

**AVALIAÇÃO DE ÍNDICES DE ERODIBILIDADE DO SOLO
ATRAVÉS DA TÉCNICA DA ANÁLISE DA REDISTRIBUIÇÃO DO
“FALLOUT” DO ¹³⁷Cs**

VLADIA CORRECHEL

Tese apresentada ao Centro de
Energia Nuclear na Agricultura,
Universidade de São Paulo, para
obtenção do título de Doutora em
Ciências, Área de Concentração:
Energia Nuclear na Agricultura

PIRACICABA
Estado de São Paulo – Brasil
Dezembro – 2003

**AVALIAÇÃO DE ÍNDICES DE ERODIBILIDADE DO SOLO
ATRAVÉS DA TÉCNICA DE ANÁLISE DA REDISTRIBUIÇÃO DO
“FALLOUT” DO ¹³⁷Cs**

VLADIA CORRECHEL

Engenheira Agrônoma

Orientador: Dr. **OSNY OLIVEIRA SANTOS BACCHI**

Co-orientadora: Dra. **ISABELLA CLERICI DE MARIA**

Tese apresentada ao Centro de Energia
Nuclear na Agricultura, Universidade
de São Paulo, para obtenção do título
de Doutora em Ciências

PIRACICABA
Estado de São Paulo – Brasil
Dezembro - 2003

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Correchel, Vladia

Avaliação de índices de erodibilidade do solo através da
técnica da análise da redistribuição do “fallout” do ^{137}Cs / Vladia
Correchel. - - Piracicaba, 2003.

79p. : il.

Tese (doutorado) - - Centro de Energia Nuclear na Agricultura,
2003.

1. Césio 2. Erosão hídrica 3. Radioisótopos 4. Sedimento
5. Traçadores radioativos 6. USLE I. Título

CDU 621.030.0:631.4

Dedico, com muito carinho,

ao meu companheiro, Lucio
e às minhas filhas Bianca e Maiara

AGRADECIMENTOS

Ao Dr. Osny Oliveira Santos Bacchi, pela orientação, pelos ensinamentos e pela sua constante presença durante todo o desenvolvimento do trabalho;

Ao Dr. Klaus Reichardt, pela honra da convivência e oportunidades oferecidas;

À Dra. Isabella Clerici de Maria, pela sua colaboração na aplicação dos métodos e pelas discussões, sugestões e críticas em todos estágios de desenvolvimento do projeto;

Ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura pelo acompanhamento acadêmico e pelas facilidades de pesquisa;

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, pela bolsa de estudos e demais recursos concedidos para a realização deste projeto;

Ao Centro de Solos e Recursos Ambientais do Instituto Agrônomo em Campinas, SP, por permitir a amostragem do solo em suas parcelas de avaliação de perdas de solo e água que resultou em uma valiosa contribuição ao projeto;

Ao Instituto Agrônomo em Piracicaba, ao Instituto de Zootecnia do Estado de São Paulo e à Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, por disponibilizar suas áreas experimentais cultivadas para as amostragens de solo realizadas neste projeto;

À Fazenda Barreiro Rico, por conceder a amostragem do solo em suas áreas agrícolas de produção comercial;

Aos professores Gerd Sparovek, Neroli Pedro Coggo, Miguel Cooper, Álvaro Pires da Silva, Marx Leandro Naves da Silva, João José Granate de Sá e Mello Marques e Julio Cezar Martins de Oliveira pelas interessantes participações no desenvolvimento do projeto;

À José Ademir Rodrigues e João Eduardo Pilotto, que pelo trabalho e dedicação, contribuíram para a realização deste projeto;

Aos queridos colegas Gabor Gyula Julius Szákacs, Luís Fernando Pires, Luiz Carlos Timm, Robson Clayton Jacques Arthur, José Ronaldo de Macedo e Renato Roveratti, alunos do CENA, e ao casal Fábio Augusto Meira Cássaro, da UEPG, e Tânia Toyomi Tominaga da UNIOESTE, pelo apoio na realização dos trabalhos de campo e por todo o aprendizado em conjunto;

À Marília R. G. Henyei pela revisão das bibliografias consultadas entre outras colaborações prestadas;

Aos meus pais, familiares e entes queridos, pela formação pessoal e participação ativa na formação acadêmica;

À Lucia Helena Correa, que tanto me auxiliou nesta jornada.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS.....	viii
LISTA DE TABELAS.....	x
LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS.....	xii
RESUMO.....	xv
SUMMARY.....	xvii
1 REVISÃO DE LITERATURA.....	1
2 OBJETIVOS.....	9
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	10
3.1 Amostragem do solo em locais de referência.....	10
3.1.1 Equipamento.....	10
3.1.2 Locais.....	11
3.1.2.1 Instituto Agrônômico (IAC/Campinas)	11
3.1.2.2 Instituto de Zootecnia de São Paulo (IZ)	12
3.1.2.3 Fazenda Barreiro Rico (FBR)	12
3.1.2.4 Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ).....	13
3.2 Amostragem do solo nos locais de estudo.....	13
3.2.1 Instituto Agrônômico (IAC/Campinas)	14
3.2.2 Instituto de Zootecnia de São Paulo (IZ)	15
3.2.3 Fazenda Barreiro Rico (FBR)	15
3.2.4 Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ).....	16
3.2.5 Instituto Agrônômico (IAC/Piracicaba)	16
3.3 Análises.....	16
3.3.1 Análises físicas	17

3.3.2 Análises químicas.....	17
3.3.3 Análises das atividades do ^{137}Cs	17
3.4 Cálculo das taxas de erosão pela USLE.....	18
3.4.1 Fator R.....	18
3.4.2 Fator LS.....	18
3.4.3 Fator CP.....	18
3.4.4 Fator K.....	19
3.4.4.1 Wischmeier et al. (1971)	19
3.4.4.2 Lima et al. (1990)	19
3.4.4.3 Denardin (1990) – Método 1.....	20
3.4.4.4 Denardin (1990) – Método 2.....	20
3.4.4.5 Roloff & Denardin (1994) – Método 1.....	20
3.4.4.6 Roloff & Denardin (1994) – Método 2.....	20
3.4.4.7 Roloff & Denardin (1994) – Método 3.....	21
3.4.4.8 Roloff & Denardin (1994) – Método 4.....	21
3.5 Cálculo das taxas de erosão pelo método do ^{137}Cs	22
3.6 Análise dos dados.....	23
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	24
4.1 Locais de referência.....	24
4.2 Relação entre as taxas de erosão medidas diretamente em parcelas padrão e estimadas pelo método do ^{137}Cs em LVef.....	32
4.3 Avaliação direta dos métodos de estimativa da erodibilidade por meio da comparação dos valores estimados e o valor medido no LVef.....	36
4.4 Avaliação indireta dos métodos de estimativa da erodibilidade por meio da comparação entre as taxas de erosão estimadas pela USLE, com base nos diferentes valores de erodibilidade, e pelo método do ^{137}Cs para o LVef.....	40
4.5 Avaliação indireta dos métodos de estimativa da erodibilidade por meio da comparação entre as taxas de erosão estimadas pela USLE, com base nos diferentes valores de erodibilidade, e pelo método do	

^{137}Cs para seis solos.....	43
4.5.1 Cálculo dos índices de erodibilidade.....	43
4.5.2 Taxas de erosão estimadas pela USLE.....	49
4.5.3 Taxas de erosão estimadas pelo método do ^{137}Cs	51
4.5.3.1 Inventários de ^{137}Cs nos locais de referência.....	52
4.5.3.2 Inventários de ^{137}Cs nos locais cultivados com cana-de-açúcar.....	58
4.5.4 Comparação das taxas de erosão estimadas pela USLE e pelo ^{137}Cs ...	62
5 CONCLUSÕES.....	67
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	69

LISTA DE FIGURAS

	Página
1 Equipamento de amostragem do solo nos locais de referência. a) Trado com barra limitadora de profundidade e cilindro e b) cilindro instalado no campo.....	11
2 Inventários de ^{137}Cs do local de referência no IAC em Campinas.....	26
3 Inventários de ^{137}Cs do local de referência no IZ em Nova Odessa.....	27
4 Inventários de ^{137}Cs do local de referência na FBR em Anhembi.....	28
5 Inventários de ^{137}Cs do local de referência na ESALQ em Piracicaba.....	30
6 Relação entre as taxas de erosão estimadas pelo método do ^{137}Cs e as medidas em oito parcelas padrão do IAC/Campinas. A linha tracejada representa a relação (1:1).....	35
7 Valores médios dos índices de erodibilidade (fator K) do Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) estimados por meio de oito métodos (K_n , $n=1$ a 8), descritos pelas equações (2) a (9), e o valor do fator K medido (linha contínua). A barra de erros representa o intervalo de confiança.....	38
8 Inventários de ^{137}Cs do Argissolo Vermelho Amarelo distrófico (PVAd) sob pastagem no IZ em Nova Odessa.....	53

9	Distribuição dos inventários de ^{137}Cs na transeção de amostragem no Argissolo Vermelho Amarelo distrófico (PVAd) sob pastagem no IZ em Nova Odessa.....	54
10	Inventários de ^{137}Cs do Neossolo Quartzarênico (RQo) sob pastagem na FBR em Anhembi.....	55
11	Inventários de ^{137}Cs do Nitossolo Vermelho eutrófico (NVe) sob pastagem na ESALQ em Piracicaba.....	57
12	Inventários de ^{137}Cs do Neossolo Quartzarênico (RQo) cultivado com cana-de-açúcar na FBR em Anhembi.....	12
13	Inventários de ^{137}Cs do Latossolo Vermelho distrófico (LVd) cultivado com cana-de-açúcar no IAC em Piracicaba.....	59
14	Inventários de ^{137}Cs do Nitossolo Vermelho distrófico (NVd) cultivado com cana-de-açúcar no IAC em Piracicaba.....	60

LISTA DE TABELAS

	Página
1 Distribuição vertical das atividades médias de ^{137}Cs (Bq m^{-2}) nos locais de referência.....	24
2 Inventários de ^{137}Cs e taxas de erosão nas parcelas padrão do IAC/Campinas.....	33
3 Composição granulométrica do Latossolo Vermelho eutroférico usando NaOH e apenas água como dispersantes.....	36
4 Teores de óxidos extraíveis pelo ataque sulfúrico e suas relações moleculares para o Latossolo Vermelho eutroférico (LVef).....	37
5 Teores de matéria orgânica (MO), cátions trocáveis (P^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} e Al^{+3}), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC), saturação por bases (V) e alumínio (m) do Latossolo Vermelho eutroférico (LVef).....	37
6 Valores dos parâmetros da USLE para as parcelas padrão.....	41
7 Taxas de erosão estimadas pela USLE, com base nos diferentes métodos de estimativa do fator K, e taxas de erosão estimadas pelo método do ^{137}Cs	41
8 Atributos físicos dos solos estudados utilizando NaOH como dispersante na análise granulométrica.....	43

9	Atributos físicos dos solos estudados utilizando somente água destilada como dispersante na análise granulométrica.....	44
10	Teores de óxidos extraíveis pelo ataque sulfúrico e suas relações moleculares....	45
11	Teores de matéria orgânica (MO), cátions trocáveis (P^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} e Al^{+3}), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC), saturação por bases (V) e alumínio (m) de seis solos.....	46
12	Valores dos índices de erodibilidade do solo (fator K), em $Mg\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$, calculados por oito métodos (K_n , $n=1$ a 8) e o valor médio ($K_{médio}$) dos índices para cada solo.....	47
13	Valores dos parâmetros da USLE.....	49
14	Valores das taxas de erosão estimadas pela USLE com base nos valores dos fatores K ($E(K_n, n=1$ a 8)) mostrados na Tabela 12.....	50
15	Valores das taxas de erosão calculados pelo ^{137}Cs ($E(Cs)$), em $Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e alguns parâmetros estatísticos.....	61
16	Valores das taxas de erosão estimadas pela USLE, com base nos diferentes valores do fator K (Tabela 12) e das taxas de erosão estimadas pelo ^{137}Cs	62

LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

USLE – Universal Soil Losses Equation

E – Taxa de erosão, $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$

R – Fator erosividade da chuva, $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$

K – Fator erodibilidade do solo, $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$

L – Fator comprimento da transeção, m

S – Fator grau de declive, %

C – Fator uso e manejo de solo

P – Fator práticas conservacionistas

LS – Fator topográfico na USLE

LVef – Latossolo Vermelho eutrófico

LVd – Latossolo Vermelho distrófico

NVe – Nitossolo Vermelho eutrófico

NVd – Nitossolo Vermelho distrófico

RQo – Neossolo Quartzarênico órtico

PVAd – Argissolo Vermelho Amarelo distrófico

ARG – Fração argila, %

AF – Fração areia fina, %

arg – Fração argila, g g^{-1}

af – Fração areia fina, g g^{-1}

AL – Teor de Al_2O_3 extraído por ataque sulfúrico, %

Al – Teor de Al_2O_3 extraído por ataque sulfúrico, g g^{-1}

Fe – Teor de Fe_2O_3 extraído por ataque sulfúrico, g g^{-1}

M – Parâmetro granulométrico do método proposto por Wischmeier et al. (1971)

Ma - Parâmetro granulométrico do método proposto por Lima et al. (1990)

- EST – Código de estrutura codificado conforme Wischmeier et al. (1971)
- PER – Código de permeabilidade codificado conforme Wischmeier et al. (1971)
- ΔA_{Cs} – Porcentagem de perda ou ganho de ^{137}Cs , %
- A_{Csp} – Inventário de ^{137}Cs no perfil analisado, $Bq\ m^{-2}$
- A_{Csref} – Inventário de ^{137}Cs representante do local de referência
- inventário – atividade total de ^{137}Cs , em $Bq\ m^{-2}$, em cada perfil de amostragem
- F – Fator de correção para tamanho de partículas no modelo proporcional descrito em Walling & He (1997)
- p – Número de perfis de solo analisados em cada transeção
- s – Número de segmentos analisados em cada transeção
- p – Probabilidade estatística
- Sup. – Terço superior da parcela
- Méd. – Terço médio da parcela
- Inf. – Terço inferior da parcela
- K_1 – Valor do índice de erodibilidade estimado pelo método de Wischmeier et al. (1971)
- K_2 – Valor do índice de erodibilidade estimado pelo método de Lima et al. (1990)
- K_3 – Valor do índice de erodibilidade estimado pelo método de Denardin (1990) para solos do Brasil
- K_4 – Valor do índice de erodibilidade estimado pelo método de Denardin (1990) para solos do Brasil e EUA
- K_5 – Valor do índice de erodibilidade estimado pelo método de Roloff & Denardin (1990) para solos do Paraná – Método 1
- K_6 – Valor do fator K estimado pelo método de Roloff & Denardin (1990) para solos do Paraná – Método 2
- K_7 – Valor do índice de erodibilidade estimado pelo método de Roloff & Denardin (1990) para solos do Paraná – Método 3
- K_8 – Valor do índice de erodibilidade estimado pelo método de Roloff & Denardin (1990) para solos do Paraná – Método 4
- $E(K_1)$ – Taxa de erosão calculada pela USLE com base no valor do índice de erodibilidade estimado por meio do método K_1

- E(K₂) – Taxa de erosão calculada pela USLE com base no valor do índice de erodibilidade estimado por meio do método K₂
- E(K₃) – Taxa de erosão calculada pela USLE com base no valor do índice de erodibilidade estimado por meio do método K₃
- E(K₄) – Taxa de erosão calculada pela USLE com base no valor do índice de erodibilidade estimado por meio do método K₄
- E(K₅) – Taxa de erosão calculada pela USLE com base no valor do índice de erodibilidade estimado por meio do método K₅
- E(K₆) – Taxa de erosão calculada pela USLE com base no valor do índice de erodibilidade estimado por meio do método K₆
- E(K₇) – Taxa de erosão calculada pela USLE com base no valor do índice de erodibilidade estimado por meio do método K₇
- E(K₈) – Taxa de erosão calculada pela USLE com base no valor do índice de erodibilidade estimado por meio do método K₈
- E(K_{Cs}) – Taxa de erosão calculada por meio do método do ¹³⁷Cs

AVALIAÇÃO DE ÍNDICES DE ERODIBILIDADE DO SOLO ATRAVÉS DA TÉCNICA DE ANÁLISE DA REDISTRIBUIÇÃO DO “FALLOUT” DO ¹³⁷Cs

Autora: Vladia Correchel

Orientador: Dr. Osny Oliveira Santos Bacchi

Co-orientadora: Dra. Isabella Clerici De Maria

RESUMO

Entre os parâmetros da USLE (*Universal Soil Loss Equation*), método mais utilizado na estimativa das perdas de solo por erosão hídrica, a erodibilidade do solo, representada pelo fator K e definida como a taxa de solo perdida por unidade de índice de erosividade, em parcela unitária considerada como padrão (Wischmeier et al., 1971), é o único intrínseco ao solo. Nessas condições padrão o valor encontrado é considerado como o real valor de K. Pelas dificuldades experimentais para obtenção do valor de K para todos os solos, esse fator é geralmente estimado por equações matemáticas empíricas com base em atributos físicos, químicos e mineralógicos do solo.

O presente trabalho trata da avaliação de oito métodos de estimativa do fator K da USLE, tomando-se por base estimativas das taxas de erosão avaliadas pelo método do ¹³⁷Cs. Foram utilizadas oito parcelas padrão de avaliação de perdas de solo e seis transeções demarcadas no campo, em diferentes solos. Nas parcelas padrão, as taxas de erosão medidas diretamente foram comparadas com as estimadas pelo método do ¹³⁷Cs e os resultados indicaram uma boa concordância. Os valores de K, estimados pelos diferentes modelos, para o solo da parcela, foram comparados diretamente com

o valor medido e mostram que os valores obtidos pelo método proposto por Wischmeier et al. (1971) e pelo método desenvolvido para solos do Brasil proposto por Denardin (1990), são os que mais se aproximam do valor medido. Os mesmos valores de K foram também avaliados por meio da comparação entre as taxas de erosão estimadas pela USLE e pelo método do ^{137}Cs , tendo sido obtidos resultados semelhantes aos da avaliação direta.

Essa última forma de avaliação dos métodos de estimativa do fator K foi aplicada também em seis transeções demarcadas em diferentes solos. Devido às grandes limitações associadas aos dois métodos, os resultados mostram uma grande discrepância entre as taxas de erosão estimadas pela USLE e pelo ^{137}Cs o que inviabilizou a comparação proposta dos modelos.

EVALUATION OF SOIL ERODIBILITY INDEX USING THE ^{137}Cs FALLOUT REDISTRIBUTION ANALYSIS

Author: Vladia Correchel

Adviser: Dr. Osny Oliveira Santos Bacchi

Co-adviser: Dra. Isabella Clerici De Maria

SUMMARY

Among the Universal Soil Loss Equation (USLE) parameters, the soil erodibility factor (K), defined as the rate of soil loss per unit of area and per unit of erosivity index for a specific soil as measured on unit plot (Wischmeier & Smith, 1978), is the only soil intrinsic factor. The K values determined on standard unit plots are considered as the real K values. However, K factor can be also estimated by empirical models based on physical, chemical and mineralogical soil attributes.

Eight of such empirical methods for K factor estimation were evaluated by comparing the rates of soil loss calculated by USLE and ^{137}Cs fallout redistribution analysis. This procedure was applied both in eight standard erosion plots and six field transects on different soils.

In the standard erosion plots the measured soil erosion rates were compared with the rates estimated by the ^{137}Cs method and the results indicate a good relationship. The K values estimated by the different models for the specific soil of the standard plots were compared with the measured K value. The results obtained by the models proposed by Wischmeier et al. (1971) and Denardin (1990) for Brazilian soils were more close to the measured K value. The same K values were also

evaluated by comparing the soil erosion rates estimated by USLE and ^{137}Cs methods and the results are in agreement with the direct comparison. This procedure was also applied for the evaluation of K estimation models on the field transects.

Due to the limitations associated to both models, the soil erosion rates estimated by USLE and ^{137}Cs methods were very discrepant which did not allow the comparison of K estimation methods when applied for the soils of the transects.

1 REVISÃO DE LITERATURA

A erosão acentuada do solo consiste em um dos principais problemas ambientais causados pela atividade agrícola. Em regiões tropicais a erosão hídrica tem grande importância, contribuindo para a degradação dos solos, ocasionando a perda de sua camada mais fértil (Bertoni & Lombardi Neto, 1990), transportando partículas através das encostas até os cursos d'água e causando assoreamento dos mesmos. A erosão acelerada dos solos é um problema global e, apesar da dificuldade de se calcular com precisão as perdas de solo, sabe-se que a magnitude destas perdas tem causado sérias conseqüências econômicas e ambientais (Lal, 1988). A determinação do risco de erosão e a previsão da perda de solo são subsídios importantes para o planejamento agrícola e ambiental de uma região (Lima et al., 1992).

A habilidade em predizer os impactos da erosão devido aos vários usos do solo e práticas de manejo permite aos agricultores selecionar e adotar alternativas de manejo que possibilitem diminuir ou amenizar a erosão do solo.

As pesquisas sobre erosão têm como finalidade medir a influência dos diferentes fatores determinantes desse processo, possibilitando estimar as perdas de solo e selecionar práticas que reduzam estas perdas ao máximo. No entanto, a determinação das perdas de solo por erosão através de métodos diretos é cara e muito demorada. Estas são as principais causas do crescente interesse dos pesquisadores pelos métodos de predição da erosão (Foster et al., 1985).

Entre os métodos utilizados para predizer as perdas que um solo irá sofrer sob determinadas condições de manejo e para avaliar a eficiência das práticas conservacionistas destaca-se a Equação Universal de Perdas de Solo (USLE - *Universal Soil Loss Equation*), empregado em diversas regiões e para diferentes finalidades

(Albaladejo Montoro & Stocking, 1989; Toy & Osterkamp, 1995). A USLE é descrita pela equação (1) conforme descrito a seguir:

$$E = R K L S C P \quad (1)$$

onde, **R** = fator erosividade da chuva ($MJ \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); **K** = fator erodibilidade do solo ($Mg \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); **L** = fator comprimento total do declive (m); **S** = fator grau de declive (%); **C** = fator uso e manejo do solo e **P** = fator práticas conservacionistas. A letra **E** representa a perda de solo por unidade de área por unidade de tempo ($Mg \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), ou seja, a taxa média anual de erosão. O produto dos componentes dimensionais da USLE computa as perdas de solo para uma parcela padrão em um determinado solo para condições locais específicas. No Brasil, a USLE está sendo empregada em projetos de planejamento ambiental e de conservação do solo (Lima, 1991; Margolis et al., 1985; Freire & Pessoti, 1976), porém ainda há grande carência de dados básicos, o que constitui um problema para sua utilização rotineira.

