Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"

Evolução do Sistema Plantio Direto e produção de sedimentos no Rio Grande do Sul

Jane Siqueira Lino

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Piracicaba
2010

Jane Siqueira Lino
Ecóloga

Evolução do Sistema Plantio Direto e produção de sedimentos no Rio Grande do Sul

Orientador:
Prof. Dr. **GERD SPAROVEK**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Piracicaba
2010

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP

Lino, Jane Siqueira
Evolução do Sistema Plantio Direto e produção de sedimentos no Rio Grande do Sul / Jane Siqueira Lino. - - Piracicaba, 2010.
118 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2010.
Bibliografia.

1. Bacia hidrográfica 2. Conservação do solo 3. Erosão 4. Plantio direto 5. Rio Grande do Sul 6. Sedimentologia 7. Uso do solo I. Título

CDD 631.45
L758e

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

AGRADECIMENTOS

A minha família. Mãe, primeiramente, que nunca precisou me entender para me apoiar. Pai, pelas suas poucas e sempre escolhidas palavras. Ju, pela compreensão sempre. Amo vocês.

Aos meus antigos amigos. Paula, pela amizade permanente. E todos os meus queridos amigos colégio, às poucas vezes que pudemos nos encontrar, sempre me ofereceram momentos muito bons.

Ao Fórum das Sete, pelo companheirismo, pelas diferenças, pelos conselhos.

Ao curso de ecologia, que me ensinou entre tantas coisas que a loucura fortalece a mente. Aos grandes amigos que fiz, que deixei, e que posso rever quase sempre.

A Rio Claro, cidade querida, onde morei, amei, sofri e vivi tantas coisas que nem sei como couberam em quatro anos e meio. Ao Akio, por ter feito parte de tantas formas de todas as fases desse trabalho.

Aos novos amigos. A querida K-bana, quase que minha segunda casa em Piracicaba. Entre querido e neguinhos, valeu Charlinhos! Ao pessoal da salinha, ao momento do café, aos poucos bolos e tortas que comemos juntos. Aos amigos que fiz na pós, poucos, mas sinceros.

Ao Gerd, por tudo isso que escrevo abaixo e todo o crescimento pessoal envolvido nisso. Ao Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas e a CAPES, pelo apoio financeiro e pessoal na realização deste trabalho.

E a todas as pessoas que sabem que mais do que fazer parte desse trabalho, fazem parte da minha vida. Não cito muitos nomes, vocês sabem como são especiais.

SUMÁRIO

RESUMO.....7
ABSTRACT 9
1 INTRODUÇÃO 11
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 13
2.1 Grandes mudanças de uso da terra e a conservação do solo 13
2.2 Estudo da erosão – Equação Universal de Perda de Solo (USLE) 14
2.3 A aplicação de modelos empíricos em larga escala.....21
2.4 Dinâmica de perda de solo: o exemplo do plantio direto no Rio Grande do Sul.....23
Referências 29
3 ESTIMATIVA DE PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM LARGA ESCALA A PARTIR DA USLE E CARACTERÍSTICAS DE BACIAS PARA O ESTADO DE SÃO PAULO 37
Resumo 37
Abstract 37
3.1 Introdução 38
3.2 Desenvolvimento 39
3.2.1 Material e Métodos 39
3.2.1.1 Área de estudo 39
3.2.1.2 USLE 40
3.2.1.3 Parâmetros das bacias hidrográficas 43
3.2.2 Resultados e Discussão 45
3.2.2.1 Modelo de estimativa da produção de sedimento 45
3.2.2.2 Aplicação da USLE para o Estado de São Paulo 53
3.3 Considerações Finais 58
Referências 59
4 EVOLUÇÃO DO PLANTIO DIRETO E PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NO RIO GRANDE DO SUL.....69
Resumo 69
Abstract 69
4.1 Introdução 70

