



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

AVACIR CASANOVA ANDRELLO

**METODOLOGIA DO ^{137}Cs PARA DETERMINAÇÃO DA
EROSÃO E DEPOSIÇÃO DE SOLO EM UMA MICROBACIA
DO NORTE DO PARANÁ**

Londrina
1997

AVACIR CASANOVA ANDRELLO

**METODOLOGIA DO ^{137}Cs PARA DETERMINAÇÃO DA
EROSÃO E DEPOSIÇÃO DE SOLO EM UMA MICROBACIA
DO NORTE DO PARANÁ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação, em Física da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Física.

Orientador: Prof. Dr. Carlos R. Appoloni

Londrina
1997

AVACIR CASANOVA ANDRELLO

**METODOLOGIA DO ^{137}Cs PARA DETERMINAÇÃO DA
EROSÃO E DEPOSIÇÃO DE SOLO EM UMA MICROBACIA
DO NORTE DO PARANÁ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação, em Física da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Física.

BANCA EXAMINADORA

Carlos Roberto Appoloni (Orientador)

Otávio Cortezan Filho

Virgílio Franco do Nascimento

Londrina, 19 de dezembro de 1997.

DEDICO

Ao "Grande Eu Sou", "Senhor dos Exércitos", "Deus todo poderoso" que me capacita diariamente.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Carlos Roberto Appoloni, pelos ensinamentos passados, pela sua orientação precisa e pela amizade demonstrada.

Aos colegas de mestrado Richard, Fabiano e Sandra.

À Prof^a Dra. Maria de Fátima Guimarães pelo trabalho de campo na coleta das amostras.

À minha esposa Adriana pela compreensão e apoio em todos momentos.

À minha família pelo companheirismo.

Aos professores do departamento de Física da Universidade Estadual de Londrina pela disposição em tirar todas as dúvidas.

ANDRELLO, Avacir Casanova. **Metodologia do ^{137}Cs para determinação da erosão e deposição de solo em uma microbacia do Norte do Paraná.** 1997. 82f. Dissertação (Mestrado em Física) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 1997.

RESUMO

A medida da redistribuição do Césio-137 no campo permite determinar a erosão/sedimentação do solo. Foram medidas as atividades de césio-137 em amostras de solo de uma microbacia do Norte do Paraná, empregando um detector de raios gama de HPGe e eletrônica nuclear padrão de espectrometria gama. A eficiência de detecção foi determinada através da medida de padrões, preparados com atividade conhecidas do radionuclídeo de interesse. Perdas ou ganhos de solo foram determinados para regiões de topo, meia encosta e vale, em seis diferentes transectos na microbacia estudada.

Palavras-chave: Solos. Erosão. Cesio.

ANDRELLO, Avacir Casanova. **Metodologia do ^{137}Cs para determinação da erosão e deposição de solo em uma microbacia do Norte do Paraná.** 1997. 82f. Dissertação (Mestrado em Física) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 1997.

ABSTRACT

The measurement of ^{137}Cs redistribution in the field allows the determination of soil erosion/accumulation. The ^{137}Cs activity of soil samples, taken from a small basin at the North of Paraná, were measured employing a HPGe gamma ray detector and a standard spectrometric nuclear electronic chain. Standard soil samples with known concentrations of ^{137}Cs were prepared for the detection efficiency determination. Soil loss or gain was measured at the top, midslope and low slope regions, for six different transects at the investigated small basin.

Keywords: Soils. Erosion. Cesio.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Regras de seleção e símbolos para radiação de multipolos da radiação gama	16
Tabela 2 – Valores teóricos aproximados da meia vida para o decaimento gama.....	17
Tabela 3 – Lista dos membros da cadeia do Urânio dando o modo de desintegração, meia- vida, constante de desintegração e energia das partículas emitidas.....	19
Tabela 4 – Lista dos membros da cadeia do Actínio dando o modo de desintegração, meia- vida, constante de desintegração e energia das partículas emitidas.....	21
Tabela 5 – Lista dos membros da cadeia do Tório dando o modo de desintegração, meia- vida, constante de desintegração e energia das partículas emitidas	23
Tabela 6 – Resultados da análise granulométrica das amostras de solo de cada transecto	47
Tabela 7 – Valores das contribuições para o FWHM do detector e da eletrônica.....	52
Tabela 8 – Fator de calibração a determinado para as quatro amostras de solo calibradas resultando num valor médio de $291 \pm 20 \text{ Bq.kg}^{-1}$	69
Tabela 9 – Valores médios das áreas líquidas e das atividades das amostras nos transectos.....	70
Tabela 10 – Valores obtidos para as perdas (sinal negativo) ou ganhos (sinal positivo) de solo para as posições nos transectos usando as equações (6), (10) e (18)	73
Tabela 11 – Valores médios das áreas líquidas e das atividades das amostras de cobertura e dos perfis de solo da mata do IAPAR	74

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Variação no número atômico e no número de massa para a cadeia do Urânio, segundo a lei de deslocamento de Soddy	18
Figura 2 – Variação no número atômico e no número de massa para a cadeia do Actínio, segundo a lei de deslocamento de Soddy	20
Figura 3 – Variação no número atômico e no número de massa para a cadeia do Tório, segundo a lei de deslocamento de Soddy	22
Figura 4 – Radionuclídeos naturais e artificiais conhecidos	25
Figura 5 – Seqüência de passos que conduzem à fissão nuclear, de acordo com o modelo da gota líquida	26
Figura 6 – Abundância dos diferentes números de massa dos produtos residuais na fissão do ^{233}U , ^{235}U e ^{239}Pu por bombardeio com nêutrons lentos	28
Figura 7 – Deposição global de ^{137}Cs devido ao "fallout" radioativo	32
Figura 8 – Esquema de níveis do processo de decaimento do ^{137}Cs	33
Figura 9 – Deposição global de ^{90}Sr do "fallout" radioativo no hemisfério norte e no hemisfério sul. O ^{137}Cs é igual a 1,45 vezes o ^{90}Sr em formação	35
Figura 10 – Diagrama do ciclo do ^{137}Cs na natureza.....	36
Figura 11 – Mapa do Estado do Paraná localizando o município de Cambé	42
Figura 12 – Mapa da microbacia do córrego Unda mostrando o uso do solo com os vários de tipo de culturas e os transectos de amostragem	43
Figura 13 – Mapa da microbacia do córrego Unda mostrando as curvas de níveis	44
Figura 14 – Esquema de blocos para os componentes da eletrônica utilizada	48
Figura 15 – Espectro da fonte de ^{137}Cs com gerador de pulsos para um tempo de contagem de 15 minutos.....	50
Figura 16 – Espectro da fonte de ^{60}Co com gerador de pulsos para um tempo de contagem de 15 minutos	51
Figura 17 – Dependência da eficiência de detecção para diferentes energias de raios gama em função da densidade de diferentes materiais	54
Figura 18 – Espectro de fundo obtido com detector de HPGe sem blindagem.....	54
Figura 19 – Espectro de fundo obtido com detector de HPGe com blindagem de 10 cm de chumbo e uma lâmina de alumínio de 4 mm justaposta à parte interna do chumbo	55

Figura 20 – Desenho esquemático esboçando a montagem detector/blindagem/porta amostra	56
Figura 21 – Desenho esquemático esboçando o béquer Marinelli utilizado	61
Figura 22 – Espectro de amostra de solo do hemisfério norte.....	62
Figura 23 – Espectro de amostra de solo do hemisfério sul.	63
Figura 24 – Espectro da amostra A1 obtido com detector de HPGe e o analisador multicanal de 1024 canais para um tempo de aquisição de 60 hs	64
Figura 25 – Espectro da amostra A1 obtida com o detector de HPGe e a placa multicanal de 8192 canais para um tempo de aquisição de 60 hs	65
Figura 26 – Reta de calibração obtida com as fontes de ^{60}Co e ^{137}Cs no analisador multicanal.	66
Figura 27 – Espectro da amostra calibrada "fator 0" com atividade de 3,8 kBq/kg.....	68
Figura 28 – Espectro da amostra de solo do perfil 0-10 cm da mata do IAPAR.....	74
Figura 29 – Espectro da amostra de solo do perfil 10-20 cm da mata do IAPAR	75
Figura 30 – Espectro da amostra de solo do perfil 20-30 cm da mata do IAPAR.....	75
Figura 31 – Histograma das perdas (sinal negativo) e ganhos (sinal positivo) de solo da microbacia do córrego Unda em função da frequência observada, segundo valores da equação (18)	78

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	13
2.1 PROCESSOS DE DECAIMENTO RADIOATIVO.....	13
2.1.1 Decaimento Beta (p).....	13
2.1.2 Decaimento Gama (y).....	14
2.2 RADIOATIVIDADE NATURAL.....	17
2.2.1 Cadeia do Urânio.....	18
2.2.2 Cadeia do Actínio.....	18
2.2.3 Cadeia do Tório.....	20
2.3 RADIOATIVIDADE ARTIFICIAL.....	22
2.3.1 Fissão Nuclear.....	23
2.3.1.1 Os Produtos da Fissão.....	26
2.3.2 Fusão Nuclear.....	29
2.3.3 Testes de Armas Nucleares.....	31
2.4 RADIONUCLÍDEO CÉSIO-137.....	32
2.4.1 Processo de decaimento.....	32
2.4.2 Características do Radionuclídeo Césio-137.....	33
2.4.3 Comportamento do Radionuclídeo Césio-137 no Solo.....	34
2.5 EROÇÃO NO SOLO.....	36
2.6 QUANTIFICAÇÃO DA EROÇÃO.....	37
2.6.1 Método Convencional.....	37
2.6.2 Método do Radionuclídeo Césio-137.....	39
3 MATERIAL EMÉTODOS	42
3.1 CARACTERIZAÇÃO E COLETA DAS AMOSTRAS.....	42
3.1.1 Vegetação, Clima e Relevo da Microbacia do Córrego Unda.....	43
3.1.2 Descrição do Solo e Amostragem.....	44
3.1.3 Coleta das Amostras.....	45
3.1.4 Preparo das Amostras.....	45
3.1.4.1 Análises Químicas e Físicas.....	46
3.2 EQUIPAMENTOS DE LABORATÓRIO.....	46

3.2.1 Eletrônica Nuclear de Aquisição de Dados	46
3.2.2 Detector de HPGe	48
3.2.2.1 Resolução em Energia	49
3.2.2.2 Eficiência de detecção	52
3.2.2.3 Blindagem do Sistema de Detecção	53
3.2.2.4 Limite Mínimo de Detecção	57
3.2.3 Amostras de Solo Calibradas.....	58
3.2.3.1 Preparo das Amostras de Solo Calibradas.....	58
3.2.3.2 Equação de Calibração	59
3.2.4 Porta-Amostra.....	60
3.3 ANÁLISE DAS AMOSTRAS	61
3.3.1 Espectrometria Gama.....	61
3.3.2 Detecção do ¹³⁷ Cs	62
3.3.3 Análise dos Espectros	66
3.3.3.1 Aplicativos ("softwares") utilizados.....	66
4 RESULTADOS OBTIDOS.....	68
4.1 FATOR DE CALIBRAÇÃO.....	68
4.2 ATIVIDADE DAS AMOSTRAS DA MICROBACIA DO CÓRREGO UNDA	69
4.3 ATIVIDADE DA AMOSTRA DE REFERÊNCIA	71
4.4 REDISTRIBUIÇÃO DE SOLO NA MICROBACIA DO CÓRREGO UNDA	71
4.5 ATIVIDADE DAS AMOSTRAS DO IAPAR	73
5 CONCLUSÕES.....	76
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79

1 INTRODUÇÃO

Um dos grandes problemas da agricultura paranaense é o da perda de solo por erosão. Apesar de técnicas de conservação de solo estarem sendo utilizadas mais freqüentemente por agricultores, a erosão continua sendo um processo importante na degradação dos solos paranaenses. A erosão não só degrada a camada superficial de solo rica em matéria orgânica e nutrientes para as plantas, como também provoca o assoreamento dos rios e reservatórios de água, causando enchentes e a diminuição do volume de água dos reservatórios.

Os métodos convencionais para determinação da erosão são estatísticos, necessitam de um longo período para determinação de algumas variáveis e são aplicáveis somente para as áreas próximas dos experimentos. Um método alternativo muito utilizado em outros países é o do ^{137}Cs , que apresenta a vantagem de ser mais rápido e eficaz.

O ^{137}Cs é um radionuclídeo artificial que foi introduzido no meio ambiente através dos testes nucleares de superfície por meio do "fallout" radioativo, e que decai por β^- para o $^{137\text{m}}\text{Ba}$, que é emissor gama com energia de 661,6 keV e meia vida de 2,55 minutos. O ^{137}Cs tem uma meia vida relativamente longa de 30,2 anos e quando em contato com o solo é fortemente adsorvido pelas partículas mais finas do solo (argilas e materiais orgânicos) quase que imediatamente, exercendo uma "marcação" no solo de maneira única. Quando o solo "marcado" com ^{137}Cs é erodido, o ^{137}Cs é transportado junto com o solo na mesma proporção. Verificou-se que existe uma relação entre a perda ou ganho de solo e a concentração de ^{137}Cs presente neste solo.

O objetivo deste trabalho foi de implementar esta técnica na determinação de perda ou ganho de solo no Estado do Paraná, em uma microbacia de solo da classe Latossolo Roxo distrófico, e de retomar o uso desta técnica no Brasil, visto que é o segundo trabalho realizado no país usando este método.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

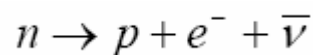
2.1 PROCESSOS DE DECAIMENTO RADIOATIVO

2.1.1 Decaimento Beta (β)

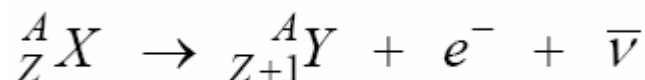
O decaimento beta (β) é uma transformação nuclear acompanhada pela emissão de um elétron (e^-), referido como decaimento β^- , ou pela emissão de um pósitron (e^+), referido como decaimento β^+ . O nome decaimento beta também é aplicado à captura pelo núcleo de um elétron orbital, que é o processo de captura eletrônica no decaimento beta.

No início dos estudos da radioatividade havia uma considerável confusão pois, além do espectro de linha monoenergética dos elétrons de conversão, existia também o espectro contínuo dos elétrons de desintegração que, como o decaimento é uma transição entre dois estados de energia definida, é devido aos elétrons emitidos não terem sempre a mesma energia. Para resolver esse e outros problemas, foi postulado por Pauli a existência de uma outra partícula que acompanha o elétron no decaimento beta e que carrega uma quantidade de energia igual à diferença entre a energia do elétron emitido e a energia máxima do espectro beta. Essa partícula foi chamada de neutrino (ν).

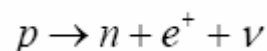
O decaimento β^- é o processo no qual um nêutron decai em um próton mais um elétron (partícula β^-) e um antineutrino, que é representado esquematicamente por:



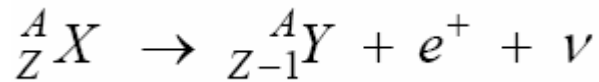
que, num processo geral é representado como:



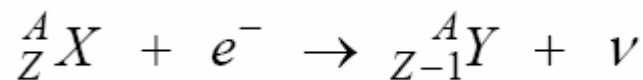
O decaimento β^+ é o processo no qual um próton decai em um nêutron mais um pósitron (partícula β^+) mais um neutrino, representado esquematicamente por :



que, num processo geral é representado como:



A captura eletrônica é o processo pelo qual um próton do núcleo captura um elétron da camada K ou L, sendo que a captura de um elétron da camada K tem uma maior probabilidade de ocorrer devido ao fato desta camada estar mais próxima do núcleo, e o processo é chamado de captura K. A vacância na camada K ou na camada L é preenchida por um elétron das camadas mais exteriores com a emissão de raios X K ou L, característicos do núcleo produto. Este processo é representado esquematicamente como:



e como neste processo nenhuma partícula carregada é emitida, o mesmo só pode ser observado por causa da emissão de raios X do núcleo filho.

Como um exemplo do processo de decaimento beta menos pode-se citar o núcleo de ${}^{137}\text{Cs}$, que decai para o nuclídeo ${}^{137\text{m}}\text{Ba}$, conforme a Figura 8 da página 29.

2.1.2 Decaimento Gama (γ)

A radiação gama é uma radiação eletromagnética emitida espontaneamente pelos núcleos atômicos quando estes decaem de estados nucleares excitados para estados nucleares menos excitados. A emissão de radiação gama normalmente segue um decaimento β , visto que o núcleo, após este decaimento, é em geral deixado em um estado excitado e passa para um estado menos excitado emitindo um ou mais raios γ até atingir o estado fundamental.

De modo geral, a radiação eletromagnética do núcleo é separada em tipos distintos chamados de radiação multipolar. Esta separação é feita de acordo com a quantidade de momento angular L carregado por cada raio γ emitido, ou seja, um raio γ com uma certa energia pode ser emitido com diferentes momentos angulares. A probabilidade total de emissão é a soma das probabilidades parciais de emissão para cada tipo de raio γ (raios γ com diferentes momentos angulares), sendo que o primeiro termo não nulo é o que predomina, pois tem a maior probabilidade de ocorrer. Os fótons tem somente valores inteiros de momento angular L dado pela relação $|J_i - J_f| \leq L \leq |J_i + J_f|$ onde J_i e J_f são os números

quânticos de spins do estado inicial e final, respectivamente, do núcleo emissor. Entretanto, transições gama entre os estados $J_i = 0$ e $J_f = 0$ são proibidas como consequência do fato que as ondas eletromagnéticas são de natureza transversal.

As radiações multipolares são caracterizadas pela sua ordem dada por 2^L . A ordem representa o tipo de multipolo que é o emissor da radiação eletromagnética. Veja-se alguns casos: para uma radiação multipolar com momento angular $L = 1$, tem-se uma ordem de 2^1 que representa um dipolo vibrando. Para uma radiação multipolar com momento angular $L = 2$, tem-se uma ordem 2^2 que representa um quadrupolo vibrando, para $L = 3$ um octopolo e assim por diante. Entretanto, para cada valor de momento angular L , existem duas classes de radiação, a radiação do tipo elétrica (E) e a radiação do tipo magnética (M). Estas radiações diferem pelas suas paridades. A radiação elétrica tem paridade par quando o momento angular é par, e tem paridade ímpar quando o momento angular é ímpar. A radiação magnética tem paridade ímpar quando o momento angular é par, e tem paridade par quando o momento angular é ímpar.

A paridade para a radiação elétrica é dada por $(-1)^L$ e para a radiação magnética é dada por $-(-1)^L$ ou $(-1)^{L+1}$, onde $+1$ significa paridade par e -1 significa paridade ímpar.

Como exemplo, considere um estado inicial de momento angular $J_i = 1/2$ e paridade positiva (+) e um estado final de momento angular $J_f = 3/2$ e paridade negativa (-), de forma que tem-se para a radiação gama os possíveis momentos angulares $|1/2 - 3/2| \leq L \leq |1/2 + 3/2|$ ou seja $L = 1, 2$ com paridade negativa. As possíveis transições multipolares serão E1 e M2, ou seja, uma radiação elétrica tipo dipolo e uma radiação magnética tipo quadrupolo. A Tabela 1 mostra algumas transições possíveis.

Para transições de multipolo elétrico de ordem 2^L a probabilidade de decaimento, usando o modelo de camadas ou de partícula independente, é dada por[1]:

$$\lambda_{EL} = 2\pi\nu \frac{e^2}{\hbar c} S\left(\frac{R}{\tilde{\lambda}}\right)^{2L} \quad (1)$$

onde λ_{EL} é a constante de desintegração para o decaimento γ com a emissão de radiação EL, ν é a frequência da radiação emitida e $\tilde{\lambda} = \lambda/2\pi$, onde λ é o comprimento de onda da radiação

Tabela 1 – Regras de Seleção e símbolos para radiação de multipolos da radiação gama[1].

Classificação	Variação no momento angular do núcleo, em unidades de \hbar	Símbolo	Variação da paridade do função de onda nuclear
2^L -polo elétrico	L	EL	não para L par sim para L ímpar
2^L -polo magnético	L	ML	sim para L par não para L ímpar
dipolo elétrico	1	E1	sim
dipolo magnético	1	M1	não
quadrupolo elétrico	2	E2	não
quadrupolo magnético	2	M2	sim
octopolo elétrico	3	E3	sim
octopolo magnético	3	M3	não
16-polo elétrico	4	E4	não
16-polo magnético	4	M4	sim

emitida e S é uma quantidade que depende de L, dada por[1]:

$$S = \frac{2(L+1)}{L[1 \times 3 \times 5 \dots (2L+1)]^2} \left(\frac{3}{L+3} \right)^2 \quad (2)$$

Para transições de multipolos magnéticos de ordem 2^L a probabilidade de decaimento é dada por[1]:

$$\lambda_{ML} = 2\pi\nu \frac{e^2}{\hbar c} (10S) \left(\frac{\hbar}{McR} \right)^2 \left(\frac{R}{\lambda} \right)^{2L} \quad (3)$$

onde M é a massa do nucleon.

De acordo com as equações (1) e (3) a emissão de radiação de multipolo elétrico é mais provável que a emissão de radiação de multipolo magnético como segue :

$$\frac{\lambda_{EL}}{\lambda_{ML}} = \frac{1}{10} \left(\frac{R}{\hbar/Mc} \right)^2 = 4,4 A^{2/3} \quad (4)$$

onde foi usado que $\hbar/Mc = 0,211 \times 10^{-13}$ cm e $R = 1,4A^{1/3} \times 10^{-13}$ cm. A Tabela 2 mostra valores teóricos aproximados da meia-vida para o decaimento γ para vários valores de momento angular L. Nesta tabela pode-se observar que para raios γ com pequeno momento angular (L = 1 ou 2), a probabilidade de decaimento é grande e portanto, a meia-vida é muito pequena. Para raios γ com momento angular maior que 3 a probabilidade de decaimento torna-se pequena e conseqüentemente a meia-vida torna-se grande.

Tabela 2 – Valores teóricos aproximados da meia vida para o decaimento gama[1].

Tipo de Radiação	Variação no momento angular do núcleo L: em unidades de \hbar	meia vida em segundos energia do raio gama		
		1,00MeV	0,20 MeV	0,05 MeV
E1	1	3×10^{-16}	3×10^{-14}	2×10^{-12}
M1	1	3×10^{-14}	3×10^{-12}	2×10^{-10}
E2	2	7×10^{-12}	3×10^{-8}	3×10^{-5}
M2	2	8×10^{-10}	3×10^{-6}	4×10^{-3}
E3	3	6×10^{-7}	5×10^{-2}	8×10^2
M3	3	7×10^{-5}	6	9×10^4
E4	4	6×10^{-2}	1×10^5	3×10^{10}
M4	4	7	1×10^7	3×10^{12}
E5	5	8×10^4	4×10^{12}	2×10^{19}
M5	5	9×10^6	4×10^{14}	2×10^{21}

2.2 RADIOATIVIDADE NATURAL

A pesquisa química e física dos nuclídeos radioativos que ocorrem na natureza levou à conclusão que cada radionuclídeo é um membro de uma das três longas cadeias ou séries radioativas nomeadas como série ou cadeia do urânio iniciada pelo ^{238}U , série ou cadeia do Actínio iniciada pelo ^{235}U e série ou cadeia do Tório iniciada pelo ^{232}Th , com exceção de alguns poucos radioisótopos de origem cosmogênica. Existe também a cadeia do Netunio iniciada pelo ^{237}Np , não mais observada na natureza, por este nuclídeo ter meia-vida bastante inferior que a idade da Terra.

2.2.1 Cadeia do urânio

Na cadeia do Urânio cada um dos membros pode ter seu número de massa representado pela forma $4n+2$, sendo n um número inteiro. A cadeia do Urânio é algumas vezes referida como a série $4n+2$. A Figura 1 mostra o esquema da lei de deslocamento de Soddy para a cadeia do Urânio mostrando a variação no número atômico e no número de massa. A Tabela 3 lista os membros da cadeia do Urânio juntamente com o modo de desintegração, a meia-vida, a constante de desintegração e a energia máxima da partícula emitida.