Entre os parâmetros do método USLE, destaca-se o fator K, definido como a quantidade de solo perdida por unidade de área por unidade de índice de erosividade adotados, em condições padrão (Wischmeier et al, 1971), como o único parâmetro do método intrínseco ao solo. A erodibilidade é uma propriedade do solo, resultante da interação entre suas características físicas, químicas, mineralógicas e biológicas. Reflete a perda diferencial que os solos apresentam quando os demais fatores que influenciam a erosão permanecem constantes, sendo influenciada principalmente por aquelas características que afetam a capacidade de infiltração e permeabilidade do solo e sua capacidade de resistir ao desprendimento e transporte de partículas pela chuva e enxurrada (Lombardi Neto & Bertoni, 1975). A resistência do solo à erosão depende de fatores extrínsecos e intrínsecos ao solo. Como fatores intrínsecos ao solo são consideradas as propriedades físicas (textura, estrutura, permeabilidade, densidade), químicas, mineralógicas e biológicas do solo. Entre os fatores extrínsecos ao solo, temos o comprimento, a forma e o declive de rampa além do sistema de manejo adotado e o tipo de cobertura do solo.

A textura é um dos fatores de caráter físico que influi na maior ou menor quantidade de solo arrastado pela erosão. Segundo Ferreira (1992), a distribuição do tamanho das partículas é um dos maiores determinantes da erodibilidade. As partículas mais finas do solo são mais facilmente transportadas, enquanto partículas maiores resistem à remoção tendendo a se acumular na superfície (Resende, 1985).

A estrutura influencia a resistência do solo à erosão através das propriedades físico-químicas da argila que faz com que os agregados permaneçam estáveis em presença de água e de propriedades biológicas devido à presença de matéria orgânica humificada. Quanto maior a estabilidade dos agregados em água, maior a permeabilidade do solo e menor a desagregação e, portanto, menor o escoamento superficial e o arraste de partículas individualizadas pela água. A maior força de coesão das partículas nos solos argilosos torna estes solos mais resistentes à erosão.

A matéria orgânica modifica a estrutura do solo, propiciando melhores condições de arejamento e de retenção de água. Nos solos arenosos, promove a aglutinação de partículas, firmando a estrutura e diminuindo o diâmetro dos poros, aumentando, assim, a capacidade de retenção de água e diminuindo a suscetibilidade deste solo à erosão. Os óxidos de ferro (hematita e goethita) e de alumínio (gibbsita) são considerados agentes indicadores de propriedades (permeabilidade e coesão do solo) que influenciam a erodibilidade dos solos, pois funcionam como agentes floculantes, diminuindo a coesão entre as partículas e, conseqüentemente, modificando a estrutura e a permeabilidade do solo.

O fator K pode ser determinado diretamente no campo com chuva natural ou simulada em parcelas padrão ou através de determinações indiretas, empregando-se métodos empíricos. Quando determinado em parcelas padrão (Wischmeier et al., 1971), é considerado o real valor da erodibilidade do solo. Diversos pesquisadores têm buscado relacionar a quantidade de erosão medida no campo com as várias características físicas dos solos que podem ser determinadas em laboratório, tentando uma combinação que permita determinar quantitativamente a erodibilidade do solo. As equações de estimativa do fator K são desenvolvidas, geralmente, por meio de regressões múltiplas entre o fator K medido diretamente no campo e os atributos do solo.

Quando apresentam boa correlação, podem fornecer o fator de erodibilidade do solo. No entanto, estas relações não refletem, necessariamente, relações de causa e efeito, mas podem ser empregadas desde que forneçam valores próximos aos medidos diretamente (Römken, 1987). A erodibilidade é o fator que tem despertado maior interesse na pesquisa de erosão do solo pelo fato de ser inerente ao solo e, portanto, variar significativamente entre os solos. Na literatura há diversos trabalhos visando a determinação do fator K para diferentes solos, por meio da comparação dos métodos diretos e indiretos (Oliveira & Bahia, 1984; Martins Filho & Silva, 1985; Lima, 1987; Lima, 1991; Silva et al., 1994). Para o Estado de São Paulo, índices de erodibilidade dos solos foram obtidos por Lombardi Neto & Bertoni (1975), utilizando-se uma relação de erosão proposta por Middleton (1930) para solos com horizontes A, B textural e B latossólico. Observaram que os solos podzolizados são mais suscetíveis à erosão. Esta relação de erosão fornece uma idéia do comportamento da unidade de solo em relação à erosão. Este método foi modificado por Lima et al. (1990), apresentando-se melhor que o anterior, embora ambos imprecisos, conforme Silva et al. (1994), para latossolos da região de Lavras, MG.

Um método indireto consagrado de determinação do fator K é o método proposto por Wischmeier et al. (1971), com base nos parâmetros textura, estrutura, classes de permeabilidade e na porcentagem de matéria orgânica, combinando-os graficamente em um nomograma. De acordo com Wischmeier et al. (1971) a erodibilidade tende a aumentar com o aumento do teor de silte. Freire & Pessoti (1976), Henklain & Freire (1983) e Martins Filho & Silva (1985) mostraram que a validade do nomograma é limitada, pois o método não se presta a solos com baixo teor de silte e areia muito fina.

No Brasil o método do nomograma foi avaliado em diferentes regiões: Henklain & Freire (1985) estudaram o fator K de latossolos do estado do Paraná; Lima (1991) trabalhou com dois latossolos do município de Lavras, MG; Martins Filho & Silva (1985) e Silva et al. (1994) determinaram o fator K para solos do Ceará e Silva et al. (1986) para seis solos do semi-árido paraibano.

Alguns pesquisadores observaram a inadequação do método nomográfico para latossolos. Segundo Lima et al. (1990), os índices de erodibilidade com base nos

resultados de análise granulométrica, obtidos com dispersante químico (utilizando NaOH), geralmente superestimam a resistência dos latossolos à erosão. Eles propuseram uma modificação do nomograma de Wischmeier et al. (1971) que consiste na utilização dos parâmetros granulométricos determinados por dispersão em água para obter o índice de erodibilidade (Ferreira, 1992). Isto foi feito para tentar adequar este nomograma aos latossolos da região de Lavras, MG, considerando que quando a dispersão do solo é feita somente com água, os agregados, de elevada estabilidade nesses solos, podem permanecer no tamanho das frações silte e areia muito fina.

Em 1990, Denardin estimou o fator K de 31 solos do Brasil através de parâmetros físicos e químicos, concluindo que a permeabilidade, a porcentagem de matéria orgânica, os teores de óxidos de alumínio e a fração areia compreendida entre 2,0 e 0,5mm foram as variáveis mais significativas na estimativa do fator K. A partir daí, foram ajustados métodos aplicáveis para solos de ampla variação nas características físicas e químicas. Silva et al. (1994) compararam o fator K de dois latossolos sob cerrado, através de seis métodos indiretos com o método direto com simulador de chuva e concluíram que nenhum dos métodos indiretos foi estatisticamente exato em relação ao método direto. Porém, o método proposto por Denardin (1990) foi o que mais se aproximou do método direto. Segundo Roloff & Denardin (1994), a equação descrita anteriormente necessitou ser retrabalhada para que melhor estimasse a erodibilidade dos solos do Paraná. Utilizando dados de 21 solos do Paraná, geraram quatro novas equações que empregam dados rotineiramente determinados para a maioria dos solos. Estas equações permitiram a determinação de uma primeira aproximação dos valores de K para o Paraná.

Marques et al. (1997a) verificaram a adequação de diversos métodos indiretos de determinação do fator K para 22 solos com horizonte B textural de várias regiões do Brasil, através da comparação dos valores do fator K estimados por treze métodos com o fator K determinado diretamente no campo. Os pesquisadores concluíram que nenhum dos métodos indiretos avaliados se apresentou adequado para estimar o fator K dos solos com horizonte B textural estudados. A partir de diversas variáveis selecionadas tanto do horizonte A como do B textural e da distribuição do tamanho das partículas, obtida com

e sem dispersante químico, Marques et al. (1997b) conseguiram estimar satisfatoriamente o fator K dos solos brasileiros com horizonte Bt, fazendo menção especial à estrutura e carbono orgânico. Entretanto ainda necessitam de revalidação dos resultados. Mesmo métodos desenvolvidos ou adaptados às condições brasileiras (Lima et al., 1990; Denardin, 1990) não podem ser utilizados sem restrições (Silva et al., 1994). Marques et al. (1997b) sugerem que sejam desenvolvidos métodos de avaliação do fator K especificamente para solos brasileiros com horizonte B textural.

As vantagens da utilização de métodos são a rapidez na determinação da erodibilidade dos solos, em comparação com métodos diretos convencionais, e a possibilidade de sua estimativa através de parâmetros obtidos por análises laboratoriais de fácil execução. Infelizmente, a indefinição do método mais adequado para maior amplitude possível de solos dificulta a padronização de obtenção do fator K para aplicação da USLE, mesmo para condições regionais.

Um outro método de estimativa das taxas de erosão tem com base a análise da redistribuição do "fallout" do ^{137}Cs . A aplicação do método de quantificação de perdas e acúmulo de sedimentos através da análise da redistribuição do "fallout" do ^{137}Cs , iniciada por Ritchie et al. (1974) vem sendo intensificada e aperfeiçoada nos últimos 10 anos. O potencial e as limitações do método são abordados detalhadamente em Walling & Quine (1990; 1991). A metodologia encontra-se descrita em Walling & Quine (1993). O ^{137}Cs presente no ambiente tem duas possíveis origens: testes de bombas nucleares ocorridos entre 1950 e 1970 e o acidente ocorrido em Chernobyl em 26 de abril de 1986. O ^{137}Cs originado dos testes nucleares foi transportado para atmosfera, distribuído globalmente e posteriormente depositado na superfície através da precipitação pluvial ("fallout"). A variação temporal do "fallout" reflete a variação do ^{137}Cs na atmosfera que, por sua vez, reflete a frequência dos testes nucleares.

O ^{137}Cs derivado do acidente de Chernobyl foi liberado ao nível do solo e transportado para a atmosfera a baixas altitudes. Sua deposição se deu na forma de "fallout" seco em associação com precipitação pluvial e ocorreu, portanto, de forma localizada e com maior intensidade em locais próximos ao acidente. A variação

espacial do "fallout" é evidente em escala global, com menores deposições no hemisfério sul comparativamente ao hemisfério norte, onde se localizou a maioria dos testes nucleares (USA e antiga USSR). Em escala regional, alguns poucos dados disponíveis mostram correlação entre a magnitude do "fallout" e os totais anuais de precipitação pluvial. Assume-se que em um dado local, como a Bacia do Piracicaba, por exemplo, a deposição tenha ocorrido de maneira uniforme.

Estudos básicos demonstram uma rápida e forte adsorção do ^{137}Cs aos minerais de argila do solo indicando sua pronta fixação nos horizontes superiores logo após sua deposição, e apresentando uma taxa baixa de migração vertical em solos não perturbados após o "fallout". Esta situação é mais constatada em regiões de baixa magnitude de "fallout" como é o caso do Brasil. O ^{137}Cs depositado por "fallout" encontra-se, principalmente, nas camadas superficiais do solo, até 5 cm de profundidade (Gerzabek, 1990; Handl, 1988). Este comportamento de forte adsorção é a base dos trabalhos de estudo da erosão que utilizam o céσιο depositado por "fallout" como traçador da movimentação do solo.

A avaliação das perdas e ganhos de solo pelo método do ^{137}Cs é comumente baseada na comparação entre inventários (inventário = atividade total de ^{137}Cs de um perfil de solo, em Bq (Bequerél) ou dps (desintegração por segundo), por unidade de área, em m^2) de pontos individuais amostrados em um dado local e um inventário de referência, cujo valor representa a quantidade de ^{137}Cs proveniente do "fallout" adicionado ao solo em condições locais. As diferenças entre os inventários de ^{137}Cs de um local, até a profundidade alcançada pelos implementos agrícolas, em relação ao inventário referência, (estabelecido em um local não erodido ou muito pouco erodido após o "fallout"), permitem avaliar situações de perdas e acúmulos de sedimentos pelo processo erosivo.

O valor médio dos inventários de ^{137}Cs atribuído a um local de referência desempenha um papel fundamental na conversão das medidas de ^{137}Cs para estimar as taxas de erosão do solo. O uso de inventários referência com altos coeficientes de variação resulta em estimativas de taxas de erosão imprecisas e pouco confiáveis (Owens & Walling, 1996). Como locais de referência geralmente recomenda-se a

escolha de áreas planas, cobertas por vegetação rasteira e, de preferência, não perturbadas por operações mecânicas desde a ocorrência do “fallout”. A partir da distribuição vertical da atividade do ^{137}Cs no perfil de solo, pode-se inferir sobre a observância ou não dessa última condição. A variabilidade espacial do “fallout” do ^{137}Cs parece estar fortemente relacionada com as taxas de precipitação e os padrões de distribuição anual das chuvas (Davies, 1963). No entanto, as causas dessa variação não são bem compreendidas. Owens & Walling (1996) distinguem as principais fontes de variabilidade em locais de referência.

Relações empíricas entre as taxas de erosão medidas em parcelas padrão (Wischmeier et al., 1971) e as taxas de erosão estimadas com o método do ^{137}Cs nas mesmas parcelas padrão foram as primeiras aproximações usadas para estabelecer uma calibração para o método do ^{137}Cs (Ritchie & McHenry, 1975). Outras calibrações empíricas foram desenvolvidas usando relações entre as estimativas de perdas de solo pela USLE e as perdas estimadas com o método do ^{137}Cs .

Deste modo a relação entre os valores de perdas de solo estimados com o método do ^{137}Cs e as perdas de solo determinadas diretamente em parcelas padrão é um dos primeiros requisitos para verificar a adequação desta ferramenta de análise para solos tropicais. O conhecimento da variabilidade espacial do “fallout” do ^{137}Cs em locais de referência e entre estes locais é de grande importância na aplicação do método do ^{137}Cs na avaliação quantitativa da erosão, tão carente de informações básicas. Uma das principais vantagens do método é a possibilidade de avaliar as taxas de perdas de solo em cada ponto de amostragem em condições naturais de erosividade das chuvas locais.

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar oito métodos de estimativa da erodibilidade do solo através da comparação entre as taxas de erosão estimadas pela USLE e as obtidas com o método do ^{137}Cs .

2 OBJETIVOS

A presente tese foi desenvolvida com base nas seguintes hipóteses: *i*) apesar das baixas atividades de ^{137}Cs encontradas no Hemisfério Sul, é possível utilizar a técnica de análise da redistribuição do “fallout” do ^{137}Cs como uma ferramenta de avaliação direta das taxas de erosão do solo; *ii*) a USLE é um modelo adequado para estimar as taxas de erosão do solo, entretanto os métodos indiretos de estimativa do fator K apresentam resultados distintos; *iii*) o método do ^{137}Cs e a USLE devem ser proporcionais e *iv*) é possível utilizar o método do ^{137}Cs para avaliar, de forma indireta, os métodos de estimativa do fator K.

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar oito métodos de estimativa da erodibilidade do solo (fator K da USLE) através da comparação dos valores das taxas de perdas de solo estimadas pela USLE com os valores obtidos através do método do ^{137}Cs .

Para isto, foram estabelecidos alguns objetivos específicos: 1) avaliar a relação entre as taxas de erosão medidas diretamente em parcelas de avaliação da erosão (parcelas padrão) e as estimadas pelo método do ^{137}Cs ; 2) verificar quais dos métodos de estimativa do fator K apresentam resultados mais próximos do fator K medido nas parcelas padrão; 3) avaliar os métodos de estimativa de K por meio da comparação das taxas de erosão estimadas pela USLE e pelo ^{137}Cs nas parcelas padrão; 4) avaliar os métodos de estimativa de K por meio da comparação das taxas de erosão estimadas pela USLE e pelo ^{137}Cs em transeções em diferentes solos e coberturas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Amostragem do solo em locais de referência

Foram amostrados quatro locais de referência necessários para avaliar as taxas de erosão nas transeções de estudo, usando o equipamento descrito no item 3.1.1. Entretanto, antes de iniciar a amostragem do solo em um local considerado como referência (“baseline”), três locais (A, B e C) em cada região analisada eram amostrados, nas profundidades 0-20; 20-40 e 40-60 cm, e analisados quanto à distribuição das atividades de ^{137}Cs nos perfis de solo, conforme recomendado na literatura (Loughran et al., 2002). Neste trabalho, os locais que apresentaram atividade de ^{137}Cs somente na camada 0-20 cm foram considerados como locais de referência para os estudos nas transeções correspondentes.

3.1.1 Equipamento

Nos locais de referência foram tomadas amostras de solo por meio de um sistema de amostragem (Figura 1) que permite a coleta de amostras em camadas de 5cm de espessura, abrangendo uma superfície de 69,5 cm², relativas às profundidades de 0-5; 5-10; 10-15; 15-20; 20-25; 25-30; 30-35; 35-40; 40-45 e 45-50 cm.

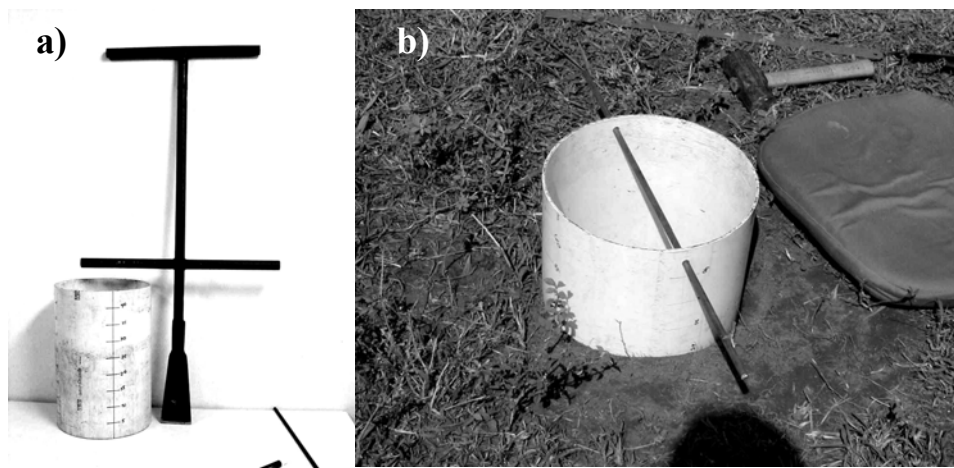


Figura 1 – Equipamento de amostragem do solo em locais de referência: a) Trado com barra limitadora de profundidade e cilindro; b) cilindro instalado no campo.

3.1.2 Locais

3.1.2.1 Instituto Agronômico (IAC/Campinas)

No Centro Experimental do Instituto Agronômico (IAC/Campinas) da Agência Paulista de Tecnologia do Agronegócio (APTA) da Secretaria de Agricultura e Abastecimento (SAA) em Campinas, SP, localizado na latitude 22°09'S e longitude 47°01'W, foi selecionado um local de aproximadamente 2.400m² como referência para os estudos desenvolvidos em parcelas padrão de avaliação da erosão. A precipitação média anual na região é de 1.400 mm. O local está cultivado com adubo verde perene (kudzu tropical - *Pueraria phaseoloides* (Roxb) Benth) desde 1943. Nesse local foram tomadas amostras de solo em 5 perfis nas profundidades descritas no item 3.1.1, totalizando 50 amostras.

3.1.2.2 Instituto de Zootecnia do Estado de São Paulo (IZ)

Na área experimental do Instituto de Zootecnia do Estado de São Paulo (IZ) da Agência Paulista de Tecnologia de Agronegócios (APTA) da Secretaria da Agricultura e Abastecimento (SAA) em Nova Odessa, SP, selecionou-se outro local de referência. O clima da região é tropical semi-úmido, com inverno seco. A precipitação média anual na região é de 1.317,1 mm. O relevo local é suavemente ondulado, apresentando declives suaves e encostas longas. A região esta localizada na latitude 22°47' 20" S e longitude 47°19'51" W. O local de referência apresenta aproximadamente 30.000 m², com declive médio de 0,5% e altitude média de 600 m. Neste local foi implantada uma pastagem em 1979 que, em 1993, foi substituída uma única vez pelo cultivo de milho. Após a colheita do milho, este local não foi mais cultivado, permanecendo até o momento da amostragem em pousio. Este local serviu como referência a uma transeção de estudo situada, aproximadamente, a 1.000m de distância do local de referência. Amostras de solo foram coletadas em seis perfis de solo em uma transeção de 75m, nas dez profundidades descritas no item 3.1.1, totalizando 60 amostras.

3.1.2.3 Fazenda Barreiro Rico (FBR)

Na Fazenda Barreiro Rico (FBR), em Anhembi, SP, na latitude 22°40'S e longitude 48°10'W foi selecionado como local de referência uma área de aproximadamente 50.000 m². O declive médio é de 0,5% e a altitude média é de 460 m. A precipitação média anual na região é de 1.100 mm. O local foi desmatado há mais de 40 anos para o estabelecimento de uma pastagem, que vem recebendo adubação e correção química, porém, até o presente, não foi renovada. Neste local foram coletados seis perfis de solo, de forma randômica a uma distância aproximada de 30 m entre si, em camadas de 5 cm de espessura, relativas às profundidades descritas no item 3.1.1, totalizando 60 amostras de solo. Este local serviu como referência para o estudo de duas transeções na FBR: uma cultivada com cana-de-açúcar e outra com pastagem.

3.1.2.4 Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ)

No município de Piracicaba, SP, na Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ), à latitude 22°42'37”S, longitude 47°38'06”W e altitude de 560 m, foi selecionado um local de referência de aproximadamente 20.000 m². A precipitação média anual na região é de 1.253 mm. O local selecionado é um aterro, executado em 1920, sobre o qual foi implantado um gramado. Neste local foram tomados cinco perfis de solo coletados a cada 25 m ao longo de uma transeção de 100m, nas profundidades apresentadas no item 3.1.1, totalizando 50 amostras de solo. Este local foi usado como referência para o estudo de uma transeção em pastagem na ESALQ e outras duas com cana-de-açúcar em área experimental do Instituto Agrônomo em Piracicaba (IAC/Piracicaba), em três solos diferentes.

3.2 Amostragem do solo nos locais de estudo

Exceto em relação aos trabalhos desenvolvidos no IAC/Campinas, os demais locais de estudo foram inicialmente selecionados próximos à cidade de Piracicaba, no Estado de São Paulo, com auxílio de fotos aéreas (pares estereocópicos de 1962, 1972, 1989 e 1995) e mapas que sobrepõem informações de uso e manejo (relativos ao período de 1978 e 1993) e tipos de solo. A utilização desses recursos foi importante para a identificação de potenciais áreas tanto de referência como de estudo uma vez que para a aplicação dos métodos do ¹³⁷Cs e da USLE é importante que se conheça o histórico de uso do solo. Após visitas aos locais (para aferição terrestre das informações apontadas nos mapas), foram definidos os locais para as amostragens, feitas com trado de caneca de 9,8cm de diâmetro. Em cada ponto de amostragem foram coletadas amostras de solo em camadas de 20 cm de espessura, nas profundidades de 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, exceto nas parcelas padrão. As transeções de amostragem foram divididas em segmentos nos quais foram aplicados os métodos do ¹³⁷Cs e da USLE.

3.2.1 Instituto Agronômico (IAC/Campinas)

O Instituto Agronômico, através de seu Centro de Solos e Recursos Ambientais, tem instalado, desde 1943, parcelas experimentais munidas de sistemas coletores de perdas de terra e água por erosão, nos quais foram testadas mais de 200 diferentes culturas e sistemas de manejo do solo. Os dados dessa série histórica e ininterrupta, única na América do Sul, representam os valores reais de perdas de terra ocorridos nos últimos 60 anos.