4.1.1 As novas necessidades da pesquisa em conservação do solo 70
4.1.2 O Rio Grande do Sul e o Sistema Plantio Direto 72
4.2 Desenvolvimento 73
4.2.1 Material e Métodos 73
4.2.1.1 Área de estudo..... 73
4.2.1.2 USLE 74
4.2.1.3 Carga de sedimentos e análises estatísticas 78
4.2.2 Resultados e Discussão 80
4.2.2.1 USLE 80
4.2.2.2 Carga de sedimentos e análises estatísticas 90
4.3 Considerações Finais 101
Referências..... 102
APÊNDICES 113

RESUMO

Evolução do Sistema Plantio Direto e produção de sedimentos no Rio Grande do Sul

Conciliar as crescentes demandas da produção agrícola com a garantia da produtividade do solo exige decisões rápidas e apoiadas em informação confiável acerca de impactos esperados. Compreender o efeito de grandes dinâmicas de alteração do uso do solo sustenta decisões futuras quanto à implementação de práticas sustentáveis de manejo. O presente estudo objetivou avaliar a dinâmica da produção de sedimentos no Rio Grande do Sul em conseqüência da evolução do plantio direto a partir da modelagem em larga escala de dados secundários acesso público. Primeiramente, a validade da aplicação de um modelo de predição de erosão em larga escala foi testada no estado de São Paulo com variáveis exógenas relativas a bacias hidrográficas. À exceção da adoção de práticas de conservação, os demais fatores da Equação Universal de Perda de Solo foram calculados e espacializados em Sistemas de Informações Geográficas. Os dados de perda de solo foram combinados com parâmetros ligados a forma das bacias hidrográficas, sua declividade, a ocorrências de represamentos e matas ciliares; e usados como variáreis explicativas da carga de sedimentos nos rios através de modelos de regressão multivariada. A produção de sedimentos foi correlacionada à perda de solo estimada e à presença de grandes reservatórios nos terços inferiores das bacias (R^2=0,55). Na aplicação do modelo testado, a perda de solo esteve diretamente relacionada ao uso da terra, concentrando altas taxas de erosão nas áreas ocupadas por agricultura de cultivos anuais. A partir da comprovação do método, este pôde ser utilizado na avaliação do efeito da mudança no manejo do solo em larga escala ocorrida no Rio Grande do Sul a partir da década de 80. Impulsionado por uma complexa estrutura social favorável, o Sistema Plantio Direto (SPD) foi amplamente adotado no estado. O fator cobertura do solo, que engloba uso e manejo foi obtido através dos Censos Agropecuários e monitoramentos estaduais da área de SPD dos anos de 1985, 1996 e 2006. Vinte e nove bacias hidrográficas foram determinadas a partir de estações sedimentométricas e separadas em agrícolas e de pastagem. A proporção de área agrícola determina o efeito do SPD no controle da erosão na bacia. A produção de sedimentos não variou nas áreas com pastagem e foi menor que a produção nas bacias agrícolas nos anos de 1985 e 1996. Nas áreas agrícolas, a produção de sedimentos diminuiu em 1996 e em 2006, quando se igualou à produção das bacias com pastagem. A adoção do SPD apresentou uma redução média na carga de sedimentos de 82%, valor próximo da redução das taxas de erosão testada em experimentos com plantio direto. O método sugerido permitiu a compreensão da distribuição espacial da erosão e sua dinâmica temporal em função do uso da terra. Modelos como este podem subsidiar a tomada de decisão, com potencial para avaliação de serviços ambientais fornecidos pelos agricultores, ferramentas determinantes na disseminação de práticas conservacionistas.

