\text{Pb}$ , que é estável. Na Figura 9, apresenta-se a série do  $^{232}\text{Th}$ , com respectivas emissões, probabilidades e meias-vidas físicas para cada radioelemento.

**Figura 9** – Série radioativa do  $^{232}\text{Th}$ 

Nuclídeos	Meia-vida	Maiores energias de radiação (MeV) e intensidades		
		$\alpha$	$\beta$	$\gamma$
$^{232}\text{Th}$	$1,39 \cdot 10^{10}$ a	3,95 (24%) 4,01 (76%)	-	-
↓				
$^{228}\text{Ra}$	5,75 a	-	0,055 (100%)	-
↓				
$^{228}\text{Ac}$	6,13 h	-	2,11 (100%)	0,34 (15%) 0,908 (25%) 0,96 (20%)
↓				
$^{228}\text{Th}$	1,913 a	5,34 (28%) 5,42 (71%)	-	0,084 (1,6%) 0,214 (0,3%)
↓				
$^{224}\text{Ra}$	3,64 d	5,45 (5,5%) 5,68 (94,5%)	-	0,241 (3,7%)
↓				
$^{220}\text{Rn}$	55,6 s	6,30 (~100%)	-	0,55 (0,07%)
↓				
$^{216}\text{Po}$	0,145 s	6,78 (100%)	-	
↓				
$^{212}\text{Pb}$	10,64 h	-	0,58 (100%)	0,239 (47%) 0,300 (3,2%)
↓				
$^{212}\text{Bi}$	60,5 m	6,05 (70%) 6,09 (30%)	2,25 (100%)	0,040 (2%) 0,727 (7%) 1,620 (1,8%)
64% ↓      36% ↓				
$^{212}\text{Po}$	304 ns	8,78 (100%)	-	
↓				
$^{208}\text{Tl}$	3,1 m	-	1,80 (100%)	0,511 (23%) 0,583 (86%) 0,860 (12%) 2,614 (100%)
↓				
$^{208}\text{Pb}$	ESTÁVEL	-	-	-

Fonte: SILVA (2014)a.

Em termos radioecológicos, o  $^{228}\text{Ra}$  apresenta maior relevância por possuir, no seu decaimento, descendentes emissores de radiações  $\gamma$  de alta energia, atribuindo, então, elevado risco radiológico. Observa-se também a formação do  $^{220}\text{Rn}$ , porém esse radionuclídeo apresenta efeitos cerca de vinte vezes menos relevantes do que o  $^{222}\text{Rn}$  (série  $^{238}\text{U}$ ), representando, desta forma, um risco radiológico muito menor para o ser humano (ICRP, 1993).

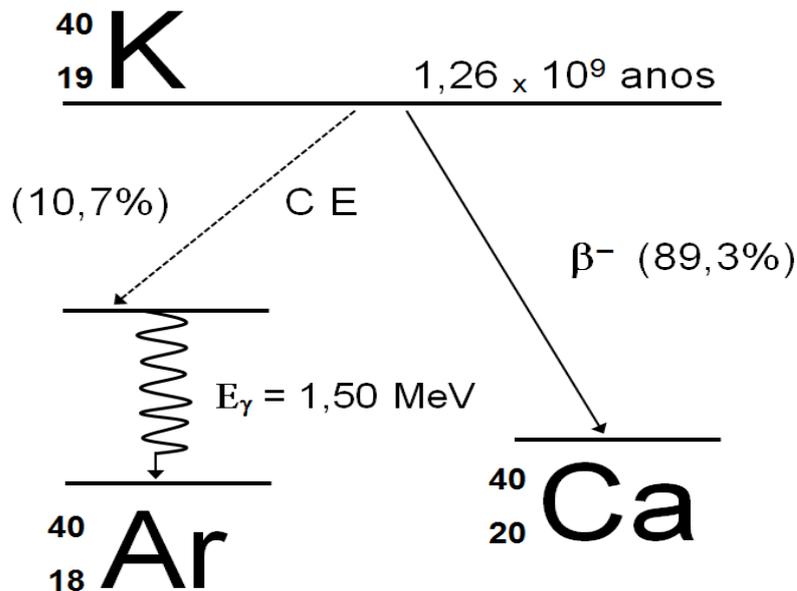
### 3.3.1.3 Potássio

O potássio é um elemento metálico, prateado e maleável, pertencente ao grupo dos metais alcalinos (1A) da Tabela Periódica. Muito reativo quimicamente, possui comportamento semelhante ao do sódio e demais elementos da família. É considerado essencial ao metabolismo humano e sua distribuição no corpo humano ocorre de maneira uniforme, estando presente em todas as células vivas, principalmente no tecido muscular (EISENBUD; GESELL, 1997). Sua concentração no corpo humano se apresenta constante devido ao equilíbrio homeostático (UNSCEAR, 2000; TURNER, 2007).

Existem três isótopos naturais ( $^{39}\text{K}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{41}\text{K}$ ). Desses, apenas o  $^{40}\text{K}$  (abundância de 0,0118%) é radioemissor, responsável por uma das mais importantes fontes de radiação natural do planeta (KELLER, 1981). Desde que não ocorra separação de isótopos de potássio no ambiente natural, o fluxo de radiação gerado pelo  $^{40}\text{K}$  no volume da rocha está na proporção direta da quantidade de potássio presente (HIODO, 1989).

Diferente dos precursores das séries radioativas naturais, o  $^{40}\text{K}$  decai por captura eletrônica para o  $^{40}\text{Ar}$  ou por emissão de partícula  $\beta^-$  para o  $^{40}\text{Ca}$ , conforme apresenta-se na Figura 10.

Figura 10 – Decaimento do  $^{40}\text{K}$



Fonte: FIRESTONE *et al.* (1996).

O  $^{40}\text{K}$  é encontrado naturalmente na maioria dos solos, tornando-se acessível quando ligado às partículas de argila, podendo trocar de lugar com outros íons positivos, em processos nos quais ocorra a dissolução do solo, permitindo que as plantas o absorvam facilmente (BRADY; WEIL, 2013).

### 3.4 MOBILIDADE DOS RADIONUCLÍDEOS NATURAIS NO SOLO

A presença dos NORM (*Naturally Occurring Radioactive Material*) e TENORM (*Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material*) em solos, contribui de modo considerável para a dose no homem, principalmente porque o solo sustenta ou produz, direta ou indiretamente, a maior parte dos alimentos que o homem consome para viver, além de ser a principal fonte de exposição contínua aos humanos (ROCHEDO; WASSERMAN, 2003; PORTILHO, 2005). O solo age como um meio de migração para a transferência de radionuclídeos aos sistemas biológicos e, por isso, é o indicador básico de contaminação radiológica no ambiente (AL-HAMARNEH; AWADALLAH, 2009). Na Figura 11 são apresentados, às possibilidades de transferências no solo, caminhos que podem ser percorridos por nutrientes ou contaminantes, bem como por radionuclídeos.

**Figura 11** – Transferência dos Radionuclídeos no Solo



Fonte: Adaptado BRADY; WEIL (2013).

Nesse contexto, existe a possibilidade de adição de nutrientes através do processo de adubação a solos nativos preparados para cultivo. Essa técnica é bastante utilizada em culturas anuais, sob sistema convencional e em formação e manutenção de pastagem, para recuperação da produtividade. Nesse caso, um aspecto a ser considerado é a translocação por infiltração ou percolação, ou ainda pelo escoamento superficial.

Para a cana de açúcar, por exemplo, é comum o uso de composto onde as concentrações de N-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-K<sub>2</sub>O (NPK) são alteradas na proporção 5-25-25 (kg.ha<sup>-1</sup>), adicionado de complemento N, dependendo da análise do solo, aumentando, dessa forma, a disponibilidade original do <sup>40</sup>K no solo (VITTI, 2005).

Embora os solos possam ser uma barreira geoquímica, uma vez que retêm a maioria dos poluentes depositados superficialmente, essa imobilização não é permanente, pois mudanças nas condições físico-químicas dos solos, devido a práticas agrícolas ou pela própria evolução pedológica, podem mobilizar o material retido e favorecer sua assimilação biológica (WASSERMAN, 1998, WASSERMAN *et al.*, 2001).

A retenção de radionuclídeos reside na natureza das menores partículas do solo, os coloides das argilas e do húmus. Essas partículas não são apenas fragmentos muitíssimo pequenos de rocha e de matéria orgânica, trata-se de materiais altamente reativos, com superfícies eletricamente carregadas. Por causa do seu tamanho e formato, elas fazem com que o solo possua uma enorme quantidade de área superficial reativa. São os coloides que permitem que os solos atuem como um grande reator químico e eletrostático da natureza (BRADY; WEIL, 2013).

Quanto à mobilidade, entende-se como a distribuição dos elementos químicos no solo e sua capacidade para se deslocar neste ambiente, estando a mobilidade e a biodisponibilidade relacionadas com a forma geoquímica e a solubilidade dos elementos (GRI, 2000; SILVEIRA *et al.*, 2003), assim como, com os fatores que interferem na distribuição dos elementos químicos entre as fases sólida e líquida desse solo (DESMET *et al.*, 1990; MC BRIDE *et al* 1997; SALAM ; HELMKE, 1998). Textura, fertilidade, matéria orgânica, pH e composição mineralógica determinam o grau de disponibilidade e mobilidade de radionuclídeos (FRISSEL *et al.*, 2002; WASSERMAN *et al.*, 2002).

A Capacidade de Troca Catiônica (CTC) também é um fator interessante. Está diretamente relacionado com a mineralogia e o teor de argila e matéria orgânica do solo: quando a CTC é alta, significa dizer que a capacidade de troca é boa, com possibilidade de ocorrência de materiais argilosos de alta atividade ou rico em matéria orgânica, o que significa uma retenção mais efetiva de radionuclídeos em longo prazo.

Em solos ácidos, íons  $H^+$  podem deslocar cátions da superfície dos colóides para a solução do solo, o que os torna mais disponíveis para as plantas. É o que ocorre com o  $^{40}K$  que, por natureza química, forma sais extremamente solúveis em água. Em solos alcalinos, a formação de fosfatos, carbonatos e sulfatos reduz de modo significativo a biodisponibilidade (KIEHL, 1979).

Tório e urânio possuem comportamentos distintos na solução solo. O tório é solubilizado somente em condições muito especiais de acidez e na presença de agentes complexantes (LANGMUIR; HERMAN, 1980). No entanto, a mobilidade desse elemento não é controlada apenas por complexos solúveis, mas também por estruturas sólidas, tais como minerais transformados, amorfos ou coloidais, incluindo oxi-hidróxidos e óxidos de ferro (SHORT *et al.*, 1989). O  $U^{4+}$  é relativamente imóvel em solução, possui uma forte tendência a hidrolisar, assim como de formar compostos de baixa solubilidade em água (GOMES, 1978). Já o  $U^{6+}$ , que quase sempre ocorre como radical uranila possui uma mobilidade considerável (Mc KEE *et al.*, 1987; SHEPPARD *et al.*, 2005). Um aumento no estado de oxidação (de 4+ para 6+) corresponde diretamente em um aumento da mobilidade do urânio no solo (HICKOX, 2001).

A importância ambiental dos argilominerais se amplia devido às propriedades coloidais que se apresentam em decorrência do tamanho das partículas caracterizadoras da fração argilosa de um solo. Assim, a atividade das argilas, ou seja, sua capacidade de trocar cátions é função de sua estrutura e área específica. A textura é uma das características do solo que merece atenção no estudo da transferência de radionuclídeos. Estudos já realizados mostram que em solos com textura mais grossa (arenosa) a absorção é mais fácil que em outros solos de textura mais fina (ROCHEDO; WASSERMAN, 2003).

Os solos diferem, em termos de formação, segundo o clima (como visto na Figura 1). As regiões com clima tropical sofrem grande intemperismo e são constituídas basicamente por minerais secundários oxídicos (as argilas de grade tipo 1:1), constituídas por uma estrutura não expansiva, onde não há a percolação da água entre camadas do mineral, ficando apenas a superfície externa da estrutura para a adsorção da água e íons. Dessa maneira, os radionuclídeos envolvidos na adsorção da superfície da estrutura ficam mais facilmente sujeitos à troca (KIEHL, 1979), o que pode conferir características distintas daquelas dos solos com argilominerais (tipo 2:1), no que diz respeito às reações de controle da disponibilidade de radionuclídeos no sistema (ZHU; SHAW, 2000, WASSERMAN *et al.*, 2002). Sendo assim, a fração de argila no solo é fundamental na retenção de nutrientes, que

são cátions metálicos essenciais para as plantas, evitando que eles se percam através do processo de lixiviação (GARCIA, 2008).

### 3.5 RADIOMETRIA AMBIENTAL

A radiometria fornece requisitos para uma melhor compreensão das ações do homem em relação ao meio ambiente. Também possibilita o dimensionamento de práticas industriais e agrícolas que acabam concentrando os radionuclídeos de ocorrência natural (NORM/TENORM), bem como, os radionuclídeos antropogênicos, a um grau que pode gerar riscos ao ser humano e ao ambiente circundante.

#### 3.5.1 Monitoração radioecológica e dosimetria ambiental

A monitoração radiométrica, apesar de não constituir parte integrante do Programa de Monitoração Ambiental (PMA), é de fundamental importância para investigação dos níveis de radioatividade no meio ambiente e seus possíveis impactos. Essa monitoração permite investigar os fatores ambientais e antropogênicos que podem alterar as condições padrão do ecossistema e da população, analisando os fatores físicos, químicos e radiométricos, além de observar as vias de transferências dos radionuclídeos no meio ambiente (BEZERRA, 2014). Mapear áreas para verificar relações radiométricas ou de alto background radioativo é extremamente importante para desmistificar riscos para população e mitigar ou eliminar os possíveis efeitos estocásticos e/ou determinísticos.

A monitoração radioecológica é realizada de duas maneiras: monitoração do ambiente e a monitoração pessoal (diretamente relacionada com os indivíduos que ocupam essas áreas). A primeira visa à caracterização das fontes radioativas por meio de medidas das grandezas dosimétricas e interações com a matéria. A segunda refere-se à monitoração do grupo de indivíduos expostos à radioatividade, que correlaciona o risco relativo ao nível de exposição.

O Brasil vem desenvolvendo estudos de monitoração radiométrica ambiental, a exemplo dos estudos realizados no planalto de Poços de Caldas-MG (LIMA, 1996); na região agreste do estado de Pernambuco (SANTOS JÚNIOR, 2009a); em Guarapari, porção sul da região metropolitana de Vitória, Espírito Santo (AQUINO, 2010); na faixa costeira do Nordeste do Brasil, estendendo-se desde a costa pernambucana até o extremo norte da Paraíba (AMARAL *et al.*, 2005); São José de Espinharas, na Paraíba, (PAIVA, 2008;

CHARFUELÁN 2014; SILVA, 2014a; SILVA, 2014b; BEZERRA, 2014; SPACOV, 2016); São José do Sabugí e Santa Luzia, no estado da Paraíba; assim como Santana do Seridó e Parelhas no Rio Grande do Norte (ARAÚJO, 2014), entre outros.

No mundo, são destaques: Ramsar, no Irã; Badgastein, na Austrália; Chernobyl, na Rússia; Yang Jiang, na China; Kerala, na Índia; Fukushima; no Japão (EISENBUD; GESELL, 1997; WHO, 2012, DAMASCENA, 2013).

As anomalias radioativas oportunizam estudos detalhados, buscando investigar os níveis de radioatividade de uma determinada área. A partir dos estudos, é possível determinar o nível de radioatividade em ambientes naturais e antropogênicos e, para cada situação, tomar as medidas cabíveis. A presença de áreas como as citadas acima, com as características que despertam o interesse de estudos mais profundos, permite que sejam estimados os possíveis efeitos que os radionuclídeos naturais causem no que diz respeito à dose de radiação recebida pelas populações diretamente expostas.

Sendo assim, a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) estabelece as diretrizes básicas de proteção radiológica, através de normativas (CNEN-NN-3.01). Em termos radiológicos, define Monitoração Ambiental como "*... o processo planejado e sistemático de realizar medições de campos de radiação, de radioatividade e de outros parâmetros no meio ambiente, incluindo a interpretação dos resultados dessas medições, com o objetivo de caracterizar, avaliar ou controlar a exposição do indivíduo do público, em especial do grupo crítico, resultante de uma prática*". (DAMASCENA, 2019).

A normativa CNEN, através da posição regulatória nº. 3.01/008:2011 (CNEN, 2011), estabelece critérios sobre o Programa de Monitoração Radiológico Ambiental (PMRA), a saber:

- Identificação cartográfica da área de estudo;
- Norteamento do estudo em função das diferentes vias de exposição e/ou contaminação;
- Tipos de matrizes a serem analisadas, frequência das análises e tipo de monitoração, caracterização e quantificação;
- Estabelecimento dos limites da radioatividade de fundo, assim como, limites das concentrações dos radionuclídeos naturais nas diferentes matrizes ambientais e biológicas;

- Escolha dos métodos de investigação e grandezas utilizadas para diagnóstico radioecológico;
- Estabelecimento de método de análise crítica e tratamento dos dados;
- Apresentação de critérios estatísticos para conferir valores representativos para cada área investigada;
- Definição de equipe para conduzir os estudos e manter operacional o PMRA;
- Determinação de ações necessárias quando os valores de referência forem ultrapassados;
- Controle da região investigada e caracterizada com níveis diferenciados de radionuclídeos naturais, minimizando impactos para o meio ambiente e a saúde pública;
- Avaliações periódicas para estudos comparativos em função das atividades humanas desenvolvidas na região estudada.

O grau de risco associado às exposições leva em consideração as propriedades radiológicas dos radionuclídeos presentes no meio; tipos de emissões; meias-vidas física e biológica; propriedades físicas e químicas; mecanismos de dispersão e características sazonais do ambiente; localização, idade, dieta e hábitos dos indivíduos.

Segundo a Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA), a monitoração de área ambiental propõe a realização e medidas de doses ou de contaminantes por razões relacionadas à avaliação ou controle da exposição à radioatividade ou substâncias radioativas, e a interpretação dos resultados considera diferentes metodologias e critérios de análises. Portanto, qualquer programa de monitoração deve ser concebido de acordo com o objetivo das medidas a serem efetuadas (LAURIA *et al.*, 2007).

### 3.6 ESPECTROMETRIA GAMA

A espectrometria gama é uma técnica de análise de emissores  $\gamma$  em amostras oriundas das mais diversas atividades de pesquisa, monitoração ocupacional e ambiental, controle de efluentes em instalações, melhoria de dados nucleares, aplicações médicas, etc. Tal técnica gera um espectro de emissão específico de radiação  $\gamma$ , cuja análise permite a identificação e a determinação da atividade dos radionuclídeos que possam estar contidos na amostra analisada, sem a necessidade de separação química dos elementos (FERREIRA, 2012).

É um método geofísico que, através do uso de medidas radiométricas, pode ser usado para diferenciar litologias com base no conteúdo de radiação  $\gamma$  emitida durante os decaimentos do potássio e das séries do urânio e do tório, por exemplo. Esse tipo de informação pode ser utilizado como auxílio ao mapeamento geológico, porque os níveis radioativos das rochas podem ser correlacionados com sua idade e forma de ocorrência (SANTOS JÚNIOR, 2005).

Para a determinação de radionuclídeos em amostras ambientais onde são esperados baixos níveis de radioatividade, a espectrometria gama é bastante efetiva. Ela tem por princípio básico a medição da energia emitida por cada fóton de raio  $\gamma$  originado do decaimento de radionuclídeos que estejam na amostra em questão.

Na Tabela 2, apresentam-se as transições  $\gamma$  abordadas no estudo, acompanhadas de suas energias e respectivas probabilidades de emissão.

**Tabela 2** - Transições Gama ( $\gamma$ ) de interesse

RADIONUCLÍDEO	EMISSOR	E $\gamma$ (keV)	$\gamma\%$
$^{238}\text{U}$	$^{234}\text{Th}$	63,29	4,84
	$^{234}\text{Th}$	93,00	5,58*
$^{232}\text{Th}$	$^{228}\text{Ac}$	911,21	26,60
	$^{228}\text{Ac}$	968,97	16,20
$^{40}\text{K}$	$^{40}\text{K}$	1.460,86	10,67

**Fonte:** adaptado de SANTOS JÚNIOR *et al.* (2009).

**Legenda:** E $\gamma$  - Energia Gama;  $\gamma\%$  - abundância gama percentual;

\* $\Sigma E\gamma$ ,  $\gamma\%$  de 92,38 keV (2,58%) e 92,80 keV (3,00%) do  $^{234}\text{Th}$ .

Dentre as transições  $\gamma$  expressas na Tabela 2, é importante destacar as de 63,29 e 93,0 keV. A primeira, formada pelas emissões  $\gamma$  do  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{231}\text{Th}$  (sendo a contribuição deste último negligenciada, exceto quando a amostra for enriquecida em  $^{235}\text{U}$ ) e a segunda, formada pelo somatório do dubleto energético de 92,38 e 92,80 keV do  $^{234}\text{Th}$ . Tais transições  $\gamma$  têm sido bastante utilizadas na determinação da atividade do  $^{238}\text{U}$ , já que o tempo necessário para o restabelecimento do equilíbrio entre o  $^{238}\text{U}$  e o  $^{234}\text{Th}$  é considerado relativamente curto (SANTOS JÚNIOR *et al.*, 2009b).

Para a determinação da atividade do  $^{232}\text{Th}$  as transições  $\gamma$  escolhidas foram as do  $^{228}\text{Ac}$  de maior probabilidade de emissão. Observa-se ainda que, com exceção do  $^{40}\text{K}$  que é determinado de forma direta, os demais radionuclídeos em questão ( $^{238}\text{U}$  e  $^{232}\text{Th}$ ) são determinados de forma indireta.

Uma das grandes vantagens dessa técnica em relação a outras, deriva da maior penetração da radiação  $\gamma$  na matéria, sendo um método não destrutivo de análise. Além disso, as atividades de um grande número de radionuclídeos podem ser determinadas simultaneamente (SANTOS JÚNIOR *et al.*, 2009b).