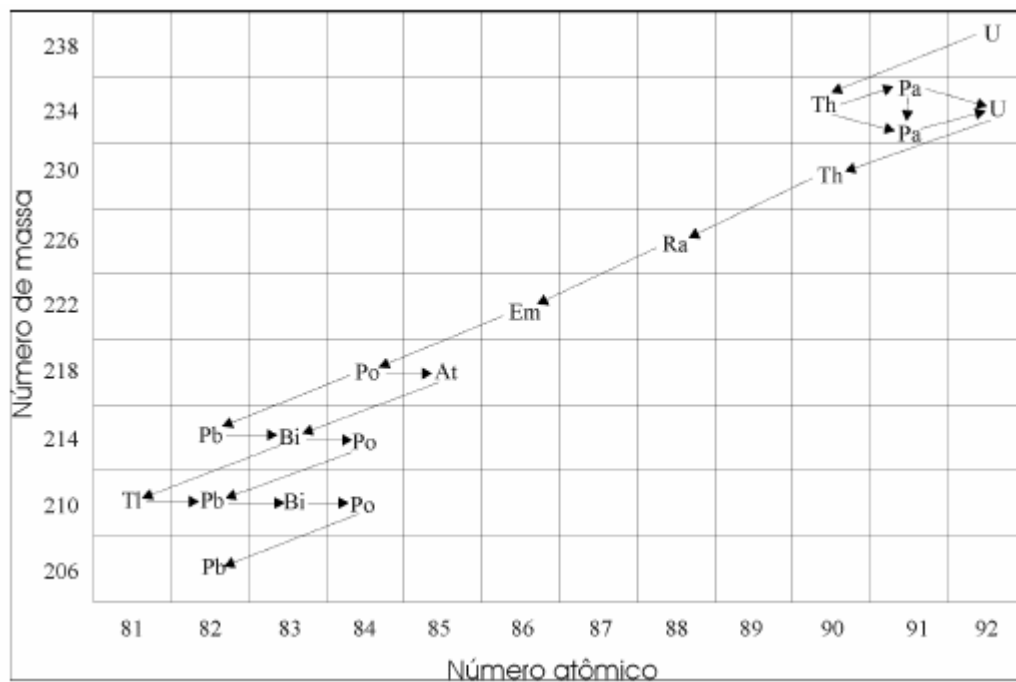


Figura 1 – Variação no número atômico e no número de massa para a cadeia do Urânio, segundo a lei de deslocamento de Soddy[1].

2.2.2 Cadeia do Actínio

Na cadeia do Actínio cada um dos membros pode ter seu número de massa representado pela série $4n+3$. A Figura 2 mostra a variação no número atômico e no número de massa segundo a lei de deslocamento de Soddy para a cadeia do Actínio. A Tabela 4 lista

os membros da cadeia do Actínio juntamente com o modo de desintegração, meia-vida, a constante de desintegração e a energia máxima da partícula emitida.

Tabela 3 – Lista dos membros da cadeia do Urânio dando o modo de desintegração, meia-vida, constante de desintegração e energia das partículas emitidas[1].

Elemento	desintegração	meia-vida	cte desint., s ⁻¹	Energia partícula
²³⁸ ₉₂ U	α	4,5x10 ⁹ anos	4,88x10 ⁻¹⁸	4,2 MeV
²³⁴ ₉₀ Th	β	24,1 dias	3,33x10 ⁻⁷	0,19 MeV
²³⁴ ₉₁ Pa	β	1,18 min	9,77x10 ⁻³	2,32 MeV
²³⁴ ₉₁ Pa	β	6,7 horas	2,88x10 ⁻⁵	1,13 MeV
²³⁴ ₉₂ U	α	2,5x10 ⁵ anos	8,8x10 ⁻¹⁴	4,768 MeV
²³⁰ ₉₀ Th	α	8x10 ⁴ anos	2,75x10 ⁻¹³	4,68 MeV
²²⁶ ₈₈ Ra	α	1620 anos	1,36x10 ⁻¹¹	4,777 MeV
²²² ₈₆ Em	α	3,82 dias	2,1x10 ⁻⁶	5,486 MeV
²¹⁸ ₈₄ Po	α, β	3,05 min	3,78x10 ⁻³	α: 5,998 Mev β: ?
²¹⁴ ₈₂ Pb	β	26,8 min	4,31x10 ⁻⁴	0,7 MeV
²¹⁸ ₈₅ At	α	1,5-2 seg	0,4	6,63 MeV
²¹⁴ ₈₃ Bi	α, β	19,7 min	5,86x10 ⁻⁴	α: 5,51 MeV β: 3,17 MeV
²¹⁴ ₈₄ Po	α	1,64x10 ⁻⁴ s	4,23x10 ³	7,683 MeV
²¹⁰ ₈₁ Tl	β	1,32 min	8,75x10 ⁻⁴	1,9 MeV
²¹⁰ ₈₂ Pb	β	19,4 anos	1,13x10 ⁻⁹	0,017 MeV
²¹⁰ ₈₃ Bi	β	5 dias	1,6x10 ⁻⁶	1,155 MeV
²¹⁰ ₈₄ Po	α	138,3 dias	5,8x10 ⁻⁸	5,3 MeV
²⁰⁶ ₈₁ Tl	β	4,2 min	2,75x10 ⁻³	1,51 MeV
²⁰⁶ ₈₂ Pb	estável			

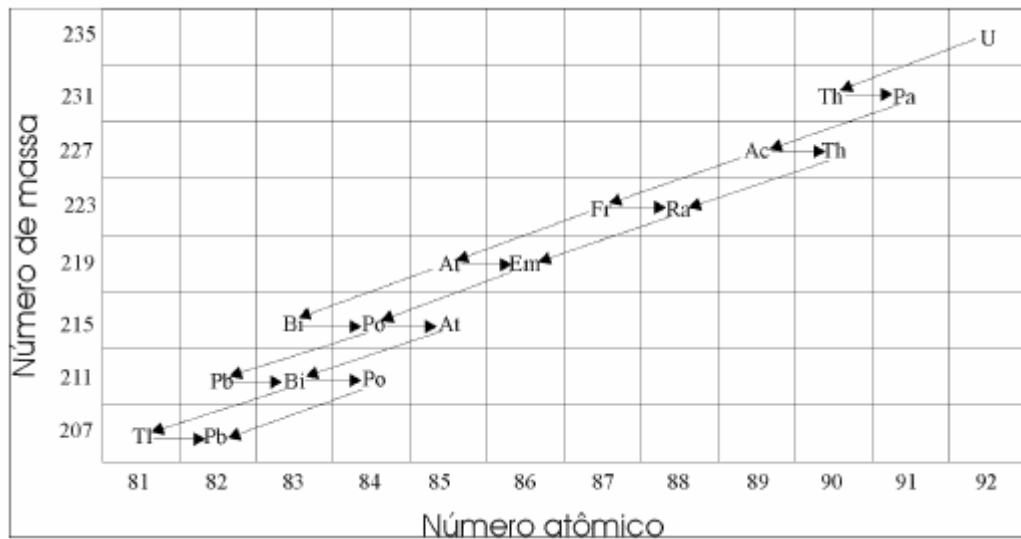


Figura 2 – Variação no número atômico e no número de massa para a cadeia do Actínio, segundo a lei de deslocamento de Soddy[1].

2.2.3 Cadeia do Tório

Na cadeia do Tório cada um dos membros pode ter seu número de massa representado pela série $4n$. A Figura 3 mostra a variação no número atômico e no número de massa segundo a lei de deslocamento de Soddy para a cadeia do Tório. A Tabela 5 lista os membros da cadeia do Tório, juntamente com o modo de desintegração, a meia-vida, a constante de desintegração e a energia máxima para a partícula emitida.

Tabela 4 – Lista dos membros da cadeia do Actínio dando o modo de desintegração, meia-vida, constante de desintegração e energia das partículas emitidas[1].

Elemento	desintegração	meia-vida	cte desint., s ⁻¹	Energia Partícula
²³⁵ ₉₂ U	α	7,1x10 ⁸ anos	3,09x10 ⁻¹⁷	4,559 MeV
²³¹ ₉₀ Th	β	25,6 horas	7,51x10 ⁻⁶	0,3 MeV
²³¹ ₉₁ Pa	α	3,43x10 ⁴ anos	6,4x10 ⁻¹³	5,046 MeV
²²⁷ ₈₉ Ac	α, β	21,6 anos	1,02x10 ⁻⁹	α: 4,94 MeV β: 0,046 MeV
²²⁷ ₉₀ Th	α	18,17 dias	4,41x10 ⁻⁷	6,03 MeV
²²³ ₈₇ Fr	α, β	22 min	5,25x10 ⁻⁴	α: 5,34 MeV β: 1,2 MeV
²²³ ₈₈ Ra	α	11,68 dias	6,87x10 ⁻⁷	5,864 MeV
²¹⁹ ₈₅ At	α, β	0,9 min	1,26x10 ⁻²	α: 6,27 MeV
²¹⁹ ₈₆ Em	α	3,92 s	0,177	6,81 MeV
²¹⁵ ₈₃ Bi	α, β	8 min	1,44x10 ⁻³	?
²¹⁵ ₈₄ Po	α, β	1,83x10 ⁻³ s	3,79x10 ²	α: 7,37 MeV
²¹¹ ₈₂ Pb	β	36,1 min	3,2x10 ⁻⁴	1,39 MeV
²¹⁵ ₈₅ At	α	10 ⁻⁴ s	7x10 ³	8 MeV
²¹¹ ₈₃ Bi	α, β	2,15 min	5,28x10 ⁻³	α: 6,617 MeV
²¹¹ ₈₄ Po	α	0,52 s	1,33	7,442 MeV
²⁰⁷ ₈₁ Tl	β	4,79 min	2,41x10 ⁻³	1,44 MeV
²⁰⁷ ₈₂ Pb	estável			

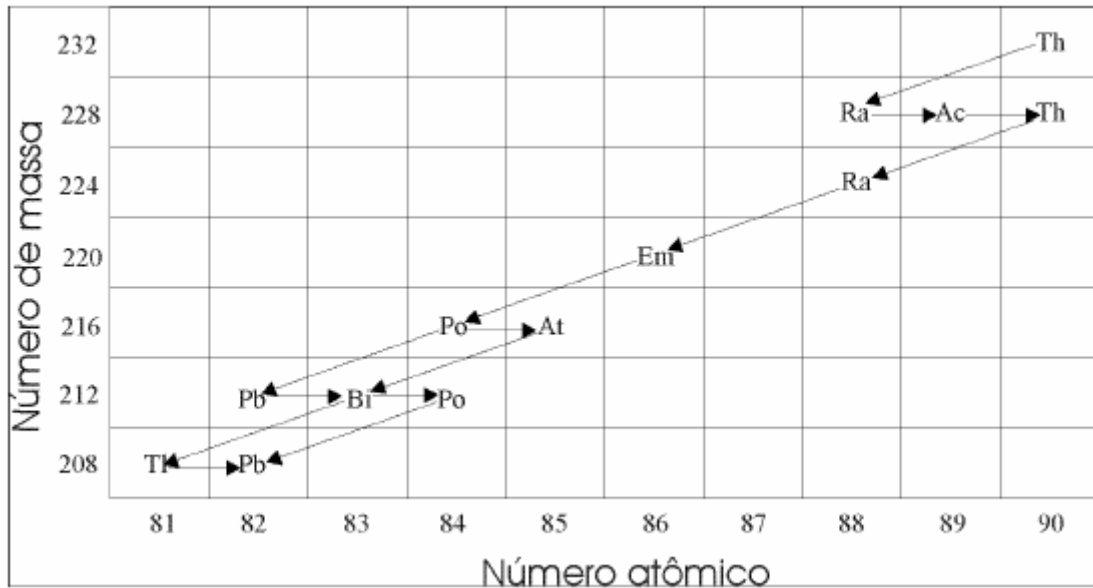


Figura 3 – Variação no número atômico e no número de massa para a cadeia do Tório, segundo a lei de deslocamento de Soddy[1].

2.3 RADIOATIVIDADE ARTIFICIAL

A radioatividade artificial foi descoberta por Curie e Joliot num estudo dos efeitos do bombardeio de partícula α sobre os núcleos de elementos leves[2]. Depois da descoberta de que esta reação conduzia a produtos radioativos, foi encontrado que reações nucleares induzidas por prótons, deuteron, nêutrons e fótons podiam também resultar em produtos radioativos.

Do mesmo modo que os radionuclídeos naturais, os radionuclídeos artificiais podem ser caracterizados pela sua meia vida e pela radiação que este emite. A Figura 4 mostra um gráfico de radionuclídeos artificiais e naturais conhecidos.

Tabela 5 – Lista dos membros da cadeia do Tório dando o modo de desintegração, meia-vida, constante de desintegração e energia das partículas emitidas.

Elemento	desintegração	meia-vida	cte. desint. s ⁻¹	energia partícula
$^{232}_{90}\text{Th}$	α	1,39x10 ¹⁰ anos	1,58x10 ⁻¹⁸	4,007 MeV
$^{228}_{88}\text{Ra}$	β	6,7 anos	3,28x10 ⁻⁹	0,04 MeV
$^{228}_{80}\text{Ac}$	β	6,13 horas	3,14x10 ⁻⁵	2,18 MeV
$^{228}_{90}\text{Th}$	α	1,91 anos	1,15x10 ⁻⁸	5,423 MeV
$^{224}_{88}\text{Ra}$	α	3,64 dias	2,2x10 ⁻⁶	5,681 MeV
$^{220}_{86}\text{Em}$	α	51,5 s	1,34x10 ⁻²	6,28 MeV
$^{216}_{84}\text{Po}$	α, β	0,16 s	4,33	6,774 MeV
$^{212}_{82}\text{Pb}$	β	10,6 horas	1,82x10 ⁻⁵	0,58 MeV
$^{216}_{85}\text{At}$	α	3x10 ⁻⁴ s	2,3x10 ³	7,79 MeV
$^{212}_{83}\text{Bi}$	α, β	60,5 min	1,91x10 ⁻⁴	α : 6,086 MeV β : 2,25 MeV
$^{212}_{84}\text{Po}$	α	3x10 ⁻⁷ s	2,31x10 ⁶	8,78 MeV
$^{208}_{81}\text{Tl}$	β	3,1 min	3,73x10 ⁻³	1,79 MeV
$^{208}_{82}\text{Pb}$	estável			

2.3.1 Fissão Nuclear

A fissão nuclear é um processo no qual o núcleo composto resultante da captura de uma partícula incidente divide-se em dois fragmentos. Este processo foi descoberto por Fermi em 1934[3, 4]. Fermi sabia que um núcleo com excesso de nêutrons sofre decaimento β^- , com um nêutron transformando-se em um próton. Assim, Fermi imaginou que se o Urânio absorvesse nêutrons, este teria excesso de nêutrons no núcleo, ocorrendo então o decaimento β^- e formando um núcleo com mais prótons, obtendo-se assim um novo elemento com número atômico maior que do Urânio e sem existência natural. No entanto, Hahn, Strassman e Meitner tentando separar estes elementos quimicamente, notaram que era produzido o Bário e então Meitner interpretou esse fenômeno como sendo a fissão nuclear [5].

O processo de fissão pode ser descrito usando o modelo da gota líquida para se fazer algumas previsões em torno da existência da fissão espontânea e sobre a habilidade de núcleos pesados sofrerem fissão pela absorção de nêutrons lentos ou rápidos. Deste modo, a forma esférica da gota (considerando o núcleo como uma gota líquida) depende do balanço entre as forças de tensão superficial e das forças coulombianas repulsivas. Se a energia de excitação, resultante da captura de um nêutron lento, é adicionada à gota, ocorrerão oscilações que tenderão a distorcer a forma esférica da gota para uma forma elipsoidal. Se esta energia de excitação é suficientemente grande, a gota pode atingir a forma de um halteres e então as forças de repulsão coulombiana empurrarão as duas extremidades do halteres até que ocorra a divisão em duas gotas de forma esférica.

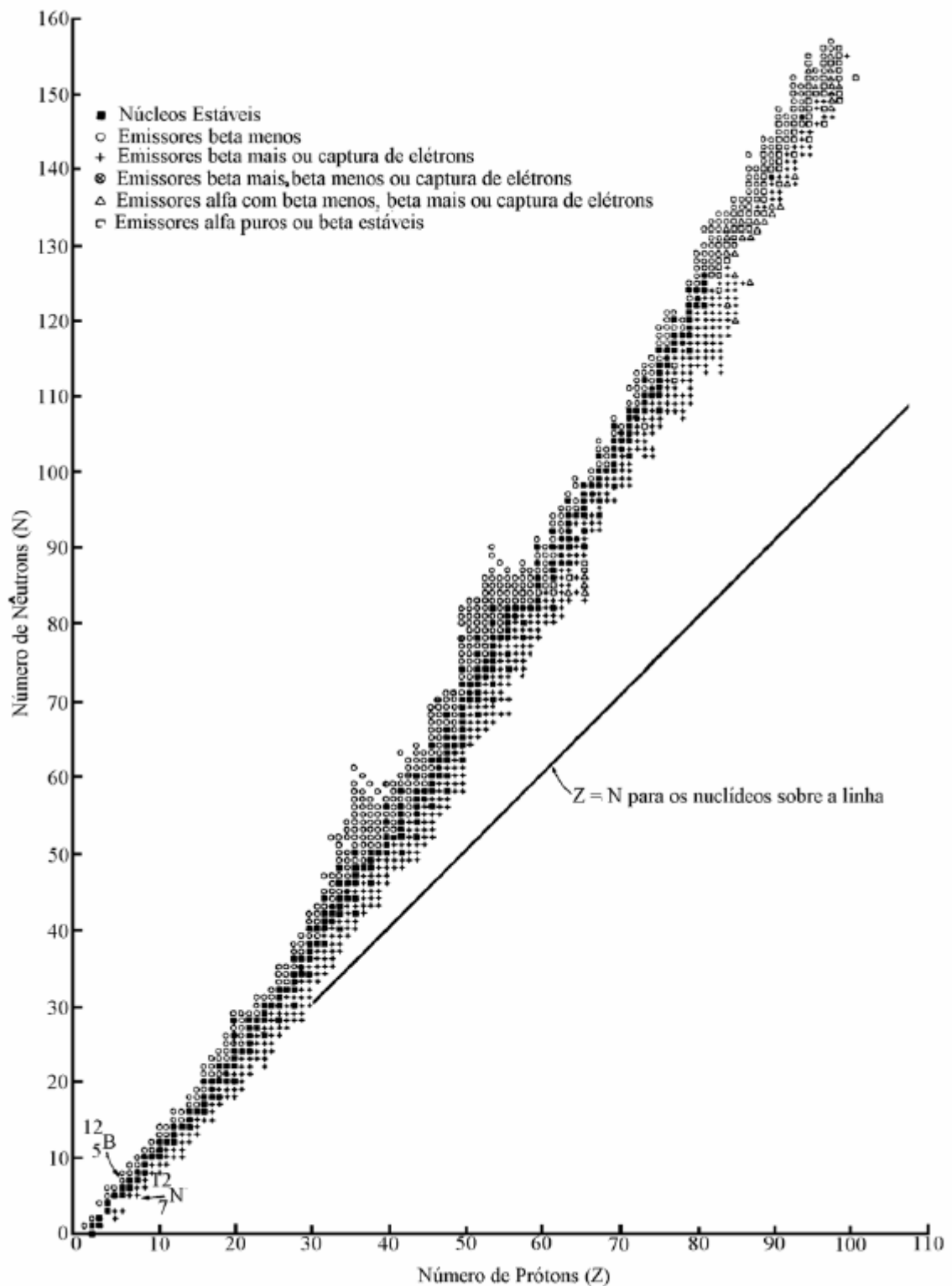


Figura 4 – Radionuclídeos naturais e artificiais conhecidos[1].

A Figura 5 mostra os passos no processo de fissão com o modelo de gota líquida para o núcleo. Se a energia de excitação não é grande o suficiente, a gota elipsoidal

tende a retornar à sua forma esférica, com a energia de excitação sendo liberada em forma de radiação gama.

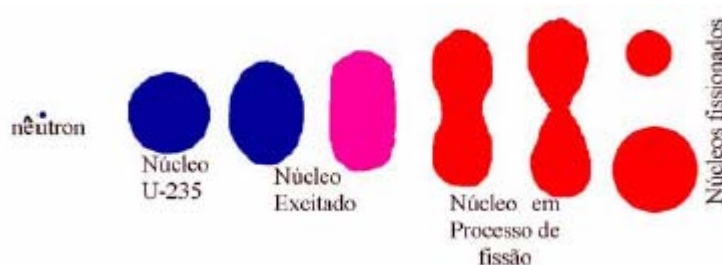


Figura 5 – Seqüência de passos que conduzem à fissão nuclear, de acordo com o modelo da gota líquida[1].

2.3.1.1 Os Produtos da Fissão

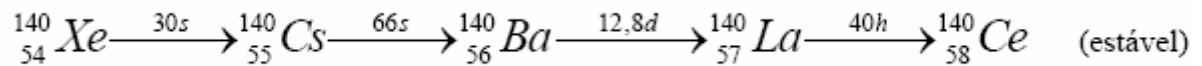
O núcleo do Urânio-235 foi inicialmente o mais estudado devido às pesquisas de Fermi terem como base este elemento. Quando um núcleo de Urânio sofre fissão, um grande número de nuclídeos de carga e massa diferentes são formados. O núcleo composto $^{236}_{92}\text{U}$ tem 144 nêutrons e 92 prótons, e a razão entre estes valores é de 1,57. Os valores desta razão para os isótopos, produtos da fissão do Urânio, varia de 1,17 até 1,52, e são consideravelmente menores do que àquela do núcleo composto $^{236}_{92}\text{U}$.

Os núcleos produtos da fissão do Urânio-235 tem a razão nêutron/próton maior do que os valores compatíveis para os isótopos estáveis, de tal modo que estes núcleos aproximam-se da estabilidade pelo decaimento β^- ou, se existe energia de excitação suficiente, pela evaporação de um ou mais nêutrons do núcleo composto e é por isto que existe a probabilidade da reação em cadeia, quando estes nêutrons são usados para realizar novas fissões.

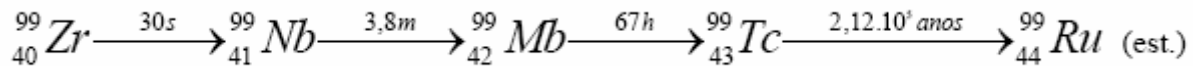
Quando o núcleo do ^{235}U sofre fissão, 97% dos núcleos produtos são distribuídos em dois grupos de número de massa, um grupo "leve" com número de massa entre 85 e 104, e um grupo "pesado" com número de massa entre 130 e 149. A percentagem dos produtos de fissão varia de 10⁻⁵% até 7% para cada diferente número de massa produzido.

Até o presente, conhece-se 60 produtos primários de, no mínimo, 30 diferentes modos de fissão. Os fragmentos de fissão são instáveis devido ao excesso de

nêutrons e decaem por emissão β^- . Cada fragmento inicia uma curta cadeia radioativa chamada cadeia de decaimento de fissão com uma média de três núclídeos como membros. Como exemplo destas cadeias, pode ser citada uma cadeia de fragmentos pesados que contem os núclídeos ^{140}Ba e ^{140}La , os quais levaram ao descobrimento da fissão, dada por [6]:



e uma cadeia de elementos leves, que é uma importante fonte do núclídeo artificial ^{99}Tc , dada por [6]:



Estas cadeias ocorrem com uma frequência de produção de 6% para a fissão do Urânio-235 por bombardeamento com nêutrons lentos.

Os produtos da fissão são mais convenientemente representados pela curva de rendimento de fissão. Esta curva é dada como a percentagem dos produtos de fissão versus o número de massa. A Figura 6 mostra a abundância dos diferentes núclídeos (em termos de número de massa) produzidos na fissão do ^{233}U , ^{235}U e ^{239}Pu através do bombardeamento com nêutrons lentos. Cada curva mostra dois picos correspondentes aos grupos leves e pesados dos produtos de fissão.

Quando os núcleos pesados em estados excitados são obtidos por bombardeio com nêutrons de alta energia, ocorre um decréscimo na assimetria da curva de rendimento de fissão e um aumento de até 100 vezes na probabilidade de ocorrer a fissão simétrica.