Palavras-chave: Produção de sedimentos; Modelagem de erosão em larga escala; Dinâmicas de uso do solo; Plantio direto

ABSTRACT

No-Till System evolution and sediment yield in Rio Grande do Sul

Reconcile the increasing demands of agricultural production with the assurance of soil productivity requires quick decisions and supported by reliable information about the expected impact. Understand the effect of large dynamic change of land use maintains future decisions regarding the implementation of sustainable agricultural management practices. This study aimed to evaluate the dynamics of sediment production in Rio Grande do Sul in consequence of the no-till evolution by large scale modeling with easily accessible data. First, the validity of applying a predictive model of erosion on a large scale was tested in the state of Sao Paulo with exogenous variables related to watersheds. Except for the adoption of conservation practices, all factors of Universal Equation of Soil Loss (USLE) were calculated and spatialized in Geographic Information Systems. The soil loss data were combined with parameters related to the shape of river basins, its slope, the occurrence of dams and riparian areas, and used as explanatory variables of the load of sediment in rivers through multivariate regression models. The sediment yield was correlated with the estimated soil loss and the presence of large reservoirs in the lower thirds of the basins ($R^2 = 0.55$). In applying the model tested, the soil loss was directly related to land use, focusing high rates of erosion in areas occupied by annual crops. From the proof of the method, this might be used in evaluating the effect of large scale changes in soil management occurred in Rio Grande do Sul from the 80s. Driven by a complex social structure, the no-till system (NT) has been widely adopted in the state. The soil cover factor, which includes the use and management, was obtained through the state Agricultural Censuses and monitoring of the area of SPD of the years 1985, 1996 and 2006. Twenty-nine watersheds were determined from sediment stations and separated into agricultural and pasture. The proportion of agricultural area determines the effect of the NT to control erosion in the basin. The sediment yield did not vary in areas with pasture and was lower than production in the agricultural basin in the years 1985 and 1996. In agricultural areas, the sediment production declined in 1996 and 2006, when it equaled the production of watersheds with pasture. The adoption of the NT showed an average reduction in sediment load of 82%, a value close to the reduction of soil erosion rates tested in experiments with tillage. The suggested method allowed the spatial understanding of the spatial distribution of erosion and its temporal dynamics as a function of land use. Models like this can support the decision-making, with potential for assessing environmental services provided by farmers, determinant tools in the spread of conservation practices.

Keywords: Sediment yield; Large scale erosion modelling; Land use dynamics; No-till

1 INTRODUÇÃO

A ciência da conservação e erosão do solo evoluiu muito ao longo dos anos, desenvolvendo o conhecimento dos mecanismos físicos da erosão a partir de modelos diversificados e exaustivamente testados em parcelas experimentais (MERRITT; LETCHER; JAKEMAN, 2003). Contudo, as novas funções a serem desempenhadas pelo solo e pela produção agrícola desafiam esta ciência a reformular seus paradigmas, em escalas, métodos e objetivos. Conciliar o suprimento de demandas alimentares, energéticas e industriais cada vez maiores ao fornecimento de serviços ambientais como qualidade da água; coloca o solo no centro dos interesses políticos na escala de tomada de decisão (LAL, 2009). Os critérios utilizados nas políticas de restrição de uso, conservação do solo e sustentabilidade da produção devem ser testados, validados e propostos na sua escala de adoção pela ciência do solo.

É a partir da contraposição dos modelos de predição de erosão já consagrados a medidas diretas da produção ou transporte de sedimentos que se valida sua aplicação para grandes áreas, escala importante para a tomada de decisão (AHUJA; MA; TIMLIN, 2006). Além disso, possibilita a discussão do fornecimento de água potável, um dos serviços ambientais melhor valorados pela sociedade. Reconhecer a responsabilidade do produtor rural na garantia da qualidade da água permite incluí-lo como parte ativa no planejamento e implementação de técnicas de conservação do solo (COLOMBO; CALATRAVA-REQUENA; HANLEY, 2006). A disseminação em larga escala das práticas já conhecidas de manejo sustentável do solo depende de uma complexa estrutura social. Esta estrutura é formada a partir da persuasão moral quanto ao uso do solo, medidas estruturais, culturais e de suporte, subsídios e outros incentivos (LANT et al., 2005). Comprovar que contextos sociais que modificaram o uso do solo tiveram efeitos positivos na redução dos impactos associados às atividades agrícolas constitui importante ferramenta para disseminação de tais práticas para outras realidades.

