

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

**MÁRCIA VALÉRIA DE FÁTIMA DA ENCARNAÇÃO SÁ MIRANDA**

**NÍVEIS DE CS-137 NOS SOLOS FLORESTAIS DE UMA PARCELA PERMANENTE  
DE MATA ATLÂNTICA**

RECIFE  
2017

**MÁRCIA VALÉRIA DE FÁTIMA DA ENCARNAÇÃO SÁ MIRANDA**

**NÍVEIS DE CS-137 NOS SOLOS FLORESTAIS DE UMA PARCELA PERMANENTE  
DE MATA ATLÂNTICA**

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

Área de Concentração: Aplicação de Radioisótopos na Agricultura e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Elvis Joacir de França.

RECIFE  
2017

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

M672n Miranda, Márcia Valéria de Fátima da Encarnação Sá.  
Níveis de CS-137 nos solos florestais de uma parcela permanente de Mata Atlântica / Márcia Valéria de Fátima da Encarnação Sá Miranda. – 2017.  
99 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Elvis Joacir de França.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares – PROTEN, 2017.

Inclui Referências e Anexos.

1. Energia Nuclear. 2. Césio-137. 3. Potássio-40. 4. Solo florestal. 5. Mata Atlântica. 6. Elementos alcalinos. I. França, Elvis Joacir de. (Orientador). II. Título.

UFPE

621.4837 CDD (22. ed.)

BCTG/2018-276

# Níveis de $^{137}\text{Cs}$ nos Solos Florestais de uma Parcela Permanente de Mata Atlântica

Márcia Valéria de Fátima da Encarnação Sá Miranda

APROVADA EM: 30.08.2017

ORIENTADOR : Prof. Dr. Elvis Joacir de França

COMISSÃO EXAMINADORA:

---

Prof. Dr. Elvis Joacir de França – CRCN-NE/CNEN

---

Prof. Dr. André Maciel Netto– DEN/UFPE

---

Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior – DEN/UFPE

---

Profa. Dra. Maria José de Filgueiras Gomes – Dept. Química/UFPE

---

Prof. Dr. Rômulo Tenório Pinto – CRCN/CORAD/UFPE

Visto e permitida a impressão

---

Coordenador(a) do PROTEN/DEN/UFPE

**Ao SENHOR, toda a honra e toda a glória.**

## **AGRADECIMENTOS**

É com muita alegria que agradeço, em primeiro lugar, a Deus por tudo que me tem proporcionado, pois é Ele quem opera o querer e o efetuar sobre todas as coisas.

À minha família: meu amado esposo, José Alfredo, pelo apoio incondicional, meus filhos queridos, Davi José e Ana Elizabeth, pela paciência e por terem suportado comigo esse período, em que precisei ficar ausente em tantas ocasiões.

Aos meus pais, Miguel e Lauricéa, pelo apoio que sempre me deram, estando presentes em todos os momentos em que precisei enfrentar dificuldades.

Ao meu Orientador, Professor Dr. Elvis Joacir De França, pela orientação deste trabalho, sempre incansável, e por todo ensinamento transmitido com competência e paciência.

Aos Prof. Dr. André Maciel Netto, Prof. Dr. José Araújo dos Santos Júnior, Profa. Dra. Rebeca da Silva Cantinha, Dr. Rômulo Pinto Tenório e Profa. Dra. Maria José de Filgueiras Gomes pelas preciosas sugestões que tanto enriqueceram este trabalho.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares – PROTEN/UFPE-CRCN/CNEN, pelo conhecimento precioso que transmitiram.

Aos meus queridos colegas do SEAMB, que tanto me ajudaram e lutaram ao meu lado nessa jornada.

À Secretaria do PROTEN: Nilvânia Monteiro, Kalydja e Adelmo Oliveira, pela dedicação com que executam seus trabalhos.

À Comissão Nacional de Energia Nuclear e ao Centro Regional de Ciências Nucleares, pelo apoio dado.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo pelo apoio na coleta das amostras e nas análises químicas por meio dos Processos Números 2006/60265-4, 2006/04307-0 e 2003/01075-2. Ao Programa Biota/FAPESP pelo suporte financeiro por meio do Processo Número 1999/09635-0 - Projeto Parcelas Permanentes.

Ao Laboratório de Radioisótopos do Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo pelas análises químicas de Cs e K.

*“Então Ele me disse:*

*A minha graça te basta, porque o poder se aperfeiçoa na fraqueza...”*

*(II Co 12:9)*

*“... quando sou fraco, então é que sou forte.”*

*(II Co 12:10)*

## RESUMO

No Brasil, a distribuição de radionuclídeos artificiais em solos de Unidades de Conservação é pouco conhecida. A parcela permanente do Parque Estadual Carlos Botelho – PECB é bastante representativa da Floresta Ombrófila Densa da Mata Atlântica, um dos mais quentes “hotspots” mundiais para a conservação da biodiversidade. A quantificação dos níveis de radioatividade ambiental é importante para a avaliação dos riscos na gestão de segurança pelos órgãos competentes. Desse modo, foi estudada a distribuição de Cs-137 nos solos da parcela permanente por Espectrometria Gama de Alta Resolução – EGAR, empregando detectores HPGe. Aproveitando-se da capacidade multielementar, foi também quantificado K-40 nos solos do trecho florestal estudado. O banco de amostras do Projeto Parcelas Permanentes disponibilizou 185 amostras de solos coletadas nas camadas de 0-10 cm e 10-30 cm. A radioatividade das amostras foi medida por EGAR durante 80.000 segundos. A qualidade do procedimento analítico foi avaliada a partir da análise de um padrão interno de solo. Como os solos já tinham sido analisados pela Análise por Ativação Neutrônica Instrumental – INAA, resultados de Cs e K estáveis também foram cedidos para esse estudo. Os resultados encontrados para as concentrações de atividade de K-40 nos solos apresentaram valores superiores à média mundial de  $400 \text{ Bq kg}^{-1}$ . Houve correlação positiva entre K-40 e o potássio estável, enquanto que a relação K-40/Cs mostrou-se inversamente proporcional. Os solos da parcela permanente, principalmente da classe cambissolo, apresentaram altas concentrações de atividade de Cs-137 (média =  $6,97 \text{ Bq kg}^{-1}$ ; valor máximo =  $23,3 \text{ Bq kg}^{-1}$ ). Não foram observadas correlações entre este radionuclídeo e K e Cs estáveis. Quando comparado com outras áreas do Brasil, o solo da parcela permanente do PECB foi considerado enriquecido em Cs-137. Os resultados corroboraram a necessidade de inventário radiométrico nas unidades de conservação brasileiras.

Palavras-chave: Césio-137. Potássio-40. Solo florestal. Mata Atlântica. Elementos alcalinos.

## ABSTRACT

In Brazil, little is known about the distribution of artificial radionuclides in soils from Conservation Units. The long-term plot of the Parque Estadual Carlos Botelho – PECB is quite representative of the Dense Ombrophilous Forest, one of the hottest hotspots in the world for biodiversity conservation. The quantification of the environmental radioactivity levels is important for the risk assessment within safety management by competent agencies. Therefore, Cs-137 distribution was studied in the long-term plot by means of the High-Resolution Gamma-ray Spectrometry – HRGS, employing HPGe detectors. Taking into account the multielemental capacity of this technique, K-40 was also quantified in soils from the studied forest area. The sample bank of the Long-term Plot Project provided 185 soil samples collected in the 0-10 cm and 10-30 cm layers. The radioactivity of the samples was quantified by HRGS for 80,000 seconds. The quality of the analytical procedure was assessed using a soil internal standard. Since soils had already been analyzed by Instrumental Neutron Activation Analysis – INAA, stable Cs and K results were also provided for this study. For K-40, the results of activity concentrations in soils were higher than the world average of 400 Bq kg<sup>-1</sup>. There was a positive correlation between the radionuclide K-40 and the stable K, while the relation K-40/stable Cs was inversely proportional. The soils, mainly from Inceptsol class, from the long-term plot showed high activity concentrations of Cs-137 (mean = 6.97 Bq kg<sup>-1</sup>; maximum value = 23.3 Bq kg<sup>-1</sup>). There were no correlations among this artificial radionuclide and the stable cesium and potassium. When compared with other Brazilian areas, the PECB long-term plot soil was enriched in Cs-137. The results corroborated the necessity of radiometric inventory in the Brazilian conservation units.

Keywords: Cesium-137. Potassium-40. Forest soils. Atlantic Forest. Alkaline elements.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Esquema de decaimento de K-40 .....	18
Figura 2 - Esquema de decaimento do Cs-137 .....	19
Figura 3 - Testes nucleares desde 1945 .....	21
Figura 4 - Mata Atlântica do Parque Estadual Carlos Botelho, Estado de São Paulo ....	30
Figura 5 – Blindagem e sistema de resfriamento (à esquerda) e detector HPGe do tipo planar no interior da blindagem (à direita) .....	40
Figura 6 - Espectro teórico de uma fonte de radiação gama monoenergética: (1) fotopico; (2) região Compton; (3) corte Compton; (4) retroespalhamento.....	42
Figura 7 - Parcelas permanentes do Projeto BIOTA/FAPESP instaladas em quatro Unidades de Conservação .....	46
Figura 8 – Mapa ultradetalhado* de solos da parcela permanente do PECB.....	50
Figura 9 – Mapas de atributos físico-químicos e classes de solos.....	51
Figura 10 – Desenho esquemático do sistema de medidas gama.....	53
Figura 11 - Histogramas das concentrações de atividade de K-40 determinadas nos solos nas camadas de 0-10 cm (A) e 10-30 cm (B) do Parque Estadual Carlos Botelho – PECB. ....	61
Figura 12 – Mapas de distribuição das concentrações de atividade de K-40 nos tipos de solos das camadas de 0-10 cm e 10-30 cm, respectivamente, sobrepostos ao de altitude dos pontos amostrais. ....	62
Figura 13 - Correlação entre K-40 e K estável nos solos das parcelas permanentes. ....	64
Figura 14 – Gráfico de correlação entre as concentrações de atividade de K-40 e as concentrações de Cs estável nos solos das parcelas permanentes .....	65
Figura 15 – Gráfico de distribuição das concentrações de atividade de Cs-137 (resultados normalizados) por classes de solo da parcela permanente investigada. ....	67
Figura 16 - Histogramas das concentrações de atividade de Cs-137 determinadas nos solos nas camadas de 0-10 cm (A) e 10-30 cm (B) da parcela permanente instalada no Parque Estadual Carlos Botelho. ....	69
Figura 17 – Árvore de <i>Euterpe edulis</i> sobre um matacão. ....	70
Figura 18 – Mapa da distribuição de Cs-137 nas camadas de 0-10 cm (acima) e 10-30 cm (abaixo) sobreposto ao de tipos de solos. ....	71

<b>Figura 19 – Mapa da distribuição de Cs-137 na camada de 0-10 cm sobreposto à altitude dos pontos amostrais. ....</b>	<b>72</b>
<b>Figura 20 – Mapa da distribuição de Cs-137 (isolinhas) na camada de 0-10 cm sobreposto ao teor de matéria orgânica dos solos.....</b>	<b>73</b>
<b>Figura 21 – Mapa da distribuição de Cs-137 (isolinhas) na camada de 0-10 cm sobreposto ao teor de argila dos solos.....</b>	<b>73</b>
<b>Figura 22 – Mapa da distribuição de Cs-137 na profundidade de 0-10 cm sobreposto ao de distribuição da espécie acumuladora de Cs, <i>Alsophila sternbergii</i>.....</b>	<b>74</b>
<b>Figura 23 - Gráfico de correlação entre as concentrações de atividade de K estável e Cs-137 nos solos das parcelas permanentes .....</b>	<b>75</b>
<b>Figura 24 - Gráfico de correlação entre as concentrações de atividade de Cs-137 e Cs estável nos solos das parcelas permanentes.....</b>	<b>76</b>

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1 – Limites das frações de solo pelo tamanho dos grãos .....</b>	<b>33</b>
<b>Tabela 2 - Sistemas de Espectrometria Gama de Alta Resolução - EGAR com detectores de germânio hiperpuro (HPGe) da Canberra pertencentes ao CRCN-NE.....</b>	<b>54</b>
<b>Tabela 3 - Valores obtidos e de referência da análise do padrão interno e os valores de Número <math>E_n</math> (n = 10).....</b>	<b>57</b>
<b>Tabela 4 - Estatística descritiva das concentrações de atividade de K-40.....</b>	<b>59</b>
<b>Tabela 5 – Concentração de atividade de K-40 por classe de solos da parcela permanente do PECB .....</b>	<b>63</b>
<b>Tabela 6 - Estatística descritiva das concentrações de atividade de Cs-137. ....</b>	<b>66</b>
<b>Tabela 7 – Concentrações de Cs-137 determinadas em diversas matrizes ambientais no Brasil.....</b>	<b>77</b>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>16</b>
<b>2.1</b>	<b>Radionuclídeos e o Ambiente .....</b>	<b>16</b>
2.1.1	Radionuclídeos naturais e o K-40.....	17
2.1.2	Radionuclídeos artificiais e o Cs-137 .....	19
<b>2.2</b>	<b>Fontes atmosféricas de Cs-137 .....</b>	<b>20</b>
<b>2.3</b>	<b>Acidentes nucleares e fontes locais de contaminação .....</b>	<b>22</b>
<b>2.4</b>	<b>Fatores determinantes da dispersão atmosférica de contaminantes .....</b>	<b>24</b>
<b>2.5</b>	<b>Transferência de K-40 e Cs-137 nos ecossistemas.....</b>	<b>26</b>
<b>2.6</b>	<b>A Mata Atlântica como “Hotspot” de biodiversidade: processos mantenedores.....</b>	<b>29</b>
<b>2.7</b>	<b>Solos.....</b>	<b>32</b>
<b>2.8</b>	<b>Cs-137 em solos do Brasil .....</b>	<b>36</b>
<b>2.9</b>	<b>Relação entre Cs-137, K-40, K e Cs estáveis.....</b>	<b>37</b>
<b>2.10</b>	<b>Espectrometria Gama de Alta Resolução .....</b>	<b>38</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>45</b>
<b>3.1</b>	<b>Área de estudo .....</b>	<b>45</b>
<b>3.2</b>	<b>Parcelas Permanentes .....</b>	<b>45</b>
<b>3.3</b>	<b>Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual Carlos Botelho .....</b>	<b>47</b>
<b>3.4</b>	<b>Amostragem.....</b>	<b>48</b>
<b>3.5</b>	<b>Preparo das amostras .....</b>	<b>51</b>
<b>3.6</b>	<b>Análises radiométricas.....</b>	<b>52</b>
3.6.1	Sistema de medidas .....	52
3.6.2	Curva de eficiência .....	54
3.6.3	EGAR.....	54
3.6.4	Qualidade do procedimento analítico .....	55
<b>3.7</b>	<b>Análise estatística .....</b>	<b>56</b>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>57</b>
<b>4.1</b>	<b>Qualidade do procedimento analítico .....</b>	<b>57</b>
<b>4.2</b>	<b>Potássio-40 .....</b>	<b>58</b>
4.2.1	Correlação entre K-40 e K.....	63
4.2.2	Relação entre K-40 e Cs estável .....	64

<b>4.3</b>	<b>Césio-137 .....</b>	<b>65</b>
<b>4.4</b>	<b>Distribuição de Cs-137 na parcela permanente do PECB.....</b>	<b>70</b>
<b>4.5</b>	<b>Relação entre Cs-137 e os elementos químicos estáveis.....</b>	<b>75</b>
4.5.1	Relação entre Cs-137 e K estável .....	75
4.5.2	Relação entre Cs-137 e Cs estável.....	76
<b>4.6</b>	<b>Ocorrência de Cs-137 no Brasil .....</b>	<b>77</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>79</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>81</b>
	<b>ANEXO A - AMOSTRAS DE SOLOS SELECIONADAS DO BANCO DE DADOS E-EDULIS PARA A QUANTIFICAÇÃO DE CS137 POR ESPECTROMETRIA GAMA DE ALTA RESOLUÇÃO.....</b>	<b>95</b>
	<b>ANEXO B - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS CONCENTRAÇÕES DE CS E K DETERMINADAS NOS SOLOS DAS PARCELAS PERMANENTES DO PARQUE ESTADUAL CARLOS BOTELHO – PECB.....</b>	<b>99</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os radionuclídeos naturais são os responsáveis pela principal fonte de exposição do homem à radiação ionizante (SANTOS JÚNIOR, 2009). Além dos radionuclídeos naturais, existem também os radionuclídeos artificiais, tais como o Cs-137, que é produzido durante a fissão nuclear do urânio e do plutônio. Devido à ação antropogênica, grandes quantidades de radionuclídeos artificiais, incluindo o céσιο radioativo (Cs-137), já foram liberadas para a atmosfera causando expressiva contaminação ambiental, como, por exemplo, as bombas atômicas lançadas sobre Hiroshima e Nagasaki e os testes nucleares realizados, principalmente, nas décadas de 50 e 60, que provocaram a emissão de quantidades consideráveis de Cs-137 no ambiente (AVERY, 1996). Mais tarde, a partir do acidente ocorrido em Chernobyl, uma nuvem de particulados radioativos atingiu diretamente a Rússia e países circunvizinhos, a Europa Oriental, a Escandinávia e o Reino Unido. Indiretamente, até mesmo regiões tropicais foram afetadas (IAEA, 2006). Em 2011, outro acidente nuclear de alta magnitude, ocorreu em Fukushima, no Japão, liberando quantidades significativas de material radioativo, incluindo o Cs-137. Este evento resultou no maior acidente nuclear desde Chernobyl e o segundo (depois de Chernobyl) a chegar ao nível 7 na Escala Internacional de Acidentes Nucleares, ou seja, o máximo da escala que corresponde a acidentes graves (IAEA, 2015).

As mais variadas pesquisas ainda vêm sendo conduzidas na tentativa de contabilizar os impactos de radionuclídeos liberados no ambiente (ANJOS et al., 2009; CALMON et al., 2009; GARCIA-ORELLANA, 2009; HANSLIK et al., 2009; KONOPLEVA et al., 2009), principalmente o Cs-137, cuja a persistência nos ecossistemas é maior (AVERY, 1996). Após o acidente nuclear de Chernobyl, em 1986, Cs-137 se tornou o radionuclídeo mais relevante para a Radioecologia. Os estudos realizados para avaliar o transporte e deposição de radionuclídeos liberados durante o acidente de Chernobyl mostraram uma forte influência das florestas na forma de dispersão da pluma (LIMA VAZ, 2008).

A avaliação de impactos ambientais em grandes maciços vegetacionais é devido ao fato da vegetação natural funcionar como principal meio para a conservação da biodiversidade e também atua como principal direcionador de elementos químicos, contaminantes e poluentes (DENMAN et al., 2016; LIVESLEY et al., 2016). Um dos compartimentos ecológicos mais importantes para o estudo da distribuição de radionuclídeos artificiais é o solo florestal, pois preserva as características naturais, sendo um registro

histórico da contaminação radioativa (YOSHIDA et al., 2004). Além disso, a contaminação radioativa de solos pela poluição atmosférica por radionuclídeos artificiais, como o Cs-137, tem merecido a devida atenção nos trópicos. Entretanto, ainda é uma das principais lacunas dos programas de conservação brasileiros e dos estudos de impactos ambientais de atividades relacionadas com radioisótopos artificiais.

Considerando a necessidade de conservação da biodiversidade brasileira, o maciço florestal situado na Serra de Paranapiacaba ao longo do Estado de São Paulo abriga o bioma Mata Atlântica, um dos mais importantes redutos da biodiversidade mundial (MYERS et al., 2000). Dentre as unidades de conservação da região, o Parque Estadual Carlos Botelho - PECB possui 38.000 ha de área preservada, contudo sofre pressão antropogênica quanto ao extrativismo vegetal clandestino do palmito *Euterpe edulis*, uma das espécies mais ocorrentes na Floresta Ombrófila Densa ou Floresta Atlântica de Encosta (LINS et al., 2017). A presença de espécies arbóreas acumuladoras de elementos químicos sugere a hipótese de que a Mata Atlântica aja como um biofiltro de particulados atmosféricos, que pode estar diretamente relacionado com a dinâmica de Cs-137 e de outros elementos alcalinos como K (potássio) e o céσιο estável (WYTTENBACH; TOBLER, 1998; FRANÇA, 2006).

Neste trabalho, os níveis de céσιο radioativo (Cs-137) presentes em amostras de solo da Parcela Permanente de Mata Atlântica, instalada no Parque Estadual Carlos Botelho, Núcleo Sete Barras, São Paulo, foram quantificados por meio da Espectrometria Gama de Alta Resolução – EGAR. Para um melhor conhecimento da distribuição de radionuclídeos artificiais e naturais na Floresta Ombrófila Densa, e levando-se em consideração a importância da contribuição da radioatividade natural para a exposição do homem e do ambiente, os níveis de K-40 também foram quantificados, proporcionando maiores informações sobre o comportamento de substâncias radioativas em florestas tropicais. Utilizando-se de resultados já obtidos nesses tipos vegetacionais para Cs e K estáveis (FRANÇA, 2006), o equilíbrio entre o céσιο e o potássio radioativos quantificados nos solos e os elementos químicos alcalinos estáveis (K e Cs) foi também avaliado.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Radionuclídeos e o Ambiente

Os radionuclídeos naturais, como K-40 e os radionuclídeos das séries radioativas naturais do U-235, U-238, Th-232 e seus produtos de decaimento, representam a principal fonte de exposição do homem à radiação ionizante (SANTOS JÚNIOR, 2009). A exposição aos radionuclídeos naturais está diretamente associada à radioatividade do ambiente, e esta é devida principalmente à radiação gama, cujos níveis dependem primariamente das condições geológicas de cada área do planeta e da concentração de urânio, tório e potássio da rocha que originou o solo (TZORTZIS; TSERTOS, 2004; ANJOS et al., 2005). Além dos radionuclídeos naturais, existem também os radionuclídeos artificiais, tais como o Sr-90, o Cs-137 e o I-129, por exemplo, que são produtos de fissão.

A presença dos radionuclídeos artificiais no ambiente é consequência de testes de bombas nucleares (na superfície) realizados entre as décadas de 40 a 70, da exploração e enriquecimento de urânio, dos processos de produção de combustíveis nucleares, do funcionamento de reatores nucleares, da produção de armas nucleares, do armazenamento de resíduos nucleares e de acidentes com reatores nucleares (CHOPPIN et al., 1995), como os que ocorreram em Chernobyl (1986) e em Fukushima (2011), além de acidentes radiológicos, como o de Goiânia (1987), que provocou a maior contaminação local já registrada por um único isótopo radioativo, Cs-137 (IAEA, 1988). A maioria desses radionuclídeos é de meia-vida curta, entretanto, também são produzidos alguns radionuclídeos de meia-vida longa, que têm aumentado a sua concentração no ambiente, como U-236, Np-237, Pu-238-241 e Am-241, apesar de não serem liberados em quantidades preocupantes, sob condições normais. Nuclídeos como Sr-90/Y-90 e Cs-137 possuem grande relevância biológica com comportamentos e particularidades em termos de disponibilidade aos seres vivos devido à semelhança com cálcio e potássio, respectivamente (CHOPPIN et al., 1995).

Como os radionuclídeos artificiais e naturais podem ser encontrados na atmosfera, nas águas de rios e oceanos, nos solos, em rochas, nos seres humanos, nos animais e nos vegetais (MOSQUERA, 2004), o homem e seu ambiente estão continuamente expostos a radiações resultantes do decaimento radioativo, seja a fonte natural ou artificial (MAZZILLI, 2002). Os efeitos biológicos da exposição a altos níveis de radioatividade são desastrosos, contudo, os

efeitos da exposição a baixos níveis de radiação também podem causar danos (VALKOVIC, 2000).

Os principais estudos sobre impactos de radionuclídeos liberados no ambiente, principalmente Cs-137, foram realizados nos compartimentos ecológicos de ecossistemas aquáticos e terrestres de diferentes regiões do mundo, para avaliar a presença de Cs-137 em particulados atmosféricos (KNAPINSKA-SKIBA et al., 1995), a acumulação de Cs-137 em solos (AVERY, 1996; BUNZI et al., 1997; SCHIMMACK et al., 1997; POMMÉ et al., 1998, CHIU et al., 1999; CHIU et al., 2002) e em recursos hídricos (LINSALATA et al., 1985) e a distribuição do radionuclídeo em perfis de sedimentos de fundo de recursos hídricos de áreas diretamente afetadas (FÖRSTER; SCHIMMACK, 1992). Um dos compartimentos ecológicos mais importantes para o estudo da distribuição de radionuclídeos é o solo florestal, pois preserva as características naturais, sendo um registro histórico da contaminação radioativa (YOSHIDA et al., 2004).

#### 2.1.1 Radionuclídeos naturais e o K-40

Um núcleo instável de um elemento químico, geralmente de alto número atômico, emite espontaneamente partículas e/ou radiação eletromagnética (radiação gama) para atingir estabilidade nuclear. Após essa emissão, o núcleo sofre alteração, denominada transmutação ou decaimento, de um radionuclídeo para outro. As partículas emitidas podem ser alfa (semelhante ao núcleo de He), beta (elétrons/pósitrons) e nêutrons (FAURE, 1986). Os produtos de decaimento, denominados isótopos-filhos, podem ser estáveis ou instáveis. Se forem instáveis, sofrerão decaimentos sucessivos até atingirem estabilidade, ou seja, até se formarem isótopos estáveis. São conhecidos atualmente na natureza 264 isótopos estáveis, além dos isótopos instáveis ou radioativos, cujas meias-vidas são suficientemente longas para ainda ocorrerem na Terra, como U-238 e Th-232 (meias-vidas de 4,5 giga-anos e 14 giga-anos, respectivamente) (DICKIN, 1995). Há também isótopos com meia-vida muito curta, de segundos ou frações dele, formados durante os decaimentos sucessivos.

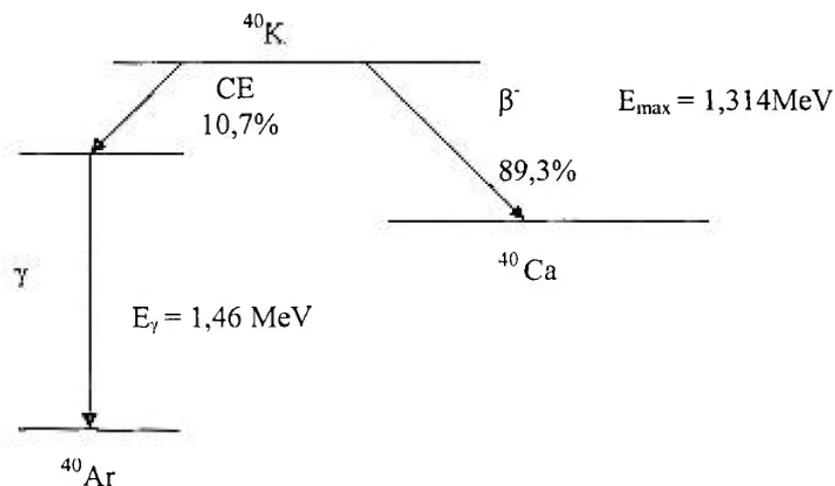
Quando ocorre uma sequência de decaimentos radioativos até ser originado um isótopo estável, há a formação de uma série de decaimento. Na natureza, existem três séries de decaimento, conhecidas pelos nomes dos isótopos que as encabeçam: U-238 (urânio), U-235 (actínio) e Th-232 (tório), com todas resultando em isótopos estáveis de Pb. Existem

outros radionuclídeos naturais que ocorrem isoladamente, sem pertencerem a nenhuma dessas séries. Entre eles, encontram-se K-40 e Rb-87, que são os únicos mais significativos do ponto de vista ambiental, sendo K-40 o mais importante devido à sua análoga função nutricional ao K estável (ANDRELLLO, 2004).

O potássio é distribuído em toda a crosta terrestre com concentrações variando de 0,1 % em pedras calcárias até mais de 4 % em alguns granitos. Ainda, esse elemento químico possui três isótopos naturais, sendo que apenas um deles é radioativo, o K-40. A sua meia-vida é 1,28 giga-anos e apresenta uma abundância isotópica de 0,0118 %, resultando numa atividade específica de 0,0314 Bq/kg (ANDRELLLO, 2004).