A técnica consiste na detecção dos raios  $\gamma$  emitidos pelos isótopos radioativos presentes na amostra (Tabela 2), visando à estimativa da quantidade dos mesmos sem a necessidade de separação química dos elementos. Esses raios  $\gamma$  que são emitidos por cada radioelemento presente na amostra são identificados através de um detector específico de radiação que indica quantitativamente e qualitativamente os radionuclídeos (CASTRO, 2008). Dois detectores específicos de radiação são mais utilizados:

- Cintiladores - representados principalmente pelo detector de Iodeto de Sódio ativado com Tálcio – NaI (Tl)
- Semicondutores - onde o principal representante é o detector de germânio hiperpuro (HPGe - High Purity Germanium).

Nos cintiladores, a interação dos raios  $\gamma$  emitidos da amostra produz pequenas cintilações (fótons visíveis). O processo de transformação de raios em fótons visíveis constitui o princípio de operação destes detectores.

Nos semicondutores, tipo de detector utilizado no referido estudo, o princípio de funcionamento está baseado na formação dos pares “elétron-buraco”, criados ao longo do caminho percorrido pelo elétron, quando salta da banda de valência para a banda de condução. Isso ocorre quando há a interação da radiação com o material semiconductor, influenciado por um campo elétrico, formando, assim, o pulso que será detectado (MAFRA, 1973).

A preferência pelo HPGe deve-se às seguintes vantagens:

- Tamanho reduzido do equipamento;
- Alta eficiência, se comparado aos detectores a gás;

- Pulsos rápidos;
- Altura de pulso proporcional à energia depositada e alta resolução;
- Técnica radioanalítica prática, não destrutiva, de excelente precisão.

A rapidez na obtenção dos resultados depende unicamente das concentrações dos radionuclídeos em análise (AMARAL, 1994; TECDOC 1363 IAEA, 2003; SANTOS JÚNIOR *et al.*, 2009b). Outra razão para a escolha do HPGe deve-se ao fato de detectores com boa resolução em energia produzirem picos estreitos e altos que podem elevar-se sobre o ruído estatístico do espectro contínuo, por isso são muito utilizados na detecção de fontes de baixa atividade, com energias discretas e superpostas ao longo do espectro, ideal para a investigação em amostras de origem ambiental (KNOLL, 2010).

Os fótons provenientes dos radionuclídeos em destaque na Tabela 2, presentes na amostra, interagem com o cristal semiconductor produzindo pares elétron-buraco. Uma fonte de alta tensão, utilizada para gerar um campo elétrico entre os terminais do volume ativo do detector, permite a coleta da carga elétrica proporcional à energia da radiação incidente, liberada na interação, e a conseqüente formação do pulso. Os pulsos produzidos são amplificados e enviados a um analisador multicanal, formando um histograma que representa o número de fótons absorvidos em função de suas energias (FERREIRA, 2012). O resultado final será a geração de um espectro gama da amostra em estudo, com a presença de vários picos de distribuição aproximadamente normal (gaussiana).

Em contrapartida, a espectrometria gama natural, também chamada de passiva, apresenta problemas de sensibilidade quando aplicada na análise de radionuclídeo em amostras com baixas concentrações, ou para as quais se dispõe de massa limitada.

No estudo comparativo entre os dois tipos de detectores citados, realizado por Santos Júnior *et al.* (2009b), verificou-se que o detector HPGe é considerado o mais indicado na realização de pesquisas que determinam a presença de radionuclídeos em amostras ambientais, devido às suas vantagens operacionais, à capacidade de obter uma grande quantidade de informações em uma única análise, contando sempre com a possibilidade de se refazer a análise das amostras quantas vezes for necessário (já que não ocorre a destruição da amostra), além da exatidão das medidas, que é proporcionada pelo detector.

### 3.7 RADIOQUIMIOMETRIA

Definimos Radioquimiometria como o campo das análises radiométricas que utiliza ferramentas estatísticas e matemáticas para o planejamento e otimização das condições experimentais e para a extração de informação radioquímica relevante de dados multivariados.

Entre as técnicas mais utilizadas para interpretação de dados radioquímicos, destaca-se a análise multivariada, como por exemplo, a Análise de Componentes Principais (ACP). A aplicação deste método estatístico torna possível identificar os comportamentos de espécies presente em amostras de origem ambiental (MORAES, 2013), sendo um método bastante utilizado no meio científico. O método de redução de dimensionalidade apresenta as informações mais relevantes selecionadas por variância num conjunto de dados, que busca substituir as múltiplas variáveis originais por um número de variáveis, que é mostrada como funções das originais (HONGYU *et al.*, 2016), tais variáveis representam uma carga percentual de confiança na análise dos dados e são denominadas Componentes Principais (como dito anteriormente). A primeira componente principal (PC1) explica a maior variabilidade possível entre os dados e cada componente subsequente, explica a maior variabilidade possível restante, não explicada pelos componentes anteriores (ZIEGEL, 2001)

Os gráficos de ACP trazem na abscissa a projeção da primeira componente principal (PC1) e na ordenada encontra-se a segunda componente principal (PC2), suficiente para uma explanação plausível do problema em apenas duas dimensões (MORAES, 2009).

A análise de componentes principais é associada à idéia de redução de massa de dados, com menor perda possível da informação. Procura-se redistribuir a variação observada nos eixos originais de forma a se obter um conjunto de eixos ortogonais não correlacionados. Esta técnica pode ser utilizada para geração de índices e agrupamento de indivíduos. A análise agrupa os indivíduos segundo suas variâncias, ou seja, segundo seu comportamento dentro da população, representado pela variação do conjunto de características que define o indivíduo (KHATTREE, NAIK, 2000).

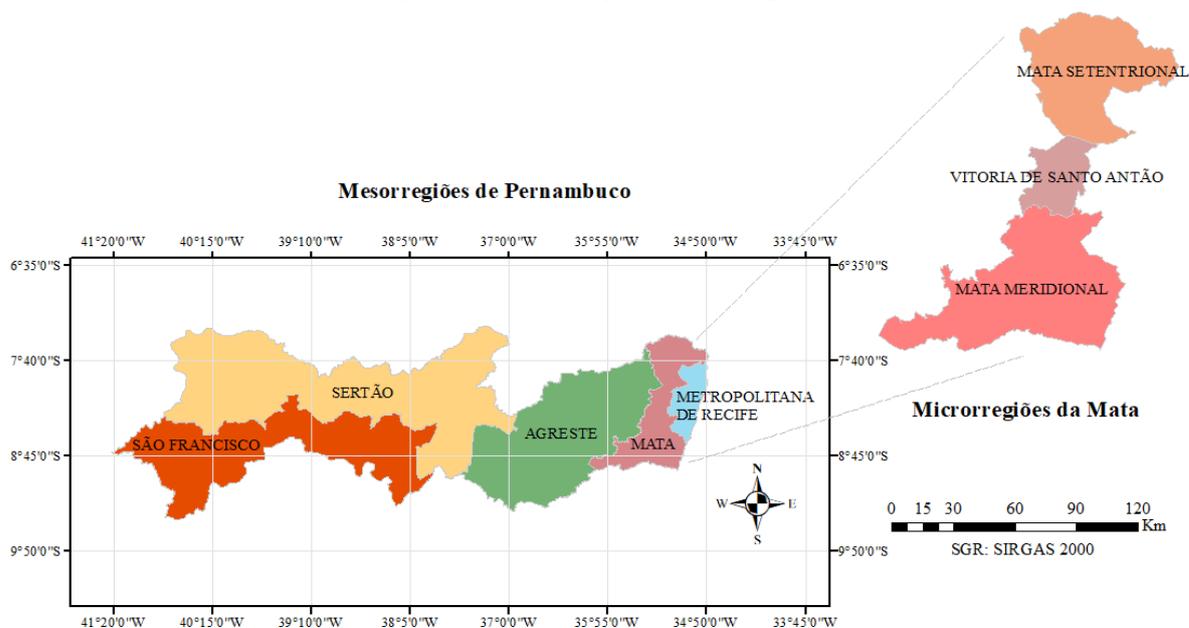
## 4 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo procurou-se apresentar as características da pesquisa, sua contextualização e o aporte metodológico. Objetivou-se mostrar o caminho percorrido para a realização da referida pesquisa, os conceitos relacionados e também cada uma das etapas da coleta de dados.

### 4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo fica localizada no estado de Pernambuco, especificamente na mesorregião da Zona da Mata (Figura 12). A Mata Pernambucana é formada pela união de 43 municípios, admitindo-se Goiana como parte da mesorregião, distribuídos em três microrregiões: Mata Meridional (Norte), Mata Setentrional (Sul) e Vitória de Santo Antão. Estende-se por uma área de 8.738km<sup>2</sup>, correspondendo a 8,9% do território estadual, limitando-se ao norte com a Paraíba, ao sul com Alagoas, ao leste com a Região Metropolitana do Recife e a oeste com a região Agreste do Estado (PORTO *et al*, 2004; ARAÚJO FILHO *et al.*, 2000).

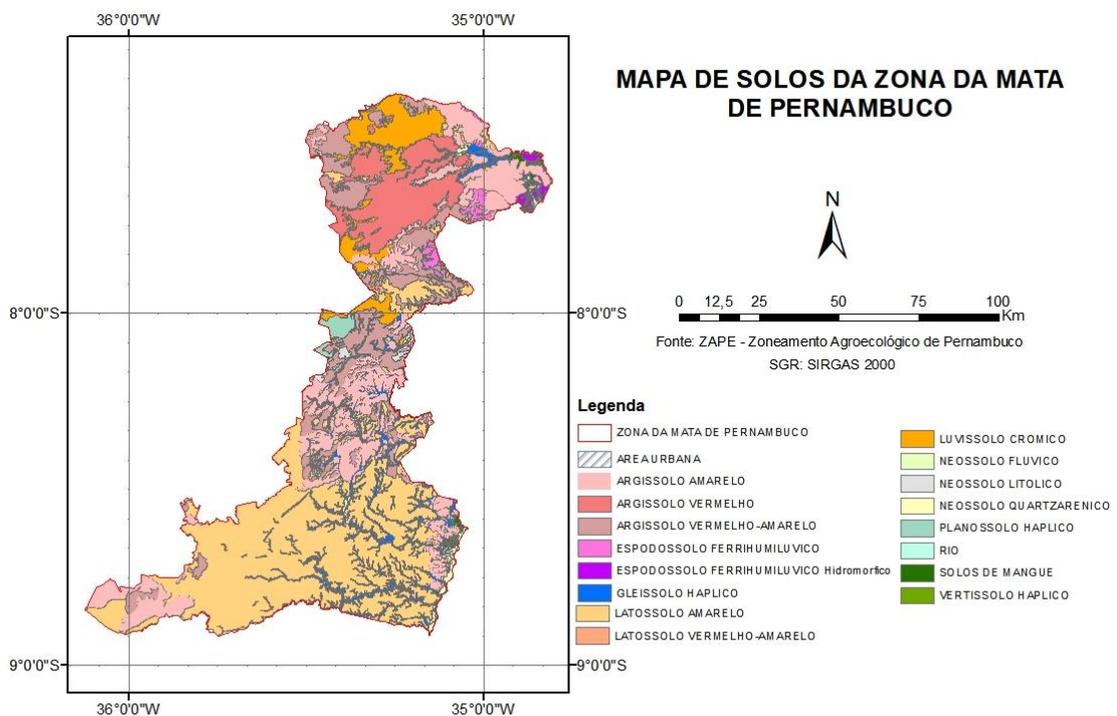
**Figura 12** - Localização da Mesorregião.



**Fonte:** Próprio autor (2019).

A mesorregião da Mata é formada por grande planície sedimentar, tendo alguns pontos abaixo do nível do mar apresentando na área de transição com o agreste, altitudes próximas aos 400 m acima do nível do mar. A região está formada por largos vales que abrigam planícies aluviais (várzeas), onde habita a aptidão da região para o cultivo da cana de açúcar, base de sua economia agrícola, que se destaca com 90%. Tem clima tropical úmido com temperaturas médias anual de 25 °C, alta umidade relativa do ar e precipitações médias anuais que variam de 1.500 mm a 2.500mm (FERNÁNDEZ *et al.*, 2017, CONDEPE/FIDEM, 2018). Considerando a componente mineral do solo, deve ser observada a variedade de solos contemplados na área em estudo (MENEZES; OMETTO, 2009). Nesse sentido, na Figura 13 podem ser observadas as classes de solo, encontradas na região da Zona da Mata pernambucana, resultante do estudo de Zoneamento Agroecológico de Pernambuco (SILVA *et al.*, 2001).

**Figura 13** – Mapa de Solos da Zona de Mata de Pernambuco.



**Fonte:** adaptado de Silva *et al.*, (2001)

As amostras de solo foram coletadas a partir do desenvolvimento do projeto submetido ao Edital 02-2009 FAPESP - FACEPE, que trata de Pesquisa Cooperativa em Mudança Climática Global, intitulado: “Impactos de mudanças climáticas sobre a cobertura e uso da terra em Pernambuco: geração e disponibilização de informações para o subsídio a políticas

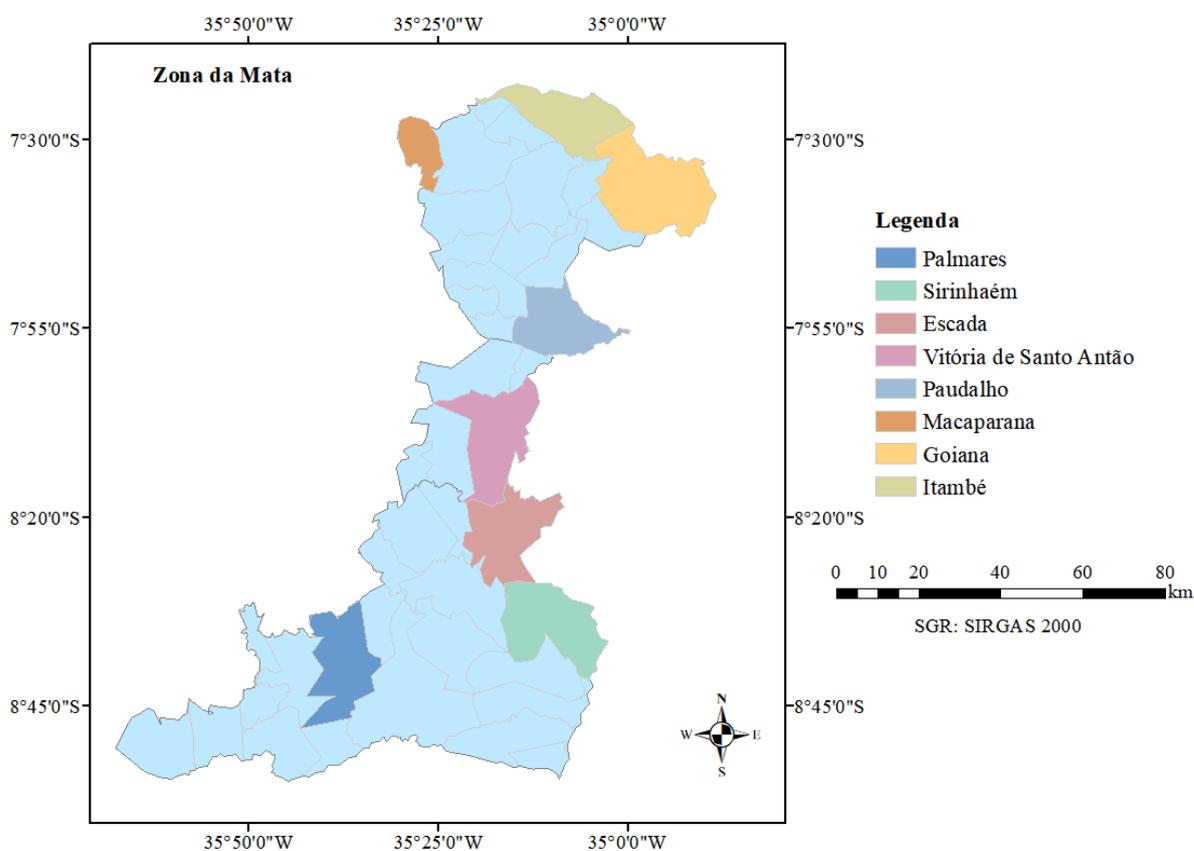
públicas”, cedidas para a realização de investigações radiométricas com detalhamento para radionuclídeos naturais. No Capítulo a seguir, de maneira mais detalhada, será caracterizada a área estuda em função das classes de solo e coleta das amostras.

#### 4.2 CARACTERIZAÇÃO E COLETA DAS AMOSTRAS

Os municípios da Zona da Mata pernambucana objetos do estudo foram: Palmares, Sirinhaém, Escada, Vitória de Santo Antão, Paudalho, Macaparana, Goiana e Itambé, onde os pontos de coleta foram georreferenciados e realizada a classificação do solo, seu uso e cobertura vegetal.

Observa-se na Figura 14 que, dos oito municípios abordados na pesquisa, cinco são limitados pela região metropolitana do Recife (Goiana, Paudalho, Escada, Vitória de Santo Antão e Sirinhaém), dois são limitados ao oeste pela região agreste (Macaparana e Palmares) e apenas um, Itambé, não é limitado por nenhuma outra mesorregião de Pernambuco.

**Figura 14** – Pontos de coleta - Municípios em estudo.



**Fonte:** adaptado de IBGE (2010).

A Tabela 3 apresenta os 9 pontos de coleta, incluindo as classes de solo além de sua representatividade, em relação as demais classes presentes em solos do Estado de Pernambuco. A Tabela 4 relaciona os 27 perfis coletados com o Uso e cobertura vegetal e associa aos municípios em estudo.

**Tabela 3** – Distribuição dos Pontos de Coleta por Classe de Solo

Região	Ponto	Classificação do solo	Representação no Estado
<b>Zona da Mata</b>	ZM1	Argissolo	51%
	ZM4		
	ZM5		
	ZM2	Latossolo	19%
	ZM3		
	ZM6		
	ZM7	Gleissolo e Similares	9%
	ZM8		
	ZM9		

**Fonte:** Próprio Autor (2019).

ZM: Zona da Mata; 1 a 9: pontos de coleta

**Tabela 4** – Distribuição dos Perfis por Uso e Cobertura e Município

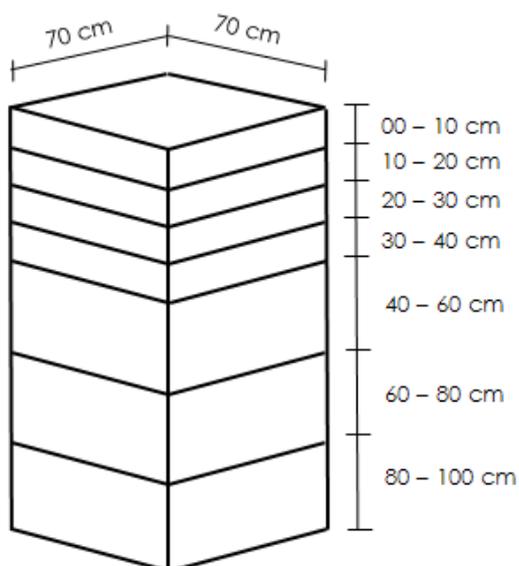
Região	Ponto	Uso e Coberturas	Município
<b>Zona da Mata</b>	ZM1M, ZM2M	Mata	Itambé, Paudalho,
	ZM3M, ZM4M		Escada, Macaparana,
	ZM5M, ZM6M		Vitória S. Antão, Palmares.
	ZM1C, ZM2C	Capoeira	Itambé, Paudalho,
	ZM3C, ZM4C		Escada, Macaparana,
	ZM5C, ZM6C		Vitória S. Antão, Palmares.
	ZM1PH, ZM2A	Outras atividades agrícolas (Pastagem)	Itambé, Paudalho
	ZM3P, ZM5P		Escada, Vitória S. Antão,
	ZM6A, ZM8P		Palmares, Sirinhaém.
	ZM1A, ZM2CA	Cana de Açúcar	Itambé, Paudalho,
	ZM3CA, ZM4CA		Escada, Macaparana,
	ZM5A, ZM6CA		Vitória S. Antão, Palmares,
	ZM7CA, ZM8CA,		Goiana,
	ZM9CA		Sirinhaém.

**Fonte:** Próprio Autor (2019).

ZM: Zona da Mata; 1 a 9: pontos de coleta; M: Mata; C: Capoeira; P (PH, A\*): Pastagem; CA(A\*): Cana de Açúcar \* para os pontos 2 e 6 Pastagem, para os pontos 1 e 5 Cana de Açúcar

Em cada ponto foram coletadas amostras de solo com aproximadamente 1 kg, em perfil, até a profundidade de 1 m, quando possível, seguindo as recomendações da EMBRAPA (2009), conforme esquema ilustrado na Figura 15.