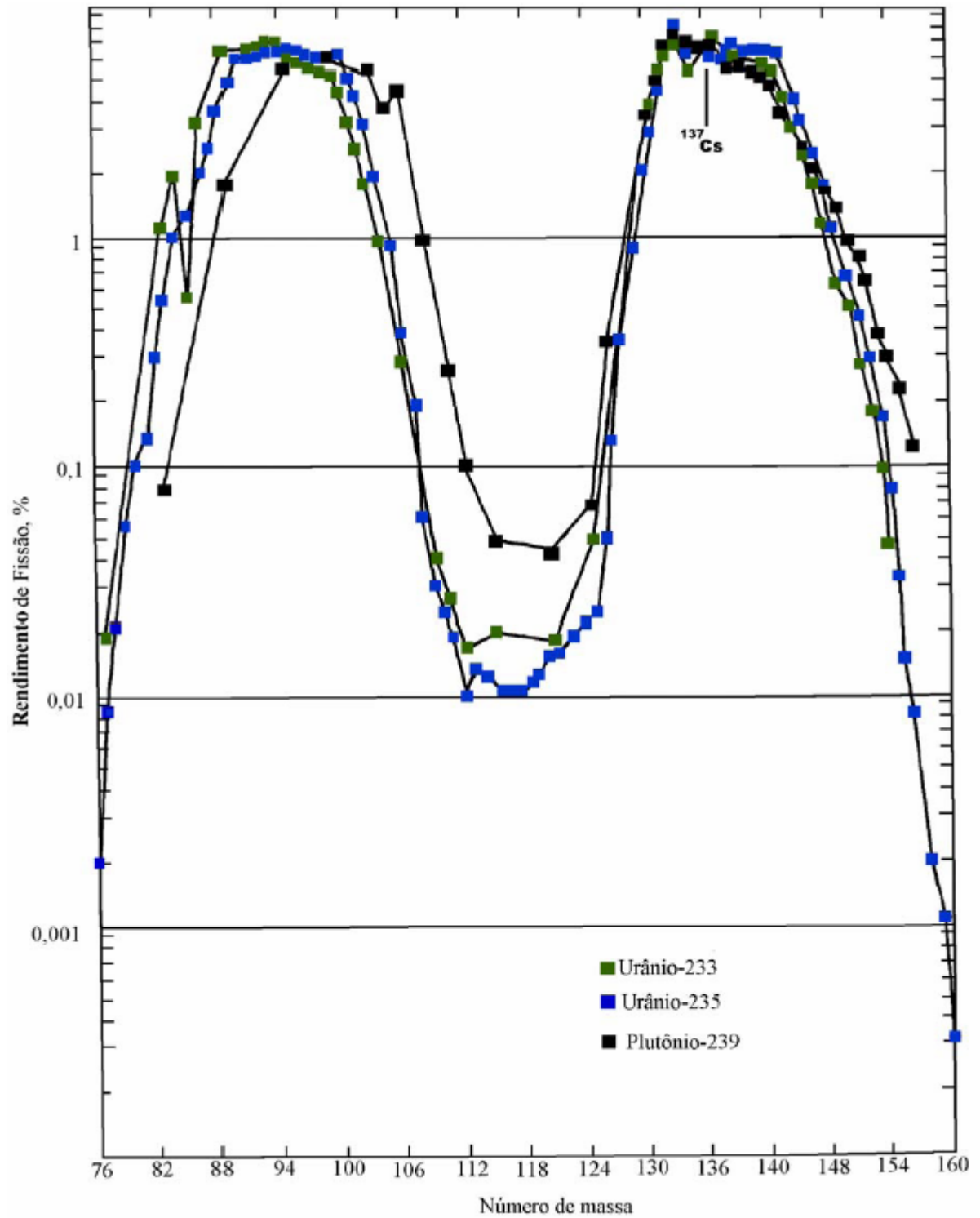
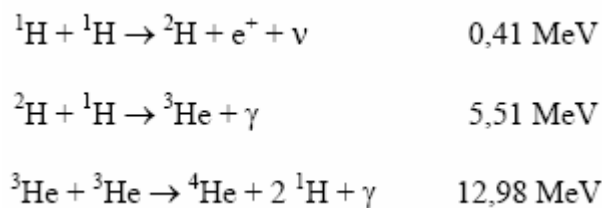


Figura 6 – Abundância dos diferentes números de massa dos produtos residuais na fissão do ^{233}U , ^{235}U e ^{239}Pu por bombardeio com nêutrons lentos[6].

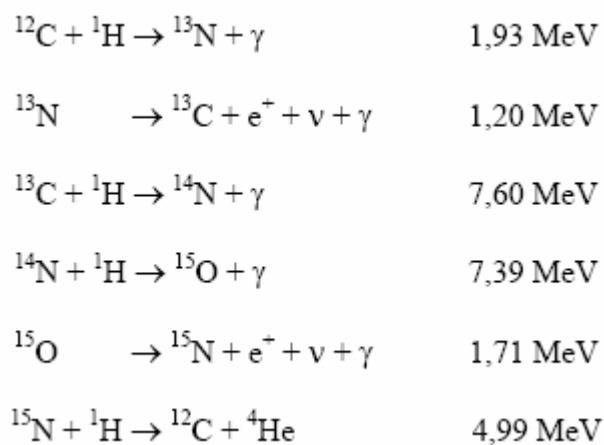
2.3.2 Fusão Nuclear

No processo de fissão nuclear os elementos pesados (Urânio e Plutônio) podem liberar uma grande quantidade de energia, entretanto os elementos leves podem também liberar grandes quantidades de energia num processo conhecido como fusão nuclear. Neste processo elementos leves sofrem uma combinação nuclear formando um núcleo mais pesado. Este processo é de grande importância devido a ser a fonte de energia nas estrelas. Dois ciclos estelares importantes são:

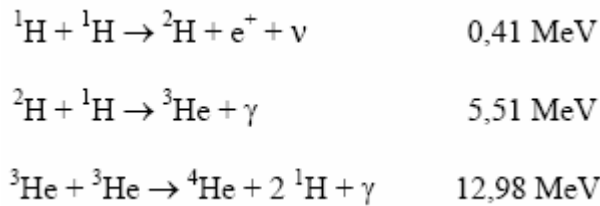
- o ciclo do Hidrogênio, no qual quatro prótons são combinados para formar a partícula alfa liberando 18 MeV de energia, dado por [6]:



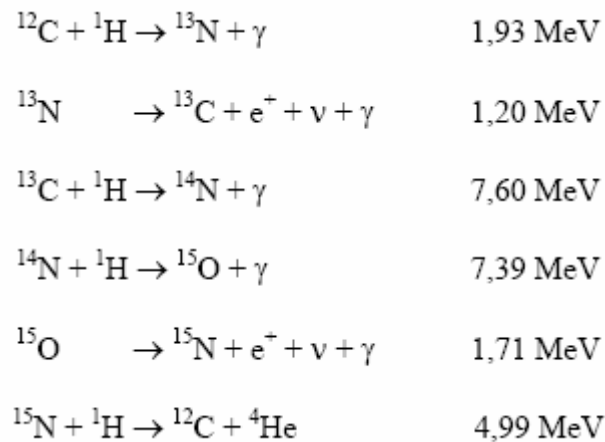
- o ciclo do Carbono, no qual quatro prótons são combinados para formar He^4 , raios gama e neutrinos, liberando 26 MeV de energia térmica, dado por [6]:



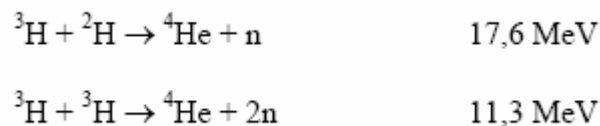
- o ciclo do Hidrogênio, no qual quatro prótons são combinados para formar a partícula alfa liberando 18 MeV de energia, dado por [6]:



- o ciclo do Carbono, no qual quatro prótons são combinados para formar He^4 , raios gama e neutrinos, liberando 26 MeV de energia térmica, dado por [6]:



O processo de fusão foi usado na produção de bombas de Hidrogênio, as quais usam bombas de fissão de Plutônio para promoverem as condições de pressão e temperatura adequadas para produção das reações de fusão dos núcleos de ${}^2\text{H}$ e ${}^3\text{H}$. Essas reações de fusão são denominadas de reações termonucleares, dadas por:



as quais produzem mais energia por massa de material do que as reações de fissão, com os nêutrons emitidos tendo energia suficiente para provocar a fissão de núcleos não físeis como o Urânio-238, que constituem na terceira etapa de liberação de energia do artefato nuclear.

2.3.3 Testes de Armas Nucleares

Os nuclídeos artificiais encontrados em todo o globo terrestre hoje em dia são provenientes do "fallout" decorrido dos testes superficiais das bombas nucleares. Quando a explosão nuclear ocorre, uma nuvem de gás e vapor, a alta temperatura, é produzida. A altura e o diâmetro da nuvem depende da potência da bomba nuclear. A explosão de armas nucleares de potência menor que 1 megaton, na superfície terrestre, produz uma nuvem que atinge apenas a troposfera, sendo que os fragmentos maiores caem à terra por efeito gravitacional provocando o "fallout" local poucas horas depois da explosão, numa extensão de alguns quilômetros ao redor do ponto da explosão. Os fragmentos menores que alcançam a troposfera são transportados ao redor do globo terrestre pelos ventos que tem sentido predominante de oeste para leste, sendo depositados na superfície terrestre pela precipitação atmosférica numa faixa de 20° a 30° a partir da latitude onde ocorre a explosão, num período de 4 a 7 semanas[7]. A explosão de armas nucleares de potência maior que 1 megaton, na superfície terrestre, produz uma nuvem que atinge a estratosfera, onde os ventos tem sentido de leste a oeste. Os fragmentos menores ficam bastante tempo na estratosfera devido esta ter movimento lento e pouca umidade, impedindo a precipitação destes fragmentos. Estes fragmentos são transferidos para a troposfera terrestre no início da primavera, quando ocorre o surgimento da descontinuidade na tropopausa devido a elevação desta pelo aumento da temperatura do ar. Devido a essa elevação da tropopausa, o material radioativo é depositado no solo pela incorporação de ar da estratosfera inferior para a troposfera e a formação de nuvens nesta região, seguida da forte precipitação associada à primavera. Este é o mecanismo responsável pelo maior "fallout" neste período. No equador a tropopausa não sofre descontinuidade e é muito mais elevada que na zona temperada. Devido à ocorrência de temperaturas altas e relativamente uniformes, a concentração dos produtos de fissão na região do equador é muito inferior às encontradas a médias latitudes [7]. O tempo entre a injeção dos produtos de fissão na estratosfera e o "fallout" decorrente desta, varia de 5 meses até 5 anos ou mais, dependendo da latitude, da altitude e da estação do ano onde ocorreu a explosão. Esse tempo é mais curto quando ocorre longe do equador e entre o final do outono e início do inverno e mais longo quando ocorre próximo do equador e no meio da primavera. Os testes de superfície de armas nucleares ocorreram no período de 1952 a 1963, quando foi assinado o Tratado de Proibição Parcial de Testes Nucleares em agosto de 1963 por 108 países, restringindo os testes às explosões subterrâneas que não provoquem a liberação de fragmentos

radioativos para além das fronteiras dos países. A Figura 7 mostra um gráfico da deposição global de ^{137}Cs , incluindo o pico referente ao acidente de Chernobyl, que contribuiu para um "fallout" local, não atingindo todo o globo terrestre.

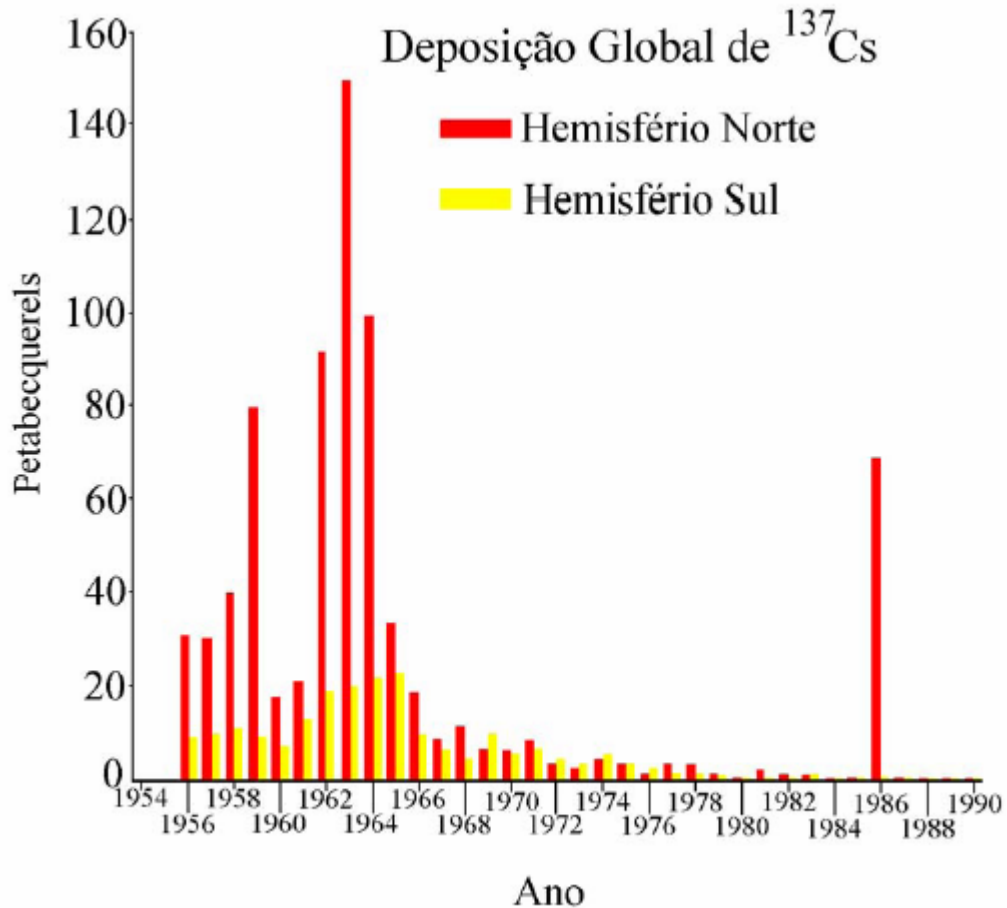


Figura 7 – Deposição global de ^{137}Cs devido ao "fallout" radioativo[16].

2.4 RADIONUCLÍDEO CÉSIO-137

2.4.1 Processo de Decaimento

O Césio-137 é um radionuclídeo artificial produzido através do processo de fissão do Urânio-235, Urânio-238 e Plutônio-239. O ^{137}Cs tem uma meia vida de 30,2 anos e decai por emissão β^- para o núcleo $^{137\text{m}}\text{Ba}$, que decai pela transição do estado $(11/2)^-$ para o estado $(3/2)^+$ por emissão γ para o ^{137}Ba com uma meia vida de 2,55 minutos. O raio gama

emitido do estado $(11/2)^-$ possui energia de 661,6 keV que caracteriza o radionuclídeo ^{137}Cs no estudo por espectrometria gama. O radionuclídeo ^{137}Cs possui uma constante de decaimento $\lambda = 0,02302355 \text{ anos}^{-1}$ [8], a qual foi usada nas planilhas de correção de atividades citadas no item 3.3.3.1.

O esquema de níveis do processo de decaimento do radionuclídeo ^{137}Cs está representado na Figura 8.

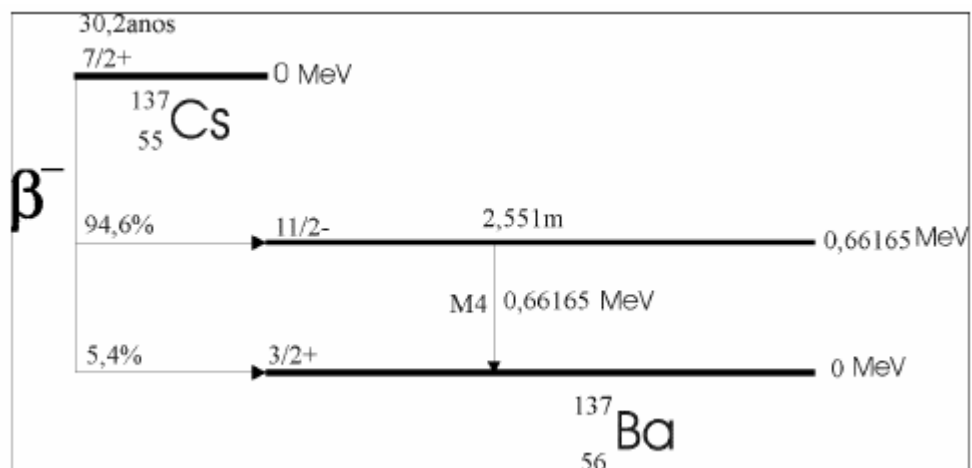


Figura 8 – Esquema de níveis do processo de decaimento do ^{137}Cs [8].

2.4.2 Características do Radionuclídeo Césio-137

O radionuclídeo ^{137}Cs é um metal alcalino de número atômico 55 que tem apenas um isótopo natural, que é o ^{133}Cs , cuja abundância na superfície da terra é muito pequena. As propriedades químicas e fisiológicas do Césio são semelhantes às do Potássio, sendo encontrado nos tecidos vegetais e animais da mesma forma que o Potássio. O Césio é um elemento de alta eletropositividade e o mais reativo de todos os metais, tendo imediata oxidação quando exposto ao ar, bases fortes e seus sais são solúveis em água [9].

2.4.3 Comportamento do Radionuclídeo Césio-137 no Solo

A introdução do radionuclídeo ^{137}Cs no meio ambiente, através do "fallout" dos testes de armas nucleares, estimulou o estudo do seu comportamento no solo. Vários estudos têm mostrado que a capacidade de adsorção de Césio pelos solos depende de algumas características do solo, tais como: nível de pH, conteúdo de argila e matéria orgânica, a capacidade de troca de cátions e o conteúdo de Potássio [10, 11]. Além da adsorção de Césio depender dessas características do solo, foi observado que pequenas quantidades de Césio mostravam diferenças na adsorção quando comparadas com grandes quantidades de Césio [12]. O ^{137}Cs proveniente do "fallout" ocorre em pequenas quantidades quando comparado com a área de solo onde é espalhado, de modo que os solos são capazes de retê-lo, mesmo quando repetidos ataques químicos com diferentes agentes são realizados, levando a conclusão que o Césio é adsorvido em quantidades ditadas pela capacidade de troca de cátions de cada solo, dependendo do número de pontos seletivos encontrados nos minerais componentes do solo [13, 14]. Esses pontos seletivos são devido aos cátions monovalentes, como o Cs^+ , serem fortemente ligados às argilas, pois os cátions monovalentes tem baixa energia de hidratação e produzem a desidratação e o colapso da estrutura cristalina da argila. Assim, ao contato com o solo, o Césio é rapidamente adsorvido às partículas mais finas e à matéria orgânica do solo, tendo seu movimento por processos químicos bastante limitados [15].

O ^{137}Cs foi globalmente distribuído dentro da estratosfera e depositado pelo "fallout" [16]. O maior período de deposição global de ^{137}Cs pelo "fallout" ocorreu nos períodos de 1958 e 1963/1964, tendo havido um período menor de deposição em 1971 e 1974, causado por testes nucleares de superfície por países que não entraram no tratado de proibição de testes nucleares de 1963. O "fallout" total foi maior no hemisfério norte do que no hemisfério sul, como pode ser observado na Figura 7 e na Figura 9, porque a maioria dos testes nucleares de superfície ocorreram no hemisfério norte. O ^{137}Cs é fortemente adsorvido pelas partículas orgânicas e de argilas e é quimicamente não trocável. A adsorção de ^{137}Cs no solo é rápida, mostrando uma distribuição exponencial em perfis de solo não perturbado e uma distribuição uniforme através da camada de cultivo [17, 18].

O aumento das concentrações de íons que competem com o Cs^+ , tais como Na^+ , K^+ e H^+ , decresce muito pouco a adsorção de ^{137}Cs e o uso de diferentes ácidos e bases removem menos do que 1% de ^{137}Cs adsorvido em amostras de solo e sedimento, refletindo o

fato que o ^{137}Cs é fortemente adsorvido pelas partículas de solo e tem sua mobilidade limitada pelos processos químicos [19 e 20].

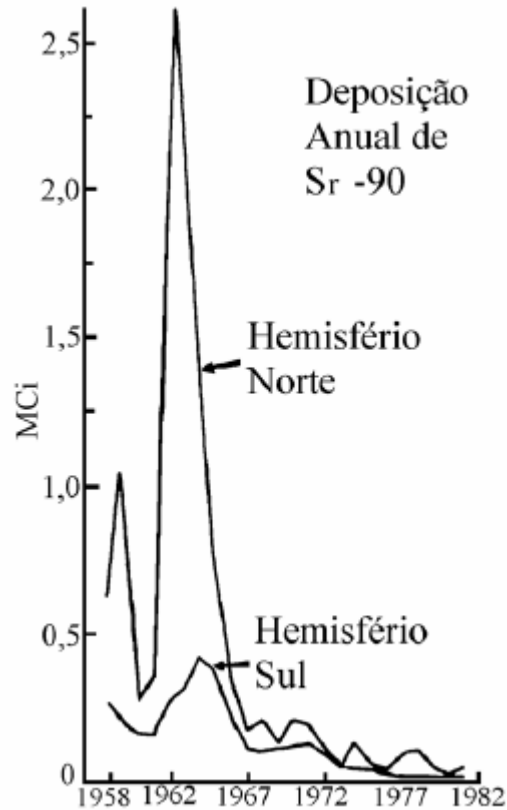


Figura 9 – Deposição global de ^{90}Sr do "fallout" radioativo no hemisfério norte e no hemisfério sul. O ^{137}Cs é igual a 1,45 vezes o ^{90}Sr em formação[16].

A deposição seca é importante nas proximidades onde ocorre o teste nuclear ("fallout" local) e a deposição de ^{137}Cs da atmosfera para o solo varia linearmente com as chuvas dentro de uma zona latitudinal. O transporte de ^{137}Cs através de uma região envolve a transferência entre três componentes primários: a vegetação, o solo e a água. O ^{137}Cs depositado na vegetação é transferido para o solo pela lavagem ou quando a vegetação morre e se decompõe. A entrada de ^{137}Cs do solo ou da água para a vegetação é baixa e é menos importante que a deposição direta sobre a folhagem pelo "fallout", sendo que a remoção de ^{137}Cs da região pela colheita é muito pequena [21].

O ^{137}Cs no solo é devido à deposição direta da atmosfera, da vegetação e da redeposição das partículas de solo erodido e da deposição da água nas planícies e regiões costeiras, e porque o ^{137}Cs é fortemente adsorvido nas posições de troca de cátions, o seu movimento no solo devido a processos químicos e biológicos é limitado. Os processos físicos,

tais como erosão e cultivo, são os causadores da redistribuição de ^{137}Cs em solos e do movimento de ^{137}Cs dos solos para a água.

O ^{137}Cs na água é devido à deposição direta na superfície da água e a entrada de ^{137}Cs adsorvido às partículas de solos erodidos. O ^{137}Cs depositado sobre a superfície da água é adsorvido pelos materiais em suspensão na água e tornam-se parte do processo de sedimentação. Embora os processos químicos e biológicos possam mover quantias limitadas de ^{137}Cs entre a vegetação, a água e o solo, os processos físicos são os predominantes na transferência de ^{137}Cs na natureza [15, 18]. A Figura 10 mostra um diagrama do ciclo do ^{137}Cs na natureza.

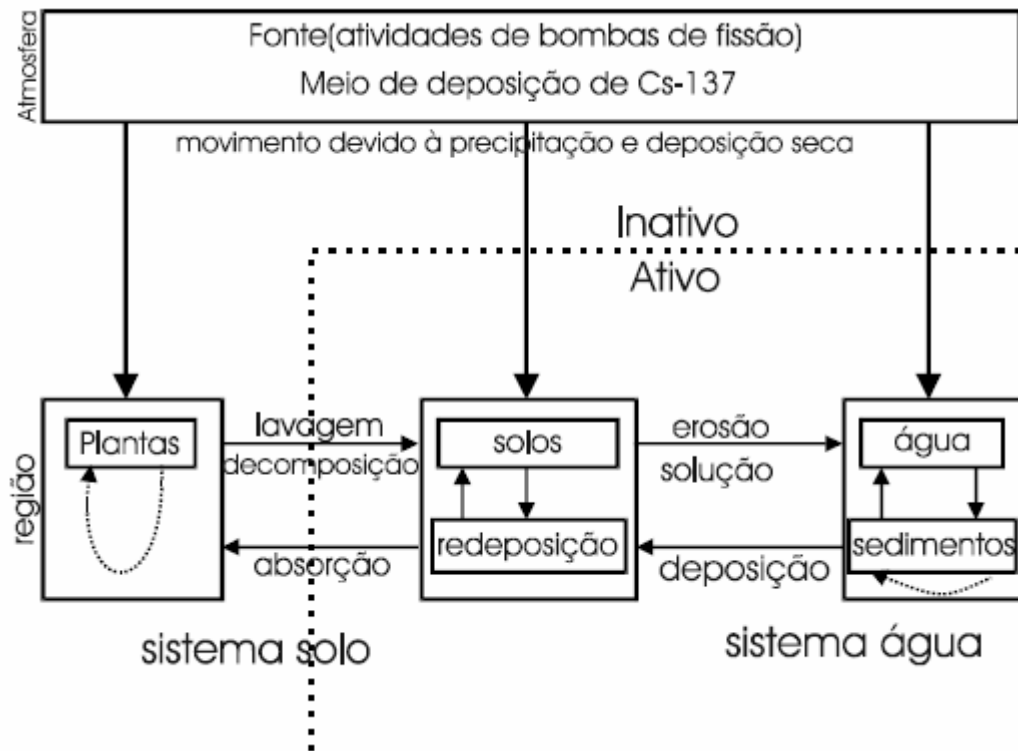


Figura 10 – Diagrama do ciclo do ^{137}Cs na natureza.

