

# CÉSIO - 137 DA PRECIPITAÇÃO RADIOATIVA ("FALLOUT") NO ESTUDO DA EROSÃO E SEDIMENTAÇÃO DE SOLO

MARIA DE FÁTIMA GUIMARÃES  
Engenheiro Agrônomo

Orientador: Prof. Dr. OCTAVIO FREIRE

Tese apresentada à Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", da Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Doutor em Agronomia, Área de Concentração: Solos e Nutrição de Plantas.

PIRACICABA  
Estado de São Paulo - Brasil  
Agosto - 1988

A meus pais,  
Maria Thereza e Oswaldo.

**DEDICO**

E aos meus irmãos,  
Maria Salete, Celina,  
José Oswaldo e José Eduardo.

**OFEREÇO**

## AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Octavio Freire, por sua orientação e pelos seus ensinamentos sempre precisos que muito me valeram profissionalmente;

Ao Prof. Dr. Swami Marcondes Vilella, a quem muito estimo e, que me iniciou e motivou na pesquisa de sedimentação;

Ao Prof. João Tavares Filho, pela amizade e por ter assumido sozinho todos os encargos da disciplina Uso e Conservação dos Solos;

Ao Departamento de Agronomia - CCA, da Universidade Estadual de Londrina que me liberou para fazer o curso;

Ao Departamento de Solos, Geologia Fertilizantes - ESALQ, seus docentes e funcionários, pela presteza com que me acolheram;

A Seção de Radioisótopos - CENA/USP que gentilmente me acolheu e onde pude realizar este trabalho;

Ao CAPES/PICD pela concessão da bolsa;

A Agência Internacional de Energia Atômica na pessoa da Sra. Diva Athié que financiou os equipamentos utilizados neste trabalho (Projeto Amazônia);

As profas. Maria Helena Moraes e Wolmar A. Carvalho pelas sugestões e ajuda na correção deste trabalho;

Aos amigos e colegas da seção de Radioisótopos Luiz Carlos Ruiz Pessenda, Maria Valéria Lopes Cruz, José Osório Bertoli, Elisabete A. De Nadai e Epaminondas S. de B. Ferraz que tão prontamente me acolheram e pela amizade que me dedicaram;

A Dorival Grisotto, Roberto Forti e Eleusa C.B. Brancalion, do Departamento de Solos, Geologia e Fertilizantes, pelos serviços de campo e laboratório;

A João Geraldo Brancalion, desenhista, que confeccionou todos os desenhos apresentados neste trabalho e as funcionárias da biblioteca do CENA, em especial, a Sra. Heidi Epiphanio, que sempre me atenderam com gentileza e disposição;

Aos amigos e colegas Amador Villacorta Mosqueira, Blancaluz Pinilla, Gilvan Wosiacki, Otavio Jorge Abi Saab, Regina Gomes Carneiro e Silvio José Bicudo, que sempre me incentivaram e apoiaram, especialmente nos momentos mais difíceis deste trabalho;

E, aos amigos Luiz Roberto Nogueira da Silva e Manoel Gimenez Ortis que gentilmente me ajudaram e, aos quais tive imenso prazer em conhecer;

Enfim, a todos aqueles que de alguma maneira contribuíram paa a realização deste trabalho.

### AGRADECIMENTO ESPECIAL

Ao Dr. Virgilio Franco do Nascimento Filho,  
que prontamente me acolheu na Seção de Radioisótopos, por  
sua orientação precisa, paciência e grande amizade, sem o  
que este trabalho não seria possível.

## SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS .....	x
LISTA DE TABELAS .....	xii
RESUMO .....	xv
SUMMARY .....	xvii
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA .....	3
2.1. Considerações gerais .....	3
2.1.1. Fissão nuclear .....	3
2.1.2. Os fragmentos de fissão na atmosfera .....	8
2.1.3. Distribuição de "fallout" .....	12
2.2. Césio - 137 .....	17
2.2.1. Césio - 137: produto de fissão ....	18
2.2.2. Esquema de decaimento .....	20

	Página
2.3. Comportamento do céσιο no solo .....	22
2.3.1. Adsorção de céσιο - 137 pelos minerais do solo .....	24
2.3.2. Distribuição de céσιο - 137 no solo .....	28
2.4. Redistribuição de céσιο - 137 no solo ....	32
2.4.1. Céσιο - 137 de "fallout" e os agentes físicos do solo .....	33
2.4.2. Erosão: métodos usuais e com compo- nentes de "fallout" .....	36
2.4.3. Evolução dos estudos de erosão utilizando céσιο - 137 .....	43
2.4.4. Taxa de deposição e datação de sedimentos .....	55
3. MATERIAL E MÉTODOS .....	61
3.1. Material .....	61
3.1.1. Características gerais da área de estudo .....	61



## Página

3.1.2. Vegetação e uso atual .....	61
3.1.3. Solo .....	63
3.1.4. Clima .....	64
3.1.5. Relevo .....	65
3.2. Mapas, fotografias aéreas, material de campo e escritório .....	65
3.2.1. Carta topográfica, carta de solos e fotografias aéreas .....	65
3.2.2. Equipamentos de campo e escritó- rio .....	67
3.3. Amostragem do solo .....	67
3.4. Análises químicas e físicas .....	69
3.5. Detecção de Cs - 137 .....	69
3.6. Eficiência de detecção .....	70
3.7. Cálculo da atividade de Cs - 137 .....	74
3.8. Cálculo das perdas ou ganhos de solo .....	76

	Página
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	79
4.1. Eficiência de detecção .....	80
4.2. Níveis de Cs - 137 para alguns locais do globo .....	80
4.3. Detecção .....	82
4.4. Nível base ou "input" de Cs - 137 .....	87
4.5. Atividade em Cs - 137 nos perfis de solo .	90
4.6. Distribuição de céσιο - 137 na bacia .....	101
4.7. Redistribuição de céσιο - 137 e solo na bacia .....	105
5. CONCLUSÕES .....	116
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	118
APENDICE .....	130

## LISTA DE FIGURAS

	Página
1 - Probabilidade de ocorrência de produtos de fissão do U - 235 para nêutrons térmicos .....	5
2 - Diagrama esquemático da atmosfera durante julho e agosto .....	11
3 - Localização da área de estudos no Estado de São Paulo .....	62
4 - Planta da bacia hidrográfica estudada com a localização dos caminhamentos A, B e C e respectivos pontos de amostragem .....	66
5 - Diagrama do sistema de detecção para medida dos raios gama emitidos pelo césio -137 e radionuclídeos naturais em solos .....	71
6 - Curva de eficiência de detecção para os raios gama de 662 keV de Cs - 137 em função da densidade do solo no copo Marinelli .....	81
7 - Parte do espectro de pulsos para a amostra de solo mais ativa em Cs - 137, visualizando os fotopicos do Cs - 137, e dos radionuclídeos naturais Tl-208, Bi-214 e Bi-212 .....	85

8 - Parte do espectro de pulsos para uma amostra de solo da região de Ebensee-Austria, visualizando os fotopicos do Cs - 137, e dos radionuclídeos naturais Tl-208, Bi-214 e Bi-212 .....	86
9 - Perfis de distribuição de Cs - 137 para os solos coletados na meia-encosta, zona de sedimentação e terço médio inferior da vertente .....	95
10- Distribuição de Cs - 137, de argila e de matéria orgânica, para o perfil 1 .....	98
11- Distribuição de Cs - 137, de argila e de matéria orgânica, para o perfil 2 .....	99
12- Distribuição de Cs - 137, de argila e de matéria orgânica, para o perfil 3 .....	100
13- Atividade em Cs - 137, localização dos pontos amostrados e respectivas elevações e uso da terra para o caminhamento A .....	106
14- Atividade em Cs - 137, localização dos pontos amostrados e respectivas elevações e uso da terra para o caminhamento B .....	107

## LISTA DE TABELAS

	Página
1 - Níveis de céσιο - 137 no solo para alguns locais do globo .....	83
2 - Atividade em Cs - 137 por unidade de massa e de área em amostras de solos não perturbados (pelo menos desde 1950) .....	89
3 - Atividade em Cs - 137 por unidade de massa e de área a diferentes profundidades no perfil 1, localizado no terço médio da vertente, sob culturas anuais .....	91
4 - Atividade em Cs - 137 por unidade de massa e de área a diferentes profundidades no perfil 2, localizado no terço médio da vertente, próximo ao canal de um terraço, em zona de reconhecida sedimentação .....	92
5 - Atividade em Cs - 137 por unidade de massa e de área a diferentes profundidades no perfil 3, localizado no início do terço médio inferior da vertente, sob reflorestamento de Pinus .....	93

6 - Atividade em Cs - 137 por unidade de massa e de área em amostras de 20 cm de profundidade do caminhamento A .....	102
7 - Atividade em Cs - 137 por unidade de massa e de área em amostras de 20 cm de profundidade do caminhamento B .....	103
8 - Atividade em Cs - 137 por unidade de massa e de área em amostras de 20 cm de profundidade do caminhamento C .....	104
9 - Uso atual, declividade, concentração e balanço de Cs - 137 para o caminhamento A .....	109
10- Uso atual, declividade, concentração e balanço de Cs - 137 para o caminhamento B .....	110
11- Uso atual, declividade, concentração e balanço de Cs - 137 para o caminhamento C .....	111
12- Características físicas das amostras do caminhamento A .....	131
13- Características físicas das amostras do caminhamento B .....	132

14- Características físicas das amostras do caminhamento C .....	133
15- Características químicas das amostras do caminhamento A .....	134
16- Características químicas das amostras do caminhamento B .....	135
17- Características químicas das amostras do caminhamento C .....	136

CESIO-137 DA PRECIPITAÇÃO RADIOATIVA ("FALLOUT") NO ESTUDO  
DA EROSAO E SEDIMENTAÇÃO DE SOLO

Autora: MARIA DE FATIMA GUIMARÃES  
Orientador: PROF. DR. OCTAVIO FREIRE

RESUMO

Foi realizado um estudo preliminar sobre a possibilidade do uso de césio - 137, componente do "fallout", para estimar a erosão e sedimentação do solo em uma pequena bacia hidrográfica no município de Piracicaba - SP.

Amostras de 3 perfis de solo e de 3 caminhamentos, abrangendo diferentes usos e manejos e diferentes graus de declive, foram coletadas e algumas características físicas e químicas foram analisadas além da radioatividade em Cs - 137.

Na detecção do Cs - 137 foi utilizada espectrometria gama de alta resolução (detector semicondutor de germânio acoplado a um analisador multicanal). Com base nessas medidas é apresentado uma discussão sobre os padrões



de "fallout" para os perfis e resultados de perdas e ganhos de solos para os caminhamentos.

A atividade em Cs - 137 para os locais amostrados indicou que este radionuclídeo está presente nos solos em quantidades extremamente baixas demandando um tempo de detecção de 10 a 24 horas para amostras de 800 a 1000 g de solo. Mesmo assim, esta metodologia poderá propiciar monitoramento da movimentação de solos sob diferentes usos e manejos e o acompanhamento da implantação de sistemas de conservação do solo no estudo de bacias hidrográficas.

CESIUM-137 RADIOISOTOPE, A FALLOUT COMPONENT, IN THE STUDY  
OF SOIL EROSION AND SEDIMENTATION

Author: MARIA DE FATIMA GUIMARÃES

Adviser: PROF. DR. OCTAVIO FREIRE

SUMMARY

A preliminary study on the possibility of using Cesium-137, a component of the fallout, to estimate soil erosion and sedimentation was carried out in a small watershed in Piracicaba, São Paulo.

Samples of three soils and of three transects, covering different soil use and management practices at different slopes were collected. Some physical and chemical characteristics were analyzed, and Cs-137 radioactivity measured.

High resolution gamma-ray spectrometry (Germanium detector coupled to a multichannel analyzer) was used to detect Cs-137. The fallout standards of the profiles fallout and results of soil losses and gains for the transects are discussed based on these measurements.

The Cs-137 activity in the sampled sites indicated that the radioisotope was present in very low quantities, requiring a detection time of about 10 to 24 hours for soil samples weighing 800 - 1000 g. Despite this fact, this methodology can be used to study the soils movement under different use and management practices. The monitoring of soil conservation systems in watershed studies might also be followed using this technique.

## 1. INTRODUÇÃO

A erosão hídrica é um dos principais agentes de degradação dos solos. Mesmo assim, estimativas de taxas de erosão e sedimentação associados a diferentes usos e manejos do solo são escassas e os métodos comumente empregados nas suas determinações são onerosos e demorados.

Os radionuclídeos provenientes de testes nucleares lançados na atmosfera têm sido depositados na superfície da Terra desde 1960 quando o maior "fallout" ocorreu. Um dos radionuclídeos mais abundantes do "fallout" é o céσιο - 137, o qual tem uma meia-vida relativamente longa (30,2 anos) e, em contato com o solo é prontamente adsorvido às partículas mais finas. Uma vez adsorvido, o Cs - 137 não é facilmente removido e desta forma, tem marcado de maneira única a superfície dos solos e, sua ocorrência e mobilidade estão associada aos processos de erosão e sedimentação dos solos.

Estimativas das taxas de erosão e sedimentação usando o método do Cs - 137 têm sido

relatadas por vários pesquisadores, especialmente para o Hemisfério Norte. Com o objetivo de verificar a possibilidade da utilização dessa metodologia para as nossas condições foram iniciados estudos em uma pequena bacia do município de Piracicaba - SP.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

A partir de um levantamento bibliográfico da literatura é mostrado que os níveis de césio - 137 ( $Cs - 137$ ) nos solos e sedimentos podem ser utilizados para identificação e quantificação dos processos de erosão e deposição em bacias hidrográficas.

### 2.1. Considerações gerais

O início da "Era Atômica" se deu com a detonação da primeira arma nuclear, no dia 16 de julho de 1945, em Alamogordo - Novo México. A corrida armamentista que se seguiu propiciou a contaminação do meio ambiente por materiais radioativos, denominados "fallout" radioativo.

#### 2.1.1. Fissão nuclear

O fenômeno da fissão nuclear foi descoberto em torno de 1934, quando Fermi e seus colaboradores começaram a bombardear o urânio com nêutrons para produzirem elementos de número atômico maior do que 92. Como resultado

dessas experiências, encontraram diversos núcleos atômicos conhecidos como produtos de fissão, que indicam que o urânio ou o tório, quando excitados podem partir-se de várias maneiras diferentes.

A fissão é um processo nuclear no qual um nêutron interage com um núcleo dito fissil, o qual se divide em dois núcleos menores e desiguais, na maioria das vezes, que são denominados "produtos de fissão". Sob condições apropriadas, nêutrons liberados nessa reação, induzem reações de fissão em outros núcleos físséis, num processo denominado "reação em cadeia". Os produtos de fissão são isótopos de átomos de número atômico bem inferior ao do urânio-235 ou plutônio-239 os quais, são na maioria dos casos, instáveis, devido ao excesso de nêutrons. Eles decaem usualmente, por emissão beta negativa ( $\beta^-$ ), até que a estabilidade nuclear seja atingida.

Não é possível predizer que núcleos vão ser formados em cada reação de fissão. A relação entre a massa de cada núcleo e a probabilidade de sua formação (rendimento de fissão), em reações de fissão, é representada por uma curva em forma de sela, com picos correspondentes a massas entre 90 e 95 e, 135 e 140 (Fig.1).

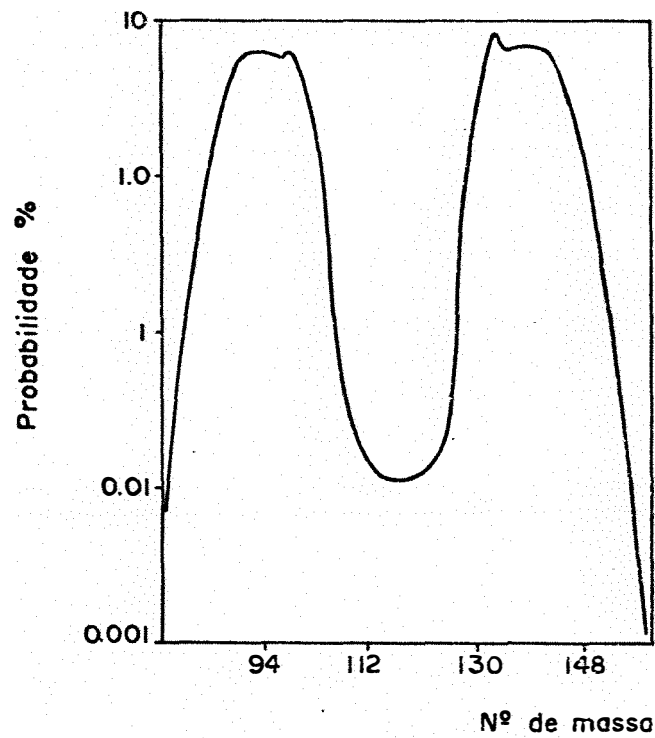
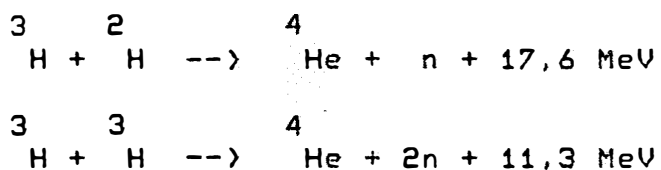


Figura 1 - Probabilidade de ocorrência de produtos de fissão do U - 235 para nêutrons térmicos (de Hyde et alii, 1964 em CHOPPIN & RYDBERG, 1985)



Nas primeiras armas nucleares, a explosão era causada por uma sequência muito rápida de fissões de núcleos de isótopos de U ou Pu "físseis". Tal sequência era iniciada quando um nêutron induzia uma reação de fissão em um núcleo de U-235 ou Pu-239 (VILLAR, 1981).

A etapa seguinte, no desenvolvimento das armas nucleares, foi a utilização da enorme quantidade de calor produzido numa bomba de fissão, para promover reações de fusão de núcleos de deutério e trítio. Tais reações, denominadas termonucleares, incluem as seguintes (EISENBUD, 1973):



Estas reações produzem mais energia por massa de material explosivo que as de fissão, e os nêutrons emitidos são rápidos o suficiente para induzirem reações de fissão em núcleos não físseis, com os do U-238. Desta forma, um dispositivo composto de uma bomba de fissão comum, circundado por uma mistura de deutério e trítio, encapsulado em U-238, seria muitas vezes mais potente que uma bomba de fissão pura com a mesma massa (EISENBUD, 1973). Tais armas ficaram conhecidas como "dispositivos termonucleares" ou "bombas H".

Em uma explosão nuclear, é produzida uma nuvem incandescente de gases e vapor, com alta temperatura, conhecida como "bola de fogo". O aumento da temperatura conduz a uma elevação das massas de ar até o nível em que se processa a recondensação desses produtos em pequenas aglomerações, as quais, vão se espalhar em diversas altitudes da atmosfera, criando os chamados "aerossóis radioativos artificiais" (Lambert, 1963, citado por SAKAI, 1977).

A altura atingida pela nuvem e seu diâmetro aumentam com a potência da explosão (HOLLAND, 1963 e EISENBUD, 1973). O resfriamento da nuvem ao ar favorece a formação de óxidos de produtos de fissão e nessa forma ou na forma metálica, é que ocorrem no "fallout" (HOLLAND, 1963).

Embora tanto as bombas de fissão pura, como as bombas H sejam responsáveis pela contaminação do ambiente com produtos de fissão, as bombas H são consideradas "limpas", pois, para a mesma potência, a contaminação produzida por uma bomba H é bem inferior à das bombas de fissão.

### 2.1.2. Os fragmentos de fissão na atmosfera

A detonação de armas nucleares de baixo poder explosivo (menor que 1 megaton) na superfície da Terra ou à baixa altitude, espalha os fragmentos de fissão apenas na troposfera. Os fragmentos maiores caem à terra, por efeito gravitacional, algumas horas mais tarde, sobre uma faixa de poucas centenas de quilômetros de comprimento sendo denominado "fallout" local (HOLLAND, 1963; GLASSTONG, 1964 e EISENBUD, 1973). Os menores (com diâmetro  $< 10 \mu\text{m}$ ) ficam suspensos na troposfera superior, de onde os ventos, predominantemente no sentido oeste-leste, os transportam ao redor do globo. Os fragmentos circundam a Terra num período de 4 a 7 semanas (GLASSTONG, 1964). Durante esse período todo o material é depositado pelas precipitações atmosféricas sobre a superfície da Terra, numa faixa de  $20^{\circ}$  a  $30^{\circ}$ , a partir da latitude de onde ocorreu a detonação (HOLLAND, 1963; GLASSTONG, 1964 e EISENBUD, 1973).

Nas explosões de maior potência ( $> 1$  megaton) grande parte da nuvem decorrente da explosão penetra na estratosfera (DAVIS, 1962; GLASSTONG, 1964 e EISENBUD, 1973), onde os ventos predominantes são leste-oeste. Da mesma forma que no "fallout" troposférico, os fragmentos menores da fissão formam uma faixa que circunda o globo na latitude da explosão. Entretanto, na estratosfera, o

movimento lento e a falta de umidade impedem a formação de núcleos de condensação e que os fragmentos sejam "lavados", fazendo com que o tempo de residência dos mesmos seja bastante longo. Este fato, associado com o movimento meridional, embora lento, em direção aos polos, tende eventualmente a espalhar a nuvem sobre todo o planeta. A passagem dos fragmentos para a troposfera causa o chamado "fallout" global (GLASSTONG, 1964).

A transferência dos fragmentos para a troposfera ocorre especialmente no início de primavera, quando do surgimento de descontinuidade na tropopausa, a médias latitudes, devido à sua ascensão com o aumento da temperatura do ar (Fig.2), (DAVIS, 1962 ; DAVIS et alii, 1962 ; GLASSTONG, 1964 e EISENBUD, 1973). A chegada do material radioativo ao solo também se explica pela incorporação de ar da estratosfera inferior ao da troposfera, devido à ascensão da tropopausa. A formação de nuvens nesta região, seguida da forte precipitação associada à primavera, seria responsável pelo maior "fallout" neste período (HOLLAND, 1963). Portanto, o ar que chega ao equador, proveniente de latitudes mais altas, está praticamente livre dos fragmentos de fissão. Como a tropopausa no equador 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 equatorial é muito inferior às encontradas à médias latitudes (GLASSTONG, 1964).

O tempo total que decorre entre a injeção dos produtos de fissão na estratosfera e o subsequente "fallout" varia de 5 a 6 meses a 5 anos ou mais, dependendo principalmente da latitude, da altitude e da data de injeção. Esse tempo é mais curto quando o fenômeno ocorre em altas latitudes e mais longo quando na região equatorial (GLASSTONG, 1964 e EISENBUD, 1973). O processo é explicado pelo esquema de circulação de ar na estratosfera, segundo o qual, a nuvem, após a injeção, se desloca em direção aos polos, de onde retorna para latitudes mais baixas, penetrando nas descontinuidades da tropopausa (KAROL & MALAKHOV, 1967). Numa mesma latitude, o tempo é mais longo quando a detonação ocorre no meio da primavera, e mais curto entre o final do outono e o início do inverno, devido à época de formação das descontinuidades da tropopausa. Para uma mesma latitude e data, o tempo aumenta com a altura da injeção, devido aos lentos movimentos verticais na estratosfera (GLASSTONG, 1964 e EISENBUD, 1973).

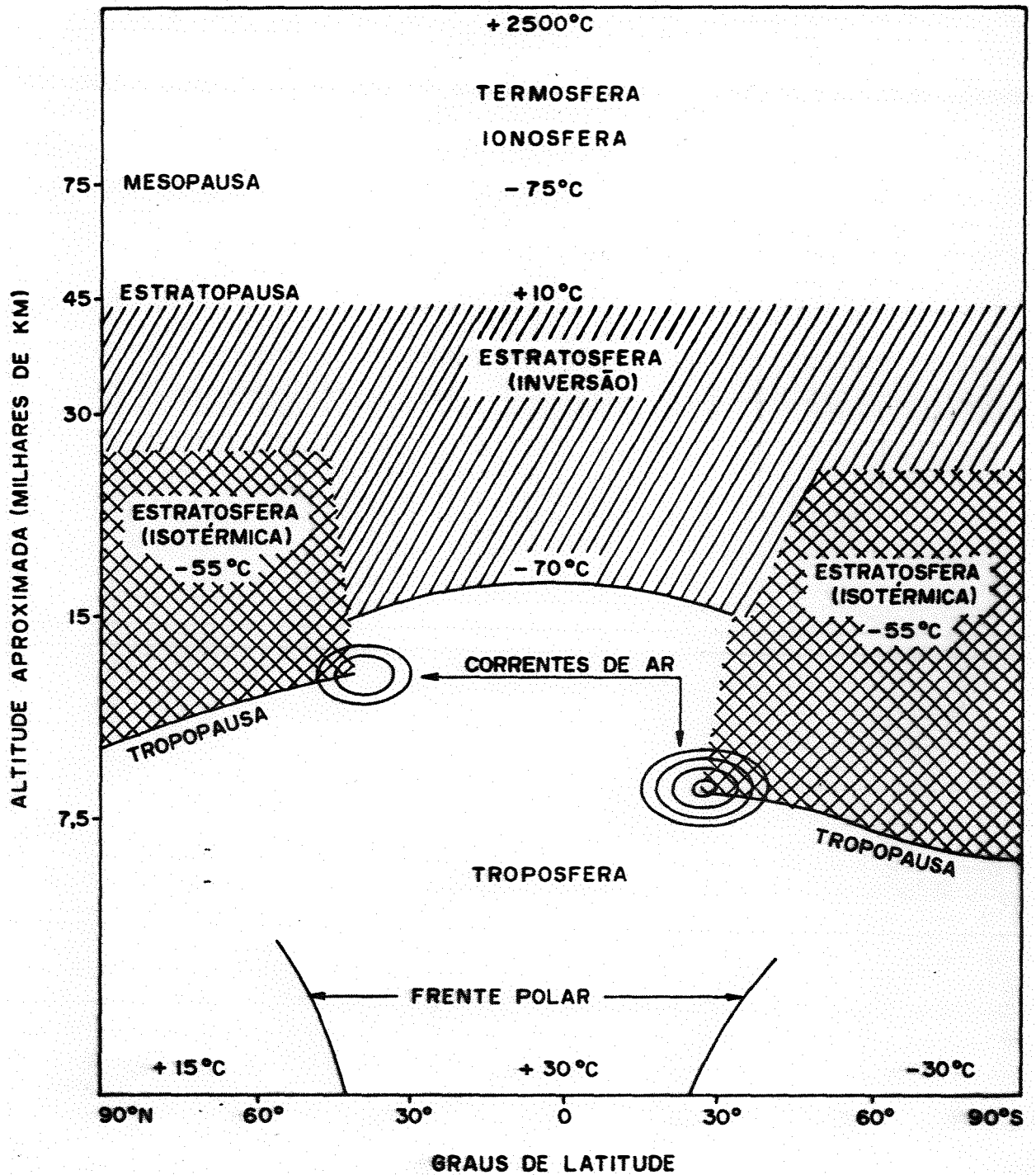


Figura 2 - Diagrama esquemático da atmosfera durante julho e agosto (VILLAR, 1981)

### 2.1.3. Distribuição de "fallout"

A lenta difusão dos fragmentos de fissão na estratosfera causa um maior "fallout" no hemisfério onde ocorreu a explosão. A maioria dos testes de armas nucleares foram realizados no hemisfério Norte, de forma que a distribuição do "fallout" mostra um pico distinto entre os paralelos de  $30^{\circ}$  e  $60^{\circ}$  N e, um pico menor e menos definido entre os de  $25^{\circ}$  e  $60^{\circ}$  S, com uma depressão bem pronunciada na zona do equador (DAVIS, 1962 ; DAVIS et alii, 1962 ; GLASSTONG, 1964 e LANGHAM, 1965).