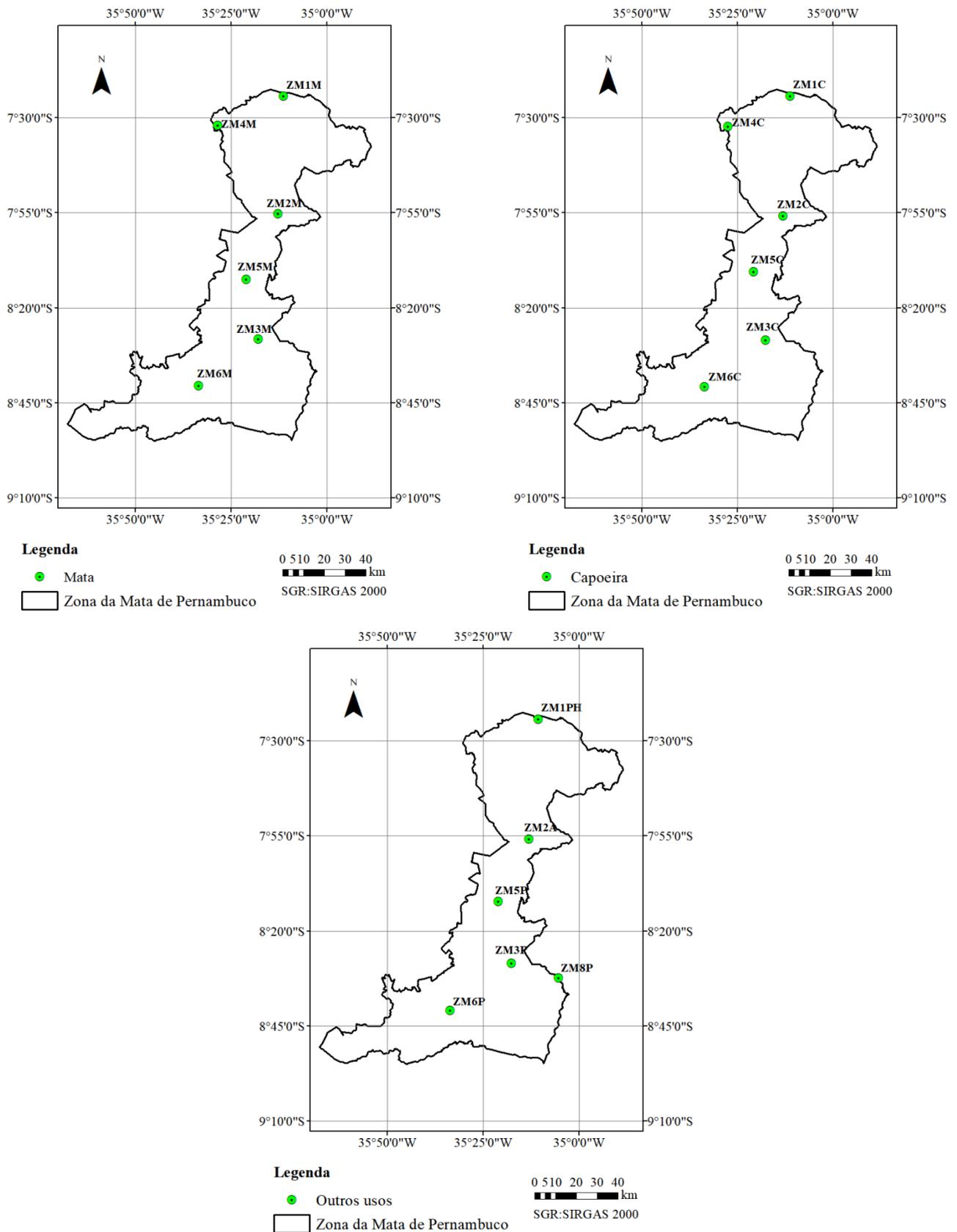
**Figura 15** – Representação da trincheira para coleta de solo.



**Fonte:** adaptado de EMBRAPA (2009).

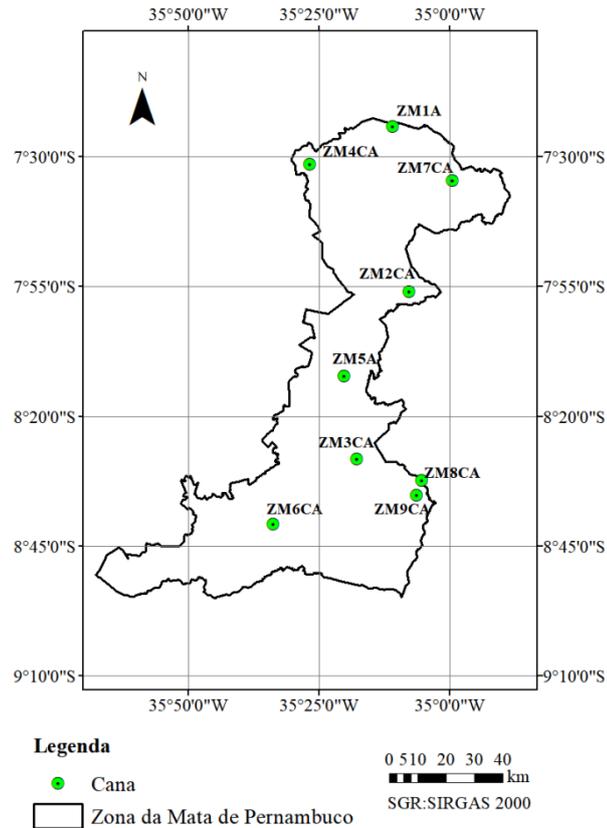
Os solos coletados estão subdivididos em quatro grupos, a partir do tipo de uso e cobertura do solo: Mata (densa), Capoeira (mata aberta), Outros usos (pastagem) e Cana de Açúcar. Para os três primeiros tipos de cobertura da terra, foram georreferenciados 6 (seis) pontos amostrais, totalizando 18 (dezoito) pontos, como apresentado na Figura 16. A estrutura fundiária da Zona da Mata pernambucana é caracterizada pelos latifúndios e pela monocultura de Cana de Açúcar, razão suficiente para que esse tipo de cobertura fosse analisado em nove pontos, como se observa na Figura 17.

**Figura 16 – Pontos de Coleta por Uso e cobertura de terra**



Fonte: Próprio Autor (2019).

**Figura 17** – Pontos de Coleta para a cobertura Cana de açúcar



**Fonte:** Próprio Autor (2019).

As coletas nos pontos amostrais para o uso e cobertura vegetal do solo (Mata, Capoeira, Outros usos e Cana de Açúcar), foram analisadas a partir de suas profundidades, que variaram da superfície até 40 cm (4 camadas de 10 cm) e posteriormente foram catalogadas segundo a classificação do solo, como apresentado no Anexo A, que incluem 27 (vinte e sete) pontos de coleta, distribuídos de Norte ao Sul da Zona da Mata pernambucana, o que resultou em 108 (cento e oito) amostras.

### 4.3 TRATAMENTO DAS AMOSTRAS

As amostras de solo foram preparadas para análises radiométricas no Laboratório de Radioecologia e Controle Ambiental (LARCA) do Departamento de Energia Nuclear (DEN) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), utilizando os procedimentos estabelecidos pelo referido laboratório em conformidade com os documentos técnicos da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA).

A preparação de cada amostra foi iniciada com o destorroamento e secagem ao ar livre. Posteriormente, foram levadas para estufa de circulação de ar a 40°C. O tempo de secagem variou de acordo com o grau de umidade de cada amostra. A amostra seca apresentou ainda alguns torrões menores, os quais foram destruídos com uso de almofariz com pistilo de porcelana.

Após a trituração, cada amostra foi tamisada em peneira com malha de 1,0 mm, sendo em seguida, homogeneizadas, quarteadas em alíquotas de 100 g e armazenadas em recipientes de polietileno com capacidade volumétrica de 50 cm<sup>3</sup>. Após o procedimento, cada amostra foi identificada e os recipientes foram hermeticamente lacrados para garantir a condição de equilíbrio radioativo secular entre os radionuclídeos de meias-vidas curtas, descendentes das séries do urânio e tório naturais. As análises radiométricas foram feitas por espectrometria gama de alta resolução após no mínimo, 40 dias devidamente lacradas.

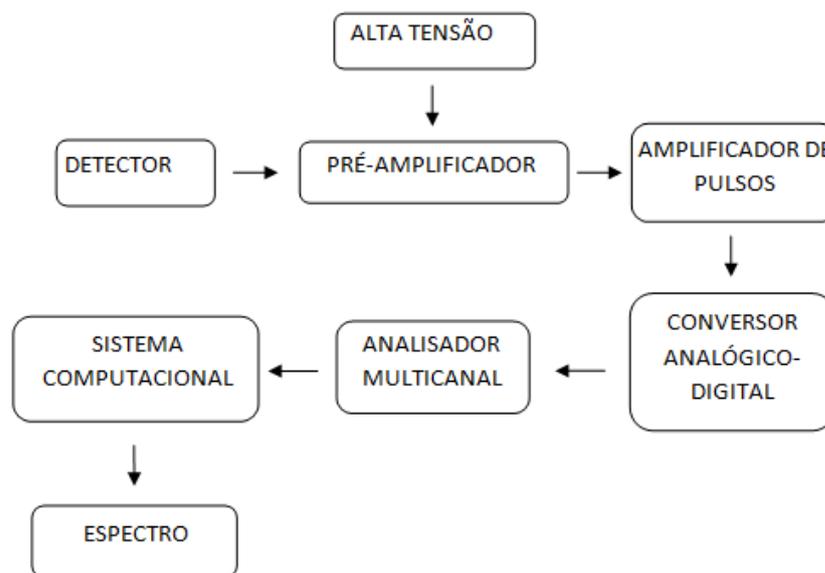
### 4.4 SISTEMA DE MEDIDAS

O sistema de medidas utilizado foi um espectrômetro gama de alta resolução, com detector semicondutor do tipo Germânio Hiperpuro (HPGe) e janela de Be, fabricado pela Canberra<sup>®</sup>, modelo GX2518 de geometria cilíndrica e coaxial (CANBERRA, 2003), pertencente ao Laboratório de Radioquímica e Análise Nuclear (LABRAN) do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco. O detector apresenta uma eficiência nominal de 25% e resolução de 1,8 keV para energia de 1.332 keV do <sup>60</sup>Co e foi acoplado a um multicanal MCA EAGLE Plus com 4.096 canais, cuja tensão do pré-amplificador foi ajustada em 3 kV, em conformidade com as especificações do fabricante.

Para reduzir os efeitos da interferência da radiação de fundo do laboratório, o detector é envolvido por uma blindagem de chumbo com 600 kg e 6,5 cm de espessura, com superfície interna delgada constituída por uma liga de Cd e Cu, que minimizam os efeitos secundários da

interação da radiação (CANBERRA, 2003). Na Figura 18 foi ilustrado um fluxograma detalhando os componentes principais do sistema de medidas utilizado.

**Figura 18** – Fluxograma do sistema de medidas



**Fonte:** DAMASCENA (2019).

O detector é acoplado em um criostato com capacidade máxima para 30L de nitrogênio líquido, a uma temperatura de  $-196^{\circ}\text{C}$ , com consumo de aproximadamente 1,8L/dia. O resfriamento foi feito de maneira indireta com o objetivo de bandear a condutividade. Para manipulação dos espectros e tratamentos dos dados, foi utilizado o programa computacional Genie-2k<sup>®</sup> da Canberra<sup>®</sup> (CANBERRA, 2003).

O arranjo experimental permitiu qualificar os radionuclídeos naturais presentes em cada amostra, além de quantificar em termos de atividade específica, possibilitando estimar os parâmetros de radioproteção responsáveis pela garantia do princípio ALARA (*As Low As Reasonably Achievable*), que estabelece as condições necessárias para proteger os indivíduos dos efeitos causados pelas radiações ionizantes (SANTOS JÚNIOR *et al.*, 2009b).

#### 4.4.1 Calibração em energia e qualificação dos radionuclídeos naturais

A calibração em energia foi realizada conforme orientações do TECDOC 619, documento técnico da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA), mediante a utilização de padrões radioativos pontuais selados de  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{133}\text{Ba}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{22}\text{Na}$  e  $^{60}\text{Co}$ ,

conforme detalhamento na Tabela 5, com faixa de energia estabelecida entre 59,54 keV a 1.332,50 keV. Convém ressaltar que as fontes utilizadas pertencem ao Laboratório de Metrologia das Radiações Ionizantes (LMRI) do Departamento de Energia Nuclear (DEN-UFPE) e são certificadas pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD) e pela IAEA (SANTOS JUNIOR *et al*, 2018).

Na calibração, as fontes foram medidas individualmente por um tempo de 3.600 segundos, posicionadas na superfície do detector e com tempo morto ajustado. Após aquisição dos dados, foi realizado o ajuste em função das energias de cada padrão e dos canais disponíveis sendo estabelecida uma função apropriada para as condições de análise.

**Tabela 5** - Padrões primários utilizados

Padrão	$T_{1/2}$ (dias)	$E_{\gamma}$ (keV)	$\gamma(\%)$
$^{60}\text{Co}$	$1.925,5 \pm 0,5$	1.173,24	99,86
		1.332,50	99,98
$^{137}\text{Cs}$	$1,102\text{E}4 \pm 60$	661,67	85,10
$^{22}\text{Na}$	$950,8 \pm 0,9$	1.274,54	99,93
$^{241}\text{Am}$	$1,5785\text{E}4 \pm 24$	59,54	36,00
		302,85	18,30
$^{133}\text{Ba}$	$3.862 \pm 15$	356,02	61,94
		81,00	34,11

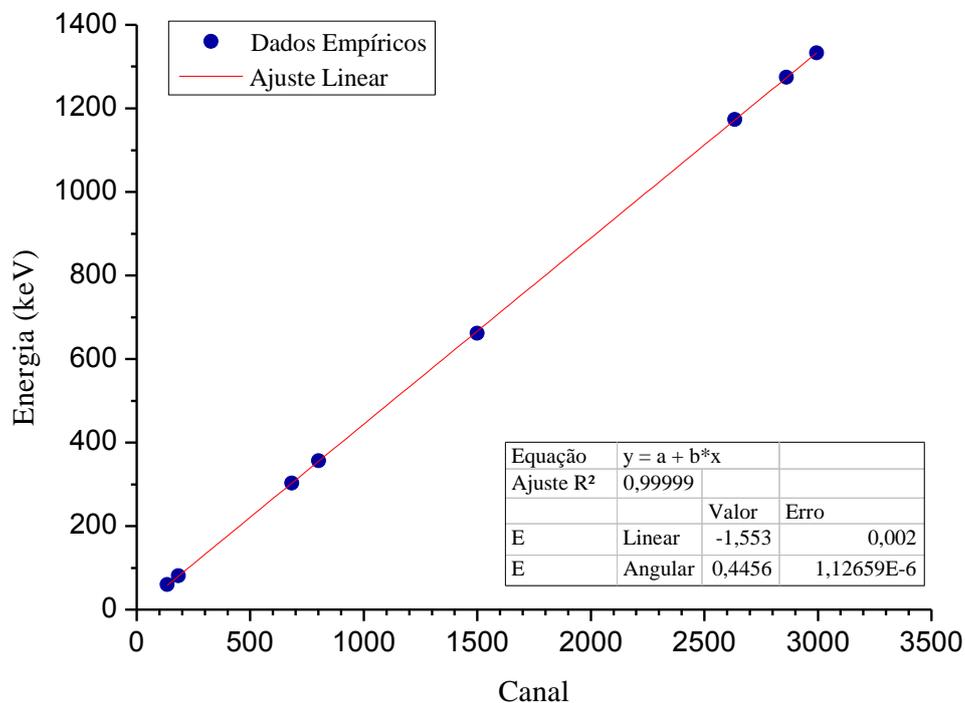
**Fonte:** TECDOC 619 - IAEA (1991).

$T_{1/2}$ : Tempo de meia-vida;  $E_{\gamma}$ : Energia Gama;  $\gamma(\%)$ : Probabilidade de Emissão.

Tomando como base as fontes padrões da Tabela 5, foi possível construir a curva de calibração do sistema de medidas, apresentada na Figura 19, que correlaciona os canais com as energias emitidas pelas fontes, permitindo obter um modelo linear para correção dos dados e definição das regiões de interesse para a caracterização dos radionuclídeos  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$ , conforme indicado na Equação 3. Onde  $E$  representa a energia a ser determinada (keV) em função da localização do fotopico no canal central ( $C$ ).

$$E = 0,445C - 1,553 \quad (3)$$

**Figura 19** – Calibração em energia.



**Fonte:** Próprio Autor (2019).

As medidas foram realizadas obedecendo aos mesmos critérios adotados para as amostras empíricas de solo, exceto quanto ao tempo de análise, padronizado em 3.600 segundos, tendo em vista que se trata de padrões radioativos primários, cuja padronização das aquisições permitiu excelente condição para a estatística de contagem.

#### 4.4.2 Calibração em eficiência

Para calibração em eficiência por energia, foram preparados padrões secundários de <sup>133</sup>Ba, <sup>241</sup>Am e <sup>152</sup>Eu em matrizes de solo com densidades semelhantes às amostras da área de estudo. Após manufaturados os referidos padrões, foram realizadas medidas no HPGe-Be obedecendo às mesmas configurações utilizadas para os ensaios com as amostras de solo, exceto quanto ao tempo de contagem, que foi padronizado em 3.600 segundos, otimizado em função da velocidade de desintegração de cada fonte radioativa (SANTOS JÚNIOR *et al.*, 2009b).

Um dos principais parâmetros para a utilização da espectrometria gama e cálculo das atividades específicas é a curva de eficiência que foi plotada em função de medidas experimentais e simulação em programa computacional. Para a realização dos cálculos das eficiências de contagens, alguns critérios foram uniformizados, tais como padronização da geometria dos recipientes e de contagem; padronização do tempo de contagem e do volume de amostras contido nos recipientes; uso de padrões certificados adequados para as faixas de energias em estudo; diluição direta dos padrões em matrizes com densidades semelhantes às densidades das amostras analisadas.

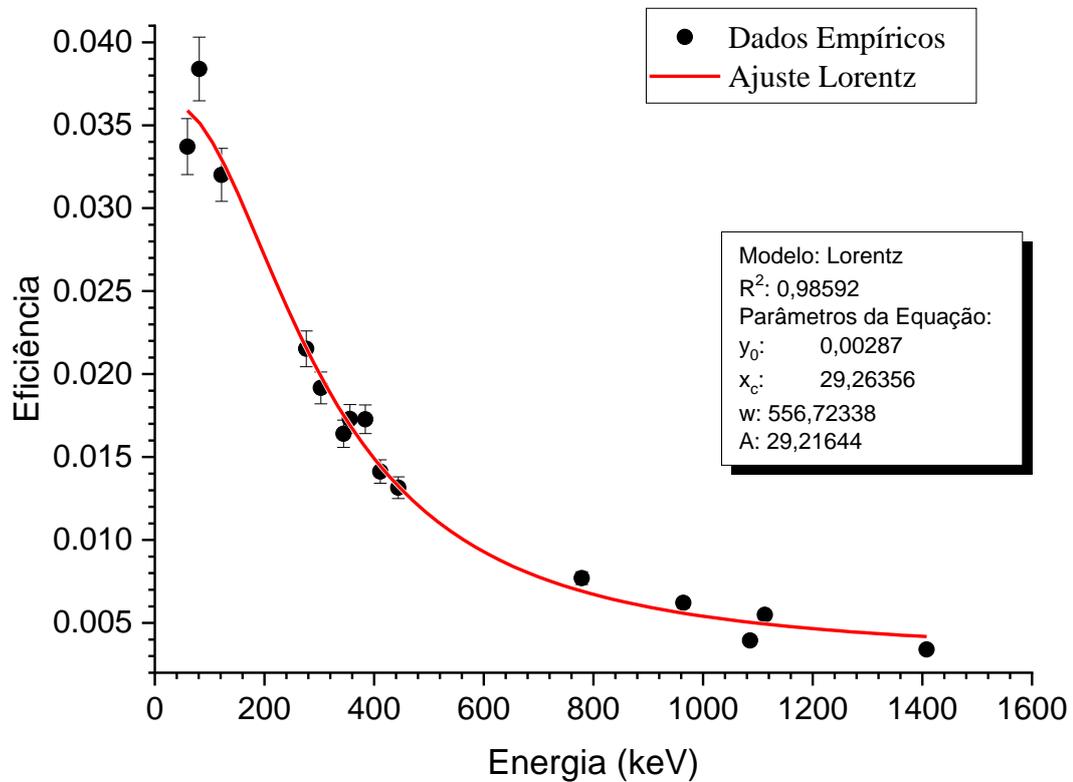
Uma vez estabelecidos os critérios acima mencionados, foi possível determinar as eficiências em energia, fazendo uso da Equação 4 e por consequência, obtendo-se a função de ajuste.

$$\varepsilon = \frac{N_{Ei}}{A_{esp} \cdot t \cdot \gamma \cdot m} \quad (4)$$

Na equação 4,  $\varepsilon$  representa a eficiência de contagem;  $N_{Ei}$  a área líquida registrada em cada fotopico, determinada experimentalmente em contagens;  $A_{esp}$  a atividade específica do padrão corrigida ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ );  $t$  o tempo de contagem (em s);  $\gamma$  a abundância gama do padrão para a energia estudada e  $m$  a massa do padrão (em kg).

A Figura 20 contém os dados que proporcionaram a obtenção da função r adotada para determinação das eficiências em energias para os radionuclídeos de interesse.

**Figura 20** – Calibração em eficiência.



Fonte: Próprio Autor (2019).

Utilizando os parâmetros experimentais obtidos na curva de calibração da Figura 20, foi determinada a Equação 5, que permitiu corrigir os dados experimentais e determinar as eficiências para a faixa de energia em estudo. Na equação 5,  $\varepsilon$  representa a eficiência;  $E$  a energia associada ao fóton;  $y_0$ ,  $A$ ,  $w$  e  $x_c$  os parâmetros de ajustes da equação, os quais são apresentados no quadro da curva de eficiência (Figura 20).

$$\varepsilon = y_0 + \frac{2A}{\pi} \frac{w}{4(E-x_c)^2 + w^2} \quad (5)$$

#### 4.4.3 Quantificação dos radionuclídeos naturais

Uma vez definido o modelo matemático, que permitiu a obtenção do melhor ajuste das eficiências foi possível determinar as atividades específicas dos radionuclídeos de interesse

com base na Equação 6, formulada pela IAEA, a partir da comparação da atividade medida de um radionuclídeo filho, presente na amostra, assumindo-se o estado de equilíbrio radioativo.

$$A = \frac{\int_{a=u}^i X_a - BG}{\epsilon \gamma t m} \quad (6)$$

Onde:  $A$  indica a atividade específica do radionuclídeo analisado em  $\text{Bq.kg}^{-1}$ ;  $u$  corresponde ao canal inicial da região de interesse do fotopico,  $i$  indica o canal final da região de interesse do fotopico,  $X_a$  representa a contagem em cada canal e  $BG$  (background);  $\epsilon$  representa a eficiência ajustada;  $\gamma$  está associado à probabilidade de emissão gama;  $t$  o tempo e  $m$  a massa da amostra (em kg).

As atividades específicas do  $^{40}\text{K}$  foram determinadas diretamente pela sua transição gama. Os resultados obtidos para  $^{238}\text{U}$  e  $^{232}\text{Th}$  ocorreram de forma indireta, assumindo a condição de equilíbrio radioativo secular e fazendo uso de duas emissões gama dos seus descendentes, conforme energias e probabilidades de emissão especificadas na Tabela 1, cujas atividades específicas representativas,  $A_p$ , foram calculadas em função da média ponderada das atividades por fotopico para cada radionuclídeo:  $A_1$ ,  $A_2$ ,  $A_n$ , tendo como pesos as probabilidades de emissão,  $\gamma_1$ ,  $\gamma_2$ ,  $\gamma_n$  (Equação 5). Para representar as incertezas associadas às medidas experimentais, foram utilizados recursos definidos pelo próprio sistema Genie-2k<sup>®</sup>.

$$A_p = \frac{A_1 \gamma_1 + A_2 \gamma_2 + \dots + A_n \gamma_n}{\gamma_1 + \gamma_2 + \dots + \gamma_n} \quad (7)$$

#### 4.5 LIMITE DE DETECÇÃO

O Limite de Detecção (LD) corresponde ao valor mínimo detectado pelo sistema de medidas. O LD depende do tipo de amostra a ser analisada, da energia da radiação, da geometria de contagem, do tipo de detector, da radiação de fundo e do tempo de contagem (SANTOS JÚNIOR, 2009b; MACIEL NETO, 2017).