2.5 EROSÃO NO SOLO

A erosão no solo é um sério problema em um panorama agrícola, visto que há uma degradação da camada de solo cultivável devido ao transporte de solo rico em matéria orgânica e nutrientes para as plantas. O processo de erosão é comum em solos agrícolas onde o cultivo convencional é adotado sem técnicas de conservação do solo.

O preparo convencional de solo perturba algumas propriedades físicas do solo, as quais são de importância no controle da erosão. Uma propriedade do solo que é perturbada é a porosidade, que influencia no escoamento da água de chuva. Se a porosidade do solo é afetada de modo a diminuir a quantidade de macroporos no solo, haverá uma maior dificuldade no escoamento ou infiltração da água no solo, podendo ocorrer a erosão. O cultivo de solo em regiões onde há uma variação do gradiente de inclinação no relevo, tem contribuído para o aumento da erosão. O aumento no processo de erosão, além de causar uma deterioração dos recursos naturais do solo fazendo com que haja um aumento no uso de adubação química, provoca o assoreamento de rios, lagos e reservatórios de água, diminuindo a capacidade de armazenamento de água nos reservatórios e lagos, causando constantes inundações nos períodos de grande pluviosidade.

2.6 QUANTIFICAÇÃO DA EROSÃO

2.6.1 Método Convencional

Muitas tentativas tem sido feitas para estimar a erosão no solo e as taxas de deposição de sedimentos nos rios, lagos, reservatórios e nos vales.

Uma equação bem conhecida é a USLE ("Universal Soil Loss Equation") desenvolvida por W.H. Wischmeier e D.D. Smith na década de 50[22] é dada por:

$$A = R.K.L.S.C.P \quad (5)$$

onde:

- A é a perda de solo calculada
- R é o fator de erosividade da chuva
- K é um fator de erodibilidade do solo
- L é o fator comprimento de inclinação ou declividade
- S é o fator do grau de inclinação
- C é um fator de manejo de cobertura
- P é um fator de prática de manejo de solo

Esta equação foi desenvolvida empiricamente, derivada de uma grande quantidade de dados no campo, levando em conta a erosão laminar e de pequenos sulcos. A USLE foi desenvolvida inicialmente como uma ferramenta para ajudar conservacionistas de solo no planejamento de fazendas. Um conservacionista usava a USLE para estimar a perda de solo sobre declive em um campo específico, e quando a perda de solo estimada excedia os limites aceitáveis, a USLE era usada como um guia para encontrar uma prática de controle de erosão para as posições específicas[22].

Originalmente, a USLE foi desenvolvida para quantificar a erosão em solo de uso agrícola, porém no início da década de 70 começou a ser usada para solo de pastagem e solo de floresta perturbada, gerando grande controvérsia.

A USLE é uma equação que estima a perda de solo anual média pela erosão laminar e de sulcos nos perfis de solo onde a erosão, mas não a deposição, está ocorrendo. Esta equação não estima deposição em um vale nem a produção de sedimentos em uma locação de correnteza abaixo e também não inclui erosão por sulcos passageiros.

Uma importante limitação da USLE como equação empírica é que esta não representa explicitamente os processos hidrológicos fundamentais, como defluxo de água, e nem os processos fundamentais de erosão e suas interações.

Como uma equação empírica derivada de dados experimentais, a USLE representa adequadamente os efeitos de primeira ordem dos fatores que afetam a erosão laminar e de sulcos [23].

Um outro método usado é o de quantificar a perda de solo da fase de solo erodido. Este método é baseado na comparação entre a pedologia do solo erodido e do solo não erodido da mesma classe de solo. Um dos maiores problemas para usar a comparação dessas propriedades do solo para estimar a erosão é de estabelecer um solo de referência para o qual o grau relativo de erosão pode ser avaliado. Foi sugerido que a comparação de maior validade fosse aquela feita entre solos em posições similares na região, tomando conta das variações das propriedades do solo pelo processo de formação de solo. O método é fortemente limitado pela escassez de posições representativas nativas e o requerimento de quantificar corretamente a erosão, tão diretamente quanto possível, em uma região particular [24].

2.6.2 Método do Radionuclídeo Césio-137

A técnica de estimativa de erosão pelo levantamento topográfico para determinar a espessura da camada superior é altamente dependente da suposição que um solo de referência, virgem e não erodido de similar classificação fosse distribuído uniformemente através da região. Os resultados podem somente ser aplicáveis muito próximo da posição de referência e ainda não são apropriados para extrapolação. A USLE é outro modelo que quando aplicado distante dos centros de calibração fornece resultados com somente uma certeza relativa, é probabilístico e uma razão de distribuição de sedimento necessita ser aplicada para estimar a erosão líquida em qualquer situação que os processos de inclinação são ativos. Além disso, a variabilidade espacial da erosão pode ser muito grande.

O ^{137}Cs é um nuclídeo de meia vida relativamente longa (30,2 anos) injetado na atmosfera pelas explosões nucleares e devolvido à superfície da terra por precipitação. O ^{137}Cs é fortemente adsorvido às partículas de solo [12] e é redistribuído na região junto com as partículas de solo pelo processo de erosão. A possibilidade de usar o radionuclídeo ^{137}Cs para estimar a erosão no solo foi primeiramente levantada por Rogowski e Tamura em 1965 [25].

A diminuição ou aumento do conteúdo de ^{137}Cs no solo, em um ponto numa região, relativo ao conteúdo de ^{137}Cs depositado pelo "fallout" em uma posição de referência, reflete a perda ou ganho de solo pelo processo de erosão atuando neste ponto desde que o ^{137}Cs tem estado presente no ambiente. Vários trabalhos tem procedido com esta técnica no estudo da erosão em várias partes do globo terrestre [26-30], obtendo resultados satisfatórios para os níveis de erosão determinados.

Neste trabalho usou-se três equações na determinação da erosão pela metodologia do ^{137}Cs .

A primeira equação usada foi desenvolvida por Ritchie e McHenry [31] para determinar a taxa de sedimentação em reservatórios e planícies aluviais, para os quais não havia registros disponíveis .

Ritchie e McHenry usaram estudos de perdas de solo medidos pela USLE e, com o conteúdo de ^{137}Cs conhecido para cada parcela, combinaram os dados destes estudos para expressar a perda de solo em função da perda percentual do radionuclídeo ^{137}Cs em relação ao valor de entrada deste. Desse modo, encontraram que a equação que melhor se ajusta para os dados é logarítmica e dada por:

$$Y = 0,88. X^{1,18} \quad (6)$$

onde :

- Y é a perda de solo em toneladas métricas por hectare
- X é a perda de radionuclídeo ^{137}Cs expressa como uma percentagem do valor da concentração de entrada do radionuclídeo ^{137}Cs dada pela equação :

$$X = \frac{C_{S_b} - C_{S_a}}{C_{S_b}} \times 100 \quad (7)$$

onde:

- C_{S_b} é o valor da atividade de entrada do radionuclídeo ^{137}Cs
- C_{S_a} é o valor da atividade do radionuclídeo ^{137}Cs na parcela estudada

O valor da concentração de entrada do radionuclídeo ^{137}Cs usado por Ritchie e McHenry foi determinado por estações de monitoramento do Canadá, porém alguns estudos [32] tem usado esse valor como sendo a concentração de ^{137}Cs medida em uma posição de área de floresta, não mexida e sem sinais de erosão, desde a primeira entrada de "fallout" na atmosfera.

A segunda equação usada foi desenvolvida por Kiss, de Jong e Rostad [33], empregada no estudo da estimativa da erosão pela metodologia do ^{137}Cs para uma região com grande variedade de solo, e com uma área de 378.000 hectares no centro oeste de Saskatchewan, na tentativa de determinar a tendência tomada pela erosão na região. Kiss et al.[33] fizeram a amostragem em 43 posições dentro da área definida variando as posições de amostragem segundo a variação de inclinação e comprimento dos declives e mais 17 posições de uma área nativa e não erodida para determinar o valor da concentração de referência de ^{137}Cs .

A redistribuição de ^{137}Cs foi expressa como:

$$^{137}C_{S_R} = \frac{^{137}C_{S_a} - ^{137}C_{S_b}}{^{137}C_{S_b}} \quad (8)$$

onde:

- $^{137}C_{S_R}$ é a redistribuição de ^{137}Cs na posição de amostragem expressa como ganho ou perda de ^{137}Cs

- $^{137}\text{Cs}_a$ é a atividade de ^{137}Cs presente na posição de amostragem
- $^{137}\text{Cs}_b$ é o valor da atividade de referência de ^{137}Cs

A perda ou ganho de solo líquido foi calculado para a redistribuição de ^{137}Cs em cada posição assumindo que um hectare de solo, com 15 cm de espessura e $1,2 \text{ g.cm}^{-3}$ de densidade volumétrica, possui 1.800 toneladas por hectare de massa média de solo. Foi também assumido que a redistribuição de solo e de ^{137}Cs tem ocorrido num período de 20 anos, supondo que o início foi a partir do último ano do maior "fallout", ou seja, 1964.

Deste modo obteve-se que:

$$\text{Redistribuição de Solo (ton.ha}^{-1}\text{.ano}^{-1}) = \frac{(^{137}\text{Cs}_R).(1800 \text{ ton.ha}^{-1})}{20 \text{ anos}} \quad (9)$$

Esta equação fornece tanto a perda quanto o ganho de solo.

A terceira equação usada foi desenvolvida por Elliott, Campbell e Loughran[34], usando 91 lotes na Austrália, com a história do manejo do solo sendo conhecida desde 29 anos atrás, sob condições naturais de chuva. As medidas feitas nos lotes foram confinadas aos efeitos de erosão superficial e de pequenos sulcos pela água. Elliott et al.[34] utilizaram os resultados de perda de solo médio contra o conteúdo de ^{137}Cs residual, relativo à uma posição de referência, obtendo a relação exponencial:

$$Y(\text{perda de solo, kg.ha}^{-1}\text{.ano}^{-1}) = 33,854 \cdot (1,076)^X \quad (10)$$

onde X é a perda de ^{137}Cs em percentagem dado pela equação (7), sendo que $^{137}\text{Cs}_b$ é o valor da concentração de referência de ^{137}Cs calculado de uma amostra de solo não mexida e não erodida desde a primeira entrada do "fallout" no meio ambiente.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO E COLETA DAS AMOSTRAS

A região estudada está localizada no município de Cambé, norte do Paraná, e possui uma área total de 600 hectares, formando uma microbacia. Esta microbacia é banhada pelo córrego Unda, a qual é conhecida por microbacia do córrego Unda. A Figura 11 mostra a área estudada segundo a localização.

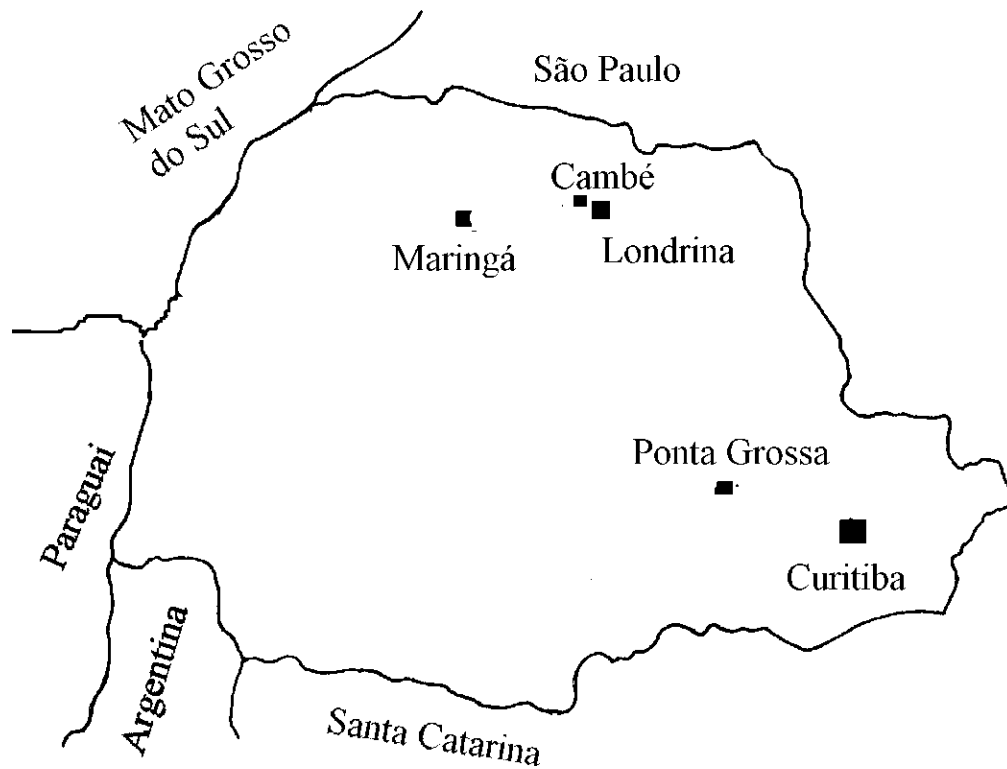


Figura 11 – Mapa do Estado do Paraná localizando o município de Cambé.

Também foi definida uma outra área de amostragem numa floresta natural dentro do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR), situado no município de Londrina.

3.1.1 Vegetação, Clima e Relevo da Microbacia do Córrego Unda

Nas áreas mais altas e medianas pode-se observar o aproveitamento do solo com cultura de café, culturas temporárias e pastagens. Nas áreas mais baixas observou-se a existência de várzeas e matas ciliares em toda a extensão do córrego Unda. Verificou-se também a existência de algumas áreas de reflorestamento e uma área de mata natural. A Figura 12 apresenta o mapa da microbacia do córrego Unda, segundo o uso do solo.

O clima da região é classificado como clima subtropical úmido mesotérmico, sem estação seca definida, com verão quente onde a temperatura do mês mais quente está acima de 22°C [35].

O relevo apresenta vertente pouco inclinada, com declive que varia de 0 à 10% até a meia encosta, onde ocorre uma acentuada ruptura de declive variando de 10 à 50% até o fundo do vale (Figura 13). No fundo do vale encontra-se o córrego Unda.

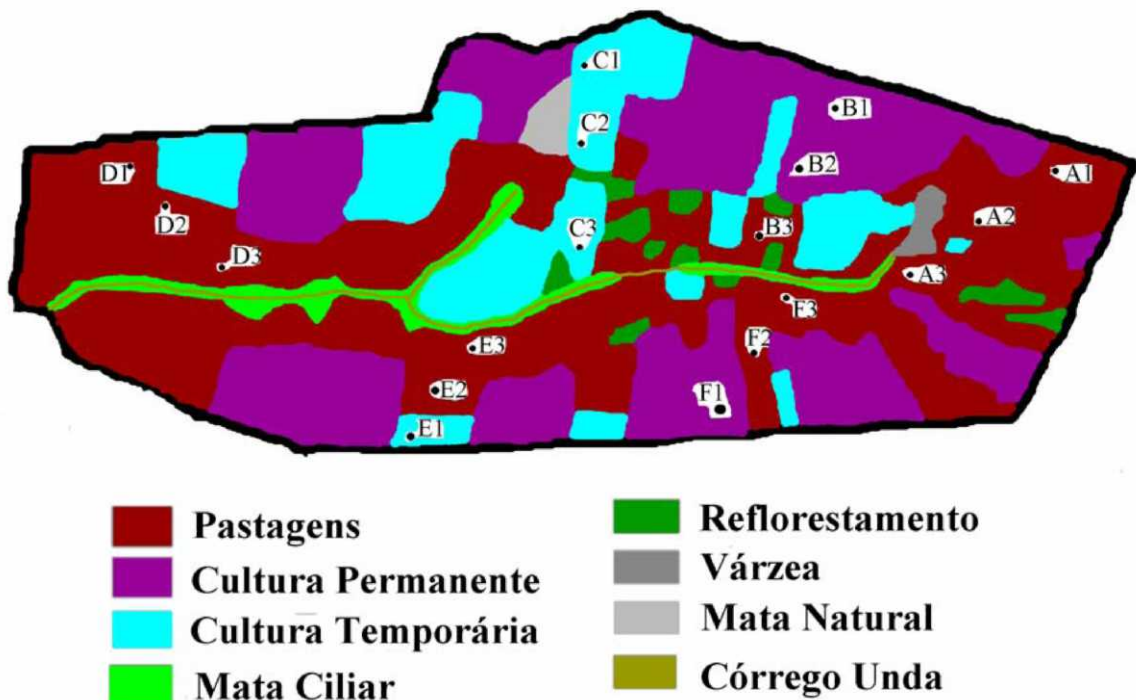


Figura 12 – Mapa da microbacia do córrego Unda mostrando o uso do solo com os vários de tipo de culturas e os transectos de amostragem.

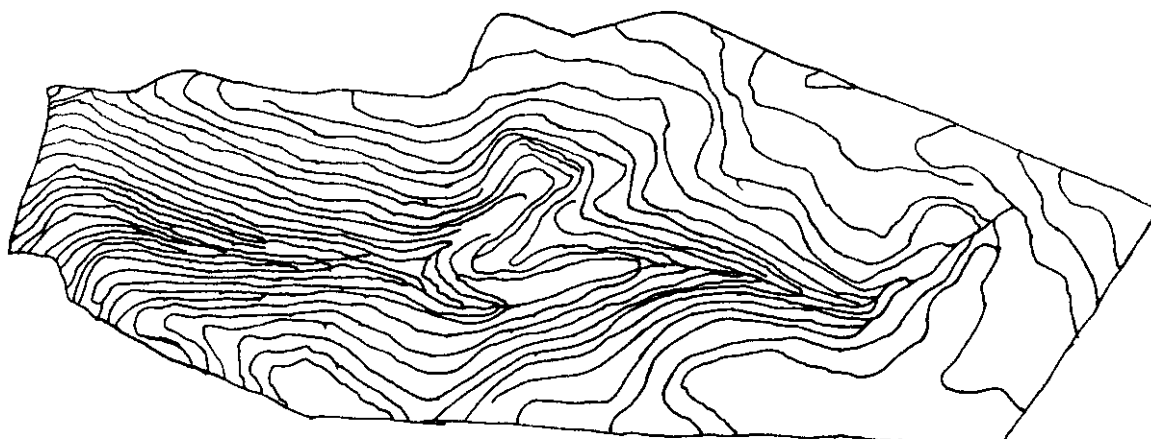


Figura 13 – Mapa da microbacia do córrego Unda mostrando as curvas de níveis.

3.1.2 Descrição do Solo e Amostragem

O solo da microbacia do córrego Unda é da classe LRd2 - Latossolo Roxo Distrófico A, moderado, textura argilosa, fase floresta tropical subperinifólia, relevo suave ondulado. Esta classe de solo apresenta uma boa condição física e um relevo favorável à mecanização, elevada capacidade de retenção de água, com uma boa permeabilidade em sua condição natural. Apresenta problemas com relação ao aspecto de fertilidade, sendo aconselhável o emprego de calagens e adubação de correção e manutenção, principalmente à base de fósforo. Esta classe de solo apresenta grande resistência à erosão em seu estado natural, mas após o contínuo preparo convencional do solo tem a tendência de formar o chamado "pé de grade", que é um adensamento no solo a uma profundidade de aproximadamente 15 cm.

Para amostragem de solo foram escolhidos 6 transectos (caminhamentos A, B, C, D, E, F) representados na Figura 12. Destes transectos, onze posições de amostragem representavam área de pastagem, quatro posições de amostragem representavam área de cultura temporária e três posições de amostragem representavam área de cultura permanente, num total de dezoito posições de amostragem. Foi escolhida também uma posição para representar a amostra de referência (área que não apresentava sinais de erosão ou sedimentação de solo) na área de mata natural.

Cada transecto é composto de três posições de amostragem, sendo uma de topo, uma de meia encosta e uma de vale. Cada amostra foi rotulada com a letra do transecto seguida dos números 1 para posição de topo, 2 para posição de meia encosta e 3 para posição de vale, conforme Figura 12.

A área de amostragem no IAPAR possui as mesmas características de classe de solo e clima da microbacia do córrego Unda, sendo que o relevo é de pouca inclinação.

3.1.3 Coleta das Amostras

Para coleta das amostras foram utilizados enxadão, trado tipo holandês, anéis volumétricos de 52,7 cm³, espátula, faca e trena.

Na coleta das amostras de cada posição (topo, meia encosta e vale) dos transectos da microbacia do córrego Unda foram amostrados quatro perfis de solo em camadas de 5 cm até profundidade de 20 cm, sendo coletadas também amostras de solo de cada camada para análises físicas e químicas.

Da posição de amostragem da floresta natural do IAPAR foi coletada amostra da cobertura do solo, e amostras de solo da camada de 0 - 10 cm, da camada de 10 - 20 cm e da camada de 20 - 30 para análise da difusão do ¹³⁷Cs no solo.

3.1.4 Preparo das Amostras

As quantidades retiradas das amostras dos quatro perfis do solo (0 - 5 cm, 5 - 10 cm, 10 - 15 cm e 15 - 20 cm) para cada posição dos transectos na microbacia do córrego Unda não foram suficientes para preencher o porta-amostra, e assim optou-se pela mistura destes quatro perfis a fim de obter uma amostra que representasse o perfil de 0 - 20 cm do solo para cada posição de amostragem dos transectos. Essas amostras de solo foram destorroadas, passadas em peneira de 2 mm de malha e secas ao ar por um período de 48 horas para serem utilizadas na medida da concentração de ¹³⁷Cs no solo.

As amostras da floresta natural do IAPAR foram coletadas de modo que a quantidade de solo retirado para cada perfil (0 - 10 cm, 10 - 20 cm, 20 - 30 cm) preenchesse o

porta amostra. Essas amostras foram secas ao ar por um período de 48 horas, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm de malha, inclusive a amostra de cobertura.

3.1.4.1 Análises Químicas e Físicas

As análises químicas e físicas foram realizadas no Laboratório de Fertilidade de Solos do Departamento de Agronomia e no Laboratório de Solos do Departamento de Construção Civil da Universidade Estadual de Londrina.

Para a determinação da densidade do solo foi utilizado o método do torrão. Para a determinação da densidade das partículas (ou de grãos) foi utilizado o método do picnômetro. Para análise granulométrica do solo foi utilizado o método do densímetro. O conteúdo de matéria orgânica do solo foi determinado a partir do conteúdo de carbono. Os resultados destas análises estão apresentados na Tabela 6 para cada posição de amostragem nos transectos.

3.2 EQUIPAMENTOS DE LABORATÓRIO

3.2.1 Eletrônica Nuclear de Aquisição de Dados

A aquisição de dados foi realizada utilizando-se dos seguintes módulos eletrônicos:

- Fonte de alta tensão para o detector, modelo Ortec 456 de três estágios, sendo que o primeiro varia de 0 a 100 V em passos de 0,2 V, o segundo varia de 0 a 400 V em passos de 100 V e o terceiro varia de 0 a 2500 V em passos de 500 V, resultando numa tensão máxima de 3000 V.

Tabela 6 – Resultados das análise granulométrica das amostras de solo de cada transecto.

transecto	Matéria	Densidade	Argila	Silte	Areia	Areia	Areia	Densidade
	Orgânica	Grãos	(%)	(%)	fina	média	grossa	aparente
	(%)	(g.cm ⁻³)			(%)	(%)	(%)	(g.cm ⁻³)
A1	3,26	2,93	75,0	12,3	11,7	1,0	0	2,06
A2	3,57	2,96	72,3	15,0	10,8	1,9	0	1,86
A3	3,42	3,00	72,0	13,0	14,0	1,0	0	1,96
B1	2,08	2,98	74,5	14,0	10,3	1,2	0	1,96
B2	2,8	2,97	76,5	12,0	10,5	1,0	0	1,86
B3	2,48	3,04	67,3	15,3	16,0	1,4	0	1,96
C1	2,36	3,01	74,3	11,5	12,6	1,6	0	1,89
C2	2,42	2,99	77,0	11,8	8,7	2,5	0	1,42
C3	2,44	3,02	74,8	13,2	10,0	2,0	0	1,85
D1	2,18	3,50	60,0	17,0	18,0	5,0	0	2,24
D2	1,42	3,04	65,5	14,5	18,0	2,0	0	1,81
D3	2,51	3,02	59,2	23,5	14,5	2,8	0	2,28
E1	1,84	2,96	66,8	21,2	10,5	1,5	0	1,54
E2	2,11	3,13	80,5	8,5	9,5	1,5	0	2,05
E3	2,11	2,96	66,0	19,0	14,0	1,0	0	2,71
F1	2,08	3,00	77,0	10,0	8,0	3,0	2	2,03
F2	1,79	3,06	68,8	12,7	15,0	3,5	0	2,36
F3	2,39	2,99	50,5	26,0	20,0	3,5	0	2,39
Referênci a	2,52	3,01	80,7	10,7	7,0	1,6	0	2,31

Números referem-se à: 1- nível superior, 2- nível intermediário, 3- nível inferior.