A quantidade total de "fallout" no hemisfério Sul é mais baixa que no hemisfério Norte, como atestam os trabalhos realizados por SAKAI, 1977; McCALLAN et alii, 1980 e CAMPBELL et alii, 1982.

Numa mesma latitude, a deposição de "fallout" depende de alguns fatores, dentre os quais a quantidade de precipitação atmosférica e a topografia aparecem como os mais importantes. Embora o "fallout" possa ocorrer sem qualquer tipo de precipitação ("fallout" seco), há uma correlação significativa entre a deposição de "fallout" e as precipitações anuais (DAVIS, 1962; DAVIS et alii, 1962 e RITCHIE et alii, 1970).

SAKAI (1977) relata que a distribuição de Cs - 137 nos solos estudados é muito heterogênea, mas mantém uma ordem de grandeza característica de cada região climática. Comparando a atividade das amostras de duas regiões climáticas, a autora verificou que o teor médio de Cs - 137 nos solos da região úmida (1700 a 2000 mm) foi cerca de 40% maior que o da região seca (700 a 1000 mm) o que evidenciou que o fator preponderante na queda dos produtos de fissão é a precipitação úmida, sendo muito pequena a contribuição da precipitação seca.

Resultados semelhantes foram encontrados por KLINE et alii (1973) para os solos de Porto Rico, onde devido à localização da região foi possível ter diversas variações do índice pluviométrico. Os dados mostraram que a atividade dos solos mais úmidos (> 3000 mm de chuva) chega a ser 5 vezes maior que a da região mais seca (1000 a 1500 mm de chuva).

A quantidade de "fallout" é dependente das condições meteorológicas no período chuvoso, da quantidade de fragmentos radioativos presentes na atmosfera e da altitude na qual ele ocorre (Gibbs & Wilson, 1965 citados por McCALLAN et alii, 1980). Entretanto, apesar do "fallout" de Cs - 137 estar relacionado com a precipitação, a relação não é constante, variando no espaço e no tempo



(McCALLAN et alii, 1980).

A influência da topografia está ligada à acumulação da precipitação. Os níveis de deposição são mais altos em depressões quando comparados com as áreas adjacentes, dada à acumulação de neve ou chuva em tais pontos (DAVIS et alii, 1962 ; RITCHIE et alii, 1970 e SAKAI, 1977).

Devido ao longo tempo de residência dos fragmentos na atmosfera, somente os produtos de fissão com meias-vidas longas contribuem de forma significativa para a atividade do "fallout" em escala global.

Nas explosões nucleares, dos produtos de fissão de meias-vidas longas o bastante para aparecer no "fallout" atmosférico, o Sr - 90 ( $T_{1/2} = 28$  anos) e o Cs - 137 ( $T_{1/2} = 30,2$  anos) foram produzidos em grandes quantidades e são, portanto, os principais componentes do "fallout" global. Ressalte-se, ainda, que ambos têm precursores gasosos com meias-vidas não tão curtas (Kr - 90, 32 segundos, no caso do Sr - 90 e Xe - 137, 3,4 minutos, no caso do Cs - 137 ). Através de um efeito denominado "fracionamento", tais materiais tendem a aparecer preferencialmente nas partículas de menor diâmetro, que constituem o "fallout" estratosférico (DAVIS, 1962 e

HOLLAND, 1963).

O "fallout" em escala global teve início após os primeiros testes com armas termonucleares, as quais tiveram poder suficiente para injetar os fragmentos de fissão na atmosfera. Estes testes foram realizados pelos Estados Unidos, em 1952, com o nome de "Operação Ivy" (DAVIS, 1962).

A União Soviética e o Reino Unido desenvolveram então seus próprios dispositivos termonucleares e conseqüentemente, o número de detonações cresceu rapidamente alcançando um pico em 1957-1958. Em novembro de 1958, os testes foram suspensos, recomeçando em setembro de 1961 e atingindo um pico máximo, em 1962-1963, VILLAR (1981). E em agosto de 1963 foi assinado o "Nuclear Test Ban Treaty", restringindo os testes à detonações subterrâneas.

A maior parte do "fallout" aparece, em média, um ano após a explosão, e devido a isso, 1959 e 1964 foram os anos de ocorrência mais intensa. RITCHIE & McHENRY (1975), citando Hardy, 1975, assinalam um pico de "fallout" de Cs - 137 em 1963 e um outro secundário em 1959, enquanto que McCALLAN et alii (1980) identificaram picos em 1958, 1964 e 1971 para Brisbane - Austrália.

A França, a República Popular da China e a Índia não foram signatárias do tratado de 1963 e continuaram a realizar testes de armas nucleares na atmosfera; no entanto, a contribuição destes testes ao "fallout" global não foi significativa.

CAMPBELL (1983), analisando o padrão de deposição anual de três estações australianas, identificou o primeiro aparecimento de quantidades significativas de Cs - 137 em 1955-1956. Identificou também um "fallout" máximo em 1963-1964 e um decréscimo marcado na taxa de deposição de 1959 até 1962, a qual apareceu como o menor pico; e perturbações devidas aos testes nucleares atmosféricos chineses e franceses, continuando até ao final de 1970. Foi constatado, ainda, que tal padrão é similar ao de outras estações globais.

A maior parte do "fallout" ocorreu de 1956 até 1964, sendo a deposição de Cs - 137 relativamente pequena a partir de 1970 (MENZEL, 1987). Estima-se que 70% da deposição de Cs - 137 se deu entre 1959 e 1965, sendo que a deposição após 1966 foi praticamente nula (PEGOYEV & FRIDMAN, 1979).

As principais fontes de informação dos níveis de Cs - 137 no "fallout" estão nos vários relatórios de uma

rede de estações de monitoramento dos Estados Unidos e Reino Unido. Fontes suplementares incluem relatórios de medições nacionais individuais (Bonnyman et alii, 1972; Baltakmens & Gregory, 1977, citados por CAMPBELL, 1983). Na ausência de dados apropriados de "fallout" pode ser feita uma extrapolação de uma estação para outra, usando os procedimentos descritos por CHAMBERLAIN (1970) e ROBBINS & EDGINGTON (1975).

## 2.2. Césio - 137

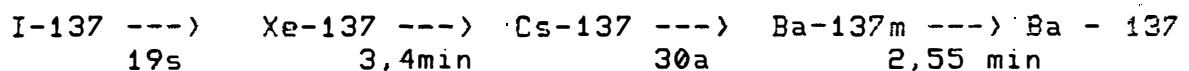
O césio é um dos metais alcalinos mais raros, cujo número atômico é 55 e tem, apenas, um isótopo natural, o Cs - 133, que é estável. O césio foi isolado por Kirchhoff e Bunsen, em 1860. Forma bases fortes e seus sais são, usualmente, solúveis em água. É o mais eletropositivo e mais ativo de todos os metais, sendo imediata a sua oxidação ao ar (DAVIS, 1962).

A ocorrência de césio na superfície da Terra é muito pequena e as suas propriedades químicas e fisiológicas são, de certa forma, semelhantes às do potássio. Está presente em tecidos vegetais e animais, da mesma forma que o potássio (DAVIS, 1962 e GLASSTON, 1964).

Com o advento da Era Nuclear, cresceu o interesse nas propriedades do césio-137 tendo em vista as grandes quantidades produzidas em reações de fissão nuclear.

### 2.2.1. Césio - 137: produto de fissão

A probabilidade de ocorrência de um nuclídeo de certa massa atômica depende do núcleo fissionado e da energia do nêutron que provoca a fissão. No caso do número de massa 137, a probabilidade para fissões produzidas por nêutrons térmicos é de 6,15% na fissão do U - 235 e de 6,63% na fissão do Pu - 239. Quando a fissão é induzida por nêutrons rápidos, como ocorre nas armas termonucleares, a probabilidade é de 6,2% na fissão do U - 238 (DAVIS, 1962). A série de massa 137 é a seguinte:



Os trabalhos sobre as propriedades do Cs - 137 começaram com a operação dos primeiros reatores nucleares. O fato deste radionuclídeo ser produzido em grandes quantidades e ter uma longa meia-vida, diferentemente dos outros produtos de fissão, propiciou numerosos trabalhos sobre o impacto radiológico da sua presença no meio ambiente, suas reações com os minerais do

solo e sua incorporação em vegetais, com vistas especialmente ao lançamento dos rejeitos radioativos.

Os testes de dispositivos termonucleares e o subsequente "fallout" estimularam os estudos referentes à distribuição do Cs - 137 nos solos de vários continentes; pois, o mesmo é produzido na razão de  $1,6 \times 10^5$  curies por megaton nas explosões nucleares (EISENBUD, 1973).

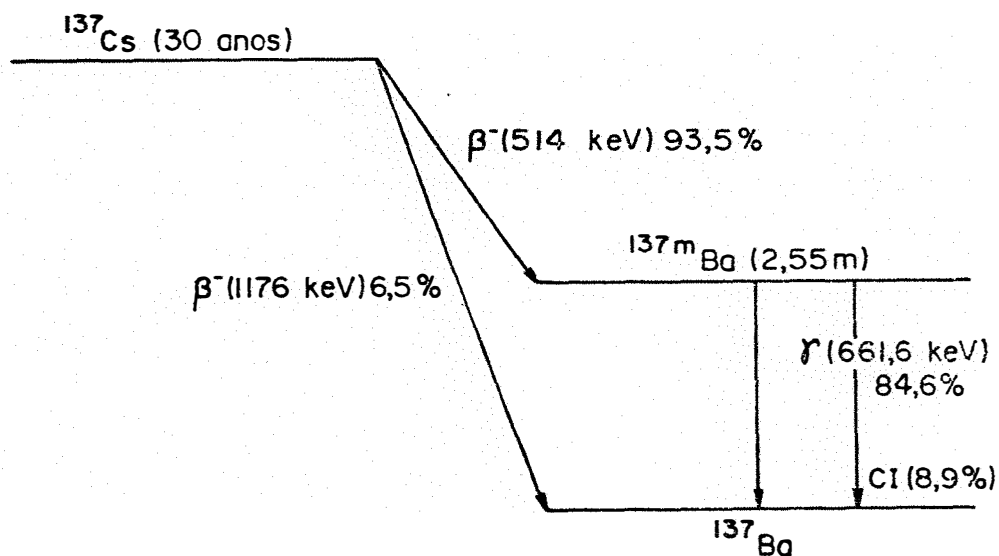
Tais estudos visavam, em alguns casos, a avaliação da contribuição do Cs - 137, produto de fissão, à dose da radiação ambiental; mas, estudos mais numerosos fixaram-se na presença do Cs - 137 na cadeia alimentar (DAVIS et alii, 1962; GLASSTON, 1964 e EISENBUD, 1973). Nesse último caso, o interesse não se baseou apenas na meia-vida e no tipo de radiação emitida pelo Cs - 137 e pelo seu descendente, mas, também, na meia-vida biológica deste radionuclídeo no homem, que cresce com a massa de cada indivíduo e que, para um adulto, situa-se na faixa dos 100 dias (DAVIS, 1962).

Mais recentemente, RITCHIE et alii, 1973; McHENRY & RITCHIE, 1977; McCALLAN et alii, 1980; DE JONG et alii, 1982; DE JONG et alii, 1983; LONGMORE et alii, 1983; McHENRY & BUBENZER, 1985; KISS et alii, 1986; LANCE et alii, 1986 e MENZEL et alii, 1987, dentre outros, têm estudado o

movimento das partículas do solo através da redistribuição do Cs - 137 depositado pelo "fallout", modificando, portanto, o enfoque dado ao estudo deste radionuclídeo no solo, do ponto de vista biológico ou acadêmico, para o de aplicações práticas. A distribuição do Cs - 137 na paisagem pode refletir a magnitude dos processos de erosão desde 1960, quando ocorreu o maior nível de "fallout".

### 2.2.2. Esquema de decaimento

O Cs - 137 é um emissor beta negativo com o seguinte esquema de decaimento (GOODIER et alii, 1975):



Pelo esquema de decaimento, o Cs-137, com a probabilidade de 93,5%, pode por emissão de partícula beta negativa de 514 keV de energia máxima, se transformar em Ba-137 m; este Ba-137 m, tem uma meia-vida característica de 2,55 minutos, passando a Ba-137 por emissão de raios gama de 661,6 keV ou por conversão interna. Dos 93,5 % átomos de Ba-137 m produzido, 84,6% atinge o estado estável por emissão de raios gama e 8,9% por conversão interna, com conseqüente emissão de elétrons da camada K e produção de raios-X do elemento bário (30-32 keV).

Com baixa probabilidade (6,5%), o Cs-137 pode se transformar diretamente em Ba-137 estável, por emissão de partícula beta negativa de 1176 keV de energia máxima.

O Ba - 137m tem uma meia-vida muito curta, quando comparada à do Cs - 137, estabelecendo-se condição de equilíbrio secular entre estes radionuclídeos. Este estado é atingido cerca de 15 minutos após a formação do Cs - 137, ou seja, em 15 minutos a atividade de Ba - 137m praticamente se iguala à do Cs - 137. Isto significa que, uma vez atingido o estado de equilíbrio secular, ocorre a emissão de raios gama de 662 keV em 84,6% das desintegrações do Cs - 137.



A emissão dos raios gama permite a detecção e avaliação dos níveis de Cs - 137, através da espectrometria gama, com uso de cristais cintiladores sólidos ou detectores semicondutor. A utilização de detectores semicondutor com alta resolução é imprescindível na avaliação dos níveis de Cs - 137 nos solos, principalmente, nos do hemisfério Sul, onde a quantidade do radionuclídeo é muito pequena em relação ao hemisfério Norte. Com um detector cristal cintilador sólido de NaI(Tl), de 8% de resolução, o fotopico seria de difícil quantificação, ficando sobreposto nas laterais dos fotopicos de Bi - 214 (609,32 keV) e Bi - 212 (727,18 keV), das séries do U - 238 e Th - 232, respectivamente (NASCIMENTO FILHO et alii, 1988).

### 2.3. Comportamento do céσιο no solo

O céσιο é um elemento que possui um raio iônico relativamente grande, da ordem de  $1,67 \text{ \AA}$  (Hodgman, 1963, citado por SAKAI, 1977), sendo, portanto, instável nas redes da maioria dos minerais encontrados no manto terrestre.

O cátion  $\text{Cs}^+$ , como outros cátions monovalentes, tem uma baixa energia de hidratação e é facilmente substituído, quando em superfícies de troca iônica dos minerais do solo, por cátions de alta energia de

hidratação, como o  $\text{Ca}^{++}$  ou o  $\text{Mg}^{++}$ . Por outro lado, os cátions monovalentes são fortemente fixados pelas argilas, o que sugere a existência de pontos de alta seletividade para a adsorção desses cátions. A existência desses pontos seletivos foi, a princípio, atribuída à coincidência entre o diâmetro dos cátions monovalentes e os espaços hexagonais que ocorrem entre os átomos de oxigênio dos planos basais de alguns minerais de argila. Embora essa explicação não possa ser totalmente descartada, considera-se, hoje em dia, que a baixa energia de hidratação dos cátions monovalentes seja o fator principal no efeito de adsorção seletiva das argilas. Estes cátions teriam capacidade de produzir a desidratação e o subsequente colapso da estrutura cristalina da argila, sendo, desta forma, retidos entre suas camadas (Sawhney, 1962 e Kaddah, 1968, citados por VILLAR, 1981).

Segundo os mesmos autores, pontos de alta seletividade para cátions monovalentes são típicos de micas e argilas derivadas diretamente destas, como as illitas. Tal seletividade seria devido especialmente, à maior densidade de carga do mineral de argila e à maior área de bordas quebradas. Assim, as micas têm maior seletividade para íons como o  $\text{K}^+$  e o  $\text{Cs}^+$ , dada às suas altas densidades de carga e grande porção de bordas quebradas causadas pela intemperização. Cátions, como o  $\text{K}^+$  e  $\text{Cs}^+$ , penetram entre as camadas pelas bordas, provocando o fechamento das mesmas

devido à forte atração eletrostática desses cátions com as cargas negativas, resultando na fixação dos cátions. Esta alta seletividade das micas restringe-se à baixas concentrações de cátions monovalentes, dado o pequeno número de pontos seletivos.

### 2.3.1. Adsorção de césio - 137 pelos minerais do solo

De acordo com TAMURA (1964) e LOMENICK & TAMURA (1965), as grandes quantidades de Cs - 137, produzidas pelas reações de fissão estimularam o estudo da adsorção deste radionuclídeo pelas partículas de solo, enfatizando o lançamento de rejeitos radioativos no meio ambiente.

Os testes de armas nucleares fizeram crescer ainda mais o interesse no comportamento do Cs - 137 no solo; pois, ao invés de sua presença, apenas, na vizinhança das usinas nucleares, o "fallout" causado pelos testes fez com que este produto de fissão fosse encontrado virtualmente em toda parte.

A maioria das pesquisas referentes às propriedades do césio no solo foram realizadas com a ajuda

de soluções de Cs - 137 livre de carregador (sem céσιο estável como carregador).

SCHULZ et alii (1960) observaram que a adsorção de pequenas quantidades de céσιο mostravam certas diferenças quando comparadas com grandes quantidades. A adsorção de macroquantidades de céσιο igualou e em certos casos, superou a capacidade de troca de cátions dos solos, medida com o método do acetato de amônio; embora, apenas, em algumas argilas o céσιο fosse retido de forma que pudesse ser considerado como fixado. Nas experiências com baixas atividades de Cs - 137 livre de carregador, a maioria dos solos foi capaz de retê-lo contra repetidas extrações com vários agentes, o que leva a crer que o céσιο seja adsorvido em quantidades ditadas pela capacidade de troca de cátions de cada solo; enquanto que a fixação deste elemento dependerá do número de pontos seletivos encontrados nos minerais componentes do solo. De fato, Smierzchalska (1975), citado por SAKAI (1977), verificou que o céσιο é facilmente adsorvido, chegando a 79,5% de adsorção, quando aplicado em concentrações baixíssimas em solos minerais. Em concentrações maiores, a fixação deste elemento varia muito com as características do solo, sendo muito pequena nos solos de baixa capacidade de adsorção como nos solos arenosos.

O Cs - 137 resultante dos rejeitos de usinas nucleares ou "fallout" radioativo é livre de carregador e ocorre em pequenas quantidades, comparado com a área do solo onde é espalhado, sendo, desta forma, fortemente retido nas partículas do solo. Embora certos pesquisadores prefiram considerá-lo como "lentamente substituível" ao invés de "fixado", várias experiências demonstraram que seu movimento por lixiviação ou outros processos químicos naturais praticamente inexistem (DAVIS, 1962 e MILLER & REITEMEIER, 1963).

Uma vez em contato com o solo, o Cs - 137 torna-se fortemente adsorvido às partículas mais finas, tanto as orgânicas como as minerais (ROGOWSKI & TAMURA, 1965; RITCHIE & McHENRY, 1975 e BALAKMENS & GREGORY, 1977) e o movimento subsequente por processos químicos naturais é limitado (TAMURA, 1964). Lomenick & Tamura, 1965; Carrigan et alii, 1967; Duursma & Bosch, 1970 e Duursma & Gross, 1971, citados por RITCHIE & McHENRY (1975) observaram que o Cs - 137, fixado nas partículas de sedimentos arrastados ou depositados, apresentava difusão ou troca química lenta em água.

TAMURA (1964) observou um interessante aspecto da adsorção seletiva do Cs<sup>+</sup>. Ela ocorre com a mesma eficiência na faixa de pH de 5 a 10, caracterizando sua

relativa insensibilidade ao pH do solo. DAVIS (1962) demonstrou que somente em pH abaixo de 3,5<sup>+</sup> verifica-se um decréscimo significativo na adsorção de Cs.

SCHULZ et alii (1960) estudando a química dos solos, especialmente com relação à fixação do céσιο, verificaram que os íons potássio, amônio e cálcio, presentes na amostra, reduzem significativamente a adsorção do Cs - 137 e que este fato é mais marcante nos solos arenosos do que nos argilosos.

EYMAN & KEVERN (1975) relatam que é rápida a adsorção de "fallout" pelos solos e sedimentos e que a superfície dos minerais do solo tem sido marcada continuamente, dependendo da concentração predominante de Cs - 137 no "fallout" total. Deve ser lembrado, entretanto, que após o pico de "fallout" o solo não segue o padrão de "fallout" atmosférico, o qual tem decrescido drasticamente (Stiller, 1979, citado por CAMPBELL, 1983).

Segundo PENNINGTON et alii (1973), RITCHIE et alii (1975) e ROBBINS & EDGINGTON (1975) o padrão de variação de "fallout" de Cs -137 através do tempo tem sido frequentemente registrado em camadas sucessivas de sedimentos acumulados, desenvolvidas numa sequência cronológica.

O céσιο - 137, utilizado em estudos recentes (RITCHIE & McHENRY, 1978 ; DE JONG et alii, 1983 ; LONGMORE et alii, 1983, dentre outros), para estimar a redistribuição dos solos no campo, apresenta uma tendência de distribuição na paisagem, podendo refletir a erosão e a deposição do solo, uma vez que é fortemente adsorvido as suas partículas.

### 2.3.2. Distribuição de céσιο - 137 no solo

O solo representa um reservatório importante para a contaminação de longo período no estudo dos movimentos dos materiais radioativos na biosfera. Entretanto, os trabalhos existentes, ainda, tratam apenas de alguns aspectos do comportamento desses produtos de fissão neste meio, devido à complexidade do problema, que envolve um grande número de parâmetros ambientais, tais como: físico-químicos, geoquímicos, pedológicos.

Dentre esses parâmetros, observou-se que a precipitação é um dos fatores que está mais diretamente ligado ao teor de Cs - 137 nos solos. Entretanto, EVANS & DEKKER (1968), verificaram que a concentração do céσιο não está ligada somente à quantidade de precipitação, mas, também, à sua distribuição durante o ano. LANCE et alii (1986) confirmam este fato e, enfatizam que as medições das

concentrações de Cs - 137, em solos não erodidos no sul dos Estados Unidos, indicaram que o "fallout" de Cs - 137 foi proporcional à precipitação anual média. EVANS & DEKKER (1968), comprovaram experimentalmente que o Cs - 137 se fixa com maior facilidade numa dada região, quando a mesma sofre processos alternados de umedecimento e secamento do que quando é mantida ou seca ou úmida. Observaram, também, que a fixação de céσιο é maior nos solos cultivados do que naqueles sem vegetação.

KLINE et alii (1973) verificaram que as altas atividades encontradas nos solos florestais não poderiam ser explicadas, apenas, pela precipitação; mas, que deveria haver alguma ligação com características da vegetação. Esta possui alta interceptação de aerossóis e além disso, diminui a atividade de revolvimento dos solos, fatores estes que combinados poderiam produzir os resultados observados. De fato, CAMPBELL (1983) verificou que o tipo e a qualidade de proteção, propiciada aos solos por diferentes coberturas de plantas, afetam a retenção e a distribuição de Cs - 137.

Gedeonov et alii (1963), citados por SAKAI (1977), mediram sistematicamente o teor de Cs - 137 nos solos da área de Leningrado, desde 1958 até 1962, e notaram o aumento gradativo da atividade radioativa devida à acumulação. Esses mesmos autores observaram, ainda, que uma



quantidade menor que 50% de Cs - 137 interceptado pela superfície da Terra é fixada nos solos superficiais e que esta retenção dos produtos de fissão depende muito do tipo de solo e das suas propriedades físico-químicas. LANCE et alii (1986), medindo concentrações de Cs - 137 em solos não erodidos, observaram que a sua distribuição no perfil estava mais relacionada com as propriedades do solo do que com a precipitação.