Para o referido estudo, os LDs para quantificação do  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$ , foram calculados mediante medidas da radiação de fundo do Laboratório de Radioquímica e Análise Nuclear (LABRAN) e a utilização da Equação 8 reformulada pela IAEA (1989). Onde  $\sigma$

representa o desvio padrão médio associado ao número de medidas do “background” e o fator 4,66 corresponde a um nível de confiança maior (95%).

$$LD = 4,66 \cdot \sigma \quad (8)$$

Na Tabela 6 são apresentados os valores dos limites de detecção obtidos para os radionuclídeos naturais avaliados no referido estudo. Os valores determinados para o urânio e tório levaram em consideração a média obtida em função dos diferentes limites para as energias utilizadas na identificação e quantificação de cada radionuclídeo (Tabela 1), diferente do potássio que foi estimado pelo seu único fóton gama.

**Tabela 6** – Limites de Detecção para o HPGe-Be

<b>RADIONUCLÍDEO</b>	<b>LD (Bq.kg<sup>-1</sup>)</b>
<sup>238</sup> U	2,8
<sup>232</sup> Th	0,2
<sup>40</sup> K	4,7

**Fonte:** Próprio Autor (2019).

#### 4.6 ARRANJO EXPERIMENTAL

O arranjo experimental para investigação qualitativa e quantitativa dos radionuclídeos nas amostras de solo obedeceram às recomendações do Comitê Científico das Nações Unidas para os Efeitos das Radiações Atômicas (UNSCEAR), da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA) e as recomendações radioanalíticas dos laboratórios do Departamento de Energia Nuclear (DEN) da UFPE, a saber: Laboratório de Radioecologia e Controle Ambiental (LARCA) e o Laboratório de Radioquímica e Análise Nuclear (LABRAN), com modelos para radiometria de ambientes já bem definidos e metodologias estabelecidas e certificadas (DAMASCENA, 2019). Os principais parâmetros utilizados na definição do arranjo experimental foram os citados abaixo:

- a. Padronização das massas das amostras em 100 gramas;
- b. Granulometria passante na peneira de 1,0 mm;
- c. Amostras analisadas individualmente a 0 (zero) centímetro do detector;
- d. Nenhuma interposição de barreira entre a amostra e o detector, nenhum *build-up*;

- e. Tempo de análise padronizado em 86.400 segundos;
- f. Tempo morto ajustado automaticamente;
- g. O efeito da auto-absorção foi corrigido mediante padronização da calibração em eficiência;
- h. Os radionuclídeos foram analisados considerando o equilíbrio secular e/ou suas emissões diretas;
- i. as transições gama que foram utilizadas para investigação radioanalítica foram aquelas padronizadas e certificadas pelos laboratórios LARCA e LABRAN, citados acima.

#### 4.7 ESTATÍSTICA

Para resumir as informações de uma variável quantitativa, os dados foram apresentados na forma de valores numéricos, denominados medidas descritivas.

Para aplicação nesta pesquisa foram utilizados os estimadores: média aritmética, desvio padrão, coeficiente de variação, mediana, primeiro e terceiro quartis. Além disso, foi aplicada a análise de componentes principais (ACP) visando identificar o comportamento dos agrupamentos das espécies presentes nas amostras.

Na análise da componente principal (PC1) foi observada a possível variabilidade entre os dados, contudo cada componente subsequente explica a maior variabilidade possível restante, não evidenciada pelos componentes anteriores.

Os gráficos de ACP trazem na abscissa a projeção da primeira componente principal (PC1) e na ordenada (PC2) a segunda componente principal, suficiente para uma explanação plausível do problema em apenas duas dimensões (MORAES, 2009).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste item, serão demonstrados e discutidos os resultados obtidos por meio dos procedimentos e equações descritos no capítulo anterior, conforme evidenciado a seguir.

### 5.1 ANÁLISE DESCRITIVA

Na análise dos resultados são apresentados parâmetros referentes as 108 amostras coletadas em 27 diferentes perfis de solo (anexo A). Nos municípios estudados os solos foram diferenciados em função de seu uso e cobertura vegetal, além de sua profundidade e classe. Os resultados obtidos foram expressos em termos de atividade específica e seus respectivos desvios padrão, para o  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$ , conforme apresentado no Anexo B.

Os dados foram tratados separadamente para que fosse possível observar, com detalhes, cada parâmetro. As tabelas 7, 8 e 9 apresentam a estatística descritiva, relacionando a atividade específica com o uso e cobertura vegetal, profundidade e classe de solo, respectivamente.

**Tabela 7** – Estatística descritiva: Atividade dos Radionuclídeos - Uso e cobertura vegetal.

Uso e Cobertura	RN	Estatística Descritiva								
		N	*MIN	*MAX	*MN	*Q <sub>1</sub>	*Q <sub>3</sub>	*MA	*D <sub>p</sub>	CV
Mata	U-238	24	33,9	88,5	58,4	44,1	69,5	57,4	15,9	28%
	Th-232	24	52,7	176,8	110,4	62,7	133,1	104,9	41,2	39%
	K-40	24	102,7	608,5	250,8	142,2	529,8	310,0	188,0	61%
Capoeira	U-238	24	25,8	84,4	57,9	51,0	62,1	56,8	12,7	22%
	Th-232	24	55,6	209,4	112,1	68,6	169,8	119,3	53,8	45%
	K-40	24	363,1	1842,6	851,8	473,1	1070,5	886,4	429,7	48%
Outros	U-238	24	13,7	63,8	48,0	41,3	53,5	46,0	13,5	29%
	Th-232	24	35,7	231,4	74,9	51,7	111,2	100,2	63,3	63%
	K-40	24	125,0	444,8	273,2	204,2	325,0	271,5	89,5	33%
Cana	U-238	36	18,9	91,4	53,2	46,7	61,1	55,1	17,7	32%
	Th-232	36	35,3	180,9	127,1	64,1	152,3	108,4	49,8	46%
	K-40	36	274,2	1190,3	433,8	357,2	819,2	578,8	281,2	49%

**Fonte:** Próprio Autor (2019).

RN: radionuclídeos; N: quantidade de amostras; MIN.: valor mínimo; MAX.: valor máximo; MN: mediana; Q<sub>1</sub>: primeiro quartil; Q<sub>3</sub>: terceiro quartil; MA: média aritmética; DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; \*Bq.kg<sup>-1</sup>.

**Tabela 8** – Estatística descritiva: Atividade dos Radionuclídeos - Profundidade.

Profundidade (cm)	RN	Estatística Descritiva								
		N	*MIN	*MAX	*MN	*Q <sub>1</sub>	*Q <sub>3</sub>	*MA	*D <sub>p</sub>	CV
<b>0-10</b>	U-238	27	15,0	86,3	52,0	44,9	60,5	51,4	15,9	31%
	Th-232	27	35,3	205,1	79,2	62,3	139,2	102,9	50,9	49%
	K-40	27	102,7	1590,5	407,1	263,7	695,6	504,6	359,0	71%
<b>10-20</b>	U-238	27	13,7	91,4	48,8	43,5	60,2	52,5	16,6	32%
	Th-232	27	35,7	229,7	105,6	61,2	148,3	109,1	55,6	51%
	K-40	27	124,5	1842,6	385,4	256,7	673,8	526,0	401,5	76%
<b>20-30</b>	U-238	27	28,4	88,5	57,0	49,1	62,6	55,8	14,3	26%
	Th-232	27	39,3	231,4	102,0	65,4	149,2	110,4	54,4	49%
	K-40	27	135,4	1616,8	427,3	273,8	705,4	530,6	364,8	69%
<b>30-40</b>	U-238	27	18,9	88,4	58,7	47,1	63,6	56,3	16,8	30%
	Th-232	27	36,4	222,9	106,8	64,0	148,9	110,5	49,5	45%
	K-40	27	127,7	1492,6	431,5	295,7	629,3	515,3	333,0	65%

Fonte: Próprio Autor (2019).

RN: radionuclídeos; N: quantidade de amostras; MIN.: valor mínimo; MAX.: valor máximo; MN: mediana; Q<sub>1</sub>: primeiro quartil; Q<sub>3</sub>: terceiro quartil; MA: média aritmética; DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; <sup>Bq.kg<sup>-1</sup></sup>.

**Tabela 9** – Estatística descritiva: Atividade dos Radionuclídeos - Classe de solo.

Classe de solo	RN	Estatística Descritiva								
		N	*MIN	*MAX	*MN	*Q <sub>1</sub>	*Q <sub>3</sub>	*MA	*D <sub>p</sub>	CV
<b>Argissolo</b>	U-238	44	33,9	88,5	57,0	50,1	66,0	59,1	14,0	24%
	Th-232	44	35,3	209,4	84,8	61,7	140,0	100,3	49,0	49%
	K-40	44	102,7	1842,6	429,8	313,7	690,9	566,9	420,1	74%
<b>Latossolo</b>	U-238	48	13,7	78,2	50,2	37,0	59,4	47,7	15,4	32%
	Th-232	48	35,7	199,6	101,6	58,4	135,8	100,8	46,1	46%
	K-40	48	125,0	1102,2	328,3	230,9	493,0	391,6	243,0	62%
<b>Gleissolo</b>	U-238	16	35,6	91,4	58,7	46,4	64,7	58,9	15,9	27%
	Th-232	16	67,4	231,4	154,6	112,6	187,0	152,4	57,5	38%
	K-40	16	248,4	1190,3	836,8	596,9	959,4	770,4	330,8	43%

Fonte: Próprio Autor (2019).

RN: radionuclídeos; N: quantidade de amostras; MIN.: valor mínimo; MAX.: valor máximo; MN: mediana; Q<sub>1</sub>: primeiro quartil; Q<sub>3</sub>: terceiro quartil; MA: média aritmética; DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; <sup>Bq.kg<sup>-1</sup></sup>.

A partir dos valores apresentados nas Tabelas acima observa-se que o <sup>238</sup>U tem valor mínimo para o latossolo com outros usos agropecuários, numa profundidade (cm) de intervalo 10-20 cm, enquanto seu máximo é encontrado na mesma profundidade no gleissolo cultivado com cana de açúcar. O <sup>232</sup>Th tem seu menor teor no argissolo usado para plantio de cana de açúcar na profundidade de 0-10 cm e maior valor em gleissolo com outros usos agropecuários, em uma profundidade de 20-30 cm. As menores atividades específicas para o

$^{40}\text{K}$  estão no argissolo da mata em profundidade de 0-10 cm e seus maiores valores se encontram no argissolo com intervalo de profundidade entre 10-20 cm na capoeira.

Os resultados permitem observar que as atividades específicas do  $^{40}\text{K}$ , assim como observado nos trabalhos de Maciel Neto (2017) e Santos Junior *et al.* (2018), são mais elevadas em relação as dos demais radionuclídeos estudados em solos do estado de Pernambuco.

### 5.1.1 Atividade no solo, uso e cobertura vegetal

Quanto ao uso e cobertura vegetal, ressalta-se que, a captação via sistema radicular é um dos principais processos pelos quais os radionuclídeos são incorporados pelas plantas e, embora haja muitas incertezas sobre a especificidade de mecanismos de absorção de radionuclídeos, eles dependem da sua disponibilidade na solução solo além de parâmetros como pH, textura e matéria orgânica entre outros. (SUSSA *et al.*, 2013). Desta forma, o solo coberto pela mata seria a melhor referência comparativa, admitindo que se trate do solo original (virgem) e que não ocorreram intervenções antrópicas.

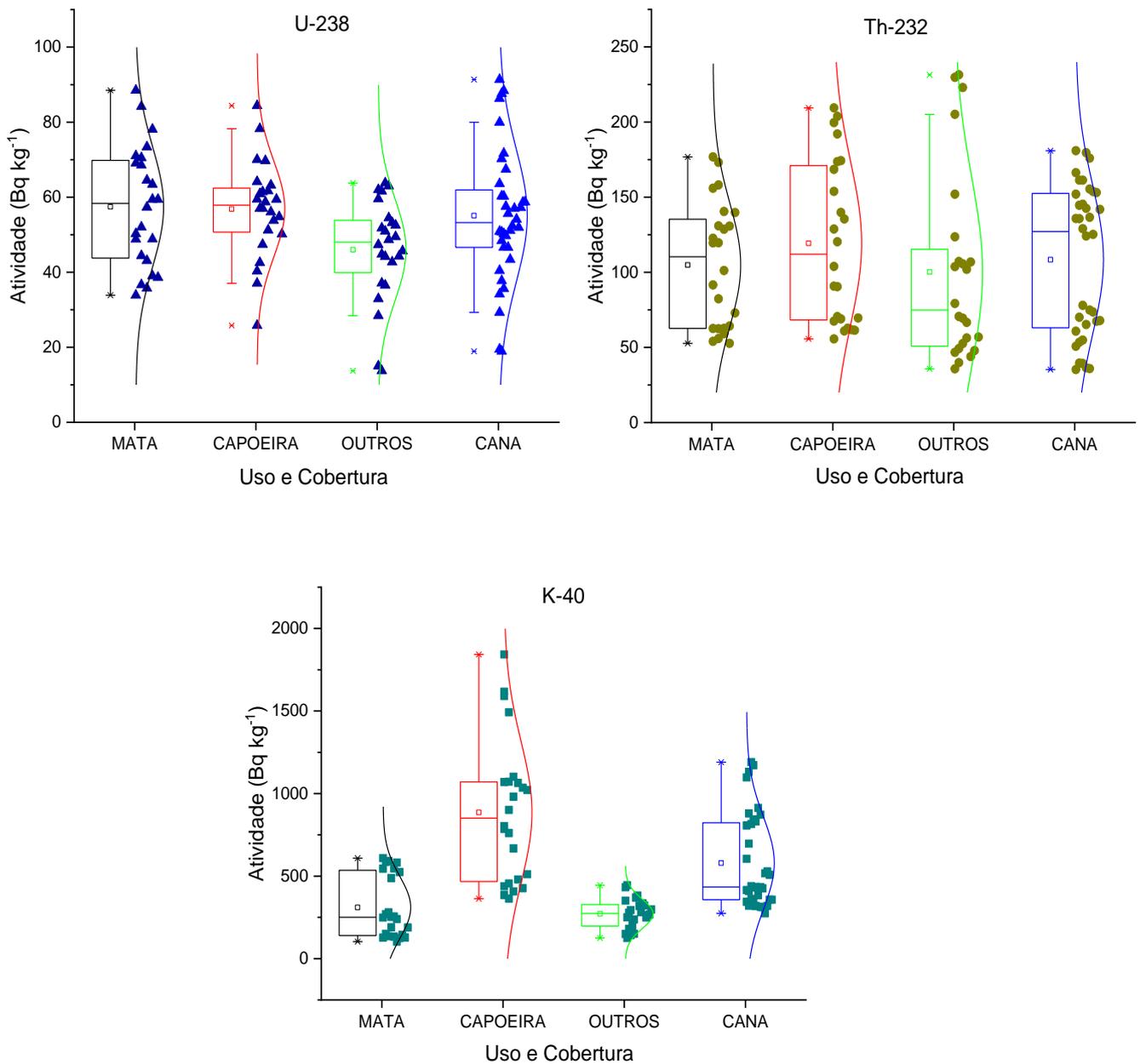
Na Figura 21 são apresentados *boxplots* aliados à dispersão das atividades específicas dos radionuclídeos analisados, com respectiva linha de tendência, observando-se apenas o comportamento das atividades em solos com determinados uso e cobertura vegetal, sem levar em consideração a profundidade, classe de solo ou qualquer outra variável.

A constituição diferenciada dos solos, adição de macronutrientes, proteções agrícolas, água de irrigação, erosão e condições climáticas, variáveis não controladas neste estudo, podem contribuir para variações nas atividades específicas dos radionuclídeos nos diferentes uso e cobertura vegetal.

Com base na Figura 21, os dados indicam que a distribuição do  $^{238}\text{U}$ , em todos os uso e cobertura vegetal do solo, tem valores médios próximos, sendo este radionuclídeo o que apresenta uma maior tendência à normalidade. Em função dos valores médios, pode ser inferido maiores concentrações em atividade presente na Mata ( $57,4 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ), entretanto as menores concentrações em atividade ( $46,0 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ) foram observadas nos solos de outros usos agropecuários.

A constituição diferenciada dos solos, adição de macronutrientes, proteções agrícolas, água de irrigação, erosão e condições climáticas, variáveis não controladas neste estudo, podem contribuir para variações nas atividades específicas dos radionuclídeos nos diferentes uso e cobertura vegetal.

**Figura 21** – Radionuclídeos apenas considerando o Uso e Cobertura Vegetal



**Fonte:** Próprio Autor (2019).

O  $^{232}\text{Th}$  tem maior média de atividade em solos de capoeira e menor em solos de outros usos agropecuários  $119,3 \text{ Bq.kg}^{-1}$  e  $100,2 \text{ Bq.kg}^{-1}$ , respectivamente. Tais médias, em relação aos diferentes tipos de uso e cobertura vegetal, apresentam uma maior dispersão em relação ao urânio, entretanto, ainda retrata um comportamento semelhante em relação aos valores médios. Os resultados sugerem que existe uma maior correlação entre as concentrações de U e Th, como também foi observado no estudo realizado por Peixoto e colaboradores (2016), em solos de Minas de Gerais com as mesmas características.

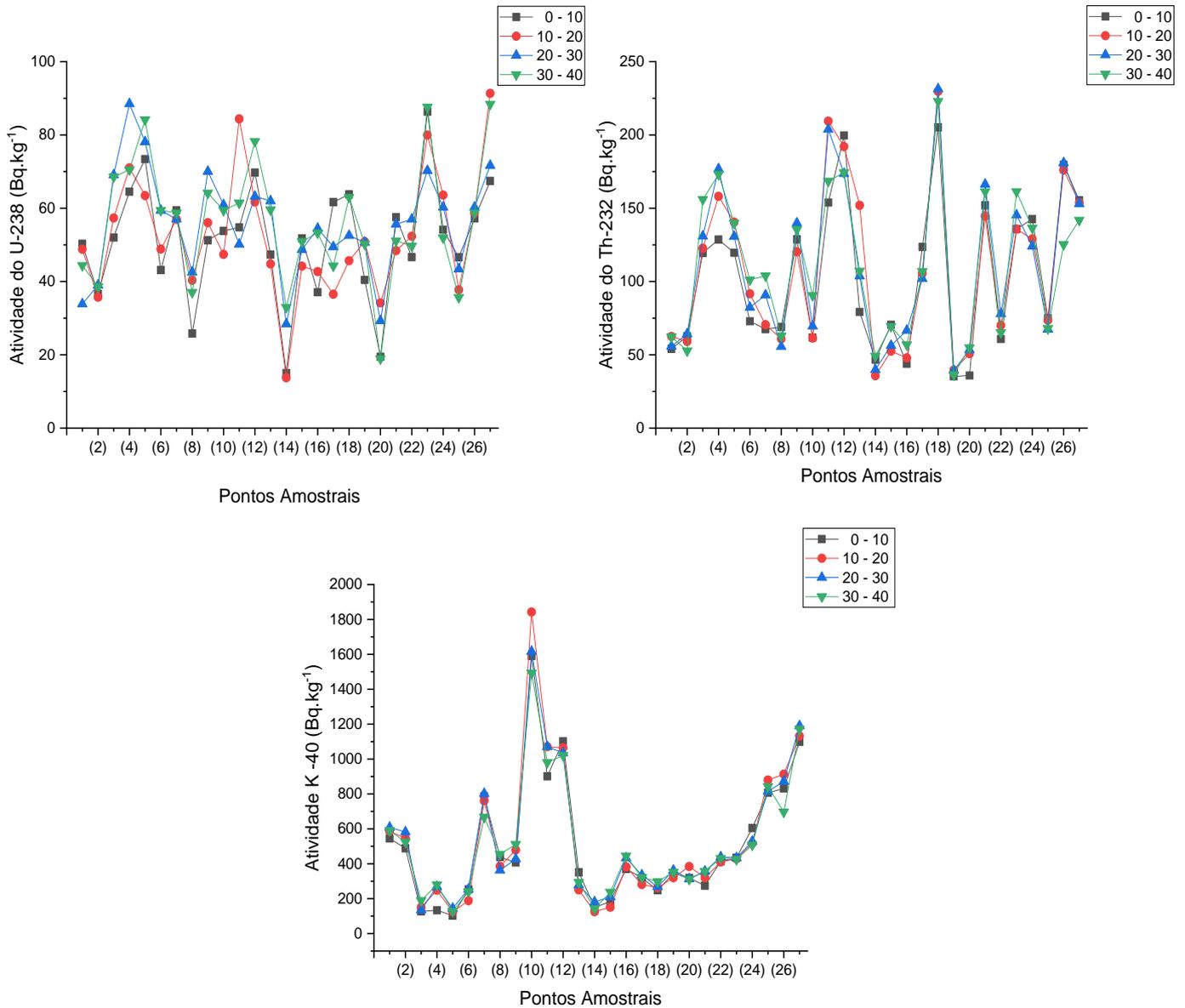
Observa-se que, os solos cobertos por outros usos agropecuários acumulam as menores médias de atividade específica para cada um dos radionuclídeos. Uma possível justificativa para tal comportamento é o fato deste tipo de uso e cobertura vegetal do solo ter como principal atividade a criação bovina e caprina, transmitindo ao solo características particulares, como a compactação, que provocam um rearranjo das partículas constituintes do solo, diminuindo o volume dos poros, fazendo com que uma maior massa ocupe o mesmo volume (aumentando a densidade), além de interferir em características de retenção de água (REICHARDT, TIMM, 2008; PIRES, 2011).

Assumindo a Mata como cobertura original, e que os demais uso e coberturas existem a partir de sua destruição, observa-se uma independência de comportamento dos radionuclídeos com o uso e cobertura vegetal do solo, como também foi relatado por Fernández *et al.*, 2017, Maciel Neto, 2017, Santos Júnior *et al.*, 2018. Amaral, 2019. Além de uma contribuição de macronutrientes, como observado por Becegato (2008).