K-40 decai para Ca-40, com 89,3 % de probabilidade, por emissão  $\beta^-$  com energia máxima de 1.314 keV. Mas, em 10,7% das desintegrações, K-40 decai por captura eletrônica (CE) para Ar-40 num estado excitado, que emite um fóton característico de 1.460 keV, que resultará no argônio estável (Figura 1). Esse decaimento é muito útil para a identificação e quantificação de K-40 por Espectrometria Gama de Alta Resolução, além de fornecer um excelente indicador ambiental, uma vez que o potássio está presente em quase todas as amostras ambientais. Em 0,001 % dos casos, K-40 decai para Ar-40 por emissão  $\beta^+$ .

**Figura 1 - Esquema de decaimento de K-40**



Fonte: [www.ifi.unicamp.br](http://www.ifi.unicamp.br)

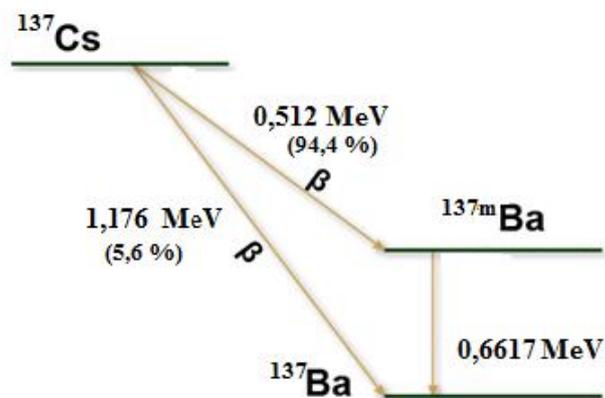
### 2.1.2 Radionuclídeos artificiais e o Cs-137

Entre os muitos desenvolvimentos marcantes da Área Nuclear do século passado, destaca-se a produção de radionuclídeos artificiais, em que alguns deles foram empregados na medicina nuclear. Radionuclídeos provenientes da fissão do urânio e do plutônio (fragmentos de fissão) se dispersaram por toda a superfície da Terra, de tal modo que, hoje é muito difícil encontrar um local ou um objeto, que não contenha os radionuclídeos de meia-vida longa como Cs-137, Sr-90, Kr-85 ou I-129, remanescentes de atividades nucleares do passado.

Um dos principais isótopos do céσιο é o Cs-137, também chamado de radiocésio, com meia-vida de 30,2 anos. É produzido durante o processo de fissão nuclear, enquanto que o outro principal isótopo, Cs-134, possui meia-vida de 2,07 anos, é obtido a partir da ativação neutrônica do único isótopo estável do céσιο, Cs-133 (AVERY, 1996).

Cs-137 decai por beta negativo ( $\beta^-$ ) por dois caminhos diferentes (Figura 2). No primeiro caminho (probabilidade de 5,6%), Cs-137 decai para Ba-137 no estado fundamental, emitindo uma partícula  $\beta^-$  com energia máxima de 1.175,6 keV. No segundo caminho (probabilidade de 94,4%), Cs-137 decai para Ba-137 no estado metaestável (meia-vida de 2,552 minutos) que, a partir de uma transição isomérica, vai para o estado fundamental emitindo um raio gama de energia de 661,66 keV (ANDRELLLO, 2004), que é o raio gama empregado para a quantificação de Cs-137 por Espectrometria Gama.

Figura 2 - Esquema de decaimento do Cs-137



Fonte: Adaptado de <http://www.spectrumtechniques.com/products/sources/isotope-generator-kit/>

A quantidade de Cs-137 liberada é estimada em 0,96 EBq ( $E = 10^{18}$ ), sendo distribuída em 76% no Hemisfério Norte e 24% no Hemisfério Sul, pois a lenta difusão dos fragmentos da fissão na estratosfera, devido à baixa velocidade dos ventos, causa um maior “fallout” no hemisfério no qual ocorreu a explosão. A maioria dos testes nucleares ocorreu no Hemisfério Norte, bem como os acidentes nucleares (CARDOSO, 2012; GUIMARÃES; ANDRELO, 2001).

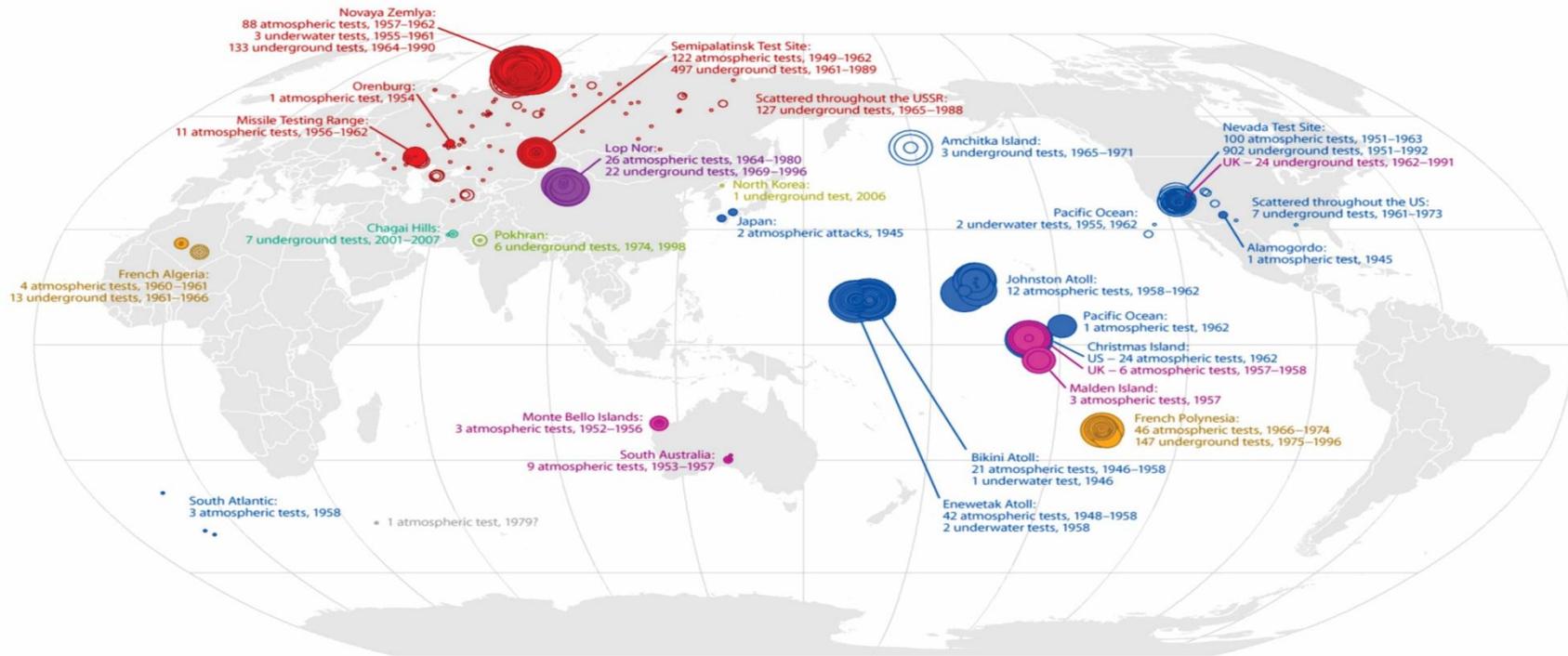
## **2.2 Fontes atmosféricas de Cs-137**

A Figura 3 mostra as localidades das explosões nucleares realizadas mundialmente, o tamanho da detonação e o tipo de teste realizado. Os testes mais expressivos foram realizados pelos Estados Unidos da América e pela União Soviética/Rússia (JOHNSTON, 2009). O primeiro teste nuclear foi conduzido pelos Estados Unidos em 16 de julho de 1945. A partir de 1963, quando os Estados Unidos assinaram o Tratado de Interdição Parcial de Testes Nucleares, passaram a realizar apenas testes subterrâneos. No total, desde 1945 até 1992 (data do último teste subterrâneo dos Estados Unidos), foram realizados 1123 testes nucleares, sendo 206 atmosféricos, 912 subterrâneos e 5 subaquáticos. A maior parte deles na área de testes de Nevada e na zona de testes do Pacífico nas Ilhas Marshall, mas também foram realizados testes em outros pontos dos Estados Unidos, incluindo Alasca, Colorado, Mississippi e Novo México (JOHNSTON, 2009).

A segunda nação a realizar testes nucleares foi a União Soviética. Em 29 de agosto de 1949, foi detonada a primeira bomba nuclear soviética. A União Soviética também é signatária do Tratado de Interdição Parcial de Testes Nucleares de 1963, passando a realizar apenas testes subterrâneos, até 1990, ano do seu último teste nuclear.

No total, foram realizados 982 testes nucleares, sendo 223 atmosféricos, 756 subterrâneos e 3 subaquáticos. A maioria na área de testes da Sibéria e de Nova Zembla, mas também foram realizados testes em vários pontos da Rússia, Cazaquistão, Turquemenistão e Ucrânia (JOHNSTON, 2009).

Figura 3 - Testes nucleares desde 1945



Country:	Year of first detonation:	Number of detonations:		
		atmospheric	underground	underwater
<b>United States</b>	1945	206	912	5
<b>USSR</b>	1949	223	756	3
<b>United Kingdom</b>	1952	21	24	
<b>France</b>	1960	50	160	
<b>China</b>	1964	22	26	
Israel?	1967 ?			
<b>India</b>	1974		6	
South Africa?	1979 ?	1 ?		
<b>Pakistan</b>	1998		7	
<b>North Korea</b>	2006		1	

not all data is official, and some locations are approximate. data source: <http://www.johnstonsarchive.net/nuclear/tests>

Each explosion is represented by a circle.  
 Many of these circles overlap.

- Filled circles are atmospheric detonations
- Hollow circles are underground or underwater tests

The size of each circle represents the yield of the blast.  
 The scale is not linear:

- more than 20 megatons
- 2.5–5.1 megatons
- 160–320 kilotons
- less than 15 kilotons

Outros países também participaram da “Corrida Nuclear”, como a França e o Reino Unido. Após adotarem o Tratado de Interdição Completa de Testes Nucleares em 1996, todos estes países se comprometeram a descontinuar os seus programas de testes nucleares. A Índia e o Paquistão, ambos não signatários, realizaram os últimos testes nucleares em maio de 1998. No atual século, apenas cinco testes nucleares foram executados pela Coreia do Norte entre os anos de 2006 e 2016.

### **2.3 Acidentes nucleares e fontes locais de contaminação**

Conforme a Norma CNEN-NN-3.01, acidente é qualquer evento não intencional, incluindo erros de operação e falha de equipamento, cujas consequências reais ou potenciais são relevantes sob o ponto de vista de proteção radiológica.

A deposição de Cs-137, devido aos testes nucleares, ocorreu até meados da década de 1980, sendo que, por causa do acidente de Chernobyl, na Ucrânia, grande parte da Europa teve um “fallout” adicional de Cs-137. Não existe relato na literatura que a contaminação deste acidente tenha alcançado o Hemisfério Sul (SANTOS et al., 2008). Nesse acidente nuclear, houve a liberação pelo núcleo de um particulado contendo produtos de fissão e gases nobres radioativos (ROSÉN, 1996; LOPES FIGUEIRA, 2000). Dentro de uma área de 30 km, a contaminação radioativa do solo foi cerca de 75%, proveniente principalmente de partículas do combustível com radioestrôncio associado (LOPES FIGUEIRA, 2000). Análises de solos atuais da região de Chernobyl indicaram concentrações de atividade variáveis de 270 Bq kg<sup>-1</sup> a 8.200 Bq kg<sup>-1</sup> de Cs-137. Não houve uma relação muito clara entre o tipo de solo e a concentração de Cs-137 nos solos (MEL’NIKOVA et al., 2017).

Como consequência de um tsunami, houve uma sequência de falhas no sistema de segurança da usina nuclear de Fukushima Daiichi, provocando um acidente nuclear com a liberação de materiais radioativos para o meio ambiente (IAEA, 2015). A usina começou a liberar quantidades significativas de material radioativo em 12 de março, tornando-se o maior desastre nuclear desde o acidente nuclear de Chernobyl e o segundo (depois de Chernobyl) a chegar ao nível 7 na Escala Internacional de Acidentes Nucleares (IAEA, 2015). Em agosto de 2013, o vazamento de uma enorme quantidade de água radioativa contendo iodo-129, estrôncio-90, cézio-137, cézio-134 e plutônio-239 foi um dos problemas mais graves que afetou o processo de limpeza do local. Houve contínuos vazamentos de água contaminada da usina, inclusive para o mar. A maior parte das emissões atmosféricas se dispersou pelo

Pacífico Norte, depositando-se na superfície do oceano. A radioatividade se propagou por grandes distâncias, sendo detectada, em concentrações de atividade bem pequenas, a muitos quilômetros do acidente (IAEA, 2015).

As mudanças na direção dos ventos ocasionaram o transporte das emissões atmosféricas para o continente, depositando radionuclídeos no solo, principalmente ao noroeste de Fukushima. Os padrões de deposição variaram consideravelmente dependendo das chuvas, das nevascas e de outras condições climáticas locais. I-131, Cs-134 e Cs-137 foram encontrados em água potável e em alimentos (IAEA, 2015). As consequências para a ecologia desses impactos envolvem mutações em espécies vegetais, danos no DNA de seres vivos da região, além de montanhas e bacias hidrográficas contaminadas pela radiação por décadas, ou até séculos (IAEA, 2015).

Como fonte local de contaminação, em Goiânia (GO) houve a violação de uma fonte de Cs-137, de 1.375 Curies (50,9 TBq), removida de uma unidade de teleterapia, deu origem a um acidente radiológico. O acidente foi classificado como nível 5 (acidentes com consequências de longo alcance) na Escala Internacional de Acidentes Nucleares. O acidente com Cs-137 foi o maior acidente radioativo do Brasil e o maior do mundo ocorrido fora das usinas nucleares (CNEN, 1988; IAEA, 1988).

O acidente de Goiânia gerou 3.500 m<sup>3</sup> de lixo radioativo, aproximadamente, 6.000 toneladas de rejeito oriundo da descontaminação das áreas atingidas, que foi acondicionado em contêineres concretados (CNEN, 1988; IAEA, 1988; RIBEIRO et al., 2011). Para garantir a proteção à saúde do homem e do meio ambiente, foi construído um repositório definitivo para abrigo desses rejeitos associado a um Programa de Monitoração Ambiental (PMA).

Os resultados obtidos a partir da análise dos meios monitorados no Programa de Monitoração Ambiental, durante o período de 1998 a 2010, mostraram que o impacto radiológico para os indivíduos do público e ambiente circunvizinhos é praticamente nulo, pois as doses efetivas anuais não ultrapassam 0,3 mSv/ano (RIBEIRO, 2010; RIBEIRO et al., 2011). Os valores obtidos para a atividade de Cs-137 por unidade de massa ou de volume, na maioria das amostras, foram menores que a Atividade Mínima Detectável, cuja média geométrica foi 0,08 Bq/L para as águas, 0,22 Bq/kg para solo e 0,19 Bq/kg para sedimento e vegetação (RIBEIRO et al., 2011).

## 2.4 Fatores determinantes da dispersão atmosférica de contaminantes

A atmosfera é um dos caminhos mais importantes para o transporte de radionuclídeos liberados no ambiente (BARBOZA, 1989). Dessa forma, são necessárias informações adequadas sobre os parâmetros atmosféricos, a fim de que a dispersão das liberações radioativas possa ser avaliada com precisão, bem como o impacto radiológico resultante. Os radionuclídeos em efluentes gasosos sofrem diluição na atmosfera e o fator de diluição é dependente das condições meteorológicas e geográficas da região. A seleção de parâmetros meteorológicos e o modelo de dispersão adequado dependem das características do local, sua região e as condições de liberação (BARBOZA, 1989). O principal objetivo dos modelos de dispersão atmosférica é avaliar a concentração da substância poluente na atmosfera como uma função do tempo e/ou espaço e a dose equivalente resultante. Esta avaliação deve ser estendida à contaminação do solo devido à deposição dos radionuclídeos (BARBOZA, 1989).

Com o acidente nuclear de Chernobyl, Cs-137 se tornou o radionuclídeo mais relevante para a Radioecologia (LIMA VAZ, 2008; XAVIER et al., 2007). A dispersão de contaminantes na atmosfera vem sendo estudada nos últimos anos por meio da modelagem matemática, envolvendo simulações numéricas. São estudados os problemas da poluição urbana, costeira, a dispersão em montanhas e vales e a dispersão em micro e macro escala na camada limite atmosférica (LIMA VAZ, 2008).

As investigações sobre a dispersão dos contaminantes, em particular do Cs-137, apontam que o caminhar deste radionuclídeo na atmosfera ocorre preferencialmente na direção dos ventos, que contribui na mistura dos contaminantes com o ar limpo, causando diluição. A atuação dos ventos depende das condições do tempo e das barreiras, tais como construções, montanhas e florestas (LIMA VAZ, 2008).

Os fluxos de ar existentes na atmosfera são sujeitos a movimentos irregulares, tridimensionais, denominados de turbulências (LIMA VAZ, 2008). A turbulência da atmosfera exerce um papel importante no transporte e na difusão e, conseqüentemente, na dispersão dos contaminantes na atmosfera. De modo geral, a turbulência da atmosfera é determinada pela velocidade dos ventos e perfil vertical de temperatura. A movimentação na direção vertical pode ser atribuída à turbulência térmica resultante de parcelas de ar aquecido que ascende da superfície terrestre, e que são substituídas pelo ar mais frio em sentido descendente. A movimentação dos contaminantes na direção horizontal é determinada pela

turbulência mecânica, provocada pelo vento na sua instabilidade direcional e de velocidade, associada às características topográficas da região (LIMA VAZ, 2008).

Em condições normais, há gradiente de diminuição da temperatura do ar com o aumento da altitude. O ar é mais frio em lugares mais altos. Entretanto, ao longo do dia, o ar mais frio, por ser mais denso, tende a descer, enquanto que o ar mais quente tende a subir, formando correntes de convecção que renovam o ar junto ao solo. No caso de regiões junto às encostas de montanhas ou vales, ocorre uma inversão, pois uma camada de ar frio se interpõe entre duas de ar quente, evitando a formação das correntes de convecção. Desta forma, o ar junto ao solo fica estagnado e não sofre renovação, o que acarreta um acúmulo de contaminantes no ar (LIMA VAZ, 2008).

A qualidade do ar é fortemente influenciada pelas chuvas, que agem como um importante agente de autodepuração da atmosfera, levando à precipitação de partículas presentes na atmosfera, que se depositam no solo e de gases solúveis que, ao reagirem com a água da chuva, também são lançados sobre o solo. Portanto, os índices pluviométricos de uma região influenciam diretamente no transporte de contaminantes na atmosfera. Quanto maiores forem os índices pluviométricos, menor será a quantidade de contaminantes transportada na atmosfera (LIMA VAZ, 2008).

Os estudos realizados para avaliar o transporte e deposição de radionuclídeos liberados durante o acidente de Chernobyl mostraram uma forte influência das florestas na forma de dispersão da pluma (LIMA VAZ, 2008). Alguns radionuclídeos depositam-se no solo, podendo ser absorvidos por plantas, enquanto outros, como os gases nobres, permanecem na atmosfera (BARBOZA, 1989). De acordo com Tikhomirov e Shcheglov (1994), a deposição de aerossóis é maior em florestas do que em áreas de pastos. Ould-Dada et al. (2002) concluíram que a deposição de radionuclídeos nas bordas das florestas foi três vezes maior que a deposição sobre pastos abertos. Entretanto, existe uma lacuna quanto à avaliação da dispersão de contaminantes radioativos em florestas (LIMA VAZ, 2008).

Cs-137 é um dos principais radionuclídeos antropogênicos, pois pode atingir o homem, contaminando-o a partir da sua acumulação na cadeia alimentar ao ser absorvido pelas plantas e animais (YOSHIDA et al., 2004).

## 2.5 Transferência de K-40 e Cs-137 nos ecossistemas

A transferência de elementos químicos nos ecossistemas naturais ainda é pouco conhecida. A vegetação, na maioria das vezes composta por espécies nativas e exóticas, absorve elementos químicos do solo, acumulando-os nos compartimentos biológicos. Por causa da semelhança química, alguns elementos-traço podem ser acumulados durante a absorção de elementos essenciais (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). A transferência solo-planta de elementos-traço é parte da ciclagem de elementos químicos na natureza. É um processo complexo, regido por diversos fatores, naturais e antropogênicos. Deste modo, a previsão de absorção de um determinado elemento-traço pelas plantas a partir de um dado meio de crescimento deve ser baseada em vários parâmetros bióticos e abióticos que controlam o seu comportamento químico no solo (KABATA-PENDIAS, 2004).

A transferência de elementos-traço entre as fases do solo pode ser considerada o principal processo que controla o comportamento e a biodisponibilidade desses elementos-traço. A fase líquida do solo (solução do solo) está em constante e rápida mudança devido ao contato com a fase sólida do solo e pela absorção de íons e água pelas raízes das plantas (KABATA-PENDIAS, 2004). Os processos químicos mais importantes do ponto de vista da biodisponibilidade e comportamento de elementos-traço nos solos são relacionados à adsorção de elementos químicos, ou seja, sua passagem da fase líquida para a fase sólida. Estes processos determinam a concentração dos íons e complexos metálicos na solução do solo e, portanto a absorção destes elementos pelas plantas (BRUMMER, 1986; SILVA, 2006). O risco para o ambiente e para a saúde humana de um determinado elemento-traço, caso seja transferido para a vegetação, depende da sua mobilidade e fitodisponibilidade (KABATA-PENDIAS, 2004). Radionuclídeos com comportamento químico análogo ao de nutrientes essenciais podem ser absorvidos pelas plantas. Processos de competição iônica entre o radionuclídeo e nutrientes de comportamento químico análogo influenciam igualmente a taxa de absorção das plantas (NASCIMENTO SOBRINHO, 2014). A maioria das informações disponíveis na literatura brasileira refere-se à fertilidade do solo e poucos se referem à questão ambiental (SILVA, 2006).

Devido às semelhanças químicas entre os elementos químicos da família IA, céσιο tende a acompanhar o potássio nos processos biológicos (YOSHIDA et al., 2004; SIMON et al., 2002; WITTENBACK; TOBLER, 1998). Em solos cultivados há 20 anos, o aumento do conteúdo de potássio é de uma ordem de magnitude (ANDRELLO, 2004).

Potássio e, então, K-40, é encontrado em todos os sistemas biológicos. Um homem de 70 kg contém em torno de 140 g de potássio, principalmente nos músculos, o que corresponde a 4,4 kBq de K-40 no corpo (ANDRELLO, 2004).

Myttenaere et al. (1993) estudaram o ciclo global do potássio em floresta temperada, relacionado com a contaminação com Cs-137. O estudo apontou para uma competição na utilização do céσιο e do potássio pela planta, devido à semelhança no seu comportamento, pois ambos são metais alcalinos (MYTTENAERE et al., 1993). Além disso, propriedades do solo, como concentração hidrogeniônica (pH), teor de matéria orgânica, presença de óxidos de ferro, alumínio ou manganês, porcentagem de argila e potencial redox governam o comportamento e a disponibilidade dos elementos-traço no solo. De acordo com Kabata-Pendias e Pendias (2001), o pH e o potencial redox do solo são os fatores mais relevantes, pois, além de controlarem as reações químicas, também controlam a especiação dos elementos-traço em solução. Sendo assim, as condições do solo desempenham um papel crucial no comportamento desses elementos-traço (KABATA-PENDIAS, 2004).

Na maioria dos ambientes com vegetação, quando Cs-137 alcança o solo, é firmemente adsorvido pelas argilas do solo, tendo sua subsequente redistribuição lateral associada à erosão, transporte e deposição do solo devido à chuva e ao vento (ANDRELLO; APPOLONI, 2005). Por outro lado, a mobilidade de Cs-137 nos solos é dependente do pH, da estrutura cristaloquímica dos minerais argilosos e da matéria orgânica (ESTEVES, 2013).

As florestas tropicais são ecossistemas com elevado número de espécies vegetais e animais, que habitam desde o solo até o dossel da floresta (OLIVEIRA, 2004). Espécies vegetais são grandes incorporadoras de energia e matéria nos ecossistemas (REIMANN et al., 2001). Nas florestas tropicais, as espécies arbóreas são responsáveis pela movimentação de elementos químicos no ecossistema, absorvendo-os do solo e da atmosfera e incorporando-os no sistema por meio da produção de serrapilheira (FRANÇA, 2006). As espécies arbóreas representam, assim, os maiores compartimentos do ecossistema em termos de ciclagem mineral, sendo bastante interessantes para estudos de bioacumulação de elementos químicos (FRANÇA, 2006), em particular os radionuclídeos, proporcionando, dessa maneira, a sua monitoração nos ecossistemas. A acumulação do céσιο nas copas das árvores tem sido objeto de estudo, bem como a sua absorção pela vegetação (BENGSTSSON, 1992; SCHIMMACK, 1992; BONNET, 1993; HUS, 2001; YOSHIDA et al., 2004; MEL'NIKOVA et al., 2017).

Um grupo de árvores, ou cinturão, ou cortina florestal, pode desenvolver outro tipo de efeito no processo de retenção dos poluentes, que é o efeito passivo, o qual resulta do fato de as árvores funcionarem como obstáculos físicos às correntes de vento e, conseqüentemente, de poluentes. Dependendo de outras condições ambientais, este efeito passivo também é importante na purificação do ar (LIMA, 1980; JENSEN et al., 1976).

O solo é particularmente interessante para programas de biomonitoração, pois nos fornece indicativos da transferência e disponibilidade de elementos químicos às plantas (KABATA-PENDIAS, 2004). Por outro lado, dentre os muitos compartimentos que influenciam a adaptação e diversidade de florestas sob as mesmas condições climáticas, o solo é um dos mais importantes e menos compreendidos (DUBBIN et al., 2006). De fato, muito se discute sobre o papel do solo como fornecedor de elementos químicos às florestas tropicais, que, na maior parte dos casos, desenvolvem-se em solos com baixos níveis de fertilidade. Aparentemente, os horizontes mais profundos, inclusive a rocha-mãe, não contribuem para a manutenção de elementos químicos nas camadas superficiais do solo (HAMDAN; BURNHAM, 1996; LAHDENPERÄ et al., 2001). A deposição da serrapilheira enriquecida em elementos químicos (FRANÇA, 2006) e entradas via atmosfera (DUBBIN et al., 2006) são os responsáveis pelo suprimento de elementos químicos nas camadas superficiais do solo (ESHETU et al., 2004).

Outro importante fator a ser considerado é a permanência das espécies florestais em ecossistemas sujeitos à poluição atmosférica por radionuclídeos por longos períodos de tempo. A atmosfera, principalmente em ecossistemas tropicais, é a principal fonte de elementos químicos para a vegetação, uma vez que a disponibilidade desses elementos no solo já alcançou o equilíbrio (HAMDAN; BURNHAM, 1996). Por isso, é razoável levantar a hipótese de que as florestas possuem a capacidade de filtrar o material particulado de modo a retirar, acumular e reciclar contaminantes nos compartimentos bióticos, ou seja, a hipótese de florestas nativas formando uma barreira de filtração de elementos químicos, funcionando como biofiltros atmosféricos, é bastante plausível.

## 2.6 A Mata Atlântica como “Hotspot” de biodiversidade: processos mantenedores

O conceito de “hotspot” foi criado para determinar as áreas do planeta mais importantes para a preservação da biodiversidade na Terra, identificando as regiões que concentravam os mais altos níveis de biodiversidade para as ações de conservação seriam mais urgentes (MYERS, 1988). No Brasil, há dois “hotspots” de biodiversidade mundial: o Cerrado e a Mata Atlântica (MYERS et al., 2000). A Mata Atlântica, originalmente, abrangia uma área equivalente a 1.315.460 km<sup>2</sup> e estendia-se ao longo de 17 Estados (Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Goiás, Mato Grosso do Sul, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo, Bahia, Alagoas, Sergipe, Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Ceará e Piauí). Atualmente, restam apenas 7,5 % (MYERS et al., 2000). A Mata Atlântica foi decretada Reserva da Biosfera pela UNESCO e Patrimônio Nacional, na Constituição Federal de 1988. A composição original da Mata Atlântica é um mosaico de vegetações definidas como Florestas Ombrófilas Densa, Aberta e Mista; Florestas Estacionais Decidual e Semidecidual; Campos de Altitude, Mangues e Florestas de Restingas (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2014).

A Mata Atlântica está presente em grande parte da região litorânea brasileira, ocupando uma extensão de aproximadamente 100 mil quilômetros quadrados. É uma das mais importantes florestas tropicais do mundo, apresentando uma rica biodiversidade, sendo considerada um dos mais importantes conjuntos de ecossistemas do planeta (MYERS et al., 2000).