Segundo ROGOWSKI & TAMURA (1965) e PEGOYEV & FRIDMAN (1979), a distribuição do Cs - 137 resultante de rejeitos de usinas ou "fallout" radioativo, em solos virgens, mostram uma alta concentração deste radionuclídeo nos primeiros quatro a cinco centímetros de profundidade e sua concentração decresce exponencialmente com a profundidade do solo.

Os resultados de pesquisas, dentre as quais as de RITCHIE et alii (1970); McHENRY et alii (1973); BALTAKMENS & GREGORY (1977) e CAMPBELL et alii (1982), mostraram que, de fato, em solos virgens, o Cs - 137 é usualmente distribuído exponencialmente como uma função da profundidade nos primeiros 10 cm e, em alguns solos, a profundidade pode estender-se a 15-30 cm (BALTAKMENS & GREGORY, 1977 e BROWN et alii, 1981 a).

Diversos estudos sobre a distribuição do Cs - 137 de "fallout" em diferentes ecossistemas têm mostrado que esta é influenciada por muitos fatores físicos, químicos e biológicos (RITCHIE et alli, 1974; EYMAN & KEVERN, 1975 e RITCHIE & McHENRY, 1977). Além disso, mostraram que nenhum fator sozinho explica adequadamente a deposição do Cs - 137 nos solos e sedimentos nos ecossistemas estudados.

RITCHIE & McHENRY (1977) estudando a concentração de Cs - 137 em área nos solos de 13 bacias hidrográficas do oeste dos Estados Unidos encontraram valores entre 49 a 147 nCi.m<sup>-2</sup>. A variação da concentração de Cs - 137 nos solos das bacias foram atribuídas a fatores como as precipitações atmosféricas, a quantidade de césio - 137 no "fallout", aos diferentes teores de matéria orgânica e ao tamanho das partículas do solo que possibilitam a adsorção do césio.

Segundo os mesmos autores, 90% da variação no conteúdo de Cs - 137 na superfície dos solos por unidade de área de algumas bacias de clima árido dos USA foi explicada em termos da intensidade de "fallout", porcentagem de argila e silte e capacidade de troca de cátions do solo.

Para RITCHIE et alii (1970), a alta capacidade de troca de cátions da matéria orgânica do solo é

responsável pela elevada concentração de Cs - 137 de "fallout" na capa húmica sobrejacente aos horizontes minerais dos solos de florestas e encontraram em horizontes orgânicos até 90% do conteúdo total de Cs - 137 para um solo de floresta. De outra forma, parece não ocorrer na matéria orgânica, a "fixação" que ocorre nas partículas minerais do solo, pois esta apresenta quantidades desprezíveis de Cs - 137 (LOMENICK & TAMURA, 1965). Embora a matéria orgânica possua alta capacidade de troca de cátions, o Cs - 137 foi detectado nas camadas minerais de solos de florestas, sugerindo o transporte por lixiviação, causado por chuvas abundantes em áreas florestais que apresentavam quantidades significativas de Cs - 137, (RITCHIE et alii, 1970). Entretanto, SHIRAIISHI (1973), estudando a distribuição do Cs - 137 numa plantação de laranjas, concluiu que a razão de retenção desse radionuclídeo estava estreitamente ligada com o teor de humus do solo.

#### 2.4. Redistribuição de céσιο - 137 no solo

O movimento e redistribuição de Cs - 137 na bacia hidrográfica está relacionado ao movimento físico da argila e da matéria orgânica (RITCHIE & McHENRY, 1978) e, qualquer deslocamento deste radionuclídeo a partir de seu ponto original de deposição, ocorrerá quando a erosão e subsequente transporte de sedimentos do solo ocorrerem no

ecossistema.

#### 2.4.1. Césio - 137 de "fall out" e os agentes físicos do solo

Segundo McHENRY & RITCHIE (1977) o movimento do Cs - 137, produto de fissão, através de agentes químicos naturais não é significativo, e sua retirada do solo pelas plantas se processa em escala muito pequena. Portanto, quaisquer discrepâncias encontradas na distribuição vertical e/ou nas quantidades de Cs - 137 em solos de uma mesma região podem ser atribuídas à atuação de agentes físicos.

O Cs - 137 adere tão fortemente às partículas do solo que sua distribuição vertical mostra uma alta concentração no topo do perfil, diminuindo rapidamente com a profundidade (WALTON, 1963; ROGOWSKI & TAMURA, 1965; RITCHIE et alii, 1970; RITCHIE et alii, 1974b; McHENRY et alii, 1978 e PEGOYEV & FRIDMAN, 1979). Desta forma, locais não erodidos estáveis, tais como solos sob florestas e pastagem permanente, terão acumulado Cs - 137 nos primeiros 5 a 10cm do solo e, esses locais apresentarão perdas somente por decaimento radioativo (LOUGHRAM et alii, 1986). Por conseguinte, a distribuição de Cs - 137 em solos virgens é razoavelmente uniforme sobre extensas áreas, a não ser que a topografia seja acidentada com formação de depressões

notórias.

Em solos cultivados o Cs - 137 é distribuído uniformemente em toda a camada arada. Como esta camada tem usualmente em torno de 20 cm, o Cs - 137 é encontrado até esta profundidade, conforme demonstraram CLINE & RICKARD (1972); RITCHIE & McHENRY (1973) e RITCHIE et alii (1974b). Em solos cultivados sem aração, o Cs - 137 concentra-se essencialmente nos primeiros 10 cm do perfil, de acordo com estudos efetuados por CLINE & RICKARD (1972) e RITCHIE & McHENRY (1973b). Uma maior concentração de Cs - 137 foi observada nas depressões em relação às áreas adjacentes planas, devido à acumulação de água ou neve contendo produtos de fissão (DAVIS, 1962 e DAVIS et alii, 1962). De fato, RITCHIE et alii (1974a) e RITCHIE & McHENRY (1975), encontraram que o Cs - 137 foi exaurido nos pontos de erosão e concentrado nos de acúmulo, tal como nos fundos de vale e lagos de água doce e reservatórios. KISS et alii (1986), também observaram que as áreas de perda líquida de solo apresentaram quantidades reduzidas de Cs - 137, enquanto que, as áreas de deposição líquida estavam enriquecidas em relação às áreas não erodidas e não deposicionais.

O uso do Cs - 137 como um radiotraçador no estudo do movimento de partículas do solo foi sugerido com base nas propriedades deste radionuclídeo. O Cs - 137 pode

ser considerado como um traçador ideal no estudo dos agentes físicos do solo pois, aliados aos aspectos de seu comportamento no solo, estão características de ordem nuclear, como sua longa meia-vida e alta energia dos raios gama emitidos pelo seu descendente Ba - 137m, que tornam sua detecção relativamente fácil, se for encontrado em quantidades razoáveis no solo.

O uso de Cs - 137 para estimar a redistribuição do solo nas paisagens cultivadas requer a determinação do valor de "input" de Cs - 137, que pode ser obtido a partir de dados de "fallout" da estação de monitoramento contínuo mais próxima ou, a partir da concentração de área nos cumes de morros planos, adjacentes à área de estudo, onde se acredita não haver erosão ou deposição de solo (McCALLAN et alii, 1980). Sendo assim, o valor de "input" de Cs - 137 atua como valor de linha base e deverá ser estimado para se avaliar a redistribuição do solo num ponto qualquer. Este valor, segundo McCALLAN et alii (1980), é definido como o total de "fallout" de Cs - 137 em termos de atividade por área para o ponto ( $\text{mCi/km}^2$ ), corrigido para o decaimento até o ano de amostragem.

#### 2.4.2. Erosão: métodos usuais e com componentes de "fallout"

A erosão do solo e a deposição de sedimentos em zonas sujeitas à inundações, lagos e reservatórios é hoje um dos mais graves problemas enfrentados pelo homem. Ela remove a valiosa camada superficial e nutrientes das áreas de planalto, fazendo com que decresça assim a sua produtividade. Os solos mais produtivos estão rapidamente empobrecendo-se e conseqüentemente as terras de agricultura e pastagem estão requerendo cada vez mais tratamentos de conservação pela degradação sofrida.

O material erodido move-se nos canais e reservatórios, onde ocupa espaço. Desta forma, restringe o fluxo de riachos, afeta a vida aquática e altera a qualidade de vida química da água. Muitas tentativas têm sido feitas para estimar a erosão do solo e as taxas de deposição de sedimentos nos vales, riachos e reservatórios (Happ et alii, 1940; Wischmeier & Smith, 1965; Spraberry & Bowie, 1969; Task Committee, 1970 a,b, 1973; Dendy, 1974 e Musgrave, 1974, citados por RITCHIE & McHENRY, 1975). Esses estudos têm demonstrado que a medição de diferentes partes do ciclo da erosão é difícil e usualmente requer muitos anos, especialmente no caso de deposição de sedimentos.

Considera-se que um dos métodos mais efetivos de conservação do solo é o uso da terra segundo sua capacidade de uso ou aptidão agrícola. Estimativas de perdas de solo sob diferentes práticas de manejo têm sido feitas mas, elas são geralmente poucas e isoladas e são potencialmente imprecisas para serem de real valor aos planejadores da terra (LOUGHRAN et alii, 1986).

Os dados de erosão mostram considerável variação de ano para ano, e assim sendo, parcelas de erosão devem ser monitoradas por muitos anos antes que médias significativas de perdas de solos possam ser calculadas. Tais parcelas têm se demonstrado inestimáveis, mas são trabalhos intensivos e difíceis e provêm valores de erosão para um único tipo de solo e uma única classe de declive.

MERMUT et alii (1983) estimaram erosão usando uma técnica de análise da paisagem que consistiu em comparar a espessura do horizonte A natural, próximo à área de estudo, com a do horizonte A sob cultivo.

Simuladores de chuva e túneis eólicos podem ser usados para estudar os fatores que afetam o processo de erosão mas, é difícil extrapolar as perdas de solo observadas para as condições naturais (Mech, 1965, Fryear & Lyles, 1977, citados por DE JONG et alii, 1983).



A Equação Universal de Perdas de Solo (WISCHMEIER & SMITH, 1962) foi desenvolvida para prever as perdas potenciais de solo de terras cultivadas. Foram feitos refinamentos desta equação para terras de pastagem em campo aberto e de florestas (WISCHMEIER & SMITH, 1965) e também, para predizer perdas de solo por erosão hídrica (WISCHMEIER & SMITH, 1978), a qual é largamente utilizada. No entanto, a Equação Universal de Perdas de Solo fornece somente perdas médias para erosão laminar e não inclui as perdas por erosão em voçorocas. Vale ressaltar que para o Brasil, não foram avaliados todos os parâmetros necessários para o seu emprego, principalmente os fatores chuva, cultura e erodibilidade dos diferentes solos. As dificuldades aumentam, pois, muitas das terras cultivadas têm uma topografia irregular e acidentada, onde erosão e deposição ocorrem ao mesmo tempo ou podem ocorrer numa pequena distância.

Uma das limitações da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS), a qual tem sido salientada claramente por WISCHMEIER (1976), é que a equação prediz somente a perda de solo por erosão laminar e em sulcos. A EUPS também não revela nada sobre quaisquer mudanças na distribuição de solo no campo ou armazenamento em "fans" aluviais ou em zonas sujeitas à inundações (CAMPBELL, 1983). Para MCHENRY & RITCHIE (1977) "um cientista do solo experimentado pode

identificar áreas de erosão e deposição, mas não terá base para estimativas de taxas".

O Cs - 137 é em sua maior parte encontrado em associação com as argilas e a matéria orgânica, ou seja, as frações mais susceptíveis à erosão. Desta forma, a erosão é um dos processos físicos responsáveis pelo transporte dos produtos de fissão (McHENRY & RITCHIE, 1977).

Provavelmente a primeira menção do uso de radionuclídeos depositados pelo "fallout" em estudos de erosão é devida a MENZEL (1960). O autor relacionou perdas de Sr - 90 com as de solo em parcelas de erosão e, seu trabalho tratava do transporte deste radionuclídeo por deflúvio em campos com diversos tipos de culturas. FRERE & ROBERTS (1963) estenderam esta idéia medindo a perda de Sr - 90 do "fallout" em campos cultivados, comparando os resultados obtidos com pastagens, que por hipótese, não teriam sofrido perdas. Estes autores encontraram que de 1/3 a 2/3 do radionuclídeo foi removido dos campos cultivados por deflúvio e erosão.

O Cs - 137, que difere do Sr - 90 por restringir-se à superfície do solo, seria certamente um traçador superior visto ser a erosão um fenômeno

essencialmente superficial. Este fato, fez com que ROGOWSKI & TAMURA (1965) estudassem o movimento de Cs - 137 no solo, sob a ação de agentes físicos. No decorrer de um estudo de 2 anos, as perdas de solo por erosão de 53, 2,5 e 0,9 toneladas/ha foram associadas às perdas de Cs - 137 de 43, 19 e 7%, sobre parcelas de 2,3 x 2,3 m em amostras de solo nú, de grama aparada e de grama alta, respectivamente. As perdas de Cs - 137 por deflúvio e erosão, à partir de amostras cobertas de vegetação, ocorreram primariamente nos estágios iniciais seguidos à aplicação, devido à lavagem da vegetação, a qual se deu a uma taxa aproximadamente dez vezes mais elevada que a esperada sobre a base da perda de solo nú. Evidências de redistribuição de Cs - 137 foram encontradas por técnicas de amostragem e de análise, as quais facilitaram um balanço de material. A absorção de Cs - 137 pela nova vegetação correspondeu a uma pequena fração do total aplicado originalmente. ROGOWSKI & TAMURA (1970) estabeleceram uma relação empírica entre a perda de césio e a perda de solo sob a forma:  $Y=A(x/b)^n$ , onde Y representa a perda de Cs; x, a perda de solo; b, uma constante; A, uma constante de proporcionalidade e; n, um expoente. Esses resultados indicaram que o movimento de radionuclídeos por deflúvio e erosão pode ser significativo.

Um grande avanço ocorreu quando RITCHIE et alii (1974a) mostraram que houve uma relação entre perdas de

erosão calculadas pela EUPS de WISCHMEIER & SMITH (1962, 1965) e perda de Cs - 137 de "fallout" de solos sob diferentes usos da terra. A perda de Cs - 137 dos solos foi calculada subtraindo o valor medido de Cs - 137 daquele estabelecido para locais de referência, ou seja, locais onde não houve erosão ou deposição. Análises de outros resultados de Cs -137 publicados juntamente com os dados deste trabalho, mostraram a existência de uma relação logarítmica entre perda de solo e de Cs - 137 através da equação  $Y = 1,6 \times X^{0,68}$ , onde, Y representa a perda de radionuclídeo expressa como uma porcentagem do "input" de radionuclídeo, e X, a erosão do solo, em toneladas por hectare.

RITCHIE et alii (1974b) calcularam um balanço para a distribuição de "fallout" de Cs - 137 para três pequenas bacias hidrográficas ao norte do estado do Mississippi. As bacias eram utilizadas respectivamente com floresta, pastagem e pastagem/culturas. Do "input" de Cs - 137 total, 97%, 88% e 85%, respectivamente, permaneceram nas bacias com floresta, pastagem e pastagem/cultura. A perda de Cs - 137 calculada por unidade de área obedeceu esta ordem: solos erodidos > terras de culturas > pastagens > floresta.

RITCHIE & McHENRY (1975) utilizando os dados obtidos em 1974, e juntamente com os de outros autores (Graham, 1963; Engel, 1960 e Rogowski & Tamura 1970), já

citados por RITCHIE et alii (1974a), obtiveram uma nova equação que ajustou ainda melhor os dados:  $Y = 0,88 \times X^{1,18}$ . A maioria dos dados utilizados para obtenção da relação referem-se a baixas taxas de erosão. Os autores sugeriram, ainda, que novas equações provavelmente serão necessárias para solos de outras regiões.

Desta forma, através do uso de Cs - 137 de "fallout", determinações da extensão e severidade da erosão do solo e a localização dos pontos onde ocorre acúmulo de material erodido, podem ser realizadas sem a necessidade de instalação de equipamentos no ponto de investigação ou coleta de dados num significativo período de tempo.

Para LOUGHRAM (1986), além do uso do nuclídeo Cs - 137 não há maneira de se estimar a perda de solo anual média a longo prazo, sem repetidos e custosos levantamentos desses locais específicos, por períodos equivalentes a 30 anos. Os modelos de erosão do solo desenvolvidos, tais como a Equação Universal de Perdas de Solo, pode na melhor das hipóteses, dar somente estimativas grosseiras dentro de limites amplos. A técnica do Cs - 137 é de fácil utilização e tem a vantagem de ser universal, uma vez que o "fallout" tem sido mundial, com maior intensidade no Hemisfério Norte.

### 2.4.3. Evolução dos estudos de erosão utilizando césio - 137

Estudos feitos, principalmente, nos Estados Unidos, Austrália e Canadá têm demonstrado que os níveis de Cs - 137 podem prover informações diretas na taxa média de perda de solo líquida, haja visto, os trabalhos desenvolvidos por RITCHIE & McHENRY (1978), McCALLAN et alii (1980), DE JONG et alii (1982, 1983, 1986), LONGMORE et alii (1983), KACHANOSCKI & DE JONG (1984), McHENRY & BUBENZER (1985), KISS et alii (1986), LANCE et alii (1986) e MENZEL et alii (1987), dentre outros.

RITCHIE & McHENRY (1978) medindo as concentrações de Cs - 137 em solos e sedimentos de 14 bacias hidrográficas, 7 cultivadas e 7 não cultivadas, na região Centro-Norte dos Estados Unidos, encontraram concentrações de Cs - 137 nos solos variando de 56 a 149  $\text{nCi/m}^2$ , com médias de 75  $\text{nCi/m}^2$  para as bacias cultivadas e 104  $\text{nCi/m}^2$  para as não cultivadas. Os fatores considerados para explicar a variação na concentração de Cs - 137 foram: a erosão potencial da bacia hidrográfica, os locais para adsorção de Cs - 137 e o "input" de radioatividade na bacia.

BROWN et alii (1981 a, b) usaram medidas de Cs - 137 para estimar taxas de erosão em períodos maiores do

que 22 a 24 anos, com estimativas da ordem de 3 a 27 Mg/ha.ano BROWN et alii (1981b) reformularam dois métodos de estimativa de taxas de erosão (volumétrico e gravimétrico), e o utilizaram para estudar a deposição em um "fan" aluvial e a taxa de erosão numa bacia de captação no Vale de Willamette, Oregon. A atividade do Cs - 137 foi determinada para diferentes posições na paisagem. Contudo, segundo CAMPBELL (1983), as estimativas obtidas por esses métodos foram declaradas imprecisas por outros autores, mas elas podem fornecer uma base para os conservacionistas do solo na estimativa da ordem de grandeza de perdas de solo, na ausência de outros fatores necessários para aplicar a EUPS.

McHENRY & BUBENZER (1985) estimaram o movimento de solo em campos cultivados, selecionados na bacia do lago White Clay, Shawano Co., em 1974 e 1976, usando concentrações de Cs - 137 de "fallout" como marcador dos solos. Em 1980, após 4 a 6 anos de cultivos adicionais, os campos foram novamente amostrados nos mesmos locais e as concentrações de Cs - 137 medidas. As diferenças nas perdas ou ganhos de solos em locais individuais variaram, alguns perfis mostraram perdas, outros ganhos. Em geral, as áreas de deposição continuaram a receber adições e as áreas de erosão continuaram a perder solo, entretanto, em alguns locais ocorreu reversão. No total, as áreas cultivadas ganharam solo de 1974/1976 a 1980, provavelmente como um

resultado de adição pela erosão e transporte de solo das partes mais altas. O movimento do solo nos campos foi considerável. Do trabalho, deduz-se ainda que, medidas acuradas de perda ou ganho de solo dependerão da exatidão da determinação do conteúdo do nível base de Cs - 137 e do detalhe da rede de amostragem dos perfis de solo. A precisão pré-determinada para cada avaliação de Cs - 137 é possível pelo uso de técnicas nucleares de detecção disponíveis.

LANCE et alii (1986) através de determinações de Cs - 137 em uma pequena bacia com pasto nativo em Oklahoma, verificaram considerável variabilidade espacial nas concentrações de Cs - 137, mas a variabilidade se verificou ao acaso e não teve correlação com mudanças no declive. Já as concentrações de Cs - 137 obtidas numa malha de 10 m numa pequena bacia adjacente cultivada por 8 anos, mostrou diferenças com as posições no declive, ainda que, de apenas 17,8 Mg de sedimentos/ha que têm sido removidos da bacia durante um período de 8 anos. Da mesma forma, as concentrações de Cs - 137 na bacia cultivada foram significativamente menores do que na bacia não cultivada. Esses dados evidenciaram que as medições de Cs - 137 podem ser usadas para baixas taxas de erosão, se for analisado um número suficiente de amostras.

Apesar dos menores níveis de "fallout" de Cs



- 137 na Austrália, os níveis de atividade no solo são mensuráveis e formam um padrão de distribuição distinto, ligado aos processos de erosão e deposição. McCALLAN et alii (1980) efetuando medições da atividade do Cs - 137 em amostras volumétricas nas bacias da região de Darling Downs, observaram uma distribuição de Cs - 137 vertical e em área, a qual está de acordo com as expectativas baseadas na topografia dos pontos de erosão e deposição observados através do tempo e com as hipóteses de redistribuição.

LONGMORE et alii (1983) avaliaram o uso de medidas de concentração de Cs - 137 em área no mapeamento da redistribuição de solos. Esta concentração foi utilizada para construir um mapa cesiográfico, o qual ilustra as áreas de perda e as de acúmulo de Cs - 137 e, as de maior erosão e deposição de solo, na localidade de Darling Downs. As áreas foram amostradas com base na intensidade relativa aparente de erosão ou deposição. Este método possibilita retrospectiva e, portanto, estimativas quantitativas da extensão e grau de redistribuição do solo podem ser feitas para as últimas três décadas. Os autores, pretendem ainda, utilizar os resultados de Cs - 137 para testar modelos matemáticos dos processos de erosão/deposição.

Registros de "fallout" radioativos nas pradarias canadenses indicam que o Cs - 137 está presente

nos solos a níveis que podem ser detectados com relativa exatidão.

Com o propósito de estudar a distribuição de Cs -137 nos solos da região de Saskatoon, Saskatchewan, e como esta distribuição variava com a topografia e o cultivo, visando a aplicabilidade do método do Cs - 137 em estudos de erosão na região, VILLAR (1981) selecionou quatro áreas ao redor de Saskatoon e coletou amostras em solos cultivados e também, em campos virgens, pastagens e bosques, como referência. O autor encontrou que a concentração média de Cs - 137 é de  $67,3 \text{ nCi/m}^2$  e distribui-se uniformemente sobre a área, sendo esta suficientemente alta para que desvios deste valor médio, causados por processos de deposição ou erosão, possam ser significativamente avaliados. Perdas de até 34% na concentração de Cs - 137 foram observadas nas partes mais elevadas de campos cultivados, enquanto que nas depressões foram verificados acréscimos de até 95%. Segundo o autor, os resultados indicam a viabilidade do uso de Cs - 137 decorrente de "fallout" radioativo, como traçador no estudo dos processos físicos nos solos da região de Saskatoon.

DE JONG et alii (1982) descreveram uma metodologia para medir Cs - 137 em amostras de solos e um método semi-empírico para corrigir o efeito da densidade

global da amostra na eficiência de detecção. Dados preliminares indicaram que solos não erodidos de Saskatoon contêm ao redor de  $6,4 \text{ pCi cm}^{-2}$  de Cs - 137. Foi observada pequena variação no conteúdo de Cs - 137 com a posição no declive para os terrenos suavemente ondulados sob vegetação nativa, no entanto, houve considerável redistribuição em campos cultivados. Os autores estimaram que uma pequena colina arredondada num campo cultivado, perdeu ao redor de 10% de sua camada superficial desde o começo da década de 1960, quando a maior parte do Cs - 137 foi depositada.

DE JONG et alii (1983) mostraram que houve pequena ou nenhuma redistribuição de Cs - 137 em três bacias não cultivadas. Nas bacias cultivadas, o teor de Cs - 137 aumentou do topo para a parte inferior, refletindo a ocorrência simultânea de erosão nos declives superiores e deposição nos inferiores. Além disso, observou-se que a redistribuição de Cs - 137 foi menor nas bacias cultivadas onde a erosão hídrica foi mínima. A partir das medidas do teor de Cs - 137 pode-se estimar que nas partes altas houve perdas de solo de 20 a  $60 \text{ kg/m}^2$  em 20 anos (10 - 30 t/ha.ano), enquanto que, nas partes baixas houve acumulações atingindo 25 a  $80 \text{ kg/m}^2$  (12-40 t/ha.ano). Certas medidas efetuadas nas posições médias mostraram perda e outras ganho de solo.

GREGORICH & ANDERSON (1984), utilizando Cs - 137, estudaram o efeito do cultivo e da erosão em 3 pendentes cultivadas entre 1910 e 1961, com gradientes de 7,5 - 10,3% e, comprimentos de declive entre 32 e 35 m, na zona de fronteira Saskatchewan/Alberta. Os autores estimaram taxas de erosão do solo de 13 a 83 kg/m<sup>2</sup> em 20 anos (6 - 44 t/ha.ano).