Na tentativa de alcançar esta compreensão, o presente estudo foi dividido em duas partes. O primeiro capítulo testa a aplicação de um modelo consagrado de erosão do solo em larga escala utilizando parâmetros hidrológicos exógenos ao modelo. A Equação Universal de Perda de Solo (USLE) foi o modelo escolhido, devido a sua

simplicidade e ampla utilização (WISCHMEIER; SMITH, 1978). São apresentadas neste capítulo todas as etapas processadas na obtenção dos fatores da USLE e sua adaptação para grandes áreas. Os valores estimados de perda de solo foram testados a partir da carga de sedimentos e parâmetros morfológicos de bacias hidrográficas. O estudo foi desenvolvido para o estado de São Paulo, centro dos interesses na produção de biocombustíveis e das preocupações acerca da mudança de uso do solo e seus impactos diretos e indiretos.

Comprovando a validade do método utilizado na aplicação da USLE em larga escala, o segundo capítulo avalia a dinâmica temporal da produção de sedimentos em função do uso e manejo do solo. Para tal objetivo, a evolução do plantio direto no estado do Rio Grande do Sul é um caso único de mudança de uso do solo. O Sistema Plantio Direto (SPD) consiste na manutenção dos resíduos culturais sobre o solo, eliminando a mobilização e na rotação de culturas. Sua eficácia no controle da erosão foi largamente comprovada em campo. O efeito da adoção do SPD em larga escala foi testado com base na comparação da carga média de sedimentos entre períodos e áreas diferentes. Foram utilizados dados de uso do solo e carga de sedimentos para os anos de 1985, 1996 e 2006, partindo de adoção inexpressiva de SPD para 4.200.000ha em 2006. Espacialmente, foram comparadas as regiões noroeste, onde se concentra toda a produção de grãos, e sul, tradicionalmente dedicada à pecuária extensiva principalmente de bovinos de corte.

O objetivo principal do trabalho é avaliar a dinâmica da perda de solo no Rio Grande do Sul em conseqüência da evolução do SPD a partir da modelagem em larga escala de dados de fácil acesso. Os objetivos específicos foram: (i) testar a utilização de um modelo de predição de erosão (USLE) em larga escala com variáveis exógenas ao modelo, obtidas a partir de dados de fácil acesso; (ii) testar a dinâmica espaço-temporal da produção de sedimentos em função da evolução na adoção do SPD no estado do Rio Grande do Sul.

As hipóteses testadas foram: (i) a estimativa das taxas de perda de solo está correlacionada à carga de sedimentos e parâmetros morfológicos de bacias hidrográficas; (ii) a evolução em área da adoção do plantio direto no Rio Grande do Sul reduziu a carga de sedimentos em bacias hidrográficas.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Grandes mudanças de uso da terra e a conservação do solo

Os objetivos da produção agrícola estão sendo ampliados para atender a necessidade de prover energia e biocombustíveis em grandes quantidades e com custos competitivos quando comparados às fontes tradicionais. A tendência de aumento das funções da agricultura provoca pressões sobre recursos naturais, dentre as quais se destaca a ocupação agrícola de áreas consideradas marginais. Estas áreas, muitas vezes, apresentam riscos maiores de degradação do solo (MARTINELLI; FILOSO, 2008).

A ampla substituição de usos da terra extensivos ou áreas conservadas por atividades agrícolas intensivas colocam a conservação do solo no centro das preocupações e tendo que se adaptar a escalas até então pouco comuns a este tema (BOARDMAN, 2006). A velocidade e a magnitude da escala das alterações de uso da terra observadas e das características dos sistemas produtivos e seus consequentes impactos exigem rápidas tomadas de decisão pelos grupos de interesse envolvidos (AMORE et al., 2004). Tais decisões devem estar apoiadas na geração continuada de informação validada cobrindo grandes áreas.