Na Figura 4 é apresentado um trecho de Mata Atlântica, em que se observa a exuberância desse ecossistema no Parque Estadual Carlos Botelho (VELOSO; GÓES-FILHO, 1982). Localizado na região sudeste do Estado de São Paulo, o Parque Estadual Carlos Botelho ocupa uma grande área, isto é, mais de 37 mil hectares de extensão (IBAMA, 2014).

**Figura 4 - Mata Atlântica do Parque Estadual Carlos Botelho, Estado de São Paulo**



Fonte: A autora

A área atual do bioma Mata Atlântica encontra-se altamente reduzida e fragmentada com seus remanescentes florestais localizados, principalmente, em áreas de difícil acesso. A preservação desses remanescentes vem garantindo a contenção de encostas, propiciando oportunidades para desfrute de exuberantes paisagens e desenvolvimento de atividades voltadas ao ecoturismo, além de servir de abrigo para várias populações tradicionais, incluindo povos indígenas. Além disso, nela estão localizados mananciais hídricos essenciais para abastecimento de cerca de 70 % da população brasileira, que vivem na área desse bioma, perto de 120 milhões de pessoas (IBAMA, 2014).

A conservação da Mata Atlântica é de interesse do Governo, da sociedade civil organizada, instituições acadêmicas e setor privado. O Código Florestal Brasileiro, que define as estratégias de proteção das formações florestais, data de 1965, entretanto, devido a políticas públicas ineficientes e a uma insuficiente fiscalização ambiental, o resultado tem sido a eliminação e, conseqüente, fragmentação dessas florestas (RODRIGUES, 2004).

Restam hoje no Estado de São Paulo, por exemplo, alguns poucos remanescentes florestais maiores, geralmente protegidos na forma de Unidades de Conservação. Vários

estudos e iniciativas têm sido desenvolvidos nos últimos anos, gerando um acervo de conhecimento e experiência significativo, como o Projeto Parcelas Permanentes do Programa Biota da FAPESP (RODRIGUES, 2004). Esse projeto teve como objetivo a caracterização ambiental detalhada, com reavaliações periódicas, das quatro principais formações florestais ocorrentes no Estado de São Paulo, buscando compreender a dinâmica e os processos geradores e mantenedores da biodiversidade, além da adequação de práticas de conservação, manejo e restauração, com base no conhecimento gerado. O Projeto Parcelas Permanentes foi pioneiro no Brasil, com o estabelecimento de 40,96 ha de Parcelas Permanentes nas quatro principais formações florestais do estado de São Paulo (Floresta de Restinga, Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semidecidual e Cerradão).

Florestas tropicais são caracterizadas pela baixa disponibilidade de nutrientes no solo. Assim sendo, sua sustentabilidade depende do suprimento de elementos químicos pela atmosfera (WARING; SCHLESINGER, 1985). A poluição atmosférica afeta a conservação de ecossistemas naturais, pois interfere na ciclagem de elementos químicos (GRANTZ et al., 2003). A ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais, plantados ou naturais, tem sido amplamente estudada com o intuito de se obter maior conhecimento da dinâmica dos nutrientes nestes ambientes, não só para o entendimento do funcionamento dos ecossistemas, mas também buscando informações para o estabelecimento de práticas de manejo florestal para recuperação de áreas degradadas e manutenção da produtividade de sítios degradados em recuperação (SOUZA; DAVIDE, 2001).

Análises do ciclo biogeoquímico do Cs-137 têm sido realizadas principalmente nas florestas europeias de clima temperado em decorrência do acidente de Chernobyl (BELL; SHAW, 2005). Os resultados experimentais para árvores lenhosas têm indicado que o céσιο possui alta mobilidade no interior de seus compartimentos, tendendo a acumular em maior quantidade nos órgãos de crescimento da planta, como frutos, folhas, brotos ou galhos e na casca dos troncos (SANCHES, 2008).

O solo é a principal fonte de substâncias químicas para as plantas, porém, em algumas situações, pode ser uma fonte de contaminação. A serrapilheira, que é depositada sobre o solo, é formada por folhas, flores, frutos, ramos e resíduos animais (SANTOS; VÁLIO, 2002). O compartimento serrapilheira é fundamental para a ciclagem mineral das florestas tropicais, pois está relacionado com a transferência de elementos químicos da vegetação para a superfície do solo (MORAES et al., 1999).

## 2.7 Solos

Definir solo é tarefa bastante difícil. Além da dificuldade epistemológica desta tarefa, o constante progresso da ciência do solo vem produzindo um enorme volume de conhecimentos sobre solo, exigindo de seus estudiosos várias modificações neste conceito ao longo do tempo (NASCIMENTO SOBRINO, 2014). De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006), o solo é uma coleção de corpos naturais, constituídos por partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais, dinâmicos, formados por materiais minerais e orgânicos, que ocupam a maior parte do manto superficial das extensões continentais do nosso planeta, contém matéria viva e podem ser vegetados e terem sido modificados por interferências antrópicas, após a retirada da vegetação original. Quando examinados a partir da superfície, consistem de seções aproximadamente paralelas, organizadas em camadas ou horizontes que se distinguem do material de origem inicial, como resultado de adições, perdas, translocações e transformações de energia e matéria, que ocorrem ao longo do tempo e sob a influência dos fatores clima, organismos e relevo (EMBRAPA, 2006).

A fase sólida do solo é constituída por minerais e pela matéria orgânica do solo (MO), cujas dimensões e arranjo espacial são os mais diversos, desde fragmentos grosseiros até materiais tão finos que apresentam propriedades coloidais (NASCIMENTO SOBRINHO, 2014), sendo possível classificá-los de acordo com sua granulometria. Denominações específicas são empregadas para as diversas faixas de tamanhos de grãos. Existem diversos sistemas de classificação propostos pela Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, International Society of Soil Science e U.S. Department of Agriculture, por exemplo. Os limites para cada faixa de tamanhos de grãos variam conforme os sistemas de classificação. Os valores adotados pela ABNT estão indicados na Tabela 1.

A proporção relativa de areia, silte e argila, comumente chamada de textura, varia de solo para solo, sendo possível classificá-los em classes texturais, que são um modo simples e objetivo de comunicar propriedades de uma amostra de solo relevantes para a compreensão do comportamento de radionuclídeos metálicos, como Cs-137, em solos. Por exemplo, quanto mais argiloso for o solo, maior será sua superfície específica e maior sua capacidade de sorção. Quanto mais arenoso, além de menor capacidade sorçiva, o solo tenderá a ser mais bem drenado, potencializando a perda do Cs-137 por lixiviação (NASCIMENTO SOBRINHO, 2014).

**Tabela 1 – Limites das frações de solo pelo tamanho dos grãos**

<b>Fração</b>	<b>Limites definidos pela ABNT</b>
Matacão	$200 \text{ mm} < \phi < 1 \text{ m}$
Pedra	$60 \text{ mm} < \phi < 200 \text{ mm}$
Pedregulho	$2 \text{ mm} < \phi < 60 \text{ mm}$
Areia Grossa	$0,6 \text{ mm} < \phi < 2 \text{ mm}$
Areia Média	$0,2 \text{ mm} < \phi < 0,6 \text{ mm}$
Areia Fina	$0,06 \text{ mm} < \phi < 0,2 \text{ mm}$
Silte	$0,002 \text{ mm} < \phi < 0,06 \text{ mm}$
Argila	$\phi < 0,002 \text{ mm}$

Fonte: ABNT NBR-6502/95

A matéria orgânica do solo é constituída por materiais orgânicos, originários de resíduos vegetais em diferentes estágios de decomposição, fragmentos de carvão finamente divididos, substâncias húmicas, biomassa meso e microbiana, e outros compostos orgânicos naturalmente presentes no solo, os quais podem estar associados ao material mineral em proporções variáveis. O conteúdo de constituintes orgânicos impõe preponderância de suas propriedades sobre os constituintes minerais. O material do solo será considerado como orgânico quando o teor de carbono for igual ou maior que 80 g/kg (EMBRAPA, 2006).

O sistema solo está constantemente em atividade química, em que inúmeras reações se processam ao mesmo tempo dentro de cada uma de suas fases (sólida, líquida e gasosa), entre elas e delas com o ambiente. Devido a sua alta reatividade, a maioria dos fenômenos químicos ocorre nas partículas menores do solo, chamada fração coloidal. Os colóides do solo, que compreendem as partículas com diâmetro entre um micron e um nanômetro, são compostos principalmente pelas argilas do solo e pela fração mais reativa da matéria orgânica (ácidos húmicos e fúlvicos) (GATIBONI, 2000). A fração coloidal do solo é bastante heterogênea, pois é constituída de diferentes espécies de minerais e materiais orgânicos e, ainda, está presente no solo em meio a partículas maiores, como silte e areia. Por causa das cargas dos colóides, o solo tem a capacidade de reter uma grande quantidade de íons e manter apenas

uma pequena quantidade destes na solução do solo. Isso evita a lixiviação excessiva dos nutrientes pela água (GATIBONI, 2000).

Cs-137 apresenta uma primeira energia de ionização muito baixa ( $376 \text{ kJ mol}^{-1}$ ), portanto, é fácil retirar o elétron de valência tornando-o um íon monovalente, sendo fortemente fixado pelas argilas do solo, o que sugere pontos de alta seletividade para esses cátions. Estudos sobre a adsorção do Cs-137 mostraram que a maioria dos solos é capaz de reter este radionuclídeo quando ele encontra-se em baixas quantidades, como ocorre durante a deposição/precipitação de elementos radioativos na superfície terrestre –“fallout”. Mesmo depois de repetidas extrações com vários agentes químicos, Cs-137 é fortemente adsorvido e fixado pelos solos, restringindo seu movimento por lixiviação ou outros processos químicos naturais (GUIMARÃES; ANDRELLO, 2001).

Os espaços entre as partículas sólidas do solo estão preenchidos pelas fases líquida e gasosa (NASCIMENTO SOBRINHO, 2014). A fase líquida do solo está intimamente associada à fase sólida e consiste de uma solução de eletrólitos minerais, substâncias orgânicas e gases em meio aquoso, pelo que é comumente chamada de solução do solo. Esta solução é também um sistema dinâmico, aberto e sua composição é resultante da interação que faz com os diversos componentes do solo (MEURER; ANGHINONI, 2010). A solução do solo é, portanto, o meio em que os íons nela dissolvidos se movimentam, ora quando são lixiviados, ora quando são absorvidos pela biota do solo, ora quando se distribuem pelo campo elétrico das partículas coloidais do solo (ALLEONI et al., 2009). A fase gasosa, também chamada de atmosfera do solo, consiste no ar que ocupa a porosidade do solo livre de água (NASCIMENTO SOBRINHO, 2014). Ambas as frações apresentam caráter dinâmico, tanto quanto à proporção relativa como quanto à composição química, e podem influenciar a dinâmica de solutos no solo (AGREN; ANDERSSON, 2011), conseqüentemente, a dinâmica de metais em ecossistemas terrestres.

No caso de poluentes metálicos, como o Cs-137, o conhecimento das características da fase sólida e sua relação com a fase líquida do solo são indispensáveis para a compreensão do comportamento destes poluentes em ecossistemas terrestres, porque é na interface entre estas fases que sua dinâmica é regulada (SOBRINHO et al., 2009). A troca iônica é o mecanismo mais importante na regulação da concentração de poluentes metálicos, como o Cs-137, na solução do solo, e está correlacionada com propriedades do solo, como pH, força iônica, CTC,

mineralogia, eletroquímica e matéria orgânica, dentre outras (SOBRINHO et al., 2009; NASCIMENTO SOBRINHO, 2014).

A mobilidade potencial de Cs-137 em determinado solo pode ser expressa de acordo com a maior ou menor facilidade com que este radionuclídeo é deslocado novamente para a fase líquida do solo. Estudos de dessorção são menos recorrentes na literatura, especialmente para radionuclídeos em solos tropicais (NASCIMENTO SOBRINHO, 2014). O céσιο apresenta uma reduzida mobilidade na maioria dos solos. Os estudos de perfis de solo, efetuados ao longo de vários anos de deposição deste elemento, evidenciam que a sua presença se situa, essencialmente, nas camadas superiores dos solos (ESTEVES, 2013). A mobilidade de Cs-137 nos solos é dependente do pH, da cristalquímica dos minerais argilosos e da matéria orgânica. Em solos que apresentem um reduzido teor de matéria orgânica, a partição solo-solução do cátion  $Cs^+$  é controlada por mecanismos de troca iônica (POINSSOT et al., 1999).

Embora os solos de florestas tropicais sofram constante intemperismo, este compartimento apresenta a maior biodiversidade de plantas vasculares do planeta (DUBBIN et al., 2006). Apesar do alto potencial de lixiviação dos nutrientes em ambientes tropicais úmidos, não há evidências de que a perda por lixiviação em florestas não perturbadas seja maior, na média, quando comparada a regiões temperadas (JORDAN, 1985). Isso se deve à evolução de mecanismos das espécies florestais tropicais para usar de forma mais eficiente os elementos químicos escassos e minimizar as perdas (JORDAN, 1985). Da mesma forma, elementos químicos tóxicos podem ser enriquecidos no sistema a partir dos mesmos processos de conservação de elementos químicos desenvolvidos pelas espécies vegetais tropicais.

A deposição de serrapilheira enriquecida de elementos químicos e entradas via atmosfera são os responsáveis pelo suprimento do déficit para a manutenção da produtividade do ecossistema (DUBBIN et al., 2006). Apesar dos efeitos positivos e negativos do solo sobre a acumulação de elementos químicos em plantas sob condições naturais, o emprego de plantas vasculares como monitoras da qualidade do solo quanto à presença de elementos químicos tóxicos merece atenção (MADEJÓN et al., 2005).

O grau e as características específicas da influência de cada espécie de árvore sobre o solo variam e são determinados pela quantidade e pela composição química da serrapilheira depositada sobre o solo, pela morte de partes do sistema radicular sob o solo, pelos exudatos liberados pela planta e pela precipitação interna e escurrimto pelo tronco da água da chuva

ou da neblina que fazem chegar ao solo uma água com composição química e pH diferentes da precipitação atmosférica (CARVALHO, 2008).

À medida que diferentes espécies arbóreas, em função das suas características ecofisiológicas específicas, absorvem e acumulam diferentes concentrações de nutrientes e outros elementos químicos nos seus tecidos, e que esses são continuamente devolvidos ao solo, cada uma das espécies arbóreas do dossel tende a acumular sob a projeção de suas copas diferentes concentrações de elementos químicos sob as camadas superficiais do solo (RODRIGUES, 2006).

França (2006) observou em suas investigações que, em amostras de solo de Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual Carlos Botelho-SP (PECB), as concentrações de céσιο foram superiores na camada de 10-30 cm quando comparadas às concentrações encontradas na camada de 0-10 cm. Diferenças entre as concentrações de elementos químicos entre horizontes superficiais e profundos do solo podem refletir o impacto da pedogênese nas distribuições originais de elementos químicos (ZHANG et al., 2002). A classe de solos predominante na parcela permanente do PECB é cambissolo, ou seja, solos poucos desenvolvidos, perfazendo cerca de 96 % dos tipos de solos ocorrentes (RODRIGUES, 2004).

Devido à presença de Cs estável em quantidades apreciáveis no ecossistema e de plantas acumuladoras desse elemento químico (FRANÇA et al., 2010), é evidente a necessidade de estudos mais detalhados sobre contaminantes radioativos nos solos do PECB.

## **2.8 Cs-137 em solos do Brasil**

Andrello et al. (2009) avaliaram o inventário de Cs-137 em solos não perturbados em diferentes regiões do Brasil, desde a região Sul (Porto Alegre-RS, Guarapuava-PR e Londrina-PR), a região Sudeste (Bom Jardim-RJ e Três Barras-MG), até a região Nordeste (Barreiras-BA e Aiuaba-CE). As amostras foram coletadas nas camadas de 0-5 cm, 5-15 cm e 15-30 cm. A metodologia utilizada para a determinação e quantificação de Cs-137 nas amostras foi Espectrometria Gama de Alta Resolução com detector de germânio hiperpuro (HPGe). Os resultados variaram de  $200 \pm 15 \text{ Bq m}^{-2}$ , para a região Sul, até  $15 \pm 2 \text{ Bq m}^{-2}$ , para a região Nordeste.

Antunes et al. (2010) selecionaram três áreas com vegetação nativa e solos não perturbados em Goiana, Araripina e Sertânia, com o objetivo de estudar a distribuição de Cs-137 em três solos representativos do Estado de Pernambuco. Para a determinação da atividade de Cs-137 nas amostras de solo foi utilizada a mesma técnica utilizada por Andrello et al. (2009). Foram encontrados estoques médio de Cs-137 de  $71,6 \pm 6,3$  (Bq m<sup>-2</sup>) em Goiana,  $64,0 \pm 13,8$  (Bq m<sup>-2</sup>) em Araripina e  $95,5 \pm 9,8$  (Bq m<sup>-2</sup>) em Sertânia. As maiores concentrações de atividade de Cs-137 ocorreram nas camadas superficiais do solo, e, variaram de 0,5 a 1,6 Bq kg<sup>-1</sup>, decrescendo linearmente com a profundidade.

Ribeiro et al. (2016) avaliaram o “fallout” de Cs-137 em amostras de solos do Estado do Rio de Janeiro. Neste trabalho, 262 amostras de solos, coletadas em áreas com mínima atividade antropogênica, foram analisadas por Espectrometria Gama com detector HPGe, das quais 36 amostras apresentaram o radionuclídeo, sendo que 86 % ficaram abaixo da atividade mínima detectável (0,2 Bq kg<sup>-1</sup>). Foram observados valores entre 0,32 Bq kg<sup>-1</sup> e 3,42 Bq kg<sup>-1</sup>, com média de 1,18 Bq kg<sup>-1</sup> e desvio padrão de 0,47 Bq kg<sup>-1</sup>.

## 2.9 Relação entre Cs-137, K-40, K e Cs estáveis

Quando depositado no ambiente, Cs-137, assim como o céσιο estável, possui a propriedade de misturar-se facilmente a outros elementos químicos na forma de íons, podendo ser absorvido pelas raízes das plantas. Por se tratar de um cátion monovalente de um metal alcalino (Cs<sup>+</sup>) e, portanto, possuir propriedades físico-químicas semelhantes ao potássio (K<sup>+</sup>), alguns trabalhos tem relatado que o potássio, quando usando como fertilizante, possui a capacidade de inibir a absorção de Cs-137 pelas raízes das plantas quando este estiver presente no solo (ZHU; SMOLDERS, 2000; ZHU et al., 2002). Entretanto, o grau de semelhança entre estes elementos químicos é um problema complexo, necessitando sua investigação em diversas configurações do ecossistema envolvido (SANCHES, 2008).

Em decorrência do acidente nuclear de Chernobyl, a competitividade entre esses elementos químicos tem sido estudada principalmente para plantas de clima temperado (SIMON et al., 2002). Por outro lado, após o acidente radiológico de Goiânia, alguns trabalhos também foram realizados para plantas de clima tropical (MOSQUERA et al., 2006; CARVALHO et al., 2006; ANJOS et al., 2007). Os resultados têm mostrado que as variações nas concentrações de sais de potássio e amônio no solo interferem na absorção de céσιο pelas

raízes das plantas (SHAW; BELL, 1991; SHAW et al., 1992; BELLI et al., 1995; SMOLDERS et al., 1996; ZHU, 1998; ZHU et al., 2002). A maioria desses trabalhos relata estudos que enfocam o comportamento da absorção de césio com relação à concentração do potássio no solo.

O Fator de Transferência entre um sistema solo-planta (FT) é a maneira mais simples de se avaliar a quantidade de um determinado elemento presente no solo, que é transferido para um vegetal (SANCHES, 2008). Esse parâmetro é considerado um dos mais importantes na avaliação ambiental após acidentes nucleares e/ou radiológicos, ou em outras situações em que o ambiente está exposto à contaminação por radionuclídeos (IAEA, 1994). O objetivo fundamental do conhecimento de valores de FT para vários vegetais é o de prever a concentração de certo radionuclídeo num determinado compartimento de um dado vegetal, por meio da estimativa da concentração desse elemento químico no solo. O FT pode ser calculado para qualquer compartimento de uma planta. Inclusive para a avaliação da transferência de radionuclídeos entre o solo e a raiz (SANCHES, 2008).

Resultados de estudo realizado por Shaw e Bell (1989) mostram que valores de concentrações de  $2 \times 10^{-4}$   $\mu\text{M}$  e  $2 \times 10^{-2}$   $\mu\text{M}$  de césio na solução do solo proporcionaram valores constantes de FT para esse elemento químico. Acima dessa concentração, o aumento da concentração de césio no solo ocasiona a diminuição exponencial de FT. Este mesmo comportamento foi observado para o potássio (EPSTEIN et al., 1963). Entretanto, outros trabalhos encontrados na literatura não concordam com um comportamento semelhante do FT para césio e potássio. Simon et al. (2002) analisaram a absorção de Cs-137 e K-40 em plantas nativas das Ilhas Marshall, local de testes nucleares realizados pelos Estados Unidos na década de 50. Os autores observaram que os valores do FT para esses radionuclídeos, incluindo algumas plantas tropicais tais como coqueiros, apresentavam um comportamento diferente em função do aumento desses elementos químicos no solo. Sendo que para o Cs-137, o FT apresenta um comportamento médio constante, enquanto que, para o K-40, o valor médio do FT vai diminuindo com o aumento de potássio no solo.

## **2.10 Espectrometria Gama de Alta Resolução**

A Espectrometria Gama de Alta Resolução proporciona informações diversas em uma única análise, além de ser rápida e não destrutiva. Por meio de um detector de radiação

acoplado a um sistema eletrônico de aquisição de dados, a técnica identifica os radionuclídeos emissores gama em uma amostra com radioatividade natural ou induzida, bem como fornece informações para calcular as suas atividades, a partir do registro e análise do espectro gama (FERREIRA, 2012). Outros métodos analíticos, entre eles, cintilação líquida e espectrometria de massa, são tradicionalmente utilizados para a determinação de baixos níveis de radionuclídeos naturais ( $< 10^3 \text{ pg.g}^{-1}$ ), porém com custos adicionais e processos químicos trabalhosos na preparação das amostras (PAPACHRISTODOULOU et al., 2003).

O sistema de medidas é constituído por um detector de radiação acoplado a um sistema eletrônico de aquisição de dados, cuja saída é representada por um espectro de natureza discreta, com linhas verticais que, devido aos diferentes fenômenos estatísticos implícitos em todo o sistema, sofrem alargamento e se transformam em picos de distribuição normal centrados na energia da radiação que interage com o detector. A largura desses picos à meia-altura é definida como resolução e permite avaliar a capacidade do dispositivo de detecção de discriminar fótons com energias muito próximas umas das outras (MOREIRA, 2005).

O detector mais utilizado em espectrometria gama tem sido o HPGe – detector semicondutor de germânio hiperpuro (Figura 5) que, mesmo apresentando uma eficiência geralmente menor do que a do detector cintilador de NaI, também largamente usado em Espectrometria Gama, possui a capacidade inerente e única de determinar a energia da radiação gama com alta resolução e, conseqüentemente, com uma menor incerteza de medição. O detector HPGe deve ser instalado em local com controle de temperatura e umidade.

Para que os radionuclídeos presentes em uma determinada amostra sejam devidamente identificados por Espectrometria Gama, é essencial que o detector esteja calibrado em energia. Essa calibração é feita por meio da medição de várias fontes-padrão contendo radionuclídeos com energias gama conhecidas. Após a obtenção do espectro, localizam-se os fotopicos e relacionam-se os canais referentes a seus centroides com as energias previamente conhecidas. Pelo fato de até mesmo os melhores sistemas de espectrometria gama poderem apresentar não-linearidades em um ou outro canal, é sempre importante, para tê-las em conta, a utilização de vários ou de pelo menos uma quantidade suficiente de picos de calibração para cobrir toda a faixa de energia de interesse (FERREIRA, 2012).

**Figura 5 – Blindagem e sistema de resfriamento (à esquerda) e detector HPGe do tipo planar no interior da blindagem (à direita)**



Fonte: A autora

A resolução de um detector ( $R$ ) é uma medida da sua capacidade de resolver pequenas diferenças de energia ( $\Delta E$ ), considerando fótons incidentes com energia  $E_0$ . Pode-se definir a resolução  $R$  em termos da largura a meia altura (FWHM – *Full Width at Half Maximum*) do pico de energia, sendo  $E_0$  a energia do centroide do pico:

$$R = \frac{\Delta E}{E_0} = \frac{FWHM}{E_0} = \frac{2,35\sigma}{E_0} \quad (2)$$

Um pico de energia pode ser aproximado por uma curva Gaussiana com desvio padrão  $\sigma$ . O alargamento do pico, ou seja, o aumento do valor de FWHM se deve principalmente às flutuações estatísticas. Além disso, existe também a contribuição do ruído eletrônico (FERREIRA, 2012).

Outro parâmetro a ser considerado quando se trabalha com detectores de radiação gama é a sua eficiência, ou seja, sua capacidade de registrar o maior número possível de fótons de radiação dentre o total que é emitido pela fonte ou da amostra em estudo. É de importância fundamental estimar, com o máximo de exatidão, a eficiência de qualquer detector de raios gama (GÜLTEKIN et al., 2006). A determinação experimental da eficiência

de um detector de germânio é realizada utilizando fontes de radiação gama com atividades conhecidas. A configuração experimental para a determinação da eficiência deve ser projetada de forma a se equivaler à configuração para a realização da espectrometria das amostras em estudo. Em alguns casos, grandes esforços são necessários para se chegar a uma configuração adequada, que combine com a geometria das amostras a serem analisadas. Ajustes como fatores de correção para efeito soma, atenuação na própria fonte, geometria, tempo morto devem ser realizados (ABBAS et al., 2001; JACKMAN; BIEGALSKI, 2008). A eficiência de detecção total  $\varepsilon_{tot}$  é dada por:

$$\varepsilon_{tot} = \frac{\text{eventos detectados}}{\text{eventos emitidos pela fonte}} \quad (3)$$

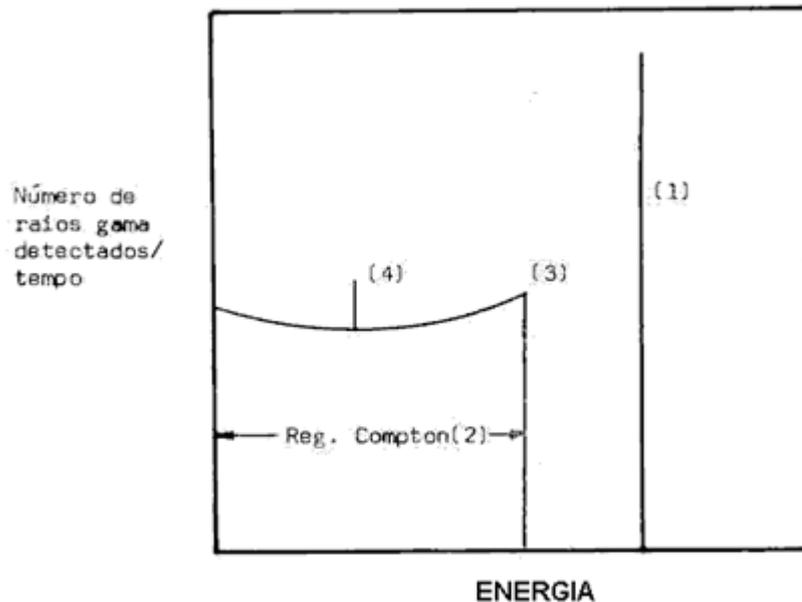
O número de fótons  $N_\gamma$  com energia  $E_0$ , emitidos pela fonte, depende da atividade da fonte,  $A$ , do tempo de aquisição,  $t$ , e da intensidade relativa de emissão da energia  $E_0$ ,  $I_\gamma$  conforme mostra a Equação 4.

$$N_\gamma(E_0) = A \times t \times I_\gamma(E_0) \quad (4)$$

O espectro teórico de uma radiação gama monoenergética  $E_\gamma$  é mostrado na Figura 6. A máxima energia dissipada no cristal pelo efeito Compton é chamada corte Compton (3). A região (2) corresponde aos raios gama que interagem com o cristal pelo efeito Compton, sendo que apenas parte da energia  $E_\gamma$  foi absorvida pelo cristal. Essa energia absorvida corresponde à energia cinética do elétron-Compton ( $T_c$ ). A energia desse elétron pode variar de 0 (quando o ângulo de dispersão é igual a zero,  $\theta = 0^\circ$ , até um valor máximo  $\theta = 180^\circ$ ). Portanto, por efeito Compton, a energia dissipada no cristal pode variar de zero até um valor máximo correspondente ao corte Compton ( $T_{cm}$ ). A linha (4) na Figura 6 é chamado pico de retroespalhamento ("backscatter"). Este pico é causado pelos raios gama emitidos pela fonte que interagem pelo efeito Compton com as vizinhanças do cristal (blindagem, por exemplo), sofrendo um desvio de  $180^\circ$  com a direção original. Posteriormente, estes raios dispersos voltam em direção ao cristal e são absorvidos dando um pico cuja energia é  $E_r = E_\gamma - T_{cm}$ , em

que  $E_r$  é a energia do pico de retroespalhamento,  $E_\gamma$  é a energia do raio gama da fonte e  $T_{cm}$  é a máxima energia deixada no absorvedor pelo efeito Compton (correspondendo a um desvio de  $180^\circ$ ) da direção original do raio gama (MONTANHEIRO et al., 1977).