KACHANOSKI & DE JONG (1984) desenvolveram um modelo que prediz a quantidade de Cs - 137 remanejada no solo como uma função do tempo e da erosão. O modelo leva em conta a deposição atmosférica, o decaimento radioativo, a diluição pelo cultivo e o transporte do Cs - 137 pela erosão, bem como as diferenças sazonais na deposição do radionuclídeo e a intensidade de erosão. Os dados mostraram que mudanças no conteúdo de Cs - 137 dos solos de Saskatchewan podem ser usadas para estimar taxas de erosão entre 0,5 e 10 kg/m<sup>2</sup>.ano com precisão razoável, a intervalos de amostragem de no mínimo 15 anos. No entanto, as relações de regressão entre as perdas de Cs - 137 do solo e a taxa de erosão tem aplicação limitada, já que, as mesmas são dependentes do tempo. O mesmo modelo foi usado, ainda, para estimar erosão de solos selecionados de Saskatchewan onde os níveis de Cs - 137 foram medidos em 1966 e em 1981. As taxas de erosão calculadas com o modelo variaram de 1kg/m<sup>2</sup>.ano, para um solo barro-arenoso continuamente sob forragem, a 19

<sup>2</sup>  
kg/m .ano, para um solo similar com rotação cultura/pousio. As estimativas de erosão usando o modelo foram mais altas que aquelas calculadas assumindo que as perdas de solo eram diretamente proporcionais às perdas de Cs - 137, especialmente quando a perda do nuclídeo foi elevada.

Martz & De Jong (1985), citados por KISS et alii (1986), estudaram padrões de erosão do solo numa bacia de 180 ha em Saskatchewan Central e observaram perdas de solo da ordem de 57 t/ha.ano em 58% da bacia, havendo uma deposição de 90% do solo em uma área menor do que 3% da bacia.

KISS et alii (1986), usando Cs - 137 como um indicador da redistribuição dos solos, avaliaram os níveis de erosão em 5 propriedades rurais no Centro-Oeste de Saskatchewan. Os autores amostraram solos naturais não erodidos próximos à área de estudo com a finalidade de determinar o valor base para o Cs - 137 ( $2877 \text{ Bq/m}^2$ ), o qual foi usado para predizer a erosão dos solos cultivados desde o início de 1960. Estimativas da redistribuição do solo foram calculadas para posições idealizadas (superior, média e inferior do declive) de solos cultivados de textura média e também para a totalidade da porção dos declives submetidos à erosão. As taxas médias de erosão do solo nos declives foram  $23 \pm 8 \text{ t/ha.ano}$  para um gradiente de 0-3%,

27±9t/ha.ano para 3-10%, e 48±16t/ha.ano para 10-24%, que correspondem a uma remoção de solo de 3,8, 4,4 e 7,8 cm, respectivamente, desde 1960. Essas perdas de solo representaram de 27 a 67% da camada arável e, de 8 a 35% do "solum" atualmente presente nas áreas superiores do declive submetidas à erosão. Verificou-se uma correlação positiva entre a espessura dos horizontes e do "solum" e, a taxa de erosão do solo nas posições superiores e médias do declive. As taxas de erosão mais elevadas foram observadas nos declives superiores, provavelmente devido à predominância da erosão eólica e aquela devida aos cultivos nessas áreas. As taxas de erosão do solo nas classes de declive diminuíram à medida que aumentou o comprimento dos mesmos, particularmente para gradientes de 10-24%. Os autores postularam que esta contradição com a EUPS foi em parte devida à deposição do solo, a qual não pode ser predita pela EUPS, e em parte, refletiu a dominância da erosão eólica na área. A erosão laminar foi considerada de menor importância, especialmente para os terrenos planos (0 a 3%) onde a erosão atingiu em média 23±8t/ha.ano. Observou-se também, taxas de erosão variando de 23 a 48 t/ha.ano, em aproximadamente 2/3 da região cultivada. Para os autores tais taxas de erosão do solo sobre a superfície em pontos importantes do território são alarmantes, considerando-se o fato de que a perda tolerável se situa entre 11,2 e 4,5 t/ha.ano.

DE JONG et alii (1986) usando dados de Cs - 137, do solum e da EUPS, estimaram a erosão em três solos de textura média cultivados com batata por aproximadamente 15 anos, na localidade de New Brunswick, Canadá. Os caminhamentos amostrados foram locados em declives de 425 a 1040 m de comprimento com gradientes de 4,8 a 6,0%. Os dados de Cs - 137 foram usados para dividir os locais de amostragem em 4 grupos: áreas de deposição, de pequena erosão ou deposição, erodidas moderadamente e erodidas severamente. Os quatro grupos geralmente estiveram de acordo com as propriedades do perfil do solo. O solum, a espessura do horizonte A e seu conteúdo de carbono orgânico decresceram dos locais de deposição para os de erosão severa. As variações na espessura do horizonte A e no conteúdo de carbono orgânico explicaram aproximadamente 65% da variação no teor de Cs - 137. As perdas de solo preditas pela EUPS apresentaram melhores correlações com aquelas calculadas a partir dos dados de Cs - 137 quando estes dados foram usados para delinear os seguimentos do declive que estavam sujeitos à erosão. A EUPS superestimou as perdas de solo para altas taxas de erosão.

Segundo KACHANOSKI (1987), estimativas das taxas de deposição anual de Cs - 137 para Ontario foram calculadas a partir de medições dos níveis de Sr - 90 nos solos de Windsor, Toronto, e Moosonee (Ontario) e, medições

de Sr - 90 anual na precipitação de Moosonee. em 1960. A deposição atmosférica acumulada total de Cs - 137 em Ontario foi avaliada em  $2700 \text{ Bq/m}^2$  em 1985. O total acumulado de Cs - 137 no solo em locais de pastagem permanente e floresta foi similar ao valor estimado de deposição. Os níveis de Cs - 137 foram semelhantes aos encontrados nos solos de Saskatchewan e foram suficientes para utilizá-lo como traçador nos estudos de erosão. Medidas de perdas de Cs - 137, em um período de 10 anos, correlacionaram-se significativamente com medidas de perdas de solo em parcelas de deflúvio. A relação entre a perda de Cs - 137 e a de solo foi muito semelhante aquela obtida assumindo que a perda de solo foi diretamente proporcional a de Cs - 137. Os dados de Cs - 137 indicaram também que os diques permanentes usados para monitorar o deflúvio podem afetar as taxas de perda de solo das partes inferiores nas parcelas de deflúvio. O estudo mostrou, ainda que, o monitoramento das mudanças temporais de Cs - 137 resultaria em um método preciso de medidas de perdas de solo para o sul de Ontario.

MENZEL et alii (1987) utilizaram conteúdos de Cs - 137 de "fallout" em perfis de solos da Coréia para estimar as perdas em áreas cultivadas com declives escarpados. Foram estudados sete locais com nenhuma erosão ou deposição aparente e quinze cultivados até a profundidade de 30cm. Os locais com culturas têm sido cultivados por um



período de 5 a mais de 80 anos (média de 10 anos), em declives de 5 a 25% (média de 13%). Todos os locais cultivados, exceto um deles, tinham menos Cs - 137 que aqueles não cultivados na mesma área. Três locais cultivados não apresentavam Cs - 137, indicando erosão de toda camada cultivada do solo em apenas 6 a 10 anos. Outros locais cultivados, particularmente aqueles com textura arenosa, mostraram pequena perda de Cs - 137 sob longos períodos de cultivo. Segundo os autores, as medidas de Cs - 137 podem ser úteis na identificação de locais característicos que reduzem a vulnerabilidade dos solos escarpados aos prejuízos da erosão.

No Brasil os estudos praticamente inexistem. Vale ressaltar o trabalho de SAKAI (1977) que estudou a distribuição de Cs - 137 nas camadas superficiais de solos característicos do Estado da Bahia. Os resultados obtidos mostraram concentrações que variam de 0,6 a 6,0 nCi/m<sup>2</sup>, com um valor médio de 2,5±0,5 nCi/m<sup>2</sup>. Na tentativa de correlacionar parâmetros ambientais e físico-químicos com concentração de Cs - 137, a autora encontrou uma tendência de maior acúmulo de Cs - 137 em solos de regiões com maiores índice de precipitação (média de 2,0 nCi.m<sup>-2</sup>, em regiões de 700 a 1000 mm/ano, e 2,8 nCi.m<sup>-2</sup>, para as de 1700 a 2000 mm/ano). O Cs - 137 não se correlacionou com os teores de cálcio e argila, para um mesmo tipo de solo sob condições

climáticas semelhantes. No entanto a autora não fez nesse trabalho qualquer menção da utilização de Cs - 137 no estudo da erosão.

Mais recentemente, NASCIMENTO FILHO et alii (1988a), avaliando a presença de Cs - 137 em 3 perfis de uma bacia hidrográfica, no município de Piracicaba - SP, encontraram que níveis de Cs - 137 indicam redistribuição de solo no declive e são suficientemente altos para possibilitar um estudo da erosão.

#### 2.4.4. Taxa de deposição e datação de sedimentos

A construção de represas e reservatórios é dispendiosa e, algumas vezes, compreendida incorretamente como tendo uma vida útil indefinida.

A perda da capacidade de armazenamento é de suma importância mas a significância estende-se além das mudanças que podem ocorrer nos padrões de distribuição dos sedimentos depositados e, podem ter um profundo efeito, p.ex, na probabilidade de sucção de sedimentos na estação de turbinas de força. As consequências estendem-se além dos fatores econômicos óbvios, tais como, o custo de manutenção ou substituição de componentes, para efeitos mais dispendiosos na taxa de desenvolvimento alcançada por países

que utilizam as represas para geração de energia em função da dificuldade do cálculo preciso da vida útil das mesmas.

Recentemente, têm sido feitos numerosos estudos utilizando o Cs - 137 como traçador ambiental para os processos de sedimentação .

As variações nas taxas de "fallout" ao longo do tempo, podem ser usadas para datar sedimentos em lagos ou reservatórios e as taxas de deposição podem, assim, ser determinadas, utilizando-se das taxas particularmente altas de "fallout" radioativo nos anos de 1959 e 1963-64. Assim, uma amostra dos sedimentos depositados num lago ou num reservatório mostra, em diferentes profundidades, dois picos na concentração de Cs - 137. O mais próximo à superfície corresponde ao "fallout" de 1963-64 e outro está relacionado com o "fallout" de 1959. A diferença entre as profundidades onde estes dois picos encontrados mostra a acumulação total de sedimentos entre 1959 e 1964, de forma que a taxa anual de deposição pode ser assim calculada.

Os resultados da aplicação desta técnica, quando comparados com medições periódicas das taxas de deposição, foram considerados satisfatórios. Em alguns casos, no entanto, os picos não são facilmente identificáveis devido a variação na textura dos sedimentos.

Como o Cs - 137 está associado às partículas mais finas, os sedimentos mais arenosos não mostram picos tão distintos como os argilosos.

RITCHIE et alii (1974b), estudando o balanço de distribuição de "fallout" de Cs - 137 em três pequenas bacias, utilizadas, respectivamente, com floresta, grama alta e grama/culturas, no norte do Mississippi, verificaram que a concentração de Cs - 137 por unidade de área, nos sedimentos dos reservatórios, foi, respectivamente, 2,8, 3,8 e 4,0 vezes maior que a concentração deste nuclídeo nos solos das bacias de contribuição, indicando que os reservatórios estão atuando como "trap" para o Cs - 137. Também verificaram que do Cs - 137 erodido das bacias 57%, 38% e 25%, respectivamente, foram encontrados nos sedimentos.

RITCHIE & McHENRY (1975) correlacionaram a distribuição de Cs - 137 nos perfis verticais de sedimentos depositados em represas ou zonas sujeitas à inundação com as taxas de "fallout" atmosférico anual e, desta forma, tornaram possível estimar a taxa de deposição de sedimentos à partir de 1962 ou 1958 até o presente. Desde então, esta técnica pode ser utilizada para determinar taxas de sedimentação em represas ou zonas sujeitas à inundações para as quais os registros não são disponíveis.

RITCHIE & McHENRY (1977) estudando a concentração do Cs - 137 em área nos sedimentos dos reservatórios de 13 bacias hidrográficas, encontraram valores entre 39 e 532 nCi.m<sup>-2</sup>. A acumulação nos sedimentos dos reservatórios foi de 0,8 a 3,6 vezes mais elevada que a concentração nos solos das bacias. Observaram, ainda, que nos reservatórios a distribuição de Cs - 137 se dá em camadas, em função da variação de sua concentração em profundidade. A concentração de Cs - 137 nos sedimentos dos reservatórios foi atribuída a fatores como a desagregação das partículas do solo (fator R), o transporte e a quantidade de deflúvio, enquanto que, a acumulação por unidade de massa, foi atribuída à capacidade de troca de cátions do solo, à precipitação média de janeiro a março e aos conteúdos de fósforo e nitrogênio totais e, a distribuição por unidade de área foi similarmente atribuída à área da bacia e da superfície do reservatório, à concentração em área do céσιο nos solos da bacia e à matéria orgânica do solo.

RITCHIE & McHENRY (1978) mediram as concentrações de Cs - 137 em solos e sedimentos de 14 bacias hidrográficas, 7 cultivadas e 7 não cultivadas, na região Centro -Norte dos Estados Unidos. A concentração de Cs - 137 nos sedimentos dos reservatórios variaram de 74 a

1280 nCi.m<sup>-2</sup> com uma média de 676 nCi/m<sup>2</sup> para as bacias cultivadas e 365 nCi/m<sup>2</sup> para as não cultivadas. As concentrações de Cs - 137 por unidade de área nos sedimentos foram de 0,8 a 18,7 vezes maior que aquelas encontradas nos solos das bacias de contribuição, indicando que existe movimento de Cs - 137 dentro das bacias e que os reservatórios estão agindo como "trap".

RITCHIE & McHENRY (1975) sugeriram que a datação com Cs - 137 é um método alternativo quando são necessárias estimativas rápidas e precisas de acumulação de sedimentos recentes.

LANCE et alii (1986), consideram que as técnicas para medições de taxas de erosão e deposição em solos de planalto, usando Cs - 137, não estão tão bem definidas como aquelas utilizadas para medir as taxas de sedimentação em reservatórios.

No entanto, há de se ressaltar que o perfil de concentração de Cs - 137 em sedimentos de reservatórios pode ser alterado por difusão do Cs ou por movimentação deste pela fauna do fundo do reservatório. De qualquer forma, não é esperado que a difusão altere a posição do pico

de atividade (Krishnaswami et alii, 1971, citado por CAMPBELL, 1983). Entretanto, alguma redistribuição por mistura física ou processos biológicos foi constatada por ROBBINS & EDGINGTON (1975) em amostras provenientes do lago Michigan.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Material

##### 3.1.1. Características gerais da área de estudo

A área estudada é constituída de uma pequena bacia hidrográfica, provida de uma represa, com uma área de 48,54 ha, localizada na Fazenda Sertãozinho, a Sudeste do Campus da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"-USP, em Piracicaba, Estado de São Paulo. A bacia está compreendida entre as coordenadas geográficas:  $22^{\circ} 42' 48''$  a  $22^{\circ} 43' 17''$  de latitude S e  $47^{\circ} 36' 25''$  a  $47^{\circ} 36' 58''$  de longitude W.Gr., conforme figura 3.

##### 3.1.2. Vegetação e uso atual

Nas áreas de relevo plano a suavemente ondulado, o uso atual é de culturas anuais, e nas áreas de relevo ondulado a ocupação é feita com reflorestamento de *Pinus* sp e eucalipto; enquanto que nas regiões próximas da represa a área foi deixada em pousio.



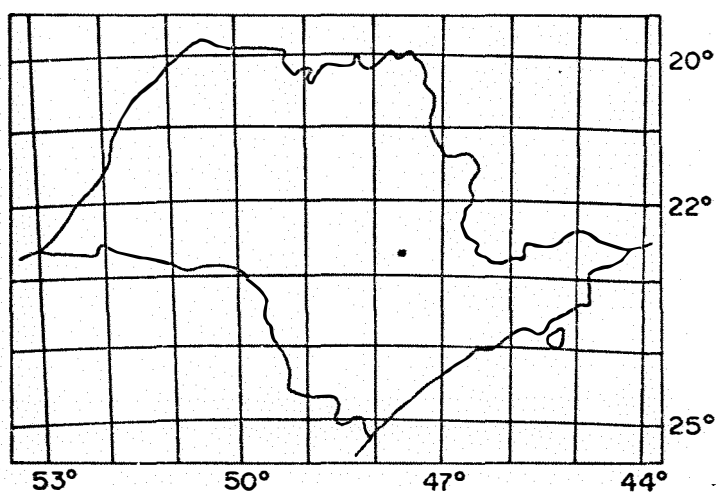


Figura 3 - Localização da área de estudo no Estado de São Paulo.

As práticas conservacionistas empregadas na área são de caráter vegetativo, constituídas de reflorestamento e controle das capinas e, de caráter mecânico, utilizando plantio em nível e terraceamento.

Uma análise das coberturas aerofotográficas do Estado de São Paulo de 1962, 1972 e 1978, permitiram verificar que, em 1962, a área atualmente ocupada com culturas anuais já estava sendo plantada em nível, a área hoje com reflorestamento apresentava uma vegetação do tipo campina e a represa não existia. Em 1972, a represa tinha sido construída e o reflorestamento recentemente implantado, sendo que o restante da bacia continuava ocupada com culturas anuais. Já em 1978 o reflorestamento do lado direito da barragem oferecia considerável cobertura ao solo e, na maior parte do lado esquerdo, talvez por problemas de fogo, tinha sido replantado, enquanto a área com culturas anuais apresentava nesta época alguns terraços em nível.

### 3.1.3. Solo

Segundo RANZANI et alii (1966), a bacia é constituída por solos da série Sertãozinho, que corresponde ao Latossolo Vermelho-Amarelo (BRASIL, 1960) e segundo a Classificação Brasileira, ao Latossolo Vermelho-Amarelo

distrófico A moderado textura média. De acordo com SILVA (1978), segundo a Soil Survey Staff (1975), o solo da bacia corresponde à classe Haplortox Psamêntico ou Haplortox Tropéptico.

De acordo com BRASIL (1960), o conceito geral desta unidade taxonômica é a de solos normalmente profundos, com transições difusas entre os horizontes de diferenciação pouco evidente, o que foi confirmado em observações *in loco*.

Ainda conforme BRASIL (1960), o Latossolo Vermelho Amarelo apresenta cores variáveis de vermelho até amarelo no horizonte B, com estrutura maciça porosa pouco coerente, que se desfaz em granular pequena fraca.

#### 3.1.4. Clima

As características climáticas da área estudada, segundo a Estação Meteorológica da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"-USP, localizada a 1,5 km da bacia hidrográfica, são: precipitação média de 1247,1 mm; umidade relativa do ar de 69%; temperatura média do ar de 20,8 °C; pressão barométrica de 715,1 mm de Hg e insolação de 203 horas. Segundo a classificação de Koeppen, o clima local é subtropical com inverno seco (Cwa).

### 3.1.5. Relevo

A bacia hidrográfica apresenta topografia pouco movimentada, sendo a maior altitude de 604 m e a menor de 570 m, apresentando uma amplitude altimétrica de 34 m. O relevo é suavemente ondulado a ondulado com declive de 0 a 20%, havendo predominância da classe de 6 a 12%.

A figura 4 apresenta a planta da referida bacia hidrográfica com o reservatório de água e as linhas de nível que representam o seu relevo, bem como a localização dos caminhamentos A e B com os respectivos pontos de amostragem.

## 3.2. Mapas, fotografias aéreas, material de campo e escritório

### 3.2.1. Carta topográfica, carta de solos e fotografias aéreas

Foi utilizada uma carta topográfica, da Secretaria de Economia e Planejamento do Estado de São Paulo proveniente de restituição aerofotogramétrica de 1978, na escala 1:10000, com curvas de nível de 5 em 5 m, carta de solos do Município de Piracicaba, elaborada por RANZANI et alii (1966) e fotografias aéreas das coberturas

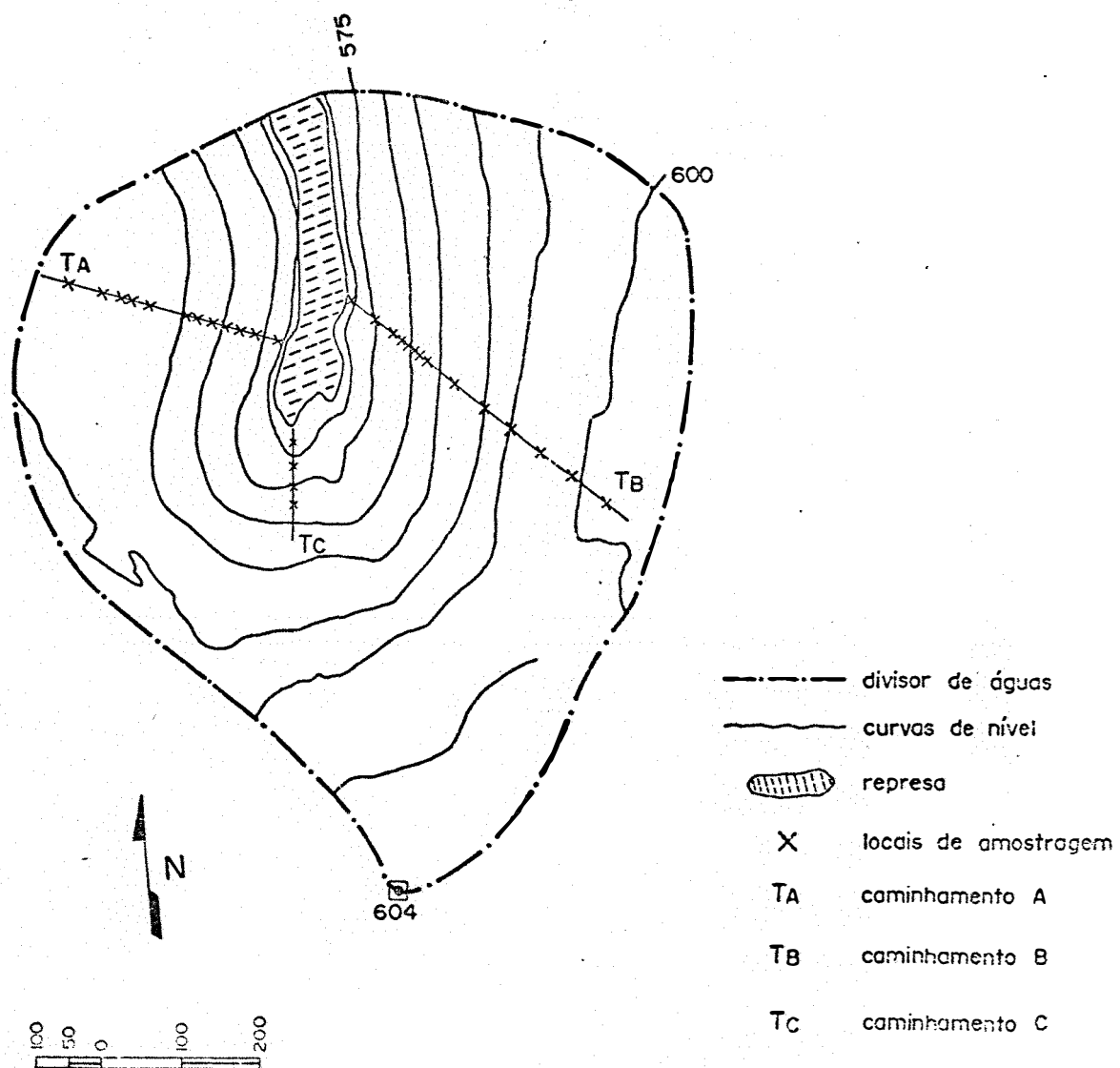


Figura 4 - Planta da bacia hidrográfica estudada com a localização dos caminhamentos A, B e C e respectivos pontos de amostragem. (A numeração desses pontos está em ordem crescente no sentido da represa)

aerofotográficas do Estado de São Paulo de 1962, 1972 e 1978, nas escalas 1:25000, 1:25000 e 1:8000, respectivamente.

### 3.2.2. Equipamentos de campo e escritório

O equipamento de campo utilizado nas coletas das amostras constou de: enxadão, trado tipo holandês e anéis volumétricos de 52,7 <sup>3</sup> cm e para as medições de distâncias e declividade, trena, teodolito e nível de precisão.

O equipamento de escritório utilizado foi constituído de: escala triangular, planímetro polar marca OTT e estereoscópio de espelhos WILD - ST4. A radioatividade do Cs - 137 no solo foi medida por detecção dos raios gama de 661,6 keV com um detector de germânio hiperpuro, acoplado a um analisador de pulsos multicanal.

### 3.3. Amostragem do solo

As amostras de solos foram coletadas durante o segundo semestre de 1986. Inicialmente, foram amostrados 3 perfis de solo em camadas de 3 cm até a profundidade de 33 cm e mais duas camadas de 45 a 48 cm e 75 a 78 cm numa topossequência perpendicular à represa, à oeste da bacia. Os

perfis localizaram-se no terço médio (perfil 1) e médio inferior (perfis 2 e 3) da vertente e estão sob culturas anuais terraceadas (perfis 1 e 2) e sob reflorestamento de *Pinus* sp (perfil 3). As amostras de cada camada foram retiradas em fatias para análises químicas, granulométricas e detecção de Cs - 137 e em anéis volumétricos para determinação da densidade global. Esses perfis exploratórios permitiram verificar a presença de Cs - 137 no solo, em profundidade, nas diferentes posições do relevo.

Com base na detecção de Cs - 137 nos perfis exploratórios, nos dados do levantamento de reconhecimento com detalhe dos solos da parte sudoeste da ESALQ (FORMAGGIO et alii, 1985) e, sabendo-se que a camada de solo cultivada é de aproximadamente 20 cm, foram realizadas 30 amostragens de 0 a 20 cm em três caminhamentos (A, B e C) perpendiculares à represa, localizados de forma a representar diferentes declives e usos da terra na bacia.