Dos processos de degradação do solo prováveis a erosão é o principal, podendo comprometer a produtividade agrícola em curto ou médio prazo e gerar impactos sobre a biodiversidade ou recursos hídricos nas áreas de deposição de sedimentos (LAL, 2008). Portanto, motivações econômicas – perda de produtividade - e ambientais demandam a consideração da erosão e produção de sedimentos no planejamento público e privado das atividades agrícolas e mitigação dos impactos resultantes (VALENTIN et al., 2008).

Este cenário de mudanças no uso do solo impõe a rápida elaboração de políticas específicas, voltadas à restrição de uso, definição de práticas de manejo sustentáveis e determinação de critérios ambientais de produção (SPAROVEK et al., 2007). A identificação, desenvolvimento e validação dos parâmetros compreendidos nestas políticas devem estar embasados numa ciência que sintetize os conhecimentos

acumulados e os assimile ao setor produtivo (AHUJA; MA; TIMLIN, 2006). Para que a ciência possa oferecer o suporte necessário às decisões políticas referentes ao uso do solo, é necessária uma mudança de paradigma científico, em escala, métodos e objetivos.

2.2 Estudo da erosão – Equação Universal de Perda de Solo (USLE)

O desenvolvimento da pesquisa em erosão hídrica teve origem na percepção dos impactos causados pela perda de solo na produtividade agrícola e principalmente na necessidade de melhor planejar as técnicas já utilizadas no seu controle (STROOSNIJDER, 2005). Sob o consenso de que a erosão é função dos processos físicos de desagregação, transporte e deposição e influenciada pelo clima, solo, topografia uso da terra, os primeiros estudos baseavam-se na intensa experimentação, testando os efeitos das variações daqueles fatores na produção de sedimentos em parcelas instaladas em centros de pesquisa (KOHNKE; BERTRAND, 1959).

A organização de uma extensa base de dados a partir desses experimentos levou ao interesse em correlacionar as variáveis independentes que regem os processos erosivos em equações que permitissem predizer em valores quantitativos a perda de solo por erosão hídrica. Como a intenção principal era permitir a adequação das práticas de controle e a melhor alocação dos recursos para o planejamento das atividades agrícolas, as taxas de erosão deveriam ser expressas no espaço e no tempo (BOULAINE, 1994).

Esse esforço centrado na maior iniciativa até a atualidade de coleta de dados em campo culminou no desenvolvimento da Equação Universal de Perda de Solo, a USLE (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Assim, o uso de modelagens de erosão tornou-se forma consagrada de estimar a erosão superficial em diferentes condições em vários países, baseando-se na mesma estrutura de base de dados para calibração.

Nas décadas seguintes, diversos modelos foram construídos a fim de representar e quantificar o processo de destacamento, transporte e deposição da erosão, objetivando programar ferramentas de avaliação para propósitos educativos, de planejamento e legislativos (RENSCHLER; HARBOR, 2002). Atualmente, os modelos

diferem em termos de complexidade, processos considerados e dados requeridos para sua calibração e utilização, sendo classificados em empíricos e estatísticos, conceituais e os baseados em processos físicos (MERRITT; LETCHER; JAKEMAN, 2003).

A USLE e sua versão revisada a RUSLE (RENARD et al., 1997) são os modelos mais largamente aplicado na predição de taxas de erosão devido à sua estrutura simples, com baixa entrada de dados e a grande base de dados produzida para sua calibração contribuíram para sua popularidade (SONNEVELD; NEARING, 2003). Sua fórmula é dada pela multiplicação de coeficientes empíricos dos fatores influentes apresentados na eq. (1):

$$A = R * K * L * S * C * P \qquad (1)$$

onde: A é a taxa de perda anual de solo ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$); R é o índice de erosividade da chuva e escoamento ($MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$); K é o fator de erodibilidade do solo ($Mg.h.MJ^{-1}.mm^{-1}$); L é o fator de comprimento de rampa; S é o fator inclinação da rampa; C é o fator de cobertura e manejo do solo e P é o fator de práticas de conservação.