**Figura 6 - Espectro teórico de uma fonte de radiação gama monoenergética: (1) fotopico; (2) região Compton; (3) corte Compton; (4) retroespalhamento**



Fonte: Montanheiro et al., 1977

A eficiência de fotopico é a razão do número de eventos detectados na região do espectro referente ao pico de maior absorção (fotopico) e os eventos emitidos pela fonte com a energia considerada.

Os semicondutores são sólidos que, teoricamente, à temperatura de 0 K, são isolantes perfeitos, mas que, com a elevação da temperatura, tornam-se maus condutores. A partir de 1945 iniciaram-se as pesquisas com os materiais semicondutores, mas apenas na década de 1960 começaram a surgir os primeiros detectores semicondutores, com volumes sensíveis significativos para a detecção da radiação. A utilização desses detectores em espectrometria aumentou a exatidão e a precisão das medições (FERREIRA, 2012; MARQUES, 2011).

A produção de cristais semicondutores (Ge e Si) cada vez maiores permitiu também obter eficiências maiores. Contudo, a operação dos semicondutores apresenta a desvantagem de ser necessário o resfriamento do cristal para temperaturas próximas a do nitrogênio líquido

(77 K). Isto implica em um sistema criogênico adicional. Com exceção do silício, semicondutores geralmente precisam ser resfriados a temperaturas baixas, antes de serem operados (FERREIRA, 2012). Os detectores de germânio são construídos geralmente na geometria cilíndrica ou coaxial, o que possibilita a configuração com volumes maiores, necessários para a espectrometria gama.

Nos semicondutores, a detecção da radiação baseia-se na geração de pares elétron-buraco (portadores de carga), sendo o número de pares proporcional à energia depositada pela radiação no material detector. Ao se estabelecer um campo elétrico, os pares elétron-buraco migram para o anodo e catodo, originando um sinal elétrico. De acordo com as propriedades dos materiais, do ponto de vista das bandas de energia, os materiais isolantes possuem uma banda de valência preenchida, separada da banda de condução vazia por um hiato de energia, de cerca de 5 eV. No caso dos materiais semicondutores, apesar de terem uma estrutura de bandas semelhante aos isolantes, a separação entre bandas é inferior a 2 eV, em particular o germânio apresenta um valor de 0,67 eV. Deste modo, o resfriamento do detector HPGe é necessário com vista a reduzir a excitação térmica dos elétrons da banda de valência (reduzir o ruído eletrônico), tornando as interações da radiação gama com os elétrons a única forma destes passarem para a banda de condução (FERREIRA, 2012; MARQUES, 2011).

Para permitir que os pares elétron-buraco sejam eficientemente coletados nos eletrodos (anodo e catodo), é necessário alterar a condutividade elétrica dos semicondutores. Para tal, são introduzidas pequenas quantidades de material, designados dopantes, que consistem em átomos com valências 3 ou 5 introduzidos na rede cristalina do Ge ou Si. Os átomos com valência 5 (por exemplo, o arsênio) estabelecem quatro ligações covalentes com os átomos vizinhos de Ge ou Si. O quinto elétron pode se mover livremente na rede, formando um conjunto de estados doadores (discretos) logo abaixo da banda de condução. Este material, por ter um excesso de portadores de carga negativa (elétrons) é denominado de semicondutor do tipo n. Por outro lado, os átomos com valência 3 (por exemplo, o Boro) ao não conseguirem estabelecer as quatro ligações com os átomos vizinhos da rede (Ge ou Si), produzem um material com excesso de buracos (portadores de carga positivos), denominado material semicondutor do tipo p. Neste caso, são formados estados aceitadores um pouco acima da banda de valência. Ao se estabelecer o contato físico entre esses dois tipos de material semicondutor, vai ocorrer a difusão de elétrons do material do tipo n para o material do tipo p e a subsequente combinação com os buracos. No material tipo n são criadas zonas fixas doadoras ionizadas. De modo inverso, a difusão dos buracos para o material do tipo n,

leva à criação de zonas fixas aceitadoras de carga negativa no material do tipo p. Após certo tempo, as cargas dessas zonas fixas geram um campo elétrico que interrompe outras difusões, isto é, atinge-se o equilíbrio (MARQUES, 2011).

Na vizinhança da junção, entre estes dois tipos de semicondutores, é criada uma zona de depleção, na qual os portadores de carga são neutralizados. Quando a radiação atinge esta zona, existe a criação de pares elétron-buraco. Devido ao efeito do campo elétrico, os elétrons são coletados num eletrodo, dando origem a um pulso elétrico cuja amplitude é proporcional à energia depositada pela radiação no material detector.

Com a aplicação de uma diferença de potencial obtém-se:

- Um aumento da zona de depleção, com o conseqüente aumento do volume sensível de detecção;
- Um aumento do campo elétrico na zona de depleção, permitindo que os portadores de carga sejam coletados de uma forma mais eficiente.

Entre as vantagens de se usar um detector semicondutor está o fato de que a energia média necessária para criar um par elétron-buraco é cerca de 10 vezes menor do que a energia para criar um par elétron-íon (no caso dos detectores gasosos). Assim, a quantidade de ionização produzida para uma dada energia é uma ordem de magnitude maior, resultando numa maior resolução em energia. Uma outra vantagem é que, devido a sua grande densidade, esses detectores possuem um poder de frenamento (“stopping power”) maior do que os detectores gasosos. Além disso, o uso de materiais mais densos implica em maior taxa de absorção e, portanto, maior eficiência de detecção. Eles são compactos no tamanho e possuem um tempo de resposta relativamente rápido. Sistemas de detecção de baixo fundo de radiação, como a espectrometria gama de alta resolução com HPGe, são mais adequados na medida de baixos níveis de radioatividade presentes em amostras ambientais.

### **3 MATERIAL E MÉTODOS**

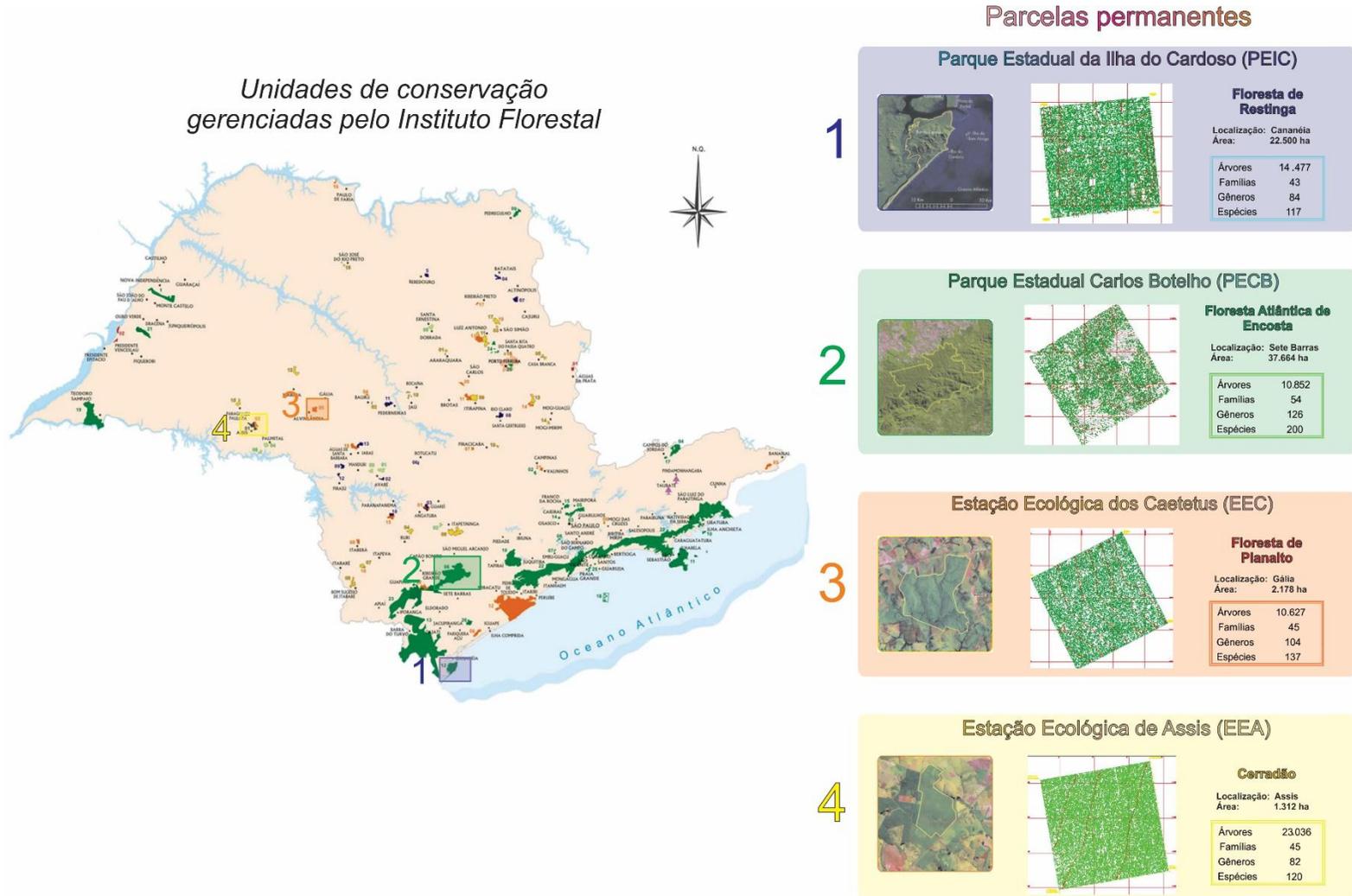
#### **3.1 Área de estudo**

A realização do estudo no Estado de São Paulo é decorrente do fato da presença de remanescentes florestais importantes para a conservação da biodiversidade, geralmente protegidos na forma de Unidades de Conservação. Uma peculiaridade do Sudeste Brasileiro é a presença de remanescentes florestais de diferentes unidades fitogeográficas ocorrendo muito próximos entre si e numa pequena amplitude latitudinal. No Estado de São Paulo, entre 25° e 22° de latitude sul ocorrem fragmentos de pelo menos quatro grandes formações florestais (VELOSO, 1992), como as Formações Pioneiras com Influência Marinha (Floresta de Restinga), a Floresta Ombrófila Densa, a Floresta Estacional Semidecidual e a Savana Florestada (Cerradão). Cada qual com composição florística, estrutura e dinâmica próprias, em função dos fatores bióticos e abióticos determinantes.

#### **3.2 Parcelas Permanentes**

O trabalho foi desenvolvido em uma das principais unidades de conservação da Mata Atlântica, na parcela permanente implantada pelo Projeto Biota “Diversidade, dinâmica e conservação de florestas do Estado de São Paulo: 40 ha de parcelas permanentes”, que faz parte do Programa Biota, lançado em março de 1999. Este programa de pesquisa objetiva conhecer, mapear e analisar a biodiversidade do Estado de São Paulo, incluindo a fauna, a flora e os microrganismos, bem como avaliar as possibilidades de exploração sustentável de plantas ou de animais com potencial econômico e subsidiar a formulação de políticas de conservação dos remanescentes florestais. Esse projeto foi desenvolvido em quatro Unidades de Conservação (Parque Estadual Ilha do Cardoso, Parque Estadual Carlos Botelho, Estação Ecológica de Caetetus e Estação Ecológica de Assis), que representam as quatro principais formações florestais do Estado de São Paulo (Floresta de Restinga, Floresta Atlântica de Encosta, Floresta Estacional Semidecidual e Cerradão). Em cada Unidade de Conservação foram alocadas 256 sub-parcelas de 400 m<sup>2</sup> cada, numa parcela maior de 320x320m (esta alocada por meio de imagens geradas com videografia multiespectral), totalizando 10,24 ha de área amostrada em cada Unidade em um total de 40,96 ha (Figura 7).

Figura 7 - Parcelas permanentes do Projeto BIOTA/FAPESP instaladas em quatro Unidades de Conservação



Fonte: França (2006)

### 3.3 Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual Carlos Botelho

O Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) possui área total de 37.793,63 ha e encontra-se na região sul do Estado de São Paulo (24°00' a 24°15'S, 47°45' a 48°10'W). Engloba parte dos municípios de São Miguel Arcanjo, Capão Bonito e Sete Barras, com altitudes que variam de 30 a 1003 m (DOMINGUES; SILVA, 1988; NEGREIROS et al., 1995). A área do PECB compreende duas unidades geomorfológicas: o Planalto de Guapiara, drenado pelos rios que formam a bacia hidrográfica do Rio Parapanema, e a Serra de Paranapiacaba, drenada pelos ribeirões Travessão, Temível e da Serra e pelos rios Preto e Quilombo, todos presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape. Predominam no Parque as rochas graníticas, que definem um relevo altamente acidentado e associado aos elevados índices pluviométricos, definem morfogênese acelerada nas médias e altas vertentes, acumulando material nos sopés e canais fluviais (DOMINGUES; SILVA, 1988).

Este relevo define dois tipos climáticos diferentes, segundo a classificação de Köppen (1948):

- a) clima quente úmido sem estiagem (Cfa), que ocupa áreas do Planalto de Guapiara com altitudes inferiores a 800 m, a média e a baixa escarpa da Serra de Paranapiacaba; possui temperaturas inferiores a 18°C no mês mais frio e superiores a 22 °C no mês mais quente e o total pluviométrico do mês mais seco é superior a 30 mm;
- b) clima temperado úmido sem estiagem (Cfb), nas partes mais elevadas da Serra de Paranapiacaba e que difere do anterior apenas pela temperatura média do mês mais quente, a qual não ultrapassa 22 °C (SETZER, 1946).

No Parque, foram descritas a ocorrência de solos Hidromórficos e Argissolo Vermelho-Amarelo “intergrade” Latossolo Vermelho-Amarelo (CAMARGO, 1987). Os solos do PECB foram descritos com elevados teores de matéria orgânica e de alumínio, baixos teores de bases trocáveis e ainda acidez elevada, como a maioria dos solos da região serrana do litoral do Estado de São Paulo.

### 3.4 Amostragem

As amostras utilizadas neste estudo foram cedidas gentilmente a partir de diversos projetos desenvolvidos com o apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP. Na Parcela Permanente do PECB, foram mapeadas cerca de 11.000 árvores com perímetro à altura do peito – PAP maior que 15 cm pertencentes a 200 espécies vegetais. Abaixo da projeção das copas dessas árvores, foram amostrados solos nas camadas de 0-10 cm e 10-30 cm (FRANÇA, 2006). O mapa ultradetalhado da Parcela Permanente do PECB indicou a presença de nove unidades de mapeamento (Figura 8), compreendendo três ordens de solo:

- Cambissolo. Solos profundos (até 120 cm de profundidade), acentuadamente drenados que apresentam horizonte A com cerca de 12 cm de espessura com textura franco-argilo-arenosa e cor bruno escura. Resultados de análise mostraram solos acentuadamente ácidos, com elevada saturação por alumínio e com baixos teores de Ca, Mg, K e P. Ocorrem feldspatos alterados na fração cascalho (RODRIGUES, 2004).
- Neossolo Litólico. Solos rasos que apresentam menos de 50 cm de espessura e não apresentam qualquer tipo de horizonte diagnóstico, contendo uma baixa concentração de nutrientes na fração disponível e limitações ao desenvolvimento do sistema radicular das plantas (RODRIGUES, 2004).
- Gleissolo. Solos pouco profundos, mal drenados, apresentando horizonte AC com cerca de 4 cm de espessura com textura arenosa e cor cinzenta escura. Assim como as demais ordens, são solos fortemente ácidos com elevada saturação de alumínio e baixos teores de cátions básicos trocáveis (RODRIGUES, 2004).

A pesquisa científica envolveu amostras do banco de dados e-Edulis (FRANÇA, 2006) referente às concentrações de elementos químicos em ecossistemas brasileiros. As amostras de solos foram coletadas com auxílio de sonda para amostragem de solos (aproximadamente 100 g) nas camadas de 0-10 cm e 10-30 cm sob a projeção das copas das árvores das espécies mais abundantes da parcela permanente descrita acima (FRANÇA, 2006). As amostras foram retiradas independentemente, permitindo-se comparar as concentrações de atividade entre as duas camadas do solo superficial. O Anexo 1 mostra a identificação das amostras de solo, a

identificação das espécies arbóreas, os tipos de solos e as profundidades das amostras coletadas nas parcelas permanentes.

**Figura 8 – Mapa ultradetalhado\* de solos da parcela permanente do PECB**



- CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico típico
- CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico léptico
- CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico típico +  
CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico léptico
- CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico típico +  
NEOSSOLO LITÓLICO Distrófico típico
- CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico léptico +  
NEOSSOLO LITÓLICO Distrófico típico
- NEOSSOLO LITÓLICO Distrófico típico +  
Afloramento de rocha
- GLEISSOLO

\* Não estão indicados os matações e calhaus

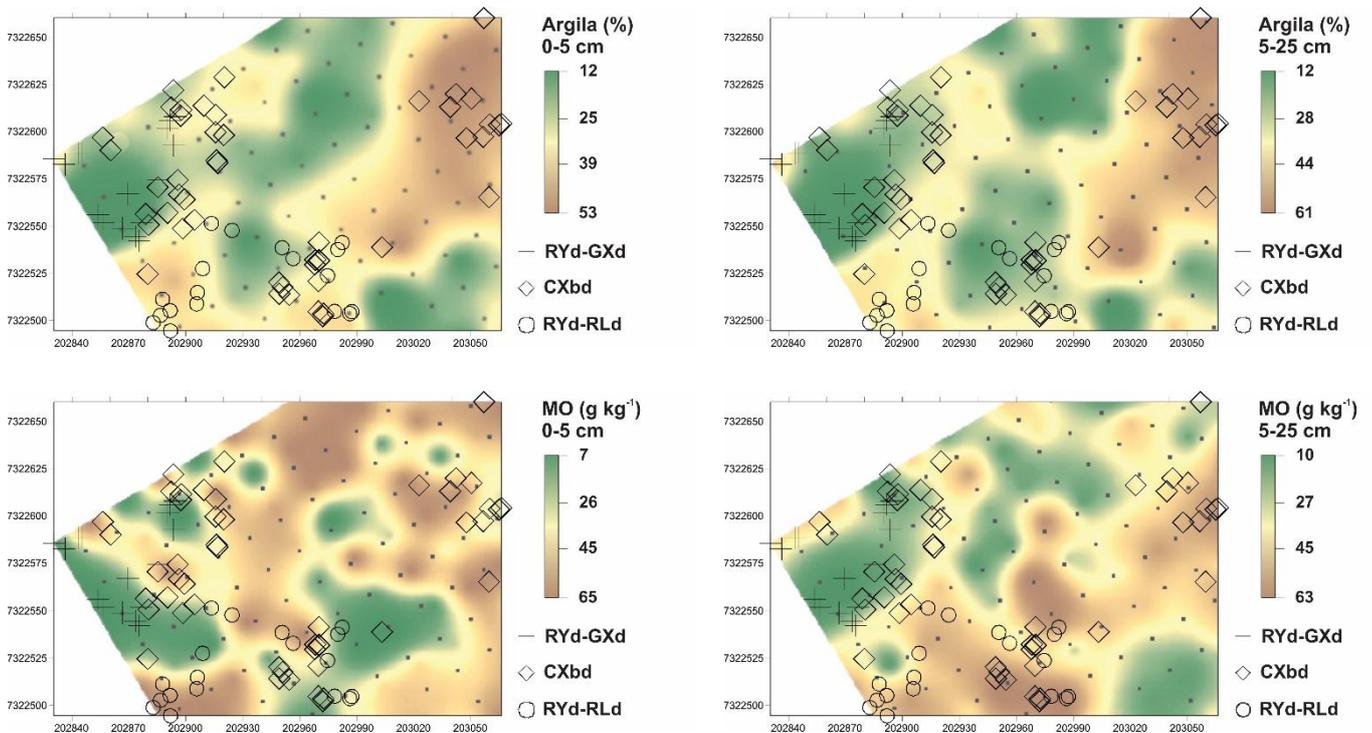
Fonte: Modificado de França (2006)

A Figura 9 mostra a distribuição geográfica dos pontos amostrais de solos da parcela permanente e os atributos principais dos solos da parcela permanente (argila e matéria orgânica - MO). Após a verificação do grupo de solos do Projeto Parcelas Permanentes, ocorreu uma reclassificação das ordens de solos (RODRIGUES, 2004). De modo geral, os pontos amostrais contemplaram as principais ordens de solos da parcela permanente do

PECB, isto é, RYd-GXd - NEOSSOLO FLÚVICO-GLEISSOLO HÁPLICO – Distrófico, CXbd - CAMBISSOLO HÁPLICO Tb – Distrófico, RYd-RLd - NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO – Distrófico.

As concentrações de argila foram muito semelhantes entre as duas camadas estudadas, variando de 12% a 53% para a camada de 0-5 cm e de 12% a 61% para a de 525 cm (Figura 9). De modo geral, os solos com maior teor de argila são da ordem CAMBISSOLO. Os solos amostrados possuem teores de MO que variam de 7% a 65%, contudo há diferença evidente na distribuição de MO nas duas camadas de solos estudadas (Figura 9). Tipicamente, as altitudes dos pontos amostrais variam de 325 a 430 m (RODRIGUES, 2004).

**Figura 9 – Mapas de atributos físico-químicos e classes de solos**



Fonte: Modificado de Rodrigues (2006)

### 3.5 Preparo das amostras

As amostras de solo foram submetidas à secagem em estufa de circulação forçada à temperatura de 60 °C com posterior redução em almofariz de porcelana para tamanho de partículas de 0,5 mm. Este procedimento colabora para aumentar a homogeneidade da amostra, garantindo a uniformidade de seus constituintes. Após a etapa de cominuição, alíquotas de aproximadamente 30 g foram acondicionadas em placas de petri de poliestireno e

seladas com adesivo à base de silicone. Foram analisadas 185 amostras neste estudo sobre os níveis de Cs-137 e de K-40 presentes nos solos da parcela permanente do PECB.

### **3.6 Análises radiométricas**

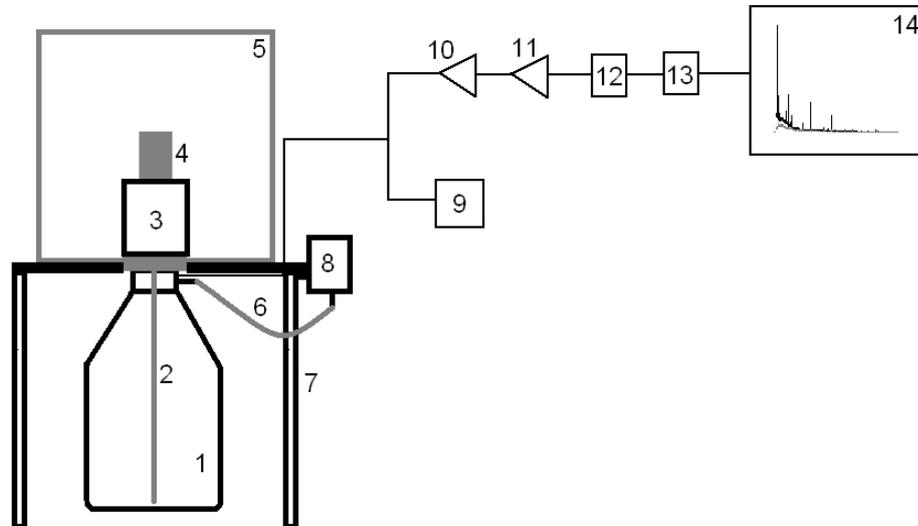
#### **3.6.1 Sistema de medidas**

No Laboratório de Instrumentação Nuclear do Serviço de Monitoração Ambiental (SEAMB) do CRCN/CNEN, existem três sistemas de medidas gamas, fabricados pela Canberra<sup>®</sup>, os quais são utilizados para se determinar radionuclídeos naturais e antropogênicos no meio ambiente, em diversas matrizes, utilizando-se da análise não destrutiva pela técnica de espectrometria gama. Esses sistemas de medidas são compostos por detectores do tipo HPGe de alta resolução. Uma ilustração do sistema de medidas gama é mostrada na Figura 10.

Em qualquer tipo de análise, é fundamental uma avaliação completa dos parâmetros relacionados ao sistema de medidas adotado no arranjo experimental. Para tanto, alguns parâmetros foram observados para obter uma resposta do HPGe na qualificação e quantificação do Cs-137 e K-40. Entre os parâmetros considerados estão o tempo de contagem, as curvas de eficiências, a resolução em energia, a estabilidade do sistema de medidas e as atividades mínimas detectáveis. Estes parâmetros fornecem maior confiabilidade nos cálculos das concentrações de atividades de radiação gama.

O tempo de contagem utilizado para análise dos solos foi 80.000 segundos, por ser o tempo de detecção normalmente empregado para a quantificação de radionuclídeos naturais em solos por EGAR (Espectrometria Gama de Alta Resolução) (PAIVA, 2014). A curva de eficiência encontra-se detalhada na Seção 3.6.2 e a resolução em energia está descrita na Seção 2.12.1. A resolução em energia é considerada o parâmetro mais importante para definir a função resposta do detector, sendo, por definição, calculada com base na medida da largura do fotopico na metade da altura máxima, (FWHM: Full Width at Half Maximum), considerando que as alturas dos pulsos se distribuem de forma aproximadamente normal em torno de um valor médio.

**Figura 10 – Desenho esquemático do sistema de medidas gama**



**1-Recipiente para nitrogênio líquido-N<sub>2</sub>(l); 2-Haste de cobre (Cu) para resfriamento do HPGe; 3-Detector HPGe; 4-Amostra em recipiente de poliestireno; 5-Blindagem de chumbo (Pb); 6-Mangueira para transferência de N<sub>2</sub>(l); 7-Suporte da blindagem de Pb; 8-Alimentador de N<sub>2</sub>(l); 9-Alta voltagem do pré-amplificador; 10-Pré-amplificador; 11-Amplificador; 12- ADC; 13-MCA; 14-Sistema computacional**

Fonte: Modificado de Santos Júnior (2009)

A estabilidade do sistema de medidas foi verificada durante todo o período de aquisição de dados. Foi utilizada uma fonte-padrão de Co-60. Com base no valor da FWHM, realizou-se a monitoração de possíveis alterações do sistema durante as análises. Quando foi observado alteração no valor da resolução em energia dos espectros, as correções necessárias foram feitas.

O limite de detecção é o menor valor verdadeiro de um mensurando que garante a presença do efeito físico observado ao se medirem atividades em amostras ambientais, por exemplo (WEISE et al., 2005). Torna-se necessário determinar o limite de detecção para que se possa definir o procedimento com relação a certos valores obtidos, ou seja, se a partir do valor determinado pode se assumir que tal área corresponde ou não a uma atividade. Para isso, alguns programas de computador como o Genie da Canberra (CANBERRA, 2009) realizam simultaneamente cálculos de limite de detecção baseados na mínima atividade detectada (*Minimum Detectable Activity* - MDA) para os radionuclídeos de interesse (CANBERRA, 2009).

### 3.6.2 Curva de eficiência

Para se construir a curva de eficiência, foi preparado padrão interno de matriz geológica na mesma geometria de análise das amostras contendo concentrações conhecidas dos radionuclídeos (Am-241, Ba-133, Cs-137 e Eu-152; faixa de atividade: 20 Bq a 30 Bq; data de referência: dezembro de 2014). Após a medição da radioatividade nos sistemas de espectrometria gama utilizados por 80.000 segundos (Tabela 2), foram efetuados ajustes polinomiais diretamente no programa de computador Genie da Canberra®, de acordo com a rotina empregada no Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste – CRCN-NE (PAIVA et al., 2015). Detalhes do procedimento podem ser consultados em Paiva et al. (2016).