Foram amostrados, também, em camadas sucessivas de 10 cm, até que não fosse detectado Cs - 137, 2 perfis situados nos jardins da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" - USP, que não têm sido cultivados pelo menos desde 1950 e que não apresentavam sinais de erosão ou deposição de solos. Outros dois locais não perturbados, foram amostrados de 0 a 30 cm ao lado do

Posto Meteorológico da ESALQ-USP. Estes quatro locais não perturbados foram utilizados como referência no cálculo do "input" de Cs - 137 na bacia.

As amostras foram secas ao ar e passadas em peneira de 2 mm, exceto as coletadas para determinação de densidade global do solo e, então enviadas para análises.

### 3.4. Análises químicas e físicas

As análises químicas e físicas foram feitas nos laboratórios do Departamento de Solos, Geologia e Fertilizantes da ESALQ - USP. O laboratório de análises químicas segue a metodologia descrita por Van Raij et alii (1987) em uma publicação da Cargill intitulada Análise Química do Solo para fins de Fertilidade. O laboratório de análises física segue a metodologia do Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo - SNLCS da EMBRAPA.

### 3.5. Detecção de Cs - 137

As amostras de solo para detecção de Cs - 137 com massa de 800 a 1200 g foram detectadas em recipientes tipo copo Marinelli com aproximadamente 1 litro de capacidade. Esses recipientes são de material plástico transparente e foram preenchidos até 917 cm<sup>3</sup>.



A análise espectrométrica dos raios gama das amostras foram feitas na Seção de Radioisótopos do CENA - USP, por meio de um detector semiconductor coaxial de germânio hiperpuro de 65 cm<sup>3</sup> (EG e ORTEC, modelo 10195), acoplado a um analisador de pulsos de 4096 canais (EG e ORTEC, modelo 7450), via amplificador de pulsos (ORTEC, modelo 472), conforme diagrama apresentado na figura 5.

Após 12 a 20 horas de detecção, os dados foram transferidos para um microcomputador Craft II Plus, da linha Apple, para interpretação do espectro segundo NASCIMENTO FILHO (1988b) e, desta forma pode-se quantificar a taxa de contagem de Cs - 137 de "fallout" nas amostras de solo.

### 3.6. Eficiência de detecção

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 absorção dela mesma, e do volume e da densidade da amostra.

Para converter taxas de contagem devida a Cs - 137 para atividade específica (becqueréis/kg) foram construídas curvas de calibração, através de medidas da

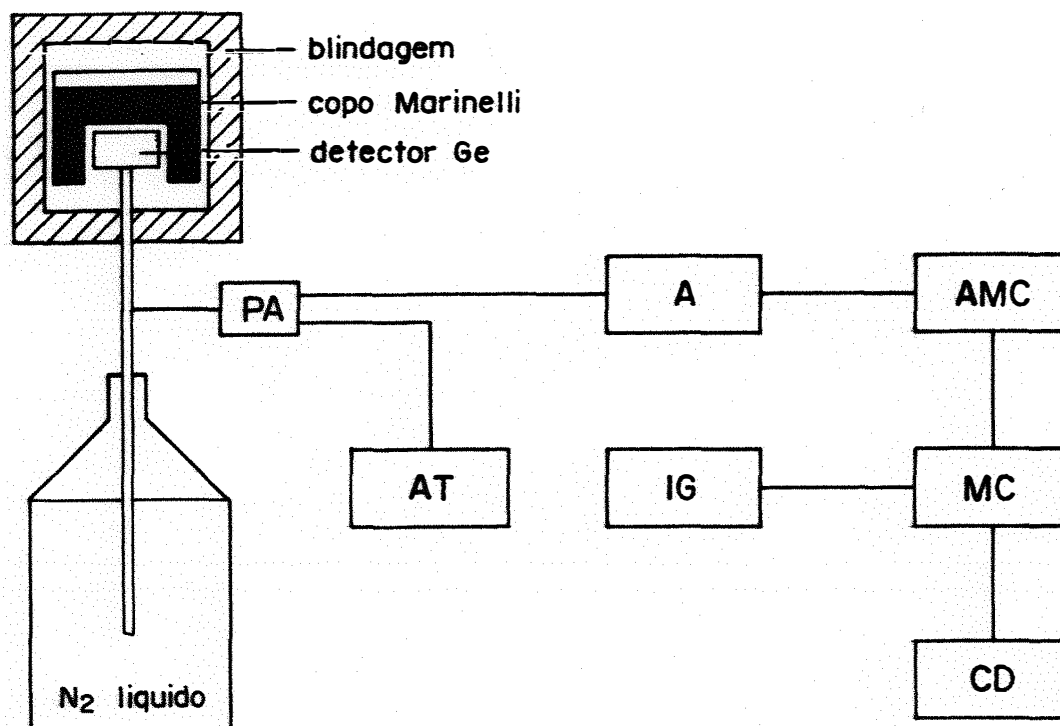


Figura 5 - Diagrama do sistema de detecção para medida dos raios gama emitidos pelo césio - 137 e radionuclídeos naturais em solos (PA = pré-amplificador; A = amplificador; AT = alta tensão; AMC = analisador multicanal; MC = microcomputador; IG = imprensa gráfica e CD = controlador de disco flexível).

variação nas taxas de contagem de atividades conhecidas de Cs - 137 contidas em diferentes massas de amostras de solo.

Inicialmente uma solução radioativa de Cs - 137, produzida pela firma Nuclear Chicago, EUA, de atividade nominal aproximada de 2,83  $\mu\text{Ci/ml}$  em 23 de novembro/1960, contendo carregador (2 mg CsCl/ml) em meio ácido (3,75 mg HCl/ml), foi padronizada por comparação com uma fonte radioativa pontual fornecida pela Agência Internacional de Energia Atômica (AIEA), com atividade nominal de 391,6 kBq, em 10. de julho de 1985.

Para isto uma alíquota de 0,1 ml da solução produzida pela Nuclear Chicago foi colocada no fundo de um tubo de plástico de 1 mm de espessura e seca sob lâmpada infra-vermelha. Esta amostra foi posteriormente colocada a 10 cm do detector e fez-se a medida da taxa de contagem por 40 minutos. Em seguida a da AIEA foi colocada na mesma posição e fez-se nova medida por 20 minutos. Após 3 repetições foram calculadas as médias das taxas de contagem dessas amostras e por comparação a atividade da amostra produzida pela Nuclear Chicago foi estimada em 48,5 kBq/ml, em 17 de maio de 1988.

Da solução padronizada 0,3 ml foram diluídos em 270 ml de água destilada, obtendo-se assim uma solução

radioativa padronizada com atividade de 53,87 Bq/ml, contendo carregador (2,2  $\mu$ g CsCl/ml).

Para o preparo dos padrões foram utilizadas 3 misturas de solos provenientes das amostras retiradas para cálculo do nível base (mistura 1), e das amostras dos caminhamentos, separadas em duas de acordo com o tipo de solo e a posição no declive (misturas 2 e 3).

Em seguida foram selecionados 2 kg de solo (TFSA) de cada uma das diferentes misturas. Dessas misturas, 500 g foram colocadas em bandejas de alumínio forradas com plástico e, sobre estas foram borrifados 30 ml da solução radioativa cobrindo a maior superfície de solo possível. Após isto, cada bandeja recebeu uma cobertura de 500 g de solo e repetiu-se a solução radioativa até cada bandeja receber 90 ml de solução radioativa e 2 kg de solo. As bandejas foram então colocadas para secagem em estufa a 40 °C por 48 horas. Dessa forma, cada solo recebeu uma atividade de 4,85 kBq, resultando em uma atividade específica de 2,42 kBq/kg de solo.

Estes solos foram colocados em copos Marinelli até completar o volume de 917 cm<sup>3</sup> e detectados por 2 horas. A massa de solo nos copos Marinelli foi determinada para cálculo da densidade do solo. Para cada mistura foram

feitas duas repetições.

A eficiência de detecção  $ef$  (em percentagem) foi calculada pela equação:

$$ef = \frac{100.C}{m.A_s.f} \quad (1)$$

onde  $m$  representa a massa de solo (em kg) colocada no copo Marinelli.  $A_s$  a atividade do solo (2420 Bq/kg solo),  $f$  a intensidade de emissão de raio gama de 662 keV por desintegração e  $C$  a taxa de contagem medida (contagens por segundo).

### 3.7. Cálculo da atividade de Cs - 137

Através da densidade  $d$  ( $g/cm^3$ ) do solo no copo Marinelli calculou-se a eficiência de detecção  $ef$  (em percentagem) para os raios gama de 662 keV emitidos pelo Cs - 137 (equação 2) e; em seguida a taxa de contagem medida  $C$  (em contagens) foi convertida em atividade  $A$  (em becquerel) pelo emprego da equação 2, onde  $f$  (em %) representa a intensidade de emissão dos raios gama do Cs - 137.

$$A = \frac{100.C}{ef.f} \quad (2)$$

Sendo  $m$  a massa (em kg) da amostra de solo contida no copo Marinelli pode-se exprimir o resultado em termos de atividade por unidade de massa ou atividade específica  $A_s$  (becquerel/kg) pela razão:

$$A_s = \frac{A}{m} \quad (3)$$

Outro modo de se expressar a atividade é por unidade de área  $a$  (cm<sup>2</sup>) perpendicular ao fluxo vertical de deposição. Neste caso, a massa de solo  $m$  (em kg) colocada no copo Marinelli corresponde a um volume  $V$  (cm<sup>3</sup>) de solo de densidade global  $d'$  (g/cm<sup>3</sup>) em condições de campo:

$$m = \frac{V \cdot d'}{1000} \quad (4)$$

Por outro lado, o volume  $V$  (cm<sup>3</sup>) pode ser representado pela área  $a$  (cm<sup>2</sup>) perpendicular ao fluxo multiplicada pela profundidade  $H$  (cm) de amostragem. Desse modo:

$$m = \frac{a \cdot H \cdot d'}{1000} \quad (5)$$

ou

$$a = \frac{m \cdot 1000}{H \cdot d'} \quad (6)$$

Assim, pode-se expressar a atividade de Cs - 137 por unidade de massa (Bq/kg) empregando-se a equação 3 ou por unidade de área (Bq/cm<sup>2</sup>) empregando-se a equação 7:

$$A_s = \frac{A}{a} \quad (7)$$

ou a equação 8:

$$A_s = \frac{A \cdot H \cdot d'}{m \cdot 1000} \quad (8)$$

### 3.8. Cálculo das perdas ou ganhos de solo

Para cada local de interesse a perda ou deposição de solo foi calculada baseando-se na quantidade total de Cs - 137 medida no perfil de solo ou local amostrado em relação ao nível base.

Assumiu-se que todo o Cs - 137 foi incorporado no solo até a profundidade de 20 cm, conforme já comentado no item 3.3 (Amostragem do solo). Também assumiu-se que a remoção de material de solo não foi seletiva e a

distribuição de Cs - 137 através do horizonte Ap ocorreu uniformemente.

Assim, quando a quantidade total de Cs - 137 no perfil ou nos locais amostrados excedeu o valor de "input" de Cs - 137 tem ocorrido deposição ou adição e, quando foi menor que o conteúdo base ocorreu erosão ou perda de solo. Então:

$$\text{Perda ou ganho de Cs - 137} = \text{Cs local} - \text{Cs base} \quad (9)$$

A redistribuição de Cs - 137 nos locais de amostragem foi calculada utilizando a fórmula proposta por KISS et alii (1986):

$$\text{CsR} = \frac{(\text{Cs}_c - \text{Cs}_{\text{base}}) \times 100}{\text{Cs}_{\text{base}}} \quad (10)$$

onde, Cs<sub>R</sub> é a redistribuição do Cs - 137 no ponto, expressa como uma porcentagem de perda ou enriquecimento; Cs<sub>c</sub> é o Cs - 137 presente no ponto de amostragem cultivado e, Cs<sub>base</sub> é o valor base ou de "input" de Cs - 137.

As perdas de solo foram calculadas assumindo ter sido diretamente proporcional às perdas de Cs - 137.



No cálculo das perdas de solo dos caminhamentos foi empregada a equação desenvolvida por RITCHIE & McHENRY (1975), que relacionaram os dados de estudos sobre medições de perdas de solo a campo e estimativas de perdas de solo medida através da utilização de radionuclídeos de "fallout" e radionuclídeos traçadores. A equação ajustada aos dados é representada por:

$$Y = 0,88 X^{1,18} \quad (11)$$

onde  $Y$  é a perda de solo em toneladas métricas por hectare e,  $X$  é a perda de radionuclídeo expressa como uma porcentagem do "input" de radionuclídeo.

As perdas ou ganhos líquidos de solo foram também estimadas empregando-se a fórmula proposta por De JONG et alii (1986). Para efetuar este cálculo a massa média do horizonte Ap para os caminhamentos foi assumida como sendo 3220 t/ha (a espessura média do Ap nos 9 perfis de solo levantados por FORMAGGIO et alii (1985) foi 20 cm e a densidade global média para os solos dos caminhamentos é  $1,61 \text{ g/cm}^3$ ) e, a erosão ou deposição foi assumida por 27 anos (a partir do início dos anos 60). As perdas ou ganhos de solo foram assim estimados:

$$\frac{C_{\text{atual}} - C_{\text{base}}}{C_{\text{base}}} \times \frac{3220 \text{ t/ha/ano}}{27} \quad (12)$$

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A erosão hídrica no Brasil, e mesmo no mundo, é tida como um dos principais agentes de degradação dos solos. A maior parte das terras de agricultura e de pastagem do Brasil requerem tratamento por degradação. Esta situação pode ser atribuída em grande parte ao pobre manejo dos solos e ao desconhecimento de suas limitações.

Uma técnica nuclear usando o isótopo Cs - 137 de "fallout", pioneiramente estudada pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), nos anos 60 e 70, tem se mostrado simples e acurada no estudo da erosão e sedimentação dos solos e foi objeto de estudo neste trabalho.

De fato, mesmo que para as condições locais a atividade de Cs - 137 detectada tenha indicado quantidades extremamente baixas deste radionuclídeo, os níveis de Cs - 137 no solo podem fornecer informações diretas no estudo da erosão e sedimentação no período pós 1954.

#### 4.1. Eficiência de detecção

De posse das taxas de contagem ( $C$ , cps), da massa de solo ( $m$ , kg) e da atividade específica do Cs - 137 ( $A_s$ , Bq/kg), calculou-se a eficiência de detecção para os raios gama de 662 keV, empregando-se a equação 1 (item 3.6.) em função da densidade de solo no copo Marinelli.

A eficiência de detecção ( $ef$ , %) foi correlacionada com a densidade do solo ( $d$ , g/cm<sup>3</sup>) no copo Marinelli, podendo ser estimada pela equação:

$$ef (\%) = 0,654 - 0,166.d \quad (9)$$

$$r = 0,960 \text{ (sig. 1\%)}$$

conforme pode ser visualizada na figura 6.

#### 4.2. Níveis de Cs - 137 para alguns locais do globo

Os níveis de Cs - 137 no solo para alguns locais do globo são mostrados na tabela 1, onde se pode verificar a baixa atividade em Cs - 137 dos solos do Brasil em relação aos do Hemisfério Norte. De fato, a lenta difusão dos fragmentos de fissão na estratosfera causa um maior "fallout" no hemisfério onde se deram a maioria dos testes nucleares. Estas observações estão de acordo com DAVIS

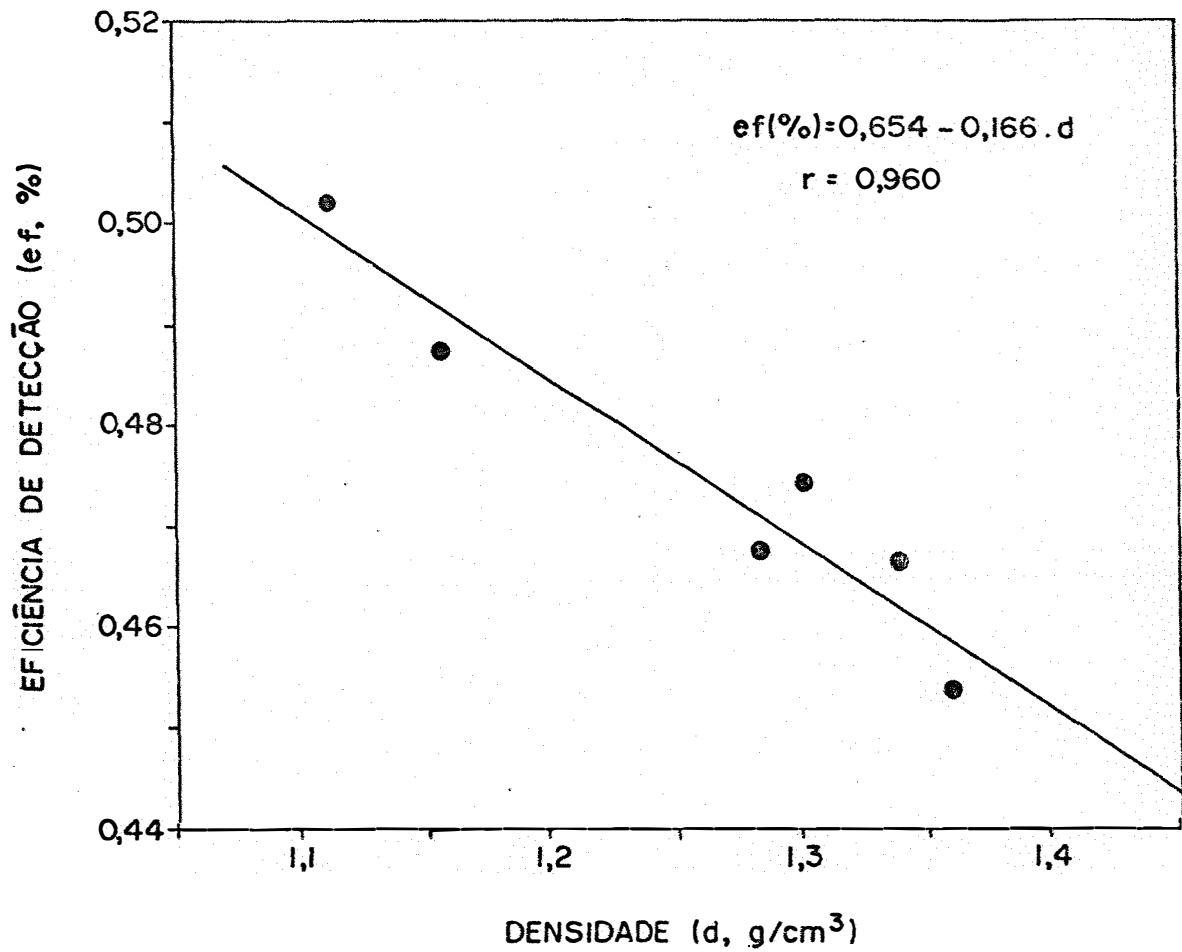


Figura 6 - Curva de eficiência de detecção para os raios gama de 662 keV de Cs - 137 em função da densidade do solo no copo Marinelli.

(1962), GLASSTONG (1964) e LANGHAM (1965) e, com os resultados encontrados em pesquisas realizadas no Hemisfério Sul por SAKAI (1977), McCALLAN et alii (1980) e CAMPBELL (1982).

Em relação aos solos do Hemisfério Norte a atividade dos nossos solos é em média 10 vezes menor mas, em relação à atividade registrada em Brisbane/Canadá é somente 2,8 vezes menor. Em parte, a diferença para Brisbane pode ser devida a atividade em Cs - 137 para esta localidade ter sido proveniente de estações de monitoramento e não do solo. Com relação ao valor médio de Cs - 137 encontrado para solos da Bahia, os valores encontrados neste trabalho são mais altos, refletindo provavelmente a diferença de latitude, diferença essa comentada pelos mesmos autores citados acima e observadas nos dados da tabela 1.

#### 4.3. Detecção

Parte do espectro de pulsos para a amostra de solo mais ativa em Cs-137 entre as amostras analisadas, é mostrado na figura 7, onde se pode visualizar que a taxa de contagem dos raios gama do Cs-137 é bastante reduzida em relação a dos radionuclídeos naturais.

Tabela 1 - Níveis de césio - 137 no solo para alguns locais do globo.

Local	nível de Cs - 137 (Bq/m <sup>2</sup> )	Fonte
norte Mississippi - USA	5729.82	Ritchie et alii (1974)
Georgia USA	1813.00 (bastante cultivada)	Ritchie & McHenry (1977)
Mississippi - USA	5439.00 (pouco cultivada)	Ritchie & McHenry (1977)
Saskatoon - Canadá	2490.00	Villar (1981)
Saskatoon - Canadá	2368.00	De Jong et alii (1982)
Shawano - USA	3876.00 (em 1981)	McHenry & Bubenzer (1985)
New Brunswick - Canadá	3400.00	De Jong et alii (1986)
oeste de Saskatchewan - Canadá	2877.00	Kiss et alii (1986)
Phoenix USA (19 cm/ano precipitação)	736.00	Lance et alii (1986)
Clayton USA (122 cm/ano precipitação)	4820.00	Lance et alii (1986)
Córdia	3541.00	Menzel et alii (1987)
sul de Ontário - Canadá	2700.00	Kachanoski (1987)
Brisbane - Austrália	858.40 *	Longmore et alii (1983)
Bahia - Brasil	92.5 ± 18.5	Sakai (1977)
Piracicaba - SP	306.15	este trabalho

\* único dado de estação de monitoramento.

A figura 8 apresenta, para efeito de comparação, parte do espectro de pulsos de uma amostra de solos da região de Ebensee/Austria, no qual se pode observar que a atividade em Cs-137 é alta em relação a dos radionuclídeos naturais e bastante superior a encontrada para os nossos solos, mesmo utilizando apenas 2,4 horas de contagem.

Observando-se as figuras 7 e 8 e a tabela 1 fica evidente a necessidade da utilização de um detector semicondutor de alta resolução (FWHM = 1,3 keV para o raio gama do Cs-137) como o empregado neste trabalho para detecção de Cs-137. Sendo muito baixa a atividade em Cs-137 para os nossos solos, o fotopico é de difícil quantificação e num detector de menor resolução ficaria sobreposto nas laterais dos fotopicos do Bi-214 e Bi-212. Também fica evidente o longo tempo de detecção necessário para os nossos solos (1-2 horas no Hemisfério Norte contra 12-24 horas no Hemisfério Sul); em outras palavras, enquanto no Hemisfério Sul pode-se efetuar uma leitura por dia, no Hemisfério Norte pode-se efetuar de 5 a 10 leituras. Ressalte-se que o ideal para os nossos solos seria um tempo de detecção de pelo menos 24 horas para que o erro (CV%) fosse considerado razoável. Por exemplo, para uma amostra com 29,65 cph detectada por 18,15 horas o erro foi de 12,9% (massa de 840 g), enquanto que para a amostra de Ebensee/Austria, com

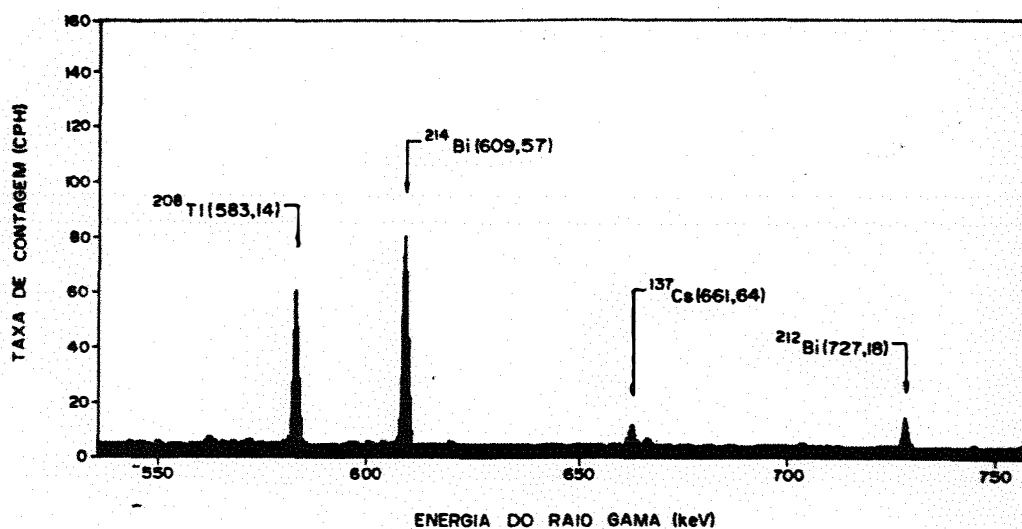


Figura 7 - Parte do espectro de pulsos para a amostra de solo mais ativa em Cs - 137 (0-3 cm), visualizando os fotopicos do Cs - 137 (661,64 keV) (radionuclídeo artificial proveniente do "fallout"), e dos radionuclídeos naturais Tl-208 (583,14 keV), Bi-214 (609,57 keV), e Bi-212 (727,18 keV) (18,15 h de detecção).