Em oito dessas parcelas padrão instaladas em um Latossolo Vermelho eutrófico (LVef), textura argilosa, foram coletadas amostras de solo nas profundidades 0-20, 20-40 e 40-60 cm, em três posições dentro de cada parcela: terço superior (Sup.), terço médio (Méd.) e terço inferior (Inf.), totalizando 72 amostras de solo (8 parcelas x 3 posições x 3 profundidades). As parcelas de 1 a 6 possuem uma área de 125 m² (25 m de comprimento por 5 m de largura) e sistema coletor com dois tanques de concreto separados por um divisor tipo Geib, cujas janelas fornecem ao segundo tanque apenas a sétima parte da enxurrada coletada no primeiro tanque. São delimitadas por bordas de alvenaria. O declive é de 13% nas parcelas 1, 2 e 3 e de 10% nas parcelas 4, 5 e 6. As parcelas 7 e 8 possuem uma área de 1.875 m² (75 m de comprimento e 25 m de largura) com um sistema coletor de três tanques de concreto separados por divisor tipo Geib que fornecem a décima primeira e nona parte da enxurrada para o segundo e terceiro tanques, respectivamente. As bordas dessas parcelas são construídas manualmente, formando pequenos camalhões. Nas parcelas 1, 2, 3, 4, 5 e 6 todas operações são realizadas manualmente, enquanto que nas parcelas 7 e 8 são feitas com máquinas agrícolas. As perdas de terra e água são determinadas após cada chuva. Nas parcelas 1, 2 e 3 foram feitos experimentos de rotação de culturas, aplicação de resíduos e a variação de diferentes resíduos culturais e coberturas. Nas parcelas 4, 5 e 6, experimentos de rotação de culturas e variação nas coberturas vegetais e nas parcelas 7 e 8 foram testados sistemas de preparo do solo.

3.2.2 Instituto de Zootecnia de São Paulo (IZ)

No IZ, em Nova Odessa, SP, a transeção de estudo foi demarcada em uma pastagem perene que foi implantada na década de 70 após um período em que a área esteve cultivada com milho. Embora a área seja coberta por pastagem, o acentuado declive do local associado às práticas de uso e manejo do solo não adequadas, resultaram em sérios problemas de erosão neste local. Na década de 70, o local foi sistematizado, ganhando curvas de nível. Desde então, o local permanece sem nenhum tipo de manejo. A atual vegetação do local corresponde a uma pastagem invadida por espécies herbáceas e lenhosas. Neste local, dez perfis de solo foram coletados em uma transeção de 75 m, situada no terço médio de uma encosta côncava, no sentido do declive. Nos segmentos analisados, o comprimento de rampa variou de 7 a 20 m e o declive médio variou de 15 a 21%. O solo foi classificado como um Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) de textura média.

3.2.3 Fazenda Barreiro Rico (FBR)

Na Fazenda Barreiro Rico (FBR) em Anhembi, SP, a cultura da cana-de-açúcar e uma extensa pastagem dividem uma mesma encosta há mais de 40 anos. Nesta encosta, o solo predominante é o Neossolo Quartzarênico órtico (RQo) típico, textura arenosa. O declive médio no local sob pastagem variou de 3 a 6% ao longo de uma transeção de amostragem de 149 m. A mesma variação de declive foi observada no local cultivado com cana-de-açúcar ao longo de uma transeção de 86m. Nos locais de pastagem e cana-de-açúcar foram tomados 12 e 9 perfis de solo, respectivamente, no sentido do declive.

3.2.4 Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ)

Em um Nitossolo Vermelho eutrófico (NVe) cultivado com pastagem há mais de 30 anos na ESALQ, em Piracicaba/SP, foram tomados oito perfis de solo coletados ao longo de uma transeção de 105 m. O declive médio é de 5%.

3.2.5 Instituto Agronômico (IAC/Piracicaba)

Na Estação Experimental de Agronomia de Piracicaba do Instituto Agronômico (IAC/Piracicaba) um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e um Nitossolo Vermelho distrófico (NVd), cultivados com cana-de-açúcar há mais de 6 anos, foram amostrados. Estes locais foram selecionados a partir de relatos sobre problemas com erosão observados no passado, principalmente no NVd. Infelizmente não há registros históricos disponíveis sobre o uso e manejo dos solos desses locais relativos ao período de 1964 a 1997. Somente a partir de 1997 é que se passou a registrar o histórico de uso do solo desses locais. Em cada solo foram coletados seis perfis ao longo de uma transeção de 148 m no LVd e de 75 m no NVd. O declive médio corresponde a 4% no LVd e de 9% no NVd.

3.3 Análises

As amostras de solo coletadas nos locais de referência e de estudo foram levadas ao Laboratório de Física do Solo do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) da Universidade de São Paulo (USP) onde foram secas ao ar e peneiradas em peneira de malha 2 mm (TFSA). Cada amostra de solo foi dividida em três partes: uma parte destinada às análises das atividades de ^{137}Cs , uma segunda parte para as análises físicas e uma terceira parte para as análises químicas. As determinações físicas e químicas foram realizadas para obtenção das variáveis necessárias para calcular os índices de erodibilidade do solo (fator K), conforme os métodos de estimativa do fator K descritos no item 3.4.4.

3.3.1 Análises físicas

Foi realizada a análise granulométrica dividindo-se as partículas em 7 frações: areia muito grossa (2-1mm), grossa (1-0,5mm), média (0,5-0,25mm), fina (0,25-0,1mm) e muito fina (0,1-0,05mm), silte (0,05-0,02mm) e argila (<0,02mm). As análises granulométricas foram realizadas pelo método do densímetro de Bouyoucos (Kiehl, 1979), utilizando solução de NaOH 1 mol L⁻¹ e somente água como dispersante.

A fração areia total, separada da fração fina (silte + argila) conforme descrito no método do densímetro, foi seca em estufa por 24 horas, pesada e então separada em suas frações por tamisação manual. O diâmetro médio ponderado foi calculado para partículas menores que 2 mm, expresso em mm, conforme descrito em Ranieri (1996).

3.3.2 Análises químicas

O teor de matéria orgânica oxidada foi determinado por dicromato de sódio em ácido sulfúrico e quantificada por colorimetria. Os teores de Al₂O₃, Fe₂O₃ e SiO₂ (g kg⁻¹) na TFSA foram determinados após ataque sulfúrico. As análises químicas foram realizadas conforme EMBRAPA (1997).

3.3.3 Análises das atividades do ¹³⁷Cs

Na determinação da atividade de ¹³⁷Cs das amostras de solo, béqueres Marinelli de 1 litro foram preenchidos com as amostras de TFSA e levados a um detetor de Germânio Hiperpuro de alta resolução, modelo GEM-20180P, PopTop, (EG&ORTEC) acoplado a um analisador multicanal. A eficiência de detecção do equipamento é de 0,7% para a geometria utilizada. A atividade mínima detectável é da ordem de 0,2 Bq kg⁻¹, abaixo da qual os erros de integração dos picos são superiores a 20% para o tempo de contagem definido de 24 horas. As amostras foram analisadas por um período mínimo de 86.400 segundos (24 horas) para amostras de maior atividade e por um período máximo de 200.000 segundos (≅ 56 horas) para amostras de menor atividade.

3.4 Cálculo das taxas de erosão estimadas pela USLE

3.4.1 Fator R

O fator R foi obtido a partir de mapas de isolinhas de erosividade das chuvas para o Estado de São Paulo conforme Vieira & Lombardi Neto (1995), correspondendo ao valor de $6.632 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. O valor do fator R foi considerado o mesmo para todos os locais de estudo, pois estão todos sob a mesma isoerodente.

3.4.2 Fator LS

Em todas as transeções de estudo, os valores de comprimento de rampa e declive foram tomados no campo por meio de clinômetro e trena. Esses valores foram usados nos cálculos dos fatores LS, conforme descrito em Foster & Wischmeier (1974) e Wischmeier & Smith (1978).

3.4.3 Fator CP

Para as parcelas padrão do IAC/Campinas, os valores dos fatores C e P variaram conforme o uso e manejo de cada parcela. Os referidos valores foram ajustados a partir dos valores dos fatores R, K (medido nas parcelas), LS (mostrados na Tabela 6) e das perdas de solo (E) medidas nas parcelas no período de 1963 a 2002. Os valores dos fatores CP usados nos cálculos das taxas de erosão nas transeções de estudo foram inferidos com base no tipo de cobertura e práticas conservacionistas adotadas, de acordo com De Maria* e Bertoni & Lombardi Neto (1990).

* comunicação pessoal.

3.4.4 Fator K

O valor da erodibilidade (fator K) do Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) das parcelas padrão, medido diretamente no campo, conforme Bertoni e Lombardi Neto (1990), foi usado para avaliar os métodos de estimativa do fator K para esse solo.

Os métodos de estimativa do fator K são descritos a seguir.

3.4.4.1 Wischmeier et al. (1971)

$$K_1 = \{ [2,1 (10^{-4}) (12-MO) M^{1,14} + 3,25 (EST-2) + 2,5 (PER-3)] / 100 \} 0,1317 \quad (2)$$

onde: **K** é o valor estimado para o fator K, em Mg h MJ⁻¹mm⁻¹; **M** é a soma dos teores de silte (%) e areia muito fina (%) multiplicada por 100 menos o teor de argila (%), sendo a análise granulométrica feita com uso de NaOH 1 mol L⁻¹ como dispersante; **MO** é o teor de matéria orgânica (%); **EST** e **PER** são códigos, adimensionais, correspondentes à estrutura e permeabilidade do solo, respectivamente, conforme descrição em Wischmeier et al. (1971). O fator 0,1317 na equação refere-se à conversão da unidade original do fator K para o sistema métrico internacional, de acordo com Foster et al. (1981).

3.4.4.2 Lima et al. (1990)

$$K_2 = \{ [2,1 (10^{-4}) (12-MO) Ma^{1,14} + 3,25 (EST-2) + 2,5 (PER-3)] / 100 \} 0,1317 \quad (3)$$

onde: **Ma** é a soma dos teores de silte (%) e areia muito fina (%) multiplicada por 100 menos o teor de argila (%), sendo a análise granulométrica feita somente com água como dispersante. Os demais parâmetros desta equação são os mesmos descritos para equação original, ou seja, a equação (2).

3.4.4.3 Denardin (1990) – Método 1

$$K_3 = 0,006084 (\text{PER}) + 0,00834286 (\text{MO}) - 0,00116162 (\text{AL}) - 0,00037756 (\text{PART}) \quad (4)$$

onde: **AL** é o teor de Al_2O_3 da fração TFSA extraído pelo ataque sulfúrico, expresso em (%); **PART** é o teor de partículas com diâmetro entre 0,5 e 2,0 mm (%), usando-se NaOH 1 mol L^{-1} como dispersante na análise granulométrica.

3.4.4.4 Denardin (1990) – Método 2

$$K_4 = 0,00000748(\text{M}) + 0,00448059(\text{PER}) - 0,06311750(\text{DMP}) + 0,010396(\text{REL}) \quad (5)$$

onde: **DMP** = diâmetro médio ponderado das partícula menores que 2 mm (mm); **REL** = produto do teor de matéria orgânica (%) pela quantidade de partículas de diâmetro entre 0,1 e 2 mm (%). Em todos os casos a análise granulométrica foi feita usando-se NaOH 1 mol L^{-1} .

3.4.4.5 Roloff & Denardin (1994) – Método 1

$$K_5 = 0,0049 \text{ PER} + 0,0331 \text{ Mm}^{0,5} \quad (6)$$

onde: **Mm** é o teor de silte (g g^{-1}) multiplicado pela soma de silte e areia fina (g g^{-1}), sendo a análise granulométrica feita com NaOH 1 mol L^{-1} .

3.4.4.6 Roloff & Denardin (1994) – Método 2

$$K_6 = 0,1038 \text{ Mn}^{0,5} - 0,0454 \text{ Al} \quad (7)$$

onde: **Al** é o teor de Al_2O_3 extraído pelo ataque sulfúrico, expresso em (g g^{-1}).

3.4.4.7 Roloff & Denardin (1994) – Método 3

$$K_7 = 0,0917 \text{ Mn}^{0,5} - 0,0526 \text{ Fe} + 0,0176 \text{ af} \quad (8)$$

onde, **Fe** é o teor de Fe_2O_3 da fração TFSA extraído pelo ataque sulfúrico (g g^{-1}), e **af** o de areia fina (g g^{-1}) usando $\text{NaOH } 1 \text{ mol L}^{-1}$ como dispersante na análise granulométrica.

3.4.4.8 Roloff & Denardin (1994) – Método 4

$$K_8 = 0,0437 \text{ Mn}^{0,5} + 0,0350 \text{ Fe} - 0,0111 (\text{Al/arg}) \quad (9)$$

onde **arg** é o teor de argila (g g^{-1}) usando $\text{NaOH } 1 \text{ mol L}^{-1}$ como dispersante na análise granulométrica.

As classes de estrutura e permeabilidade foram codificadas de acordo com Wischmeier et al. (1971), com base na descrição geral dos perfis dos solos e na descrição morfológica do horizonte A. A estrutura foi codificada em: *a*) muito pequena granular = 1; *b*) pequena granular = 2; *c*) média a grande granular = 3; *d*) blocos, laminar ou maciça = 4. A permeabilidade foi codificada em: *a*) rápida = 1; *b*) moderada a rápida = 2; *c*) moderada = 3; *d*) moderada a lenta = 4 e *e*) lenta = 5.

3.5 Cálculo das taxas de erosão pelo método do ^{137}Cs

Para cada ponto das transeções de estudo foi calculada a diferença do inventário de ^{137}Cs em relação ao inventário médio de ^{137}Cs do respectivo local de referência, conforme descrito pela equação 10.

$$\Delta A_{Cs} = \left(\frac{A_{Csp} - A_{Csref}}{A_{Csref}} \right) * 100 \quad (10)$$

onde, ΔA_{Cs} é a porcentagem de perda ou ganho de ^{137}Cs ; A_{Csp} é o valor do inventário de ^{137}Cs no ponto da transeção, em $Bq\ m^{-2}$ e A_{CsRef} é o valor médio dos inventários do local de referência em $Bq\ m^{-2}$. Para converter os valores dos inventários de ^{137}Cs em taxas de erosão foi usado o método proporcional, conforme descrito em Walling & He (1997), de acordo com a equação (11).

$$E = \left(\frac{\Delta A_{Cs} \times d_s \times z}{TF} \right) \times 10 \quad (11)$$

onde, E é a taxa média anual de erosão, em $Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$; ΔA_{Cs} é a porcentagem de perda ou ganho de ^{137}Cs , d_s é a densidade do solo expressa em $kg\ m^{-3}$; z é a profundidade da camada arável em m (tomada como 0,2m); T é o tempo decorrido desde o início do “fallout” do ^{137}Cs , expresso em *anos* e F é o fator de correção para tamanho de partículas (considerado unitário). Para os cálculos das taxas de erosão assume-se que o ^{137}Cs está misturado à camada arável de maneira uniforme. As taxas de erosão calculadas com base no método do ^{137}Cs permitem uma análise retrospectiva aos últimos 40 anos de uso do solo uma vez que o pico do “fallout” do ^{137}Cs no hemisfério sul ocorreu em 1963.

3.6 Análise dos dados

- Os inventários de referência dos quatro locais analisados foram avaliados quanto à variabilidade espacial;
- Foram comparados os valores das taxas de erosão estimadas pelo método do ^{137}Cs com os valores determinados diretamente nas parcelas padrão;
- A avaliação direta dos índices de erodibilidade, estimados pelos diferentes métodos, foi feita comparando-os entre si e com o valor determinado nas parcelas padrão no solo LVef;
- A avaliação indireta dos índices de erodibilidade, estimados pelos diferentes métodos, foi feita por meio da comparação entre as taxas de erosão estimadas pela USLE, adotando-se os diferentes valores de K, com as taxas de erosão estimadas pelo método do ^{137}Cs nas parcelas padrão no solo LVef;
- A mesma avaliação indireta dos índices de erodibilidade descrita anteriormente para as parcelas padrão foi feita para as transeções de estudo nos solos PVAd, RQo, NVe, NVd e LVd.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Locais de referência

Os valores médios dos inventários de ^{137}Cs nos locais de referência, expressos em Bq m^{-2} , são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Distribuição vertical das atividades médias de ^{137}Cs (Bq m^{-2}) nos locais de referência.

Camada, cm	Atividades médias de ^{137}Cs (Bq m^{-2})											
	Campinas			Nova Odessa			Anhembí			Piracicaba		
	<i>p</i> = 5			<i>p</i> = 6			<i>p</i> = 5			<i>p</i> = 5		
	<i>Media</i>	<i>DP</i>	<i>CV</i>	<i>Media</i>	<i>DP</i>	<i>CV</i>	<i>Media</i>	<i>DP</i>	<i>CV</i>	<i>Media</i>	<i>DP</i>	<i>CV</i>
0-5	108	32	30	73	24	33	47	12	22	145	30	21
5-10	86	28	33	60	10	17	42	8	23	109	26	24
10-15	41	15	37	54	15	27	45	11	37	48	17	34
15-20	14	10	68	41	21	53	38	11	43	9	12	137
20-25	4	5	141	17	12	72	23	6	34	2	5	224
25-30	0	0	0	4	4	90	16	5	41	0	0	0
30-35	0	0	0	1	2	215	12	5	41	0	0	0
35-40	0	0	0	0	0	0	9	1	9	0	0	0
40-45	0	0	0	0	0	0	9	0	3	0	0	0
45-50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	253	46	18	250	77	31	242	37	15	314	34	11

DP=desvio padrão da média, Bq m^{-2} ; CV= coeficiente de variação, %; *p* = número de perfis analisados

Os valores médios dos inventários de ^{137}Cs dos locais de referência foram comparados por meio do teste t de Student. O inventário de ^{137}Cs tomado como referência para os estudos em Piracicaba diferiu ($p < 0,01$) dos outros três inventários referência analisados, entre os quais não foram encontradas diferenças significativas ($p > 0,05$).

Como pode-se observar pela Tabela 1 e Figuras 2 a 5, as atividades do ^{137}Cs decrescem exponencialmente em profundidade, com exceção do solo bastante arenoso de Anhembi. Nesse solo a distribuição é mais uniforme em profundidade e a presença do ^{137}Cs ocorre com maior frequência nas camadas mais profundas, conforme indicam os valores de CV.

No IAC/Campinas, mais de 98% da atividade total de ^{137}Cs nos perfis estava presente nos primeiros 20cm. Os inventários de ^{137}Cs variaram de 177 a 291 Bq m^{-2} , os quais são mostrados na Figura 2. Neste local, o ^{137}Cs foi detectado abaixo de 20 cm de profundidade em apenas dois perfis. A referida área permanece coberta com kudzu desde 1943 tendo recebido, portanto, o “fallout” do ^{137}Cs após a sua implantação.

No IZ em Nova Odessa, os inventários de ^{137}Cs variaram de 163 a 393 Bq m^{-2} . A atividade de ^{137}Cs nos primeiros 20cm de profundidade (Figura 3), corresponde a 91% da atividade total de ^{137}Cs nos perfis e encontra-se distribuída de maneira exponencial em profundidade.

Em Anhembi, na Fazenda Barreiro Rico (FBR), os inventários de ^{137}Cs variaram de 205 a 290 Bq m^{-2} . As distribuições de ^{137}Cs nos perfis de referência da FBR (Figura 4) mostraram uma diminuição exponencial com o aumento da profundidade do solo, mas não tão acentuada quanto a observa nos outros locais de referência. A partir da camada 15-20 cm, há uma suave redução das atividades até 45 cm de profundidade. Abaixo da camada 40-45 cm não foi detectada a presença de ^{137}Cs .

Inventários de referência – IAC/Campinas

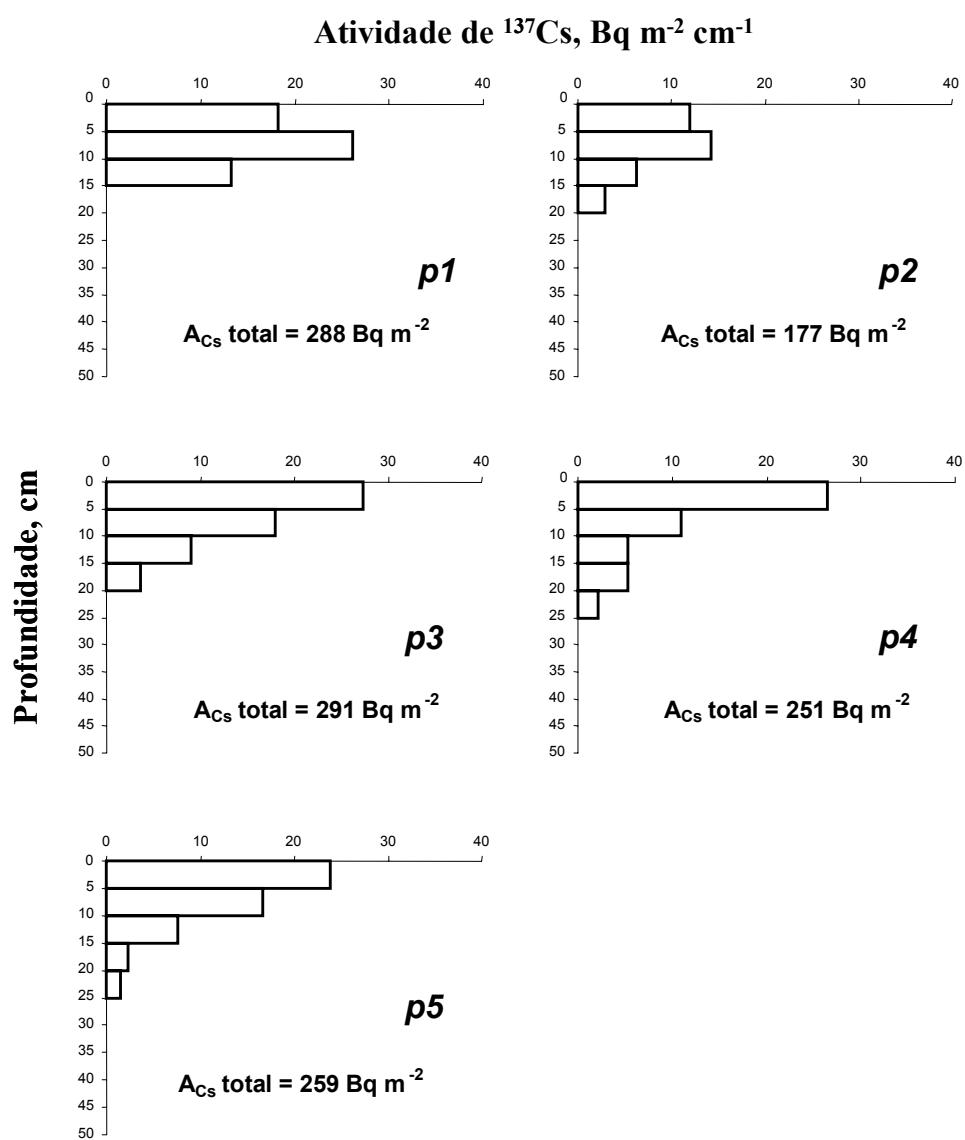


Figura 2 – Inventários de ^{137}Cs do local de referência no IAC/Campinas.