**Tabela 2 - Sistemas de Espectrometria Gama de Alta Resolução - EGAR com detectores de germânio hiperpuro (HPGe) da Canberra pertencentes ao CRCN-NE**

Detectores	Modelo	Eficiência relativa (%)	Resolução em keV (FWHM) no fotopico de 1,33 MeV do Co-60
1	GC 4019	42,9	2,1
2	GC 3018	34,3	1,8
3	GC 3018	34,3	1,8

Fonte: A autora

### 3.6.3 EGAR

Cs-137 e K-40 foram determinados utilizando-se de sistemas de Espectrometria Gama de Alta Resolução - EGAR com detectores de germânio hiperpuro (HPGe) fabricados pela Canberra conforme mostra a Tabela 2. Foram processadas 186 amostras de solos de Mata Atlântica. O tempo de contagem utilizado nas análises foi de 80.000 s para cada amostra. Os sistemas digitais acoplados aos detectores envolvem amplificadores, sistema eletrônico DAS 1000 com processamento em computador por meio do programa Genie 2000, também da CANBERRA.

Para o cálculo das concentrações de atividade do Cs-137 e do K-40 nas amostras, foram empregadas as curvas de eficiência obtidas de acordo com a Seção 3.6.2. As áreas dos

fotopicos na energia 661,62 keV do Cs-137 foram empregadas nos cálculos das atividades do radionuclídeo em todas as amostras. Do mesmo modo, as áreas dos fotopicos na energia 1.460 keV do K-40 foram empregadas nos cálculos das atividades do radionuclídeo em todas as amostras. Os brancos analíticos foram quantificados nos sistemas de espectrometria gama durante 1.000.000 segundos para possibilitar melhor estatística de contagem.

#### 3.6.4 Qualidade do procedimento analítico

Para a avaliação da qualidade do procedimento analítico de solo, foram realizadas as análises do padrão interno de solo *RadChem™ Custom Soil Standard* do Programa Nacional de Intercomparação (PNI), organizado pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria, IRD/CNEN.

O Número  $E_n$  (Equação 5) foi empregado para a avaliação da qualidade dos procedimentos analíticos conforme a ISO 13528 (2005), em que valores entre -1 e 1 foram indicativos de controle de qualidade do procedimento analítico em nível de 95% de confiança.

$$E_n = \frac{V_{\text{obt}} - V_{\text{ref}}}{\sqrt{U_{\text{obt}}^2 + U_{\text{ref}}^2}} \quad (5)$$

na qual,

$V_{\text{obt}}$  = valor obtido da medição

$V_{\text{ref}}$  = valor de referência constante do certificado de análise dos materiais de referência certificados;

$U_{\text{obt}}$  = incerteza expandida em nível de 95 % de confiança do valor obtido;

$U_{\text{ref}}$  = incerteza expandida em nível de 95 % de confiança do valor de referência.

### 3.7 Análise estatística

A estatística descritiva envolveu média, média geométrica, desvio-padrão, erro padrão da média, coeficiente de variação, valores máximos e mínimos e os quartis 25 % e 75 %, que foram obtidos a partir da compilação dos resultados em planilha Microsoft Excel®. Para o teste de normalidade das concentrações de atividade de Cs-137 e K-40, foi aplicado o teste de Shapiro-Wilk em nível de 95 % a partir do programa de computador Statistica (STATSOFT, 2004). Estudos de correlação em nível de 95 % de confiança também foram realizados neste programa, assim como a Análise de Variâncias, seguida por teste de comparação múltiplas para verificar diferenças entre as médias de Cs-137 para as classes de solos. A estatística descritiva dos dados retirados do banco de dados e-Edulis para o estudo das correlações entre radionuclídeos e os respectivos elementos químicos está no Anexo 2. Esses elementos químicos foram quantificados pela Análise por Ativação Neutrônica Instrumental durante o estudo realizado por França (2006).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Qualidade do procedimento analítico

Na Tabela 3 são apresentados os valores obtidos e de referência da análise do padrão interno *RadChem™ Custom Soil Standard* do Programa Nacional de Intercomparação (PNI), assim como, as incertezas analíticas expandidas em nível de 95 % de confiança. Para a avaliação da qualidade do procedimento analítico, também foram apresentados os resultados do Número  $E_n$ , que indica o controle de qualidade em nível de 95 % de confiança, neste caso, para a quantificação de Cs-137 e K-40 em amostras de solos das parcelas permanentes. Aproveitando-se da característica multielementar da Espectrometria Gama de Alta Resolução – EGAR, foram também mostrados os resultados obtidos para Co-60, Cs-134 e Am-241.

**Tabela 3 - Valores obtidos e de referência da análise do padrão interno e os valores de Número  $E_n$  (n = 10)**

Radionuclídeos	Valor obtido		Valor de referência		Número $E_n$
	(Bq kg <sup>-1</sup> )		(Bq kg <sup>-1</sup> )		
	Média	Incerteza	Média	Incerteza	
K-40	354	± 59	396	± 69	-0,5
Co-60	219	± 14	230	± 40	-0,3
Cs-134	115	± 11	111	± 19	0,2
Cs-137	246	± 12	230	± 40	0,4
Am-241	44	± 9	46,3	± 8	-0,2

Fonte: A autora

Os valores do número  $E_n$  para todos os nuclídeos determinados estiveram no intervalo entre -1 e 1, indicando boa qualidade do procedimento analítico, em conformidade com a ISO 13528 (2005). Portanto, as curvas de eficiência utilizadas mostraram-se adequadas para determinação e quantificação dos radionuclídeos de interesse nesta investigação.

## 4.2 Potássio-40

As concentrações de atividade de K-40 encontradas nos solos da Floresta Ombrófila Densa apresentaram valores superiores à média mundial adotada pela UNSCEAR para solos (UNSCEAR, 2000), que é de  $400 \text{ Bq kg}^{-1}$ , conforme apresentado na Tabela 4. A variabilidade atingiu cerca de 40% de acordo com o valor de coeficiente de variação – CV% (Tabela 4), para as duas camadas em estudo, ou seja, 0-10 cm e 10-30 cm. O valor máximo de  $1.830 \text{ Bq kg}^{-1}$  foi encontrado na amostra de solo da camada de 10-30 cm, provavelmente devido à presença de material rochoso com elevada concentração desse radionuclídeo.

França (2006) encontrou concentrações elevadas de K nos solos desta parcela permanente do Parque Estadual Carlos Botelho, o que indica altas concentrações de atividade de K-40 no material de origem (rocha-mãe). O granito, material de origem dos solos da parcela permanente, apresenta naturalmente valores altos de concentração de K estável ( $43.500 \text{ mg kg}^{-1}$ ), por possuir feldspato potássico em sua composição (FRANÇA, 2006).

De acordo com Velasco et al. (2004), uma fraca tendência de aumento com a profundidade do solo é esperada para o radionuclídeo K-40. Na parcela estudada do PECB, nos solos da camada de 10-30 cm, a média obtida de  $852 \text{ Bq kg}^{-1}$  (Tabela 4) foi ligeiramente inferior àquela encontrada para a camada de 0-10 cm, que foi de  $914 \text{ Bq kg}^{-1}$  (Tabela 4). De acordo com os desvios-padrão, não seriam estatisticamente diferentes em nível de 95% de confiança. Foi observado, ainda, que os valores máximo e mínimo foram ligeiramente superiores para a camada de 10-30 cm, se comparado com aqueles obtidos para a camada de 0-10 cm. A média das concentrações foi superior à média mundial, encontrando-se acima do limite superior determinado pela UNSCEAR para solos, que é  $850 \text{ Bq kg}^{-1}$ . Da mesma forma que na camada de 0-10 cm, a concentração máxima detectada foi  $1.830 \text{ Bq kg}^{-1}$ , o dobro do limite máximo da UNSCEAR (2000), indicando que o solo dessa unidade de conservação encontrase também enriquecido em K-40 em subsuperfície.

**Tabela 4 - Estatística descritiva das concentrações de atividade de K-40**

Camada	Estatística descritiva	K-40
0-10 cm	Média (Bq kg <sup>-1</sup> )	914
	Média geométrica (Bq kg <sup>-1</sup> )	808
	<i>DP</i> (Bq kg <sup>-1</sup> )	348
	<i>CV</i> %	38
	Max (Bq kg <sup>-1</sup> )	1678
	Min (Bq kg <sup>-1</sup> )	101
	Quartil 25% (Bq kg <sup>-1</sup> )	761
	Quartil 75% (Bq kg <sup>-1</sup> )	1130
	N	98
	N	99
	Normalidade (p<0,05)	0,0036
10-30 cm	Média (Bq kg <sup>-1</sup> )	852
	Média geométrica (Bq kg <sup>-1</sup> )	753
	<i>DP</i> (Bq kg <sup>-1</sup> )	339
	<i>CV</i> %	40
	Max (Bq kg <sup>-1</sup> )	1830
	Min (Bq kg <sup>-1</sup> )	135
	Quartil 25% (Bq kg <sup>-1</sup> )	720
	Quartil 75% (Bq kg <sup>-1</sup> )	1020
	N	86
	N	86
	Normalidade (p<0,05)	0,0008

DP = desvio-padrão; DPM = erro padrão da média; CV% = coeficiente de variação;  
 Max = concentração de atividade máxima; Min = concentração de atividade mínima; n = número de amostras com valores acima da Concentração Mínima Determinável; N = total de amostras.

Fonte: A autora

A distribuição dos dados das concentrações de atividade de K-40 pode ser visualizada nos histogramas da Figura 11, em que o valor do teste de Shapiro-Wilk foi considerado significativo em nível de 95% de confiança. Desse modo, a função de densidade de probabilidade (linha magenta) não foi significativa em nível de 95% de confiança (Figura 12). De acordo com os histogramas da Figura 12, não foram encontradas grandes diferenças entre

as distribuições das concentrações de atividade de K-40 nos solos do PECB nas camadas 0-10 cm e 10-30 cm. Ambas as gaussianas não foram significativas em nível de 95% de confiança de acordo com os resultados do teste de Shapiro-Wilk (Tabela 4).

Pode-se perceber que um grupo de pontos amostrais apresentou valores inferiores à média mundial de  $400 \text{ Bq kg}^{-1}$  (UNSCEAR, 2000). Estes valores são referentes a solos da Classe Cambissolo com profundidades superiores a 100 cm localizados na parte mais elevada da parcela permanente (Figura 12).

Sabe-se que o processo de formação dos solos pode alterar as concentrações de elementos químicos. Devido ao fato dessas amostras de solo da Classe Cambissolos Háplicos apresentarem solos de textura argilosa e argilo arenosa, possuem nível mais alto de desenvolvimento com argilas do tipo caulinita e concentrações mais elevadas de óxido de Fe (CAPECHE, 2008).

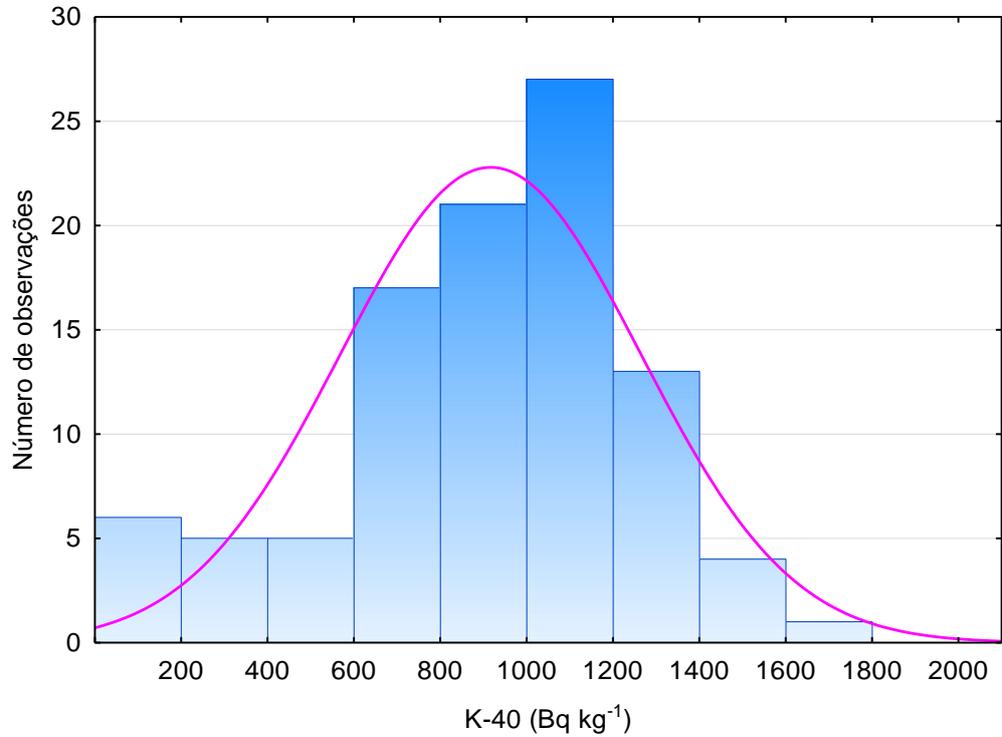
Como a Capacidade de Troca Catiônica - CTC é baixa, K é lixiviado para as camadas mais profundas. Considerando o fato do baixo grau de intemperização do granito (HAMDAN; BURNHAM, 1996), o ecossistema pode não ser facilmente suprido com elementos químicos provenientes das camadas mais profundas do solo da parte mais alta da parcela permanente (amostras de Cambissolo à esquerda dos gráficos da Figura 12).

O eventual enriquecimento de alguns elementos nas camadas superficiais seria reflexo da ciclagem de elementos químicos e entradas via atmosfera. Ainda, de acordo com a classificação proposta por Hamdan e Burnham (1996), o ecossistema local possui ciclagem de elementos químicos “fechada”. Esse termo refere-se à atmosfera e à deposição via serrapilheira como sendo as principais entradas de elementos químicos no sistema.

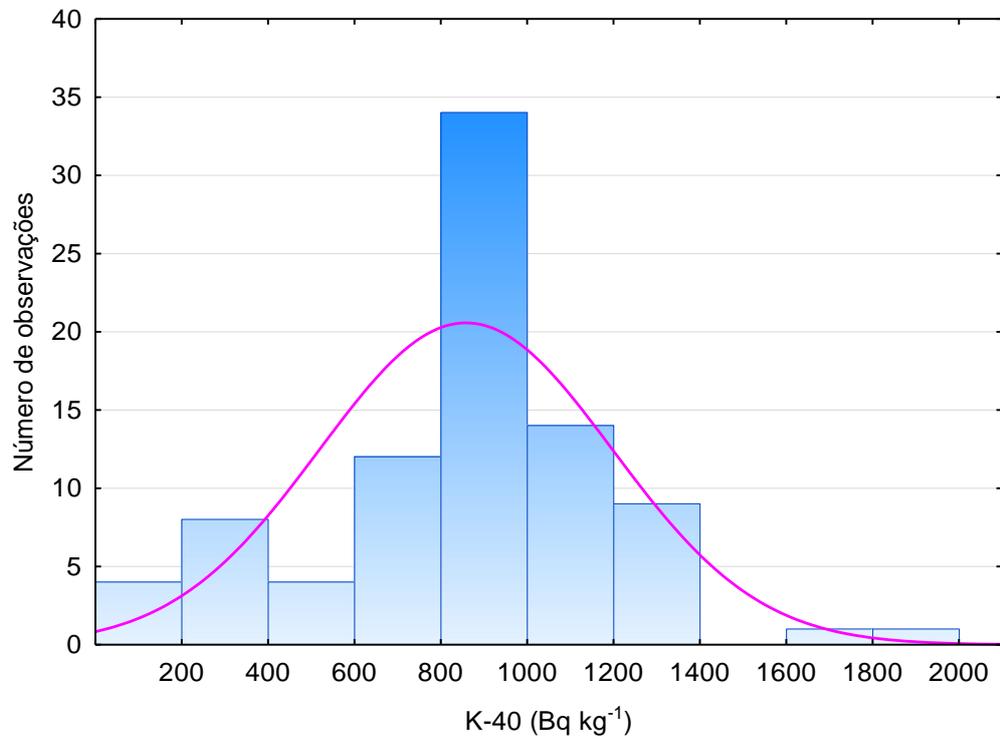
Contudo, os solos mais rasos da parcela permanente com presença do material de origem (Neossolos e Gleissolos da Figura 12), possuem as maiores concentrações de K-40 e K estável. Embora não indicado no mapa de solos das parcelas, calhaus e matacões são comuns na parcela permanente, em que plantas podem crescer diretamente nessas rochas (FRANÇA, 2006). Os solos dessa categoria são orgânicos e dependem do material biológico depositado pela serrapilheira.

**Figura 11 - Histogramas das concentrações de atividade de K-40 determinadas nos solos nas camadas de 0-10 cm (A) e 10-30 cm (B) do Parque Estadual Carlos Botelho – PECB**

(A)

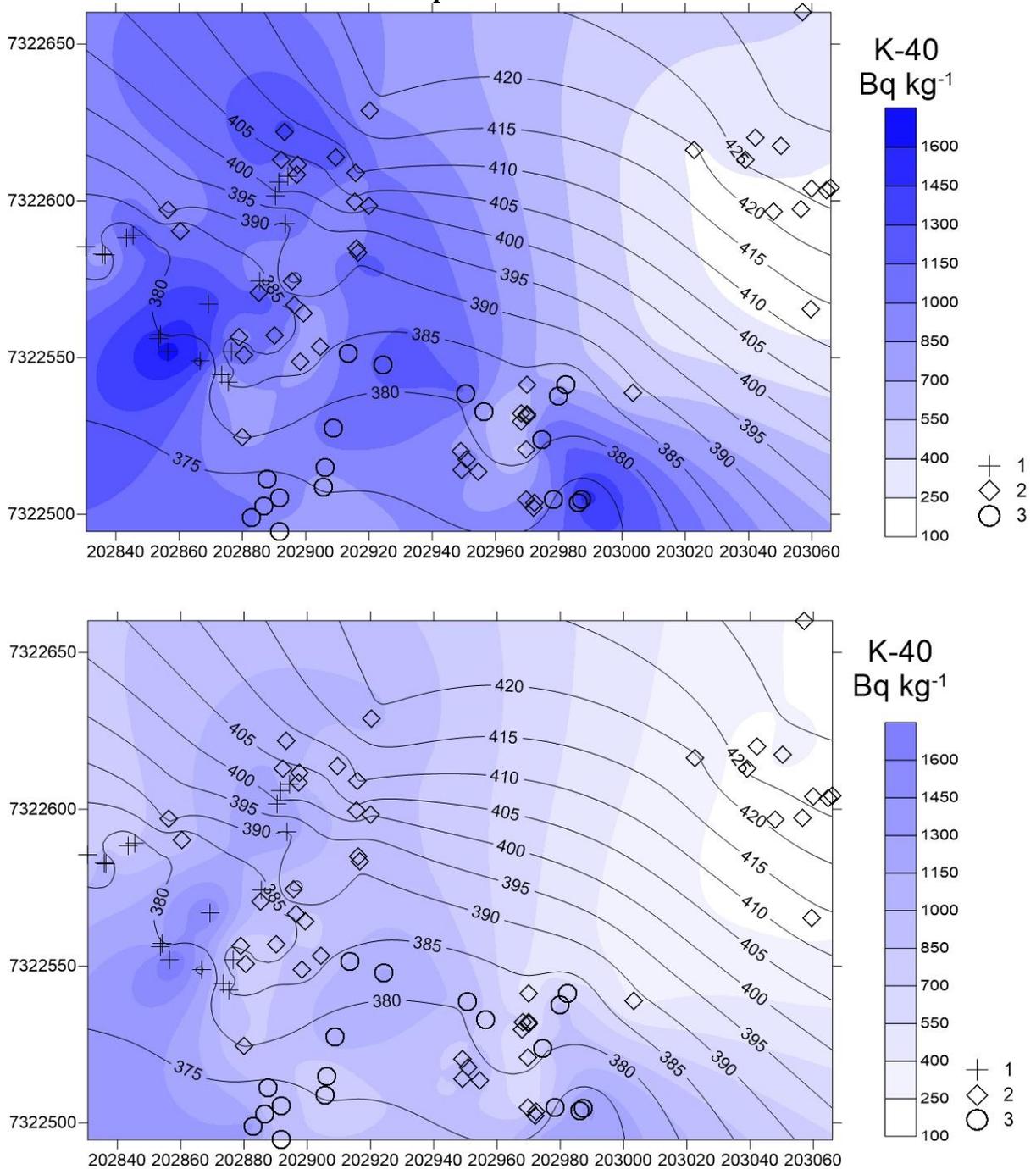


(B)



Fonte: A autora

**Figura 12 – Mapas de distribuição das concentrações de atividade de K-40 nos tipos de solos das camadas de 0-10 cm e 10-30 cm, respectivamente, sobrepostos ao de altitude dos pontos amostrais**



+ 1 = NEOSSOLO FLÚVICO-GLEISSOLO HÁPLICO; ◇ 2 = CAMBISSOLO HÁPLICO;  
 ○ 3 = NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO.

Fonte: A autora

As concentrações de atividade de K-40 conforme os tipos de solos do PECB estão resumidas na Tabela 5. Como é possível observar, os solos da classe Cambissolo Háptico apresentaram as menores concentrações de atividade de K-40, sendo que as médias dessas concentrações, nas duas camadas estudadas, alcançaram valores próximos aos valores mínimos para as demais classes de solos do PECB (Tabela 5).

**Tabela 5 – Concentração de atividade de K-40 por classe de solos da parcela permanente do PECB**

Tipos de solo	Camada (cm)	Média	Mínimo	Máximo
		(Bq kg <sup>-1</sup> )		
CXbd – Cambissolo Háptico	0-10	770	100	1340
CXbd – Cambissolo Háptico	10-30	680	140	1130
RYd-GXd - Neossolo Flúvico-Gleissolo Háptico	0-10	1140	740	1680
RYd-GXd - Neossolo Flúvico-Gleissolo Háptico	10-30	1120	700	1830
RYd-RLd - Neossolo Flúvico-Neossolo Litólico	0-10	1000	650	1540
RYd-RLd - Neossolo Flúvico-Neossolo Litólico	10-30	980	620	1340

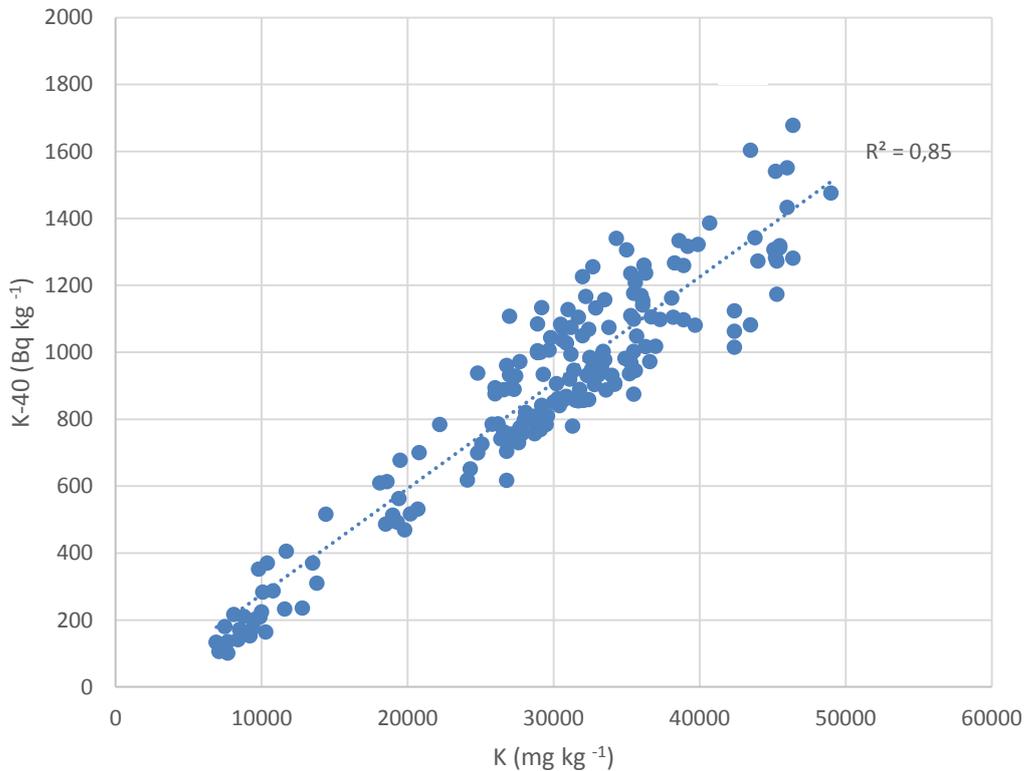
Fonte: A autora

Os altos valores de K-40 nos solos aparentemente não resultariam em problemas de saúde. Por ser um radionuclídeo natural, K-40, assim como K estável, encontra-se enriquecido também em alguns alimentos, como, por exemplo, na banana. Como o corpo humano possui uma autorregulação para controlar as quantidades de potássio, o consumo de alimentos contendo muito potássio não significaria que haveria aumento da quantidade de K-40 no corpo (THIER, 1986).

#### 4.2.1 Correlação entre K-40 e K

O gráfico, apresentado na Figura 13, mostra a relação linear positiva entre K-40 e o potássio estável nos solos da parcela permanente do PECB, independentemente do solo. O coeficiente de correlação calculado foi considerado significativo em nível de 95 % de confiança.

**Figura 13 - Correlação entre K-40 e K estável nos solos das parcelas permanentes**



Fonte: A autora

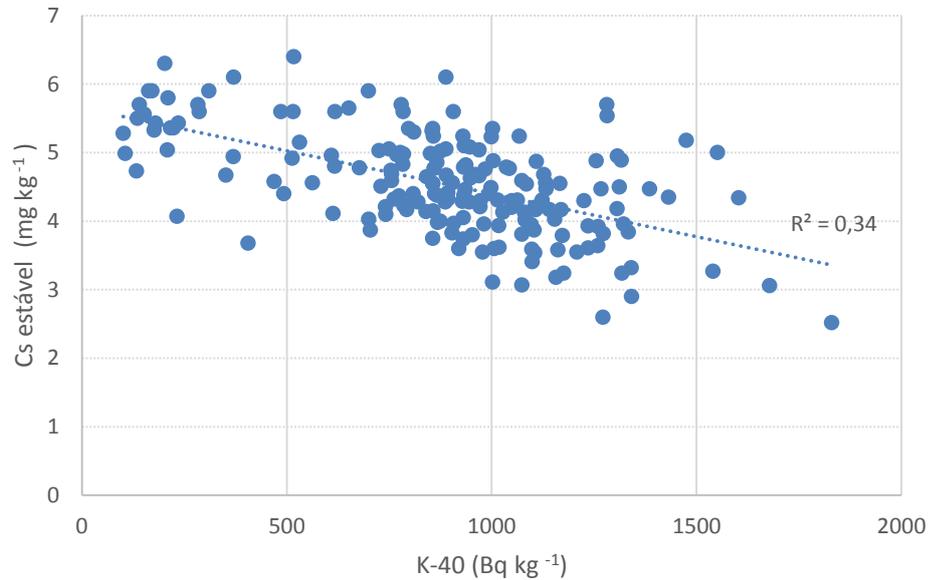
Como esperado, os dados para K-40 e K estável apresentaram uma correlação linear positiva. Considerando a fração isotópica do K-40 de 0,012% (ANDRELLO, 2004), os resultados obtidos corroboram com o que era esperado. Portanto, quanto maior a presença de potássio no solo em mg kg<sup>-1</sup>, maior será a concentração de atividade do radioisótopo K-40 em Bq kg<sup>-1</sup>.

#### 4.2.2 Relação entre K-40 e Cs estável

O gráfico de correlação, representado na Figura 14, mostra tendência de correlação linear negativa entre as concentrações de atividade de K-40 e as concentrações de césio estável. Isso é explicado devido à diferença de tamanho dos átomos dos dois elementos, o raio atômico do césio é maior que o do potássio. Sendo o césio maior e mais pesado que o

potássio, possui uma mobilidade menor com tendência de sorção preferencial em argilo-minerais (SÖDERLUND et al., 2011).