- Amplificador linear, modelo Ortec 575, que têm a função de dar forma e ganho de amplitude ao pulso do sinal de carga coletado, que é proporcional à energia depositada no detector, e enviado pelo pré-amplificador acoplado ao detector . Este módulo possui dois estágios de ajuste de ganho. Um de ganho fino, que varia com fator de ganho de 0,5 a 1,5 em passos de 0,1 e um de ganho grosso, que possui os fatores de ganho de 10, 20, 50, 100, 200 e 500. O produto destes ganhos dão uma faixa de ganho de 5 até 750 vezes. Existe também a opção de selecionar para o circuito de entrada a polaridade do pulso de entrada do pré-amplificador

para positiva ou negativa, e também a opção de selecionar a forma de saída do pulso para unipolar ou bipolar. Nos parâmetros da eletrônica foi definido por utilizar um fator de ganho fino de 1,0 e um fator de ganho grosso de 20 com o circuito de entrada analisando pulsos positivos e utilizando a saída unipolar abrangendo o espectro de raios gama de energia de 0 keV até 1500 keV. O tempo de formação de pulso do amplificador é de 1,5 μ s.

- Analisador multicanal, modelo Ortec 7100, de 1024 canais, usado na aquisição de dados. A Figura 14 mostra o esquema de módulos para os componentes da eletrônica utilizada.

3.2.2 Detector de HPGe

O detector de HPGe é um detector semicondutor formado por um cristal de Germânio Hiperpuro, capaz de suportar voltagem de polarização em temperatura criogênica. Deste modo, pares elétron-buraco produzidos pela absorção de raios gama ou raios X são direcionados para os contatos opostos por um campo elétrico. O pulso de corrente induzido é analisado por um pré-amplificador sensível à carga elétrica que produz um pulso de voltagem de saída com altura proporcional à energia do fóton incidente.

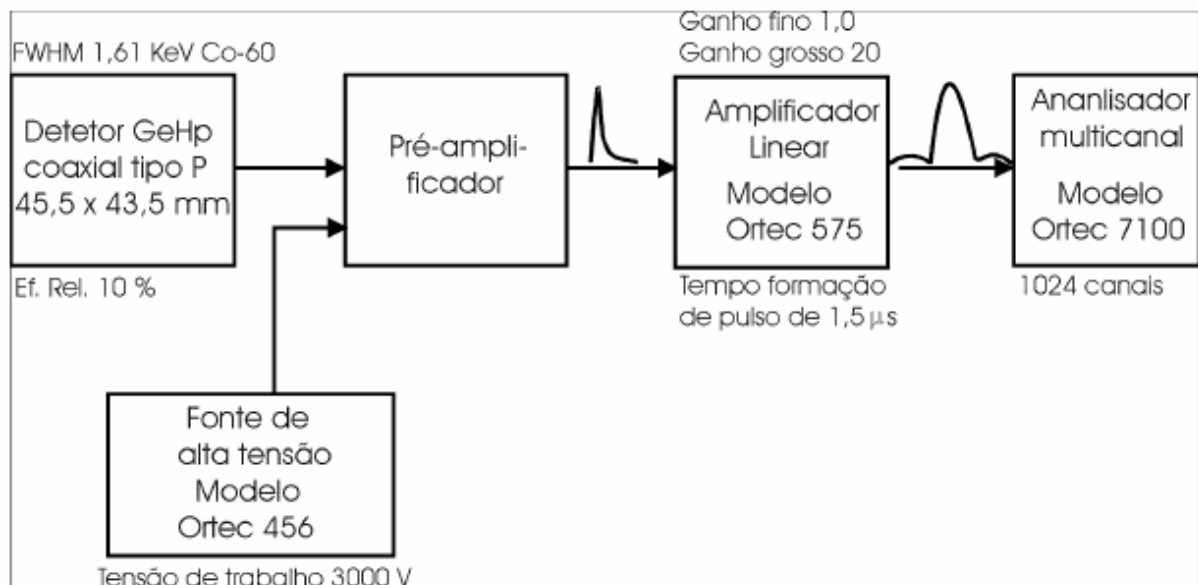


Figura 14 – Esquema de blocos para os componentes da eletrônica utilizada.

O cristal de germânio é um semicondutor tipo p, de geometria coaxial, com a espessura da região de depleção de 500 a 800 microns, com diâmetro igual a 43,5 mm, protegido por uma cápsula de alumínio de espessura igual a 1,27 mm e a uma distância de 3 mm do cristal.

O detector analisa raios gama numa faixa de energia de 40 keV a 10 MeV e trabalha com uma tensão de até 5000 V, não necessitando de toda essa tensão para funcionamento. Neste trabalho foi usado uma tensão de 3000 V fornecido pela fonte de tensão exposta no item 3.2.1, com a qual o detector tem resposta muito boa, como será visto no próximo item.

3.2.2.1 Resolução em Energia

A resolução em energia de um detector é estimada pela largura a meia altura do pico que o detector exhibe para uma determinada linha de energia. Quando a largura a meia altura do pico é grande, significa que houve uma grande flutuação no registro de pulso para pulso, mesmo com fótons monoenergéticos sendo depositados no detector para cada pulso. Quanto menor é a largura a meia altura do pico, melhor é a habilidade do detector em resolver a energia incidente da radiação. Esta resolução em energia é determinada para cada detector fazendo-se a análise de duas linhas gamas distintas em energia e tomando a razão entre a diferença em energia das duas linhas gama pela diferença de canais entre o canal centróide de cada pico, e multiplicando esta razão pelo FWHM ("full weight half maximum") do pico da linha de energia desejada.

O FWHM é a largura a meia altura do pico, em canais, na região em que as contagens tem valor igual à metade das contagens do canal centróide do pico. A resolução em energia garantida pelo fabricante para o detector de HPGe utilizado é de 1,85 keV para a linha gama de 1,33 MeV do ^{60}Co , mas a obtida experimentalmente foi de 2,04 keV para a mesma linha gama. Esta diferença de resolução em energia é devido ao ajuste dos parâmetros da eletrônica utilizada. Para a linha gama de 661,6 keV do ^{137}Cs foi obtido uma resolução em energia igual a 1,98 keV com a eletrônica utilizada.

A Figura 15 e a Figura 16 mostram os espectros obtidos com uma fonte de ^{137}Cs e uma de ^{60}Co , respectivamente, junto com um gerador de pulsos modelo Ortec 419,

para determinar a contribuição da eletrônica na resolução do sistema. A Tabela 7 mostra as contribuições do FWHM do detector e da eletrônica para o FWHM total do sistema.

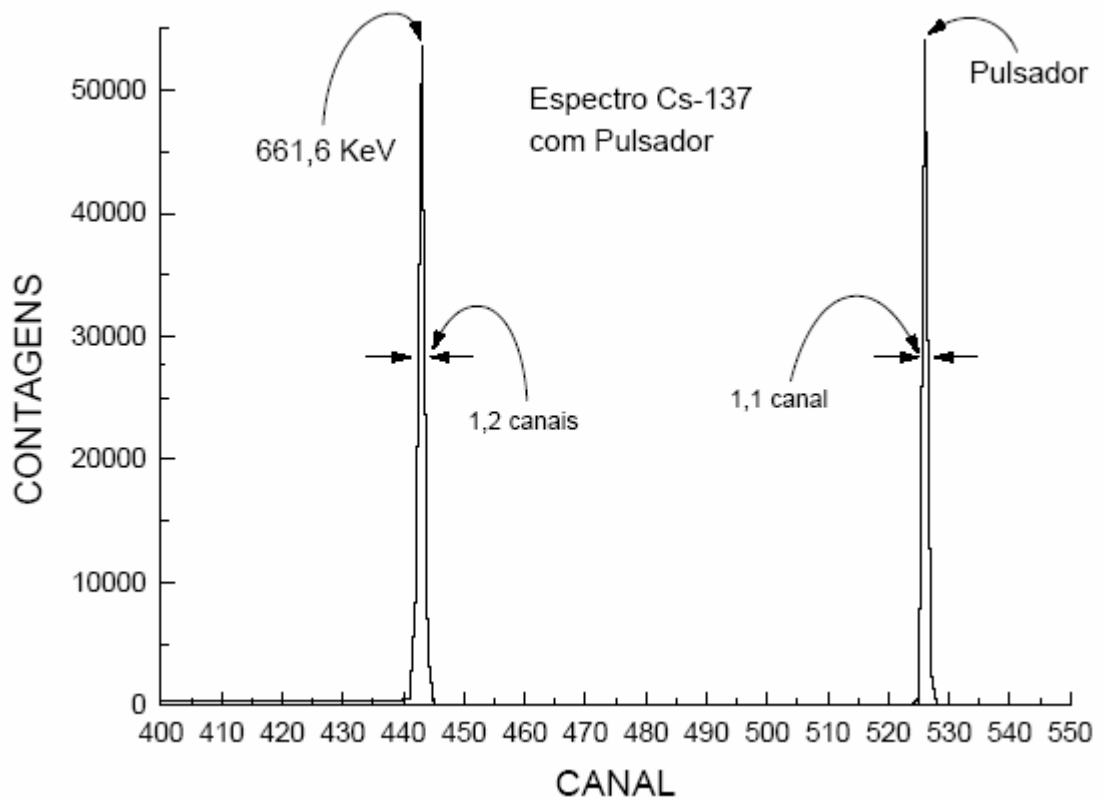


Figura 15 – Espectro da fonte de ^{137}Cs com gerador de pulsos para um tempo de contagem de 15 minutos.

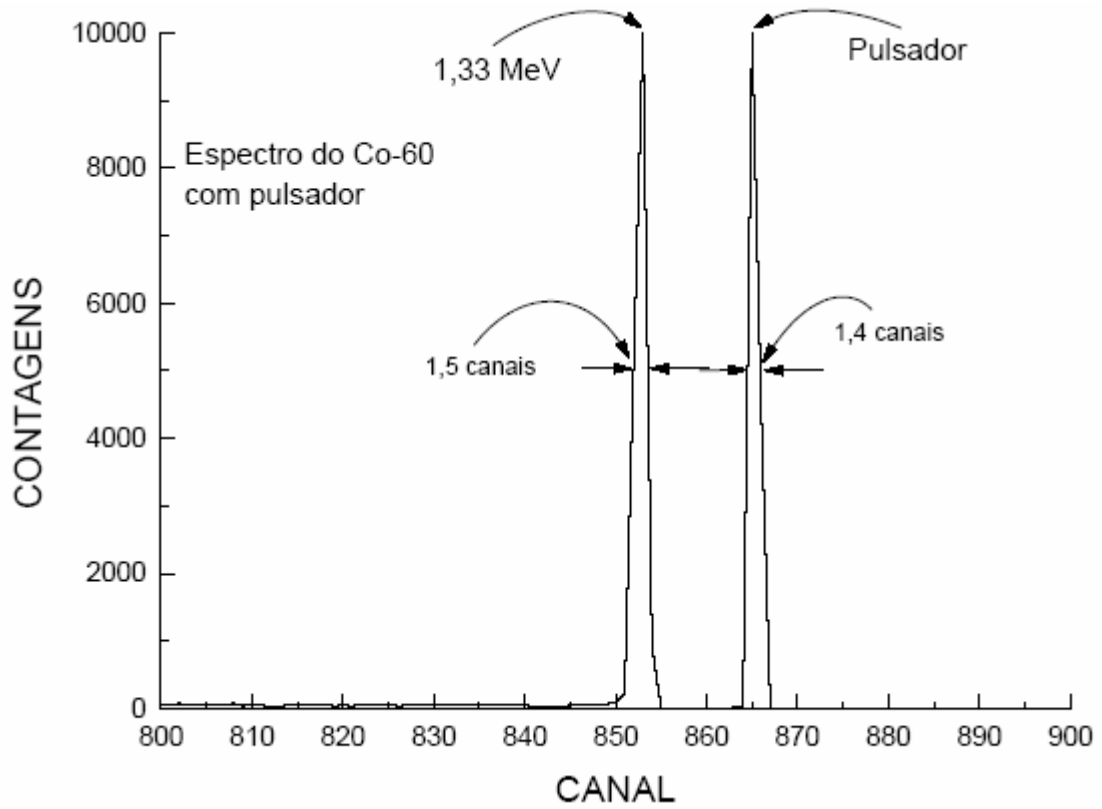


Figura 16 – Espectro da fonte de ^{60}Co com gerador de pulsos para um tempo de contagem de 15 minutos.

Tabela 7 – Valores das contribuições para o FWHM do detector e da eletrônica

FWHM (KeV)	661,6 keV - ¹³⁷ Cs	1332,5 keV - ⁶⁰ Co
Total	1,98 keV	2,04 keV
Detetor	0,18 keV (8%)*	0,16 keV (7%)
Eletrônica	1,80 keV (92%)	1,88 keV (93%)

* valores percentuais

3.2.2.2 Eficiência de detecção

A eficiência de detecção é a capacidade dos detectores de originar um pulso de saída para cada *quantum* de radiação que interage com o volume ativo do detector. Para detectores de radiação primária (partículas carregadas) pode-se arranjar uma situação na qual o detector analisa toda radiação primária que entra no seu volume ativo, e portanto são detectores com 100% de eficiência. Os detectores de radiação secundária (radiação eletromagnética e partículas sem cargas) tem eficiência menor que 100%, devido ao fato que radiações secundárias tem um livre caminho médio muito grande, podendo passar pelo detector sem interagir ou interagir parcialmente (transferência de uma parte da energia total carregada pela radiação secundária) com o seu volume ativo.

A eficiência dos detectores de radiação pode ser dada pela eficiência absoluta, ou pela eficiência intrínseca, ou pela eficiência relativa. A eficiência absoluta é a razão entre o número de pulsos registrados no detector pelo número de quanta de radiação emitido pela fonte. A eficiência intrínseca é a razão entre o número de pulsos registrados no detector pelo número de quanta de radiação incidente no detector. A eficiência relativa para os detectores de Germânio é a razão da eficiência absoluta do detector de Germânio pela eficiência absoluta de um detector de cintilação de NaI(Tl) de 3 x 3" à 25 cm da fonte, como definido em "Standard Test Procedures for Germanium Gamma-Rays Detectors"[36]. O valor da eficiência relativa para o detector de HPGe utilizado é de 10%, segundo certificado fornecido pelo fabricante.

Neste trabalho, os valores das densidades das amostras de solo utilizadas ficaram no intervalo de $0,78 \pm 0,01 \text{ g.cm}^{-3}$ até $1,21 \pm 0,02 \text{ g.cm}^{-3}$, sendo que 90% ficaram num intervalo ainda menor de $0,87 \pm 0,01 \text{ g.cm}^{-3}$ até $1,16 \pm 0,01 \text{ g.cm}^{-3}$, que de acordo com a Figura 17, para a energia de 661,6 keV do raio gama do ^{137}Cs , mostra uma variação menor que 2% na eficiência de contagem para o intervalo de $0,6 \text{ g.cm}^{-3}$ até $1,4 \text{ g.cm}^{-3}$ [47]. Portanto, como o desvio estatístico obtido para as áreas líquidas da detecção dos raios gama do ^{137}Cs das amostras variou de 5% até 26%, conforme Tabela 9 apresentada no item 4.1, a variação da eficiência de detecção não interferiu significativamente nos resultados.

3.2.2.3 Blindagem do Sistema de Detecção

Devido a existência de fontes naturais e artificiais produtoras de raios gama, e da radiação cósmica, que continuamente bombardeia a atmosfera terrestre produzindo radiação secundária desta interação, faz com que exista um espectro de fundo em todas as análises. Existem várias fontes de radiação de fundo, sendo que algumas destas fontes podem ser dos materiais constituintes do detector, dos equipamentos ou da blindagem localizados na vizinhança imediata do detector. Um exemplo é o potássio natural usado no concreto e em outros materiais de construção que contém 0,012% de ^{40}K , emissor de raios gama de 1.460 keV, bastante pronunciado no espectro de fundo. A Figura 18 mostra um espectro de fundo para o sistema utilizado sem a blindagem e a Figura 19 mostra um espectro com blindagem de chumbo (blocos com 10 cm de espessura) e uma lâmina de alumínio de 4 mm justaposta à parte interna do chumbo. Ambos os espectros mostram algumas linhas gamas das cadeias naturais do ^{238}U e do ^{232}Th . As duas linhas gama do ^{60}Co que aparecem nos espectros é devido a existência de uma fonte de ^{60}Co na sala ao lado onde o detector está colocado. O tempo de aquisição para os dois espectros foi de 4500 minutos.

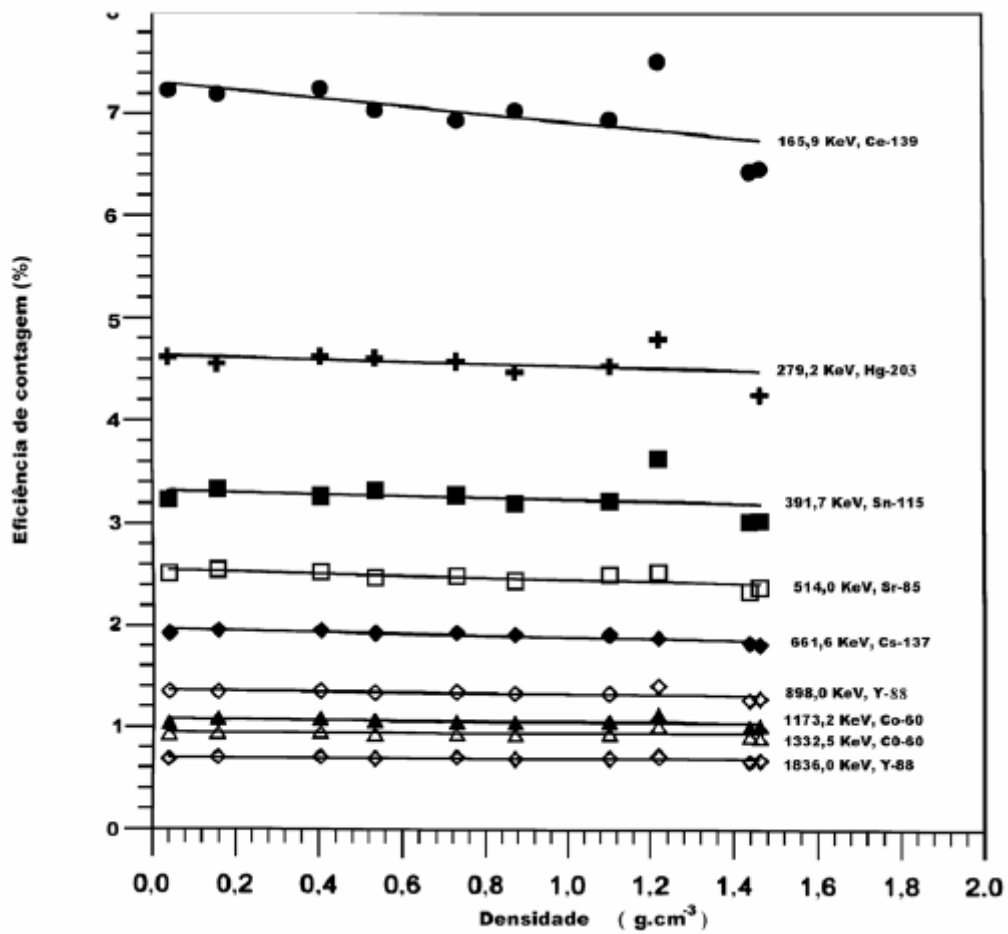


Figura 17 – Dependência da eficiência de detecção para diferentes energias de raios gama em função da densidade de diferentes materiais[47].

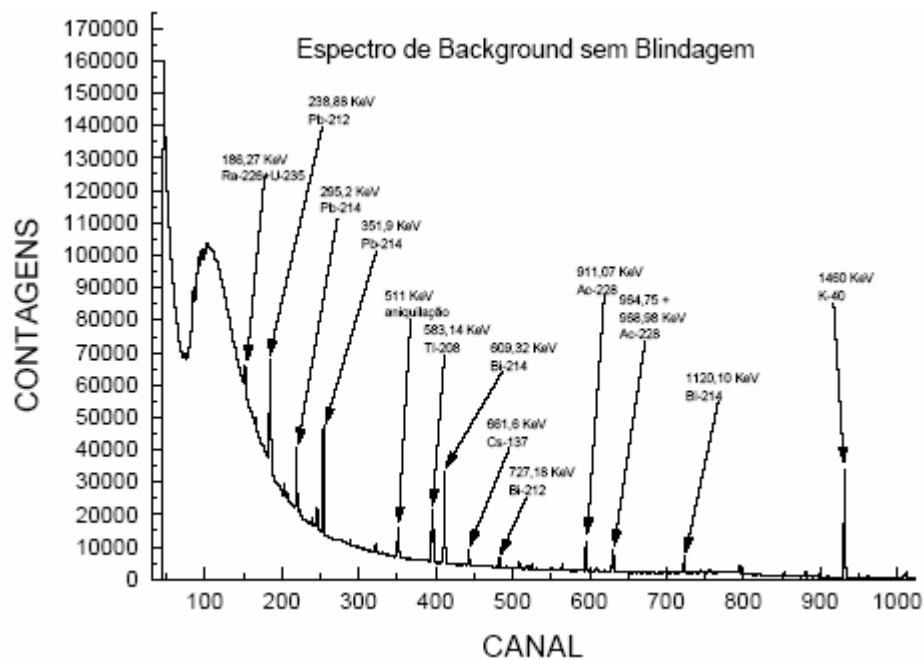


Figura 18 – Espectro de fundo obtido com detector de HPGe sem blindagem.

Quando é analisado amostras radioativas com alta taxa de emissão, o espectro de fundo não interfere muito, porém quando é analisado amostras ambientais ou de baixa emissão de radiação, o fundo contaminará todo o espectro. Para se ter o mínimo possível de interferência de raios gama externos (espectro de fundo) no espectro da amostra ou da fonte analisada, precisa-se construir uma blindagem para o sistema detector/porta amostra. O material mais usado para castelos de blindagem é o chumbo, devido ao seu alto número atômico e a sua alta densidade, poucos centímetros provê uma grande redução no fundo dos detectores de raios gama. Esta diferença é observada nas Figuras 18 e 19. Pelo fato da radiação cósmica, ao interagir com a blindagem de chumbo, formar radiação secundária além da radiação emitida por traços de isótopos radioativos encontrados no chumbo, normalmente se usa outros materiais menos densos colocados justapostos à parede interna dos blocos de chumbo, em ordem decrescente de densidade ou número atômico.

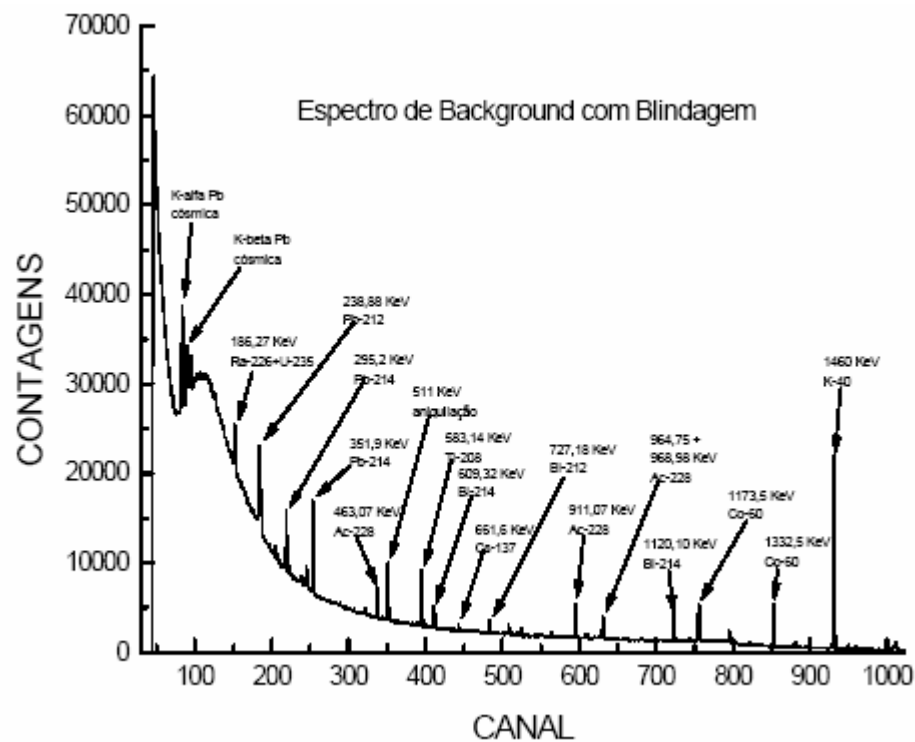


Figura 19 – Espectro de fundo obtido com detector de HpGe com blindagem de 10 cm de chumbo e uma lâmina de alumínio de 4 mm justaposta à parte interna do chumbo.