Inventários de referência - IZ

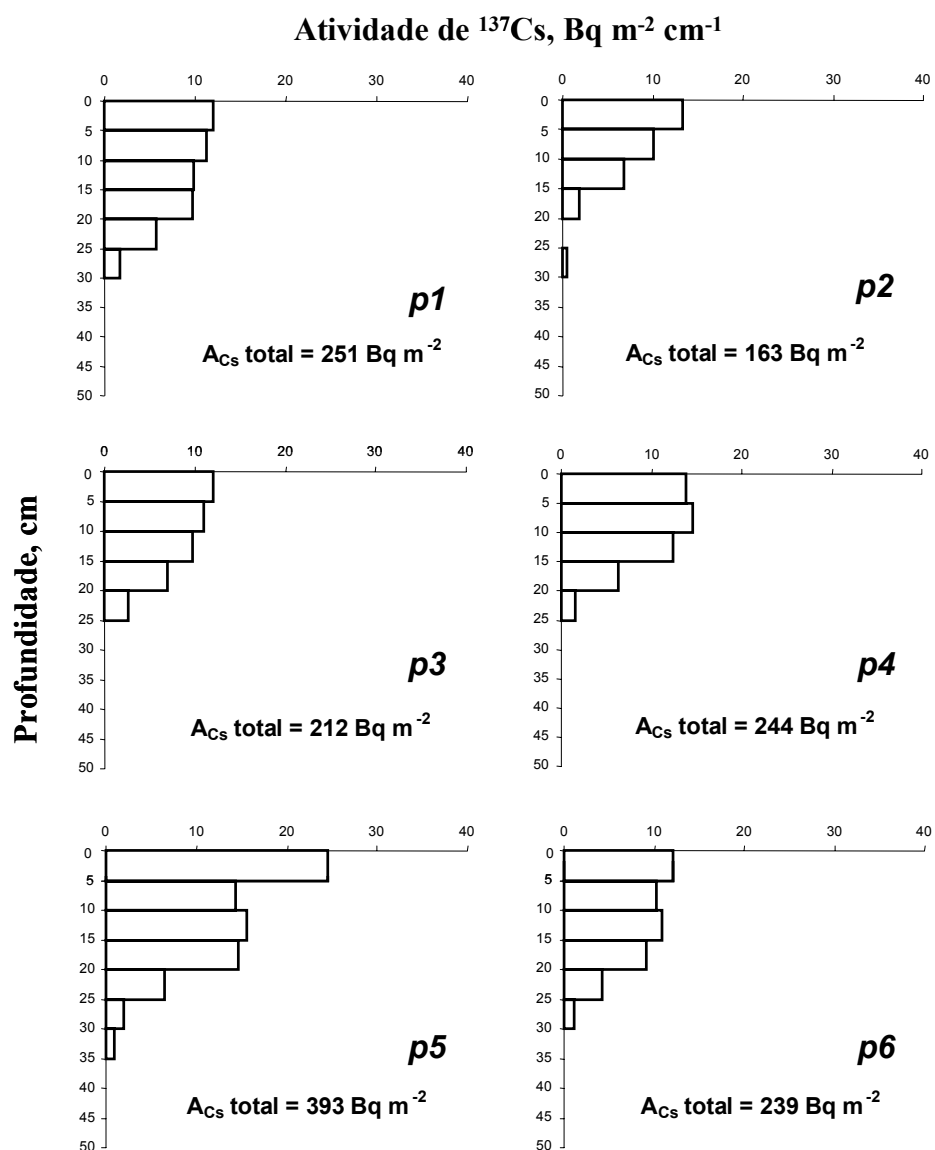


Figura 3 – Inventários de ^{137}Cs do local de referência no IZ em Nova Odessa.

Inventários de referência - FBR

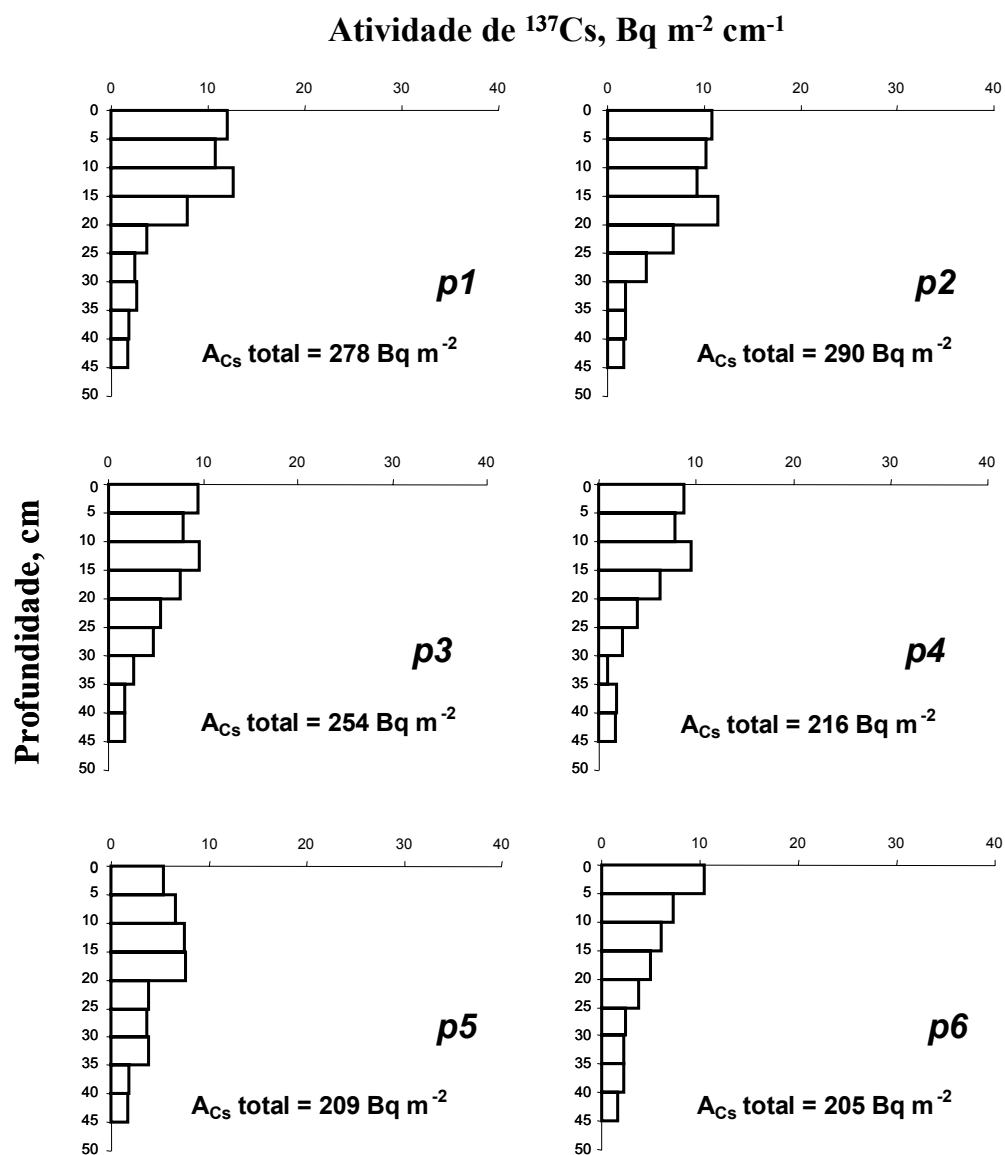


Figura 4 – Inventários de ^{137}Cs do local de referência da FBR em Anhembi.

De acordo com os resultados das atividades de ^{137}Cs das amostras de solo tomadas nos locais pré-selecionados como referência, no local selecionado como referência não havia sido detectada atividade de ^{137}Cs na camada 20-40 cm nos três perfis analisados. No entanto, pode-se notar através da Figura 4, que o ^{137}Cs foi encontrado até a profundidade de 45 cm em todos os perfis desse local quando a amostragem do solo foi realizada em camadas de 5 cm de espessura.

Este comportamento diferenciado da distribuição de ^{137}Cs em profundidade nesse solo, em relação aos outros locais de referência, pode estar associado com a textura ou mesmo do mesmo. O RQo possui uma estrutura bem definida (maciça, porosa, grãos simples) e uma pequena fração fina, e, portanto, uma reduzida carga capaz de reter os cátions no solo. O ^{137}Cs pode estar presente até 45 cm de profundidade devido à sua lixiviação ou de lixiviação dessa fração fina. Entretanto, o inventário médio de ^{137}Cs de referência da FBR não mostra diferença significativa ($p > 0,05$) em relação aos inventários médios dos outros três locais de referência analisados.

No local de referência na ESALQ em Piracicaba, os inventários de ^{137}Cs variaram de 267 a 367 Bq m^{-2} (Figura 5). A atividade média de ^{137}Cs diminuiu de 302 Bq m^{-2} nos primeiros 15 cm para apenas 11 Bq m^{-2} na camada 15-25 cm, não sendo detectada a presença de ^{137}Cs abaixo da camada 20-25 cm. Entre os locais de referência analisados, o da ESALQ foi considerado o melhor, pois foi o que apresentou maior concentração de ^{137}Cs nos primeiros 10cm de profundidade e menor variação entre os inventários de ^{137}Cs ($< \text{CV}$).

Embora o ^{137}Cs apresente muito pouca mobilidade vertical no solo (Davies, 1963; Gerzabek, 1990) os resultados obtidos evidenciam grandes diferenças de comportamento do ^{137}Cs nos perfis de diferentes solos. Essas diferenças podem estar associadas às diferenças granulométricas entre os solos dos locais de referência, bem como à natureza mineralógica e química dos mesmos. He & Walling (1996) mostram que a concentração de ^{137}Cs nas frações granulométricas individuais aumenta com o aumento da área de

superfície específica. Eles encontraram cinco vezes mais ^{137}Cs na fração argila do que na fração areia.

Inventários de referência - ESALQ

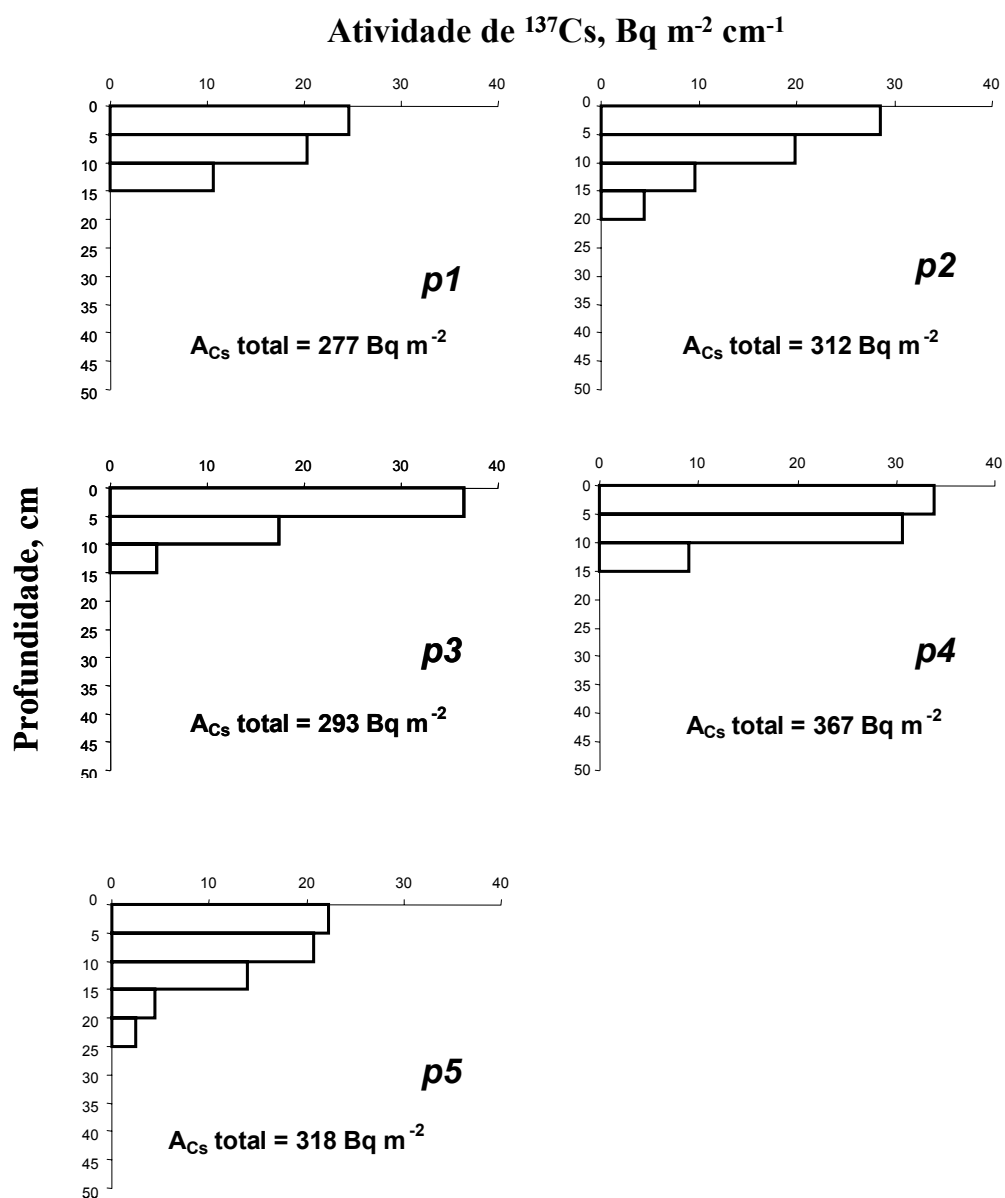


Figura 5 – Inventários de ^{137}Cs do local de referência na ESALQ em Piracicaba.

Para se ter uma idéia da magnitude da concentração do ^{137}Cs proveniente do “fallout” nos solos tropicais, podemos estimar a concentração do elemento para o máximo valor de atividade que foi observado nas amostras tomadas nas áreas de referência, da ordem de $1,30 \text{ Bq kg}^{-1}$. A lei do decaimento radioativo é descrita pelas equações (12) e (13).

$$A = A_0 \cdot e^{-\lambda \cdot T} \quad (12)$$

$$A = \lambda \cdot N \quad (13)$$

onde A (Bq = Bequerel = 1 desintegração por segundo) é a atividade do elemento após um tempo T (anos) proveniente de uma atividade inicial A_0 ; λ é a constante de desintegração do elemento em análise e N é o número de átomos radioativos presentes na amostra. Para o caso do ^{137}Cs , cuja meia vida ($T_{1/2}$) é de 30 anos, tem-se:

$$\frac{A_0}{2} = A_0 \cdot e^{-\lambda \cdot \frac{T_1}{2}} \quad (14)$$

para $T_{1/2} = 30$, tem-se que $\lambda = 7,43 \cdot 10^{-10} \text{ e}$,

$$A = 7,43 \cdot 10^{-10} N \quad (15)$$

Portanto, para a atividade $A = 1,3 \text{ Bq kg}^{-1}$, o número de átomos de ^{137}Cs presentes em 1 kg de solo é de $N = 1,3/7,43 \cdot 10^{-10} = 1,75 \cdot 10^9$ átomos. Esse número corresponde a $2,91 \cdot 10^{-15}$ moles de ^{137}Cs . Como o ^{137}Cs é um elemento monovalente, esse valor, se expresso nas mesmas unidades em que se expressa a concentração de potássio no solo, corresponderia a $2,91 \cdot 10^{-12} \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

Uma comparação entre as concentrações dos dois elementos feita para os solos analisados no presente trabalho, mostra que a concentração de K^+ é da ordem de 10^{12} vezes maior que a concentração de ^{137}Cs .

Deste modo, nos solos tropicais, a quantidade de ^{137}Cs do “fallout” é tão reduzida, que uma pequena porcentagem de fração fina presente no solo seria suficiente para adsorver todo o ^{137}Cs depositado no solo. No entanto, os resultados encontrados no local de referência da FBR, contradizem esta hipótese, pois o ^{137}Cs foi encontrado até 45 cm de profundidade. Estes resultados parecem estar relacionados ao fato do ^{137}Cs ser adsorvido em sítios específicos de adsorção associados aos minerais de argila do solo (Avery, 1996) e ao fato desse solo possuir um baixo teor de argila. Segundo Roque (2003), as cargas variáveis dos minerais presentes nos solos tropicais, principalmente na fração silte (Roque et al., 1998), são predominantes no processo de adsorção e dessorção do ^{137}Cs .

Os resultados encontrados sugerem futuras investigações sobre a dinâmica do ^{137}Cs e suas interações com os materiais orgânicos e minerais presentes nos solos tropicais.

4.2 Relação entre as taxas de erosão medidas diretamente em parcelas padrão e estimadas pelo método do ^{137}Cs em LVef

Nas parcelas padrão do IAC/Campinas, os inventários de ^{137}Cs de cada parcela de erosão foram convertidos em taxas de erosão usando o método proporcional, descrito pela equação (3), considerando o inventário médio de ^{137}Cs do local de referência do IAC/Campinas ($253 \pm 46 \text{ Bq m}^{-2}$ e $\text{CV} = 18\%$).

A taxas de erosão medidas diretamente nas parcelas foram computadas para o mesmo período de avaliação adotado nos cálculos das taxas de erosão pelo método do ^{137}Cs (de 1963 a 2002). As taxas de erosão estimadas pelo método do ^{137}Cs e as medidas nas parcelas são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Inventários de ^{137}Cs e taxas de erosão nas parcelas padrão do IAC/Campinas.

Parcela	Terço da parcela	Inventário de ^{137}Cs	ΔA_{Cs}	Taxa de erosão pelo método do ^{137}Cs	Taxa de erosão medida na parcela
		Bq m^{-2}	%	$\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	$\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$
1	Sup. ^a	50	-80	33	36
	Méd. ^b	26	-90		
	Inf. ^c	52	-79		
	Média	43	-83		
2	Sup.	45	-82	42	39
	Méd.	43	-83		
	Inf.	83	-67		
	Média	57	-77		
3	Sup.	68	-73	36	24
	Méd.	25	-90		
	Inf.	77	-70		
	Média	57	-77		
4	Sup.	100	-60	22	20
	Méd.	56	-78		
	Inf.	235	-7		
	Média	130	-49		
5	Sup.	107	-58	5	13
	Méd.	254	0		
	Inf.	300	19		
	Média	220	-13		
6	Sup.	0	-100	39	43
	Méd.	0	-100		
	Inf.	52	-79		
	Média	17	-93		
7	Sup.	260	3	-4	11
	Méd.	273	8		
	Inf.	270	7		
	Média	268	6		
8	Sup.	149	-41	-4	10
	Méd.	178	-30		
	Inf.	430	70		
	Média	252	0		

^a Sup.= terço superior; ^b Méd.= terço médio; ^c Inf.= terço inferior; ΔA_{Cs} = Porcentagem de perdas e ganhos de ^{137}Cs em relação ao inventário referência

Os inventários de ^{137}Cs são mostrados na terceira coluna. Quanto menor o valor observado, maior a perda de ^{137}Cs do solo. O percentual de ganhos e perdas de ^{137}Cs pode ser encontrado na quarta coluna. A quinta coluna mostra as taxas de erosão estimadas pelo método do ^{137}Cs e a sexta coluna mostra as taxas de erosão medidas

diretamente nas parcelas. De acordo com o método do ^{137}Cs , os valores negativos das taxas de erosão na Tabela 2 correspondem aos pontos de deposição de sedimentos.

Nas parcelas 5, 7 e 8, os valores médios dos inventários de ^{137}Cs são muito próximos do valor médio do inventário de referência, estando dentro do seu intervalo de variação. Assim, as taxas de erosão calculadas com base nos valores dos referidos inventários poderiam ser consideradas como valores nulos de erosão, pois não indicam nem perdas nem ganhos de solo nessas parcelas. Entretanto, em todas avaliações realizadas com o método do ^{137}Cs , tanto nas parcelas como nas transeções de estudo, foram contabilizadas as taxas de erosão estimadas com base em todos os inventários analisados.

Apesar do pequeno número de parcelas de erosão analisadas, uma boa correlação foi encontrada entre os dois grupos de dados, como mostrado na Figura 6. O coeficiente de correlação linear entre as taxas de erosão medidas e estimadas ($R=0,92$) é significativo ($p<0,001$), indicando que a relação de dependência entre esses dados não é casual. Kachanoski (1987), comparando as perdas de ^{137}Cs do solo e as taxas de erosão medidas diretamente em parcelas padrão no Canadá, também observaram uma correlação significativa.

Como pode ser observado na Tabela 2, parece haver uma tendência de maiores atividades de ^{137}Cs nos perfis de solo no terço inferior das parcelas. Em duas das oito parcelas analisadas (5 e 8) foram observados valores maiores do que o valor médio do inventário de referência de ^{137}Cs .

É um fato bem conhecido que há uma restrição à enxurrada devido à presença das bordas permanentes de concreto das parcelas (Wischmeier et al., 1958). No terço inferior das parcelas, a presença do sistema coletor de enxurrada representa também alguma restrição ao livre fluxo da enxurrada (Bertoni & Lombardi Neto, 1990). Deve-se levar em conta, também, que o processo de cultivo das parcelas, mesmo quando praticado de modo manual, gera uma redistribuição de sedimentos não uniforme nas parcelas (Walling, 1995).

Estes fatos podem também explicar o acúmulo de sedimentos observado nesta região das parcelas. Kachanoski (1987) observou também o mesmo padrão de

distribuição de sedimentos. Um outro fato que atesta essas observações corresponde à maior produtividade de diferentes culturas no terço inferior das parcelas que vem sendo observada durante os experimentos conduzidos no IAC. É reconhecido que o método do ^{137}Cs é sensível à redistribuição de sedimentos, porém não apenas devido ao processo de erosão hídrica, mas sim a qualquer processo de movimentação do solo (Walling, 1995; Elliot et al., 1990).

No caso das parcelas, a movimentação do solo por ocasião do cultivo no decorrer de tantos anos de uso (1943-2003) pode explicar o aumento de fertilidade no terço inferior das parcelas assim como os maiores valores dos inventários de ^{137}Cs observados em todas parcelas.