### **5.1.2 Atividade no solo e a profundidade**

Quanto à análise em relação à atividade dos radionuclídeos no solo e a profundidade, foi realizado um estudo acerca da possibilidade destes elementos migrarem verticalmente, sem estabelecer relações com seus usos e cobertura vegetal, classe de solo ou qualquer outra variável, os dados, expressos na Figura 22, mostram que os radionuclídeos estudados mantêm um comportamento semelhante entre as profundidades, que variam da superfície a 40 cm (em camadas de 10 cm).

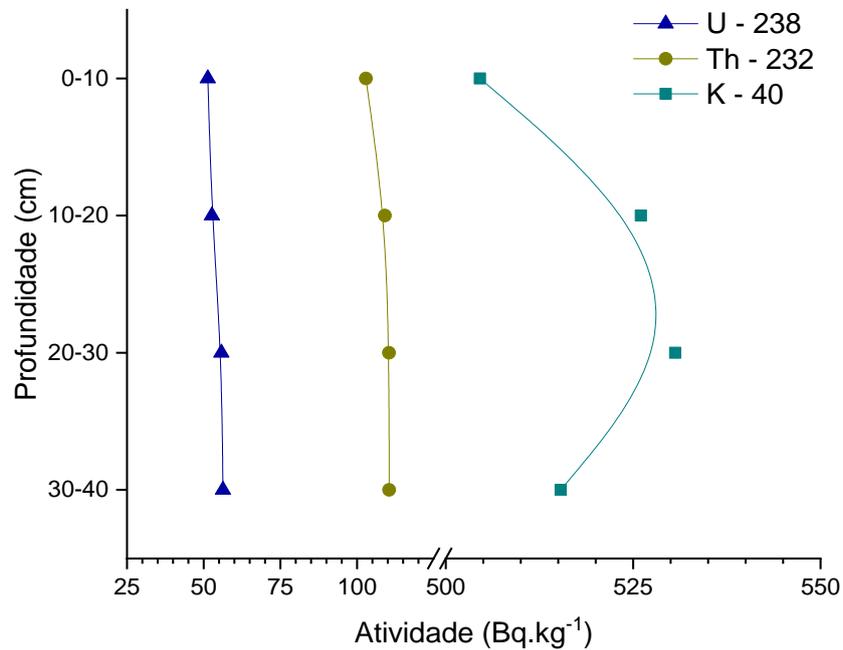
**Figura 22** – Comportamento em Função da profundidade.



**Fonte:** Próprio Autor (2019).

A Figura 23 deixa explícito o comportamento médio dos radionuclídeos em relação às profundidades nos perfis. Em função das médias, o  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  têm comportamentos praticamente constantes, com uma pequena dispersão para o potássio e que está relacionada com maior acúmulo de macronutrientes nas camadas intermediárias, onde a solução-solo desempenha um papel fundamental na absorção de potássio do solo para as raízes das plantas (COSTA *et al.*, 2009, RÖMHELD; KIRKBY, 2010).

**Figura 23** – Médias das Atividades por Profundidade nos Perfis.

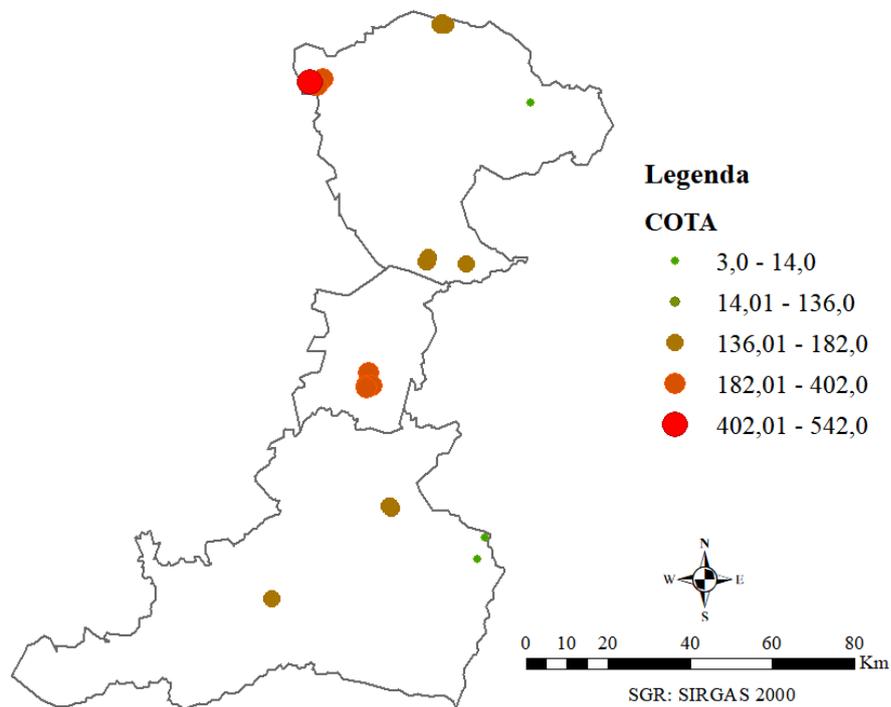


Fonte: Próprio Autor (2019).

O comportamento observado na Figura 23, para as atividades dos radionuclídeos primordiais estudados, é semelhante ao obtido em diferentes profundidades do solo da região montanhosa no centro-norte da Espanha (CHARRO, 2013) e do Sertão pernambucano (SANTOS JUNIOR *et al.*, 2018), evidenciando uma baixa variabilidade estatística para o parâmetro.

### 5.1.3 Atividade no solo e a classe do solo

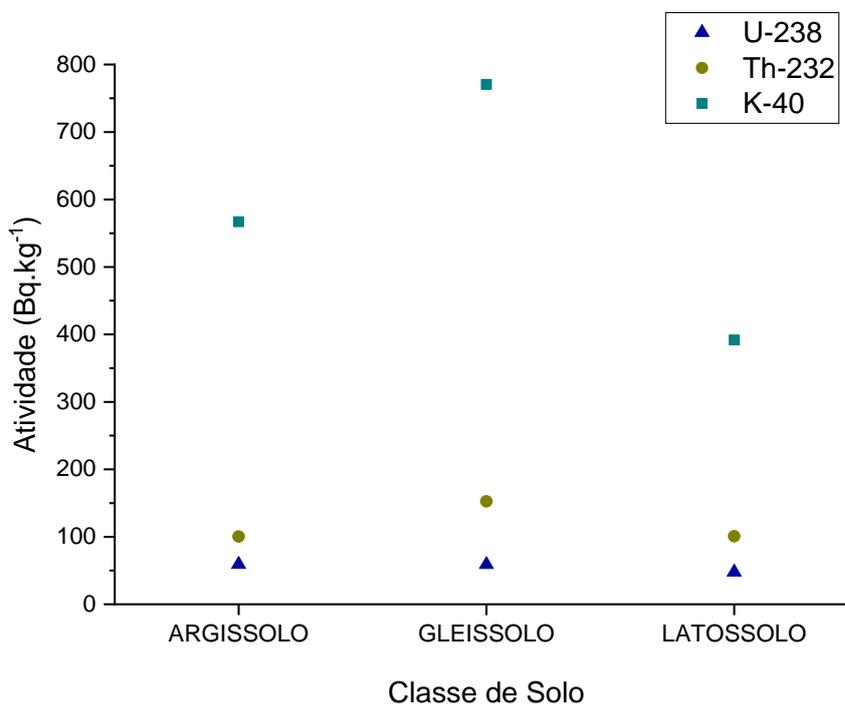
As análises ocorreram em três classes de solo sendo: 44 em argissolo nos municípios de Itambé, Macaparana e Vitória de Santo Antão, 48 em latossolo nos municípios de Paudalho, Escada e Palmares e 16 em gleissolo nos municípios de Goiana e Sirinhaém. Na Figura 24 são apresentados os pontos de coleta e curvas de nível, sem levar em conta o uso e cobertura vegetal, profundidade ou outras variáveis.

**Figura 24** – Pontos de Coleta e Curvas de Nível.

**Fonte:** Próprio Autor (2019).

As curvas de nível (valores das cotas detalhados no anexo C) determinam que as áreas de menores cotas (3 a 14m) sejam também as que se encontram o gleissolo, caracterizado normalmente por apresentar teor de matéria orgânica e fração argilosa acentuados, onde os radioelementos tendem a ser adsorvidos (WILFORD, 1997). Também pode ser observado nesse estudo, os dados indicam que essa classe de solo concentra as maiores médias das atividades radiométricas. Os demais tipos de solos estão distribuídos em cotas mais altas variando de 159 a 542 metros para o argissolo e de 112 a 182 metros para o latossolo. A Figura 25 apresenta, numericamente, o comportamento dos radionuclídeos em termos de atividade nos solos estudados.

**Figura 25** – Médias das atividades por classe de solo.



Fonte: Próprio Autor, 2019

Na Figura 25 é observado que o  $^{238}\text{U}$  apresenta concentrações em atividade médias mais baixas, e as classes de solo que possuem as maiores concentrações são do tipo argissolo e gleissolo com concentração em atividade médias de 59,1 e 58,9  $\text{Bq.kg}^{-1}$ , respectivamente. O  $^{232}\text{Th}$  apresenta atividades específicas médias próximas das do  $^{238}\text{U}$  e ligeiramente superiores, em geral, sendo mais elevados para o gleissolo (152,4  $\text{Bq.kg}^{-1}$ ). O  $^{40}\text{K}$  é o radionuclídeo com atividades médias mais expressivas para as classes do solo, sendo obtidos os maiores valores para o gleissolo, com média de 770,4  $\text{Bq.kg}^{-1}$ .

No estudo realizado por Hiromoto e colaboradores (2010) foram avaliadas 10 (dez) classes de solo, entre estas, latossolo, gleissolo e argissolo, sendo observado que as concentrações em atividade para  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  apresentaram um comportamento semelhante ao presente estudo em termos de concentração em atividade. Os resultados do estudo de Peixoto e colaboradores (2016) que foi realizado em 04 (quatro) classes de solo, também indicaram uma menor afinidade entre as atividades de  $^{238}\text{U}$  e  $^{232}\text{Th}$  com o latossolo. De acordo com Nisti e colaboradores (2015) a menor afinidade do latossolo em relação aos radionuclídeos pode ser caracterizada pela maior lixiviação, razão suficiente para distingui-lo dos demais.

### 5.1.4 Estudo do comportamento geral dos radionuclídeos

Analisando os radionuclídeos de forma geral, foi confeccionada a Tabela 10, que apresenta a estatística descritiva do comportamento global dos radioelementos nos solos estudados da Zona da Mata pernambucana.

**Tabela 10** – Estatística descritiva: Atividade dos Radionuclídeos.

Estatística	Atividade (Bq.kg <sup>-1</sup> )		
	U-238	Th-232	K-40
Quantidade da amostra	108	108	108
Mínimo	13,7	35,3	102,7
Máximo	91,4	231,4	1842,6
Mediana	53,5	103,8	412,3
Primeiro Quartil (25%)	44,4	62,6	272,9
Terceiro Quartil (75%)	62,3	147,0	674,8
Média Aritmética	54,0	108,2	519,1
Desvio Padrão	15,8	52,0	360,4
Coefficiente de Variação	30%	50%	70%
Assimetria	0,03	0,45	1,42

Fonte: Próprio Autor (2019).

A investigação aponta comportamento semelhante para média aritmética e mediana, em termos de atividade específica para <sup>238</sup>U e <sup>232</sup>Th, o que mostra uma tendência de distribuição normalizada, fato não observado para o <sup>40</sup>K.

As atividades médias para o urânio, tório e potássio foram de 54,0 Bq.kg<sup>-1</sup>; 108,2 Bq.kg<sup>-1</sup> e de 519,1 Bq.kg<sup>-1</sup>, valores superiores as médias globais para esses radionuclídeos, que são de 33 Bq.kg<sup>-1</sup>; 45 Bq.kg<sup>-1</sup> e de 420 Bq.kg<sup>-1</sup>, nesta ordem (UNSCEAR, 2008). Porém, quando se observa os valores máximos e mínimos obtidos no presente estudo e compara-se com outros trabalhos realizados mundialmente, vide Tabela 11, nota-se que, tais variações não estão fora de um padrão mundial ou que venha a colocar a área de estudo em situação de anormalidade.

**Tabela 11** – Estudo comparativo.

Solo	Atividade (Bq.kg <sup>-1</sup> )			Referência
	U-238	Th-232	K-40	
<b>Mata pernambucana</b>	<b>14 – 91</b>	<b>35 – 231</b>	<b>103 – 1843</b>	<b>Presente estudo</b>
Sertão pernambucano	16 – 288	1 – 282	5 – 2.601	SANTOS JÚNIOR <i>et al</i> , 2018
Nordeste brasileiro	38 – 300	12 – 191	56 – 1.972	MALANCA <i>et al</i> , 1997; AMARAL <i>et al</i> , 2002
Alemanha	11 – 330	7 – 134	40 – 1.340	UNSCEAR, 2000
Espanha	6 – 250	2 – 210	25 – 1.650	UNSCEAR, 2000
Reino Unido	2 – 330	1 – 180	0 – 3.200	UNSCEAR, 2000
China	2 – 690	1 – 360	9 – 1.800	UNSCEAR, 2000
Kazaquistão	12 – 120	10 – 220	100 – 1.200	UNSCEAR, 2000
Hong Kong	25 – 130	16 – 200	80 – 1.100	UNSCEAR, 2000
Azerbaijão	100 – 7.000	100 – 1.000	800 – 1.000	UNSCEAR, 2008
Malásia	7 – 554	23 – 1.806	6 – 2.522	HERU <i>et al.</i> , 2013

**Fonte:** Próprio Autor (2019).

Pelos dados da Tabela 11, é possível observar que para o <sup>238</sup>U, foram obtidos resultados inferiores aos outros estudos. No caso do <sup>232</sup>Th e <sup>40</sup>K o comportamento se assemelhou com a maioria dos outros estudos.

## 5.2 ANÁLISE RADIOQUIMIOMÉTRICA

A partir das análises descritivas, observa-se que características do solo como textura, matéria orgânica, entre outras, influenciam na fixação dos radionuclídeos. Por tais circunstâncias este tópico faz um tratamento estatístico mais amplo, agregando novos parâmetros, que podem inferir outras situações de comportamento desses radionuclídeos.

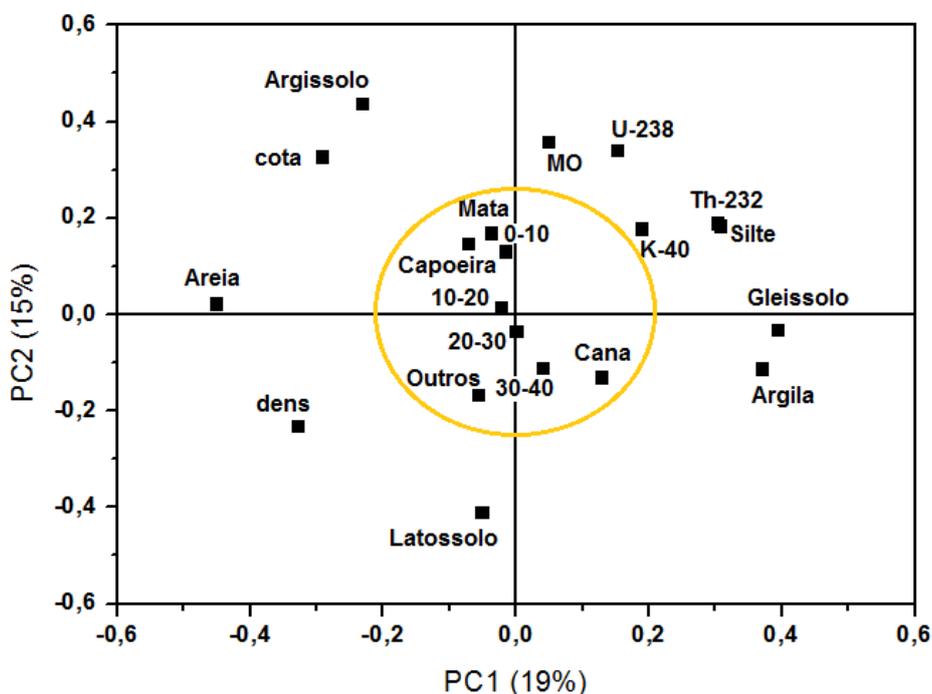
### 5.2.1 Primeira Análise de Componentes Principais (1ª ACP)

Os radionuclídeos presentes no solo são adsorvidos pelos seus constituintes. Sendo assim, as características do solo acabam interferindo nos diferentes processos relacionados a sua mobilidade e fixação. A dinâmica de nutrientes consiste no fornecimento de nutrientes do solo para as raízes das plantas através da solução solo, um processo no qual a taxa de desorção e dissolução dos nutrientes desempenha um papel decisivo (HELTAI; FÜLEKY,

1992). Desta forma, a partir dos dados expressos no anexo A e das análises executadas pelo Grupo de Biomassa do Departamento de Energia Nuclear - DEN-UFPE (anexo B) foi gerada uma análise radioquimiométrica para determinar possíveis tendências nos parâmetros agrupados.

Para uma primeira abordagem dos dados, utilizou-se a Análise de Componentes Principais (ACP) como uma técnica exploratória com o objetivo de verificar o comportamento geral do sistema em estudo. Esse procedimento não é necessariamente a abordagem definitiva de um problema, uma vez que busca aperfeiçoar de forma gráfica e visual a melhor dispersão destes dados. Assim, essa primeira ACP, reduziu o número de variáveis (20) em um espaço bidimensional (PC1 e PC2), como mostrada na Figura 26, reproduzindo em forma de gráfico de carga fatorial o conjunto de dados formadores das 27 amostras de solo. Estando assim distribuídas ao longo do eixo PC1 e PC2 com 19% e 15% da informação da variância respectivamente, tem-se assim, um total de 34% da informação nesta primeira ACP.

Figura 26 – Gráfico de carga fatorial da primeira ACP.



Fonte: Próprio Autor (2019).

MO: Matéria orgânica; dens: Densidade;

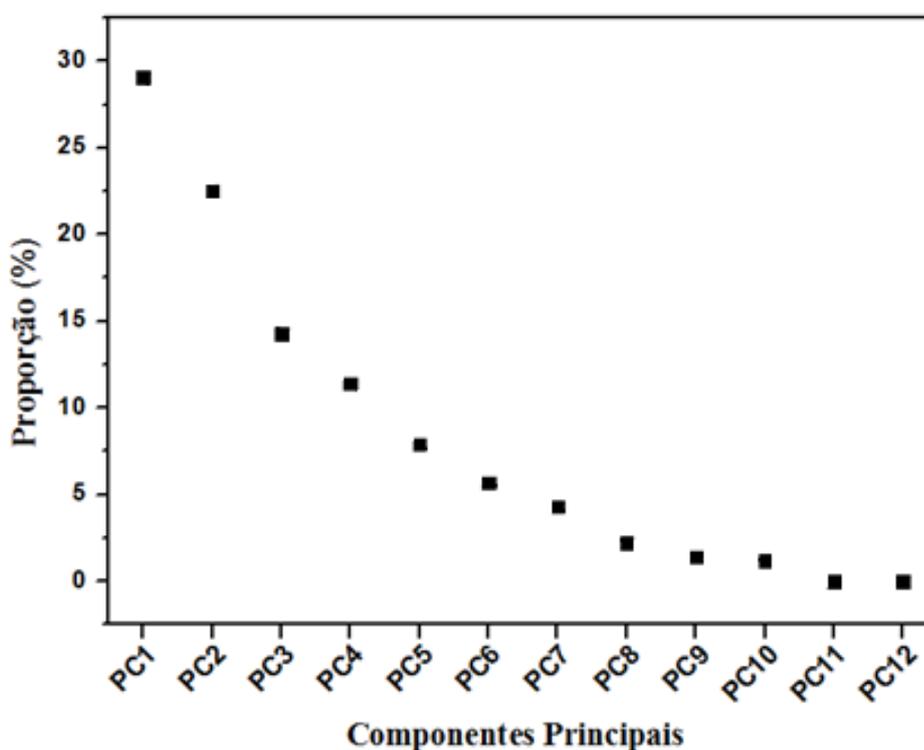
Profundidades (0-10, 10-20, 20-30, 30-40cm).

O destaque se dá ao uso e cobertura do solo (Mata, Capoeira, Cana de açúcar e Outros usos agropecuários) e às profundidades (0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm), localizados em um raio de proximidade da região central dos eixos das Componentes Principais (PC1 e PC2), indicando uma baixa variabilidade estatística para tais parâmetros, o que os tornam pouco relevantes para as análises de radionuclídeos em solo.

### 5.2.2 Segunda Análise de Componentes Principais (2ª ACP)

Descartando-se as variáveis supracitadas (Uso e cobertura do solo e Profundidade), 12 variáveis seguem em análise neste estudo, que foram submetidas a uma segunda análise radioquimiométrica, montando um novo conjunto de dados como se apresenta na Figura 27.

Figura 27 – Análise de Componente Principal.



Fonte: Próprio Autor (2019).

Uma das principais razões para a utilização da ACP é o fato que ela oferece, em geral, representações gráficas de baixa dimensão, com razoável precisão para problemas multivariados (MORAES, 2009; HONGYU *et al*, 2016). Usando esta técnica foi possível observar apenas as duas primeiras componentes (PC1 e PC2), uma vez que compreende a maior parte da variação total no conjunto de dados, como se apresenta na Tabela 12.