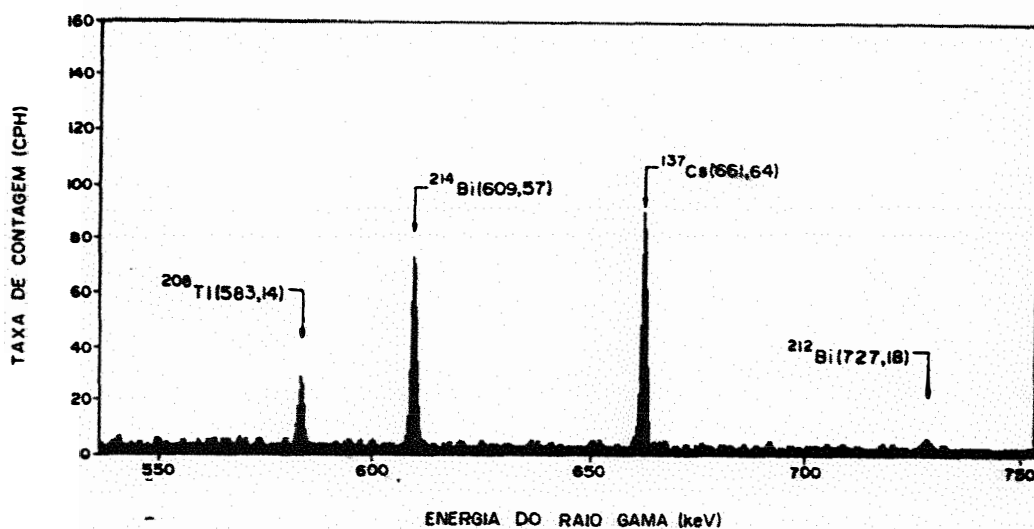


Figura 8 - Parte do espectro de pulsos para uma amostra de solo da região de Ebensee/Austria (0-5 cm), visualizando os fotopicos do Cs - 137 (661,64 keV) (radionuclídeo artificial proveniente do "fallout"), e dos radionuclídeos naturais Tl-208 (583,14 keV), Bi-214 (609,57 keV), e Bi-212 (727,18 keV) (2,4 h de detecção).

396,08 cph, detectada por apenas 2,4 horas o erro foi de 4,4% (mesmo tendo uma massa de apenas 476,64 g). Na realidade, necessita-se de aproximadamente 40 horas de detecção para se obter um erro razoável nas amostras analisadas. Entretanto, devido ao número de amostras e disponibilidade do equipamento de detecção, foi utilizado neste trabalho um tempo de detecção da ordem de 12 a 24 horas.

Destas observações depreende-se que o tempo de detecção para os nossos solos limita o número de amostras a serem analisadas, principalmente se for levado em conta que foi utilizado neste trabalho o único detector semiconductor existente na Seção de Radioisótopos do CENA/USP, com o qual estão sendo desenvolvidos outros trabalhos. A detecção das nossas amostras coletadas levou aproximadamente 6 meses, mas mesmo assim, pode-se considerar que é um tempo muito curto em relação aos métodos usuais de avaliação de perdas de solo por erosão.

#### 4.4. Nível base ou "input" de Cs - 137

No Brasil não existe estações de monitoramento de "fallout", e portanto, o nível base ou "input" de Cs - 137 foi determinado em locais mais próximos possíveis da área estudada, que reconhecidamente não sofreram erosão ou deposição de solos. Deve ser frisado, que

a localização desses pontos foi extremamente difícil pois, nos dias de hoje encontrar locais planos que não tenham sofrido deposição ou erosão de solos e não tenham sido perturbados desde 1950 ou antes é quase impossível, principalmente na região estudada.

Foram identificados 4 locais que reconhecidamente não tinham sofrido erosão ou deposição e os dados da atividade em Cs-137 por unidade de massa e de área desses locais são mostrados na tabela 2. O valor médio dos 4 locais foi usado como nível base, ou seja,  $306,15 \text{ Bq/m}^2$ . Como se pode observar pelos dados, os valores encontrados para os 4 locais foram muito próximos, o que nos dá segurança na utilização desse nível base, pois os locais III e IV (próximos) estão distantes dos locais I e II (também próximos) e são dados de solos diferentes.

Observando-se ainda a tabela 2, pode-se verificar que os locais I e II apresentaram praticamente os mesmos níveis de Cs-137 e, que para os solos não perturbados este radionuclídeo está presente somente até a 10 cm ou até a profundidade de cultivo (local I), o que está de acordo com as observações de outros autores como RITCHIE et alii (1970 e 1972), McHENRY et alii (1973), BALTAKMENS & GREGORY (1977) e CAMPBELL et alii (1982).

Tabela 2 - Atividade em Cs - 137 por unidade de massa e de área em amostras de solos não perturbados (pelo menos desde 1950).

PRGFUNDIDADE (cm)	MASSA (g)	DENSIDADE DO SOLO NO MARINELLI (g/cm <sup>3</sup> )	TAXA DE CONTAGEM (cph)*	DENSIDADE GLOBAL (g/cm <sup>3</sup> )	EFICIÊNCIA DE DETECÇÃO (%)	ATIVIDADE EM CS-137		
						(Bq)	(Bq/kg)	(Bq/m <sup>2</sup> )
Area I								
0-10	1010.0	1.101	26.93	1.40	0.501	1.764	1.746	244.5
10-20	1003.9	1.095	8.22	1.40	0.502	0.537	0.535	74.9
20-30	1065.8		nd	1.40	0.501	nd	nd	nd
ativ.total								319.4
Area II								
0-10	840.0	0.916	29.65	1.45	0.532	1.830	2.178	315.8
10-20	834.0	0.909	nd	1.45	0.533	nd	nd	nd
ativ.total								315.8
Area III								
0-30	971.0	1.059	10.78	1.3	0.508	0.696	0.717	279.6
ativ.total								279.6
Area IV								
0-30	972.0	1.060	11.95	1.3	0.508	0.772	0.794	309.8
ativ.total								309.8
2								
atividade em Cs-137 utilizada como nível base = 306,15 Bq/m								

\* nd: atividade em Cs-137 não detectada mesmo com 12 a 20 horas de detecção.

#### 4.5. Atividade em Cs-137 nos perfis de solo

O perfil 1, (tabela 3) apresenta Cs-137 até a profundidade de 18 cm e uma atividade total deste radionuclídeo de  $280,3 \text{ Bq/m}^2$ . Esses valores indicam que este é um perfil de perda pois o valor total de Cs-137 é inferior ao valor do nível base e a profundidade de aparecimento de Cs-137 se não indica perda não indica certamente deposição.

O perfil 2, mostrado na tabela 4 apresenta Cs-137 até 33 cm, o que indica deposição e, um teor total em Cs-137 de  $702,1 \text{ Bq/m}^2$ , o que confirma que este perfil é de deposição. Se for analisado melhor os dados verifica-se que mesmo considerando o Cs-137 até 18 cm, como para o perfil 1, ele já seria configurado como perfil de deposição ( $425,5 \text{ Bq/m}^2$  de Cs-137). Este perfil é considerado de deposição tanto pela profundidade até a qual o Cs-137 está presente quanto pelo alto valor do Cs-137 total (mais que o dobro do nível base).

O perfil 3, apresentado na tabela 5, também apresenta Cs - 137 até 33 cm e uma atividade total em Cs-137 de  $409,2 \text{ Bq/m}^2$ . Este perfil é considerado de deposição pela profundidade atingida pelo Cs-137 e pelo valor de Cs-137 total. No entanto, em relação ao perfil 2, pode-se considerá-lo de fraca deposição ou melhor, é um perfil que

Tabela 3 - Atividade em Cs - 137 por unidade de massa e de área a diferentes profundidades no perfil 1, localizado no terço médio da vertente, sob culturas anuais.

PROFUNDIDADE (cm)	MASSA (g)	DENSIDADE DO SOLO NO MARINELLI (g/cm <sup>3</sup> )	TAXA DE CONTAGEM (cph)*	DENSIDADE GLOBAL (g/cm <sup>3</sup> )	EFICIENCIA DE DETECCAO (%)	ATIVIDADE EM CS-137		
						(Bq)	(Bq/kg)	(Bq/m <sup>2</sup> )
0 - 3	1243	1.356	18.46	1.50	0.459	1.320	1.062	47.8
3 - 6	1233	1.345	14.1	1.53	0.461	1.004	0.815	37.4
6 - 9	1246	1.359	22.38	1.64	0.459	1.602	1.286	63.3
9 - 12	1238	1.350	18.99	1.60	0.460	1.355	1.095	52.6
12 - 15	1230	1.341	18.08	1.69	0.461	1.286	1.046	53.0
15 - 18	1192	1.300	8.83	1.68	0.468	0.619	0.519	26.2
18 - 21	1164	1.270	nd	1.68	0.473	nd	nd	nd
21 - 24	1107	1.207	nd	1.55	0.484	nd	nd	nd
24 - 27	1151	1.255	nd	1.55	0.476	nd	nd	nd
27 - 30	1076	1.173	nd	1.55	0.489	nd	nd	nd
30 - 33	1075	1.172	nd	1.53	0.490	nd	nd	nd
45 - 48	1225	1.336	nd	1.53	0.462	nd	nd	nd
75 - 78	1172	1.278	nd	1.49	0.472	nd	nd	nd
TOTAL						280.3		

\* nd: atividade em Cs-137 não detectada mesmo com 12 a 20 horas de detecção.

Tabela 4 - Atividade em Cs - 137 por unidade de massa e de área a diferentes profundidades no perfil 2, localizado no terço médio da vertente, próximo ao canal de um terraço, em zona de reconhecida sedimentação.

PROFUNDIDADE (cm)	MASSA (g)	DENSIDADE DO SOLO NO MARINELLI (g/cm <sup>3</sup> )	TAXA DE CONTAGEM (cph)*	DENSIDADE GLOBAL (g/cm <sup>3</sup> )	EFICIÊNCIA DE DETECÇÃO (%)	ATIVIDADE EM CS-137		
						(Bq)	(Bq/kg)	(Bq/m <sup>2</sup> )
0 - 3	1265	1.379	26.16	1.62	0.455	1.959	1.549	75.3
3 - 6	1219	1.329	24.74	1.69	0.463	1.753	1.438	72.9
6 - 9	1261	1.375	24.57	1.70	0.456	1.770	1.403	71.6
9 - 12	1255	1.369	24.99	1.65	0.457	1.796	1.431	70.8
12 - 15	1236	1.348	21.07	1.69	0.460	1.503	1.216	61.6
15 - 18	1241	1.353	26.85	1.58	0.459	1.919	1.546	73.5
18 - 21	1150	1.254	21.99	1.58	0.476	1.517	1.319	62.5
21 - 24	1186	1.293	20.16	1.70	0.469	1.410	1.189	60.6
24 - 27	1255	1.369	18.73	1.70	0.457	1.346	1.072	54.7
27 - 30	1148	1.252	19.83	1.70	0.476	1.367	1.191	60.7
30 - 33	1088	1.186	12.07	1.70	0.487	0.813	0.748	38.1
45 - 48	1249	1.362	nd	1.70	0.458	nd	nd	nd
75 - 78	1183	1.290	nd	1.51	0.470	nd	nd	nd
TOTAL						702.1		

\* nd: atividade em Cs-137 não detectada mesmo com 12 a 20 horas de detecção.

Tabela 5 - Atividade em Cs - 137 por unidade de massa e de área a diferentes profundidades no perfil 3, localizado no início do terço médio inferior da vertente, sob reflorestamento de Pinus.

PROFUNDIDADE (cm)	MASSA (g)	DENSIDADE DO SOLO NO MARINELLI (g/cm <sup>3</sup> )	TAXA DE CONTAGEM (cph)*	DENSIDADE GLOBAL (g/cm <sup>3</sup> )	EFICIÊNCIA DE DETECÇÃO (%)	ATIVIDADE EM CS-137		
						(Bq)	(Bq/kg)	(Bq/m <sup>2</sup> )
0 - 3	1188	1,296	19,04	1,47	0,469	1,333	1,122	49,5
3 - 6	1171	1,277	15,00	1,52	0,472	1,043	0,891	40,6
6 - 9	1199	1,308	17,08	1,54	0,467	1,201	1,001	46,3
9 - 12	1180	1,287	11,35	1,51	0,470	0,791	0,670	30,4
12 - 15	1185	1,292	12,33	1,51	0,470	0,862	0,727	33,0
15 - 18	1196	1,304	15,75	1,52	0,468	1,106	0,925	42,2
18 - 21	1135	1,238	11,71	1,52	0,479	0,803	0,708	32,3
21 - 24	1113	1,214	10,90	1,62	0,483	0,742	0,666	32,4
24 - 27	1204	1,313	13,71	1,62	0,466	0,966	0,802	39,0
27 - 30	1220	1,330	10,73	1,62	0,463	0,760	0,623	30,3
30 - 33	1103	1,203	11,19	1,61	0,484	0,758	0,688	33,2
45 - 48	1225	1,336	nd	1,61	0,462	nd	nd	nd
75 - 78	1125	1,227	nd	1,55	0,480	nd	nd	nd
TOTAL						409,2		

\* nd: atividade em Cs-137 não detectada mesmo com 12 a 20 horas de detecção.



pela sua localização, início do terço médio da pendente, além de receber sedimentos de toda a área acima tem perdido material, empobrecendo-se em Cs-137.

Na figura 9 é apresentada a variação na atividade específica do Cs - 137 com a profundidade para os 3 perfis estudados. Nesta figura pode-se verificar a grande similaridade dos perfis 2 e 3 e ainda, a semelhança entre o perfil 1 com os dois outros, se os considerarmos a partir de 9 cm de profundidade.

A concentração máxima de Cs - 137 nos perfis ocorre em sedimentos depositados, presumivelmente, de 1963 a 1965, que para o perfil 1 corresponde a camada de 6 - 9 cm e para os perfis 2 e 3 de 15 - 18 cm. Isto pode indicar que houve perda das camadas de 0 - 9 cm no perfil de meia-encosta (perfil 1) a partir da década de 60.

Um segundo pico, mas bem menos definido, ocorre em sedimentos depositados de 1958-1961, identificado de 27 a 30 cm para o perfil 2 e 24 a 27 cm para o perfil 3. A diferença de 3 cm ilustra uma possível diferença na taxa de sedimentação para esse período entre os dois perfis, provavelmente devido ao manejo aplicado às duas áreas onde o perfil 3, em observação nas fotografias aéreas de 1962, se apresentava com uma vegetação tipo campina e, o perfil 2 e

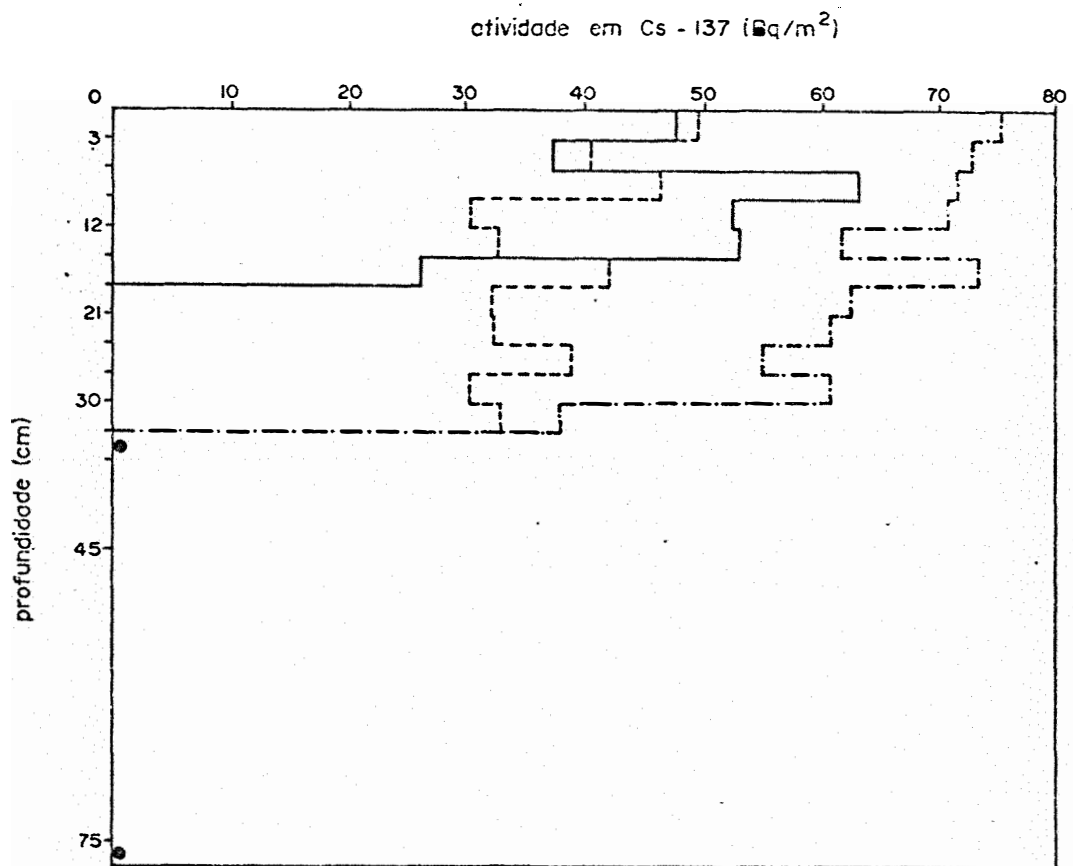


Figura 9 - Perfis de distribuição de Cs - 137 para os solos coletados na meia-encosta (P1 —), zona de sedimentação (P3 - -) e terço médio inferior da vertente (P2 - - -).

● Cs - 137 não detectado.

acima dele, culturas anuais, sem quaisquer sinais de práticas conservacionistas. Pode-se ainda inferir que a diferença entre os dois picos nos fornece a acumulação de sedimentos entre 1959 e 1964, assim, o perfil 2 acumulou uma camada de 12 cm de solo e o perfil 3 de 9 cm, correspondendo a 1992 toneladas de solo/ha e 1435 toneladas de solo/ha, respectivamente.

Materiais depositados até a superfície desses perfis fornecem uma idéia da deposição ou perda pós 60, mas, não evidencia qualquer pico referente ao "fallout" de Cs - 137 levemente maior ocorrido em 1969 - 1970.

Em relação ao nível base ou "input" de Cs - 137, o perfil 2 apresentou uma acumulação de 119,35 Bq/m<sup>2</sup> de Cs - 137, o que significa, levando em conta a metodologia proposta por DE JONG et alii (1982), um ganho de 46,39 toneladas de solo por ha.ano. Da mesma forma, perdas de 61,28 toneladas/ha.ano e 24,93 toneladas/ha.ano podem ser estimadas para os perfis 1 e 3 respectivamente, para o período pós 60.

Os perfis verticais de atividade de Cs - 137 propiciam, portanto, um detalhe de registros histórico do resultado líquido dos processos de erosão e deposição para o período pós 60, e até pós 54. A interpretação ou decodificação desse registro histórico requer interpretação

quantitativa dos processos de erosão, transporte e deposição anteriores os quais combinados construíram "in situ" o perfil de Cs - 137.

O padrão de variação de "fallout" de Cs - 137 através do tempo tem sido registrado por muitos autores dentre os quais PENNINGTON et alii (1973), RITCHIE et alii (1975), ROBBINS & EDGINGTON (1975) e McCALLAN et alii (1980) em camadas sucessivas de sedimentos acumulados desenvolvidos numa sequência cronológica.

Nas figuras 10, 11 e 12 são visualizados, os conteúdos de Cs - 137, de argila e de matéria orgânica para os perfis 1, 2 e 3, respectivamente. O conteúdo de argila varia com a profundidade e, no perfil 1 apresenta visível aumento a partir de 18 cm; uma ligeira tendência de aumento até 18 - 21 cm para o perfil 3 e, já para o perfil 2 se apresenta relativamente mais homogêneo. O conteúdo de matéria orgânica diminui em profundidade mas, mesmo assim permanece relativamente constante até 33 cm. Note-se que o perfil 2, de sedimentação, apresenta os maiores conteúdos de matéria orgânica, que podem em parte responder pela maior atividade em Cs - 137 registrada para este perfil.

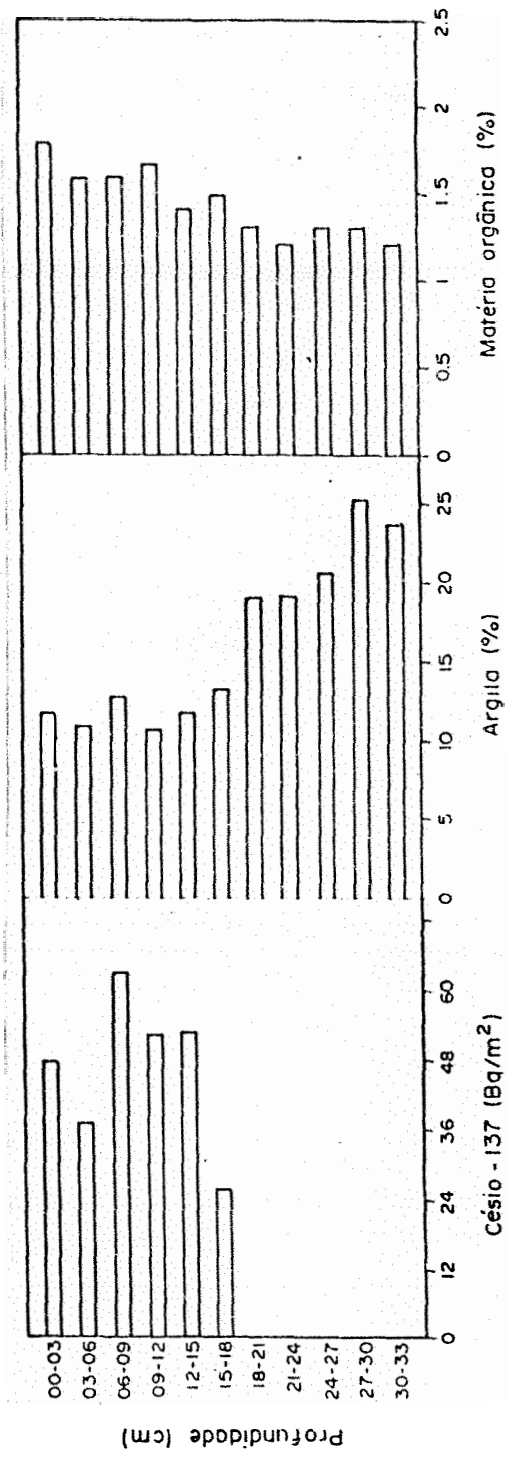


Figura 10 - Distribuição de Cs - 137 (Bq/m<sup>2</sup>), de argila (%) e de matéria orgânica (%), para o perfil 1.

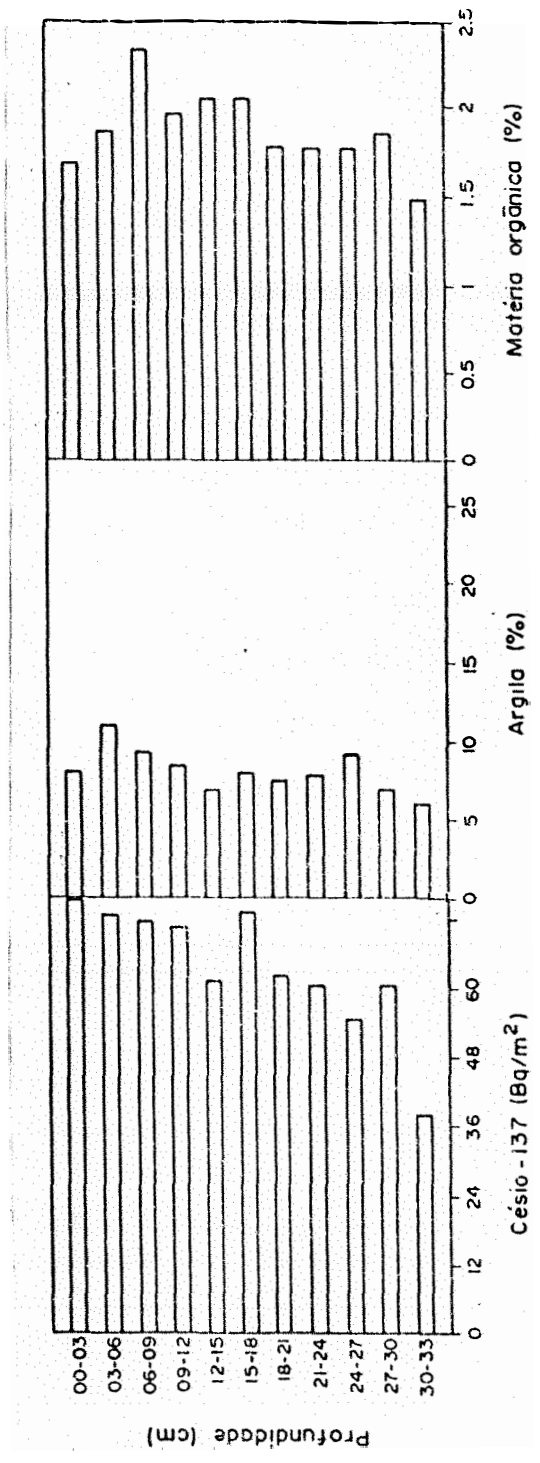
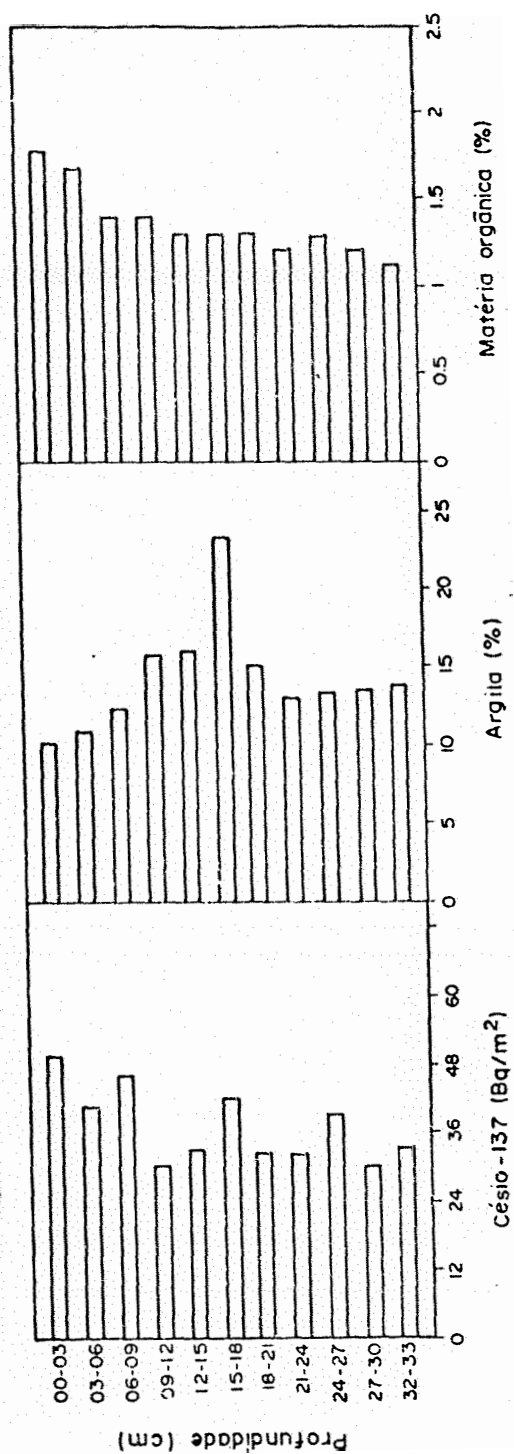


Figura 11 - Distribuição de Cs - 137 (Bq/m<sup>2</sup>), de argila (%) e de matéria orgânica (%), para o perfil 2.