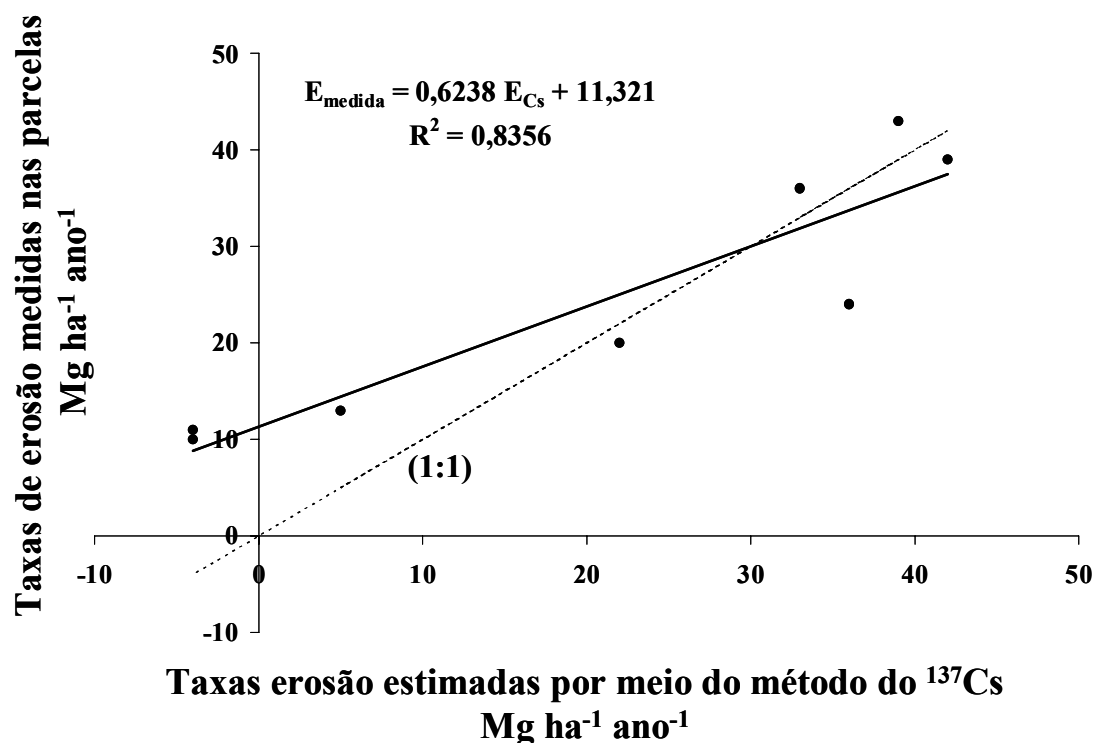


Figura 6 – Relação entre as taxas de erosão estimadas pelo método do ^{137}Cs e as medidas em oito parcelas padrão do IAC/Campinas. A linha tracejada representa a relação (1:1).

Os resultados obtidos são muito importantes para futuras aplicações do método do ^{137}Cs em condições similares às do Brasil onde as atividades de ^{137}Cs no solo são muito baixas. Apesar das baixas atividades de ^{137}Cs , o método apresentou resultados confiáveis, quando comparados aos das tradicionais medidas diretas em parcelas padrão.

4.3 Avaliação direta dos métodos de estimativa da erodibilidade por meio da comparação dos valores estimados e o valor medido no LVef

O fator K medido diretamente no LVef, conforme Bertoni et al. (1975), é considerado o valor real da erodibilidade deste solo e correspondente à $0,012 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. Para calcular os valores dos índices de erodibilidade (fator K) por meio dos métodos de estimativa descritos no item 3.4.4, as análises físicas, químicas e mineralógicas foram feitas para cada parcela e os resultados analíticos foram tomados como repetições nos cálculos de estimativa de cada índice de erodibilidade.

Na Tabela 3 são apresentados os valores médios das análises granulométricas utilizando solução de NaOH 1 mol L^{-1} e somente água como dispersantes.

Tabela 3. Composição granulométrica do Latossolo Vermelho eutroférico usando NaOH e apenas água como dispersantes.

Dispersão	Análise granulométrica ¹ , %								
	AMG	AG	AM	AF	AMF	AT	SIL	ARG	M ou Ma
NaOH	1	5	8	7	5	25	26	48	1636
Água	0	3	8	8	4	23	39	38	2606

AMG=areia muito grossa; AG=areia grossa; AM=areia média; AF=areia fina; AMF=areia muito fina; AT=areia total; SIL=silte; ARG=argila; M=dispersão em NaOH e Ma=dispersão em água

Os resultados mostrados na Tabela 3 indicam um substancial aumento ($p < 0,01$) na fração silte em detrimento da fração argila quando se faz a dispersão em água. Isto resulta em um aumento significativo ($p < 0,01$) no parâmetro Ma que ocasionará um aumento no valor da erodibilidade estimada pelo método K_2 em relação ao método

original (K_i) que preconiza o uso do NaOH. Na Tabela 4 são apresentados os valores médios dos teores de óxidos extraíveis pelo ataque sulfúrico e suas relações moleculares. A relação K_i mostra que o LVef é um solo bem intemperizado, sendo classificado como oxidico ($K_r \leq 0,75$) de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação (1999).

Tabela 4. Teores de óxidos extraíveis pelo ataque sulfúrico e suas relações moleculares para o Latossolo Vermelho eutroférico (LVef)

Solo	Teores de óxidos, %			Relações moleculares		
	Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃	SiO ₂	K _i	K _r	K _f
LVef	17,30	18,20	11,15	1,79	0,65	1,65

Os valores médios das determinações químicas realizadas para o LVef são mostrados na Tabela 5.

Tabela 5. Teores de matéria orgânica (MO), cátions trocáveis (P⁺, K⁺, Ca⁺², Mg⁺² e Al⁺³), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC), saturação por bases (V) e alumínio (m) do Latossolo Vermelho eutroférico (LVef).

Solo*	pH CaCl ₂	MO g dm ⁻³	P ⁺ mg kg ⁻¹	K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Al ⁺³	H+Al	SB	CTC	V	m
				mmol _c kg ⁻¹								%
LVef	4,9	27	23	3,4	27	15	2	41	46	87	51	5

Com base nos resultados apresentados nas Tabelas 3, 4 e 5, foram estimados os valores de erodibilidade do LVef pelas equações (2) a (9), sendo estes valores correspondentes à 0,013; 0,021; 0,012; 0,024; 0,020; 0,022; 0,019 e 0,015 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹, respectivamente. De acordo com a classificação proposta por Foster et al. (1981), a erodibilidade do LVef, estimada pelos diferentes métodos, enquadra este solo como de moderada erodibilidade. Os valores de K encontrados neste trabalho estão dentro da

faixa dos valores de K determinados para os latossolos brasileiros, apresentados por Denardin (1990).

Considerando o método direto de determinação da erodibilidade como padrão, observa-se, pelo teste t de Student, com 99 % de probabilidade, que os métodos K_1 e K_3 apresentam intervalos de confiança que abrangem o valor de erodibilidade padrão (Figura 7).

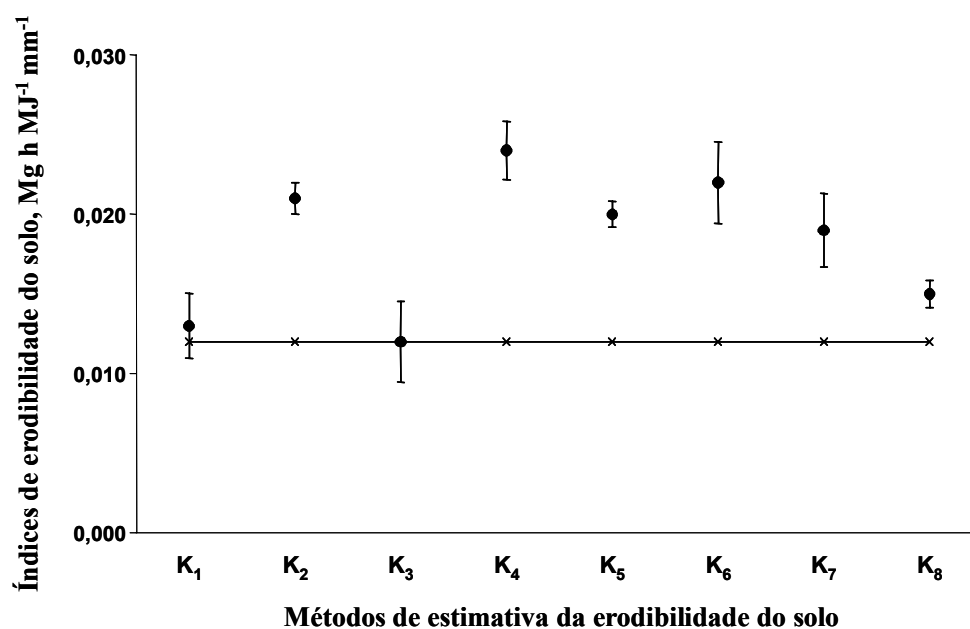


Figura 7 - Valores médios dos índices de erodibilidade (fator K) do Latossolo Vermelho eutroférrico (LVef) estimados por meio de oito métodos (K_n , $n = 1$ a 8), descritos pelas equações (2) a (9), e o valor do fator K medido (linha contínua). A barra de erros representa o intervalo de confiança.

Considerando que os métodos de estimativa da erodibilidade, descritos pelas equações (2) a (9), são empíricos, é difícil precisar os motivos que levaram aos resultados obtidos. A maioria dos trabalhos que ressalta a inadequação do método K_1 , proposto por Wischmeier et al. (1971), o faz para latossolos (Henklain & Freire, 1983; Lima, 1991; Silva et al., 1994) e atribuem este fato aos baixos teores de silte dos solos mais intemperizados, pois o método K_1 foi proposto com base em dados de diferentes

solos que apresentavam teores de silte superiores a 50%. Os baixos teores de silte mais areia fina e de areia total (dispersão com NaOH) no LVef resultaram em um valor do parâmetro M (Tabela 3), bem inferior aos valores usados para gerar a equação (2). No entanto, a inadequação do método proposto por Wischmeier et al. (1971) para o LVef não foi verificada neste trabalho. A estimativa da erodibilidade do LVef pelo método K_2 apresentou um valor bem maior do que o estimado pelo método original, ou seja, K_1 . A explicação para este comportamento é que o método K_2 considera a dispersão do solo em água, ocasionando um aumento dos teores de silte mais areia muito fina (0,1-0,05 mm) e conseqüentemente do fator M, conforme Lima et al. (1990) e Ferreira (1992).

Marques et al. (1997a), embora estudassem solos com horizonte B textural, encontraram um resultado semelhante ao do presente solo, ou seja, $K_2 > K_1$. Para esses solos ambos os métodos forma inadequados. A inadequação do método K_2 foi atribuída ao baixo grau de flocculação daqueles solos e os autores observaram que os solos cujos fatores K mais se aproximavam dos valores de K medidos, apresentavam relação K_i ($\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$) igual a $1,97 \pm 0,13$, enquanto nos demais, essa relação valia $2,28 \pm 0,26$ ($p < 0,01$), sugerindo que o método K_2 talvez fosse adequado para solos mais intemperizados, independentemente de sua classificação. Entretanto, contrariando estas observações, no presente trabalho o método K_2 não foi adequado para estimar o valor real da erodibilidade do LVef, que apresenta baixo grau de flocculação e um baixo índice K_i ($K_i = 1,05 \pm 0,35$), quando comparado a outros solos.

Em relação aos métodos K_3 e K_4 , desenvolvidos por Denardin (1990), para solos do Brasil (equação (4)) e conjunto de solos do Brasil e EUA (equação (5)), respectivamente, que consideram solos cujo parâmetro M é inferior a 3000, o método mais apropriado para estimar a erodibilidade do LVef seria o K_3 , no qual este parâmetro não é considerado. A expectativa em relação a este método foi confirmada para o LVef, pois o valor de K medido está dentro do intervalo de confiança calculado para o método K_3 . A pior estimativa do valor da erodibilidade do LVef foi obtida por meio do método K_4 , e os modelos propostos por Roloff & Denardin (1994), métodos K_5 a K_8 , também não se mostraram adequados para estimar o valor medido da erodibilidade do LVef. Talvez, devido às diferenças entre o solo usado neste trabalho e os solos usados na

geração desses modelos, estes não tenham sido adequados para estimar o valor do fator K do LVef. Silva et al. (1994) e Marques et al. (1997a), atribuem essa inadequação também ao fato desses modelos apresentarem pequeno número de parâmetros.

4.4 Avaliação indireta dos métodos de estimativa da erodibilidade por meio da comparação entre as taxas de erosão estimadas pela USLE, com base nos diferentes valores de erodibilidade, e pelo método do ^{137}Cs para o LVef

Devido à boa concordância encontrada entre as taxas de erosão medidas diretamente nas parcelas e as estimadas pelo método do ^{137}Cs , foi realizada uma avaliação indireta dos métodos de estimativa da erodibilidade (fator K), descritos pelas equações (2) a (9), para o LVef, por meio da comparação das taxas de erosão estimadas pela USLE, com base nos valores de K estimados por meio dos diferentes métodos, e pelo método do ^{137}Cs , tomando então este método como uma ferramenta de avaliação das perdas de solo nas parcelas, tal como foi originalmente proposto para a avaliação desses métodos de estimativa de K nas transeções de estudo.

Os valores dos parâmetros que compõe a USLE utilizados nas parcelas padrão são mostrados na Tabela 6. A partir dos valores dos fatores K estimados pelas equações (2) a (9), e nos valores dos parâmetros que compõem a USLE, mostrados na Tabela 6, foram calculadas as taxas de erosão pela USLE para cada parcela. Os valores das taxas de erosão estimadas pelos métodos USLE e ^{137}Cs , são apresentados na Tabela 7.

Na Tabela 7, pode-se observar uma variação nas taxas de erosão estimadas pela USLE tanto entre as parcelas, dentro de cada método, como entre os métodos, em cada parcela. No entanto, a variação entre parcelas resulta principalmente das diferenças entre valores dos fatores CP e LS.

Tabela 6. Valores dos parâmetros da USLE para as parcelas padrão.

Grupo	Parcelas	Atributos da parcela		Parâmetros da USLE		
		<i>L, m</i>	<i>S, %</i>	<i>LS</i>	<i>CP</i>	<i>R</i>
I	1	25	13	1,864	0,24	6632
	2	25	13	1,864	0,27	6632
	3	25	13	1,864	0,16	6632
II	4	25	10	1,242	0,21	6632
	5	25	10	1,242	0,13	6632
	6	25	10	1,242	0,43	6632
III	7	75	6,5	1,168	0,12	6632
	8	75	6,5	1,168	0,11	6632

L=comprimento da parcela; S=declive médio da parcela; LS=fator topográfico; C=fator uso e manejo do solo; P=fator práticas conservacionistas; R=fator erosividade das chuvas, MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹

Tabela 7. Taxas de erosão estimadas pela USLE, com base nos diferentes métodos de estimativa do fator K, e taxas de erosão estimadas pelo ¹³⁷Cs.

Parcelas	Taxas médias anuais de erosão, Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹								
	Método da USLE								Método do ¹³⁷ Cs
	<i>E(K₁)</i>	<i>E(K₂)</i>	<i>E(K₃)</i>	<i>E(K₄)</i>	<i>E(K₅)</i>	<i>E(K₆)</i>	<i>E(K₇)</i>	<i>E(K₈)</i>	<i>E(Cs)</i>
1	38	62	34	70	58	66	56	43	33
2	42	69	38	78	64	73	62	48	42
3	26	42	23	48	39	45	38	30	36
4	22	36	20	40	33	38	32	25	22
5	14	23	12	26	21	24	21	16	5
6	46	75	41	85	70	80	68	53	39
7	12	19	11	22	18	20	17	13	-4
8	11	18	10	20	16	10	16	12	-4

$E(K_n)$ = taxas de erosão pela USLE com fator K estimado pelos modelos de n=1 a 8

Por meio do teste t de Student, não foram encontradas diferenças significativas ($p>0,01$) entre as taxas de erosão estimadas pelo método do ¹³⁷Cs ($E(Cs)$) e as estimadas

pela USLE com base nos valores dos fatores K obtidos pelos métodos K_1 e K_3 ($E(K_1)$ e $E(K_3)$).

Sabendo que as diferenças nas taxas de erosão para os diferentes modelos de estimativa de K de cada parcela refletem exclusivamente às diferenças nos valores dos fatores K, é possível fazer uma avaliação indireta dos métodos de estimativa do fator K por meio da comparação entre as taxas de erosão estimadas pela USLE e as estimadas pelo ^{137}Cs . Os valores $E(K_1)$ e $E(K_3)$ não diferiram das taxas de erosão estimadas pelo método do ^{137}Cs , ao nível de 99,9 % de probabilidade, indicando a adequação desses métodos na estimativa do real valor da erodibilidade do LVef.

Em relação aos valores $E(K_2)$, foram encontrados valores significativamente maiores do que $E(K_1)$, indicando diferenças entre os valores de erodibilidade estimados pelos dois métodos. Este fato é confirmado por meio da avaliação direta dos métodos de estimativa da erodibilidade descrita no item 4.3, e por meio da diferença encontrada ($p < 0,01$) entre os valores de $E(K_2)$ e as estimadas pelo método do ^{137}Cs .

As taxas de erosão $E(K_4)$, $E(K_5)$, $E(K_6)$, $E(K_7)$ e $E(K_8)$, foram significativamente diferentes ($p < 0,01$) das estimadas pelo método do ^{137}Cs , sendo $E(K_4)$ a que apresentou a maior diferença.

De acordo com os resultados encontrados pela avaliação indireta, os métodos K_1 e K_3 seriam adequados para estimar o valor da erodibilidade do LVef. No entanto, essa observação só é válida para esta condição de estudo específica, na qual foi possível: *i*) validar o método do ^{137}Cs , pela sua boa concordância com as medidas diretas nas parcelas padrão; *ii*) fazer uma avaliação indireta dos métodos de estimativa da erodibilidade do LVef através da comparação das taxas de erosão estimadas por meio da USLE (cujos parâmetros eram disponíveis e confiáveis) e as estimadas pelo método do ^{137}Cs (considerado, neste caso, como uma medida direta de avaliação das taxas de erosão).

4.5 Avaliação indireta dos métodos de estimativa da erodibilidade por meio da comparação entre as taxas de erosão estimadas pela USLE, com base em diferentes valores de erodibilidade, e pelo método do ^{137}Cs para seis solos

4.5.1 Cálculo dos índices de erodibilidade

Os resultados analíticos dos solos estudados são apresentados nas Tabelas 8 a 11. Alguns parâmetros físicos, químicos e mineralógicos foram utilizados nos cálculos dos fatores K. Os valores médios de alguns atributos físicos dos solos usando hidróxido de sódio e somente água como dispersantes nas análises granulométricas são apresentados nas Tabelas 8 e 9, respectivamente.

Tabela 8. Atributos físicos dos solos estudados utilizando NaOH como dispersante na análise granulométrica.

Atributos	Solos					
	PVAd	RQ ₀ -P	RQ ₀ -C	NVe	LVd	NVd
AMG	0	1	0	0	0	1
AG	1	12	6	1	1	2
AM	6	34	31	6	4	5
AF	20	34	42	11	6	8
AMF	23	7	9	5	4	3
SIL	36	6	5	38	29	41
ARG	15	5	7	39	55	40
Parâmetro M	4971	1307	1379	2646	1535	2650
DMP	0,0956	0,2596	0,2596	0,0698	0,1256	0,1570

PVAd=Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico; RQ₀= Neossolo Quartzarênico (P-pasto e C-cana-de-açúcar); NVe=Nitossolo Vermelho eutrófico; LVd=Latossolo Vermelho distrófico; NVd=Nitossolo Vermelho distrófico

Os teores de silte e areia muito fina, obtidos pela análise granulométrica com dispersão total (NaOH), estão entre os principais parâmetros responsáveis pela erodibilidade dos solos. Segundo Lima et al. (1990), sendo os latossolos via de regra, pobres em silte, os índices de erodibilidade que consideram relevante tal parâmetro, conferem aos latossolos acentuada resistência à erosão.

Entretanto, quando a dispersão do material do solo é realizada somente em água, os agregados, de elevada estabilidade nesses solos, podem permanecer no tamanho das frações silte mais areia muito fina, gerando dúvidas sobre a aplicabilidade dos resultados de granulometria com dispersão total na predição do seu comportamento diante do processo erosivo. Embora a dispersão usando apenas água tenha sido idealizada para latossolos (Lima et al., 1990), os resultados obtidos, quando comparados aos com dispersão em NaOH (Tabela 8), mostram que o material da fração argila permanece, em grande parte, nas frações silte e areia muito fina em todos os solos (Tabela 9), sendo estas diferenças significativas ($p < 0,01$).

Tabela 9. Atributos físicos dos solos estudados utilizando somente água destilada como dispersante na análise granulométrica.

Atributos	Solos					
	PVAd	RQ _o -P	RQ _o -C	NVe	LVd	NVd
AMG	0	0	0	0	0	0
AG	1	10	5	1	1	2
AM	4	34	29	5	4	5
AF	21	36	43	11	6	9
AMF	26	10	10	6	4	4
SIL	41	6	9	47	44	54
ARG	7	3	3	29	41	26
Parâmetro Ma	6272	1583	1818	3744	2771	3579

PVAd=Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico; RQ_o= Neossolo Quartzarênico (P-pasto e C-cana-de-açúcar); NVe=Nitossolo Vermelho eutrófico; LVd=Latossolo Vermelho distrófico; NVd=Nitossolo Vermelho distrófico

De acordo com a Tabela 8, o valor do parâmetro M foi muito maior ($p < 0,01$) no PVAd do que nos outros solos. Este fato indica que os valores de erodibilidade estimados por métodos que consideram relevante tal parâmetro serão sempre maiores para o PVAd em relação aos outros solos estudados.

O mesmo é válido para o método K_2 que usa o parâmetro Ma. Na Tabela 9 pode-se notar que a dispersão em água resultou em um valor de Ma significativamente maior ($p < 0,01$) no PVAd quando comparado aos outros solos.

Os valores das frações silte e areia muito fina, quando se usou a dispersão em água, foram menos variáveis ($< CV$) em relação à dispersão com NaOH para todos os solos. Estes resultados estão em concordância com as observações de Ferreira et al. (1993).

Na Tabela 10 são mostrados os teores de óxidos extraíveis por ataque sulfúrico e suas relações moleculares. Os teores de óxidos de ferro diferiram entre todos os solos estudados ao nível de 99% de probabilidade, exceto entre os RQo ($p > 0,05$).

Tabela 10. Teores de óxidos extraíveis pelo ataque sulfúrico e suas relações moleculares.

Atributos	Solos					
	PVAd	RQ _o -P	RQ _o -C	NVe	LVd	NVd
Fe ₂ O ₃ , %	1,54	0,58	0,54	13,46	9,80	7,13
Al ₂ O ₃ , %	4,12	2,40	2,34	18,40	17,85	14,52
SiO ₂ , %	8,29	3,07	2,93	19,56	26,27	22,82
Ki	3,42	2,17	2,13	1,81	2,50	2,67
Kr	2,76	1,88	1,85	1,23	1,85	2,03
Kf	4,19	6,55	6,77	2,14	2,86	3,19

PVAd=Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico; RQ_o= Neossolo Quartzarênico (P-pasto e C-cana-de-açúcar); NVe=Nitossolo Vermelho eutrófico; LVd=Latossolo Vermelho distrófico; NVd=Nitossolo Vermelho distrófico

Silva et al. (1993), estudando os principais solos do sul de Minas Gerais, os quais incluem solos das mesmas classes estudadas no presente trabalho, observaram também

que os teores de óxidos de ferro extraídos por ataque sulfúrico apresentaram valores decrescentes do Latossolo Vermelho eutrófico para o Nitossolo. Neste trabalho, os solos estudados apresentaram menores valores de óxidos de ferro em comparação às mesmas classes de solos estudados por Silva et al. (1993).