**Figura 14 – Gráfico de correlação entre as concentrações de atividade de K-40 e as concentrações de Cs estável nos solos das parcelas permanentes**



Fonte: A autora

### 4.3 Césio-137

Como já descrito na Seção 3.4, no Parque Estadual Carlos Botelho, as amostras de solos foram coletadas em duas camadas: 0-10 cm e 10-30 cm, conforme o estudo realizado por França (2006). Na camada de 0-10 cm foram detectadas as maiores concentrações de atividade de Cs-137, em que todas as amostras analisadas apresentaram o radionuclídeo (Tabela 6). Provavelmente, este fato se deve à deposição do Cs-137, que é um radionuclídeo antropogênico, por via atmosférica. O valor máximo obtido nessa camada foi 23,3 Bq kg<sup>-1</sup>, com uma variação de 37 % e média de 8,54 Bq kg<sup>-1</sup>.

De acordo com a análise estatística realizada a partir dos resultados normalizados (transformação log), conforme mostra a Figura 15, há indícios estatísticos, em nível de 95 % de confiança, de que as concentrações de atividade de Cs-137 das amostras de solo da classe Neossolo Flúvico-Gleissolo Háplico – distrófico foram inferiores às demais amostras pertencentes às outras classes.

**Tabela 6 - Estatística descritiva das concentrações de atividade de Cs-137**

Profundidade	Estatística descritiva	Cs-137
0-10 cm	Média (Bq kg <sup>-1</sup> )	8,54
	Média geométrica (Bq kg <sup>-1</sup> )	8,05
	<i>DP</i> (Bq kg <sup>-1</sup> )	3,13
	<i>CV%</i>	37
	Max (Bq kg <sup>-1</sup> )	23,3
	Min (Bq kg <sup>-1</sup> )	2,84
	Quartil 25% (Bq kg <sup>-1</sup> )	6,86
	Quartil 75% (Bq kg <sup>-1</sup> )	9,89
	N	99
	N	99
	Normalidade (p<0,05)	0,00000
10-30 cm	Média (Bq kg <sup>-1</sup> )	4,80
	Média geométrica (Bq kg <sup>-1</sup> )	4,24
	<i>DP</i> (Bq kg <sup>-1</sup> )	2,58
	<i>CV%</i>	54
	Max (Bq kg <sup>-1</sup> )	14,0
	Min (Bq kg <sup>-1</sup> )	1,31
	Quartil 25% (Bq kg <sup>-1</sup> )	3,04
	Quartil 75% (Bq kg <sup>-1</sup> )	6,08
	N	71
	N	86
Normalidade (p<0,05)	0,0000	

DP = desvio-padrão;

DPM = erro padrão da média;

CV% = coeficiente de variação;

Max = concentração de atividade máxima;

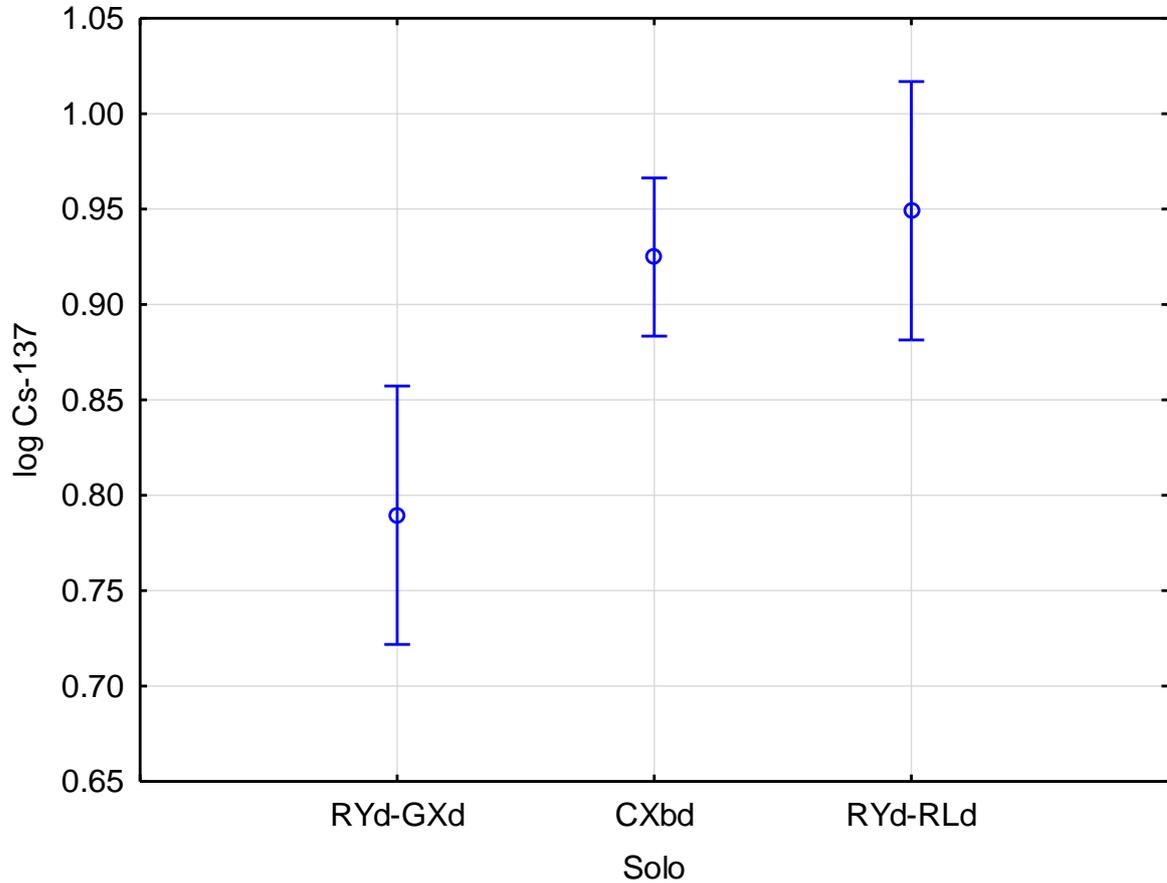
Min = concentração de atividade mínima;

n = número de amostras com valores acima da Concentração Mínima Determinável;

N = total de amostras.

Fonte: A autora

**Figura 15 – Gráfico de distribuição das concentrações de atividade de Cs-137 (resultados normalizados) por classes de solo da parcela permanente investigada**



CXbd – Cambissolo Háplico

RYd-GXd - Neossolo FLúvico-Gleissolo Háplico

RYd-RLd - Neossolo Flúvico-Neossolo Litólico

Fonte: A autora

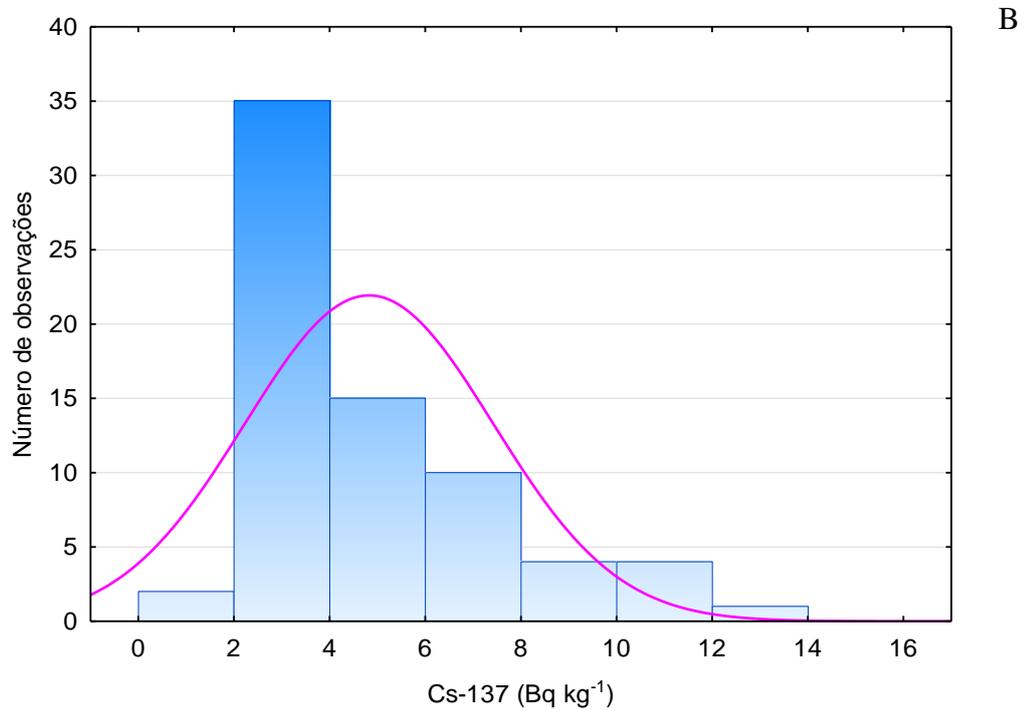
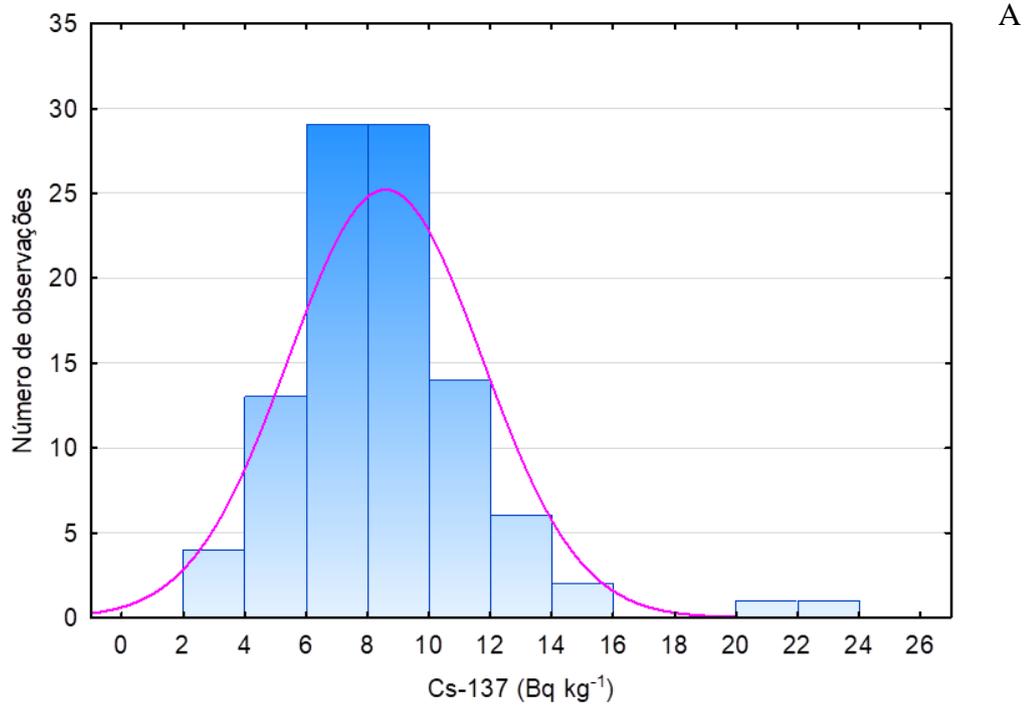
De fato, no Cambissolo foram encontradas as maiores concentrações de atividade de Cs-137, sendo  $4,3 \text{ Bq kg}^{-1}$ , o menor valor encontrado para a camada de 0-10 cm. Antunes et al. (2010) detectaram a presença de Cs-137 em solos pernambucanos não perturbados com vegetação nativa, em Araripina, Goiana e Sertânia, com concentrações de atividade variando de  $0,5 \text{ Bq kg}^{-1}$  até  $1,6 \text{ Bq kg}^{-1}$ . Nesse estudo, as camadas superficiais do solo apresentaram as maiores concentrações de atividade, conforme também observado neste estudo realizado na parcela permanente do PECB. Em outro estudo desenvolvido em solos não perturbados do Estado do Rio de Janeiro, Ribeiro et al. (2016) encontraram valores de

concentrações de atividade de Cs-137 na faixa de 0,32-3,42 Bq kg<sup>-1</sup>. Os resultados encontrados nos estudos realizados em solos não perturbados das regiões Sudeste e Nordeste confirmam tendência de diminuição das concentrações de atividades de Cs-137 com a proximidade da Linha do Equador (RITCHIE; MC HENRY, 1990; SCHUCH et al., 1994; ANTUNES et al., 2010).

Na camada de 10-30 cm, 83 % das amostras analisadas apresentaram Cs-137 (Tabela 6). A máxima concentração de atividade encontrada apresentou o valor de 14 Bq kg<sup>-1</sup> (Tabela 6), sendo este valor inferior ao máximo encontrado na camada de 0-10 cm, que foi 23 Bq kg<sup>-1</sup>. O coeficiente de variação apresentado nessa camada foi 54 %, ou seja, este valor é 1,5 vezes maior que o valor de 37 % apresentado na camada de 0-10 cm. Os resultados obtidos nesta investigação corroboram com os encontrados por Antunes et al. (2010) e Ribeiro et al. (2016), que confirmam que o Cs-137 se concentra nas camadas superiores do solo, mesmo muitos anos após sua deposição, o que também foi observado por Lauria et al. (2007). A média das concentrações de atividade do Cs-137 na camada de 0-10 cm foi quase o dobro da média na profundidade de 10-30 cm, conforme mostrado na Tabela 6.

Na Figura 16, os dados não apresentaram distribuição normal para as concentrações de atividade de Cs-137 dos solos de ambas as camadas. De fato, a ausência de distribuição normal está associada provavelmente à presença de pontos fora de controle com concentração de atividade entre 20 Bq kg<sup>-1</sup> e 24 Bq kg<sup>-1</sup>. Essas amostras foram coletadas sobre matacões conforme exemplifica a Figura 17. Nesse tipo de substrato, a serrapilheira é predominante, possivelmente favorecendo o acúmulo do radionuclídeo; quer depositado por “fallout”, quer ciclado no ecossistema (SÖRDELUNG et al., 2011).

**Figura 16 - Histogramas das concentrações de atividade de Cs-137 determinadas nos solos nas camadas de 0-10 cm (A) e 10-30 cm (B) da parcela permanente instalada no Parque Estadual Carlos Botelho**



Fonte: A autora

**Figura 17 – Árvore de *Euterpe edulis* sobre um matacão**



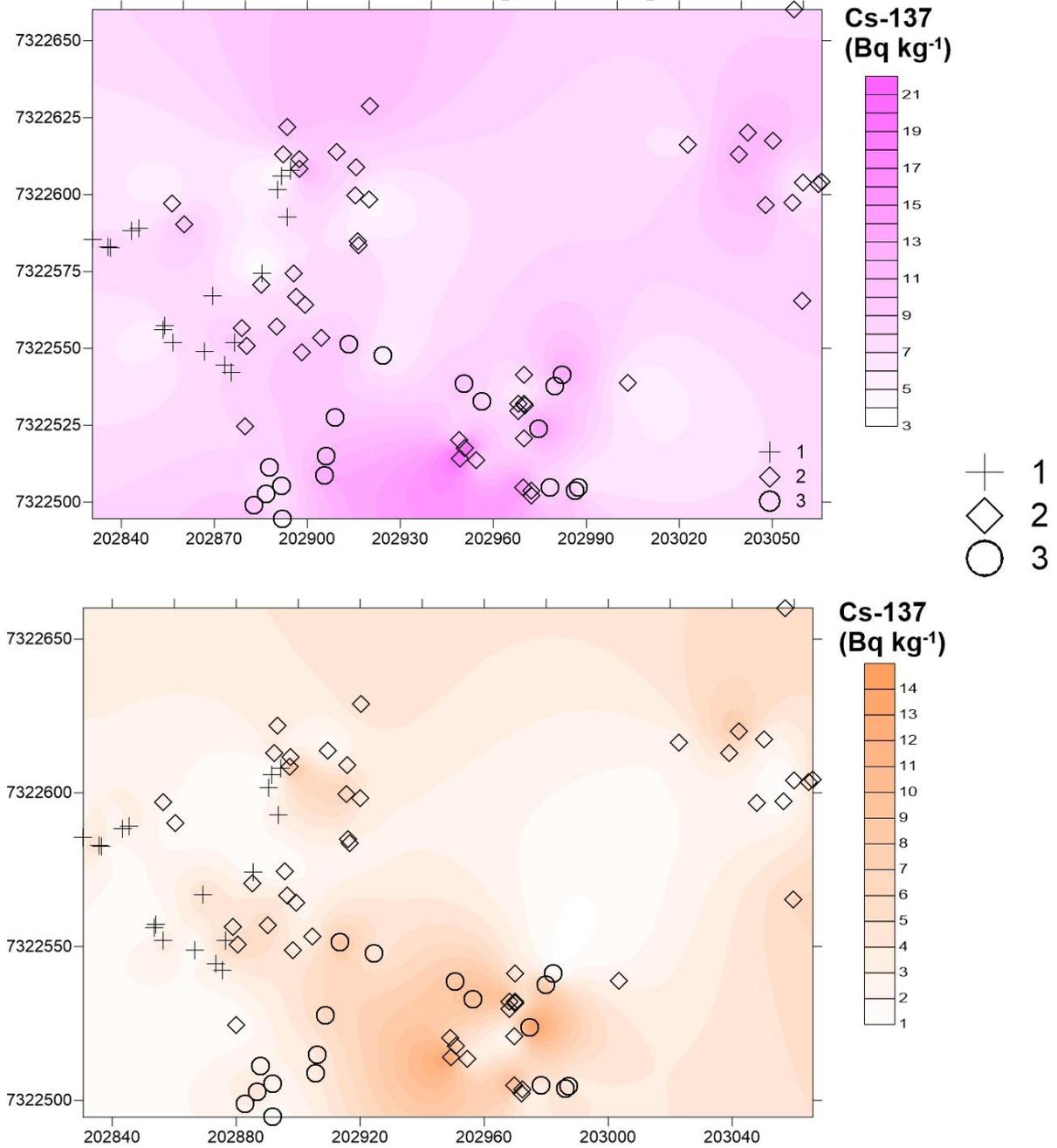
Fonte: A autora

#### **4.4 Distribuição de Cs-137 na parcela permanente do PECB**

Nos mapas de distribuição da Figura 18, a Classe Cambissolo, por ser um solo mais desenvolvido com forte presença de óxidos de ferro e alumínio (SÖRDELUND et al., 2011), apresentou altas concentrações de atividade de Cs-137. Enquanto que nos Neossolos, que são solos com grau de desenvolvimento menor, as concentrações apresentadas foram menores conforme explicado na Seção 4.3.

Quanto à relação com a variação das altitudes dos solos da parcela (Figura 19), verificou-se que não há tendência clara das concentrações de atividade de Cs-137 com a altitude. Na região mais baixa da parcela, as concentrações variam de 3 Bq kg<sup>-1</sup> até 22 Bq kg<sup>-1</sup>, proporcionando alta variabilidade para uma mesma altitude (380 m). Esse fato pode estar relacionado com a lixiviação, escoamento superficial do solo e erosão, quando há abertura de clareiras.

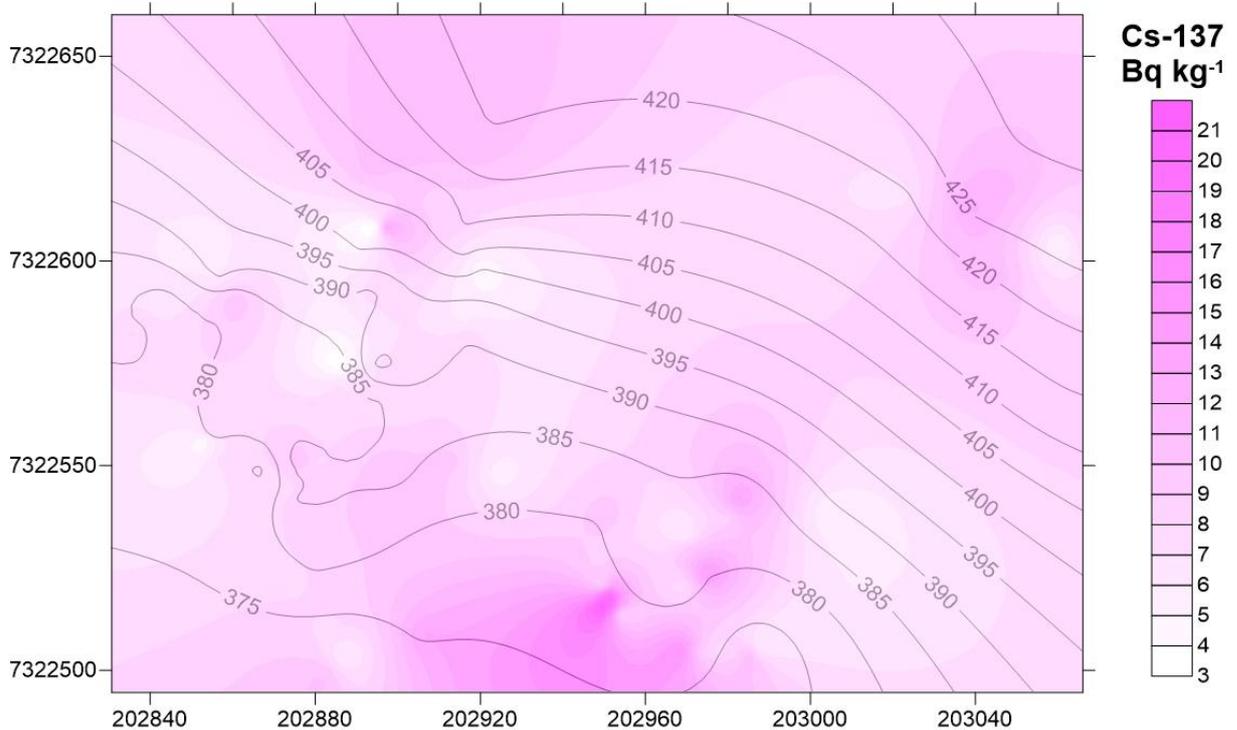
**Figura 18 – Mapa da distribuição de Cs-137 nas camadas de 0-10 cm (acima) e 10-30 cm (abaixo) sobreposto ao de tipos de solos**



+ 1 = NEOSSOLO FLÚVICO-GLEISSOLO HÁPLICO; ◇ 2 = CAMBISSOLO HÁPLICO;  
○ 3 = NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO.

Fonte: A autora

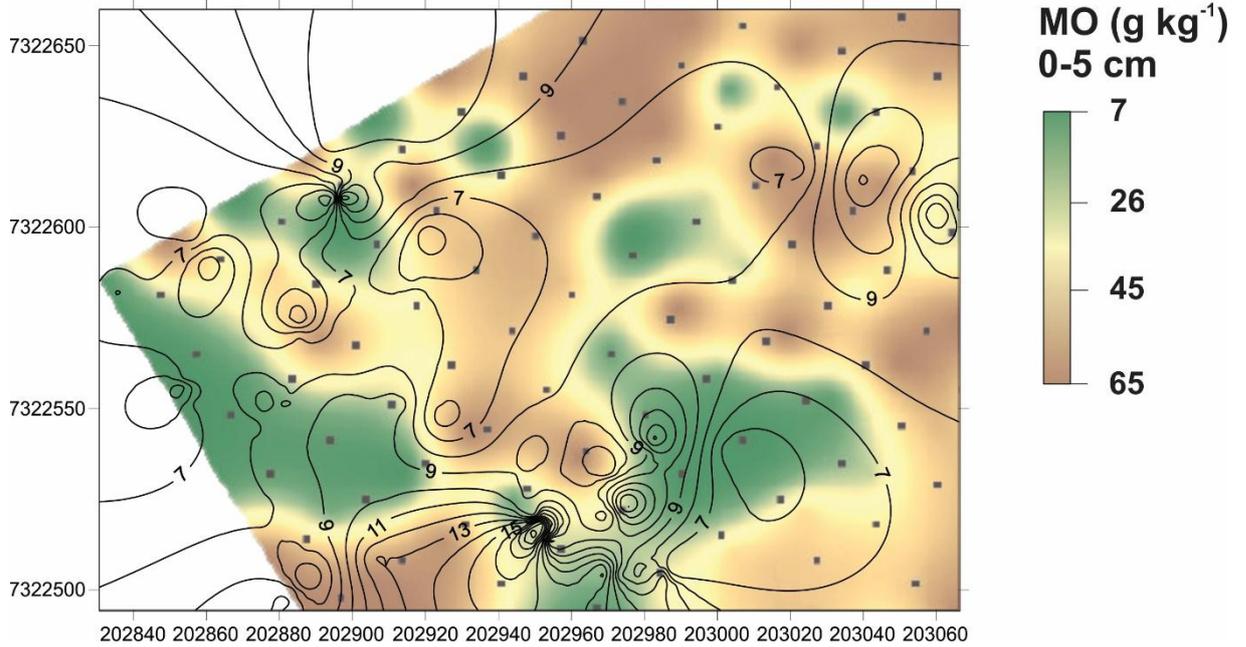
**Figura 19 – Mapa da distribuição de Cs-137 na camada de 0-10 cm sobreposto à altitude dos pontos amostrais**



Fonte: A autora

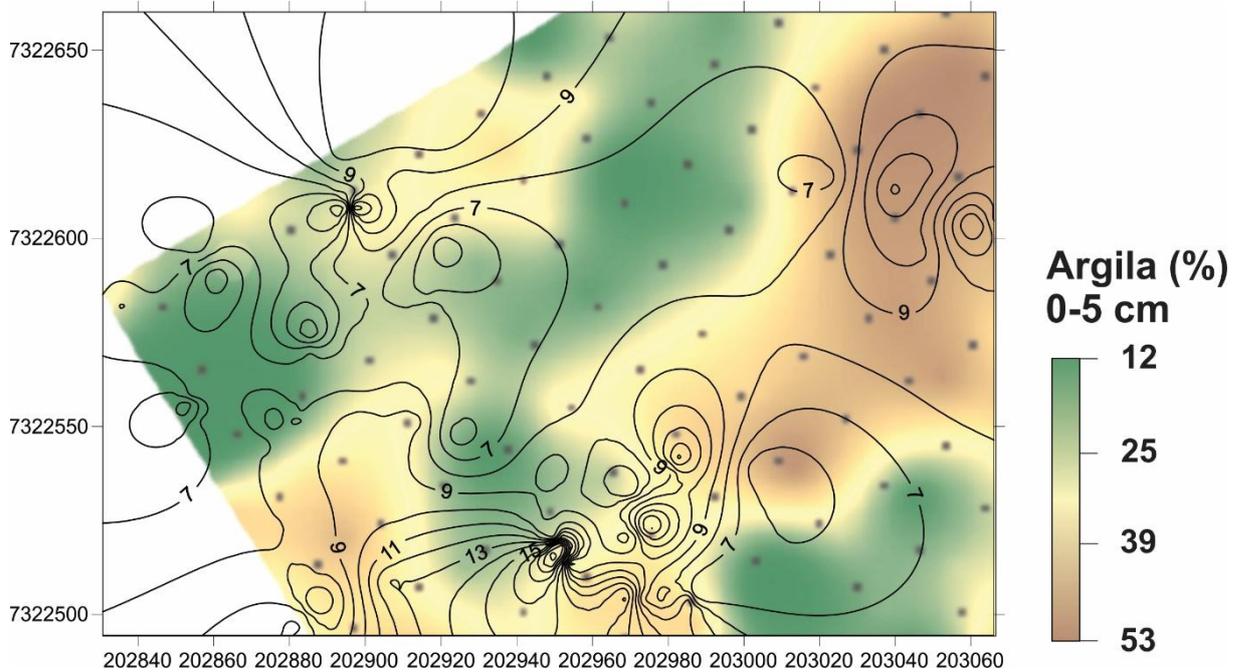
A presença de matéria orgânica na camada superficial do solo, como se observa no mapa da Figura 20, não influenciou no aumento das concentrações de atividade do Cs-137, em comparação com a presença de argila (Figura 21). A matéria orgânica pode funcionar como sorvente de céσιο em solos, porém, pequenas quantidades de argila são suficientes para superar a capacidade de sorção da matéria orgânica (SÖRDELUND et al., 2011). A adsorção de céσιο pela matéria orgânica não determina a seleção de locais de maior retenção do elemento químico (SÖRDELUND et al., 2011). Por outro lado, a presença de argilas é apontada como um importante fator para a imobilização do Cs-137 (SÖRDELUND et al., 2011). Ribeiro et al. (2016) observaram em suas investigações em solos do Estado do Rio de Janeiro, com alto conteúdo de matéria orgânica e médio, ou alto, conteúdo de argila, uma tendência de influência desses dois parâmetros na fixação do Cs-137. Antunes et al. (2010) também assinalaram em seus estudos em solos do Estado de Pernambuco que, em Goiana, a camada com matéria orgânica pode ter contribuído para uma menor migração de Cs-137 nessa área, levando a uma alta concentração do radionuclídeo.

**Figura 20 – Mapa da distribuição de Cs-137 (isolinhas) na camada de 0-10 cm sobreposto ao teor de matéria orgânica dos solos**



Fonte: A autora.