Na montagem utilizada neste trabalho foi usado chumbo com alumínio, como mostra a Figura 20.

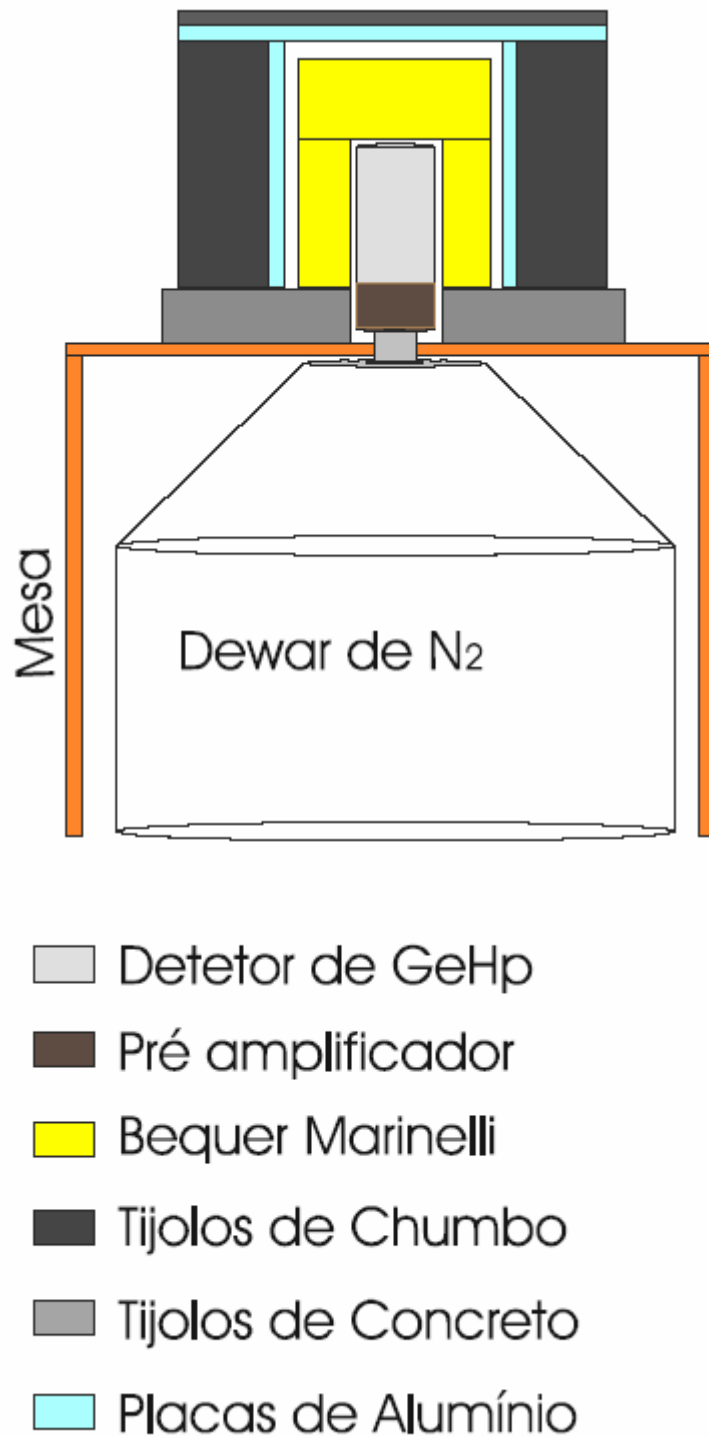


Figura 20 – Desenho esquemático esboçando a montagem detector/blindagem/porta amostra.

A taxa de contagem do espectro de fundo varia grandemente com o tipo de detector e com a espessura da blindagem usada, de modo que necessita-se fazer um ajuste destes parâmetros para obter uma otimização do tempo de aquisição do espectro da amostra.

3.2.2.4 Limite Mínimo de Detecção

O limite mínimo de detecção é o limite mínimo detectável de radiação pelo sistema e está relacionado com a magnitude do espectro de fundo. Para determinar a magnitude do espectro de fundo é necessário associar um dado grau de incerteza a esta medida única (X) de espectro de fundo. A raiz quadrada da variância fornece o desvio de qualquer medida para o valor médio de um conjunto de medidas. Como existe uma única medida de espectro de fundo, o desvio não pode ser calculado diretamente. Fazendo a suposição que a medida é extraída de uma população de medidas que é representada por uma função distribuição tipo gaussiana ou de Poisson, pode-se igualar uma apropriada distribuição para os dados disponíveis.

Para o modelo da população, utiliza-se o valor médio da distribuição porém, quando se trata de uma única medida tem-se somente a escolha de assumir que o valor médio da distribuição é igual ao valor da medida única.

Como tem-se agora um valor assumido para o valor médio, pode-se obter a função distribuição da probabilidade $P(X)$ que é definida para todos os valores de X , encontrando um valor para a variância σ^2 desta distribuição.

Deste modo, conclui-se que $\sigma = \sqrt{X}$ é a melhor estimativa do desvio da média a qual deveria tipificar a medida única de X [37]. Assumindo que a função distribuição da probabilidade é uma gaussiana, que é a função mais utilizada em estatística nuclear, a faixa de valores $X \pm \sigma$ ou $X \pm \sqrt{X}$ conterà a média verdadeira com 68% de probabilidade. Para alcançar uma probabilidade de 99% de modo que a média verdadeira esteja incluída, o intervalo deve ser expandido para $2,58\sigma$ ou seja, deve-se tomar a faixa $X \pm 2,58\sigma$ ou $X \pm 2,58\sqrt{X}$.

Uma vez que encontrado o valor máximo da área do espectro de fundo definido como $X \pm 3\sqrt{X}$ na região de canais do pico do radionuclídeo de interesse, determinou-se que o limite mínimo de detecção para o sistema utilizado é o desvio associado à área de espectro de fundo ($3\sqrt{X}$), já que no item 3.3.3.1 mostra-se que o espectro líquido da amostra é resultado da subtração do espectro de fundo do espectro bruto da amostra. Ao ser efetuada essa operação, subtraiu-se apenas o valor da medida única do espectro de fundo e, portanto, ao determinar-se o limite mínimo de detecção como sendo o desvio no fundo,

eliminou-se a possibilidade de determinar uma área líquida contaminada pelo espectro de fundo. O limite mínimo de detecção determinado para o sistema utilizado foi de $0,29 \text{ Bq.Kg}^{-1}$ para a linha do ^{137}Cs .

3.2.3 Amostras de Solo Calibradas

A aquisição dos espectros das amostras de solo calibradas pela eletrônica nuclear padrão fornece a área sob o pico desejado, que neste estudo é o pico do ^{137}Cs , em contagens, de modo que precisa-se determinar uma equação de calibração, relacionando a atividade do radionuclídeo de interesse na amostra calibrada com a área sob o pico da linha gama deste radionuclídeo. Deste modo, esta equação de calibração possibilitará a determinação da atividade do radionuclídeo de interesse para as amostras estudadas.

Na determinação desta equação para este estudo foram preparadas amostras de solo calibradas com diferentes atividades de ^{137}Cs , como demonstrado no item seguinte.

3.2.3.1 Preparo das Amostras de Solo Calibradas

As amostras calibradas foram preparadas usando-se uma solução de cloreto de ^{137}Cs , de atividade igual a 570 kBq ($\pm 2,5 \%$) e volume igual a 5 ml . Na preparação das amostras utilizou-se frascos de 100 ml , água deionizada, uma pipeta de 1 ml e uma pipeta de 10 ml , pincel, luvas, bacias.

Primeiramente foi preparado uma solução adicionando-se 95 ml de água deionizada aos 5 ml da solução de cloreto de ^{137}Cs , obtendo-se 100 ml de solução (1) com $5,7 \text{ kBq.ml}^{-1}$ ($\pm 2,5\%$) de atividade. Desta solução (1) tomou-se 1 ml , ao qual foi adicionado 99 ml de água deionizada, obtendo-se uma nova solução (2) de 100 ml com atividade de $0,057 \text{ kBq.ml}^{-1}$.

Da solução (2) tomou-se 6 ml e adicionou-se 94 ml de água deionizada obtendo-se uma nova solução (3) de 100 ml e atividade de $0,00342 \text{ kBq.ml}^{-1}$. A solução (3) foi pipetada sobre $1,5 \text{ kg}$ de solo da classe LRd2 seco ao ar e passado em peneira de 2 mm de malha. Esta adição foi realizada em passos de 20 ml pipetada sobre 300 g do solo e

homogeneizado por 30 minutos até obter-se 1,5 kg de solo calibrado. Esta amostra foi rotulada como sendo amostra de fator 10 com atividade de $0,228 \text{ kBq.kg}^{-1}$ ($\pm 2,5 \%$).

Da solução (1) tomou-se 1 ml e adicionou-se 99 ml de água deionizada e a solução resultante foi pipetada sobre 1,5 kg de solo da classe LRd do mesmo modo como a anterior. Esta amostra foi rotulada de fator 0 com uma atividade de $3,8 \text{ kBq.kg}^{-1}$ ($\pm 2,5 \%$). A partir desta amostra de fator 0 obtive-se outras duas amostras, uma fator 100 e uma fator 1000.

Para preparar a amostra de fator 100 tomou-se 16,5 g de solo da amostra de fator 0 e misturou-se com 16,5 g de solo não calibrado da classe LRd2, seco ao ar e passado em peneira de 2 mm de malha, que após homogeneizado obteve-se 33 g de amostra. A cada quantidade de amostra obtida foi-se adicionando a mesma quantidade de solo não calibrado da classe LRd2, homogeneizando-se até obter uma amostra calibrada de 1650 g com atividade de $0,038 \text{ kBq.kg}^{-1}$ ($\pm 2,5 \%$). Desta amostra de fator 100 foi retirado 150 g de amostra, à qual foi adicionada 150 g de solo não calibrado da classe LRd2 e feito a homogeneização, obtendo-se 300 g de amostra. A esta amostra de 300 g foi adicionado mais 300 g de solo não calibrado da classe LRd2, obtendo-se 600 g de amostra calibrada, e assim sucessivamente até obter-se 1,5 kg de amostra calibrada, rotulada como amostra de fator 1000 com atividade de $0,0038 \text{ kBq.kg}^{-1}$ ($\pm 2,5 \%$).

Estas amostras de solo contendo atividades conhecidas de ^{137}Cs foram acondicionadas em bequer Marinelli e lacradas para serem utilizadas na determinação do fator de calibração da equação de calibração.

3.2.3.2 Equação de Calibração

A eficiência de detecção depende da quantidade de radiação que alcança o detector e da sua energia. A quantidade de radiação gama que atinge o detector é função da sua absorção pelo detector e do volume e densidade da amostra. Assim, existe uma relação entre a atividade do radionuclídeo de interesse presente na amostra e a área líquida sob o pico de contagens dos raios gamas emitidos por este radionuclídeo, que é dada pela equação de calibração [38]:

$$\varepsilon = \frac{100 \times N}{m \times A_s \times f} \quad (11)$$

onde:

- ε é a eficiência absoluta de detecção do sistema no fotopico, em percentagem
- m é a massa da amostra em kg
- A_s é a atividade específica da amostra em Bq.kg⁻¹
- f é a intensidade de emissão do raio gama de interesse por desintegração do radionuclídeo
- N é a taxa de contagem líquida medida no fotopico (contagem por segundo)

Como se está procedendo à análise do raio gama de 661,6 keV emitido após o decaimento do ¹³⁷Cs, o fator f permanece constante, tal que definindo

$$\alpha = \frac{100}{\varepsilon \times f} \quad (12)$$

como sendo o fator de calibração para o sistema de medidas, ter-se-á que a equação (11) torna-se:

$$\alpha = \frac{m \times A_s}{N} \quad (13)$$

que é a equação de calibração que representa a relação existente entre a atividade do radionuclídeo ¹³⁷Cs presente na amostra e a área líquida sob a linha gama de 661,6 KeV do radionuclídeo ¹³⁷Cs.

3.2.4 Porta-Amostra

O porta amostra utilizado foi tipo béquer Marinelli, confeccionado no Laboratório de Física Nuclear Aplicada, utilizando *refil* de sorvete cilíndrico de volume igual

a dois litros e fundo de garrafa de alvejante, que forma o cilindro interno do béquer onde o detector é colocado. Após a montagem obteve-se um béquer Marinelli com volume de 1420 ml e que envolvia quase totalmente o cristal do detector. A Figura 21 mostra o porta amostra e suas dimensões.

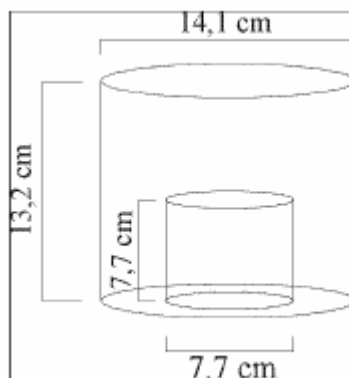


Figura 21 – Desenho esquemático esboçando o béquer Marinelli utilizado.

3.3 ANÁLISE DAS AMOSTRAS

As amostras a serem analisadas foram acondicionadas em bequer Marinelli com massa de solo que variava de 1300 a 1700 g. Foram realizadas três medidas para a amostra de cada posição dos transectos e sete medidas para a amostra de referência.

3.3.1 Espectrometria Gama

A espectrometria gama é o método analítico capaz de medir emissores gama diretamente da amostra sem precisar de separação química. A espectrometria gama permite a identificação qualitativa e a determinação quantitativa do radionuclídeo na amostra. Para isso é necessário a calibração do sistema com amostras padrões do radionuclídeo a ser estudado. No item 3.2.3 esboçou-se o método de calibração utilizado. Além disso, para se obter uma boa análise espectrométrica, é preciso definir parâmetros de acordo com o tipo de amostra (como geometria), equipamentos disponíveis (como um detector que tenha boa eficiência de

deteccção, boa resolução em energia, etc.) e atividade do radionuclídeo na amostra para determinar o tempo de deteção.

3.3.2 Deteccção do ^{137}Cs

O nível de atividade de ^{137}Cs em amostras de solos do Brasil está num intervalo de $0,79 \text{ Bq.kg}^{-1}$ a $4,79 \text{ Bq.kg}^{-1}$ [38-40]. Este nível de atividade está coerente com aqueles citados em literatura para o hemisfério sul, que possui atividades uma ordem de grandeza menor que as atividades do hemisfério norte para os radionuclídeos provenientes do "fallout" radioativo. Devido a este baixo nível de atividade, foi necessário um grande volume de amostra e assim definiu-se pela geometria béquer Marinelli, detector de HPGGe e por um tempo de medida de 3600 minutos para as amostras de solo e de 4500 minutos para análise do espectro de fundo. Este tempo de medida foi determinado a fim de se obter uma estatística razoável de contagens. A Figura 22 mostra um espectro de amostra de solo do hemisfério norte obtido para um tempo de contagem de 144 minutos e a Figura 23 mostra um espectro de amostra de solo do hemisfério sul obtido para um tempo de contagem de 1089 minutos[38].

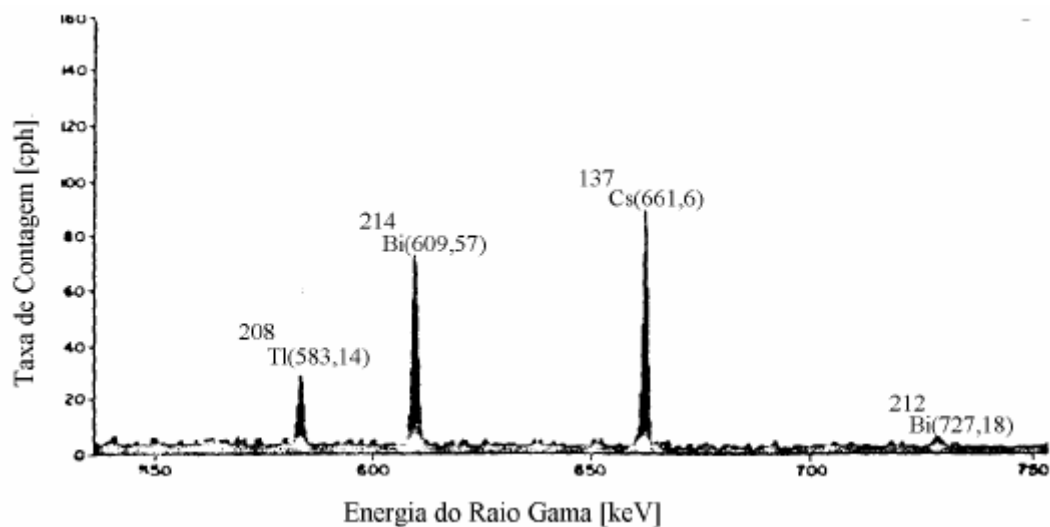


Figura 22 – Espectro de amostra de solo do hemisfério norte[38].

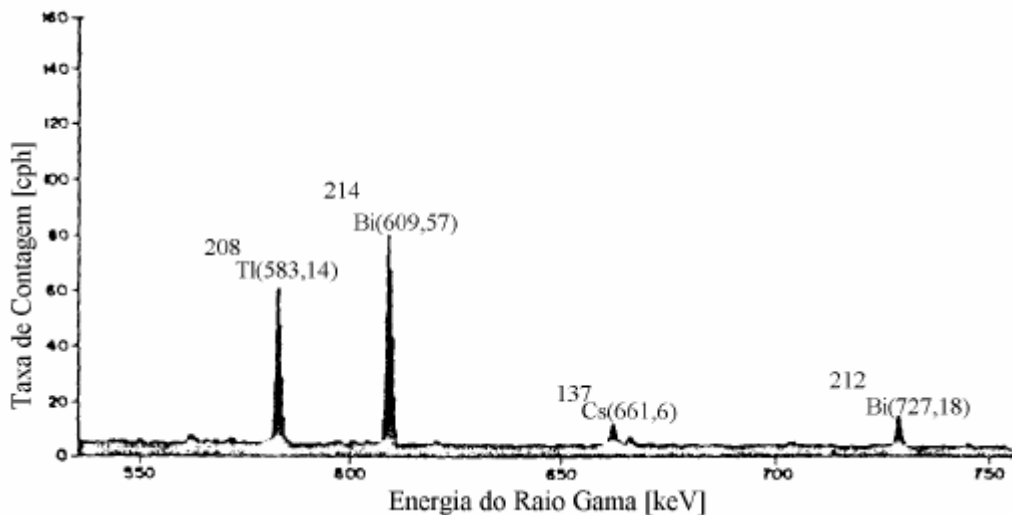


Figura 23 – Espectro de amostra de solo do hemisfério sul[38].

O fato da atividade do ^{137}Cs ser baixa nos solos do hemisfério sul, faz com que radionuclídeos presentes no espectro de fundo, com energia próxima à do raio gama do ^{137}Cs , possam interferir na área líquida sob o pico da linha do ^{137}Cs , se o detector ou a eletrônica não resolverem adequadamente a energia analisada. No item 3.2.2.1 foi apresentado que a resolução em energia do detector de HPGe utilizado é de 1,98 keV para o raio gama de 661,6 keV, o que indica que este é capaz de discriminar energias com a diferença entre elas de 2 keV para raios gama de energia próximas a 660 keV. Porém, neste trabalho tivemos alguns problemas com algumas amostras que apresentavam na espectrometria gama o pico do raio gama de 661,6 keV do radionuclídeo ^{137}Cs contaminado pelo pico do raio gama de 665,4 keV do radionuclídeo ^{214}Bi . A Figura 24 mostra o espectro da amostra A1 obtida com detector de HPGe e o analisador multicanal de 1024 canais para o tempo de medida de 3600 minutos. Observou-se que isto era devido ao fato do analisador multicanal utilizado distribuir o espectro de raios gama da faixa de 0 até 1500 keV entre os 1024 canais disponíveis. Uma maneira de solucionar esse problema seria utilizar uma placa multicanal com 4096 canais ou mais.

O objetivo inicial deste trabalho era de analisar as amostras com uma placa multicanal de 8192 canais, porém por problemas burocráticos a compra desta placa multicanal demorou quase um ano e, chegou ao laboratório quando todas as amostras já haviam sido analisadas empregando o analisador multicanal disponível e não havia mais tempo para realizar toda a análise novamente com a placa multicanal.

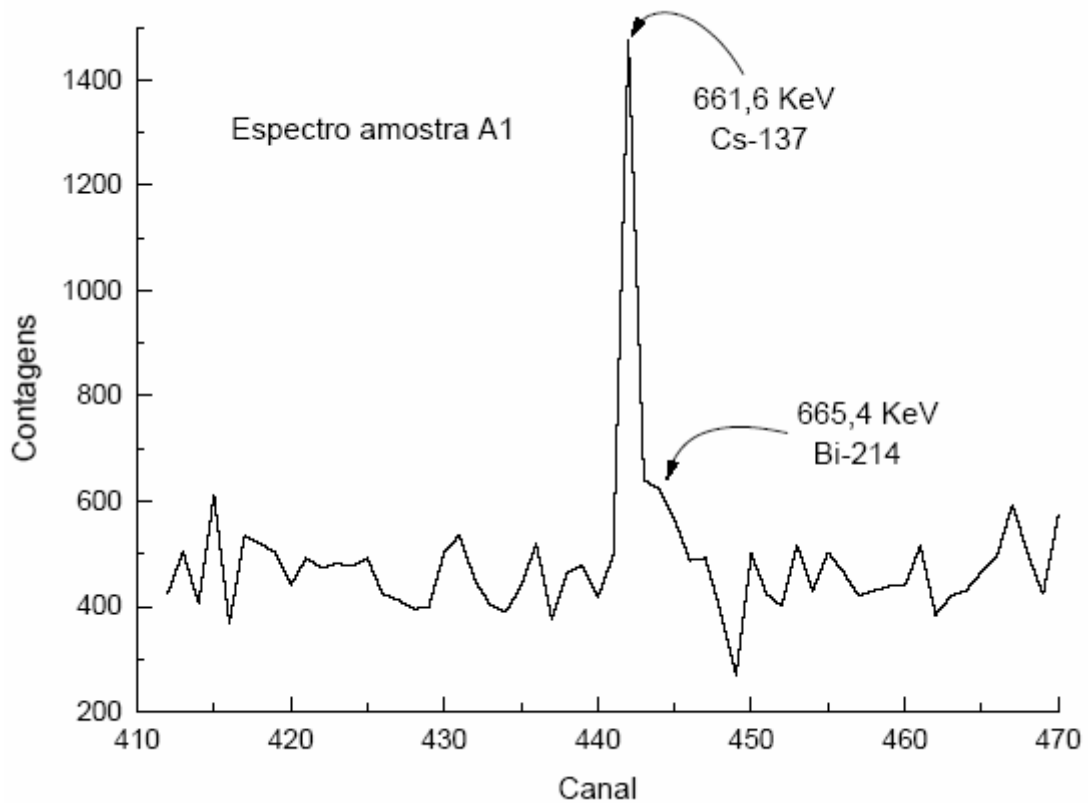


Figura 24 – Espectro da amostra A1 obtido com detector de HpGe e o analisador multicanal de 1024 canais para o tempo de aquisição de 3600 min.

A Figura 25 mostra o espectro da mesma amostra A1 obtida com o detector de HPGe e a placa multicanal Ortec de 8192 canais para o tempo de medida de 3600 minutos. A análise do espectro é feito pelo aplicativo Maestro™. Nesta figura observa-se que o pico do raio gama de 661,6 keV do ^{137}Cs está bem discriminado do pico de 665,4 keV do ^{214}Bi , pois a placa multicanal distribui o mesmo espectro de raios gama da faixa de 0 até 1500 keV entre 8192 canais.