Os resultados das determinações químicas dos solos são apresentados na Tabela 11. Os valores de pH dos solos estudados estão dentro da faixa de pH geralmente encontrada nos solos cultivados. Pode-se observar pela Tabela 11 que o NVe apresenta os maiores teores de matéria orgânica, cátions trocáveis e saturação de bases (V,%), enquanto que os RQo mostram resultados inversos, independente do uso do solo. Esse maior valor do teor de matéria orgânica encontrado no NVe diferiu ($p < 0,01$) dos teores encontrados nos demais solos. No entanto, não foram encontradas diferenças significativas entre os teores de matéria orgânica dos latossolos (LVef e LVd) e entre dos neossolos quartzarênicos (RQo-P e RQo-C).

Tabela 11. Teores de matéria orgânica (MO), cátions trocáveis (P^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} e Al^{+3}), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC), saturação por bases (V) e alumínio (m) para seis solos.

Solo*	PH	MO	P^+	K^+	Ca^{+2}	Mg^{+2}	Al^{+3}	H+Al	SB	CTC	V	m
	CaCl ₂	g dm ⁻³	mg kg ⁻¹	mmol _c kg ⁻¹							%	
<i>Solos sob pastagem</i>												
PVAd	4,3	23	4	1,1	6	5	6	35	12	47	25	36
RQo-P	4,5	12	2	0,5	3	2	2	21	5	26	21	26
NVe	5,5	51	35	6,5	56	30	0	40	93	133	68	0
<i>Solos cultivados com cana-de-açúcar</i>												
RQo-C	4,5	10	2	1,0	4	2	2	19	6	26	27	26
LVd	4,8	33	14	2,3	27	17	5	47	46	92	49	10
NVd	4,4	28	8	1,8	23	9	5	44	33	77	44	13

PVAd=Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico; RQo= Neossolo Quartzarênico (P-pasto e C-cana-de-açúcar); NVe=Nitossolo Vermelho eutrófico; LVd=Latossolo Vermelho distrófico; NVd=Nitossolo Vermelho distrófico.

De acordo com os resultados apresentados nas Tabelas 8 a 11, foram calculados os valores dos índices de erodibilidade dos solos por meio das equações (2) a (9). Os resultados são mostrados na Tabela 12.

Tabela 12. Valores dos índices de erodibilidade do solo (fator K), em $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$, calculados por oito métodos (K_n , $n = 1$ a 8) e o valor médio ($K_{\text{médio}}$) dos índices para cada solo.

Solos*	p	Índices de erodibilidade dos solos, $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$								
		K_1	K_2	K_3	K_4	K_5	K_6	K_7	K_8	$K_{\text{médio}}^\dagger$
<i>Solos sob pastagem</i>										
PVAd	10	0,047	0,060	0,039	0,056	0,034	0,044	0,044	0,017	0,043a
RQo	12	0,004	0,007	0,008	0,008	0,010	0,016	0,020	0,002	0,009e
NVe	8	0,016	0,024	0,033	0,015	0,024	0,036	0,034	0,018	0,025c
<i>Solos cultivados com cana-de-açúcar</i>										
RQo	9	0,005	0,008	0,010	0,007	0,010	0,016	0,022	0,003	0,010e
LVd	6	0,011	0,021	0,019	0,017	0,021	0,026	0,026	0,014	0,019d
NVd	6	0,025	0,033	0,024	0,028	0,029	0,040	0,039	0,018	0,029b

PVAd=Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico; RQ_o= Neossolo Quartzarênico (P-pasto e C-cana-de-açúcar); NVe=Nitossolo Vermelho eutrófico; LVd=Latossolo Vermelho distrófico; NVd=Nitossolo Vermelho distrófico; Valores apresentados no sentido vertical da Tabela seguidos de mesma letra não apresentam diferenças significativas a nível de 99,9% de probabilidade; p = número de perfis analisados.

O método K_2 que adota a dispersão em água tende a estimar valores maiores de erodibilidade para todos os solos em relação ao método original, ou seja, K_1 . Pode-se notar uma certa distorção na estimativa da erodibilidade quando se comparam os métodos. Os valores mais baixos de erodibilidade foram encontrados para os RQo, independente do método de estimativa do fator K. Os maiores valores médios de K foram encontrados nos solos que apresentam horizonte B textural (PVAd>NVd>NVe) quando comparados aos solos que possuem horizonte B latossólico (LVd>LVe). Esses resultados concordam com os obtidos por Silva et al. (1993). No presente trabalho, os valores médios do fator K para cada solo, com base nos oito métodos aplicados, mostram um comportamento diferenciado do PVAd em relação aos demais solos ($p < 0,01$). O

comportamento dos solos em relação à erodibilidade foi parecido entre os grupos de solos: NVe/NVd, LVef/LVd e RQo-P/RQo-C. Esses resultados podem estar associados à semelhanças entre os parâmetros granulométricos, assim como à estrutura e permeabilidade dos solos de cada grupo.

De acordo com a classificação de Foster et al. (1981), os valores médios dos índices de erodibilidade enquadram o PVAd como de alta erodibilidade, os LVd, NVd, LVef e NVe como de moderada erodibilidade e dos RQo-P e RQo-C como de baixa erodibilidade. Os valores de erodibilidade estimados pelos métodos K_1 a K_8 para os solos analisados estão dentro da faixa que geralmente esses valores ocorrem (Silva et al., 1997; Denardin & Wunsche, 1981; Dedek et al., 1986; Martins-Filho & Pereira, 1993; Silva et al., 1994; Ângulo, 1983; Resck et al., 1981; Dal Conte, 1982; Rodrigues do Ó, 1986; Silva et al., 1986; Marques et al., 1997a; Marques, 1996; Carvalho et al., 1989).

Segundo Silva et al. (1997) os baixos valores de erodibilidade encontrados para LVd estão associados às boas condições físicas desse tipo de solo em relação à outros tipos de solo, principalmente à permeabilidade. Entretanto, em solos como os RQo, embora a elevada permeabilidade também contribua para os baixos valores de erodibilidade encontrados, é preciso interpretar os resultados obtidos com cautela, pois são solos que possuem estrutura definida devido à pequena fração fina que apresentam.

Apesar dos solos com horizonte B textural apresentarem textura menos argilosa que os solos com horizonte B latossólico, principalmente no horizonte superficial, seus teores de silte não são altos (Tabela 8), o que faz com que os valores do parâmetro M sejam menores que o mínimo necessário para uma boa estimativa do fator K (>3000) (Marques et al., 1997a; Silva et al., 1997).

Neste trabalho, o PVAd foi uma exceção, pois apresentou um valor do parâmetro M ($M=4971$) maior que 3000, para dispersão do solo em NaOH e foi maior que 6000 quando a dispersão do solo foi feita somente com água ($Ma=6272$). Os valores dos fatores K foram usados para calcular as taxas de erosão pelo método USLE.

4.5.2 Taxas de erosão estimadas pela USLE

Os valores dos parâmetros que compõem a USLE são apresentados na Tabela 13, para cada situação de estudo. O valor do parâmetro R, que corresponde ao fator erosividade das chuvas, expresso em MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, foi considerado o mesmo para todos locais de estudo, pois estão todos sob a mesma isoerodente.

Tabela 13. Valores dos parâmetros da USLE.

Solos e cobertura	Atributos do local		Parâmetros da USLE			
	L, m	S, %	LS	C	P	R
			<i>Pastagem</i>			
PVAd	75	18	3,40	0,05	1	6632
RQo	149	5	1,10	0,05	1	6632
NVe	105	5	0,99	0,05	1	6632
			<i>Cana-de-açúcar</i>			
RQo	86	5	0,91	0,111	0,5	6632
LVd	148	4	1,16	0,111	0,5	6632
NVd	75	9	1,95	0,111	0,5	6632

PVAd=Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico; RQo=Neossolo Quartzarênico; NVe=Nitossolo Vermelho eutrófico; LVd=Latossolo Vermelho distrófico; NVd=Nitossolo Vermelho distrófico; L= comprimento total da transeção; S = declive médio da transeção; LS=fator topográfico; C=fator uso e manejo do solo; P=fator práticas conservacionistas; R=fator erosividade das chuvas, MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹.

A partir dos valores dos fatores K apresentados na Tabela 12 e dos valores dos parâmetros usados na USLE (Tabela 13), foram calculadas as taxas de erosão pela USLE para cada solo. Os resultados são apresentados na Tabela 14.

Tabela 14. Valores das taxas de erosão calculados pela USLE com base nos valores dos fatores K ($E(K_n, n=1$ a 8)).

Solos	Taxas médias anuais de erosão, $Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$								
	<i>Método da USLE</i>								
	$E(K_1)$	$E(K_2)$	$E(K_3)$	$E(K_4)$	$E(K_5)$	$E(K_6)$	$E(K_7)$	$E(K_8)$	$E(K_{médio})$
	<i>Pastagem</i>								
PVAd	7,56	9,57	6,13	8,82	5,46	7,05	6,93	2,68	6,78 a
RQo	0,19	0,31	0,39	0,36	0,47	0,72	0,94	0,08	0,43 c
NVe	0,51	0,79	1,09	0,49	0,79	1,18	1,12	0,60	0,82 b
	<i>Cana-de-açúcar</i>								
RQo	1,62	2,77	3,13	2,19	3,36	5,12	7,14	1,06	3,30 c
LVd	4,30	8,06	7,12	6,36	7,84	9,74	9,81	5,32	7,32 b
NVd	17,71	23,67	17,07	20,03	21,18	28,57	27,72	12,97	21,12 a

PVAd=Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico; RQ_o= Neossolo Quartzarênico; NVe=Nitossolo Vermelho eutrófico; LVd=Latossolo Vermelho distrófico; NVd=Nitossolo Vermelho distrófico; Valores seguidos de letras diferentes mostram diferenças significativas entre as taxas de erosão dos solos sob mesma cobertura vegetal no nível de 99,9% de probabilidade

Para cada tipo de cobertura vegetal e, independente do método usado para estimar o valor do fator K, as taxas de erosão estimadas pela USLE variaram conforme o tipo de solo. Foram encontradas diferenças significativas ($p < 0,01$) entre os solos sob pastagem e entre os solos cultivados com cana-de-açúcar. No entanto, uma avaliação do efeito de cobertura só é possível comparando-se as transeções de amostragem em RQ_o. Os resultados de avaliação dos métodos de estimativa do fator K mostraram que os RQ_o não possuem diferenças significativas ($p < 0,01$) quanto à erodibilidade. Embora a diferença entre o fator LS desses locais seja pequena, está relacionada aos diferentes comprimentos de rampa da transeção de amostragem de cada local, pois o declive médio das duas transeções de amostragem é o mesmo. Estes fatos indicam que as taxas de erosão do RQ_o sob pastagem foram bem menores ($p < 0,01$) que as encontradas no RQ_o cultivado com cana-de-açúcar e que essas diferenças estão associadas ao uso e manejo do solo e às práticas conservacionistas adotadas. Entretanto, essa observação só seria

confiável se os valores dos parâmetros da USLE fossem avaliados diretamente no campo.

O valor médio de erodibilidade encontrado para cada solo não pode ser considerado como um valor real da erodibilidade do solo, pois para isto seria necessário montar parcelas de avaliação em cada solo e determinar o índice de erosividade local e as taxas de erosão nessas parcelas. O mesmo comentário é válido em relação ao fator CP. Para inferir valores confiáveis do fator CP na USLE, seria necessário realizar um experimento de longa duração em parcelas instaladas em cada local, medindo as taxas de erosão nas mesmas.

As taxas de erosão estimadas pela USLE, independente do método de estimativa do fator K, estão dentro dos limites de tolerância de perdas para esses solos (Bertoni & Lombardi Neto, 1990), que são de 3,4 a 11,2 Mg ha⁻¹ para o PVAd, de 1,9 a 7,3 Mg ha⁻¹ para os RQo, de 11,6 a 13,6 Mg ha⁻¹ para o NVe e de 11,5 a 13,3 Mg ha⁻¹ para o LVd. No entanto, para o NVd as perdas de solo encontradas neste trabalho superam os limites de tolerância observados na literatura, que variam de 5,2 a 12,9 Mg ha⁻¹.

4.5.3 Taxas de erosão estimadas pelo método do ¹³⁷Cs

Adotando-se o mesmo procedimento utilizado nas parcelas padrão, foi feita uma avaliação indireta dos métodos de estimativa do fator K por meio da comparação das taxas de erosão calculadas pela USLE e pelo método do ¹³⁷Cs, adotando-se na USLE os diferentes valores de K e tomando-se as taxas de erosão avaliadas pelo ¹³⁷Cs como valores observados.

Os valores dos inventários de ¹³⁷Cs de cada transeção foram convertidos em valores de taxas de erosão pelo modelo proporcional, de acordo com Walling & He (1997). Para isso foram considerados os valores médios dos inventários de referência relativos a cada local de estudo, exceto para as transeções estudadas em Anhembi conforme será visto no item 4.5.3.1.

Em cada segmento das transeções foi calculada a taxa de erosão média pelo método do ^{137}Cs tomando-se os valores das taxas de erosão estimadas para pontos consecutivos. A taxa média de erosão para cada transeção foi calculada com base nos valores médios de cada segmento. Nos mesmos segmentos de cada transeção foram calculadas as taxas de erosão pela USLE e a taxa média de cada transeção foi calculada pela média das taxas de cada segmento.

Os valores médios das taxas de erosão de cada transeção calculadas pela USLE e pelo ^{137}Cs foram então comparados para todos os solos.

As estimativas de avaliação da erosão são consideradas para o período compreendido entre 1963 a 2003. Os valores positivos das taxas de erosão estimadas pelo método do ^{137}Cs correspondem a pontos de perdas de solo e os valores negativos a pontos de deposição.

4.5.3.1 Inventários de ^{137}Cs nos locais de pastagem

No Instituto de Zootecnia de São Paulo (IZ), os inventários de ^{137}Cs variaram de 911 a 55 Bq m⁻². Entre os dez perfis analisados na transeção de amostragem, somente nos perfis 1 e 4 foi detectada a presença de ^{137}Cs na camada 20-40cm. Nos demais, o ^{137}Cs só foi detectado até 20 cm de profundidade, conforme pode ser observado na Figura 8.

A Figura 9 ilustra a distribuição dos inventários de ^{137}Cs na transeção de amostragem. Nesta Figura pode-se observar que no primeiro perfil (P1) da transeção, situado na cota mais elevada do terreno e no quarto perfil (P4) de amostragem foram encontrados inventários de ^{137}Cs superiores ao inventário referência relativo à esta transeção de estudo.

***Inventários de ^{137}Cs da pastagem
IZ – PVAd***

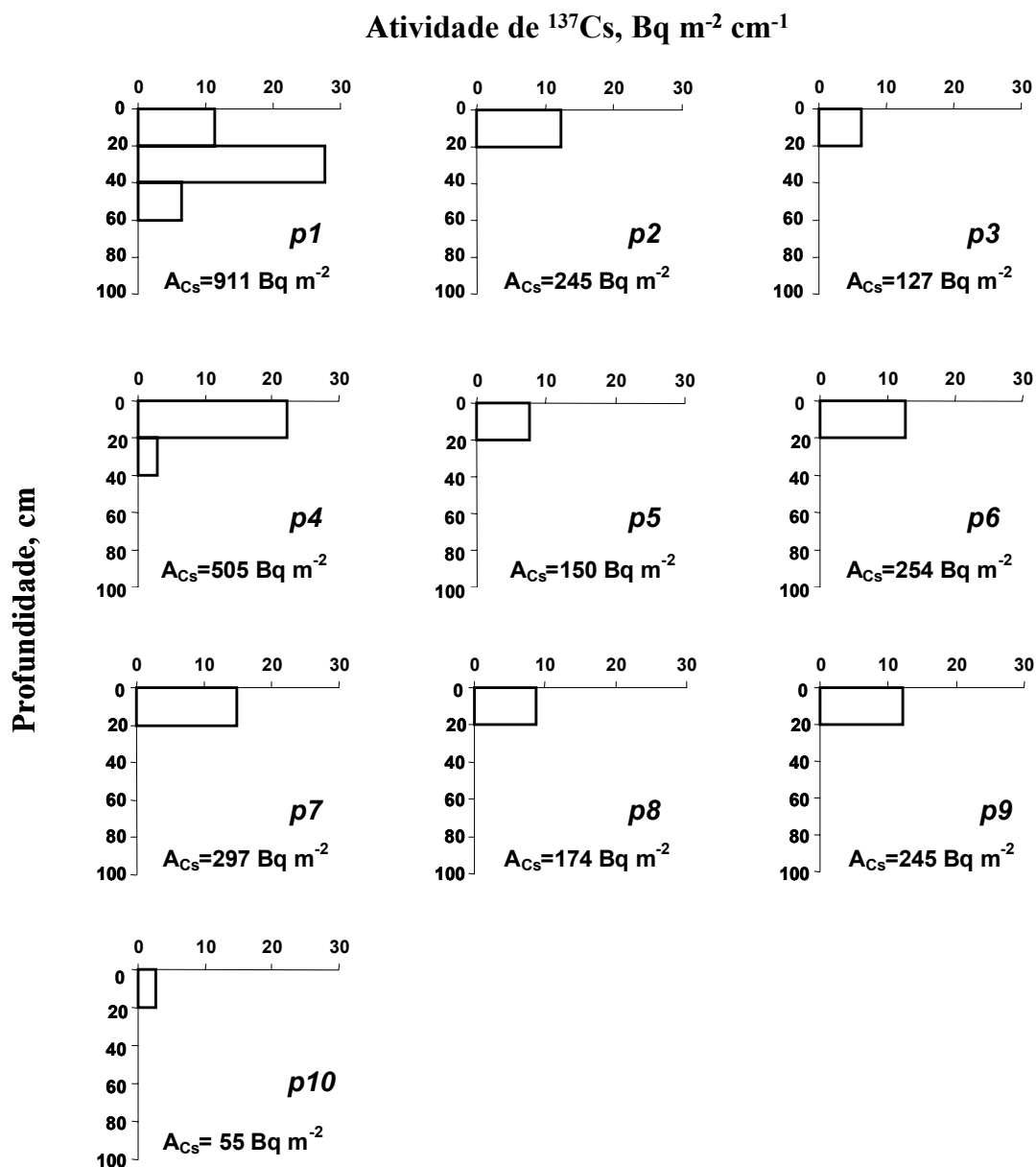


Figura 8 – Inventários de ^{137}Cs do Argissolo Vermelho Amarelo distrófico (PVAd) sob pastagem no IZ em Nova Odessa.

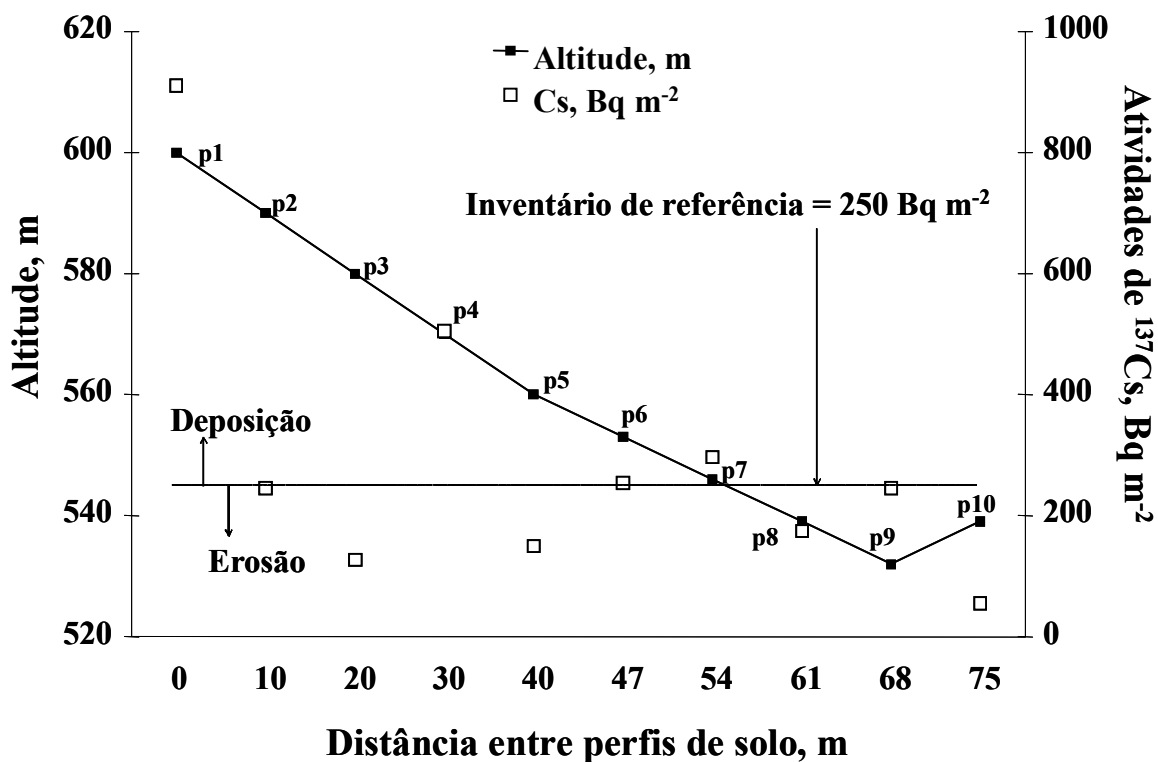


Figura 9 – Distribuição dos inventários de ^{137}Cs na transeção de amostragem no Argissolo Vermelho Amarelo distrófico (PVAd) sob pastagem no IZ em Nova Odessa.

Na pastagem da Fazenda Barreiro Rico (FBR), a variação nos inventários de ^{137}Cs foi relativamente menor que na pastagem do IZ e variaram de 209 a 593 Bq m^{-2} . A distribuição de ^{137}Cs em profundidade variou bastante entre os perfis de solo da transeção de amostragem. No entanto, em todos os perfis de solo o ^{137}Cs foi detectado abaixo da profundidade de 20cm. Em seis perfis havia ^{137}Cs presente até 40 cm de profundidade. Em outros três, o ^{137}Cs foi encontrado até 60 cm de profundidade e em outros dois perfis até 80 cm. Somente em um dos perfis o ^{137}Cs foi detectado na camada 80-100cm. Os inventários de ^{137}Cs da pastagem da FBR são apresentados na Figura 10.