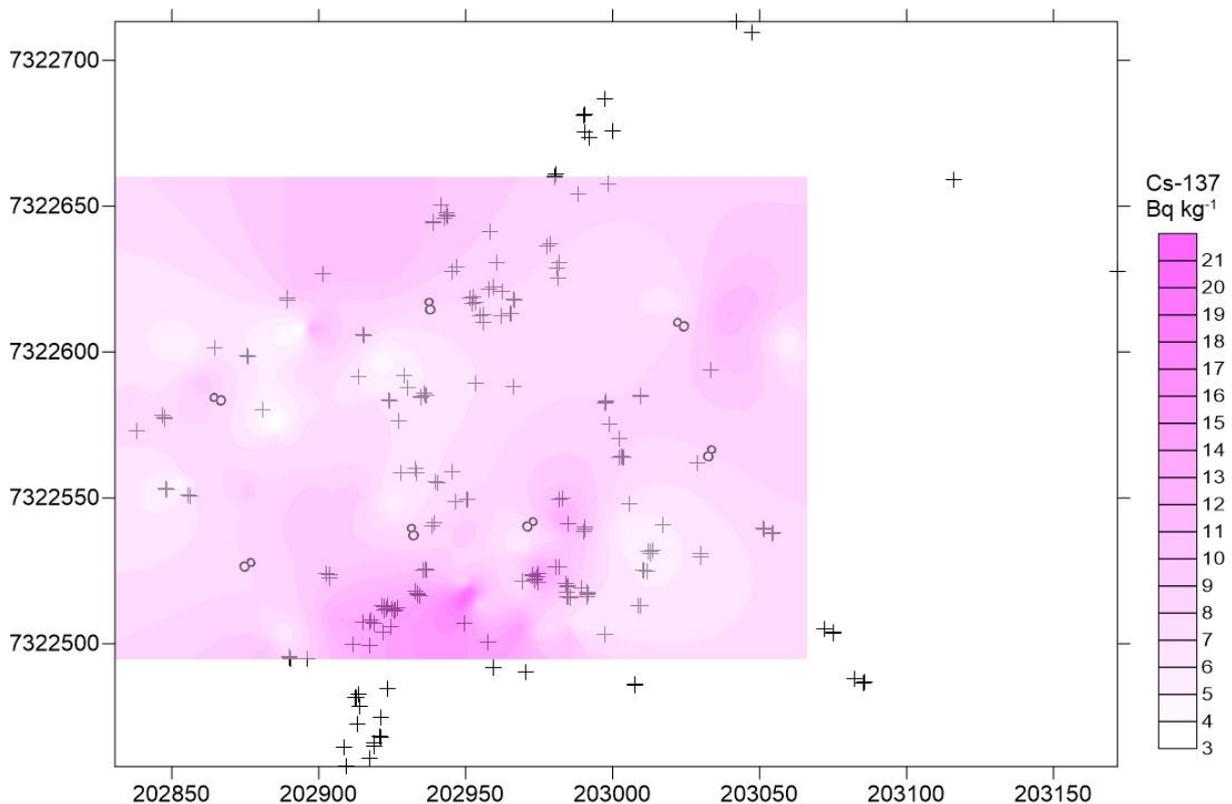
**Figura 21 – Mapa da distribuição de Cs-137 (isolinhas) na camada de 0-10 cm sobreposto ao teor de argila dos solos**



Fonte: A autora

França (2006) observou que a espécie *Alsophila sternbergii* apresenta mecanismo de acumulação diferenciada de Cs estável, alcançando altos valores de fatores de transferência ( $FT = 0,20 \pm 0,10$ ) quando comparado com as demais espécies arbóreas ( $FT < 0,04$ ). As concentrações elevadas de Cs estável encontradas nas folhas de *A. sternbergii* podem ser indicativas da ciclagem mais pronunciada desse elemento químico. Por isso, optou-se pela sobreposição dos níveis de Cs-137 no solo superficial da parcela permanente com os dados da distribuição de *A. sternbergii* (Figura 22). Há uma tendência dos locais com maiores valores de concentração de atividade de Cs-137 possuírem maior frequência das árvores da espécie *A. sternbergii*.

**Figura 22 – Mapa da distribuição de Cs-137 na profundidade de 0-10 cm sobreposto ao de distribuição da espécie acumuladora de Cs, *Alsophila sternbergii***



Fonte: A autora

Os resultados das relações entre os elementos químicos nos solos da parcela permanente do PECB indicaram mudanças substanciais para Br e Na de acordo com o estudo desenvolvido por França (2006). As concentrações de Br foram cerca de 9 a 20 vezes mais enriquecidas na camada superficial (0-10 cm) possivelmente devido à presença de espécies

bioacumuladoras. Desse modo, a distribuição de Cs-137 pode ser também dependente da ciclagem mineral do trecho florestal em questão.

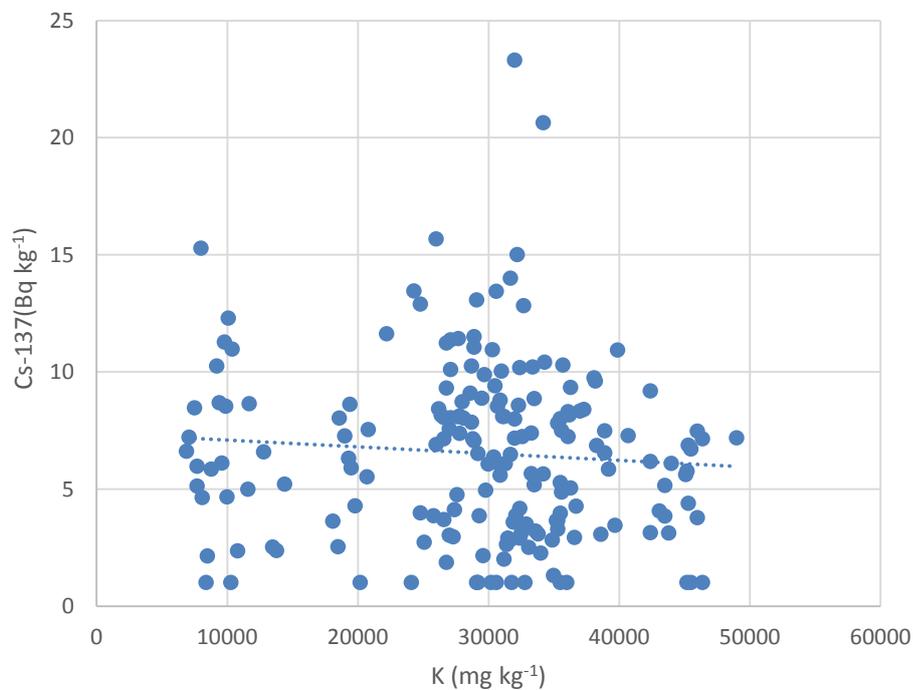
#### 4.5 Relação entre Cs-137 e os elementos químicos estáveis

O tratamento de áreas impactadas com radionuclídeos não é uma tarefa simplória, por isso, o conhecimento entre as relações com elementos químicos estáveis como K e Cs é relevante para ecossistemas florestais.

##### 4.5.1 Relação entre Cs-137 e K estável

O gráfico, representado na Figura 23, mostra ausência de correlação entre Cs-137 e o potássio estável. Os pontos estão dispersos, não provendo ideia de nenhuma relação entre eles. Não foi notada nenhuma tendência observável em nível de 95 % de confiança.

**Figura 23 - Gráfico de correlação entre as concentrações de atividade de K estável e Cs-137 nos solos das parcelas permanentes**

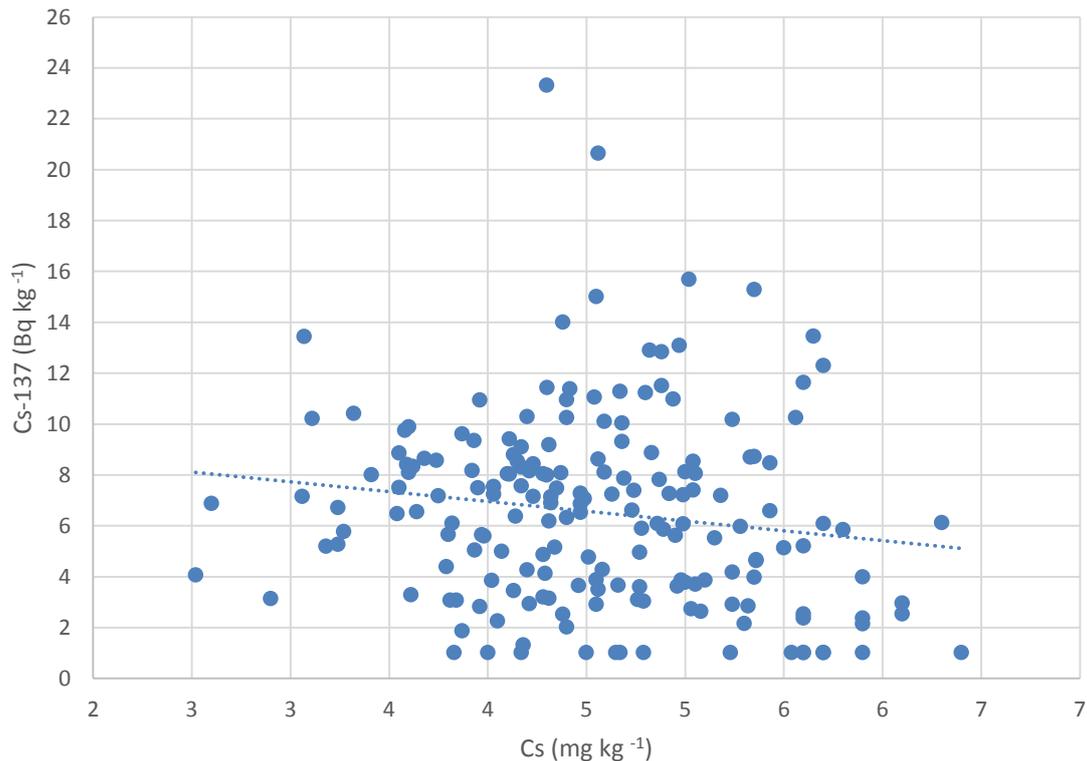


Fonte: A autora

#### 4.5.2 Relação entre Cs-137 e Cs estável

A relação mais importante para a explicação da distribuição de Cs-137 é visualizada na Figura 24, que mostra ausência de correlação entre o radionuclídeo (Cs-137) e o céσιο estável (Cs-133). Considerando as diferenças encontradas entre as camadas dos solos do PECB, estima-se que o Cs-137 está sendo ciclado continuamente pelas espécies vegetais (FRANÇA, 2006), o que explicaria os valores elevados de Cs-137 para os solos contendo valores parecidos de Cs estável. É evidente que a capacidade de acumulação variou com a espécie vegetal no PECB (FRANÇA, 2006). Conforme visto na seção 4.4, a espécie *Alsophila sternbergii* é acumuladora de céσιο.

**Figura 24 - Gráfico de correlação entre as concentrações de atividade de Cs-137 e Cs estável nos solos das parcelas permanentes**



Fonte: A autora

Kamei-Ishikawa et al. (2008), ao trabalharem com fatores de transferência solo-planta, observaram a existência de uma correlação entre os fatores de transferência do Cs-137 e do céσιο estável. Possivelmente, isso aconteceu devido ao fato que a relação estudada é baseada no equilíbrio de Cs-137 com Cs-133 na solução do solo. Saito et al. (2014) concluíram em seus estudos sobre distribuição de Cs-137 nos solos em Fukushima, após o acidente de 2011, que não encontraram correlação entre Cs-137 e Cs-133, pois a razão isotópica Cs-137/Cs-133 foi muito pequena, indicando que o equilíbrio ainda não tinha sido alcançado.

#### 4.6 Ocorrência de Cs-137 no Brasil

A Tabela 7 mostra as concentrações de Cs-137 determinadas em diversas matrizes ambientais no Brasil, indicando que Cs-137 configura como um radionuclídeo de bastante interesse para estudos em Radioecologia. Excetuando-se os sedimentos de Goiânia referentes ao acidente nuclear, as concentrações de atividade de Cs-137 no presente estudo foram bastante superiores aos dos solos do Rio de Janeiro e Pernambuco (Tabela 7).

**Tabela 7 – Concentrações de Cs-137 determinadas em diversas matrizes ambientais no Brasil**

<b>Local</b>	<b>Matriz</b>	<b>Concentração</b>	<b>Referência</b>
<b>PECB</b>	Solo	1,31–23,30 Bq kg <sup>-1</sup>	Este estudo
<b>Rio de Janeiro</b>	Solo	0,32–3,42 Bq kg <sup>-1</sup>	Ribeiro et al. (2016)
<b>Pernambuco</b>	Solo	0,5–1,6 Bq kg <sup>-1</sup>	Antunes et al. (2010)
<b>Goiânia</b>	Sedimento	100–800 Bq kg <sup>-1</sup>	CNEN (1988)
<b>Costa Brasileira</b>	Sedimento	0,4–1,8 Bq kg <sup>-1</sup>	Cunha et al. (1999)
<b>Plataforma Sudeste</b>	Sedimento	0,3–3,8 Bq kg <sup>-1</sup>	Godoy et al. (2003)
<b>Costa de São Paulo</b>	Água do mar	1,7–1,9 Bq m <sup>-3</sup>	Cunha et al. (1993)
<b>Costa Brasileira</b>	Água do mar	0,8–1,7 Bq m <sup>-3</sup>	Cunha et al. (1999)
<b>Plataforma Sudeste</b>	Água do mar	0,9–4,0 Bq m <sup>-3</sup>	Godoy et al. (2003)

Fonte: A autora

Nota-se também, a partir dos dados da Tabela 7, que a faixa de concentração de atividade de Cs-137 em água do mar da Plataforma Sudeste é superior àquela da Costa de São Paulo, inclusive para os sedimentos marinhos (Tabela 7). Desse modo, também não pode ser descartada a influência do spray marinho sobre as concentrações de substâncias químicas na parcela permanente do PECB (FRANÇA, 2006).

## 5 CONCLUSÕES

Considerando a importância da região estudada, os primeiros resultados sobre os níveis de K-40 e de césio radioativo (Cs-137) foram compilados para a parcela permanente instalada no Parque Estadual Carlos Botelho (PECB).

As concentrações de atividade de K-40 encontradas nos solos da Floresta Ombrófila densa do PECB apresentaram valores superiores à média mundial, sendo o valor máximo detectado na camada de 10-30 cm. A distribuição das concentrações de atividade de K-40 não seguiu a distribuição normal, devido à presença de solos mais desenvolvidos na parcela permanente.

As relações estudadas entre o radionuclídeo K-40 e o potássio estável apontam para a existência de uma correlação linear positiva. Houve uma tendência de relação inversamente proporcional entre as concentrações de K-40 e Cs estável, associado à pedogênese.

Os resultados mostraram a presença de Cs-137 nessa parcela permanente, que está abaixo do limite dos critérios de exclusão, isenção e dispensa como requisito de proteção radiológica dado pela Posição Regulatória CNEN PR-3.01-001 (CNEN, 2011) para esse radionuclídeo.

A parcela permanente apresentou solos com altas concentrações de atividade de Cs-137, quando comparadas a valores registrados em outras regiões. Na camada de 0-10 cm, foram detectadas as maiores concentrações de atividade de Cs-137, além do que todas as amostras analisadas apresentaram o radionuclídeo. Provavelmente, este fato se deve à deposição de Cs-137, que é um radionuclídeo antropogênico, por via atmosférica. Na camada de 10-30 cm, 83% das amostras analisadas apresentaram Cs-137. De modo geral, a análise estatística mostrou que a distribuição das concentrações de atividade de Cs-137 não segue uma distribuição normal, principalmente devido à presença de pontos fora de controle (“outliers”) relacionados com os solos formados pelo desenvolvimento de espécies sobre matacões.

Dentre os atributos físico-químicos das classes dos solos estudadas, o componente biológico – vegetação, provavelmente, contribuiu substancialmente para a ciclagem e acumulação de Cs-137 no solo superficial da parcela permanente do PECB. Quanto à relação

com a variação das altitudes dos solos da parcela, verificou-se que não há tendência clara das concentrações de atividade com a altitude.

A presença de matéria orgânica na camada superficial do solo não influenciou no aumento das concentrações de atividade do Cs-137 em comparação com a presença de argila, que é apontada como um importante fator para a imobilização do Cs-137.

Quanto às relações entre os radionuclídeos estudados e os elementos químicos K e Cs, conclui-se que:

1. Houve correlação linear positiva significativa entre K e K-40.
2. Foi observado uma tendência de correlação linear negativa entre as concentrações de atividade de K-40 e as concentrações de céσιο estável em solos da Mata Atlântica.
3. Cs-137 não apresentou relação alguma com K e Cs estável nos solos da parcela permanente.

Pesquisas em outros ecossistemas florestais devem ser realizadas para o conhecimento do fato do Cs-137 em florestas tropicais. Quando comparado com outras áreas do Brasil, o solo da parcela permanente do PECB está enriquecido em Cs-137, explicitando a necessidade de estudos futuros em todas as unidades de conservação que perfazem o Patrimônio Natural da Serra do Mar do Estado de São Paulo.

## REFERÊNCIAS

- ABBAS, M. I.; SELIM, Y. S.; BASSIOUNI M. HPGe detector photopeak efficiency calculation including self-absorption and coincidence corrections for cylindrical sources using compact analytical expressions. **Radiation Physics and Chemistry**, v. 61, p. 429-431, 2001.
- AGREN, G. I.; ANDERSSON, F. O. **Terrestrial Ecosystems Ecology: Principles and Applications**. Cambridge University Press, 2011.
- ALLEONI, L. R. F.; MELLO, J. W. V.; ROCHA, W. S. D. Eletroquímica, adsorção e troca iônica no solo. In: MELO, V. D. F.; ALLEONI, R. F. (eds). **Química e Mineralogia do Solo**, Viçosa, V. II., p. 70-129, SBCS, 2009.
- ANDRELLO, A. C. **Aplicabilidade do Cs-137 para medir erosão do solo: modelos teóricos e empíricos**. Tese de Doutorado, UEL, Londrina, 2004.
- ANDRELLO, A. C.; APPOLONI, C. R. Inventário de Cs-137 em áreas de solo não-perturbado da região de Londrina, Paraná, Brasil. In: **2005 International Nuclear Atlantic Conference – INAC 2005**, Santos, Brazil, Aug 28-Sep 2, 2005.
- ANDRELLO, A. C.; APPOLONI, C. R.; ARAÚJO, E. S.; THOMAZ, E. L.; MEDEIROS, P. H. A.; MACEDO, I. L. Cesium-137 inventories in undisturbed areas in different regions of Brazil. In: **2009 International Nuclear Atlantic Conference – INAC 2009**, Rio de Janeiro, Brazil, Sep 27-Oct 2, 2009.
- ANJOS, R. M.; MOSQUERA, B.; SANCHES, N.; CAMBUI, C. A.; MERCIER, H. Caesium, potassium and ammonium distribution in different organs of tropical plants. **Environmental and Experimental Botany**, v. 65, p. 11-118, 2009.
- ANJOS, R. M.; ROZZOTO, M.; SANCHES, N.; VELASCO, H.; VALLADARES, D. L.; DAMASIO, K. Accumulation of Cs-137 and K-40 in aboveground organs of tropical woody fruit plants. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 281, p. 7-10, 2009.
- ANJOS, R. M.; VEIGA, R.; SOARES, T.; SANTOS, A. M. A.; AGUIAR, J. G.; FRASCÁ, M. H. B. O.; BRAGE, J. A. P.; UZÊDA, D.; MANGIA, L.; FACURE, A.; MOSQUERA, B.; CARVALHO, C.; GOMES, P. R. S. Natural radionuclide distribution in Brazilian commercial granites. **Radiation Measurements**. v. 39, p. 245-253, 2005.

ANJOS, R.M., MOSQUERA, B., CARVALHO, C., SANCHES, N., BASTOS, J., GOMES, P.R.S., MACÁRIO, K. Accumulation and long-term decline of radiocaesium contamination in tropical fruit trees. **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A**, v. 580, p. 625–628, 2007.

ANTUNES, P. D.; SAMPAIO, E. V. S. B.; FERREIRA JÚNIOR, A. L. G.; GALINDO, I. C. L.; SALCEDO, I. H. Distribuição de Cs-137 em três solos representativos do Estado de São Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 935-943, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR-6502: Rochas e Solos**. 18 p. Setembro 1995.

EVERY, S. V. Fate of caesium in the environment: distribution between the abiotic and biotic components of aquatic and terrestrial ecosystems. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 30, p. 139-171, 1996.

BARBOZA, A. A. **Dispersão atmosférica de radionuclídeos liberados por instalações nucleares**. Tese de Mestrado, IME, Rio de Janeiro, 1989.

BELL, J. N. B., SHAW, G. Ecological lessons from the Chernobyl accident. **Environment International**, v. 31, p. 771-777, 2005.

BELLI, M.; SANSONE, U.; ARDIANI, R.; FEOLI, E.; SCIMONE, M. The effect of fertilizer applications on Cs-137 uptake by different plant species and vegetation types. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 27, p. 75-89, 1995.

BENGTSSON, G. B. Mobility of superficially applied caesium-134 and strontium-85 in apple branches under precipitation – free conditions. **Analyst**, v. 117, p. 1193-1196, 1992.

BONNETT, P. J. P.; ANDERSON, M. A. Radiocaesium dynamics in coniferous forest canopy: a Mid-Wales Study. **The Science of the total Environment**, v. 136, p. 259-277, 1993.

BRUMMER, G. W. Heavy metal species, mobility and availability in soils. In: BRINCKAMN, F. E.; SADLER, P. J. (Ed.) **The importance of chemical speciation in environmental processes**, p. 169-192, Berlin: Springer-Verlag, 1986.

BUNZI, K. et al. Sequential extraction of fallout radiocaesium from the soil: small scale and large scale spatial variability. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 226, p. 47-53, 1997.

CALMON, P.; THIRY, Y.; ZIBOLD, G.; RANTAVAARA, A.; FESENKO, S. Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: a review. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 100, p. 11-18, 2009.

CAMARGO, M. N.; KLANT, E.; KAUFFMAN, J. H. Classificação dos solos usada em levantamento pedológico no Brasil. In: Embrapa Solos, **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 12, p. 11-33, 1987.

CANBERRA. **Genie 2000 2.3**. Customization tools manual. 587p. Meriden: Canberra, 2009.

CAPECHE, C. L. Noções sobre tipos de estrutura do solo e sua importância para o manejo conservacionista. In: Embrapa Solos, **Comunicado Técnico**, Rio de Janeiro, v. 51, 6 p., 2008.

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

CARVALHO C., ANJOS R. M., MOSQUERA B., MACARIO K., VEIGA R. Radiocesium contamination behavior and its effect on potassium absorption in tropical or subtropical plants. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 86, p. 241-250, 2006.

CARVALHO, P. E. R. Espécies arbóreas brasileiras. In: EMBRAPA FLORESTAS. **Coleção espécies arbóreas brasileiras**, Colombo, PR, v. 3, 2008.

CHIU, C.-H.; SHIH, S.-M.; WANG, C.-J.; HUANG, C.-C. Availability and immobilization of Cs-137 in organic soils of a subtropical perhumid forest ecosystem. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 137, p. 193-201, 2002.

CHIU, C.-Y.; LAI, S.-Y.; LIN, Y.-M.; CHIANG, H.-C. Distribution of the radionuclide Cs-137 in the soils of a wet mountainous forest in Taiwan. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 50, p. 1097-1103, 1999.

CHOPPIN, G.; LILJENZIN, J.; RYDBERG, J. **Radiochemistry and nuclear chemistry**. Ed. Butterworth-Heinemann, Oxford, United Kingdom, 1995.

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR (CNEN), **Critérios de exclusão, isenção e dispensa de requisitos de proteção radiológica**. Posição Regulatória (PR)-3.01/001:2011.

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR (CNEN), **Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica**. Norma CNEN-NN-3.01:2014.

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR (CNEN), **Relatório do acidente radiológico em Goiânia**. Rio de Janeiro, 1988.

CUNHA, I. I. L.; MUNITA, C. S.; PAIVA, R. P.; TEIXEIRA, A. Levels of cesium-137 in seawater and fish from the Brazilian coast. **Science of the Total Environment**, v. 139-140, p. 431-435, 1993.

CUNHA, I.; FIGUEIRA, R. C. L.; SAITO, R. T. Application of radiochemical methods and dispersion model in the study of environmental pollution in Brazil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 239, pp. 477-482, 1999.

DENMAM, E. C.; MAY, P. B.; MOORE, G. M. The potential role of urban forests in removing nutrients from stormwater. **Journal of Environmental Quality**, v. 45, p. 207-214, 2016.

DICKIN, A. P. **Radiogenic Isotope Geology**. 2ª ed., Cambridge University Press, New York, 1995.

DOMINGUES, E. N.; SILVA, D. A. Geomorfologia do Parque Estadual de Carlos Botelho (SP). **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, v. 42, p. 71-105, 1988.

DUBBIN, W.E.; PENN, M.G.; HODSON, M.E. Edaphic influences on plant community adaptation in the Chiquibul forest of Belize. **Geoderma**, v. 131, p. 76-88, 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA), **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2ª ed., EMBRAPA-SPI, Rio de Janeiro, 2006.

EPSTEIN, E.; RAINS, D. W.; ELZAM, O. E. Resolution of dual mechanisms of potassium absorption by barley roots. **Proceedings of National Academy of Sciences**, v. 49, n. 5, p. 684-92, 1963.

ESHETU, Z.; GIESLER, R.; HÖGBERG, P. Historical land use pattern affects the chemistry of forest soils in the Ethiopian highlands. **Geoderma**, v. 118, p. 149-165, Amsterdam, 2004.

ESTEVEES, J. C. **Radionuclídeos antropogénicos (Cs-137) em sistemas lagunares e estuarinos de Portugal: implicações ambientais.** Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências/Universidade do Porto, Porto (Portugal), 2013.

FAURE, G. **Principles of isotope geology.** 2ª ed., John Wiley and Sons Inc., New York, 1986.

FERREIRA, M. D. C. **Estudo da eficiência de um detector HPGe por métodos semiempíricos e experimental.** Tese de Doutorado, CDTN/CNEN, Belo Horizonte, 2012.

FÖRSTER, H.; SCHIMMACK, W. Influence of the stemflow on the depth distribution of radiocesium in the soil under a beach stand. **Naturwissenschaften**, v. 79, p.23-24, 1992.

FRANÇA, E. J. **A biomonitoração da Mata Atlântica na conservação da biodiversidade: espécies nativas acumuladoras de elementos químicos.** Tese de Doutorado, ESALQ/USP, Piracicaba, 2006.

FRANÇA, E. J.; DE NADAI FERNANDES, E. A.; BACCHI, M. A.; RODRIGUES, R. R.; BODE, P.; SAIKI, M. Native plant bioaccumulation strategies: a baseline study for biomonitoring the Atlantic Forest. **International Journal of Environment and Health**, v. 4, n. 2-3, p. 181-200, 2010.

FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA **Por que preservar a Mata Atlântica.** 2014 Disponível em: <http://www.sosma.org.br>.

GARCIA-ORELLANA, J.; PATTES, J. M.; MASQUÉ, P.; BRUACH, J. M.; SANCHEZ-CABEZA, J.A. Distribution of artificial radionuclides in deep sediments of the Mediterranean Sea. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 2, p. 887-898, 2009.

GATIBONI, L.C. **Propriedades químicas do solo.** UFSM, Santa Maria, RS, 2000.

GODOY, J. M.; CRUZ, R. P. Ra-226 and Ra-228 in scale and sludge samples and their correlation with the chemical composition. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 70, p. 199-206, 2003.

GRANTZ, D. A.; GARNER, J. H. B.; JOHNSON, D. W. Ecological effects of particulate matter. **Environment International**, v.29, p.213-239, 2003.

GUIMARÃES, M.F.; ANDRELO, A.C. Integração da Metodologia do Césio-137 na avaliação de processos erosivos superficiais. In: **VII Simpósio Nacional de Controle de Erosão**, Goiana, GO, Brasil, 3-6 maio, 2001.

GÜLTEKIN, A.; KAYNAK, G.; GÜRLER, O. Determination of full energy peak efficiency of HPGe detector from 59.5 to 1332.5 keV. **Indian Journal of Pure & Applied Physics**, v. 44, p. 281-286, 2006.

HAMDAN, J.; BURNHAM, C. P. The contribution of nutrients from parent material in three deeply weathered soils of Peninsular Malaysia. **Geoderma**, v. 74, p. 219-233, 1996.