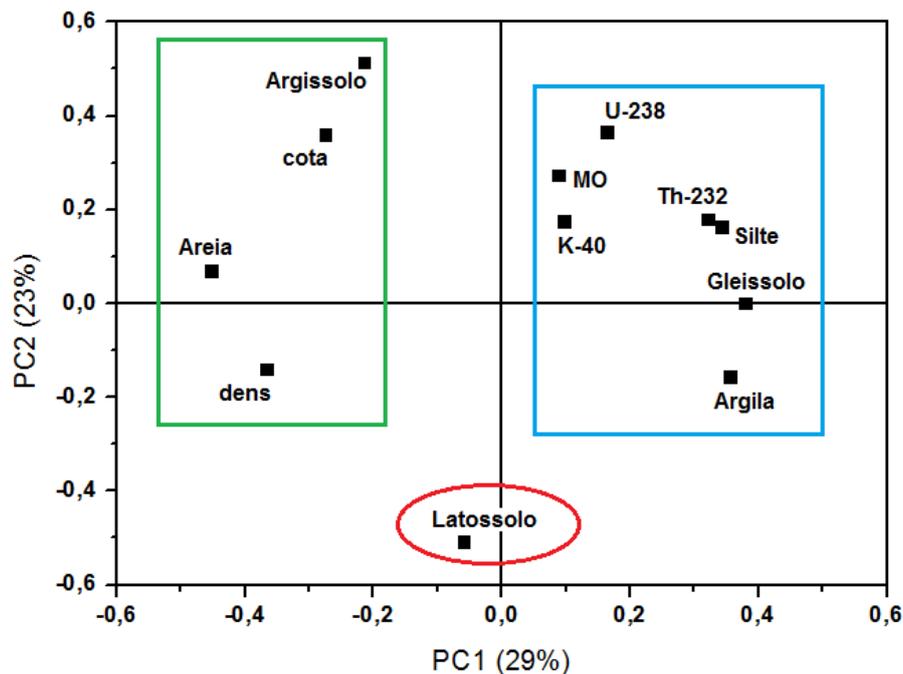
Tabela 12 – Análise Multivariada.

Variáveis	PC1	PC2
Gleissolo	0,38	0,001
Argila	0,355	-0,156
Silte	0,342	0,164
Th-232	0,321	0,18
U-238	0,164	0,367
K-40	0,096	0,176
Matéria Orgânica	0,088	0,274
Latossolo	-0,059	-0,508
Argissolo	-0,215	0,514
Cota	-0,275	0,36
Densidade	-0,366	-0,14
Areia	-0,454	0,069

Fonte: Próprio Autor (2019).

Com o descarte das variáveis estatisticamente irrelevantes já mencionadas e uma nova ACP realizada, observa-se na Figura 28 a formação de um novo conjunto radioquimiométrico que contém o eixo PC1 com 29% da informação da variância e o eixo PC2 com 23% da informação da variância, perfazendo um total de 52% da informação total.

Figura 28 – Gráfico de carga fatorial da segunda ACP.



Fonte: Próprio Autor (2019).

MO: Matéria orgânica; dens: Densidade.

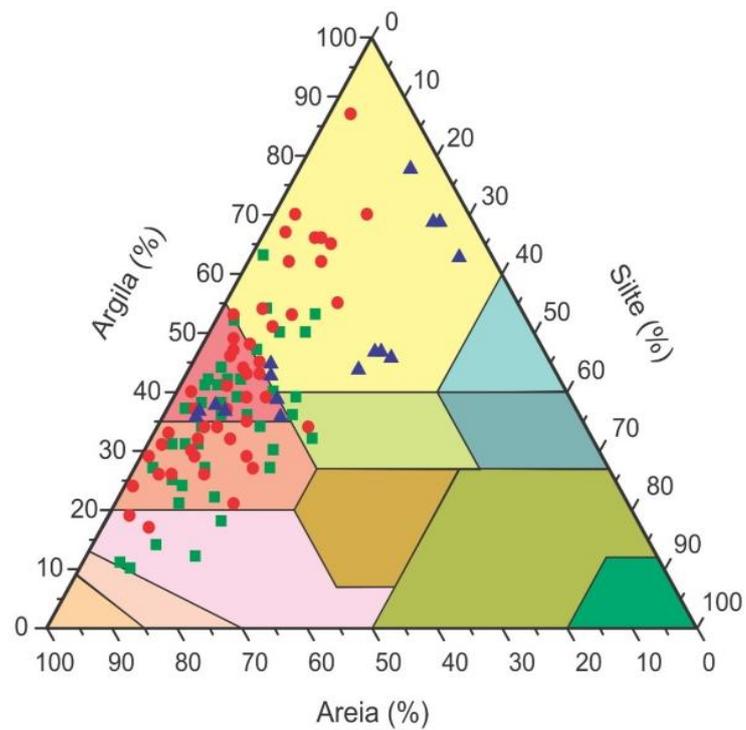
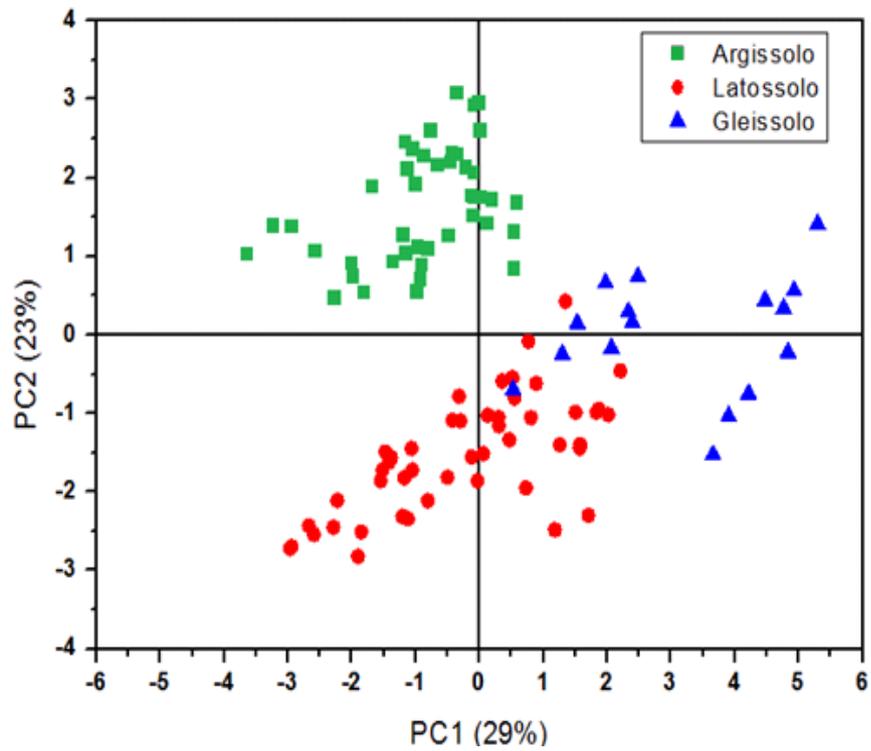
A segunda análise de componentes principais mostra de forma evidente que há formação de dois grandes grupos, sendo que o argumento de melhor separação destes grupos é a textura. O primeiro grupo destacado (radionuclídeos, matéria orgânica, argila, silte e gleissolo) está mais relacionado com a parte mais fina da textura e ocupa o eixo positivo da PC1. O segundo grupo (argissolo, cota, densidade e areia) relaciona-se com a parte mais grossa da textura e está em posição oposta em relação à componente principal mais representativa. Entre os grupos, encontra-se o latossolo, que praticamente não interfere no cômputo. Essa classe de solo aparece como um grupo à parte e manifesta-se em uma região intermediária aos dois grandes grupos formados, próximo ao eixo da PC1. Dessa forma pode ser inferido que o latossolo sofre uma interferência, que está associada à quantidade variável de argila.

A análise radioquimiométrica permite observar o comportamento dos radionuclídeos estudados nas diferentes classes de solo, identificando que todos os radioelementos se encontram no primeiro grupo da PC1, em sua porção positiva, ao lado da argila e da matéria orgânica, exatamente àqueles componentes com maior capacidade sortiva de radionuclídeos, são propriedades dinâmicas influenciadas por parâmetros ambientais. Esta capacidade no campo da agroquímica, no entanto, é caracterizada por análise de solo "estática". As taxas de fornecimento de nutrientes são determinadas por várias propriedades do solo (HELTAI; FÜLEKY, 1992).

O gleissolo é a classe de solo que oferece o melhor agrupamento e em média, apresenta as maiores atividades específicas. A PC2 arremata a análise dos radionuclídeos em solo destacando o argissolo na fração positiva, como também, todos os radioelementos. Esses solos concentram a segunda maior média de atividade, enquanto o latossolo que aparece na posição extremamente oposta possui os menores valores médios.

Percebendo que a textura é responsável pelas afinidades no comportamento dos radionuclídeos em solos, realizou-se um *cluster* que gerou a Figura 29, aproximando o gráfico de *scores* ao triângulo de textura. A leitura ratifica a informação da segunda ACP, onde o gleissolo, que ocupa totalmente a parte positiva da PC1, apresenta teores mais elevados de argila e de atividade específica, como também foi observado por Amaral (2019) na Avaliação dos níveis de  $^{210}\text{Pb}$  em diferentes solos de Pernambuco.

**Figura 29** – Gráfico de Scores Classe de Solo e Textura do Solo.



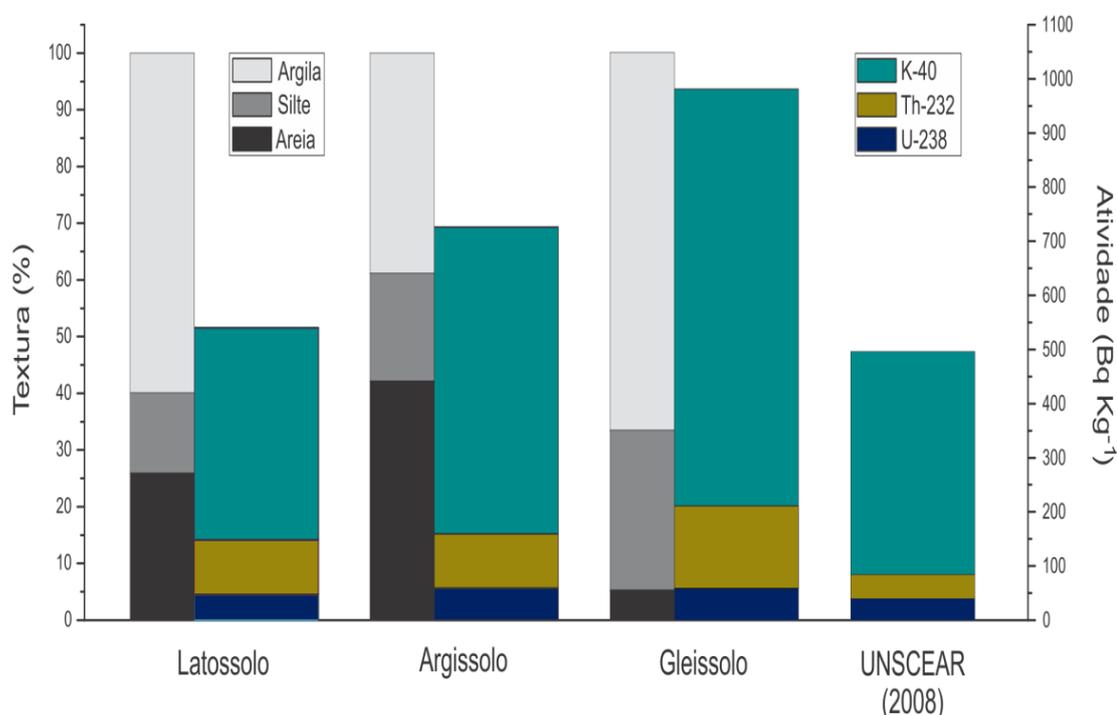
**Fonte:** Próprio Autor (2019).

Ainda em relação a PC1, no gráfico de *scores*, argissolo e latossolo estão associados, comportamento descrito como comuns para algumas paisagens (MORAES, 2013). Refinando a análise, com a colaboração da PC2, observa-se que o argissolo encontra-se no quadrante positivo, ao contrário do latossolo, o que justifica a posição na PC2 quando são analisadas as curvas de nível que, em média, são mais elevadas para esta classe de solo (Figura 24).

Continuando a análise do comportamento dos radionuclídeos nos solos, contemplando o triângulo de textura, percebe-se que, as amostras estão distribuídas nos setores em que o teor de argila é crescente, e tende a concentrar-se em uma parte específica, denominada de argilo-arenosa e franco-argilo-arenosa (Figura 3), regiões de textura que exibem teores de argila variando de 20% a 55%, ratificando o que foi mostrado pela segunda ACP.

Para a avaliação do comportamento dos radionuclídeos nas texturas que formam os diferentes tipos de solo, foi elaborada a Figura 30 que apresenta os valores médios da atividade específica ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ ) por classe de solo bem como os teores de textura (argila, areia e silte).

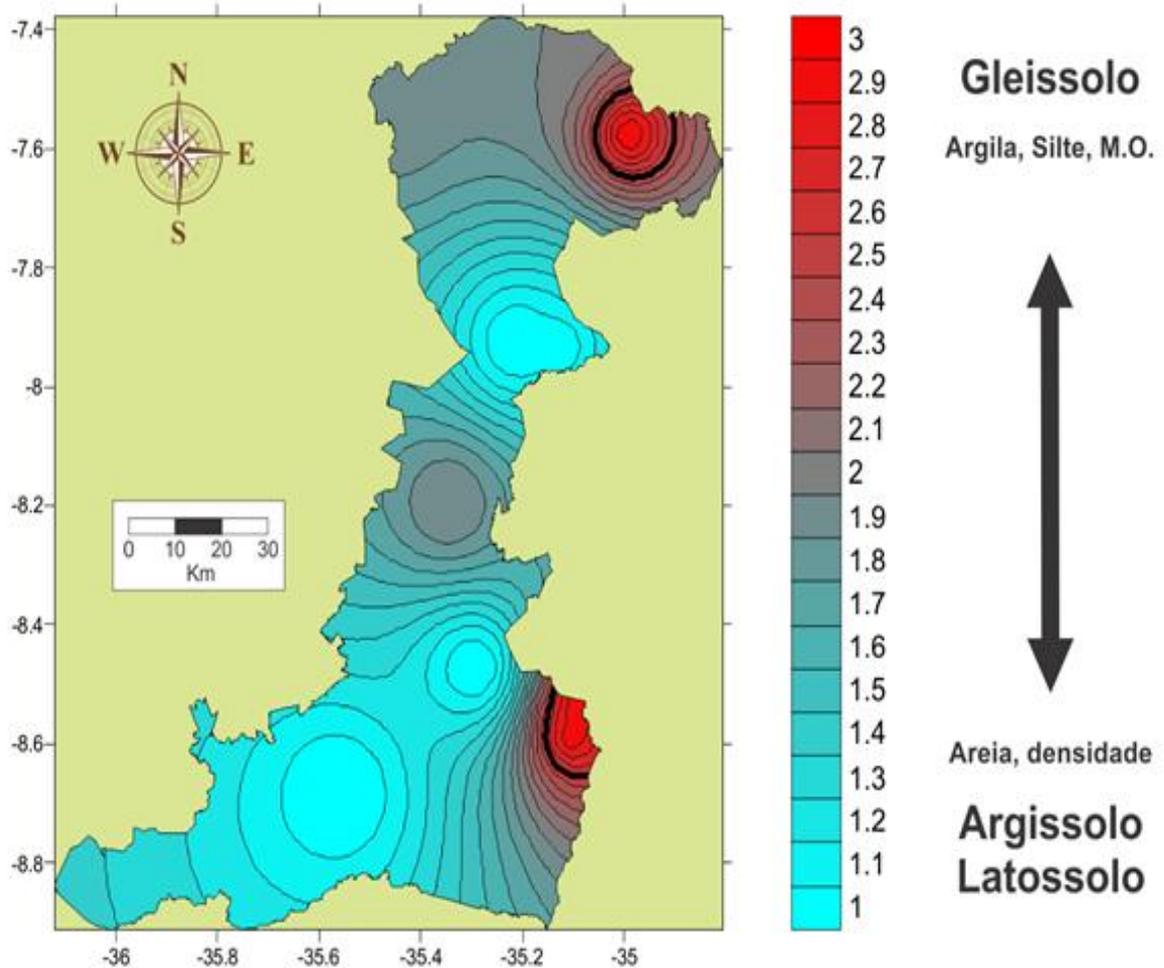
**Figura 30** – Radionuclídeos por classe de solo.



**Fonte:** Próprio Autor (2019).

Na Figura 30 foi priorizado o comportamento individual dos radionuclídeos em relação à textura média da classe de solo estudada e assim, possibilitando avaliar o comportamento dos radionuclídeos nos solos da Zona da Mata pernambucana, como pode ser melhor observado na Figura 31.

**Figura 31** – Mapa obtido por ACP para as classes de solo e associações.



**Fonte:** Próprio Autor (2019).

Na Figura 28 (2ª APC), foi possível construir um modelo para exemplificar os agrupamentos das classes de solo no mapa da Zona da Mata de Pernambuco (Figura 31). Assim, uma escala arbitrária foi elaborada, contendo como maior peso de seus valores (3,0) para o agrupamento dos radionuclídeos, Matéria orgânica e textura mais fina que conduzem ao Gleissolo. Em contrapartida, no sentido em que seus valores vão diminuindo até 1, a escala representa de forma gradativa a associação Argissolo e Latossolo, juntamente com a densidade e a textura mais grossa do solo.

Assim, para uma melhor visualização no mapa, as cores em vermelho mostram a melhor associação dos radionuclídeos com a argila e matéria orgânica com as amostras de Gleissolo. E as cores em azul, evidenciam a transição do Gleissolo para Argissolo e Latossolo, classes que apresentam maior relação com densidade e areia e menores valores em termos radiométricos.

## 6 CONCLUSÕES

Em todas as amostras analisadas foi encontrada a presença dos radionuclídeos primordiais  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$ , com valores médios de  $54,0 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ,  $108,2 \text{ Bq.kg}^{-1}$  e  $519,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$ , respectivamente.

Em relação aos perfis de solo não foram observadas diferenças estatísticas significativas que permita afirmar a existência de mobilidade (deslocamento) vertical dos radionuclídeos.

Em cotas que variaram de 3 a 542 metros, os resultados das análises não indicaram as curvas de nível como fator de influência na fixação dos radionuclídeos. Contudo, fora observado a latente ação do relevo e escoamento superficial, para áreas de mais baixas cotas (gleissolo).

Os dados não foram conclusivos sobre o uso e cobertura do solo. Entretanto, tal argumento foi usado para separação das amostras e classificação entre solo agricultável e não agricultável.

A relação entre as diferentes classes de solo e a fixação dos radionuclídeos apresentou respostas significativas, ficando claro que solos de textura mais fina e rica em matéria orgânica (gleissolo) são os mais suscetíveis a fixação dos radionuclídeos.

Os solos da Zona da Mata possuem potencial radiométrico que deve ser monitorado, contudo os níveis encontrados não comprometem sua exploração. Os valores para concentração em atividade e o estudo Radioquimiométrico servirão para avaliações futuras das alterações ambientais causadas por ações antropogênicas relacionadas ao uso do solo e/ou exploração mineral, tendo em vista que a região monitorada apresenta grande potencial econômico.

## REFERÊNCIAS

- ABD EL-MAGEED, A.I.; EL-KAMEL, A.H., ABBADY, A., HARB, S., YOUSSEF, A. M. M., SALEH, I.I., 2011. Assessment of natural and anthropogenic radioactivity levels in rocks and soils in the environments of Juban town in Yemen. **Radiation Physics and Chemistry**. v. 80, p. 710–715.
- AL-HAMARNEH, I. F.; AWADALLAH, M. I., 2009. Soil radioactivity levels and radiation hazard assessment in the highlands of northern Jordan. **Radiation Measurements**. v. 44, n. 1, p.102-110.
- AL-TRABULSY, H. A.; KHATER, A. E. M.; HABBANI, F. I., 2011. Radioactivity levels and radiological hazard indices at the Saudi coastline of the Gulf of Aqaba. **Radiation Physics and Chemistry**, v.80, n.3, p.343-348.
- AMARAL, B. A. **Avaliação dos Níveis  $^{210}\text{Pb}$  em Diferentes Solos de Pernambuco**. 2019. 87p. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.
- AMARAL, R. S. **Dose na População da Região Urano-Fosfática Pernambucana, devido à Presença de Urânio e  $^{226}\text{Ra}$  nos Cultivares**. 1994. Tese (Doutorado em Ciências), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994, 109 p.
- AMARAL, R. S.; AMARAL, A. J.; Silva, E. ; VALENTIM, E.. **Soils and vegetables in the phosphate area of Northeastern Brazil**. p. 19-21 in: High Levels of Natural Radiation and Radon Areas: Radiation Dose and Health Effects (J. Peter, G. Schneider, A. Bayer et al., eds.). Volume II: Poster Presentations. BfSSchriften 24/2002. Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, 2002.
- AMARAL, R. S.; VASCONCELOS, W. E.; BORGES, E.; SILVEIRA, S. V.; MAZZILLI, B. P., 2005. Intake of Uranium and Radium – 226 due to food crops consumption in the phosphate region of Pernambuco - Brazil. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 82, p.383-398.
- AMARANTE, C. B., SILVA, J. C. F., SOLANO, F. A. R., NASCIMENTO, L. D., MORAES, L. G., SILVA, G. F., UNO, W. S. **Estudo espectrométrico das folhas da aninga (*Montrichardia linifera*) coletadas à margem do Rio Guamá no Campus da UFPA, Belém-PA. Uma contribuição ao estudo químico da família Araceae**. Revista Científica da UFPA, v.7, p 1-19, 2009.
- AQUINO, K. A. S.; AQUINO, F. S. R. **Radioatividade e Meio Ambiente: os Átomos Instáveis da Natureza. Coleção Química no Cotidiano**. São Paulo | Sociedade Brasileira de Química. v.8, 2012, p.144.
- AQUINO, R. R. **Avaliação da Radioatividade Natural em Areias das Praias da Grande Vitória, Espírito Santo**. 2010. 79p. Dissertação (Mestrado em Ciências), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

ARAÚJO, E. E. N. **Avaliação da atividade do rádio equivalente na matéria-prima das olarias do sertão paraibano e adjacências**. 2014. 85p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2014.

ARAÚJO FILHO, J.C., BURGOS, N., LOPES, O. F. **Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do Estado de Pernambuco**. Boletim de Pesquisa 11. 2000. Embrapa Solos, Rio de Janeiro.

ARAÚJO, M. S. B.; SALCEDO, I. H., 1997. Formas preferenciais de acumulação de fósforo em solos cultivados com cana-de-açúcar na Região Nordeste. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 21, n. 4, p. 643-650.