Inventários de ^{137}Cs da pastagem FBR – RQo

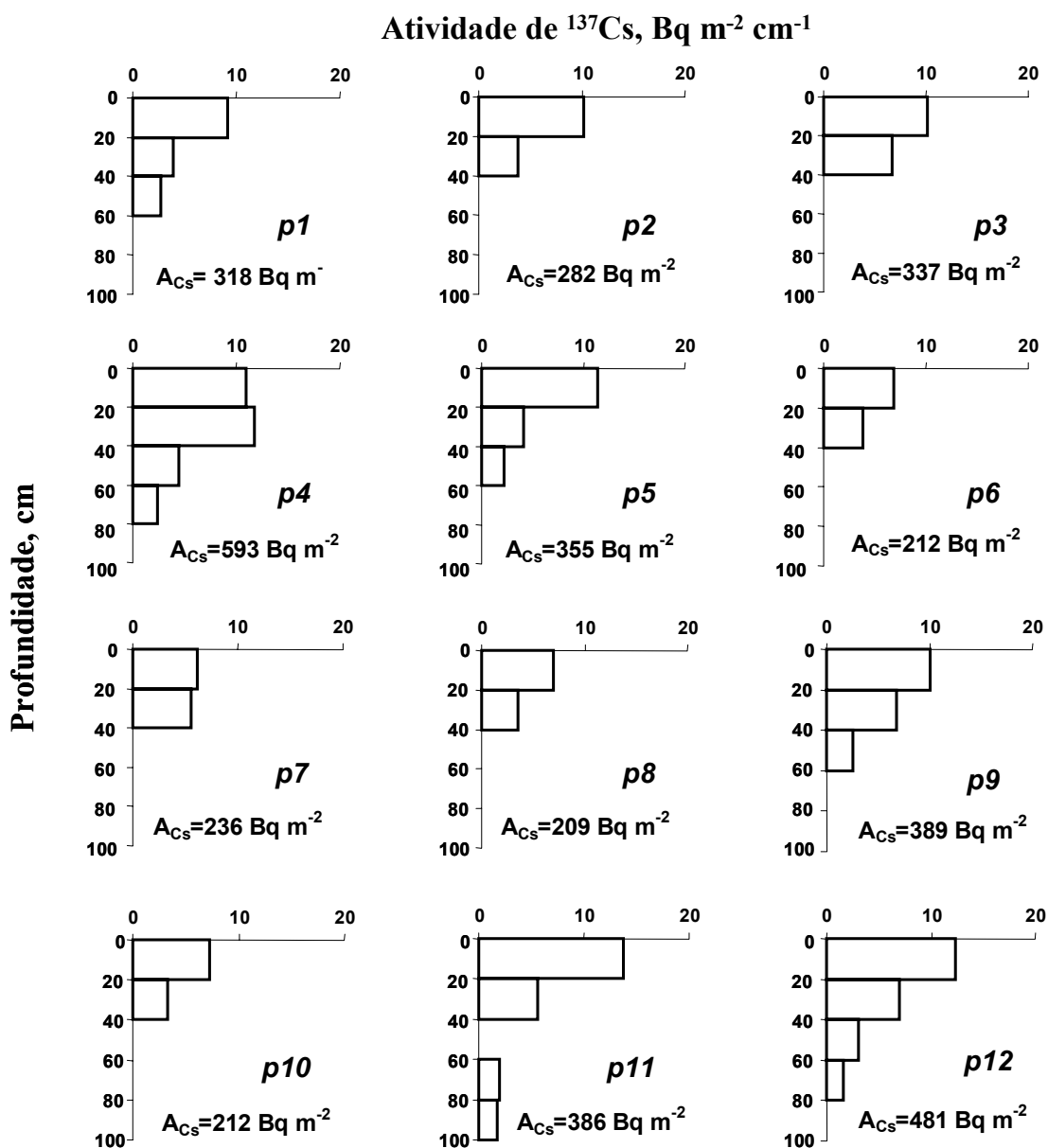


Figura 10 – Inventários de ^{137}Cs do Neossolo Quartzarênico (RQ_o) sob pastagem na FBR em Anhembi.

O valor do inventário médio de referência da FBR apresentou um valor bem menor do que o do inventário do ponto mais alto do terreno e correspondente ao primeiro ponto da transeção de amostragem.

Este fato, associado à distribuição das atividades de ^{137}Cs em profundidade encontrada nos perfis de solo da área tomada como referência, não permitiu o uso deste valor como atividade de referência. Os inventários de ^{137}Cs de 318 e 394 Bq m^{-2} , correspondentes aos valores do primeiro ponto da transeção na pastagem e na cana-de-açúcar, respectivamente, foram tomados como referência nos cálculos de conversão das atividades de ^{137}Cs em taxas de erosão na FBR.

Na Figura 11 são mostrados os inventários de ^{137}Cs da pastagem da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ). Neste local, a presença de ^{137}Cs foi observada somente na camada 0-20 cm nos oito perfis analisados de uma transeção. Os inventários de ^{137}Cs variaram de 184 a 298 Bq m^{-2} . Nos segmentos dessa transeção, as taxas médias anuais de erosão variaram de 12,53 a 28,05 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Nesta pastagem não foram encontrados pontos de deposição de solo na transeção de amostragem. A taxa média anual de erosão estimada pelo ^{137}Cs para esta transeção está bem acima do limite médio ponderado de tolerância de perdas de solo (Bertoni & Lombardi Neto, 1990) para o NVe.

Inventários de ^{137}Cs da pastagem ESALQ – NVe

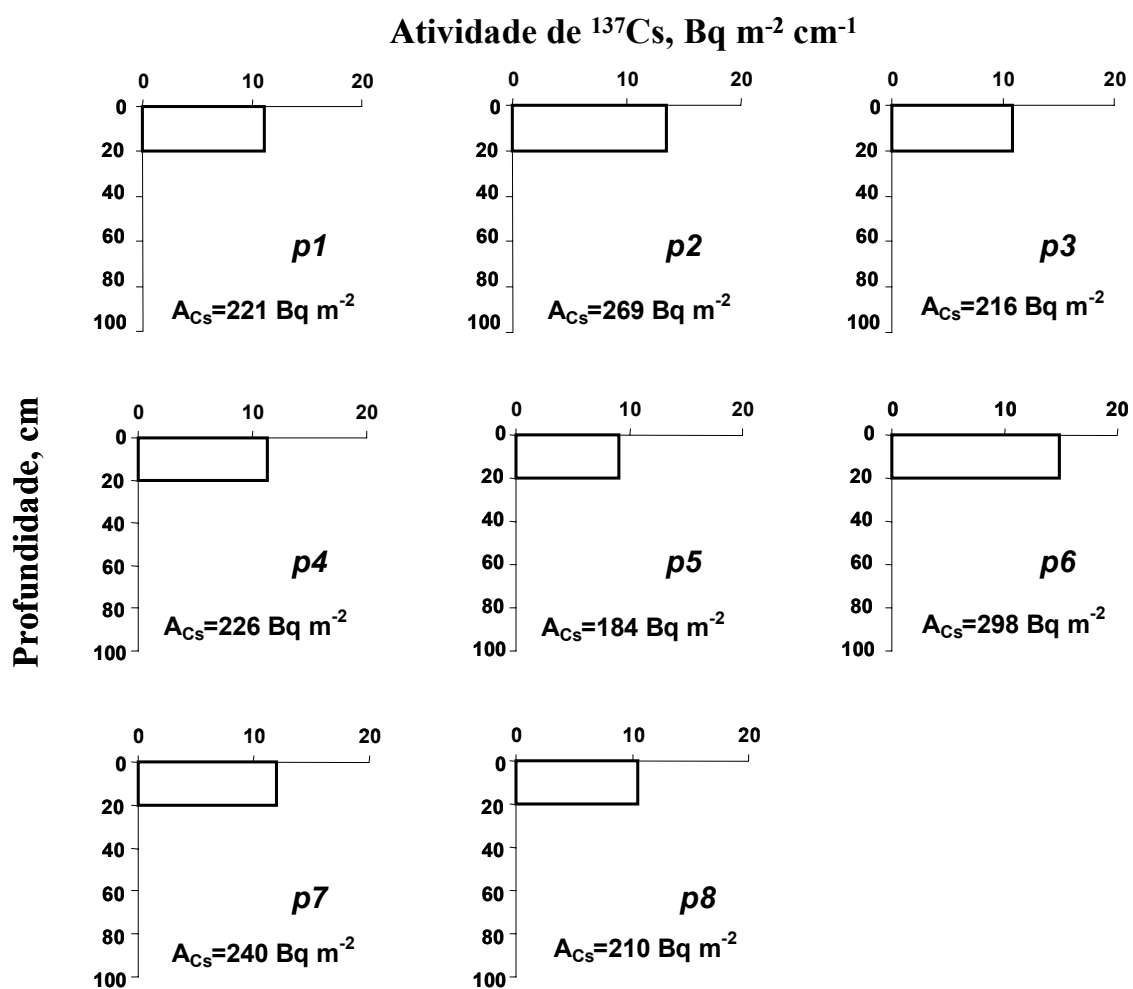


Figura 11 – Inventários de ^{137}Cs do Nitossolo Vermelho eutrófico (NVe) sob pastagem na ESALQ em Piracicaba.

4.5.3.2 Inventários de ^{137}Cs nos locais cultivados com cana-de-açúcar

Na Figura 12 são apresentados os inventários de ^{137}Cs deste local na transeção da Fazenda Barreiro Rico (FBR).

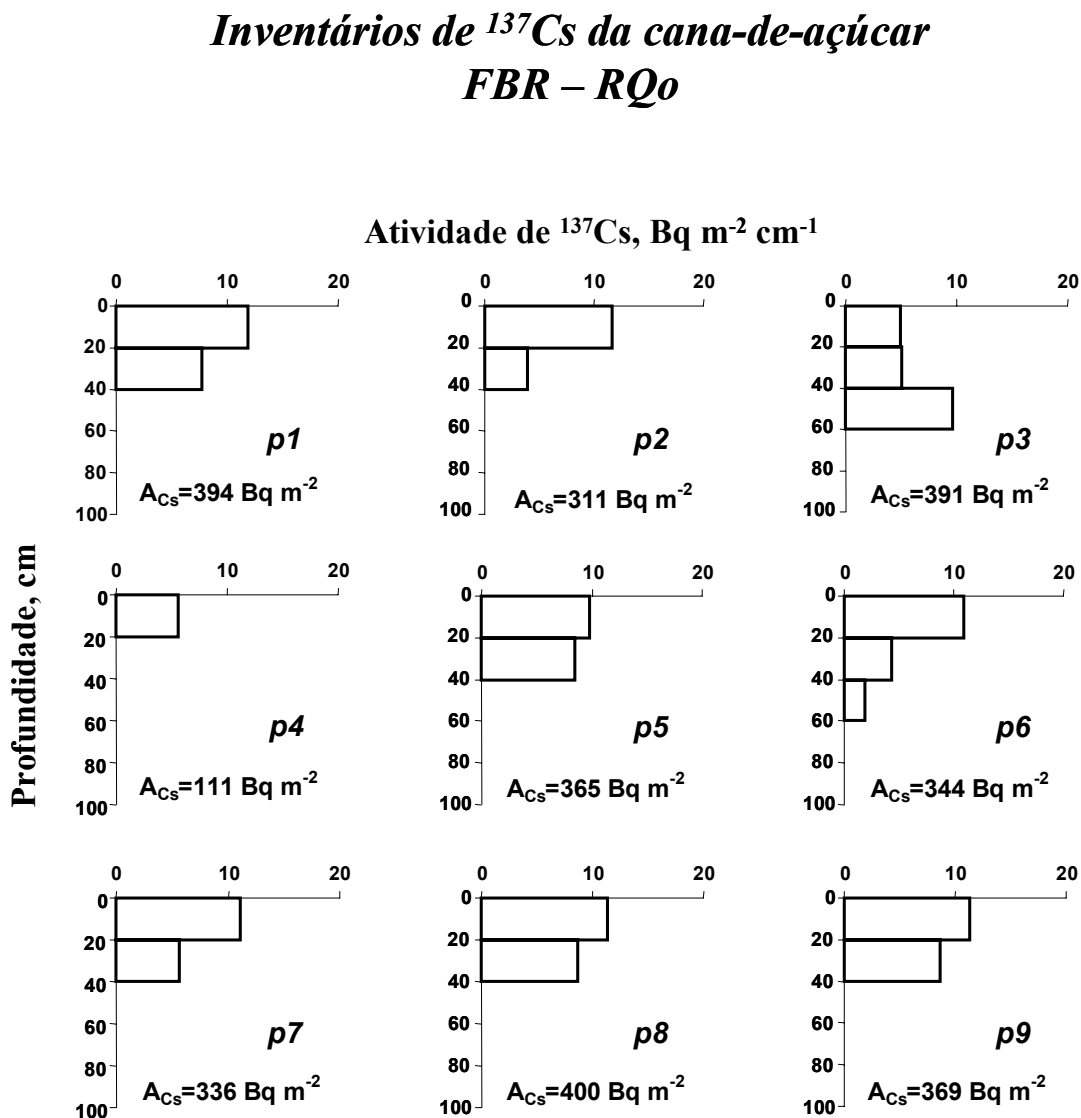


Figura 12 – Inventários de ^{137}Cs no Neossolo Quartzarênico (RQ_o) cultivado com cana-de-açúcar na FBR em Anhembi.

Neste local, os inventários de ^{137}Cs variaram de 111 a 400 Bq m^{-2} com uma média de $336 \pm 89 \text{ Bq m}^{-2}$ e $\text{CV}=27\%$. O ^{137}Cs foi detectado em um perfil somente na camada 0-20cm. Em outros seis perfis, a presença de ^{137}Cs foi observada até 40 cm e em outros dois perfis, até 60 cm de profundidade.

No IAC/Piracicaba, foi observada grande variação nos inventários de ^{137}Cs nos dois solos cultivados com cana-de-açúcar. Os inventários de ^{137}Cs dos dois locais são mostrados nas Figuras 13 e 14.

Inventários de ^{137}Cs da cana-de-açúcar IAC/Piracicaba – LVd

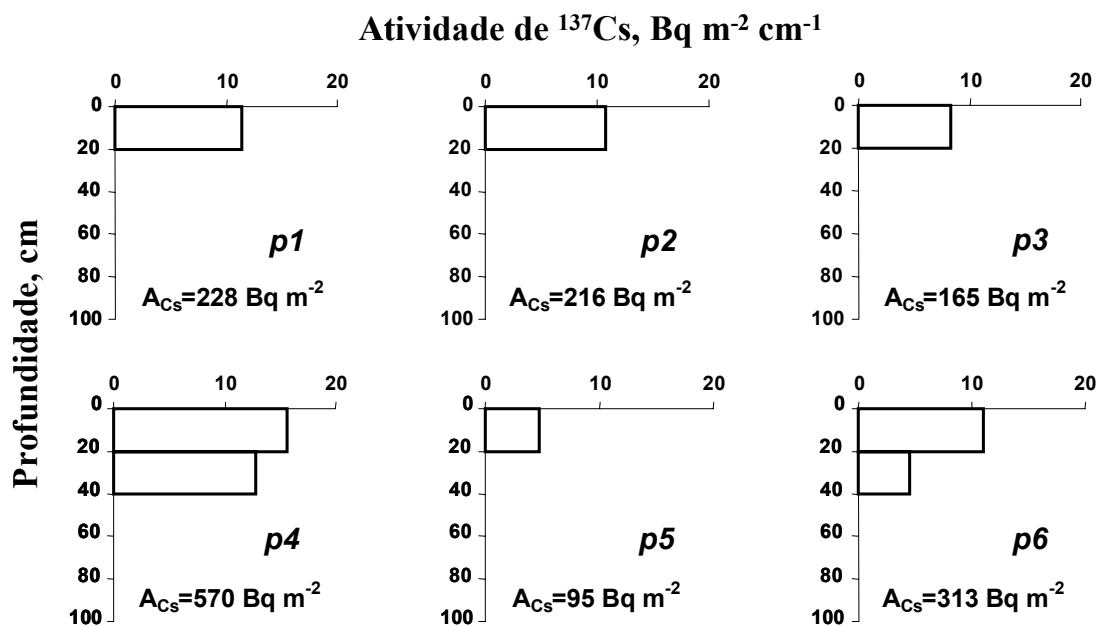


Figura 13 – Inventários de ^{137}Cs do Latossolo Vermelho distrófico (LVd) cultivado com cana-de-açúcar no IAC em Piracicaba.

No Latossolo Vermelho distrófico (LVd), os inventários variaram de 95 a 570 Bq m⁻², com um valor médio de 264±166 Bq m⁻² e CV=63%. Em quatro dos seis perfis analisados, o ¹³⁷Cs foi detectado somente na camada 0-20cm, mas em outros dois perfis observou-se a presença de ¹³⁷Cs até 40cm de profundidade (Figura 13). No Nitossolo Vermelho distrófico (NVd), a variação dos inventários foi semelhante à ocorrida no LVd, conforme pode-se observar na Figura 14. Os inventários variaram de 102 a 488 Bq m⁻², com um valor médio de 237±138 Bq m⁻² e CV=58%.

Inventários de ¹³⁷Cs da cana-de-açúcar IAC/Piracicaba – NVd

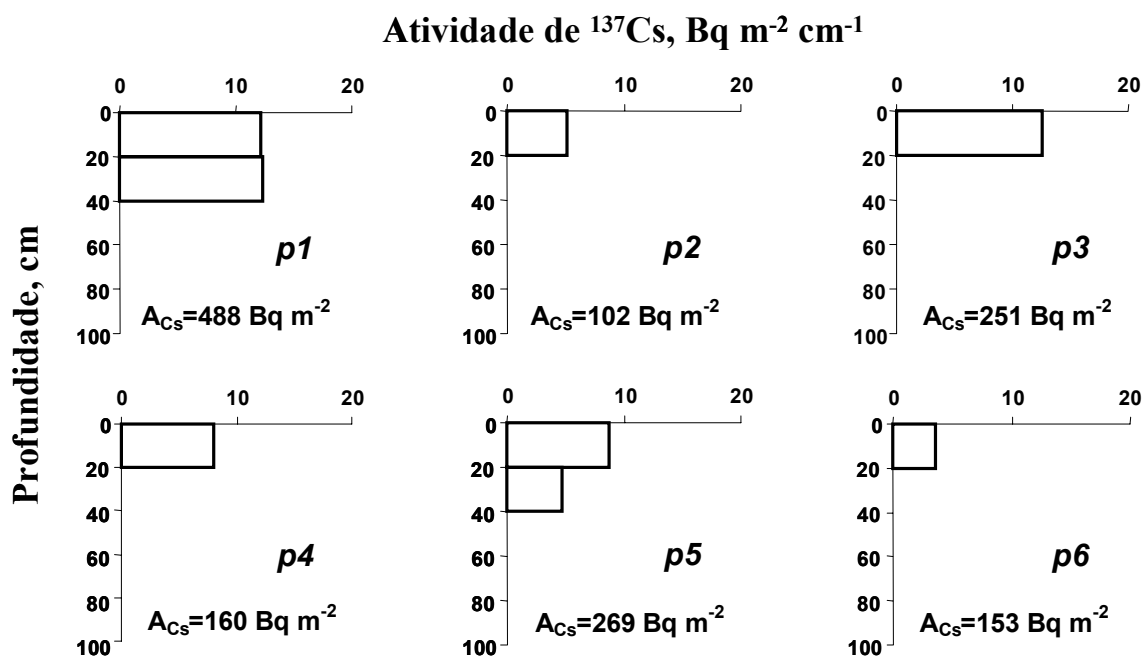


Figura 14 – Inventários de ¹³⁷Cs do Nitossolo Vermelho distrófico (NVd) cultivado com cana-de-açúcar no IAC em Piracicaba.

De modo geral, foram encontradas maiores variações (>CV) entre os inventários de ^{137}Cs nos solos cultivados com cana-de-açúcar quando comparados aos inventários dos locais sob pastagem.

A Tabela 15 mostra as médias das taxas de erosão estimadas para todas as transeções de estudo, conforme descrito anteriormente. Esses valores variaram de -3,14 a 21,19 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ nas transeções em pastagem e de 15,21 a 28,84 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ nas transeções em cana-de-açúcar.

Tabela 15. Valores das taxas de erosão estimadas pelo ^{137}Cs ($E(\text{Cs})$), em $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, e alguns parâmetros estatísticos.

Solos	E(Cs) $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$	Parâmetros estatísticos					
		<i>s</i>	DP	CV	IC	<u>Limites do IC</u> Máximo Mínimo	
<i>Pastagem</i>							
PVAd	0,36	7	14,13	3910	13,76	14,12	-13,40
RQo	-3,14	11	22,91	730	17,79	14,66	-20,93
NVe	21,19	7	4,69	22	4,57	25,75	16,62
<i>Cana-de-açúcar</i>							
RQo	15,21	8	13,26	87	12,07	27,28	3,14
LVd	10,84	5	19,69	182	22,69	33,53	-11,84
NVd	28,84	5	13,76	48	15,85	44,69	13,00

PVAd=Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico; RQo= Neossolo Quartzarênico; NVe=Nitossolo Vermelho eutrófico; LVd=Latossolo Vermelho distrófico; NVd=Nitossolo Vermelho distrófico; *s*=número de segmentos analisados em cada transeção; CV=coeficiente de variação em %; DP=desvio padrão, IC= intervalo de confiança e valores máximos e mínimos em $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$

De acordo com a Tabela 15, em geral, foram encontrados maiores coeficientes de variação nas transeções em pastagem quando comparados às em cana-de-açúcar. Os valores de CV estão relacionados ao pequeno número de inventários analisados em cada transeção de estudo, ao fato do método do ^{137}Cs identificar a ocorrência tanto de pontos de perdas como de ganhos de solo e à sensibilidade do método a qualquer forma de redistribuição de solo independente de qual processo a gerou. Esses fatos resultam nos

elevados valores de CV encontrados em todas transeções de estudo. Por exemplo, no PVAd, os valores de 911 e 245 Bq m⁻² correspondem ao primeiro e ao segundo inventários tomados consecutivamente na transeção, conforme observa-se na Figura 9. Essa grande diferença encontrada entre os inventários resulta nos elevados valores dos CV calculados para cada transeção de estudo.

4.5.4 Comparação das taxas de erosão estimadas pela USLE e pelo ¹³⁷Cs

Na Tabela 16 são apresentadas as médias das taxas de erosão estimadas pelos métodos do ¹³⁷Cs e da USLE para cada transeção de estudo.

Tabela 16. Valores das taxas de erosão estimadas pela USLE, com base nos diferentes valores do fator K (Tabela 12) e das taxas de erosão estimadas pelo ¹³⁷Cs.