HANSLIK, E.; IVANOVAVA, D.; JEDINAKOVA-KRIZOVA, V.; JURANOVA, E.; SIMONEK, P. Concentration of radionuclides in hydrosphere affected by Temelin Nuclear Power Plant in Czech Republic. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 100, n. 7, p. 558-563, 2009.

HUS, M.; KOSUTE, K.; LULIÉ, S. Radioactive contamination of wood and its products. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 55, p. 179-186, 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **As Florestas Brasileiras: riscos e ameaças**. 2014. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br>.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). Environmental consequences of the Chernobyl Accident and their remediation: twenty years of experience. **Scientific and Technical Publications**, STI/PUB/1239, IAEA, Vienna, 2006.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). Handbook of parameter value for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. **Technical Reports Series**, n. 364, IAEA, Vienna, 1994.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). The Fukushima Daiichi Accident. **Scientific and Technical Publications**, STI/PUB/1710, IAEA, Vienna, 2015.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). The Radiological Accident in Goiania. **Scientific and Technical Publications**, STI/PUB/815, IAEA, Vienna, 1988.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARTIZATION. **ISO 13528**: Statistical methods for use in proficiency testing by interlaboratory comparisons. 66 p., Genebra, 2005.

JACKMAN, K. R.; BIEGALSKI, S. R. Methods and software for predicting germanium detector absolute full-energy peak efficiencies. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 279, p. 355-360, 2008.

JENSEN, K. F.; DOCHINGER, L. S.; ROBERTS, B. R.; TOWNSEND, A. M. Pollution responses. In: MIKSCHE, J.P. **Modern methods of forest genetics**. Springer Verlag, p.189-216, New York, 1976.

JOHNSTON, W. R. **Database of nuclear tests (2009)**. Disponível em: <http://www.johnstonsarchive.net/nuclear/tests/>.

JORDAN, C. **Nutrient cycling in tropical forest ecosystems**. John Wiley, New York, 190 p. 1985.

KABATA-PENDIAS, A. Soil-plant transfer of trace-elements – an environmental issue. **Geoderma**, v. 122, p. 143-149, 2004.

KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H. **Trace Elements in Soils and Plants**, 3rd ed., CRC Press, Boca Raton, FL, 2001.

KAMEI-ISHIKAWA, N.; TAGAMI, K.; UCHIDA, S. Estimation of Cs-137 plant root uptake using naturally existing Cs-133. **Journal of Nuclear Science and Technology**, v.45, p. 146-151, 2008.

KNPINSKA-SKIBA, D.; BOJANOWSKI, R.; RADECKI, Z.; LOTOCKA, M. The biological and physico-chemical uptake of radiocesium by particulate matter of natural origin (Baltic Sea). **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**, v. 29, p.283-290, 1995.

KONOPLEVA, I.; KLEMT, E.; KONOPLEV, A.; ZIBOLD, G. Migration and bioavailability of Cs-137 in forest soil of southern Germany. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 100, p. 315-321, 2009.

KÖPPEN, W. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra**. Fondo de Cultura Económica, México, 1948, 479 p.

LAURIA, D. C.; MARTINS, N. S. F.; ZENARO, R.; **Monitoramento radiológico ambiental**. IRD/CNEN, 166 p., Rio de Janeiro, 2007.

LIMA VAZ, J. L. **Estudo da dispersão de particulados na atmosfera considerando-se meio florestal e sua topologia**. Tese de Doutorado, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2008.

- LIMA, W. P. As florestas e a poluição do ar. **Série Técnica**, v.1, p.1-41, IPEF/ESALQ/USP, 1980.
- LINS, D. B. S.; GARDON, F. R.; MEYER, J. F. C. A.; SANTOS, R. F. Keystone Species, Forest and Landscape: A model to select protected areas. **Environmental Management**, v. 59, p.1017-1033, 2017.
- LINSALATA, P.; SIMPSON, H. J.; OLSENN, R.; COHEN, N.; TRIER, R. M. Plutonium and radiocesium in the water column of the Hudson River Estuary. **Environmental and geological Water Science**, v. 7, p.193-204, 1985.
- LIVESLEY, S. J.; MCPHERSON, E. G.; CALFAPIETRA, C. The urban forest and ecosystem services: Impacts on urban water, heat and pollution cycles at the tree, street, and city scale. **Journal of Environmental Quality**, v. 45, p. 119-124, 2016.
- LOPES FIGUEIRA, R. C. **Inventário de radionuclídeos artificiais em água do mar e sedimentos da costa sul do Brasil**. Tese de Doutorado, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - IPEN/CNEN – USP, São Paulo, 2000.
- MADEJÓN, P.; MARAÑÓN, T.; MURILLO, J. M.; ROBINSON, B. In defense of plants as biomonitors of soil quality. **Environmental Pollution**, London, v. 143, n. 1, p. 1-3, 2005.
- MARQUES, L. M. C. **Estudo comparativo de detectores de HPGe, NaI(Tl), CdZnTe para aplicações em segurança e para resposta a ameaças nucleares e radiológicas**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Física, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa, 2011.
- MAZZILLI, B. P.; SILVA, P. S. C.; NISTI, M. B. Enhancement of natural radioactivity in the surrounding of a phosphate fertilizer complex in Santos Basin, Brazil. In: **Radioprotection Colloques**, França, v. 37, n. C1, p. 795-799, 2002.
- MEL'NIKOVA, T. V.; POLYAKOVA, L. P.; OUDALOVA, A. A. Biotesting of radioactively contaminated forest soils using barley-based bioassay. Biotesting of radioactively contaminated forest soils using barley-based bioassay. **Journal of Physics: Conference Series**, v. 784, n. 1, 2017.
- MEURER, E. J.; ANGHINONI, I. A solução do solo. In: MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**, p. 85-106, Editora Evangraf LTDA, Porto Alegre, RS, 2010.

- MONTANHEIRO, M. N. S.; NASCIMENTO FILHO, V. F.; PINTO, F. A. Introdução à espectrometria gama. **Boletim Didático**, Piracicaba, BD-021, CENA/ESALQ/USP, 1977.
- MORAES, R. M.; DELITTI, W. B. C.; VUONO, Y. S. Litterfall and litter nutrient content in two Brazilian Tropical Forests. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 1-15, 1999.
- MOREIRA, D. S. **Padronização de radionuclídeos multi-emissores gama Ho-166m e Ga-72 e determinação de suas intensidades gama por decaimento**. Tese de Doutorado, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - IPEN/CNEN – USP, São Paulo, 2005.
- MOSQUERA, B., CARVALHO, C., VEIGA, R., MANGIA, L., ANJOS, R.M. Cs-137 distribution in tropical fruit trees after soil contamination. **Environmental and Experimental Botany**, v. 55, p. 273-281, 2006.
- MOSQUERA, B.; CARVALHO, C.; VEIGA, R.; MANGIA, L.; ANJOS, R. M. Cs-137 and K-40 distribution in tropical fruit trees. In: **XXVII Reunião de Trabalho sobre Física Nuclear no Brasil**, Santos, SP, v. 1, p. 30, 2004.
- MYERS, N. Threatened Biotas: “Hot Spots” in tropical forests. **The Environmentalist**, v. 8, n. 3, p. 187-208, 1988.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.
- MYTTENAERE, C.; SCHELL, W. R.; THIRY, Y.; SOMBRE, L.; RONNEAU, C.; VAN DER STEGEN DE SCHRIECK, J. Modeling of Cs-137 cycling in forests: recent developments and research needed. **Science of the Total Environment**, v. 136, p. 77-91, 1993.
- NASCIMENTO SOBRINHO, G. A. **Estudo da sorção e da contribuição da troca iônica na dinâmica do Cs-137 em solos altamente intemperizados**. IRD/CNEN, Rio de Janeiro, 2014.
- NEGREIROS, O. C.; CUSTÓDIO FILHO, A.; DIAS, A. C.; FRANCO, G. A. D. C.; COUTO, H. T. Z; VIEIRA, M. G. L.; MOURA NETO, B. V. Análise estrutural de um trecho de floresta pluvial tropical – Parque Estadual de Carlos Botelho, Núcleo Sete Barras (SP, Brasil). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.7, n. 1, p. 01-33, 1995.

OLIVEIRA, R. R. Importância das bromélias epífitas na ciclagem de nutrientes da Floresta Atlântica. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 18, n. 4, p. 793-799, 2004.

OULD-DADA, Z.; COPPLESTONE, D.; TOAL, M.; SHOW, G. Effect of forest edges on deposition of radioactive aerosols. **Atmospheric Environment**, v. 36, pp. 5595-5606, 2002.

PAIVA, J. D. S. **Plantas nativas da costa pernambucana acumuladoras de radionuclídeos**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Energia Nuclear – DEN, CTG /UFPE, Recife, 2014.

PAIVA, J. D. S., SOUSA, E. E., FARIAS, E. E. G., CARMO, A. M., SILVA FILHO, C. A., FRANÇA, E. J. Applied tools for determining low activity radionuclides in large environmental samples. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 306, p. 631-636, 2015.

PAIVA, J. D. S., SOUSA, E. E., FARIAS, E. E. G., CARMO, A. M., SOUZA, E. M., FRANÇA, E. J. Natural radionuclides in mangrove soils from the State of Pernambuco, Brazil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 307, p. 883-889, 2016.

PAPACHRISTODOULOU, C. A.; ASSIMAKOPOULOS, P. A.; PATRONIS, N. E.; IOANNIDES, K. G. Use of HPGe  $\gamma$ -ray spectrometry to assess the isotopic composition of uranium in soils. **Journal of Environmental Radioactivity**. v. 64, p. 195-203, 2003.

POINSSOT, C.; BAEYENS, B.; BRADBURY, M. Experimental and modeling studies of caesium sorption on illite. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 63, p. 3217-3227, 1999.

POMMÉ, S.; UYTENHOVE, J.; WAEYENBERGE, B. VAN; GENICOT, J.-L.; CULOT, J.-L.; HARDEMAN, F. Radiocesium contamination in Belgium. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 235, p. 139-144, 1998.

REIMANN, C.; KOLLER, F.; KASHULINA, G.; NISKAVAARA, H.; ENGLMAIER. Influence of extreme pollution on the inorganic chemical composition of some plants. **Environmental Pollution**, London, v. 115, p. 239-252, 2001.

RIBEIRO, E. **Relatório de Avaliação dos resultados analíticos do Programa de Monitoração Ambiental e Vigilância Pós-operacional no período de controle institucional do Repositório de Rejeitos Radioativos da Abadia de Goiás – julho de 2009 a junho de 2010**. CRCN-CO/CNEN, Abadias de Goiás, 2010.

RIBEIRO, E.; TAUHATA, L.; SANTOS, E. E.; CORRÊA, R. S. Analytical results and effective dose estimation of the operational Environmental Monitoring Program for the radioactive waste repository in Abadia de Goiás from 1998 to 2008. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 102, p. 145-52, 2011.

RIBEIRO, F. C. A.; LAURIA, D. C.; SILVA, J. I. R.; LIMA, E. S. A.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; PEREZ, D. V. Concentration of fallout Cesium-137 in soils of the Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, v. 04, n. 02, p. 01-20, 2016.

RITCHIE, J. C.; MC HENRY, J. R. Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: A review. **Journal of Environmental Quality**. v. 19, p. 215-233, 1990.

RODRIGUES, R. R. **Densidade, dinâmica e conservação em florestas do Estado de São Paulo: 40 ha de parcelas permanentes**. ESALQ/USP, Piracicaba, 2004.

RODRIGUES, R. R. **Parcelas permanentes em 40 ha de florestas do estado de São Paulo: uma experiência multidisciplinar**. ESALQ/USP, Piracicaba, 2006.

ROSÉN, K. **Field studies on the behavior of radiocesium in agricultural environments after the Chernobyl accident**. Master Dissertation, Institutionen for radioekologi. Swedisli. University of Agricultural Sciences. Department of radioecology, Upsalla, Sweden, 1996. (SLUREK-78).

SAITO, T.; MAKINO, H.; TANAKA, S. Geochemical and grain-size distribution of radioactive and stable cesium in Fukushima soils: implications for their long-term behavior. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 138, p. 11-18, 2014.

SANCHES, N. L. **Correlações entre as distribuições de césio e potássio ao longo de plantas tropicais**. Dissertação de Mestrado, Instituto de Física – IF/UFF, Niterói, 2008.

SANTOS JÚNIOR, J. A. **Avaliação radiométrica do U-238, Ra-226, Th-232 e K-40 em uma área anômala do Agreste de Pernambuco**. Tese de Doutorado, Departamento de Energia Nuclear – DEN, CTG /UFPE, Recife, 2009.

SANTOS, I. R.; BURNETT, W.C.; GODOY, J.M. Radionuclides as tracer of coastal processes in Brazil: Review, Synthesis, and Perspectives. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 56, p. 115-131, 2008.

SANTOS, S. L.; VÁLIO, I. F. M. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, p. 89-92, 2002.

SCHIMMACK, W.; BUNZL, K. Transport of  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$  and  $^{109}\text{Cd}$  in two forest soils as observed in undisturbed soil columns. **Radiochimica Acta**, v. 58/59, p. 297-300, 1992.

SCHIMMACK, W.; FLESSA, H.; BUNZL, K. Vertical migration of Chernobyl-derived radiocesium in Bavarian grassland soils. **Naturwissenschaften**, v. 84, p. 204-207, 1997.

SCHUCH, L.A.; NORDENMANM, D.J.R.; BARRETO, W.O.; CARDOSO, A.; ZAGO, A. Natural and artificial radionuclides in soils from Paraná, Brasil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 1, p. 39-40, 1994.

SETZER, J. **Contribuição para o estudo do clima do Estado de São Paulo**. Escolas Profissionais Salesianas, São Paulo, 1946.

SHAW, G.; Bell, J. N. B. Competitive effects of potassium and ammonium on caesium uptake kinetics in wheat. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 13, p. 283-296, 1991.

SHAW, G.; BELL, J. N. B. The kinetics of caesium absorption by roots of winter wheat and the possible consequences for the derivation of soil-plant transfer factors for radiocaesium. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 10, p. 213-231, 1989.

SHAW, G.; HEWAMANNA, R.; LILLYWHITE, J.; BELL, J. N. B. Radiocaesium uptake and translocation in wheat with reference to the transfer factor concept and ion competition effects. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 16, p. 167-180, 1992.

SILVA, M. L. S. **Avaliação do comportamento de elementos-traço essenciais e não essenciais em solo contaminado sob cultivo de plantas**. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz Queiroz, USP, Piracicaba, Brasil, 2006.

SIMON, S. L.; GRAHAM, J. C.; TERP, S. D. Uptake of K-40 and Cs-137 in native plants of the Marshall Island. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 59, p. 223-243, 2002.

SMOLDERS, E.; KIEBOOMS, L.; BUYASSE, J.; MERCKX, R. Cs-137 uptake in spring wheat (*Triticum aestivum* L. cv. Tonic) at varying K supply. **Plant Soil**, v. 181, p. 205-220, 1996.

SOBRINHO, N. M. B. D. A.; BARRA, C. M.; LÃ, O. R. Química dos metais pesados no solo. In: MELO, V. D. F.; ALLEONI, L. R. F. **Química e Mineralogia do Solo**, Viçosa, v. II. SBCS, p. 250–312, 2009.

SÖRDELUND, M., LUSA, M.; LEHTO, J.; HAKANEN, M.; VAARAMAA, K.; LAHDENPERÄ, A. Sorption of iodine, chorine, technetium and cesium in soil. **Working Report**, 2011-04, p. 83-103, 2011.

SOUZA, J. A.; DAVIDE, A. C. Deposição de serrapilheira e nutrientes em uma mata não minerada e em plantações de bracatinga (*Mimosa scabrella*) e de eucalipto (*Eucalyptus saligna*) em áreas de mineração de bauxita. **Cerne**, Lavras, MG, v. 7, n. 1, p. 101-113, 2001.

STATSOFT. **Statistica 7.0**. Tulsa: StatSoft, 2004.

THIER, S.O. Potassium Physiology. **The American Journal of Medicine**, v. 80, p. 3-7, 1986.

TIKHOMIROV, G. S.; SHCHEGLOV, A. I. Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones. **Science of the Total Environment**, v. 157, p. 45-57, 1994.

TZORTZIS, M.; TSERTOS, H. Determination of thorium, uranium and potassium elemental concentrations in surface soils in Cyprus. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 77, p. 325-338, 2004.

UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION (UNSCEAR). **Sources and effects of ionizing radiation**. Report of the General Assembly with annexes, United Nation, New York, 2000.

VALKOVIC, V. **Radioactivity in the Environment**. 1º ed., Ed. Elsevier Science, Zagreb (Croácia), 2000.

VELASCO, H.; JURI AYUB, J.; BELLI, M.; SANSONE, U. Temporal variation of the Cs-137 and K-40 flux from soil to grass in semi-natural ecosystems. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 71, p. 225-241, 2004.

VELOSO, H. P. Sistema fitogeográfico. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**, IBGE, Série Manuais Técnicos em Geociências, Rio de Janeiro, v.1, p.8-38, 1992.

VELOSO, H. P.; GÓES-FILHO, L. Fitogeografia Brasileira: classificação fisionômicoecológica da vegetação neotropical. **Boletim Técnico do Projeto RADAMBRASIL (Série Vegetação)**. Ministério das Minas e Energia, Salvador, 1982.

WARING, R. H.; SCHLESINGER, W. H. **Forest Ecosystems Concepts and Management**. Academic Press, INC, pp. 121-157, Orlando (USA), 1985.

WEISE, K.; HUBEL, K.; MICHEL R.; ROSE E.; SCHANLAGER, M.; SCHRAMMEL D.; TASCHNER M. Determination of the detection limit and decision threshold for ionizingradiation measurements: fundamentals and particular applications. **Progress in Radiation**, Colônia (Alemanha), p. 5-15, 2005.

WYTTENBACH, A.; TOBLER, L. Effect of surface contamination on results of plant analysis. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 29, p. 809-823, 1998.

XAVIER, A. M. et al. Marcos da história da radioatividade e tendências atuais. **Química Nova**, São Paulo, v. 30, p. 83-91, 2007.

YOSHIDA, S.; MURAMATSU, Y.; DVORNIK, A. M.; ZHUCHENKO, T. A.; LINKOV, I. Equilibrium of radiocesium with stable cesium with in the biological cycle of contaminated forest ecosystems. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 75, p.301-313, 2004.

ZHANG, X.P.; DENG, W.; YANG, X.M. The background concentrations of 13 soil trace elements and their relationships to parent materials and vegetation in Xizang (Tibet), China. **Journal of Asian Earth Sciences**, Oxford, v. 21, p. 167-174, 2002.

ZHU, Y-G. **Effect of potassium supply on the uptake of radiocaesium by crops**. Ph.D. thesis, The University of London, UK, 1998.

ZHU, Y-G., SMOLDERS, E. Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application. **Journal of Experimental Botany**, v. 51, n. 351, p. 1635-1645, 2000.

ZHU, Y-G.; SHAW, G.; NISBET, A. F. AND WILKINS, B. T., 2002. Effect of external potassium supply and plant age on the uptake of radiocaesium Cs-137 by broad bean (*Vicia faba*): interpretation of results from large-scale hydroponic study. **Environmental and Experimental Botany**, v. 47, p. 173-187, 2002.

**ANEXO A - AMOSTRAS DE SOLOS SELECIONADAS DO BANCO DE DADOS  
E-EDULIS PARA A QUANTIFICAÇÃO DE CS137 POR  
ESPECTROMETRIA GAMA DE ALTA RESOLUÇÃO**

<b>Espécie</b>	<b>Id</b>	<b>Tipo de Solo</b>	<b>UC</b>	<b>Profundidade</b>
<i>Bathysa australis</i>	94	RYd-GXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Bathysa australis</i>	99	RYd-GXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Bathysa australis</i>	1125	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Bathysa australis</i>	1126	RYd-GXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Bathysa australis</i>	1141	RYd-GXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Bathysa australis</i>	1386	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Bathysa australis</i>	2266	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Bathysa australis</i>	2449	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Bathysa australis</i>	3054	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Bathysa australis</i>	4116	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Chrysophyllum innornatum</i>	78	RYd-GXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Chrysophyllum innornatum</i>	79	RYd-GXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Chrysophyllum innornatum</i>	115	RYd-GXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Chrysophyllum innornatum</i>	116	RYd-GXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Chrysophyllum innornatum</i>	1883	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Chrysophyllum innornatum</i>	3073	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Chrysophyllum innornatum</i>	3074	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Chrysophyllum innornatum</i>	3084	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Chrysophyllum viride</i>	35	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	24	RYd-GXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	26	RYd-GXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	1133	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	1138	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	1216	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	1746	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	2216	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	2448	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	3040	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	3718	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Euterpe edulis</i>	4	RYd-GXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Euterpe edulis</i>	45	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Euterpe edulis</i>	174	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Euterpe edulis</i>	377	RYd-GXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Euterpe edulis</i>	438	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Euterpe edulis</i>	1161	RYd-GXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Euterpe edulis</i>	1353	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Euterpe edulis</i>	2279	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Euterpe edulis</i>	2287	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Euterpe edulis</i>	2417	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Garcinia gardneriana</i>	92	RYd-GXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Garcinia gardneriana</i>	433	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Garcinia gardneriana</i>	1220	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Garcinia gardneriana</i>	1763	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Garcinia gardneriana</i>	1779	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Garcinia gardneriana</i>	2846	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Garcinia gardneriana</i>	6035	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Garcinia gardneriana</i>	6140	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Garcinia gardneriana</i>	7948	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Garcinia gardneriana</i>	8072	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	3	RYd-GXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	357	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	409	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	1754	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm

<b>Espécie</b>	<b>Id</b>	<b>Tipo de Solo</b>	<b>UC</b>	<b>Profundidade</b>
				Continuação
<i>Gomidesia flagellaris</i>	1809	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	1860	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	1897	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	2264	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	2467	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	2850	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Guapira opposita</i>	1	RYdGXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Guapira opposita</i>	218	RYdGXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Guapira opposita</i>	224	RYdGXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Guapira opposita</i>	238	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Guapira opposita</i>	366	RYdGXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Guapira opposita</i>	426	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Guapira opposita</i>	470	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Guapira opposita</i>	1736	RYdGXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Guapira opposita</i>	1816	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Guapira opposita</i>	1864	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	192	RYdGXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	222	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	569	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	1131	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	1270	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	1352	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	2398	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	3061	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	8127	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	8139	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Nectandra membranacea</i>	1335	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	441	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	571	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	1129	RYdGXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	1359	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	2452	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	2456	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	2489	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	2613	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	8134	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	119	RYdGXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	2269	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	2443	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	3009	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	3048	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	6105	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	6193	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	8048	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	8136	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	8163	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	0-10 cm
<i>Bathysa australis</i>	99	RYdGXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Bathysa australis</i>	1125	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Bathysa australis</i>	1126	RYdGXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Bathysa australis</i>	1141	RYdGXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Bathysa australis</i>	1386	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Bathysa australis</i>	2449	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Bathysa australis</i>	3054	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Bathysa australis</i>	4116	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Chrysophyllum inornatum</i>	78	RYdGXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Chrysophyllum inornatum</i>	79	RYdGXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Chrysophyllum inornatum</i>	116	RYdGXd-NEOSSOLOFLÚVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Chrysophyllum inornatum</i>	1883	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Chrysophyllum inornatum</i>	3073	RYdRLd-NEOSSOLOFLÚVICO-NEOSSOLOLITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm

Espécie	Id	Tipo de Solo	UC	Profundidade
				Continuação
<i>Chrysophyllum inornatum</i>	3074	RYd-RLd-NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Chrysophyllum viride</i>	35	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	24	RYd-GXd-NEOSSOLO FLÚVICO-GLEISSOLO HÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	26	RYd-GXd-NEOSSOLO FLÚVICO-GLEISSOLO HÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	1133	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	1138	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	1216	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	1746	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	2216	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Eugenia cuprea</i>	2448	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Euterpe edulis</i>	4	RYd-GXd-NEOSSOLO FLÚVICO-GLEISSOLO HÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Euterpe edulis</i>	45	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Euterpe edulis</i>	174	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Euterpe edulis</i>	377	RYd-GXd-NEOSSOLO FLÚVICO-GLEISSOLO HÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Euterpe edulis</i>	438	RYd-RLd-NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Euterpe edulis</i>	1161	RYd-GXd-NEOSSOLO FLÚVICO-GLEISSOLO HÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Euterpe edulis</i>	1353	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Euterpe edulis</i>	2287	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Euterpe edulis</i>	2417	RYd-RLd-NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Garcinia gardneriana</i>	1220	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Garcinia gardneriana</i>	2846	RYd-RLd-NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Garcinia gardneriana</i>	6035	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Garcinia gardneriana</i>	6140	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Garcinia gardneriana</i>	7948	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Garcinia gardneriana</i>	8072	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	3	RYd-GXd-NEOSSOLO FLÚVICO-GLEISSOLO HÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	357	RYd-RLd-NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	409	RYd-RLd-NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	1754	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	1809	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	1860	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	1897	RYd-RLd-NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	2264	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	2467	RYd-RLd-NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Gomidesia flagellaris</i>	2850	RYd-RLd-NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Guapira opposita</i>	1	RYd-GXd-NEOSSOLO FLÚVICO-GLEISSOLO HÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Guapira opposita</i>	218	RYd-GXd-NEOSSOLO FLÚVICO-GLEISSOLO HÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Guapira opposita</i>	224	RYd-GXd-NEOSSOLO FLÚVICO-GLEISSOLO HÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Guapira opposita</i>	238	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Guapira opposita</i>	366	RYd-GXd-NEOSSOLO FLÚVICO-GLEISSOLO HÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Guapira opposita</i>	426	RYd-RLd-NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Guapira opposita</i>	470	RYd-RLd-NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Guapira opposita</i>	1736	RYd-GXd-NEOSSOLO FLÚVICO-GLEISSOLO HÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Guapira opposita</i>	1816	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Guapira opposita</i>	1864	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	192	RYd-GXd-NEOSSOLO FLÚVICO-GLEISSOLO HÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	222	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	569	RYd-RLd-NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	1131	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	1270	RYd-RLd-NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	1352	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	2396	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	3061	RYd-RLd-NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	8139	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Nectandra membranacea</i>	1335	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	441	RYd-RLd-NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	571	RYd-RLd-NEOSSOLO FLÚVICO-NEOSSOLO LITÓLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	1129	RYd-GXd-NEOSSOLO FLÚVICO-GLEISSOLO HÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	1359	CXbd-CAMBISSOLO HÁPLICO-Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm

<b>Espécie</b>	<b>Id</b>	<b>Tipo de Solo</b>	<b>UC</b>	<b>Profundidade</b>
				Conclusão
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	2452	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	2456	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	2489	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	2613	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	8134	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	119	RYg-GXd-NEOSSOLOHÚLVICO-GLEISSOLOHÁPLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	2269	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	2443	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	3009	RYd-RLd-NEOSSOLOHÚLVICO-NEOSSOLOLÍTOLICO-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	3048	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	6105	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	6193	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	8048	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	8136	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm
<i>Virola bicuhyba</i>	8163	CXbd-CAMBISSOLOHÁPLICO Tb-Distrófico	PECB	10-30 cm

**ANEXO B - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS CONCENTRAÇÕES DE CS E K  
DETERMINADAS NOS SOLOS DAS PARCELAS PERMANENTES DO  
PARQUE ESTADUAL CARLOS BOTELHO – PECB**

**Estatística descritiva das concentrações de Cs e K determinadas nos solos das parcelas permanentes do Parque Estadual Carlos Botelho – PECB pela Análise por Ativação Neutrônica Instrumental. DP = desvio-padrão. CV% = coeficiente de variação. Max = concentração máxima. Min = concentração mínima. n = número de amostras com valores acima da Concentração Mínima Determinável. N = total de amostras.**

Unidade de Conservação	Estatística descritiva	Cs	K
PECB	Média (mg kg <sup>-1</sup> )	4,54	29200
	Média geométrica (mg kg <sup>-1</sup> )	4,48	26800
	<i>DP</i> (mg kg <sup>-1</sup> )	0,74	10000
	<i>CV%</i>	16	34
	Max (mg kg <sup>-1</sup> )	6,40	49000
	Min (mg kg <sup>-1</sup> )	2,52	6900
	Quartil 25% (mg kg <sup>-1</sup> )	4,07	26200
	Quartil 75% (mg kg <sup>-1</sup> )	5,03	35500
	n	186	186
	N	186	186

Fonte: França (2006)