BALOCH, M. A.; QUESHI, A. A.; WAHEED, A.; ALI, M.; ALI, N.; TUFAIL, M.; BATOOL, S.; AKRAM, M.; IFTIKHAR, O.; QAVYYUM, H.; MANZOOR, S.; KHAN, H. A., 2012. A Study on Natural Radioactivity in Khewra Salt Mines, Pakistan. **J. Radiat. Res**, v.53, p.411-421.

BEZERRA, J. D. **Dosimetria Termoluminescente na Avaliação da Dose “Indoor” das Residências do Município de São José de Espinharas-PB**. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2014, p.87.

BONOTO, D.; LEITE JÚNIOR, W.B.; PAYOLA, B.L.; BETTENCOURT, J.S.; SILVEIRA, E.G., 2009. Dose de Exposição Radiométrica de Granitos do estado de Rondônia, Brasil. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 27, p. 16.

BRADY, C. N.; WEIL, R. R. **Elementos da Natureza e Propriedades do Solo**. 3 ed. Bookman, p.716, 2013.

BUOL, S. W., SOUTHARD, R. J., GRAHAM, R. C., MCDANIEL, P. A. 2005. **Soil genesis and classification**, 5th ed. Iowa State University Press, Ames, IA.

CANBERRA, Industries Inc. High Purity Germanium (HPGe) Detectors. 2003.

CARDOSO, G. V. **Distribuição geoquímica e transferência solo-planta de radionuclídeos naturais em solos sob a influência de uma unidade de mineração e atividade de urânio**. Seropédica, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2004. 67p.

CASTRO, L. P. de; **Radionuclídeos naturais e  $^{137}\text{Cs}$  em cogumelos comestíveis comercializados em São Paulo** – Brasil. 2008. 83p. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Disponível em: <<http://solo.cetesb.sp.gov.br/solo/informacoes-basicas/informacoes-basicas-solo/propriedades/>>. Acesso em: 14, Junho, 2017

CHARFUELÁN, J. M. J. **Caracterização de Material Radioativo de Ocorrência Natural (Norm) no Município de São Mamede – Paraíba**. Dissertação (Mestrado em Tecnologias

Energéticas e Nucleares) – Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2014, 78 p.

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

CINTRA do PRADO, L. **A radioatividade das fontes hydromineraes**. Escolas Profissionais Salesianas, Sao Paulo. Unpublished monograph; 1938. (Available from the Science library of Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro).

CNEN. **Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica. CNEN-NN-3.01:2011**. Rio de Janeiro/RJ, Brasil: [s.n.]. Disponível em:

<<http://appasp.cnen.gov.br/seguranca/normas/pdf/Nrm301.pdf>>. Acesso em: 14 Junho, 2017

CONCEIÇÃO, F. T., BONOTTO, D. M., 2004. Weathering rates and anthropogenic influences in a sedimentary basin, São Paulo, Brazil. **Applied Geochemistry**, v. 19, n. 4, p. 575–591.

CONDEPE/FIDEM – Agência Estadual de Planejamento e Pesquisa de Pernambuco – disponível em:

<[http://www2.condepefidem.pe.gov.br/c/document\\_library/get\\_file?uuid=98ef7a5b-d679-42b6-87e6-5942ff8744b6&groupId=19941](http://www2.condepefidem.pe.gov.br/c/document_library/get_file?uuid=98ef7a5b-d679-42b6-87e6-5942ff8744b6&groupId=19941)> Acesso em: 27, Setembro, 2018.

CONECTEGEO – O Ensino de Geografia Linkado com a Cibercultura - Disponível em: <<http://conectegeo.blogspot.com.br/2010/11/perfil-de-solo.html>> Acesso em: 14, Junho, 2017

COSTA, S. E. V. G. D., SOUZA, E. D. D., ANGHINONI, I., FLORES, J. P. C., ANDRIGUETTI, M. H., 2009. Potassium and root distribution in soil and corn growth in long-term soil management and fertilization systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 5, p. 1291-1301.

CURI, N.; LARACH, J.O.I.; KAMPF, N.; MONIZ, A.C.; FONTES, L.E.F., 1993. **Vocabulário de Ciência do Solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Campinas SP.

DAMASCENA, K. F. R. **Determinação de Elementos Terras Raras em uma Área Uranífera no Município de Pedra - Pernambuco**. 2013. 59p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

DAMASCENA, K. F. R.; AMARAL, R. S.; SANTOS JÚNIOR, J. A.; GENEZINI, F. A.; SILVA, A. A.; MENEZES, R. S. C. **Rare-earth elements in uranium deposits in the municipality of Pedra, Pernambuco, Brazil**. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 304: 1053-1058, 2015.

DAMASCENA, K. F. R. **Caracterização Radiométrica e Mineralógica de áreas com potencial radioativo nos estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte**. 2019. 96p. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.

DE ALMEIDA, G. C. P. **Caracterização física e classificação dos solos**. Universidade federal de Juiz de fora, 2005.

DESMET, G., NASSIMBENI, P., BELLI, M., 1990. **Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments**. London: Elsevier Applied Science, 693p.

DUFF, M. C., AMRHEIN, C., BERTSCH, P. M., HUNTER, D. B., 1997. The chemistry of uranium in evaporation pond sediment in the San Joaquin Valley, California, USA, using X-ray fluorescence and XANES techniques. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v.61, n.1, p.73-81.

EISENBUD, M.; GESELL, T., 1997. **Environmental Radioactivity: from natural, industrial, and military sources**. New York: Academic Press. 656 p.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2 ed. rev. ampl. - Brasília, DF, 2009, 627 p.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 4 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2014.

FALKER – Como Fazer o Controle de Irrigação. Disponível em: <<http://www.falker.com.br/aplicacao-controle-de-irrigacao.php>> Acesso em: 14, Junho, 2017

FERNÁNDEZ, Z. H., dos SANTOS JÚNIOR, J. A., dos SANTOS AMARAL, R., ALVAREZ, J. R. E., da SILVA, E. B., De FRANÇA, E. J., do NASCIMENTO SANTOS, J. M., 2017. EDXRF as an alternative method for multielement analysis of tropical soils and sediments. **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, n. 9, p. 447.

FERREIRA, M. D. C. **Estudo da Eficiência de um Detector HPGe por Métodos Semiempíricos e Experimentais**. 2012. 78p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia das Radiações, Minerais e Materiais), Instituto de Radioproteção e Dosimetria – IRD, Centro de Desenvolvimento da Energia Nuclear – CDTN/CNEN.

FIRESTONE, R. B.; SHIRLEY, V. S.; CHU, S. Y. F.; BAGLIN, C. M. ZIPKIN, J. **Table of isotopes**. U.S.: Wiley-Interscience. Versão 1.0, CD ROM, v.14, p.14.193, 1996.

FONTANA, A.; CHAGAS, C. da S.; BALIEIRO, F. de C.; OLIVERA, L. S. de; PEREIRA, M. G., **Caracterização de Latossolos com horizontes A Húmico sob diferentes usos na Região Serrana do Rio de Janeiro**. In: XXXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2013, Santa Catarina.

FRISSEL, M.J., DEB, D.L., FATHONY, M., UN, Y.M., MOLLAH, A.S., N.T., OTHMAN, I., ROBISON, W.L., SKARLOU-ALEXIOU, V., TOPCUOGLU, S., TWINING, J.R., UCHIDA, S., e WASSERMAN, M.A., 2002. Generic Values for Soil-to-Plant Transfer Factors of Radiocesium, **Journal of Environmental Radioactivity**, v.58, n. 2-3, p.113 - 128.

GARCIA, R. J. de L. **A Influência da Adubação Orgânica nos Mecanismos de Sorção do Cobalto e do Césio em Solos Tropicais**. Dissertação de Mestrado – Rio de Janeiro: IRD, 2008.

GOMES, F. V. M. **Aplicação dos isótopos de urânio como traçadores de água subterrânea do Bambuí-BA**. 1978. Tese de Doutorado. Universidade Federal da Bahia.

GRI, N. **Étude du comportement du  $^{137}\text{Cs}$  et du  $^{90}\text{Sr}$  dans des sols contaminés de La région de Tchernobyl**. Institute de Protection et de Sûreté Nucléaire. Centre d'études de Fontenay-aux-Roses. 2000. Direction de L'Information Scientifique et Technique. Rapport CEA - R - 5911.

HELTAI, G.; FÜLEKY, G., 1992. Soil analysis and nutrition capacity. **Microchemical Journal**, v. 46, n. 1, p. 4-19.

HICKOX, W. H. **Uranium: Public health goals for chemicals in drinking water**. Agency Secretary: California Environmental Protection Agency, 2001. 30 p.

HIODO, F. Y. **Desenvolvimento de instrumentação em geofísica nuclear e sua aplicação no morro do ferro**. Tese de Doutorado em Geofísica. 1989. USP/Instituto Astronômico e Geofísico, São Paulo, 177p.

HIROMOTO, G.; PERES, A. C.; TADEI, M. H.; SOARES, M. R.; ALLEONI, L. R. F., 2010. **Radioactive Soil Characterization of The State of Sao Paulo, Brazil**. Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy: Vol. 12 , Article 19.

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

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – Mapas. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/interativos/ferramentas/censo-2010.html>>. Acesso em : 14, Junho, 2017.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). Guidelines for Radioelement Mapping Using Gamma Ray Spectrometry Data. IAEA Publication, **Technical Report: TECDOC 1363**, ISSN 1011-4289, Viena, p.179, 2003.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). X ray and gamma-ray standards for detector calibration. IAEA publication, **technical report: TECDOC 619**, INSS 1011-4289, Vienna, 1991. 157p.

INTERNATIONAL COMMISSION RADIATION PROTECTION (ICRP). **Protection Against  $^{222}\text{Rn}$  at Home and at Work**. ICRP Publication 65, Annalsofthe ICRP 23, 1993.

KHATTREE, R., NAIK, D. **Multivariate Data Reduction and Discrimination With SAS1** Software, NC: SAS Institute (New York: Wiley), 2000, ISBN 1-58025-696-1 (0-471-32300-4), xiv + 558 pp.

KELLER, C. **Radioquímica**. Recife: Universitária, 1981. Tradução de: Radiochemie

KIEHL, E.J., 1979, **Manual de Edafologia: Relações Solo/Planta**. Editora Agronômica CERES. São Paulo.

KNOLL, G. F. **Radiation Detection and Measurement**. New York: John Wiley & Sons, New York, p. 802, 2010.

LANGMUIR, D.; HERMAN, J.S., 1980. The mobility of thorium in natural waters at low temperatures. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v.44, n.11, p.1753-1766.

LAURIA, D. C.; MARTINS, N. S. F.; ZENARO, R. **Monitoração radiológica ambiental**. IRD/CNEN, Rio de Janeiro, 2007.

LEMONS, P. S. **As águas termais de Poços de Caldas**. Unpublished monograph; 1904. (Available from the Science library of Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro)

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. 2016. Oficina de textos.

LIMA, R. A. **Avaliação da Dose na População da Região Urano-Fosfática do Nordeste que Utiliza os Recursos Hídricos da Região**. 1996. 187p. Tese (Doutorado em Ciências), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - IPEN, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996.

MACIEL NETO, J. A. **Avaliação de Radionuclídeos Primordiais em Solos Nativos com Diferentes Atividades Agrícolas no Estado de Pernambuco**. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017, 79 p.

MAFRA, O. Y. **Técnicas de Medidas Nucleares**. 1 ed. São Paulo: Edgard Blucher, Editora da Universidade de São Paulo, p. 110, 1973.

MALANCA, A.; GAIDOLFIL., 1997. Environmental radon in some Brazilian towns and mines. **Radiation Protect Dosimetry**. v. 69, n. 3, p. 211-216.

MAVI, B., AKKURT, I., 2010. Natural radioactivity and radiation hazards in some building materials used in Isparta, Turkey. **Radiation Physics and Chemistry**, v. 79, p. 933–937.

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

McBRIDE, M.B., RICHARDS, B.K., STEENHUIS, T., RUSSO, J.J., SAUVE, S., 1997. Mobility and Solubility of Toxic Metals and Nutrients in Soil Fifteen Years After Sludge Application. **Soil Science**, v. 162, p. 487-500.

McKEE, B. A.; DEMASTER, D.J.; NITTRouer, C. A., 1987. Uranium geochemistry on the Amazon shelf: evidence for uranium release from bottom sediments. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v.51, n.10, p.2779-2786.

MENEZES, R. S. C., OMETTO, JEAN PIERRE, H. B.; **Impactos de mudanças climáticas sobre a cobertura e uso da terra em Pernambuco: geração e disponibilização de informações para o subsídio a políticas públicas.** UFPE / INPE, 2009.

MORAES, A. S.. **Geoestatística Aplicada a Geoquímica Ambiental no Estudo da Qualidade dos Sedimentos do Rio Tatuoca, Complexo Industrial Portuário de Suape.** 1. ed. Recife: Editora Universitária UFPE, 2009. v. 300. 119p .

MORAES, A. S.. **Comportamento geoquímico de elementos maiores e traço em solos e sedimentos no Complexo Industrial Portuário de Suape, Brasil.** 1. ed. Recife: Editora Universitária UFPE, 2013. v. 6. 169p .

PAIVA, C. T. **Estudo da Mobilidade e Dispersão de  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{222}\text{Ra}$  e Metais Pesados no Sistema Solo-Rocha do Depósito de U e Th de São José de Espinharas (PB).** Tese (Doutorado em Geociências), Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008, 149p.

PARAGUASSÚ, A. B., RODRIGUES J. E., RIBEIRO, R. P., FRAZÃO, E. B. **Indústria da pedra: da extração a aplicação final.**, 2017. 2ª edição, São Carlos: EESC – USP, 143p.

PASCHOA, A. S., 2000. More than forty years of studies of natural radioactivity in Brazil. **Technology**, v. 7, p. 193–212. Copyright © 2000 Cognizant Communication Corporation.

PIRES, L. F.; ROSA, J. A.; TIMM, L. C., 2011. Comparação de métodos de média da densidade do solo. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 33, p.161-170.

PORTILHO, A.P., 2005, **A influência da adição de composto orgânico na mobilidade e biodisponibilidade do  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{60}\text{Co}$  em solos tropicais**, Tese de Mestrado, Instituto de Radioproteção e Dosimetria, Rio de Janeiro, Brasil.

PORTO, K. C.; CABRAL, J. J. P.; TABARELLI, M. **Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**, Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004.

RAMASAMY, V., PARAMASIAM, K., SURESH, G., JOSE, M. T., 2014. Role of sediment characteristics on natural radiation level of the Vaigai river sediment, Tamilnadu, India. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 127, p. 64-74.

REICHARDT, K.; TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações.** Barueri: Manole, 2008.

REIS, R. G. **NORM: guia prático.** 2016. 1ª edição, Rio de Janeiro, 236 p

ROCHEDO, E.R.R. WASSERMAN, M.A. (2003). **Avaliação de Impacto Radiológico Ambiental: Transferências no Meio Terrestre.** CNEN/IRD. Rio de Janeiro. Brasil.

RÖMHELD, V., KIRKBY, E.A., 2010. Research on potassium in agriculture: Needs and prospects. **Plant Soil**, v. 335, p. 155-180.

SALAM, A.K. HELMKE, P.A., 1998. The pH Dependence of Free Ionic Activities and Total Dissolved Concentration of Copper and Cadmium in Soil Solution. **Geoderma**, v. 83, p. 281-291.

SALSA, J., GUIMARÃES, O., CUNHA, R., 2018. **Ciências Naturais – 8º ano**. Porto Editora. Porto, Portugal.

SANTOS JÚNIOR, J. A. **Migração de Urânio e Rádio-226 no Solo em Torno da Ocorrência Uranífera do Município de Pedra - PE**. 2005. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 89 p.

SANTOS JÚNIOR, J. A. **Avaliação Radiométrica do U-238, Ra-226, Th-232 e K-40 em uma Área Anômala do Agreste de Pernambuco**. 2009a. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 139 p.

SANTOS JÚNIOR, J. A. S.; AMARAL, R. S.; SILVA, C. M.; BEZERRA, J. D., 2009. Estudo Comparativo entre os Detectores HPGe e NaI(Tl) na Determinação de  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  em Amostras de Solo. **Scientia Plena**, v.5, n.4, p.16.

SANTOS JÚNIOR, J. A.; AMARAL, R. S. ; Santos, J. M. N. ; SILVA, A. N. C. ; ROJAS, L. A. V. ; MILAN, M. O. ; Neto, J. A. M. ; BEZERRA, J. D.; Araújo, E. E. N, 2018. Radioactive disequilibrium and dynamic of natural radionuclides in soils in the state of Pernambuco - Brazil. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 1, p. 1-11.

SHEPPARD, S. C., SHEPPARD, M. I., GALLERAND, M. O., SANIPELLI, B., 2005. Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 79, n.1, p. 55-83.

SHORT, S. A., LOWSON, R. T., Elis, J., PRICE, D., 1989. Thorium-uranium disequilibrium dating of late Quaternary ferruginous concretions and rinds. **Geochemica Cosmochimica Acta**, v. 53, p. 1379-1389.

SILVA, A. N. C., B. A. **Desenvolvimento de um Modelo Computacional para Simulação da Transferência de Radioisótopos Naturais do Solo para a População Adjacente**. 128p. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.

SILVA, A. A. **Dosimetria Radioecológica na Ocorrência Uranífera de São José de Espinharas - PB**. 2014. 59p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear (DEN), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

SILVA, F.B.R. E; SANTOS, J.C.P; SILVA, A.B.; CAVALCANTI, A.C.; SILVA, F.H.B.B.; BURGOS, N.; PARAHYBA, R. DA B.V.; OLIVEIRA NETO, M.B.; SOUSA NETO, N.C.; ARAÚJO FILHO, J.C.; LOPES, O.F.; LUZ, L.R.P.P.; LEITE, A.P.; SOUZA, L.G.M.C.; SILVA, C.P.; VAREJÃO-SILVA, M.A.; BARROS, A.H.C. **Zoneamento agroecológico do Estado de Pernambuco**. Recife: Embrapa Solos - Unidade de Execução de Pesquisa e

Desenvolvimento - UEP Recife; Governo do Estado de Pernambuco (Secretaria de Produção Rural e Reforma Agrária), 2001. CD-Rom. (Embrapa Solos. Documentos n. 35).

SILVA, F. F. **Dosimetria ambiental de uma área uranífera do município de São José de Espinharas** - PB. 2014. 74p. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2014b.

SILVEIRA, M.L.A., ALLEONI, L.R.F. & GUILHERME, L.R.G., 2003. Biosolids and Heavy Metals in Soils. **Scientia Agrícola**, v. 60, n. 4, p. 793-806.

SPACOV, I. C. G. **Monitoração de trabalhadores expostos à radiação natural em minas no Seridó do nordeste brasileiro**. 2016. 77p. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares), Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

SUSSA, F. V., DAMATTO, S. R., ALENCAR, M. M., MAZILLI, B. P., SILVA, P. S., 2013. Natural radioactivity determination in samples of Peperomia pellucida commonly used as a medicinal herb. **Journal of environmental radioactivity**, v. 116, p. 148-151.

TEIXEIRA, R. J. S., MARTINS, L. M. O., GOMES, M. E. P., PEREIRA, A. J. C. M., FERREIRA, N., PEREIRA, A. J.S. C., NEVES, L. J. P. F. **Dados geoquímicos e radiométricos preliminares dos granitos da região de Vila Real, Norte de Portugal**. Comunicações Geológicas 101, Especial I, 229 – 232, IX CNG / 2º CoGePLiP, Porto, 2014.

TURNER, J. E. **Atoms, Radiation, and Radiation Protection**. 3 ed., John Wiley & Sons, 2007, 573 p.

UNITED SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATIONS (UNSCEAR). 2000. **Exposures from natural radiation sources**. United Nations, New York.

UNITED SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATIONS (UNSCEAR). 2008. **Sources and Effects of Ionizing Radiation**. United Nations, New York, 2010.

VITTI, G. C., QUEIROZ, F. E. C., OTTO, R., QUINTINO, T. A. **Nutrição e adubação da cana-de-açúcar**. Departamento de Solos e Nutrição de Plantas - ESALQ/USP – Piracicaba-SP-2005.

WASSERMAN, M. A. **The behaviour of caesium-137 in oxisols and in the Goiania soil**. No.INIS-XA-092. 1998.

WASSERMAN, M. A., BARTOLY, F., POQUET, I., PEREZ, D. V., 2001. **Assessment of the mobility and bioavailability of <sup>60</sup>Co and <sup>137</sup>Cs in contaminated soils**.

WASSERMAN, M.A.; LAURIA, D.C. **Contribuição do aporte atmosférico na atividade de radionuclídeos naturais numa região rica em Monazita**. In: ENCONTRO NACIONAL DE APLICAÇÕES NUCLEARES, 5., Rio de Janeiro, 2002. Anais. Rio de Janeiro, p.21-25.

WASSERMAN, M. A.; PEREZ, D. V.; BOURG, A. CM., 2002. **Behavior of cesium-137 in some Brazilian oxisols**. Communications in soil science and plant analysis, v.33, n.7-8, p.1335-1349.

WEEKS, M. E., 1933. The discovery of the elements. XIX. The radioactive elements. **Journal of Chemical Education**, v. 10, n. 2, p. 79.

WILFORD, J.R.; BIERWIRTH, P. N.; CRAIG, M. A., 1997. Application of gamma-ray spectrometry in soil/regolith mapping and geomorphology. AGSO **Journal of Australian Geology & Geophysics**, v. 17, p. 201-216.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO), 2012. **Preliminary Dose Estimation from the Nuclear Accident after the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami**. WHO Library Cataloguing – in – Publication Data, p.124, 2012.

ZIEGEL, E. R. Multivariate Data Reduction and Discrimination With SAS [R] Software, 2001. **Technometrics**, v. 43, n. 2, p. 248-248.

ZHU, Y. G.; SHAW, G., 2000. Soil contamination with radionuclides and potential remediation. **Chemosphere**, v.41, n.1, p.121-128.