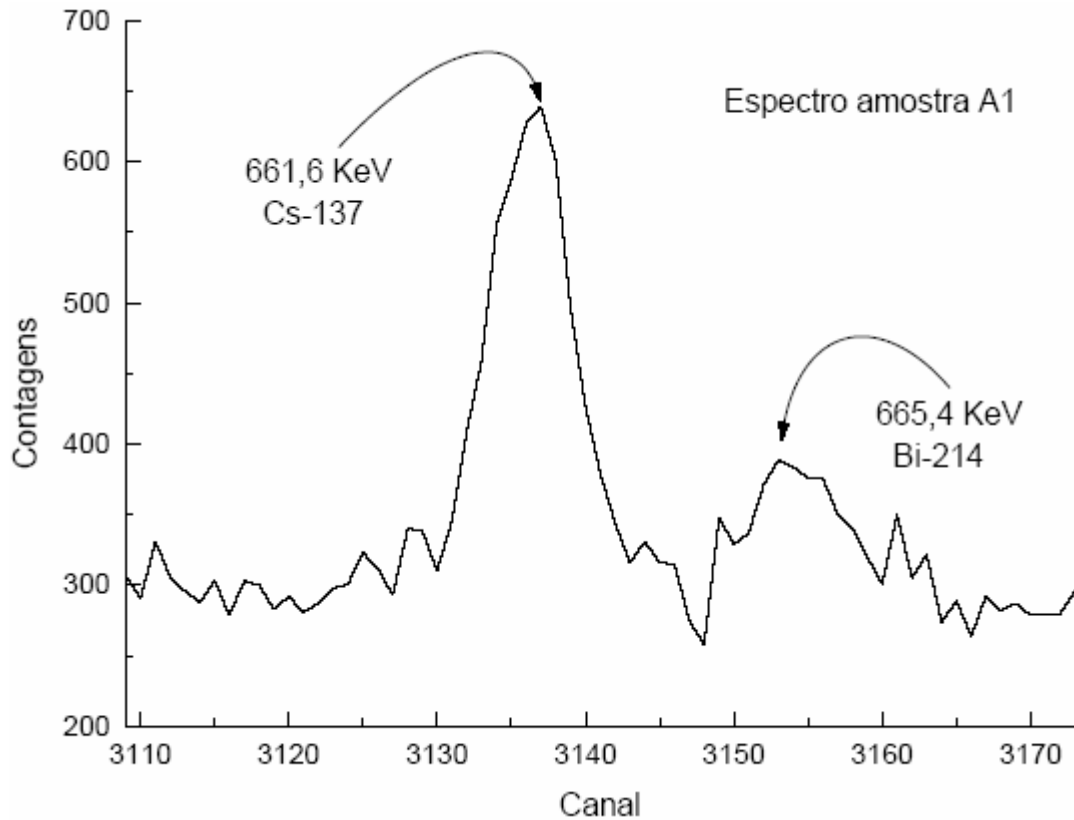


Figura 25 – Espectro da amostra A1 obtida com o detector de HPGe e a placa multicanal de 8192 canais para o tempo de aquisição de 3600 min.

Para se determinar o canal (ou regiões de canais) que está associado à energia de 661,6 keV (do raio gama emitido pelo ^{137}Cs) no analisador de espectro multicanal, é necessário fazer uma pré-calibração do multicanal. Para essa pré-calibração usou-se duas fontes seladas tipo pastilha, uma de ^{60}Co e outra de ^{137}Cs , com as quais determinou-se o canal associado à linha gama emitida de cada radionuclídeo, obtendo-se uma curva de calibração de energia *versus* canal representada na Figura 26.

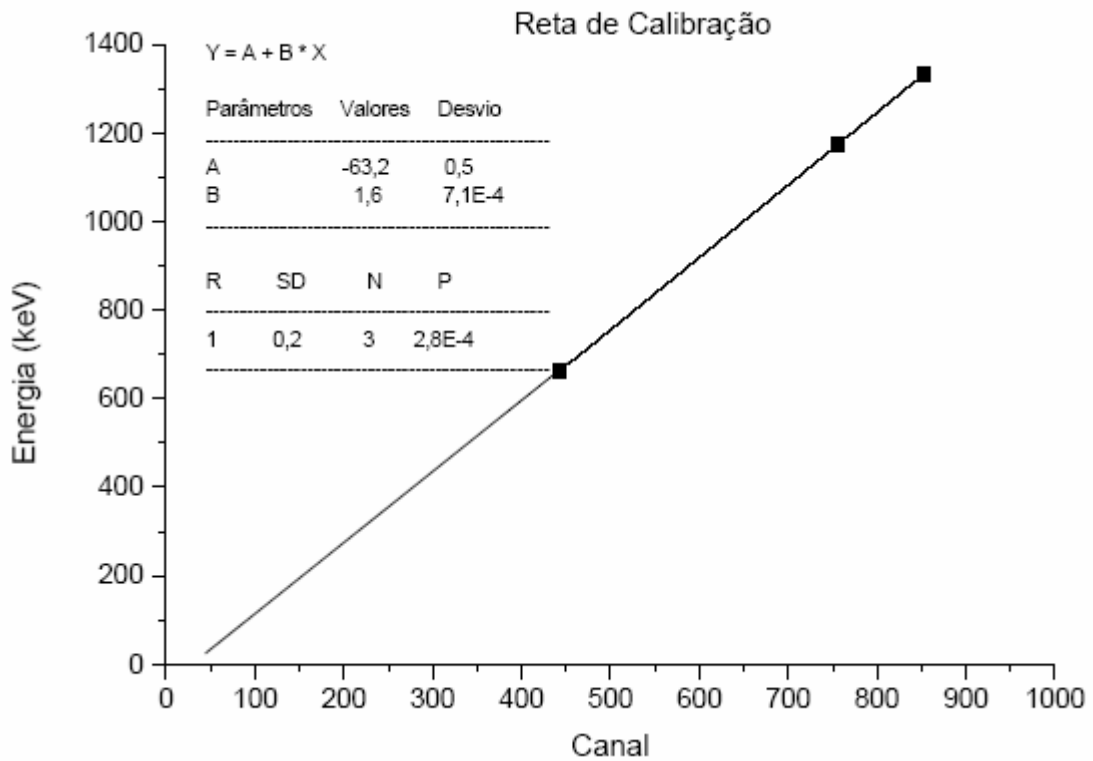


Figura 26 – Reta de calibração obtida com as fontes de ^{60}Co e ^{137}Cs no analisador multicanal.

3.3.3 Análise dos Espectros

Os espectros líquidos das amostras foram determinados fazendo-se a subtração do espectro de fundo do espectro bruto da amostra. Antes de fazer a subtração do espectro de fundo, este era normalizado para o tempo de medida da amostra (3600 minutos). Como o radionuclídeo de interesse neste estudo é o ^{137}Cs , trabalhou-se somente com a região de canais em torno do canal centroide do pico do ^{137}Cs . Estas análises foram realizadas utilizando-se dos aplicativos abaixo descritos.

3.3.3.1 Aplicativos ("softwares") utilizados

O aplicativo extensivamente usado nas análises foi o QuatroPro [41], com o qual foram preparadas as planilhas para a digitação dos dados dos espectros obtidos no

analisador multicanal. Neste aplicativo montou-se uma planilha na qual entrava-se com o espectro bruto da amostra e o espectro de fundo, e esta fornecia como resultado o espectro líquido da amostra. As planilhas do espectro líquido da amostra eram rearranjadas manualmente dentro do aplicativo QuatroPro, de forma que os arquivos pudessem ser utilizados no aplicativo Origin 3.5 [42], para construção dos gráficos dos espectros líquidos da amostra. No aplicativo QuatroPro também foram montados os arquivos para a análise das áreas pelo programa MCA2 [43]. O programa MCA2 foi utilizado na determinação das áreas líquidas sob o pico do radionuclídeo ^{137}Cs . Este programa fornece o resultado da área líquida em contagens, com o desvio na determinação da mesma, devido à contaminação do fundo Compton, que é descontado da área líquida do pico. Os resultados obtidos no programa MCA2 para as áreas do pico do ^{137}Cs nos espectros das amostras eram inseridos em planilhas do QuatroPro, que forneciam a atividade já corrigida para a data de amostragem, e as perdas ou ganhos de solo para as equações (6) e (10) dadas no item 2.6.2 e para a equação (18) dada no item 4.4.

4 RESULTADOS OBTIDOS

4.1 FATOR DE CALIBRAÇÃO

As amostras calibradas citadas no item 3.2.3.1 foram analisadas através dos programas e aplicativos citados no item 3.3.3.1, dando como resultado as áreas líquidas sob o pico da linha gama característica do radionuclídeo ^{137}Cs . Estas áreas foram utilizadas na equação (13) do item 3.2.3.2 para fornecer o fator de calibração α para cada amostra calibrada. A Figura 27 mostra o espectro da amostra calibrada de fator 0 com atividade de $3,8 \text{ kBq.kg}^{-1}$ para um tempo de contagem de 60 minutos.

Os valores obtidos do fator de calibração a são mostrados na Tabela 8, juntamente com o valor médio obtido, o qual foi utilizado para determinar as atividades das amostras coletadas na bacia hidrográfica do córrego Unda e da mata do IAPAR.

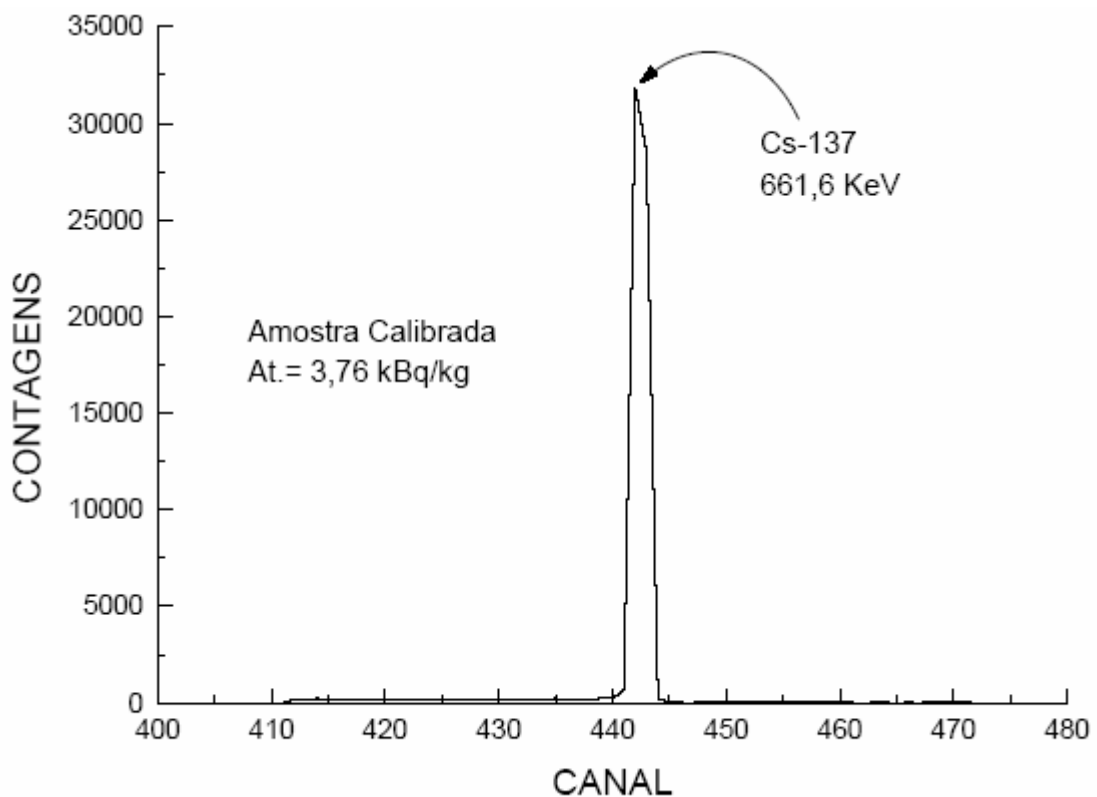


Figura 27 – Espectro da amostra calibrada "fator" 0 com atividade de $3,8 \text{ kBq.kg}^{-1}$.

4.2 ATIVIDADE DAS AMOSTRAS DA MICROBACIA DO CÓRREGO UNDA

A atividade das amostras dos transectos foi calculada com a ajuda da equação (13) do item 3.2.3.2 transformada para a seguinte forma:

$$As = \frac{\alpha \times N}{m} \quad (14)$$

onde:

- As é a atividade específica da amostra em Bq.kg⁻¹
- N é a área líquida sob o pico da linha gama característica do ¹³⁷Cs em cps
- m é a massa de amostra em kg
- α é o fator de calibração médio obtido das análises das amostras calibradas

Tabela 8 – Fator de calibração a determinado para as quatro amostras de solo calibradas resultando num valor médio de 291 ± 20 Bq.kg⁻¹.

Amostra *	Área líquida N (cps)	Atividade As (Bq.Kg ⁻¹)	Fator de calibração α (Bq.cps ⁻¹)
Fator 0	17,63 ± 0,09	3460 ± 170	294 ± 15
Fator 0	17,68 ± 0,07	3460 ± 170	294 ± 14
Fator 0	17,81 ± 0,07	3460 ± 170	291 ± 14
Fator 0	16,75 ± 0,07	3343 ± 167	299 ± 15
Fator 10	1,027 ± 0,008	210 ± 10	307 ± 15
Fator 10	1,018 ± 0,008	210 ± 10	309 ± 15
Fator 10	1,023 ± 0,008	210 ± 10	308 ± 15
Fator 10	1,016 ± 0,006	210 ± 10	310 ± 15
Fator 10	0,972 ± 0,006	200 ± 10	309 ± 16
Fator 100	0,195 ± 0,002	33,43 ± 1,67	258 ± 13
Fator 1000	0,0204 ± 0,0005	3,51 ± 0,20	259 ± 16
Fator 1000	0,0196 ± 0,0003	3,34 ± 0,17	256 ± 13

* Todas as amostras possuíam massa de 1,5000 ± 0,0005 Kg.

As áreas líquidas foram determinadas utilizando os programas e aplicativos citados no item 3.3.3.1. Para cada amostra de cada transecto foram realizadas três repetições, das quais foram obtidos valores médios mostrados na Tabela 9 para cada posição nos transectos. Da Tabela 9 pode-se observar que houve uma grande variação nas atividades obtidas, o que mostra que houve uma grande redistribuição de ^{137}Cs na microbacia.

Tabela 9 – Valores médios das áreas líquidas e das atividades das amostras nos transectos.

Transecto	Nº de repetições	Área líquida $\times 10^{-4}$ (cps)	Massa* (kg)	Atividade (Bq.kg ⁻¹)
A1	3	60 ± 5 (8%)**	1,7400	1,00 ± 0,11 (11%)
A2	3	95,3 ± 5,1 (5%)	1,7970	1,54 ± 0,13 (8%)
A3	4	66,8 ± 13,3 (20%)	1,7415	1,12 ± 0,23 (20%)
B1	3	89,6 ± 5,7 (6%)	1,6615	1,57 ± 0,15 (10%)
B2	3	77,6 ± 3,1 (4%)	1,5615	1,45 ± 0,11 (8%)
B3	4	63,6 ± 8,9 (14%)	1,6540	1,12 ± 0,17 (15%)
C1	3	90,2 ± 6,5 (7%)	1,4290	1,84 ± 0,18 (10%)
C2	6	83,3 ± 4,5 (5%)	1,5430	1,57 ± 0,14 (9%)
C3	3	41,6 ± 7,7 (18%)	1,8140	0,67 ± 0,13 (19%)
D1	4	43,2 ± 8,1 (19%)	1,1727	1,07 ± 0,21 (20%)
D2	3	18,7 ± 2,5 (13%)	1,3850	0,39 ± 0,06 (15%)
D3	4	52,8 ± 3,2 (6%)	1,3481	1,14 ± 0,10 (9%)
E1	7	35 ± 9 (26%)	1,5500	0,66 ± 0,17 (26%)
E2	3	39,7 ± 7,6 (19%)	1,5780	0,73 ± 0,15 (20%)
E3	4	45,4 ± 2,5 (5%)	1,4880	0,89 ± 0,08 (9%)
F1	5	101,7 ± 7,1 (7%)	1,5490	1,91 ± 0,19 (10%)
F2	4	113,7 ± 8,9 (8%)	1,4330	2,31 ± 0,24 (10%)
F3	5	112,1 ± 5,7 (5%)	1,5240	2,14 ± 0,18 (8%)
Referência	7	68,8 ± 2,7 (4%)	1,4410	1,39 ± 0,11 (8%)

* O desvio na massa foi de 0,0005 kg.

** Desvio percentual

4.3 ATIVIDADE DA AMOSTRA DE REFERÊNCIA

A amostra de referência foi determinada dentro da microbacia numa posição de floresta para representar o valor de entrada do "fallout" do ^{137}Cs na região. O valor médio da área líquida sob o pico da linha gama característica do ^{137}Cs obtida das sete repetições da análise da amostra de referência foi de $0,00688 \pm 0,00027$ contagens por segundo (cps) relativo a uma atividade de $1.39 \pm 0.11 \text{ Bq.kg}^{-1}$.

4.4 REDISTRIBUIÇÃO DE SOLO NA MICROBACIA DO CÓRREGO UNDA

A redistribuição de solo na microbacia do córrego Unda foi determinada usando as equações (6), (9) e (10) dadas no item 2.6.2.

A redistribuição de ^{137}Cs é dada pela equação (7) para as equações (6) e (10) e pela equação (8) para a equação (9), do item 2.6.2.

Usando a definição de atividade dada pela equação (14) do item 4.2, podemos representar os valores das concentrações de ^{137}Cs destas equações de redistribuição como segue:

$$C_{S_b} = \frac{\alpha \times N_b}{m_b} \quad \text{e} \quad C_{S_a} = \frac{\alpha \times N_a}{m_a} \quad (15)$$

onde:

- C_{S_b} é a atividade de ^{137}Cs na amostra de referência em Bq.kg^{-1}
- C_{S_a} é a atividade de ^{137}Cs na amostra de solo em Bq.kg^{-1}
- N_b é a área líquida sob o pico da linha gama característica do ^{137}Cs na amostra de referência em cps
- N_a é a área líquida sob o pico da linha gama característica do ^{137}Cs na amostra de solo em cps
- m_b é a massa da amostra de referência em kg
- m_a é a massa da amostra de solo em kg
- α é o fator de calibração médio em Bq.cps^{-1}

Fazendo as devidas substituições obtém-se que a equação (7) do item 2.6.2 torna-se:

$$X = \frac{N_b - N_a(m_b/m_a)}{N_b} \times 100 \quad (16)$$

e a equação (8) do item 2.6.2 torna-se:

$$^{137}C_{S_R} = \frac{N_a(m_b/m_a) - N_b}{N_b} \quad (17)$$

Estas equações fornecem valores iguais aos obtidos com as equações originais, porém quando levadas em conta no cálculo do desvio nas equações de perda ou ganho de solo apresentam um desvio bem menor do que as equações originais de redistribuição, pelo fato de não incorporar o desvio no fator de calibração a.

A equação (9) dada no item 2.6.2 tem os parâmetros da massa média de solo por hectare e do período de tempo decorrido desde o último "fallout" ocorrido. Para o solo da microbacia do córrego Unda tem-se que a massa média de solo do horizonte Ap em um hectare de densidade de solo estimada de $1,32 \text{ g.cm}^{-3}$ [44] e espessura média de 20 cm é de 2640 toneladas por hectare e o fator que corresponde ao período entre o último "fallout" ocorrido e a data de amostragem foi de 28 anos, de modo que a equação (9) dada no item 2.6.2, desenvolvida por Kiss et al.[33], ajustada para o nosso solo torna-se:

$$\text{Redistribuição de solo (ton.ha}^{-1}\text{ano}^{-1}) = \frac{(^{137}C_{S_R}).(2640 \text{ ton.ha}^{-1})}{28 \text{ anos}} \quad (18)$$

Usando estas equações em conjunto com as equações (6) e (10) dadas no item 2.6.2, determinou-se os valores de erosão para cada parcela dos transectos, os quais são dados na Tabela 10.

Tabela 10 – Valores obtidos para as perdas (sinal negativo) ou ganhos (sinal positivo) de solo para as posições nos transectos usando as equações (6), (10) e (18).

Transectos	Redistribuição de ^{137}Cs (%)	Equação (6)* $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}$	Equação (10)* $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}$	Equação (18) $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$
A1	28 ± 7	-44 ± 13	-0,26 ± 0,05	-23 ± 5
A2	-11 ± 7	---	---	9 ± 6
A3	20 ± 16	-30 ± 29	-0,14 ± 0,02	-16 ± 13
B1	-13 ± 8	---	---	11 ± 7
B2	-4 ± 6	---	---	3 ± 5
B3	19 ± 12	-29 ± 21	-0,14 ± 0,01	-16 ± 10
C1	-32 ± 11	---	---	27 ± 9
C2	-13 ± 7	---	---	11 ± 6
C3	52 ± 9	-93 ± 19	-1,52 ± 0,10	-43 ± 7
D1	23 ± 15	-35 ± 27	-0,18 ± 0,02	-19 ± 12
D2	72 ± 4	-136 ± 9	-6,47 ± 0,19	-59 ± 3
D3	18 ± 6	-27 ± 10	-0,13 ± 0,05	-15 ± 5
E1	53 ± 12	-95 ± 26	-1,61 ± 0,14	-43 ± 10
E2	47 ± 10	-83 ± 21	-1,08 ± 0,82	-39 ± 8
E3	36 ± 4	-61 ± 9	-0,48 ± 0,15	-30 ± 3
F1	-37 ± 11	---	---	31 ± 9
F2	-66 ± 15	---	---	55 ± 12
F3	-54 ± 10	---	---	45 ± 8

* As equações (6) e (10) só permitem calcular perdas de solo fornecendo valores positivos, os quais nesta tabela são apresentados com sinais negativos para homogeneidade de critério com a equação (18).

4.5 ATIVIDADE DAS AMOSTRAS DO IAPAR

As amostras de solo da mata do IAPAR foram coletadas para análise da difusão vertical do ^{137}Cs no solo. A área líquida sob o pico da linha gama característica do ^{137}Cs das amostras foram determinadas usando os programas e aplicativos citados no item 3.3.3.1. Os espectros dos perfis de solo de 0-10 cm, de 10-20 cm e de 20-30 cm da mata do IAPAR são mostrados nas Figuras 28, 29 e 30 para o tempo de contagem de 3600 minutos. A

Tabela 11 mostra os valores das atividades das amostras de cobertura e dos perfis de 0-10 cm, de 10-20 cm e de 20-30 cm de mata do IAPAR. Desta tabela pode-se observar que a maior parte de ^{137}Cs está concentrada na cobertura e no perfil de 0-10 cm, mostrando que o ^{137}Cs é rapidamente adsorvido pelo solo.

Tabela 11 – Valores médios das áreas líquidas e das atividades das amostras de cobertura e dos perfis de solo da mata do IAPAR.

Amostra	Massa* (kg)	Área líquida $\times 10^{-4}$ (cps)	Atividade (Bq.kg^{-1})
Cobertura	0,5250	$50,8 \pm 2,6$	$2,82 \pm 0,15$
Perfil 0-10 cm	1,3870	$169,4 \pm 6,2$	$3,56 \pm 0,13$
Perfil 10-20 cm	1,3120	$78,1 \pm 5,9$	$1,73 \pm 0,13$
Perfil 20-30 cm	1,2825	$12,6 \pm 4,3$	$0,28 \pm 0,10$

* O desvio na massa foi de 0,0005 Kg.