Solos	Taxas médias anuais de erosão, Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹								
	Método da USLE								Método do ¹³⁷ Cs
	<i>E(K₁)</i>	<i>E(K₂)</i>	<i>E(K₃)</i>	<i>E(K₄)</i>	<i>E(K₅)</i>	<i>E(K₆)</i>	<i>E(K₇)</i>	<i>E(K₈)</i>	<i>E(Cs)</i>
	<i>Pastagem</i>								
PVAd	7,56	9,57	6,13	8,82	5,46	7,05	6,93	2,68	0,36
RQo	0,19	0,31	0,39	0,36	0,47	0,72	0,94	0,08	-3,14
NVe	0,51	0,79	1,09	0,49	0,79	1,18	1,12	0,60	21,19
	<i>Cana-de-açúcar</i>								
RQo	1,62	2,77	3,13	2,19	3,36	5,12	7,14	1,06	15,21
LVd	4,30	8,06	7,12	6,36	7,84	9,74	9,81	5,32	10,84
NVd	17,71	23,67	17,07	20,03	21,18	28,57	27,72	12,97	28,84

PVAd=Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico; RQo=Neossolo Quartzarênico; NVe=Nitossolo Vermelho eutrófico; LVd=Latossolo Vermelho distrófico; NVd=Nitossolo Vermelho distrófico

As taxas de erosão estimadas pela USLE, independente do método de estimativa do fator K utilizado, variaram de 0,82 a 6,76 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ nas transeções em pastagem e de 3,30 a 21,11 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ nas transeções em cana-de-açúcar. A variação nas taxas de erosão estimadas pela USLE foi menor nas transeções em pastagens quando

comparado às transeções em cana-de-açúcar (<CV). As taxas de erosão estimadas pelo método do ^{137}Cs mostram valores bem diferentes daqueles estimados pela USLE. Nas transeções em pastagem, as taxas de erosão estimadas pelo método do ^{137}Cs variaram de -3,14 a 21,19 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto nas transeções em cana-de-açúcar essa variação foi de 10,84 a 28,84 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

A discrepância entre os resultados encontrados está associada às limitações e suposições que envolvem os dois métodos. Dessa forma, o objetivo originalmente proposto, de avaliar os diferentes modelos de estimativa do fator K da USLE, tomando como referência os valores das taxas de erosão avaliadas pela técnica do ^{137}Cs , ficou parcialmente comprometido, podendo-se apresentar as seguintes considerações:

Quanto a aplicação da USLE

- É possível obter uma sub ou superestimativa da erosão devido ao estabelecimento de transeções de amostragem em vertentes que não representem adequadamente o processo erosivo no local (Bussaca et al., 1993);
- O modelo não contabiliza a erosão por fluxo concentrado de enxurrada, voçorocas, a redistribuição da massa de solo em canais, nem as taxas de deposição de solo (Soil and Water Conservation Society, 1993);
- Apesar da USLE ser considerada universal, pois seus parâmetros exprimem a ação dos principais fatores que influenciam a erosão hídrica, ela é empírica, sendo necessário que os valores desses parâmetros sejam determinados para as condições locais. Os valores desses parâmetros aplicados para as transeções do presente estudo não podem ser considerados confiáveis;
- A estimativa dos parâmetros LS, R e K pode ser feita com base em diferentes modelos. No entanto, a inexistência de um modelo único, adequado para estimar

um determinado fator para qualquer local de estudo, dificulta a padronização dos procedimentos usados na aplicação da USLE e, portanto, a comparação dos resultados obtidos por diferentes autores;

- Pelo fato da USLE ter sido gerada para uso em gradientes uniformes, o uso de um gradiente médio de um comprimento de rampa pode subestimar as perdas de solo de declives convexos e superestimar aquelas de declives côncavos (Bertoni & Lombardi Neto, 1990). Por isto, foi utilizada a equação de Foster & Wischmeier (1974) para estimar o fator LS para cada segmento das transeções estudadas;
- A inferência de valores confiáveis ao fator CP depende de quão completo é o conhecimento das práticas de manejo e das operações de cultivo realizadas em um local de estudo (Griffin et al., 1988). O fator CP depende da combinação do uso e do manejo do solo associados às práticas conservacionistas adotadas, gerando valores específicos para a situação avaliada. Qualquer mudança nas combinações citadas devem resultar em um valor CP diferente, gerando valores de taxas de erosão maiores ou menores, conforme descrito em Bertoni e Lombardi Neto (1990). Para todas as transeções estudadas não se dispunha de um histórico de uso e manejo do solo, bem como das práticas conservacionistas adotadas no passado, de forma a permitir uma boa estimativa do fator CP.

Quanto a aplicação do método do ^{137}Cs

- A variabilidade espacial dos inventários observada ao longo das transeções indica que o número de pontos analisados foi pequeno para uma adequada avaliação do inventário médio e conseqüentemente para uma boa estimativa da taxa de erosão.

- O método do ^{137}Cs é sensível à deposição de sedimentos gerados por diferentes processos. Os inventários de diferentes transeções indicaram a ocorrência de deposição de sedimentos em diversos pontos das mesmas. Esse fato dificulta a comparação entre os dois métodos principalmente quando se trata de estudo em transeções;
- Para calcular as taxas de erosão é preciso estimar um inventário médio de referência (Walling & Quine, 1993). Sutherland (1996) recomenda que sejam coletados, no mínimo, 11 inventários em cada local de referência para se ter uma boa estimativa do valor médio do inventário de referência. No presente trabalho foi tomado um número menor de inventários de referência. O uso de um valor médio dos inventários de referência para um determinado local, com elevado coeficiente de variação resulta em estimativas de taxas de erosão imprecisas e pouco confiáveis (Owens & Walling, 1996).
- As taxas de erosão medidas pelo ^{137}Cs resultam do efeito global de todas as formas de erosão do solo (Zapata et al., 2002), incluindo o movimento causado pelo cultivo, o qual tem sido considerado ser um sério problema por diversos pesquisadores (Quine & Zhang, 2002; Lobb & Kachanoski, 1993), e não apenas a erosão hídrica (Martz & deJong, 1987);
- O modelo proporcional (Walling & He, 1997) usado na estimativa dos ganhos e perdas globais de solo em cada ponto de amostragem apresenta limitações quando aplicado em solos cultivados por não considerar a diluição e a translocação do solo devido ao cultivo, os quais podem resultar em uma subestimativa das taxas de erosão (Kachanoski & deJong, 1984; Kachanoski, 1993; Lobb & Kachanoski, 1993);

Cada método apresenta suas limitações e foram gerados a partir de suposições bem distintas. Se a USLE superestima ou subestima as perdas de solo quando comparado ao

método do ^{137}Cs , isto depende de como a USLE tem sido aplicada e da confiabilidade das estimativas da USLE (Griffin et al., 1988). É preciso ter muito cuidado ao avaliar as estimativas de perdas pela USLE e pelo ^{137}Cs , pois comparações válidas só podem ser feitas se os valores atribuídos aos parâmetros que compõe a USLE forem confiáveis ou que as taxas de erosão medidas no local sejam conhecidas (Montgomery et al., 1997). Sem conhecer as medidas diretas das perdas de solo nas transeções de amostragem envolvidas na análise, não é possível saber qual dos dois métodos é mais preciso para cada local de estudo (Soileau et al., 1990).

Um fator que não foi considerado no início da investigação foi o quanto a USLE dependia do conhecimento das práticas de uso e manejo do solo desde o tempo inicial do pico do “fallout” do ^{137}Cs (1963). A precisão de tais registros é importante, pois variações nos valores de CP causam uma superestimativa ou subestimativa das taxas de erosão. No presente trabalho, o fato de usar um único valor de CP para cada tipo de cobertura vegetal provavelmente resultou em estimativas errôneas das taxas de erosão pela USLE. A carência dos históricos detalhados de uso e manejo dos solos associada ao fato de se avaliar uma única transeção de amostragem em cada solo dificulta qualquer interpretação dos resultados obtidos, tanto pela USLE com pelo método do ^{137}Cs .

Os resultados obtidos sugerem futuros trabalhos sobre a distribuição espacial dos inventários de ^{137}Cs em locais de referência, entre locais de referência, em diferentes solos e regimes hídricos.

5 CONCLUSÕES

- Apesar do pequeno número de perfis analisados, os resultados encontrados entre os inventários de referência indicam que estes locais devem ser selecionados os mais próximos possíveis dos locais de estudo e sugerem investigações sobre a variabilidade espacial das atividades de ^{137}Cs nos locais e entre os locais de referência;
- Os resultados encontrados nos locais de referência sugerem também futuros estudos visando o conhecimento do comportamento do elemento em diferentes solos e em diferentes frações granulométricas dos solos, bem como sobre as relações do ^{137}Cs com as propriedades físicas e químicas de diferentes solos;
- Nos estudos desenvolvidos nas parcelas padrão, o método do ^{137}Cs mostrou bom potencial de uso como uma ferramenta de avaliação direta das taxas de erosão;
- Sendo os valores inferidos aos parâmetros da USLE conhecidos e confiáveis para o L_{Vef} das parcelas padrão e tendo sido o ^{137}Cs um bom indicador das taxas de erosão medidas, foi possível avaliar os métodos de estimativa do fator K para o L_{Vef} , por meio da comparação entre as taxas de erosão calculadas pela USLE, com base nos diferentes valores do fator K , e as taxas de erosão obtidas pelo método do ^{137}Cs ;

- Os resultados dos inventários do ^{137}Cs nas transeções dão indicação da sensibilidade do método à redistribuição de solo devido a diferentes processos além do processo erosivo;
- A variabilidade observada nos inventários obtidos nas transeções indica que o número de pontos de amostragem em cada transeção deveria ter sido maior para uma melhor estimativa do valor médio.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBALADEJO MONTORO, J.; STOCKING, M.A. Comparative evaluation of two models in predicting storm soil loss from erosion plots in semi-arid Spain. **Catena**, v.16, p.227-236, 1989.

ANGULO, R.J. Relações entre a erodibilidade e algumas propriedades de solos brasileiros. Curitiba, 1983. 154p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná.

EVERY, S.V. Fate of cesium in the environment: Distribution between the abiotic and biotic components of aquatic and terrestrial ecosystems. **Journal of Environmental Radioactivity**, v.30, n.2, p.139-171, 1996.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1990. 355p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F.; BENATTI JUNIOR, R. **Metodologia para a determinação de perdas por erosão**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1975. 14p. (Circular, 44).

BUSSACA, A.J.; COOK, C.A.; MULLA, D.J. Comparing landscape-scale estimation of soil erosion in the Palouse using Cs-137 and RUSLE. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.48, n.4, p.361-367, 1993.

- CARVALHO, M.P.; LOMBARDI NETO, F.; VASQUES FILHO, J.; CATANEO, A. Índices de erosividade da chuva correlacionados com as perdas de solo de um podzólico vermelho-amarelo eutrófico textura argilosa/muito argilosa de Mococa 9SP): primeira aproximação do fator erodibilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.13, p.237-242, 1989.
- DAL CONTE, F.M. Índice de erodibilidade de um podzólico vermelho-amarelo, determinado sob chuva simulada. Santa Maria, 1982. 67p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria.
- DAVIES, J.J. Cesium and its relationship to potassium in ecology. In: SHULTZ, V.; KLEMENT JUNIOR, A.W. (Ed.) **Radioecology**. New York: Reinhold, 1963. p.539-556.
- DEDECK, R.A.; RESK, D.V.S.; FREITAS JUNIOR, E. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em latossolo vermelho-escuro dos cerrados em diferentes cultivos sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.10, p.265-272, 1986.
- DENARDIN, J.E. Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos. Piracicaba, 1990. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.
- DENARDIN, J.E.; WUNSCH, W.A. Erodibilidade de um latossolo vermelho-escuro. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 3., Recife, 1980. **Anais**. Recife: UFRPE, 1981. p.219.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise do solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, CNPS, 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 1999.

FERREIRA, L. Avaliação indireta da erodibilidade em solos com altos teores de ferro e aspectos relacionados à mineralogia e micromorfologia. Lavras, 1992. 82p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras.

FREIRE, O.; PESSOTI, J.E.S. Erodibilidade dos solos de Piracicaba. **Revista da Agricultura**, v.51, p.195-202, 1976.

FOSTER, G.R.; McCOOL, D.K.; RENARD, K.G.; MOLDENHAUER, W.C. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.36, n.6, p.355-359, 1981.

FOSTER, G.R.; MOLDENHAUER, W.C.; WISCHMEIER, W.H. Transferability of US technology for prediction and control of erosion in the tropics. In: SYMPOSIUM ON SOIL EROSION AND CONSERVATION IN THE TROPICS, 1., Fort Collins, 1979. **Soil erosion and conservation in the tropics**; resumos. Madison: ASA, 1985. p.135-149.

FOSTER, G.R.; WISCHMEIER, W.H. Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. **Transactions of American Society for Agricultural Engineering**, v.17, n.1, p.305-309, 1974.

GERZABEK, M.H. **Consequences of the Chernobyl accident**. Seibersdorf: Osterreichisches Forschungszentrum, 1990. 75p. (Report OEFZS, 4560).

GRIFFIN, M.L.; BEASLEY, D.B.; FLETCHER, J.J.; FOSTER, G.R. Estimating soil loss on topographically nonuniform field and farm units. **Journal of Soil Water conservation**, v.43, p.326-331, 1988.

- HANDL, J. Transfer of some Chernobyl fallout nuclides in the animal-product food chain. In: SYMPOSIUM INTERNATIONAL DE RADIOECOLOGIE DE CADARACHE, 4., Cadarache, 1988. **Impact des accidents d'origine nucleaire sur l'environnement**. Bilthoven: International Union of Radioecologists, 1988. t.2, p.92-97.
- HE, Q., WALLING, D.E. Interpreting particle size effects in the adsorption of ¹³⁷Cs and unsupported ²¹⁰Pb by mineral soils and sediments. **Journal of Environmental Radioactivity**, v.30, p.117-137, 1996.
- HENKLAIN, J.C.; FREIRE, O. Avaliação do método nomográfico para determinação da erodibilidade de latossolos do Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.7, n.2, p.191-195, 1983.
- KACHANOSKI, R.G. Estimating soil loss from changes in soil cesium-137. **Canadian Journal of Soil Science**, v.73, p.629-632, 1993.
- KACHANOSKI, R.G.; De JONG, E. Predicting the temporal relationship between soil cesium-137 and erosion rate. **Journal of Environmental Quality**, v.13, p.301-304, 1984.
- KIEHL, E.J. **Manual de edafologia**. São Paulo: Ceres, 1979. 264p.
- LAL, R. Soil erosion by wind and water: Problems and prospects. In: LAL, R. **Soil erosion and research methods**. Wageningen: SWCS, 1988.
- LIMA, E.R.V. de; KUX, H.J.H.; SAUSEN, T.M. Sistema de Informações Geográficas e técnicas de sensoriamento remoto na elaboração de mapas de risco de erosão no sertão da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.16, n.2, p.257-263, 1992.

- LIMA, P.M. de P. Perdas de solo e água em dois latossolos sob cerrado, com diferentes preparos e chuva simulada. Lavras, 1987. 88p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura de Lavras.
- LIMA, P.M. de P. Índices de erodibilidade diretos e indiretos para dois latossolos do município de Lavras - Minas Gerais. **Ciência e Prática**, v.15, n.2, p.186-193, 1991.
- LIMA, J.M.; CURI, N.; RESENDE, M.; SANTANA, D.P. Dispersão do material de solo em água para avaliação indireta da erodibilidade de Latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.14, n.1, p.85-90, 1990.
- LOBB, D.A.; KACHANOSKI, R.G. **The relationship between landscape position, tillage practices and soil loss: Model development.** Ghelph: University of Ghelph, 1993. (NSCP Report).
- LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Erodibilidade de solos paulistas.** Campinas: Instituto Agrônômico, 1975. 12p. (**Boletim Técnico**, 27).
- LOUGHRAN, R.J.; WALLBRINK, P.J.; WALLING, D.E.; APPLEBY, P.G. Sampling methods. In: ZAPATA, E. (Ed.) **Handbook for the assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides.** Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002. p.41-58.
- MARGOLIS, E.; SILVA, A.B. da; JACQUES, F. de O. Determinação dos fatores da Equação Universal das perdas de solo para as condições de Caruaru (PE). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.9, p.165-169, 1985.
- MARQUES, J.J.G.S.M. Estimativas e comparações dos fatores erosividade das chuvas e erodibilidade de solos com horizonte B textural no Brasil. Lavras, 1996. 119p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras.

- MARQUES, J.J.G.S.M.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; LIMA, J.M.; SILVA, M.L.N.; CAROLINO de SÁ, M.A. Adequação de métodos indiretos para estimativa da erodibilidade de solos com horizonte B textura no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.447-456, 1997a.
- MARQUES, J.J.G.S.M.; CURI, N.; LIMA, J.M.; FERREIRA, M.M.; SILVA, M.L.N.; FERREIRA, D.F. Estimativa da erodibilidade a partir de atributos de solos com horizonte B textural no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.457-465, 1997b.
- MARTINS FILHO, M.V.; PEREIRA, V.P. Influência da compactação do solo nas perdas por erosão e na sua erodibilidade. **Ciência Agrônômica**, v.8, n.1, p.39-45, 1993.
- MARTINS FILHO, E.C.; SILVA, J.R.C. Comparação de métodos de avaliação da erodibilidade em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.9, p.175-177, 1985.
- MARTZ, L.W.; De JONG, E. Using Cs-137 to assess the variability of net soil erosion and its association with topography in a Canadian prairie landscape. **Catena**, v.14, p.439-451, 1987.
- MIDDLETON, H.E. **Properties of soils which influence soil erosion**. Washington: USDA, 1930. 16p. (Technical Bulletin, 178).
- OLIVEIRA, V.H.; BAHIA, V.G. Erodibilidade de seis solos do município de Lavras - MG, usando o nomograma. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.19, n.9, p.1157-1162, 1984.

- OWENS, P.N.; WALLING, D.E. Spatial variability of caesium-137 inventories at reference sites: an example from two contrasting sites in England and Zimbabwe. **Applied Radiation and Isotopes**, v.47, n.7, p.699-707, 1996.
- QUINE, T.A., ZHANG, Y. An investigation of spatial variation in soil erosion, soil properties, and crop production within an agricultural field in Devon, United Kingdom. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.57, n.1, p.55-65, 2002.
- RANIERI, S.B.L. Avaliação de métodos e escalas de trabalho para determinação de risco de erosão em bacia hidrográfica utilizando Sistema de Informações Geográficas (SIG). São Carlos, 1996. 128p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- RESCK, D.V.S.; FIGUEIREDO, M.S.; FERNANDES, B.; RESENDE, M.; SILVA, T.C.A. Erodibilidade de um podzólico vermelho-amarelo câmbico distrófico fase terraço, localizado na Zona da Mata (MG), determinada com simulador de chuva. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.5, p.7-14, 1981.
- RESENDE, M. Aplicações de conhecimentos pedológicos à conservação de solos. **Informe Agropecuário**, v.11, n.128, p.27-37, 1985.
- RISSE, L.M.; NEARING, M.A.; NICKS, A.D.; LAFLEN, J.M. Error assessment in the Universal Soil Loss Equation. **Soil Science Society of America Journal**, v.57, p.825-833, 1993.
- RITCHIE, J.C.; MCHENRY, J.R. Fallout ¹³⁷Cs: a tool in conservation research. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.30, p.283-286, 1975.

- RITCHIE, J.C.; SPRABERRY, J.A.; McHENRY, J.R. Estimating soil erosion from the redistribution of fallout of ^{137}Cs . **Soil Science Society of America Proceedings**, v.38, p.137-139, 1974.
- RODRIGUES do Ó, N.C. Erodibilidade das principais classes de solo do Estado da Paraíba determinada por chuva simulada e método nomográfico. Areia, 1986. 29p. Dissertação (Graduação) – Universidade Federal da Paraíba.
- ROLOFF, G.; DENARDIN, J.E. Estimativa simplificada da erodibilidade do solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10., Florianópolis, 1994. **Resumos**. Florianópolis: SBCS, 1994. p.150-151.
- ROQUE, M.L. Sorção de radiocésio em solos tropicais. Medidas de contenção e de remediação de solos contaminados por ^{137}Cs . Piracicaba, 1998. 152p. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo.
- ROQUE, M.L.; TAGLIAFERRO, F.S.; FERNANDES, E.A.D.N. Comportamento de ^{137}Cs e elementos terrígenos em solos e respectivas frações finas. In: CONGRESSO GERAL DE ENERGIA NUCLEAR, 7., Belo Horizonte, 1998. Belo Horizonte: ABEN.1998.
- SCHALLER, F.W.; STOCKINGER, K.R. A comparison of five methods for expressing aggregation data. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.17, p.310-313, 1953.
- SILVA, M.L.N.; FREITAS, P.L.; BLANCANEUX, P.; CURIN,.; LIMA, J.M. Relação entre os parâmetros da chuva e perdas de solo e determinação da erodibilidade de um latossolo vermelho-escuro em Goiânia (GO). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, n.1, p.131-137, 1997.

SILVA, I.F.; ANDRADE, A.P.; CAMPOS FILHO, O.R. Erodibilidade de seis solos do semi-árido paraibano obtido com chuva simulada e método nomográfico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.10, p.283-287, 1986.

SILVA, J.R.C. Erodibilidade dos solos do Ceará: distribuição espacial e avaliação de métodos para sua determinação (1ª aproximação). Fortaleza, 1994. 60p. Tese (Professor Titular) - Universidade Federal do Ceará.

SILVA, M.L.N.; CURI, N.; OLIVEIRA, M.S. de; FERREIRA, M.M.; LOMBARDI NETO, F. Comparação entre métodos direto e indiretos para determinação da erodibilidade em latossolos sob cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.29, n.11, p.1751-1761, 1994.

SILVA, M.L.N.; CURI, N.; LIMA, J.M.; FERREIRA, L. Avaliação de métodos indiretos para estimar a erodibilidade dos principais solos do sul de Minas Gerais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 24., Goiânia, 1993. **Resumos**. Goiânia: SBCS, 1993. v.3, p.159-160.

SOIL AND WATER CONSERVATION SOCIETY. **RUSLE user's guide**. Version 1.03. Ankeny: SWCS, 1993.

SOILEAU, J.M.; HAJEK, B.F.; TOUCHTON, J.T. Soil erosion and deposition evidence in a small watershed using fallout cesium-137. **Soil Science Society of America Journal**, v.54, p.1712-1719, 1990

SUTHERLAND, R.A. Caesium-137 soil sampling and inventory variability in reference locations: a literature survey. **Hydrological Processes**, v.10, p.43-43, 1996.

TAMURA, T. Selective sorption reactions of cesium with soil minerals. **Nuclear Safety**, v.5, n.3, p.262-268, 1964.

- TOMÁS, P.P.; COUTINHO, M.A. Comparison of observed and computed soil loss, using the USLE. In: RICKSON, R.J. (Ed.) **Conserving soil resources** - European perspectives. Cambridge: Silsoe College, Cranfield University, 1994. chap.17, p.161-177.
- TOY, T.J.; OSTERKAMP, W.R. The applicability of RUSLE to geomorphic studies. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.50, p.498-503, 1995.
- VIEIRA, S.R.; LOMBARDI NETO, F. Variabilidade espacial do potencial de erosão das chuvas do estado de São Paulo. **Bragantia**, v.54, n.2, p.405-412, 1995.
- WALLING, D.E.; HE, Q. **Models for converting ^{137}Cs measurements to estimates of soil redistribution rates on cultivated and uncultivated soils**. Exeter: University of Exeter, 1997. 29p. (IAEA Coordinated Research Programmes on Soil Erosion (D1.50.05) and Sedimentation (F3.10.01)).
- WALLING, D.E.; QUINE, T.A. Calibration of caesium-137 measurements to provide quantitative erosion rate data. **Land Degradation and Rehabilitation**, v.2, p.161-175, 1990.
- WALLING, D.E.; QUINE, T.A. Use of ^{137}Cs measurements to investigate soil erosion on arable fields in UK: potential applications and limitations. **Journal of Soil Science**, n.42, p.147-165, 1991.
- WALLING, D.E.; QUINE, T.A. **Use of caesium-137 as a tracer of erosion and sedimentation**. I. Handbook for application of the caesium-137 technique. Exeter: University of Exeter, Department of Geography, 1993. 196p. (UK Overseas Development Administration Research Scheme R4579).

WISCHMEIER, W.H.; JOHNSON, C.B.; CROSS, B.W. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.26, n.5, p.189-193, 1971.

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

ZAPATA, F.; GARCIA-AGUDO, E.; RITCHIE, J.C.; APPLEBY, P.G. Introduction. In: ZAPATA, F. (Ed.) **Handbook for the assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002. p.1-13.