**ANEXO A – DIST. AMOSTRAL COM GEORREFERENCIAMENTO.**

PONTO	Profundidade (cm)	Cidade	Coordenadas (Latitude – Longitude)	Classe de solo
<b>Mata</b>				
ZM1M	00-10	Itambé	- 7,40443892 - 35,1860175	Argissolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM2M	00-10	Paudalho	- 7,91996287 - 35,2111153	Latossolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM3M	00-10	Escada	- 8,47058366 - 35,2966547	Latossolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM4M	00-10	Macaparana	- 7,53141665 - 35,4719444	Argissolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM5M	00-10	Vitoria de Santo Antão	- 8,20716665 - 35,3478055	Argissolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM6M	00-10	Palmares	- 8,67437091 - 35,5552595	Latossolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
<b>Capoeira</b>				
ZM1C	00-10	Itambé	- 7,403016 - 35,184905	Argissolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM2C	00-10	Paudalho	- 7,928761 - 35,215450	Latossolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM3C	00-10	Escada	- 8,474444 - 35,291666	Latossolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM4C	00-10	Macaparana	- 7,537481 - 35,455119	Argissolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM5C	00-10	Vitoria de Santo Antão	- 8,175237 - 35,343646	Argissolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM6C	00-10	Palmares	- 8,678888 - 35,556944	Latossolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			

<b>Outros usos</b>				
ZM1PH	00-10	Itambé	- 7,40384464 - 35,1744689	Argissolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM2A	00-10	Paudalho	- 7,92888500 - 35,2150888	Latossolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM3P	00-10	Escada	- 8,47444480 - 35,2916400	Latossolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM5P	00-10	Vitoria de Santo Antão	- 8,20286109 - 35,3478889	Argissolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM6A	00-10	Palmares	- 8,68192857 - 35,5574993	Latossolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM8P	00-10	Sirinhaém	- 8,53785900 - 35,0867270	Gleissolo e similares
	10-20			
	20-30			
	30-40			
<b>Cana de açúcar</b>				
ZM1A	00-10	Itambé	- 7,400617 - 35,180103	Argissolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM2CA	00-10	Paudalho	- 7,933055 - 35,127499	Latossolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM3CA	00-10	Escada	- 8,470241 - 35,294973	Latossolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM4CA	00-10	Macaparana	- 7,522715 - 35,443441	Argissolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM5A	00-10	Vitoria de Santo Antão	- 8,202421 - 35,334760	Argissolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM6CA	00-10	Palmares	- 8,680015 - 35,559747	Latossolo
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM7CA	00-10	Goiânia	- 7,575867 - 34,988614	Gleissolo e similares
	10-20			
	20-30			
	30-40			

ZM8CA	00-10	Sirinhaém	- 8,537854	Gleissolo e similares
	10-20			
	20-30			
	30-40			
ZM9CA	00-10	Sirinhaém	- 8,585961	Gleissolo e similares
	10-20			
	20-30			
	30-40			

## ANEXO B – ATIVIDADES ESPECÍFICAS.

Amostra	Profundidade (cm)	Cobertura	Atividade $\pm$ Desvio (Bq.kg <sup>-1</sup> )		
			U - 238	Th - 232	K - 40
ZM1M (1)	0-10	Mata	50,3 $\pm$ 4,9	54,0 $\pm$ 3,5	545,1 $\pm$ 23,3
	10-20		48,8 $\pm$ 2,1	62,6 $\pm$ 5,3	586,3 $\pm$ 24,2
	20-30		33,9 $\pm$ 3,9	55,8 $\pm$ 7,8	608,6 $\pm$ 24,7
	30-40		44,4 $\pm$ 0,6	62,4 $\pm$ 0,4	591,0 $\pm$ 24,3
ZM2M (2)	0-10		36,6 $\pm$ 0,9	62,7 $\pm$ 0,6	488,1 $\pm$ 22,1
	10-20		35,7 $\pm$ 3,1	59,1 $\pm$ 9,8	545,7 $\pm$ 23,4
	20-30		39,0 $\pm$ 2,1	64,2 $\pm$ 3,7	582,0 $\pm$ 24,1
	30-40		38,6 $\pm$ 4,7	52,7 $\pm$ 1,6	524,7 $\pm$ 22,9
ZM3M (3)	0-10		52,0 $\pm$ 6,1	119,5 $\pm$ 8,0	126,9 $\pm$ 11,3
	10-20		57,3 $\pm$ 2,5	122,7 $\pm$ 10,1	150,7 $\pm$ 12,3
	20-30		69,1 $\pm$ 7,9	130,9 $\pm$ 11,2	135,4 $\pm$ 11,6
	30-40		68,6 $\pm$ 3,1	155,9 $\pm$ 3,6	189,2 $\pm$ 13,8
ZM4M (4)	0-10		64,5 $\pm$ 7,4	128,6 $\pm$ 4,4	133,5 $\pm$ 11,6
	10-20	71,0 $\pm$ 7,2	158,1 $\pm$ 8,3	248,4 $\pm$ 15,8	
	20-30	88,5 $\pm$ 5,4	176,8 $\pm$ 8,1	269,1 $\pm$ 16,4	
	30-40	70,5 $\pm$ 6,0	173,1 $\pm$ 2,5	280,5 $\pm$ 16,7	
ZM5M (5)	0-10	73,4 $\pm$ 2,4	119,6 $\pm$ 6,9	102,7 $\pm$ 10,1	
	10-20	63,4 $\pm$ 7,8	140,5 $\pm$ 4,5	124,5 $\pm$ 11,2	
	20-30	78,1 $\pm$ 4,8	130,7 $\pm$ 6,1	144,4 $\pm$ 12,0	
	30-40	84,2 $\pm$ 7,5	139,8 $\pm$ 3,7	127,7 $\pm$ 11,3	
ZM6M (6)	0-10	43,1 $\pm$ 2,8	72,9 $\pm$ 6,3	253,2 $\pm$ 15,9	
	10-20	48,8 $\pm$ 6,0	91,6 $\pm$ 3,7	188,4 $\pm$ 13,7	
	20-30	59,4 $\pm$ 7,5	82,4 $\pm$ 7,2	255,0 $\pm$ 16,0	
	30-40	59,4 $\pm$ 3,9	101,2 $\pm$ 3,1	239,7 $\pm$ 15,5	
ZM1C (7)	0-10	Capoeira	59,4 $\pm$ 3,5	67,5 $\pm$ 1,6	786,4 $\pm$ 28,0
	10-20		57,0 $\pm$ 1,5	70,5 $\pm$ 2,0	761,2 $\pm$ 27,6
	20-30		57,0 $\pm$ 0,1	90,7 $\pm$ 0,9	802,3 $\pm$ 28,3
	30-40		58,7 $\pm$ 0,8	103,9 $\pm$ 10,7	667,5 $\pm$ 25,8
ZM2C (8)	0-10		25,8 $\pm$ 0,2	69,0 $\pm$ 1,0	438,2 $\pm$ 20,9
	10-20		40,3 $\pm$ 1,7	60,9 $\pm$ 1,7	385,4 $\pm$ 19,6
	20-30		42,5 $\pm$ 2,6	55,6 $\pm$ 1,3	363,1 $\pm$ 19,1
	30-40		37,1 $\pm$ 0,1	62,8 $\pm$ 2,7	455,2 $\pm$ 21,3
ZM3C (9)	0-10		51,2 $\pm$ 2,3	128,8 $\pm$ 6,9	407,1 $\pm$ 20,2
	10-20		56,1 $\pm$ 1,6	120,3 $\pm$ 2,2	479,0 $\pm$ 21,9
	20-30		70,0 $\pm$ 1,9	139,9 $\pm$ 3,2	427,3 $\pm$ 20,7
	30-40		64,1 $\pm$ 4,2	135,5 $\pm$ 2,2	510,9 $\pm$ 22,6
ZM4C (10)	0-10	53,8 $\pm$ 0,1	61,8 $\pm$ 4,1	1590,5 $\pm$ 39,9	
	10-20	47,4 $\pm$ 1,4	61,4 $\pm$ 0,5	1842,6 $\pm$ 42,9	
	20-30	60,9 $\pm$ 2,0	69,6 $\pm$ 3,1	1616,8 $\pm$ 40,2	
	30-40	59,4 $\pm$ 2,2	90,4 $\pm$ 3,4	1492,6 $\pm$ 38,6	
ZM5C (11)	0-10	54,8 $\pm$ 6,5	153,9 $\pm$ 1,2	901,3 $\pm$ 30,0	
	10-20	84,4 $\pm$ 5,5	209,4 $\pm$ 4,3	1070,3 $\pm$ 32,7	
	20-30	50,2 $\pm$ 3,3	203,8 $\pm$ 3,2	1071,1 $\pm$ 32,7	
	30-40	61,4 $\pm$ 0,6	168,5 $\pm$ 3,9	981,2 $\pm$ 31,3	
ZM6C (12)	0-10	69,7 $\pm$ 5,5	199,6 $\pm$ 2,0	1102,2 $\pm$ 33,2	
	10-20	61,7 $\pm$ 2,9	192,1 $\pm$ 0,2	1064,5 $\pm$ 32,6	
	20-30	63,2 $\pm$ 5,6	173,6 $\pm$ 0,1	1035,3 $\pm$ 32,2	
	30-40	78,2 $\pm$ 4,9	174,3 $\pm$ 4,5	1021,0 $\pm$ 32,0	
ZM1PH (13)	0-10	Outros Usos	47,3 $\pm$ 5,1	79,2 $\pm$ 4,2	351,1 $\pm$ 18,7
	10-20		44,8 $\pm$ 5,3	152,0 $\pm$ 2,6	250,0 $\pm$ 15,8
	20-30		62,0 $\pm$ 0,1	103,7 $\pm$ 3,8	278,4 $\pm$ 16,7
	30-40		59,6 $\pm$ 2,2	107,1 $\pm$ 2,6	293,8 $\pm$ 17,1

ZM2A (14)	0-10	Outros Usos	15,0 ± 1,5	46,7 ± 1,1	149,4 ± 12,2
	10-20		13,7 ± 0,4	35,7 ± 3,4	125,0 ± 11,2
	20-30		28,4 ± 1,9	39,9 ± 0,5	180,2 ± 13,4
	30-40		32,9 ± 5,7	49,2 ± 4,3	142,3 ± 11,9
ZM3P (15)	0-10		51,8 ± 1,6	70,5 ± 6,3	183,7 ± 13,6
	10-20		44,2 ± 0,9	52,5 ± 2,0	150,5 ± 12,3
	20-30		48,7 ± 1,1	56,3 ± 0,4	211,0 ± 14,5
	30-40		50,9 ± 1,8	69,4 ± 4,4	237,5 ± 15,4
ZM5P (16)	0-10		37,1 ± 6,3	43,9 ± 0,8	370,0 ± 19,2
	10-20		42,7 ± 5,5	47,9 ± 4,4	382,4 ± 19,6
	20-30		54,5 ± 6,0	66,6 ± 7,1	432,6 ± 20,8
	30-40		53,2 ± 6,9	56,9 ± 5,1	444,8 ± 21,1
ZM6A (17)	0-10		61,6 ± 4,1	123,6 ± 4,2	318,7 ± 17,9
	10-20		36,5 ± 1,2	105,6 ± 4,9	281,1 ± 16,8
	20-30		49,5 ± 5,9	102,0 ± 3,9	334,9 ± 18,3
	30-40		44,3 ± 5,1	106,8 ± 1,3	321,7 ± 17,9
ZM8P (18)	0-10		63,8 ± 5,0	205,1 ± 3,1	248,4 ± 15,8
	10-20		45,7 ± 6,6	229,7 ± 3,3	263,3 ± 16,2
	20-30		52,5 ± 1,5	231,4 ± 8,6	268,1 ± 16,4
	30-40		63,0 ± 4,0	222,9 ± 3,9	297,5 ± 17,2
ZM1A (19)	0-10		40,4 ± 2,1	35,3 ± 3,1	344,5 ± 18,6
	10-20		50,9 ± 5,9	39,5 ± 6,3	320,3 ± 17,9
	20-30		50,7 ± 0,8	39,3 ± 2,8	362,3 ± 19,0
	30-40		50,2 ± 4,2	36,4 ± 3,6	351,4 ± 18,7
ZM2CA (20)	0-10		19,5 ± 2,0	35,8 ± 1,4	319,0 ± 17,9
	10-20		34,2 ± 1,4	50,7 ± 3,2	384,0 ± 19,6
	20-30		29,3 ± 4,1	53,4 ± 0,6	313,7 ± 17,7
	30-40		18,9 ± 2,6	54,9 ± 2,8	311,3 ± 17,6
ZM3CA (21)	0-10		57,5 ± 0,5	152,0 ± 1,3	274,15 ± 16,6
	10-20		48,4 ± 4,2	144,6 ± 5,5	319,5 ± 17,9
	20-30		55,6 ± 2,4	166,3 ± 5,3	357,2 ± 18,9
	30-40		51,1 ± 5,7	161,3 ± 1,9	357,2 ± 18,9
ZM4CA (22)	0-10		46,7 ± 2,9	60,8 ± 1,4	414,8 ± 20,4
	10-20		52,3 ± 2,9	70,0 ± 5,7	409,8 ± 20,2
	20-30		57,0 ± 5,3	78,0 ± 2,5	438,7 ± 20,9
	30-40		49,7 ± 3,7	65,2 ± 3,5	431,5 ± 20,8
ZM5A (23)	0-10		86,3 ± 0,6	135,8 ± 2,4	433,9 ± 20,8
	10-20		80,0 ± 0,9	135,7 ± 4,1	428,1 ± 20,7
	20-30	70,3 ± 5,2	145,3 ± 3,0	433,7 ± 20,8	
	30-40	87,6 ± 4,9	161,3 ± 6,0	425,4 ± 20,6	
ZM6CA (24)	0-10	54,1 ± 4,5	142,5 ± 2,8	604,8 ± 24,6	
	10-20	63,6 ± 4,7	129,0 ± 2,9	517,0 ± 22,7	
	20-30	60,3 ± 4,5	124,1 ± 4,6	528,1 ± 23,0	
	30-40	51,9 ± 4,8	136,5 ± 1,9	507,7 ± 22,5	
ZM7CA (25)	0-10	46,6 ± 0,5	74,9 ± 0,4	806,5 ± 28,4	
	10-20	37,7 ± 3,2	73,5 ± 3,8	880,1 ± 29,7	
	20-30	43,4 ± 5,1	67,4 ± 3,1	815,3 ± 28,6	
	30-40	35,6 ± 4,5	67,9 ± 2,0	842,6 ± 29,0	
ZM8CA (26)	0-10	57,2 ± 0,4	179,6 ± 3,6	831,0 ± 28,8	
	10-20	58,7 ± 2,5	176,0 ± 6,0	913,2 ± 30,2	
	20-30	60,3 ± 2,9	180,9 ± 0,8	872,1 ± 29,5	
	30-40	58,7 ± 3,9	125,2 ± 4,3	696,7 ± 26,4	
ZM9CA (27)	0-10	67,4 ± 3,9	155,4 ± 3,7	1097,9 ± 33,1	
	10-20	91,4 ± 5,3	153,8 ± 0,4	1131,6 ± 33,6	
	20-30	71,7 ± 4,9	153,1 ± 1,5	1190,3 ± 34,5	
	30-40	88,4 ± 4,0	141,9 ± 4,7	1171,7 ± 34,2	

## ANEXO C – DADOS FÍSICOS.

Amostra	Cota (m)	Profundidade (cm)	Matéria Orgânica (g.cm <sup>-3</sup> )	Densidade (g.kg <sup>-1</sup> )	Textura (%)		
					Areia	Argila	Silte
ZM1M	163	0-10	1,1632	71,9	50,5	36,0	13,5
		10-20	1,2486	65,2	64,7	30,9	4,4
		20-30	1,2083	55,9	56,7	38,3	5,0
		30-40	1,1935	50,9	58,6	37,4	4,0
ZM2M	165	0-10	1,2800	37,9	66,7	30,6	2,7
		10-20	1,5500	27,2	60,7	31,9	7,4
		20-30	1,5100	21,7	62,8	25,5	11,6
		30-40	1,4300	19,7	47,1	38,6	14,3
ZM3M	170	0-10	0,9190	72,8	28,0	54,8	17,2
		10-20	1,0733	59,7	25,0	66,2	8,8
		20-30	1,1002	39,7	26,0	65,8	8,3
		30-40	1,1501	29,7	23,9	65,3	10,8
ZM4M	542	0-10	1,2227	50,2	51,5	43,7	4,8
		10-20	1,4063	44,3	42,8	31,5	25,7
		20-30	1,4026	26,4	39,4	50,0	10,6
		30-40	1,3541	21,2	35,1	63,1	1,9
ZM5M	402	0-10	1,0240	84,5	55,0	36,0	9,0
		10-20	1,3299	64,0	60,1	37,0	3,0
		20-30	1,4006	44,1	58,0	37,0	5,0
		30-40	1,3650	28,1	50,1	34,3	15,6
ZM6M	181	0-10	1,0331	70,5	45,7	43,4	10,9
		10-20	1,1292	51,5	42,8	33,9	23,2
		20-30	1,1227	32,6	47,5	42,9	9,6
		30-40	1,2644	24,7	44,7	53,2	2,1
ZM1C	176	0-10	1,1646	74,5	62,7	22,4	15,0
		10-20	1,3819	40,2	54,4	37,8	7,8
		20-30	1,3845	54,7	50,2	29,9	19,9
		30-40	1,4144	24,1	32,2	53,3	14,5
ZM2C	164	0-10	1,1700	60,9	64,7	33,4	1,9
		10-20	1,5000	30,9	62,6	30,4	7,0
		20-30	1,4800	42,2	63,3	29,5	7,2
		30-40	1,4900	28,4	55,8	32,5	11,7
ZM3C	152	0-10	1,2632	48,6	39,8	50,5	9,7
		10-20	1,3347	38,6	45,1	48,0	6,9
		20-30	1,4329	29,8	47,9	47,3	4,8
		30-40	1,4355	21,6	39,7	54,0	6,3
ZM4C	362	0-10	1,3334	35,5	42,0	39,1	18,8
		10-20	1,3749	31,1	52,4	26,7	21,0
		20-30	1,4164	25,7	43,8	35,8	20,4
		30-40	1,4138	19,0	34,6	49,6	15,8

ZM5C	356	0-10	1,3100	37,9	71,2	12,2	16,6
		10-20	1,4200	25,9	64,1	18,4	17,5
		20-30	1,5300	24,1	62,0	26,6	11,4
		30-40	1,6000	15,3	68,6	21,2	10,2
ZM6C	129	0-10	1,0900	47,1	55,4	29,0	15,6
		10-20	1,3400	36,2	54,7	27,5	17,8
		20-30	1,3900	24,3	52,1	34,8	13,0
		30-40	1,5400	13,2	50,5	39,0	10,5
ZM1PH	159	0-10	1,1937	78,3	54,8	40,8	4,4
		10-20	1,1878	71,5	44,2	46,8	9,1
		20-30	1,1293	63,8	45,4	40,1	14,6
		30-40	1,1107	58,8	51,0	41,7	7,2
ZM2A	161	0-10	1,5115	10,8	78,4	19,3	2,3
		10-20	1,5951	13,3	75,7	17,2	7,1
		20-30	1,5526	11,0	67,7	25,5	6,7
		30-40	1,6425	10,9	69,7	28,7	1,6
ZM3P	153	0-10	1,4500	14,6	59,0	34,3	6,7
		10-20	1,5400	8,7	52,0	40,7	7,4
		20-30	1,5900	8,0	48,8	46,3	4,9
		30-40	1,5500	7,3	48,0	43,8	8,2
ZM5P	375	0-10	1,4883	51,7	81,8	10,4	7,8
		10-20	1,6465	28,3	82,6	11,1	6,3
		20-30	1,6071	23,1	76,5	13,6	9,9
		30-40	1,5916	17,2	67,2	24,1	8,7
ZM6A	112	0-10	1,4300	30,0	60,9	20,8	18,4
		10-20	1,5800	21,0	15,5	69,9	14,6
		20-30	1,4400	16,7	44,5	45,3	10,2
		30-40	1,2700	15,3	35,9	52,6	11,5
ZM8P	11	0-10	0,7667	82,4	23,7	45,7	30,7
		10-20	0,8000	54,3	25,1	46,9	28,1
		20-30	0,8534	30,9	25,6	46,5	27,9
		30-40	0,8667	23,8	30,2	44,2	25,6
ZM1A	168	0-10	1,4313	45,3	69,9	27,1	3,0
		10-20	1,4811	45,0	68,8	20,9	10,3
		20-30	1,4508	39,8	67,7	25,1	7,2
		30-40	1,4605	36,0	62,6	31,4	6,0
ZM2CA	151	0-10	1,5109	28,3	74,6	24,4	1,0
		10-20	1,5424	22,1	70,3	26,4	3,3
		20-30	1,6068	17,6	59,2	37,0	3,7
		30-40	1,6001	17,9	57,7	40,4	1,9
ZM3CA	182	0-10	1,1319	56,0	30,3	67,2	2,4
		10-20	1,1466	33,3	31,8	61,8	6,4
		20-30	1,1591	29,0	27,4	69,6	3,0
		30-40	1,2065	19,7	27,0	62,4	10,6

ZM4CA	313	0-10	1,4511	46,2	49,1	41,7	9,2
		10-20	1,4525	32,2	52,6	41,2	6,2
		20-30	1,3711	23,8	51,0	39,1	9,9
		30-40	1,3613	21,7	44,9	52,1	3,0
ZM5A	396	0-10	1,3000	45,7	59,5	34,4	6,1
		10-20	1,3900	38,6	60,7	31,0	8,3
		20-30	1,3500	31,8	39,2	53,8	7,0
		30-40	1,3000	28,9	53,8	41,7	4,5
ZM6CA	136	0-10	1,4900	32,1	57,3	34,2	8,5
		10-20	1,5000	25,5	53,9	37,0	9,1
		20-30	1,4900	17,9	46,7	48,9	4,5
		30-40	1,4700	17,1	10,3	86,9	2,8
ZM7CA	3	0-10	0,9986	41,0	4,6	63,5	31,9
		10-20	1,1770	39,7	5,3	69,0	25,7
		20-30	1,2583	20,2	6,3	68,8	24,9
		30-40	1,2710	18,8	5,1	78,2	16,8
ZM8CA	14	0-10	1,3800	45,9	44,0	43,1	12,9
		10-20	1,5200	31,5	43,3	45,5	11,2
		20-30	1,5500	24,5	55,1	38,2	6,7
		30-40	1,5800	18,1	59,4	36,3	4,3
ZM9CA	11	0-10	1,3300	29,1	58,0	37,0	5,0
		10-20	1,3500	21,7	54,5	36,8	8,7
		20-30	1,4100	20,7	45,1	38,6	16,3
		30-40	1,3800	20,7	46,2	35,5	18,3