2  
 Figura 12 - Distribuição de Cs - 137 (Bq/m<sup>2</sup>), de argila (%) e de matéria orgânica (%), para o perfil 3.

De toda forma, o ideal seria ter coletado um perfil no lago da represa para se poder conferir todo o histórico da bacia mas, a represa foi dragada e reformada e, portanto um perfil do fundo do lago não representaria a realidade.

#### 4.6. Distribuição de césio - 137 na bacia

As tabelas 6, 7 e 8 e as figuras 13 e 14 mostram a distribuição do Cs - 137 para os três caminhamentos ao longo da bacia.

A concentração de Cs - 137 medida nos diferentes pontos dos três caminhamentos variou de não detectado a  $454,7 \text{ Bq/m}^2$ , denotando a grande variação e redistribuição de Cs - 137 na bacia de acordo com a posição do ponto de amostragem na pendente e do uso e manejo nesses mesmos pontos.

Os resultados apresentados ilustram a influência do cultivo na distribuição de Cs - 137 nos solos da bacia. A magnitude e a distribuição do conteúdo de Cs - 137 total na bacia é o resultado do "fallout" total, sua distribuição em área, sua remoção pela erosão do solo e até pela colheita e sua redistribuição no solo devido ao cultivo.



Tabela 6 - Atividade em Cs - 137 por unidade de massa e de área em amostras de 20 cm de profundidade do caminhamento A.

LOCAL	MASSA (g)	DENSIDADE DO SOLO NO MARINELLI (g/cm <sup>3</sup> )	TAXA DE CONTAGEM (cph)*	EFICIÊNCIA DE DETECCAO (%)	ATIVIDADE EM CS-137		
					(Bq)	(Bq/kg)	(Bq/m <sup>2</sup> )
1A	1108	1,208	9,11	0,484	0,413	0,372	179,8
2A	1131	1,233	15,98	0,479	0,729	0,645	311,6
3A	1089	1,188	17,86	0,487	0,803	0,737	356,1
4A	1155	1,260	14,49	0,475	0,668	0,578	279,2
5A	1163	1,268	15,99	0,474	0,739	0,635	306,9
6A	1135	1,238	16,53	0,479	0,756	0,666	321,7
7A	1224	1,335	14,66	0,462	0,694	0,567	273,7
8A	1193	1,301	15,33	0,468	0,717	0,601	290,2
9A	1163	1,268	19,93	0,474	0,921	0,792	382,5
10A	1186	1,293	22,39	0,469	1,044	0,880	425,2
11A	1148	1,252	8,26	0,476	0,379	0,331	159,7
12A	1118	1,219	17,99	0,482	0,817	0,731	353,1
MEDIA					303,31		

3

Obs.: densidade global média do solo = 1,61 g/cm

Tabela 7 - Atividade em Cs - 137 por unidade de massa e de área em amostras de 20 cm de profundidade do caminhamento B.

LOCAL	MASSA (g)	DENSIDADE DO SOLO NO MARINELLI (g/cm <sup>3</sup> )	TAXA DE CONTAGEM (cph)*	EFICIÊNCIA DE DETECÇÃO (%)	ATIVIDADE EM CS-137		
					(Bq)	(Bq/kg)	(Bq/m <sup>2</sup> )
1B	1161	1,266	19,15	0,474	0,885	0,762	367,9
2B	1138	1,241	nd	0,478	nd	nd	nd
3B	1119	1,220	nd	0,482	nd	nd	nd
4B	1168	1,274	16,02	0,473	0,742	0,635	306,8
5B	1183	1,290	13,96	0,470	0,650	0,549	265,5
6B	1110	1,210	11,25	0,483	0,509	0,459	221,8
7B	1193	1,301	10,96	0,468	0,513	0,429	207,5
8B	1158	1,263	nd	0,474	nd	nd	nd
9B	1033	1,126	10,61	0,497	0,467	0,452	218,5
10B	1150	1,254	23,54	0,476	1,083	0,941	454,7
11B	1169	1,275	16,09	0,472	0,745	0,637	308,0
12B	1114	1,215	15,39	0,482	0,698	0,627	302,7
13B	1203	1,312	5,15	0,466	0,241	0,201	97,07
14B	1118	1,219	19,87	0,482	0,903	0,807	390,1

Média, sem considerar os locais com Cs-137 não detectado = 285,51 Bq/m<sup>2</sup>

Média, considerando os locais com Cs-137 não detectado = 224,51 Bq/m<sup>2</sup>

\* nd: atividade em Cs-137 não detectada mesmo com 12 a 20 horas de detecção.

Obs.: densidade global média do solo = 1,61 g/cm<sup>3</sup>.

Tabela 8 - Atividade em Cs - 137 por unidade de massa e de área em amostras de 20 cm de profundidade do caminhamento C.

LOCAL	MASSA (g)	DENSIDADE DO SOLO NO MARINELLI (g/cm <sup>3</sup> )	TAXA DE CONTAGEM (cph)*	EFICIÊNCIA DE DETECCAO (%)	ATIVIDADE EM CS-137		
					(Bq)	(Bq/kg)	(Bq/m <sup>2</sup> )
1C	1172	1,278	11,89	0,472	0,551	0,471	227,3
2C	1178	1,285	21,83	0,471	1,015	0,861	416,1
3C	1183	1,290	19,59	0,470	0,913	0,771	372,5
4C	1148	1,252	14,26	0,476	0,655	0,571	275,7
Média							484,4

Obs.: densidade global média do solo = 1,61 g/cm<sup>3</sup>

Nas tabelas e figuras mencionadas se pode verificar que o Cs - 137 medido nos solos diferiu sob cada tipo de uso da terra e também sob o mesmo tipo de uso. E, esta segunda variação na concentração de Cs - 137 pode ser explicada em grande parte pela localização de cada ponto na pendente.

#### 4.7. Redistribuição de céσιο - 137 e solo na bacia

O radionuclídeo Cs - 137 tem sido utilizado por RITCHIE & McHENRY (1978); DE JONG et alii (1983); LONGMORE et alii (1983), dentre outros, para estimar a redistribuição dos solos no campo.

O "input" atmosférico de Cs - 137 de "fallout" na bacia foi assumido ser a concentração média de Cs - 137 medida nos locais não perturbados, ou seja,  $306,15 \text{ Bq/m}^2$ . Desta forma, o Cs - 137 perdido ou acumulado para cada tipo de cobertura foi assumido ter movimentado enquanto fixado às partículas mais finas do solo e ao material orgânico contido no deflúvio da bacia. Portanto, movimento de Cs - 137 significou movimento de solo; acúmulo de Cs - 137, deposição de solo e esgotamento de Cs - 137, erosão.

Estas suposições foram feitas com base nos resultados de RITCHIE et alii (1974a) e RITCHIE & McHENRY

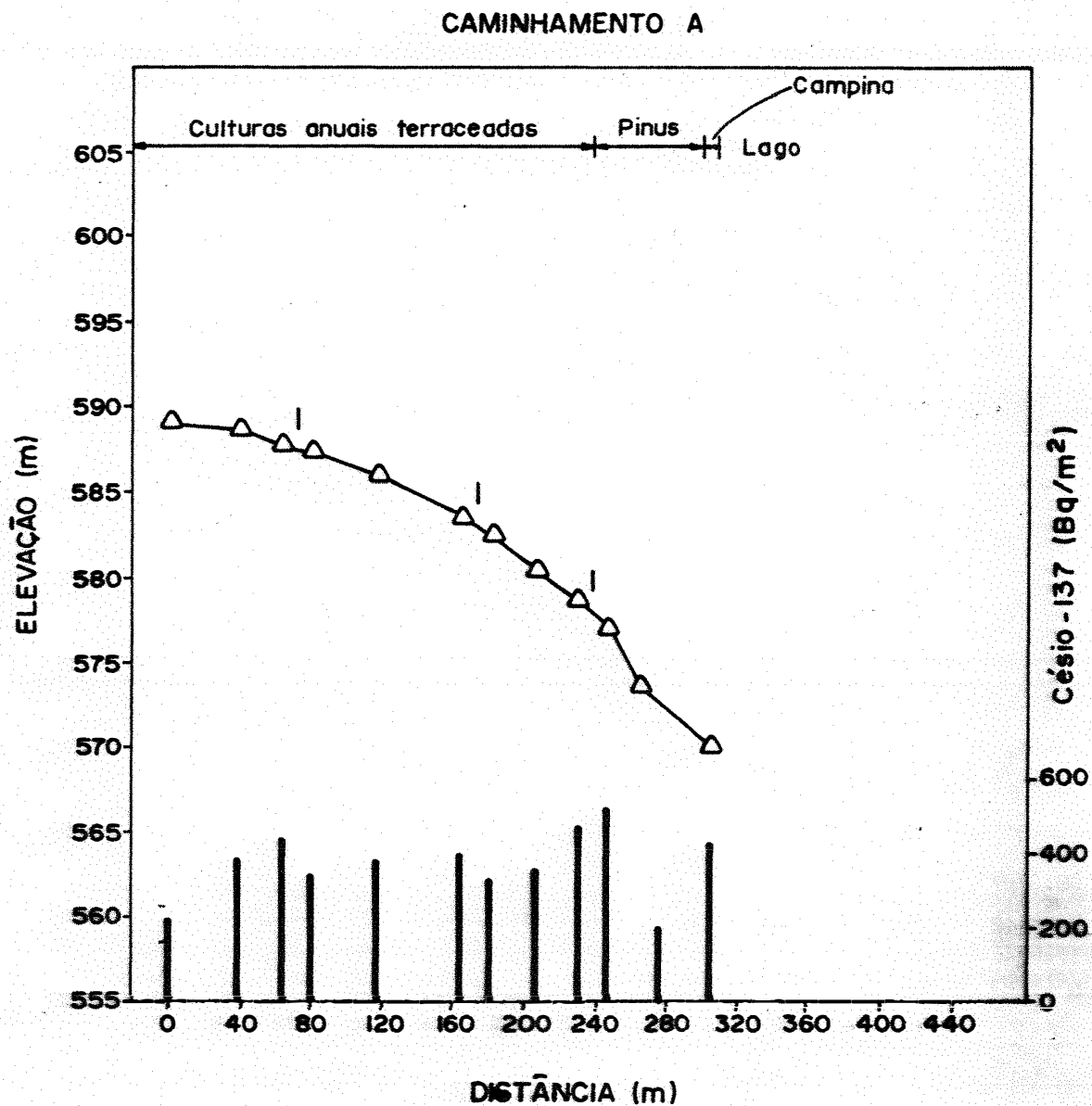
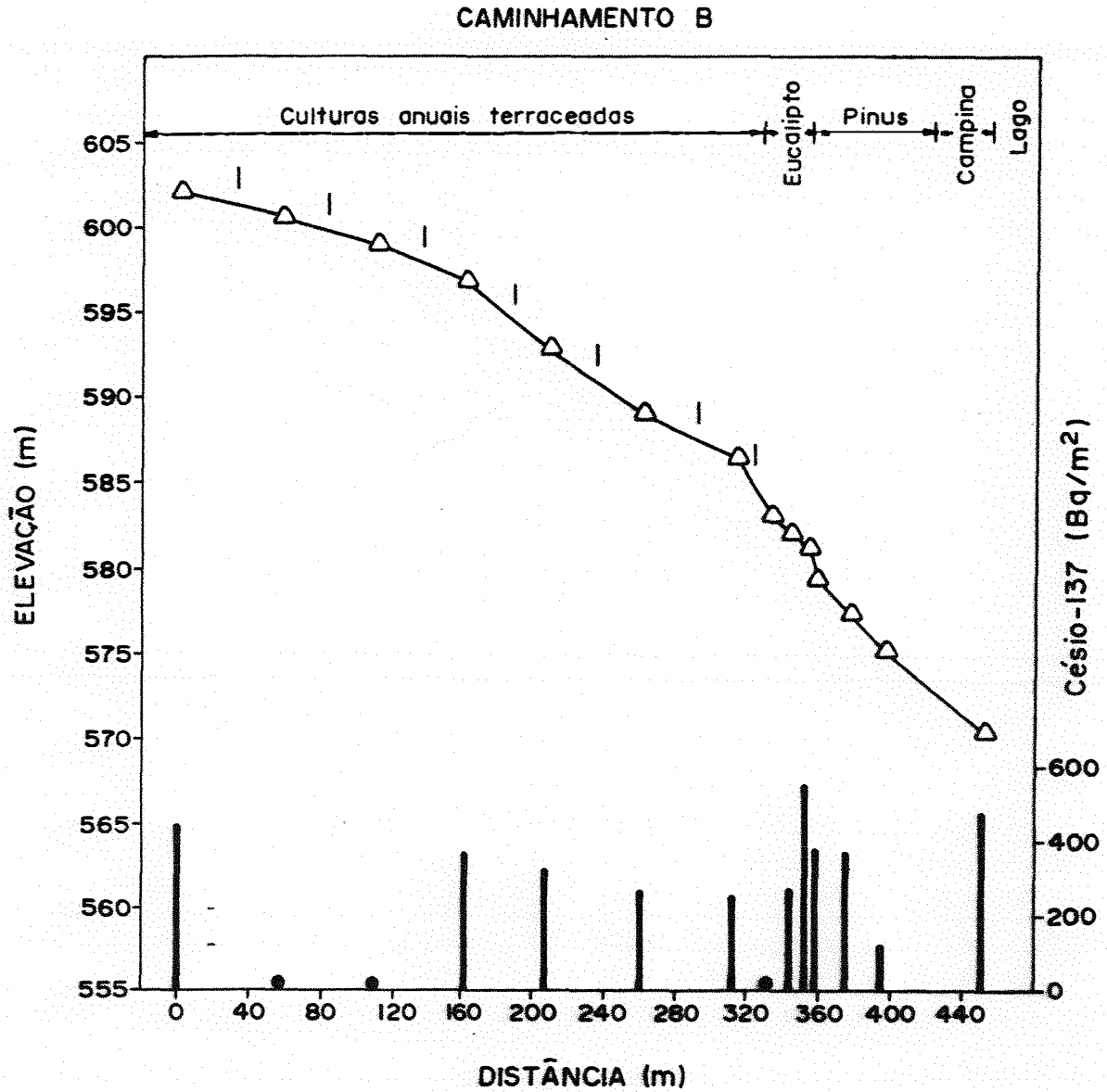


Figura 13 - Atividade em Cs - 137 (Bq/m<sup>2</sup>), localização dos pontos amostrados e respectivas elevações (m) e uso da terra para o caminhamento A.



2

Figura 14 - Atividade em Cs - 137 (Bq/m<sup>2</sup>), localização dos pontos amostrados e respectivas elevações (m) e uso da terra para o caminhamento B.

• Cs - 137 não detectado.

(1975) que encontraram que o Cs - 137 foi exaurido nos pontos de erosão e concentrado nos de acúmulo e, nos resultados de KISS et alii (1986), que também observaram que as áreas de perda líquida de solo apresentavam quantidades reduzidas de Cs - 137, enquanto que as áreas de deposição líquida apresentavam-se enriquecidas em Cs - 137 em relação às áreas não erodidas e não deposicionais.

As concentrações médias de Cs - 137 medidas sob os diferentes usos da terra e diferentes declividades, o balanço calculado de Cs - 137, a redistribuição de Cs - 137, bem como as perdas ou ganhos de solo, para os três caminhamentos estão contidos nas tabelas 9, 10 e 11, numa tentativa de sumarizar a distribuição e o movimento de Cs - 137 e de solo na bacia.

Na tabela 9, ao se verificar os dados referentes ao caminhamento A, evidenciou-se a tendência dos pontos entre os terraços, ou seja, sempre os primeiros pontos logo após o terraço, ou no início da pendente (1A, 4A e 7A) apresentaram os menores valores de Cs - 137 em relação aos dois outros localizados abaixo, denotando que estes pontos, estão perdendo Cs - 137 e solo para os pontos abaixo. Os pontos medianos (2A, 5A e 8A) apresentaram valores intermediários caracterizando de uma parte perda de Cs - 137 e de solo para os pontos localizados abaixo e de outra parte, ganho dos pontos localizados acima. Por fim, os

Tabela 9 - Uso atual, declividade, concentração e balanço de Cs - 137 para o caminhamento A.

Local	Declividade (X)	Cs - 137 (Bq/m <sup>2</sup> )	Perda ou ganho (Bq/m <sup>2</sup> )	Redistribuição de Cs - 137 (Bq/m <sup>2</sup> ) *	Perda de solo (t/ha) **	Perda ou ganho de solo (t/ha.ano) ***
1A	1,22	179,8	- 126,35	- 0,41	70,40	- 48,79
2A	3,69	311,6	5,45	0,02		2,38
3A	2,93	356,1	49,95	0,16		19,04
4A	3,72	279,2	- 26,95	- 0,09	11,76	- 10,71
5A	5,07	306,9	0,75	0,0024		0,29
6A	7,03	321,7	15,55	0,05		5,95
7A	8,36	273,7	- 32,45	- 0,10	13,32	- 11,9
8A	8,30	290,2	- 15,95	- 0,95	5,88	- 5,95
9A	9,82	382,5	76,35	0,25		29,75
10A	12,38	425,2	119,05	0,39		46,41
11A	12,82	159,7	- 146,45	- 0,48	84,79	- 57,12
12A		353,1	46,95	0,15		17,85
Média		303,31	- 2,84	- 0,009	0,78	- 1,071

\* KISS et alii (1986):  $Cs-137R = \frac{(Cs-137c - Cs-137input)}{Cs-137input}$

\*\* RITCHIE & McHENRY (1975):  $Y = 0,88 \cdot X^{1,18}$

\*\*\* DE JONG et alii (1986):  $\frac{(Cs-137atual - Cs-137input)}{Cs-137input} \times 3220$



Tabela 10- Uso atual, declividade, concentração e balanço de Cs - 137 para o caminhamento B.

Local	Declividade (%)	Cs - 137 (Bq/m <sup>2</sup> )	Perda ou ganho (Bq/m <sup>2</sup> )	Redistribuição de Cs - 137 (Bq/m <sup>2</sup> ) *	Perda de solo (t/ha) **	Perda ou ganho de solo (t/ha.ano) ***
18		367,9	61,75	0,20		23,8
	2,44					
28		nd	- 306,15	- 1,0	201,60	- 119,00
	3,33					
38		nd	- 306,15	- 1,0	201,60	- 119,00
	4,58					
48		306,8	0,65	0,002		0,238
	8,79					
58		265,5	- 40,65	- 0,13	18,15	- 15,47
	7,60					
68		221,8	- 84,35	- 0,28	44,89	- 33,32
	5,26					
78		207,5	- 98,65	- 0,32	52,55	- 38,08
	17,34					
88		nd	- 306,15	- 1,0	201,60	- 119,00
	9,25					
98		218,5	- 87,65	- 0,29	46,79	- 34,51
	9,77					
108		454,7	148,55	0,49		58,31
	37,82					
118		308,0	1,85	0,006		0,714
	11,36					
128		302,7	- 3,45	- 0,01	0,88	- 1,19
	11,54					
138		97,1	- 209,08	- 0,68	127,89	- 80,92
	9,14					
148		390,1	83,95	0,27		32,13
Média sem considerar nd:		285,5	- 20,64	- 0,067	8,30	- 7,97
Média considerando nd:		224,5	- 81,82	- 0,27	43,00	- 32,13

1

\* nd: atividade em Cs - 137 não detectada.

\* KISS et alii (1986):  $Cs-137R = \frac{(Cs-137c - Cs-137input)}{Cs-137input}$ 

Cs-137 input

1,18

\*\* RITCHIE & McHENRY (1975):  $Y = 0,88 \cdot X$ \*\*\* DE JONG et alii (1986):  $(Cs-137atual - Cs-137input) \times 3220$ 

Cs-137input

27

Tabela 11- Uso atual, declividade, concentração e balanço de Cs - 137 para o caminhamento C.

Local	Declividade <sup>1</sup> (%)	Cs - 137 (Bq/m <sup>2</sup> ) <sup>1</sup>	Perda ou ganho (Bq/m <sup>2</sup> )	Redistribuição de Cs - 137 (Bq/m <sup>2</sup> ) *	Perda de solo (t/ha) **	Perda ou ganho de solo (t/ha.ano) ***
1C		227,3	- 78,85	- 0,26	41,13	- 30,94
2C		416,1	109,95	0,36		42,84
3C		372,5	66,35	0,22		26,18
4C		275,7	- 30,45	- 0,099	13,16	- 11,78
Média		322,9	16,75	0,05		5,95

<sup>1</sup> declividade não medida

\* KISS et alii (1986):  $Cs-137R = (Cs-137c - Cs-137input)$

$Cs-137 input$

1,18

\*\* RITCHIE & McHENRY (1975):  $Y = 0,88 \cdot X$

\*\*\* DE JONG et alii (1986):  $(Cs-137atual - Cs-137input) \times 3220$

$Cs-137input$

27

os pontos situados próximos aos canais dos terraços (3A, 6A e 9A), pontos de reconhecida sedimentação, apresentaram os maiores valores de Cs - 137, em relação aos pontos acima, o que confirmou-os como pontos de sedimentação ou acúmulo de Cs- 137 e de solo.

De maneira geral, perdas menores foram observadas no caminhamento B (tabela 10). Isto pode ser explicado pela maior regularidade e menor declividade e, ainda pelo melhor manejo dos solos e mais adequada utilização das práticas conservacionistas no caminhamento A. No caminhamento B, mesmo os pontos localizados sob eucalipto e *Pinus* *sp.* se apresentavam solo descoberto, acentuando ainda mais as perdas de Cs - 137 e solo para esse caminhamento.

Para o caminhamento C (tabela 11), não é possível afirmar qualquer coisa com segurança, pois, os solos desse caminhamento sofreram muitas perturbações quando da construção de uma estrada no divisor da bacia, o que ocasionou considerável movimentação de terra nesse caminhamento.

Nos caminhamentos A e B os pontos sob eucalipto e *Pinus* *sp.* tenderam a apresentar menores perdas e até mesmo acúmulo de Cs - 137 e de solo. Ressalte-se que os pontos que apresentaram perdas foram localizados sob eucalipto e/ou

*Pinus* se mal desenvolvidos, não fornecendo boa cobertura para o solo e portanto, tão susceptíveis à erosão quanto os pontos localizados sob culturas anuais. Acrescente-se ainda o fato desses pontos estarem sempre em situação de declives mais acentuados.

Os pontos sob vegetação do tipo campina são de reconhecida deposição, pois se encontram nos últimos metros do terço final da encosta, onde o relevo apresentou ligeira suavização e concavidade.

Estudos desenvolvidos por RITCHIE & McHENRY (1978), McCALLAN et alii (1980), DE JONG et alii (1982, 1983, 1986), KISS et alii (1986), LANCE et alii (1986) e MENZEL et alii (1987), dentre outros, têm demonstrado que os níveis de Cs - 137 podem fornecer informações na taxa média de perdas ou ganhos de solo.

Não é possível relacionar as perdas de Cs - 137 exatamente às perdas por erosão do solo devido ao não conhecimento preciso das profundidades de cultivo, à diluição da concentração de Cs - 137 pelo cultivo na camada arada por mistura do solo das camadas mais inferiores (sem Cs - 137), e ao desconhecimento ou conhecimento parcial do histórico da área etc.. Entretanto, utilizando a equação desenvolvida por RITCHIE & McHENRY (1975), utilizada também

por MENZEL et alii (1987) para solos da Coréia, pode-se estimar a extensão e severidade das perdas de solo por erosão.

Os dados de perda de solo em t/ha, utilizando a referida equação estão contidos nas tabelas 9, 10 e 11 e dão uma idéia das perdas de solo, embora essa equação tenha suas limitações.

Através dessa equação  $Y = 0,88 \cdot X^{1,18}$ , 100 % de perda de Cs - 137 corresponde a uma perda de solo de 202 t/ha, muito inferior à quantidade de solo correspondente à camada normalmente cultivada. Isto se deve ao fato da relação ter sido desenvolvida com solos nos quais a maior parte do Cs - 137 se encontrava na superfície do solo e, desta forma,, uma dada perda de Cs - 137 corresponderia a uma menor perda de solo do que se o Cs - 137 fosse misturado em toda camada cultivada. Assim, as perdas de solo estimadas nas tabelas 9, 10 e 11 são provavelmente inferiores às perdas de solos atuais.

Os próprios pesquisadores que desenvolveram a equação ressaltaram que embora exista uma alta significância entre perda de radionuclídeo e perda de solo para a equação encontrada, a mesma deveria sofrer modificações para ajustar os solos de diferentes regiões mas, salientaram que a

técnica do Cs - 137 é de extrema utilidade na estimativa da erosão do solo.