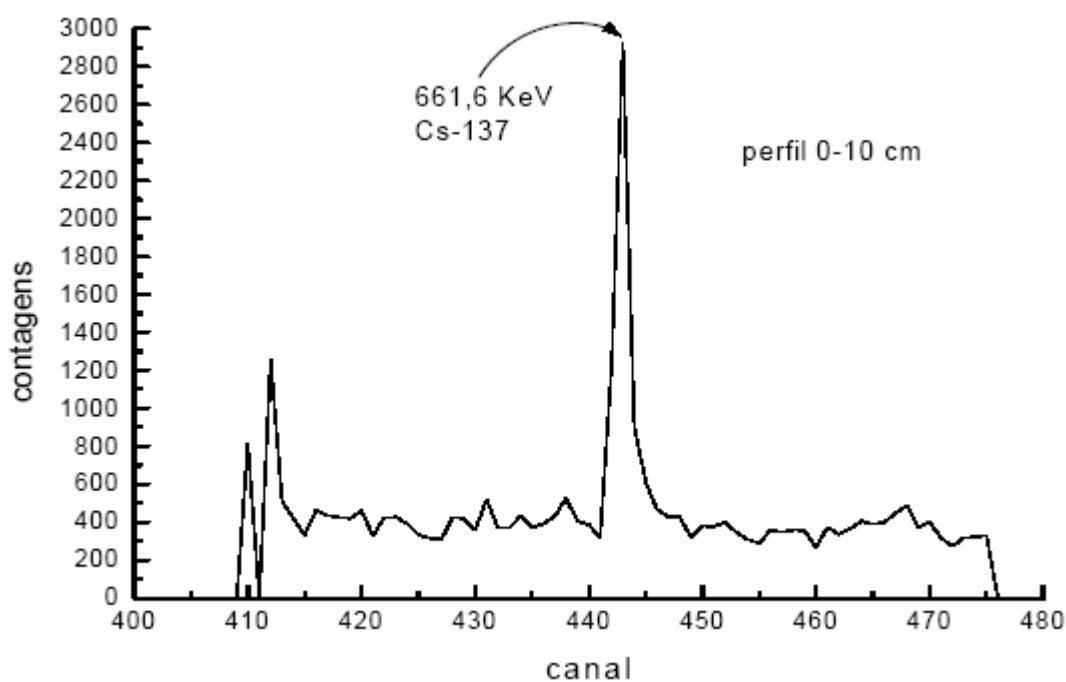


Figura 28 – Espectro da amostra de solo do perfil 0-10 cm da mata do IAPAR.

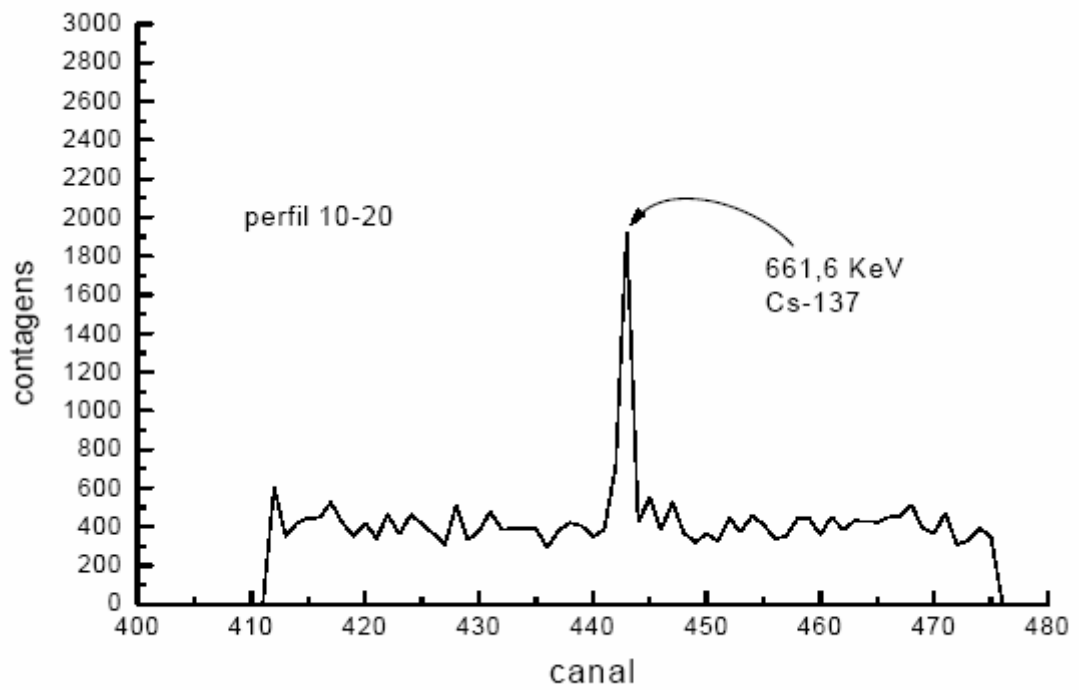


Figura 29 – Espectro da amostra de solo do perfil 10-20 cm da mata do IAPAR.

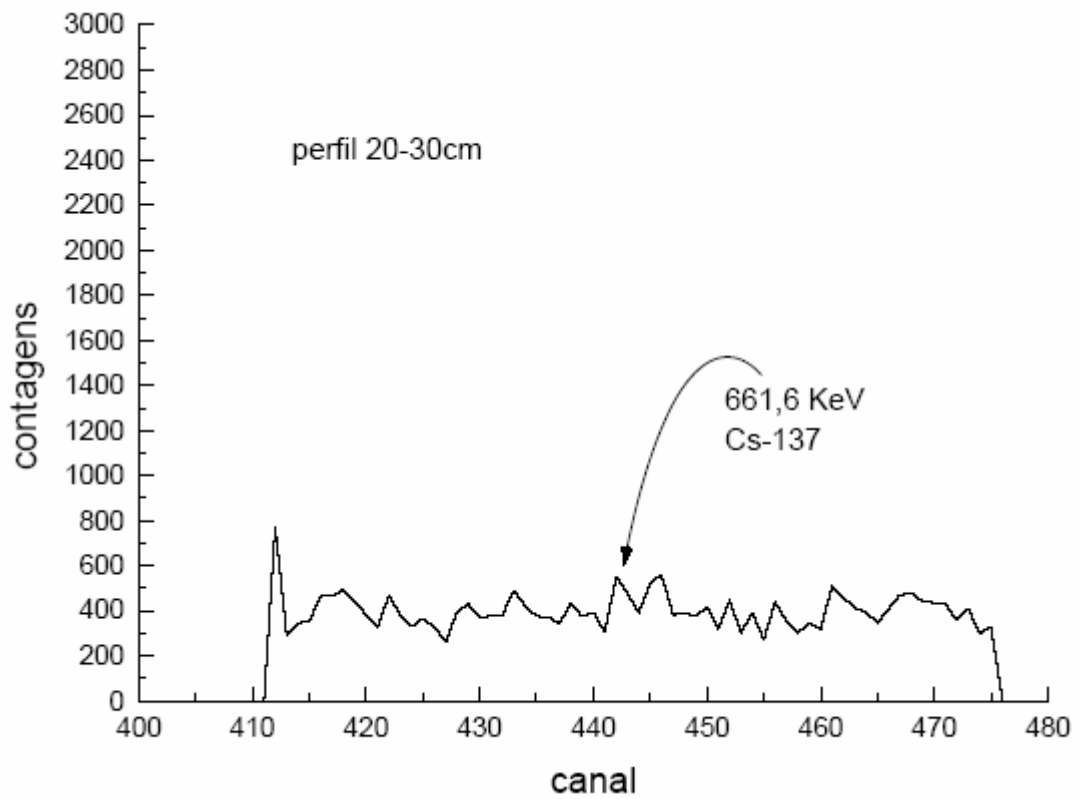


Figura 30 – Espectro da amostra de solo do perfil 20-30 cm da mata do IAPAR.

5 CONCLUSÕES

As atividades das amostras dos transectos da microbacia do córrego Unda apresentadas na Tabela 9 foram determinadas para um valor médio de área líquida obtido das três repetições feitas para cada amostra. Para algumas amostras foi necessário realizar mais de três repetições, pois apresentavam valores de área líquida dois desvios padrão fora da média obtida, os quais foram descartados após as novas repetições.

Para o transecto E1 foi calculada a média usando-se das sete repetições realizadas, pois nenhuma das medidas encontravam-se dois desvios padrão fora da média, entretanto eram valores muito dispersos como mostra o desvio calculado para a média desta amostra.

Para a amostra de referência foi calculada a média usando-se as sete repetições, pois todos os valores das repetições encontravam-se dentro de um desvio padrão e eram muito homogêneos, como mostra o desvio padrão para a média desta amostra.

Da Tabela 9 pode-se notar que a maior parte dos desvios percentuais das atividades calculadas pela equação (14), para as amostras dos transectos, tiveram valores maiores que os desvios percentuais das áreas líquidas, o que reflete a influência do desvio do fator de calibração na determinação das atividades.

Da Tabela 11 tem-se que o valor médio da atividade de ^{137}Cs no perfil de 0-20 cm das amostras de solo da mata do IAPAR de Londrina foi de $2,65 \pm 0,09 \text{ Bq.kg}^{-1}$, relativamente mais alta que a atividade de referência da mata natural da microbacia do córrego Unda, de $1,39 \pm 0,11 \text{ Bq.kg}^{-1}$, região distante aproximadamente 15 km do IAPAR. Essa diferença pode ser devido a uma variação na deposição de ^{137}Cs ou da sua homogeneização no solo, bem como da variabilidade espacial de deposição do ^{137}Cs na região, a qual não foi testada neste trabalho uma vez que só se coletou uma amostra em cada região de amostragem.

Da Tabela 10 pode-se observar que os valores obtidos para as perdas de solo entre as equações (6) e (18) são compatíveis quando comparados dentro de dois desvios padrão. Os valores obtidos para perdas de solo pela equação (10) mostra resultados da ordem de 100 vezes menor que os obtidos pelas equações (6) e (18). Segundo Walling & Quine[16], que também observaram essa discrepância quando realizaram um estudo de revisão do estado de arte desta metodologia, este contraste reflete as diferentes condições ambientais encontradas na Austrália, que inclui muito menor "fallout" de entrada do que nos Estados

Unidos e Canadá, e a natureza dos dados utilizados para deduzir esta relação. Na dedução desta relação, Elliott et al.[34] usaram dados obtidos para pequenos lotes de erosão (vinte e quatro de 100 m² e seis de 2 m²), que os autores indicaram ser pequenos para experimentar erosão de regos profundos.

A Figura 31 apresenta o histograma da perdas e ganhos de solo medidos para a microbacia do córrego Unda.

Da Figura 31 eda Tabela 10 observamos que 44% dos pontos de amostragem da região apresentam perdas de solo que variam de 16 a 43 ton.ha⁻¹.ano⁻¹, representando o grupo de maior freqüência. O segundo grupo de freqüências representa 22% dos pontos de amostragem da região, com um ganho de solo que varia de 3 a 11 ton.ha⁻¹.ano⁻¹. o terceiro grupo de freqüência representa 11% dos pontos de amostragem da região, com um ganho de solo que varia de 31 a 45 ton.ha⁻¹.ano⁻¹.

Efetuando o balanço entre as perdas e ganhos de solo da região, observamos que houve uma perda de solo de 111 ton.ha⁻¹.ano⁻¹ para a microbacia do córrego Unda, que está bem abaixo do valor médio obtido para a região de Londrina[45] de 888 ton.ha⁻¹.ano⁻¹, porém bem acima do limite de tolerância de perda de solo por erosão, para os solos da classe Latossolo Roxo, que é de 12 ton.ha⁻¹.ano⁻¹[46].

Apesar da tomada de dados não ter sido realizada com o equipamento inicialmente planejado, ou seja, a placa multicanal Ortec de 8192 canais, atingimos o objetivo principal que era o aprendizado, o domínio e a implementação da metodologia do ¹³⁷Cs no estudo da erosão de solo, realizando a aplicação deste método para uma microbacia no norte do Paraná.

Observou-se que a metodologia do ¹³⁷Cs aplica-se bem no estudo da erosão para solos paranaenses, entretanto, as equações utilizadas neste trabalho, discutidas no item 2.6.2, foram desenvolvidas para regiões onde as condições climáticas, o nível de ¹³⁷Cs presente no solo, as características de relevo e a pedologia do solo são diferentes da região estudada, de modo que a continuação desejável para esse trabalho seria a dedução de uma equação empírica relacionando o nível de erosão e o conteúdo de ¹³⁷Cs para solos paranaenses. Para o desenvolvimento desta equação empírica, iniciou-se a coleta de amostras de solo de parcelas onde se tem quantificada a erosão ocorrida, as quais serão analisadas por espectrometria gama para determinar o conteúdo de ¹³⁷Cs e então realizar uma correlação para se obter a equação desejada.

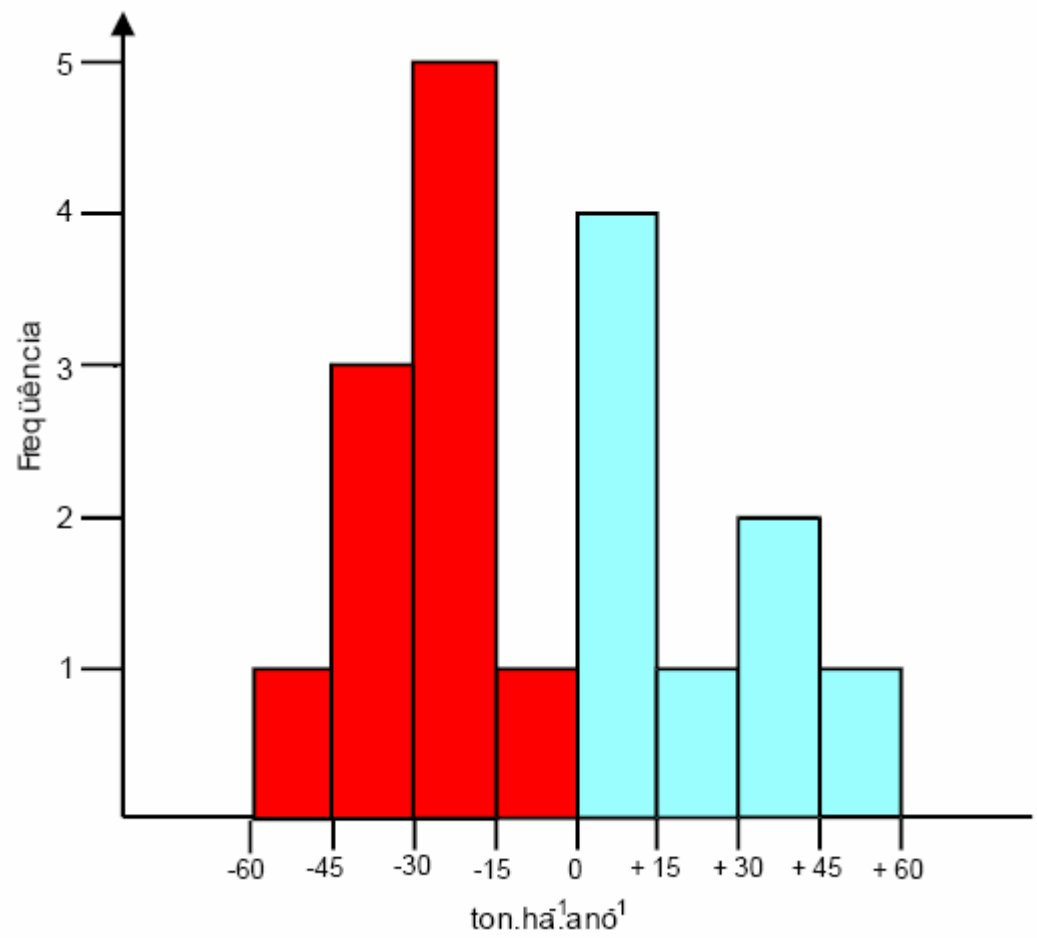


Figura 31 – Histograma das perdas (sinal negativo) e ganhos (sinal positivo) de solo da microbacia do córrego Unda em função da frequência observada, segundo valores da equação (18).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] KAPLAN, I. , 1963, Nuclear Physics, Addison-Wesley Publishing Co., Inc., pp. 430-432.
- [2] CURIE & Joliot, F., 1934, A New Type of Radioactivity, Nature, vol. 133, p. 201.
- [3] FERMI, E., 1934, Possible Production of Elements of Atomic Number than 92, Nature, vol.133, p. 898.
- [4] FERMI, Amaldi, D'Agostino, Rasetti, Segré, 1934, Artificial Radioactivity Produced by Neutron Bombardment, Proc. Roy. Soc. vol. A 146, p. 483.
- [5] OSADA, Jun'ichi, 1972, Evolução das Idéias da Física, Ed. Edgard Blücher Ltda., Ed. da Universidade de São Paulo
- [6] SEGRE, Emilio, 1964, Nuclei and Particles, W.A Benjamin, Inc. New York, pp. 487-503.
- [7] GLASSTONG, S. , 1964, The Effects of Nuclear Weapons, Oak Ridge, USAEC
- [8] BROWNE, E., DAIKIRI, J. M., DUEBLER, R. E., 1978, Tables of Isotopes, Edited by M. Lederer, V. S. Shirley, John Wiley & Sons Inc., New York, 7^a ed.
- [9] MAHAN, B. H., Química, 1970, Editora Edgard Blücher Ltda., Editora da Universidade de São Paulo, cap. 14-I, pp. 440-446.
- [10] SHEMBER, M. A, ERIKSOON, A, 1993, Sorption Behavior of Caesium in Various Soils, Journal Environ. Radioact., vol. 19, pp. 41-51.
- [11] SHEMBER, M. A, ERIKSOON, A, 1993, Exchangeability of Caesium in Various Soils, The Science of the Total Environmental, vol. 138, pp.271-279.
- [12] SCHULZ, R. K., OVERSTREET, R., BARSHAD, I., 1960, On the Soil Chemistry of Caesium -137. Soil Science, vol. 89, pp. 16-27.
- [13] HIRD, A B., RIMMER, D. L., LIVENS, F. R., 1996, Factors Affecting the Sorption and Fixation of Caesium in Acid Organic Soil, European J. of Soil Science, vol. 47, pp. 67-104.

- [14] HIRD, A B., RIMMER, D. L., LIVENS, F. R., 1995, Total Caesium Fixing Potentials of Acid Organics Soils, *J. Environ. Radioact.*, vol. 26, pp. 103-118.
- [15] RITCHIE, J. C., SPRABERRY, J. A, MCHENRY, J. R., 1974, Estimating Soil Erosion from the Redistribution of Fallout ^{137}Cs , *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, vol. 38, pp. 137-139.
- [16] WALLING, D. E., QUINE, T. A, 1990, Calibration of Caesium-137 Measurements to Provide Quantitative Erosion Rate Data, *Land Degradation & Rehabilitation*, vol. 2 , pp. 161-175.
- [17] OWENS, P. N., WALLING, D. E., 1996, Spatial Variability of Caesium-137 Inventories at Reference Sites: an Example from Two Contrasting Sites in England and Zimbabwe, *Appl. Radiative Isotopes*, vol. 47, pp. 699-707.
- [18] RITCHIE, J. C., MCHENRY, J.R., 1990, Application of Radioactive Fallout Cesium-137 for Measuring Soil Erosion and Sediment Accumulation Rates and Patterns: A Review, *J. Environ. Qual.*, vol 19, pp. 215-233.
- [19] BROUWER, S., THIRTY, Y., MYTTERRAERE, C., 1994, Availability and Fixation of Radiocaesium in a Forest Brown Acid Soil, *The Science of the Total Environment*, vol. 143, pp.183-191.
- [20] BLAGOEVA, R., ZIKOSKY, L., 1995, Geographic and Vertical Distribution of Cs-137 in Soils in Canada, *J. Environ. Radioactivity*, vol. 27, pp. 269-274.
- [21] BROWN, R. B., CUTSHALL, N. H., KLING, G. F., 1981, Agricultural Erosion Indicated by ^{137}Cs Redistribution : I. Levels and Distribution of ^{137}Cs Activity in Soil, *Soil Sci. Soc. Am. Journal*, vol. 45, pp. 1184-1190.
- [22] RENARD, K. G., FOSTER, G. R., WEESIES, G. A, PORTER, J. P., 1995, RUSLE Revised Universal Soil Loss Equation, *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 46, pp. 30-33.
- [23] FOSTER G. R., 1991, Advances in Wind and Water Erosion Prediction, *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 46, pp. 27-29.
- [24] OLSON, K.R., NORTON, L. D., FENTON, T.E., Lal,R., 1994, Quantification of Soil Loss from Eroded Soil Phases, *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 49, pp. 591-596.

[25] ROGOWSKI, T. A., TAMURA, T., 1965, Movement of ^{137}Cs by Runoff, Erosion and Infiltration on the Alluvial Captina Silt Loam, Health Physics, vol. 11, pp. 1333-1340.

[26] FREDERICKS, D. J., NORRIS, V., OERRENS, S.J., 1988, Estimating Erosion Using Caesium-137 Activity in a Soil, IAHS Publ., vol. 174, pp. 225-231.

[27] BASHER, L. R., MATTEWS, K. M., 1993, Relationship between ^{137}Cs in Some Undisturbed New Zealand Soils and Rainfall, Aust. Journal Soil Research, vol. 31, pp. 655-663.

[28] BROWN, R. B., CUTSHALL, N. H., KLING, G. F., 1981, Agricultural Erosion Indicated by ^{137}Cs Redistribution: II. Estimates of Erosion Rates, Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 45, pp. 1191-1197.

[29] MARTZ, L. W., de JONG, E., 1987, Using Cesium-137 to Assess the Variability of Net Erosion and its Association with Topography in a Canadian Prairie Landscape, Catena, vol. 14, pp. 439-451.

[30] De JONG, E., VILLAR, H., BETTANY, J. R., 1982, Preliminary Investigation on the Use of ^{137}Cs to Estimate Erosion in Saskatchewan, Can. J. Soil Sci, vol. 62, pp. 673-683.

[31] RITCHIE, J. C., MCHENRY, J. R., 1975, Fallout Cs-137: A Tool in Conservation Research, Journal of Soil and Water Conservation, vol. 30, pp.283-286.

[32] De JONG, E., WANG, C., REES, H. W., 1986, Soil Redistribution on three Cultivated New Brunswick Hillslopes Calculated from ^{137}Cs Measurements, Solum Data and the USLE, Canadian Journal of Soil Science, vol. 66, pp.721-730.

[33] KISS, J.J., de JONG, E., ROSTAD, H.P.W., 1986, An Assessment of Soil Erosion in West-Central Saskatchewan Using Cesium-137, Can. J. Soil. Sci. vol 66, pp. 591-600.

[34] ELLIOTT, G. L., CAMPBELL, B. L., LOUGHRAN, R. J., 1990, Correlation of Erosion Measurements and Soil Caesium-137 Content, Appl. Radiat. Isot., vol. 41, pp. 713-717.

[35] STRAHLER, A N., 1975, Classification of Global Climates, Physical Geography, 4^a. ed. New York, John Willey, Part 3, Chapter 14, pp. 243-245.

[36] I.E.E.E. Standard 325, 1971, (reaffirmed in 1979).

[37] KNOLL, G. P., 1989, Radiation Detection and Measurement, 2^a. ed., John Willey and Sons, pp. 84-87.

[38] GUIMARÃES, M. F., 1988, ¹³⁷Cs da Precipitação Radioativa ("fallout") no Estudo da Erosão e Sedimentação de Solo, Tese de Doutorado apresentada à Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo.

[39] SAKAI, T., 1977, Distribuição de ¹³⁷Cs nos Solos do Estado da Bahia, Dissertação de Mestrado apresentada à Universidade Federal da Bahia.

[40] SCHUCH, L. A., NORDERMANN, D. J. R., BARRETO, W. O., 1994, Natural and Artificial Radionuclides in Soils from Parana State, Brazil, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, vol. 177, pp. 39-49.

[41] QPRO VERSION 3.0, 1991, Borland International Inc. [42] Origin version 3.5, 1991-1994, Microcal Software Inc.

[43] NASCIMENTO FILHO, V. F., MARQUES, D. A., de NADAI, E. A., PESSEDA, L. C. R., FERRAZ, E. S. B., 1988, Programa em Basic para Microcomputador da Linha Apple para Interpretação de Espectros de Pulsos de Raios Gama em Sistema Detector de Alta Resolução, Proc. 2^o Cong. Geral de Energia Nuclear, pp.393-402.

[44] ROTH, C. H., de CASTRO FILHO, C., de MEDEIROS, G. B., 1991, Análise de Fatores Físicos e Químicos Relacionados com a Agregação de um Latossolo Roxo Distrófico, Revista Brasileira de Ciência do Solo, vol. 15, pp. 241-248.

[45] CASTRO FILHO, C. de, CATANEO, A, BISCAIA, R.C.M., 1982, Utilização da Metodologia de Wilkinson para Cálculo do Potencial Erosivo das Chuvas em 5 Localidades do Paraná, Revista . Brasileira de Ciência do Solo, vol. 6, pp.240-241.

[46] LOMBARDI NETO, F., BERTONI, J., 1993, Tolerância de Perdas de Terras para Solos do Estado de São Paulo, Instituto Agrônomo, Coordenadoria de Pesquisa Agropecuária, Secretaria da Agricultura do Estado de São Paulo, Boletim Técnico n^o 28.

[47] TASKAEVA, M., TASKAEV, E., PENELO, I., 1996, On the Preparation of Efficiency Calibration Standards for Gamma-ray Spectrometers, Applied Radioactivity Istopes, vol. 47, n^o 9/10, pp. 981-990.