As perdas ou ganhos de solo em t/ha.ano, foram calculadas conforme proposto por DE JONG et alii (1986) e são apresentadas também nas tabelas 9, 10 e 11 e, se não são exatas fornecem uma aproximação considerável das perdas e ganhos de solo na bacia hidrográfica estudada.

Se os resultados forem reais os valores de perdas e deposição de solos nos pontos contemplados são espetacularmente altos e muito distantes do aceitável.

Para maiores comentários a respeito destes valores se necessitaria de uma equação desenvolvida para o solo estudado ou da avaliação das perdas ou ganhos por outro método comparável, o que não foi possível.

Pelo que foi aqui exposto, e pelo encontrado nos diversos trabalhos realizados utilizando-se o radionuclídeo césio - 137 depreende-se que o desenvolvimento da técnica usando Cs - 137 para estimar erosão e sedimentação parece ser potencialmente promissor, a despeito dos menores níveis de "fallout" de Cs - 137 no Brasil, oferecendo vantagens em relação aos métodos convencionais de cálculos de perdas e ganhos de solo.

## 5. CONCLUSÕES

O nível de atividade do Cs - 137 nos solos estudados é da ordem de 10% dos níveis relatados para solos do Hemisfério Norte. E para se ter um erro de 10 a 15% na medida da radioatividade há necessidade de um tempo de detecção de 10 a 24 horas para amostras de solo de 800 a 1000 g, utilizando-se um detector semiconductor de germânio e um analisador de pulsos multicanal.

Através da medida da atividade do Cs - 137 foi possível identificar movimentação e redistribuição de solos em função da declividade, do uso e das práticas conservacionistas. Esta metodologia permitiu a identificação de locais de perda e acúmulo de solo ocorridas após 1960, sem a necessidade da instalação de equipamentos no campo nem da coleta de dados por longos períodos, imprescindíveis nas metodologias clássicas.

A aplicação do método do Cs - 137 é viável, contudo é necessário estabelecer-se correlação entre níveis de Cs-137 e perdas ou acúmulo de solo para as nossas

condições, evitando-se a utilização de equações desenvolvidas para o Hemisfério Norte.

Esta metodologia pode possibilitar um maior entendimento da dinâmica ocorrida em diferentes ecossistemas devido ao registro histórico do nível de Cs - 137 nos perfis e, ainda permitir um monitoramento futuro da movimentação dos solos sob diferentes usos e manejos.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BALTAKMENS, T. & GREGORY, L.P.. Profiles of Sr-90 and Cs-137 concentrations in selected New Zealand soils and their bearing on milk contamination levels. N.Z.J.Sci., 20: 425-431, 1977.

BRASIL, MINISTÉRIO DA AGRICULTURA. CENTRO NACIONAL DE ENSINO E PESQUISAS AGRÔNOMAS. Comissão de Solos. Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado de São Paulo. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura, 1960. 634p. (Boletim do Serviço Nacional de Pesquisas Agronômicas, 12).

BROWN, R.B.; CUSTSHALL, N.B.; KLING, G.F. Agricultural erosion indicated by Cs - 137 redistribution - I. Levels and distribution of Cs - 137 activity in soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 45: 1184-90, 1981.

BROWN, R.B.; KLING, G.F.; CUTSHALL, N.B. Agricultural erosion indicated by Cs - 137 redistribution: II Estimates of erosion rates. Soil Sci. Soc. Am. J., 45: 1191-97, 1981.

CAMPBELL, B.L.; LOUGHRAN, R.J.; ELLIOT, G.L. Caesium-137 as an indicator of geomorphic processes in a drainage basin system. J. Aust. Geog. Studies, 20: 49-64, 1982.

CAMPBELL, B.L. Application of environmental caesium - 137 for the determination of sedimentation rates in reservoirs and lakes and related catchment studies in developing countries, IN: Radioisotopes in sediment studies. Report a consultants group meeting on Radioisotopes in sediments studies. Vienna, IAEA, 1983. p.7-29.

CHAMBERLAIN, A.C. Interception and retention of radioactive aerosols by vegetation. Atmos. Environ., 4: 57-78, 1970.

CHOPPIN, G.R. & RYDBERG, J. Nuclear chemistry: theory and applications. Oxford, Pergamon Press, 1985.

CLINE, J.F. & RICKARD, W.H. Radioactive strontium and caesium in cultivated and abandoned plots. Health Phys., 23: 317-24, 1972.

DAVIS, J.J. Cesium and its relationships to potassium in ecology, IN: SCHULTZ, V & KLEMENTS, A., W., Jr., eds., Radioecology. New York. Reinhold, 1962. p.537-556.

DAVIS, J.J.; HANSON, W.C.; WATSON, D.G. Some effects of environmental factors upon accumulation of worldwide fallout in natural populations, IN: SCHULTZ, V. & KLEMENTS, A. Radioecology. New York. Reinhold, 1962. p.35-38.

DE JONG, E.; BEGG, C.B.M.; KACHANDSKI, R.G. Estimates of soil erosion and deposition for some Saskatchewan Soils. Can. J. Soil Sci., 63: 607-617, aug, 1983.

DE JONG, E; VILLAR, H.; BETTANY, J.R. Preliminary investigations on the use of Cs - 137 to estimate erosion in Saskatchewan. Can. J. Soil Sci., 62: 673-683, nov, 1982.

DE JONG, E.; WANG, C.; REES, H.W. Soil redistribution on three cultivated New Brunswick hillslopes calculated from Cs - 137 measurements, Solum Data and the USLE. Can. J. Soil Sci., 66: 721-730, nov, 1986.

EISENBUD, M. Environmental Radioactivity. New York, Academic Press, 1973.

EVAN, E.J. & DEKKER, A.J. The fixation and plant recovery of Cs-137. Soil Science, 107: 175-180, 1969.

EYMAN, L.D. & KEVERN, M.R. Cesium -137 and stable cesium in a hypereutrophic lake. Health Phys. 28: 549-555, 1975.

FORMAGGIO, A.R.; EPIPHANIO, J.C.N.; PEREIRA, L.C.; GUIMARÃES, M.F.; OLIVEIRA, H.F.; MORAES, M.H.; TERRA, M.M.; YASUDA, M.; SOSA, D.A.; GUIMARÃES, G. Levantamento de reconhecimento, com detalhe, dos solos da parte sudoeste da "ESALQ". Piracicaba, 1985. 93p. (trabalho apresentado à disciplina LSG-890 - "Levantamento de Solos" do Curso de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas).

FRERE, M.H. & ROBERTS JR, H. The loss of strontium from small cultivated watersheds. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 27: 82-83, 1963.

GESPER, P.L. Effect of american blech trees on the gamma radioactivity of soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 34: 318-23, 1970.

GLASSTONG, S., ed. The effects of nuclear weapons. Oak Ridge, USAEC, 1964.

GOODIER, I.W.; MAKEPEACE, J.L.; STUART, L.E.H. The decay scheme of caesium 137. International Journal of Applied Radiation and Isotopes, 26(8): 490-492, aug, 1975.

HOLLAND, J.Z. Distribution and physical - chemical nature of fallout. Federation Proc., 22: 1390-1397, 1963.

KACHANOSKI, R.G. Comparison of measured soil <sup>137</sup> - cesium losses and erosion rates. Can. J. Soil Sci., 67: 199-203, feb, 1987.

KACHANOSKI, R.G. & DE JONG, E. Predicting the relationship between soil cesium - 137 and erosion rates. J. Environ. Qual., 13(2): 301-304, 1984.

KISS, J.J.; DE JONG, E.; ROSTAD, H.P.W. An assessment of soil erosion in West-Central Saskatchewan using cesium - 137. Can. J. Soil Sci., 66: 591-600, nov, 1986.

KLINE, J.R.; COLON, J.A.; BLAR, S.S. Distribution of Cs - 137 in soils and vegetaion on the Island of Puerto Rico. Health Phys., 24: 469-475, 1973.

LANCE, J.C.; McINTYRE, S.C.; NANEY, J.W.; ROUSSEVA, S.S. Measuring sediment movement at low erosion rates using cesium - 137. Soil Sci. Soc. Am. J., 50: 1303-1309, 1986.

LANGHAM, W.H. Considerations of biospheric contamination by radioactive fallout, IN: FOWLER, Eric B., ed. Radioactive fallout, soils, plants, food, man. The Netherlands, Elsevier, 1965. p.3-18.

LOMENICK, T.F. & TAMURA, T. Naturally occurring fixation of cesium-137 on sediments of lacustrine origin. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 29: 383-386.

LONGMORE, M.E.; O'LEARY, B.M.; ROSE, C.W.; CHANDICA, A.L. Mapping soil erosion and accumulation with the fallout isotope caesium - 137. Aust. I. Soil. Res., 21: 373-85, 1983.

LOUGHRAN, R.J.; CAMPBELL, B.L.; ELLIOTT, G.L. A nuclear technique measures soil erosion. Nuclear Spectrum, 2(2): 2-4, set, 1986.

MCCALLAN, M.E.; O'LEARY, B.M.; ROSE, C.W. Redistribution of caesium - 137 by erosion and deposition on an Australian Soil. J. Soil Res., 18: 119-128, 1980.

McHENRY, J.R.; RITCHIE, J.C.; GILL, A.C. Accumulation of fallout cesium 137 in soils and sediments in selected Watersheds. Water Resour. Res., 9: 676-686, 1973.

McHENRY, J.R. & RITCHIE, J.C. Physical and chemical parameters affecting transport of Cs - 137 in arid watersheds. Water Resour. Res., 13(6): 923-927, dec, 1977.

McHENRY, J.R. & BUBENZER, G.D. Field erosion estimated from Cs - 137 activity measurements. Transactions of the ASAE, 28: 480-483, 1985.

MENZEL, R.G. Transport of strontium - 90 in runoff. Science, 131: 499-500, 1960.

MENZEL, R.G.; JUNG, P.K.; RYU, K.S.; UM, K.T. Estimating soil erosion losses in Korea with fallout caesium - 137. Appl. Radiat. Isot., 38(6): 451-454, 1987.

MERMUT, A.R.; ACTON, D.F.; EILERS, W.D. Estimation of soil erosion and deposition by a landscape analysis technique on clay soils in Southwestern Saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.*, 63: 727-739, 1983.

MILLER, J.R. & REITEMEIER, R.F. The leaching of radiostrontium and radiocesium through soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 27: 141-144, 1963.

NASCIMENTO FILHO, V.F.; GUIMARÃES, M.F.; FREIRE, O.; FERRAZ, E.S.B.; PESSEDA, L.C.R.; DE NADAI, E.A. Perfis de césio-137 e de radionuclídeos naturais em um Latossolo Vermelho Amarelo do Município de Piracicaba - S.P. IN: CONGRESSO GERAL DE ENERGIA NUCLEAR, 2, Rio de Janeiro, 1988. *Anais. Rio de Janeiro, Associação Brasileira de Energia Nuclear, 1988a. V.3, p.413-21.*

NASCIMENTO FILHO, V.F.; MARQUES, D.S.; DE NADAI, E.A.; PESSEDA, L.C.R.; FERRAZ, E.S.B. Programa em BASIC para microcomputador da linha Apple para interpretação de espectros de pulsos de raios gama em sistema detector de alta resolução. IN: CONGRESSO GERAL DE ENERGIA NUCLEAR, 2, Rio de Janeiro, 1988. *Anais. Rio de Janeiro, Associação Brasileira de Energia Nuclear, 1988b. V.3, p.393-402.*



PEGOYEV, A.N. & FRIDMAN, SH.D. Vertical profiles of caesium - 137 in soil. Soviet Soil Sci., 10(4): 468-472, 1978.

PENNINGTON, W.; CAMBRAY, R.S.; FISCHER, E.K. Observations on lake sediments using fallout Cs-137 as a tracer. Nature, 242: 324-326, 1973.

RANZANI, G.; FREIRE, O.; KINJO, T. Carta de solos do município de Piracicaba. Piracicaba. ESALQ/USP, 1966. 85p.

RITCHIE, J.C.; CLEBSCH, E.E.C.; RUDOLPH, W.K. Distribution of fallout and natural gamma radionuclides in litter, humus and surface mineral soil layers under natural vegetation in the great smoky mountains, North Carolina - Tennessee. Health Phys., 18(5): 479-489, 1970.

RITCHIE, J.C. & McHENRY, J.R. Vertical distribution of fallout cesium - 137 in cultivated soil. Radiat. Data Report, 14: 727-728, 1973.

RITCHIE, J.C.; McHENRY, J.R.; GILL, A.C. Fallout Cs - 137 in the soils and sediments of three small watersheds. Ecology, 55: 887-890, 1974a.

- RITCHIE, J.C.; SPRABERRY, J.A.; McHENRY, J.R. Estimating soil erosion from the redistribution of fallout Cs - 137. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 38: 137-139, 1974b.
- RITCHIE, J.C. & McHENRY, J.R. Fallout Cs - 137: a tool in conservation research. Journal of Soil and Water Conservation, 30: 283-286, nov-dec, 1975.
- RITCHIE, J.C. & McHENRY, J.R. The distribution of Cs - 137 in some watersheds in the eastern United States. Health Physics Progamon Press, 32: 101-105, feb, 1977.
- RITCHIE, J.C. & McHENRY, J.R. Fallout Cesium - 137 in cultivated and noncultivated north central United States watersheds. J. Environ. Qual., 7(1): 40-44, 1978.
- ROBBINS, J.A. & EDGINGTON, D.N. Determination of recent sedimentation rates in lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. Geochim. Cosmochim. Acta, 39: 285-304, 1975.
- ROGOWSKI, A.S. & TAMURA, T. Movement of Cs - 137 by runoff, erosion and infiltration on the alluvial Captina silt loam. Health, Phys., 11: 1333-1340, 1965.
- ROGOWSKI, A.S. & TAMURA, T. Environmental mobility of Cesium - 137. Radiation Botany, 10: 35-45, 1970.

- SAKAI, T. Distribuição do Cs - 137 nos solos do estado da Bahia. Salvador, 1977. 63p. (Mestrado - Universidade Federal da Bahia).
- SCHULZ, R.K.; OVERSTREET, R.; BARSHAD, I. On the soil chemistry of caesium - 137. Soil Sci., 89: 16-27, 1960.
- SHIRAIISHI, Y. Studies on the radioactive contamination of fruit trees by fission products: Distribution of replaceable Cs-137 in the soil of a citrus orchard. J. Radiat. Res., 14: 231-235, 1973.
- SILVA, J.R.C. Perdas de solo e produção de sedimentos - estimativas em uma pequena bacia hidrografica localizada em Piracicaba - SP. Piracicaba, 1978. 62p. (Mestrado - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"/USP).
- TAHIR, M. & STEWART, J.W.B. Effect of organic matter incorporation into soils on Cesium - 137 uptake by wheat plants, Radiat. Botany, 15: 323-328, 1975.
- TAMURA, T. Reactions of Cesium - 137 and Strontium - 90 with soil minerals and sesquioxides, IN: INTERNATIONAL CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 8, 1964. Transactions. p.465-478.

VILLAR, H.P. Distribuição de Cs-137 no solo como função de erosão e outros processos. Recife-PE, 1981. 106p. (Mestrado - Universidade Federal de Pernambuco).

WALTON, A. The distribution in soils of radioactivity from weapons tests. J. Geophys. Res., 68: 1485-1496, 1963.

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. Soil loss estimation as a tool in soil and water management planning. Int. Assoc. Sci. Hydrology Comm. on Land Erosion, Publ., 59: 146-159, 1962.

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. Rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountain. Washington, D.C., USDA, 1965 (USDA Handbook, 282).

WISCHMEIER, W.H. Use and misuse of the Universal Soil Loss Equation, J. Soil Water Cons., 31: 5-9, 1976.

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Washington, D.C., USDA, 1978 (USDA Handbook, 537).

A P E N D I C E

Tabela 12 - Características físicas das amostras do caminhamento A.

Local	Areia			Silte	argila		arg.cal/ arg.nat.	grau de floculação	grau de dispersão
	grossa	fina	total		calgon	natural			
1A	20,4	50,8	71,2	10,2	18,6	8,6	2,16	53,76	46,24
2A	26,2	51,7	77,9	13,3	8,8	4,8	1,83	45,45	54,55
3A	21,3	55,9	77,2	8,3	14,5	8,8	1,65	39,31	60,69
4A	20,6	53,1	73,7	11,3	15,0	10,2	1,47	32,00	68,00
5A	22,3	55,0	77,3	12,7	10,0	8,2	1,22	18,00	82,00
6A	21,0	53,8	74,8	13,1	12,1	4,8	2,52	60,33	39,67
7A	23,2	55,5	78,7	10,9	10,4	8,2	1,27	21,15	78,85
8A	19,1	54,3	73,4	16,5	10,1	7,2	1,40	28,71	71,29
9A	16,6	64,8	81,4	6,6	12,0	4,3	2,79	64,17	35,83
10A	21,6	50,1	71,7	16,7	11,6	7,4	1,57	36,21	63,79
11A	21,9	50,3	72,2	15,1	12,7	9,6	1,32	24,41	75,59
12A	26,4	45,7	72,1	17,7	10,2	7,2	1,42	29,41	70,59

areia grossa: 1 - 0,2 mm

areia fina: 0,2 - 0,05 mm

areia total: 1 - 0,05 mm

silte: 0,05 - 0,002 mm

argila: < 0,002 mm

Tabela 13 - Características físicas das amostras do caminhamento B.

Local	Areia		total	Silte	argila		arg.cal/ arg.nat.	grau de floculação	grau de dispersão
	grossa	fina			calgon	natural			
1B	23,1	48,4	71,5	8,0	20,5	12,2	1,68	40,49	59,51
2B	25,0	45,5	70,5	5,0	24,5	11,8	2,08	51,84	48,16
3B	21,0	51,2	72,2	9,5	18,3	9,2	1,99	49,73	50,27
4B	18,2	49,6	67,8	15,0	17,2	8,7	1,98	49,42	50,58
5B	20,9	53,3	74,2	7,8	18,0	10,5	1,71	41,67	58,33
6B	22,2	48,7	70,9	13,0	16,1	6,8	2,37	57,76	42,24
7B	21,6	51,1	72,7	9,8	17,5	9,0	1,94	48,57	51,43
8B	21,4	42,2	63,6	17,0	19,4	12,9	1,50	33,50	66,50
9B	24,2	49,2	73,4	7,2	19,4	11,2	1,73	42,27	57,73
10B	20,5	46,0	66,5	15,5	18,0	12,8	1,41	28,89	71,11
11B	25,1	44,2	69,3	12,5	18,2	11,8	1,54	35,16	64,84
12B	22,1	41,0	63,1	6,8	30,1	22,5	1,34	25,25	74,75
13B	24,0	42,4	66,4	15,0	18,6	13,4	1,39	27,96	72,04
14B	28,6	37,5	66,1	18,0	15,9	9,0	1,77	43,40	56,60

areia grossa: 1 - 0,2 mm

areia fina: 0,2 - 0,05 mm

areia total: 1 - 0,05 mm

silte: 0,05 - 0,002 mm

argila: < 0,002 mm

Tabela 14 - Características físicas das amostras do caminhamento C.

Local	Areia			Silte	argila		arg.cal/ arg.nat.	grau de floculação	grau de dispersão
	grossa	fina	total		calgon	natural			
1C	23,1	44,7	67,8	15,4	16,8	14,2	1,18	15,48	84,52
2C	20,1	49,9	70,0	10,2	19,8	11,3	1,75	42,93	57,07
3C	24,0	47,9	71,9	11,7	16,4	10,5	1,56	35,98	64,02
4C	27,2	44,1	71,3	13,0	15,7	11,4	1,38	27,39	72,61

areia grossa: 1 - 0,2 mm

areia fina: 0,2 - 0,05 mm

areia total: 1 - 0,05 mm

silte: 0,05 - 0,002 mm

argila: < 0,002 mm



Tabela 15 - Características químicas das amostras do caminhamento A.

Local	Na <sup>+</sup> mg	pH H <sub>2</sub> O	pH KCl	n.O.	C	P <sup>3</sup> ug/cm	K <sup>+</sup> mg	Ca <sup>2+</sup> mg	Mg <sup>2+</sup> mg	Al <sup>3+</sup> mg	H <sup>+</sup> mg	S mg	T mg	V I	Sat Al <sup>3+</sup> I
1A	0,04	5,1	4,4	1,21	0,70	2,5	0,14	1,19	0,36	0,24	2,26	1,73	4,23	41,0	12,0
2A	0,07	5,8	5,1	1,77	1,03	11,7	0,23	1,64	0,46	0,16	1,32	2,40	3,88	62,0	6,0
3A	0,07	6,3	5,7	1,49	0,86	55,6	0,24	2,89	0,51	0,11	1,23	3,71	5,05	73,0	3,0
4A	0,02	4,4	4,4	1,02	0,59	5,4	0,15	0,26	0,16	0,53	1,97	0,59	3,09	19,0	47,0
5A	0,02	4,4	3,9	1,12	0,65	7,1	0,07	0,12	0,11	0,62	1,88	0,32	2,82	12,0	66,0
6A	0,04	5,1	4,4	1,21	0,70	6,3	0,15	0,42	0,32	0,25	1,57	0,93	2,75	34,0	21,0
7A	0,02	4,7	4,1	1,02	0,59	3,3	0,06	0,42	0,18	0,24	1,58	0,68	2,50	27,0	26,0
8A	0,02	4,8	4,2	1,21	0,70	7,1	0,07	0,46	0,26	0,23	1,59	0,81	2,63	31,0	22,0
9A	0,03	5,2	4,6	1,12	0,65	2,5	0,08	0,70	0,32	0,16	1,48	1,13	2,77	41,0	12,0
10A	0,02	5,6	4,9	1,21	0,70	2,9	0,04	0,93	0,61	0,13	1,51	1,60	3,24	49,0	8,0
11A	0,02	5,0	4,6	0,93	0,54	2,5	0,03	0,53	0,44	0,12	1,52	1,02	2,66	38,0	11,0
12A	0,03	4,9	4,2	1,58	0,92	3,8	0,04	0,75	0,10	0,32	1,93	0,92	3,17	29,0	26,0

Tabela 16 - Características químicas das amostras do caminhamento B.

Local	N <sub>k</sub> <sup>+</sup> eng	pH H <sub>2</sub> O eng	pH KCl	n.D. X	C Y	P ug/cm <sup>3</sup>	K <sup>+</sup> eng	Ca <sup>2+</sup> eng	Mg <sup>2+</sup> eng	Al <sup>3+</sup> eng	H <sup>+</sup> eng	S eng	T eng	V X	Sat Al <sup>3+</sup> X
1B	0.02	4.9	4.1	1.58	0.92	3.8	0.09	0.14	0.10	0.67	2.41	0.35	3.43	10.0	66.0
2B	0.04	4.9	4.1	1.49	0.86	4.6	0.14	0.44	0.16	0.46	2.31	0.78	3.55	22.0	37.0
3B	0.02	4.4	4.1	1.40	0.81	2.5	0.10	0.24	0.14	0.58	1.92	0.50	3.00	17.0	54.0
4B	0.02	4.8	4.1	1.40	0.81	2.5	0.08	0.44	0.20	0.47	2.03	0.74	3.24	23.0	39.0
5B	0.01	4.5	4.0	1.21	0.70	1.7	0.03	0.14	0.09	0.50	2.00	0.27	2.77	10.0	65.0
6B	0.02	4.8	4.3	1.49	0.86	2.1	0.05	0.69	0.21	0.25	2.00	0.97	3.22	30.0	20.0
7B	0.02	4.8	4.4	1.30	0.75	2.1	0.05	0.53	0.16	0.20	1.82	0.76	2.78	27.0	21.0
8B	0.05	6.1	5.3	1.77	1.03	2.1	0.12	1.25	0.40	0.11	1.37	1.82	3.30	55.0	6.0
9B	0.03	5.5	4.8	1.58	0.92	1.7	0.07	1.11	0.30	0.12	1.9	1.51	3.53	43.0	7.0
10B	0.03	5.2	4.4	1.67	0.97	2.5	0.05	1.05	0.37	0.17	2.33	1.50	4.00	38.0	10.0
11B	0.02	5.6	4.6	1.77	1.03	3.3	0.05	1.03	0.39	0.12	1.9	1.49	3.51	42.0	7.0
12B	0.02	5.4	4.7	1.30	0.75	4.2	0.07	1.41	0.55	0.12	1.7	2.05	3.87	53.0	6.0
13B	0.02	5.0	4.7	1.02	0.59	2.9	0.03	1.43	0.42	0.10	1.72	1.90	3.72	51.0	5.0
14B	0.02	4.8	4.4	1.77	1.03	4.6	0.04	1.19	0.20	0.20	2.57	1.45	4.22	34.0	12.0

Tabela 17 - Características químicas das amostras do caminhamento C.

Local	Na <sup>+</sup> mg	pH H <sub>2</sub> O mg	pH KCl mg	N.O. %	C %	P us/cm <sup>3</sup>	K <sup>+</sup> mg	Ca <sup>2+</sup> mg	Mg <sup>2+</sup> mg	Al <sup>3+</sup> mg	H <sup>+</sup> mg	S mg	T mg	V %	Sat Al <sup>3+</sup> %
1C	0,04	5,8	5,0	1,67	0,97	4,2	0,13	1,11	0,40	0,12	1,52	1,68	3,32	51,0	7,0
2C	0,03	5,0	4,5	1,58	0,92	3,3	0,07	1,05	0,41	0,16	2,09	1,56	3,81	41,0	9,0
3C	0,03	5,3	4,7	1,30	0,75	2,1	0,09	1,07	0,45	0,12	1,7	1,64	3,46	47,0	7,0
4C	0,03	5,5	4,6	1,40	0,81	3,8	0,09	2,00	0,52	0,16	1,86	2,84	4,66	57,0	6,0