A simplicidade estrutural do modelo permite a formulação de cenários de mudanças de políticas, alterando os usos da terra (C e P) sob determinadas condições ecológicas (R, K L e S). Os fatores considerados podem ser obtidos por vários métodos a partir de dados observados em campo, o que traz a necessidade de posterior avaliação quanto a sua acurácia para a adequada expansão para diferentes escalas e condições (RENARD et al., 1997).

A erosividade da chuva é descrita como a interação entre a energia cinética das gotas de chuva e a superfície do solo, gerando desagregação e transporte de partículas de solo de acordo com a quantidade e velocidade da chuva e características do solo, declividade e cobertura (WISCHMEIER; SMITH, 1978). O cálculo da erosividade depende de registros pluviográficos, informação de difíceis obtenção e tratamento (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008).

Buscando-se definir equações de determinação da erosividade com boa acurácia a partir das precipitações médias mensais e anuais (RENARD; FREIMUND, 1994), foi desenvolvido o índice de Fournier ou coeficiente de chuvas, dados pela eq. (2):

$$Cc_x = p_x^2 * P^{-1} \quad (2)$$

onde: Cc é o coeficiente de chuvas do mês x; p é a precipitação média mensal de x(mm) e P é a precipitação média anual (mm).

A obtenção de mapas de erosividade a partir dos dados obtidos pelas estações meteorológicas normalmente se dá através do uso de interpoladores em ambientes de Sistemas de Informação Geográfica. O método mais comumente usado é a krigagem, que melhor se adéqua aos dados em superfícies contínuas com dependência e auto-correlação espacial, como naturalmente o são as variáveis atmosféricas (MELLO et al., 2003).

A erodibilidade é definida como a medida da diferença na velocidade com que um solo é erodido (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Ela vai depender das propriedades deste solo e é dificilmente medida por representar o efeito integrado de processos que regulam a recepção da chuva e a resistência do solo para desagregação de partículas e o subseqüente transporte (LAL, 1994). Há três maneiras de determinar o fator K: por determinação em condições de campo sob chuva natural, método oneroso e muito demorado; em campo com chuva simulada e através de equações de regressão que contenham como variáveis independentes propriedades mineralógicas, químicas ou físicas do solo. Para a USLE original, o cálculo da erodibilidade baseou-se na equação desenvolvida por Wischmeier; Johson e Cross (1971), apresentada nas eq. (3) e (4):

$$K = (0{,}1317 * (0{,}00021 * (12 - MO) * M^{1{,}14} + 3{,}25 * (S - 2) + 2{,}5 * (P - 3)) * 100^{-1}) \quad (3)$$

$$M = (\%\ \text{silte} + \%\ \text{areia muito fina}) * (\%\ \text{areia} + \%\ \text{silte} + \%\ \text{areia muito fina}) \quad (4)$$

onde: MO é a porcentagem de matéria orgânica (ou a porcentagem de Carbono orgânico * 1,72); S é o parâmetro de estrutura do solo (varia de 1 a 5) e P é o parâmetro de permeabilidade do solo (varia de 1 a 3).

A base para a determinação do fator K é o parâmetro granulométrico denominado M, que reflete estatisticamente com sucesso a relação do tamanho das partículas do solo com sua erodibilidade. Enquanto partículas grandes de areia resistem ao transporte, partículas pequenas de argila em microagregados resistem à desagregação, logo solos predominantemente compostos por areia fina e silte são mais suscetíveis à erosão.

Contudo, tal modelo foi testado com base em solos com grande quantidade de silte, muito representativos nos Estados Unidos. Para todos os estudos com solos tropicais, tal método, conhecido por nomograma, apresentou baixa correlação, apontando outras variáveis como mais influentes para a resistência à erosão (ÂNGULO, 1983). Para solos tropicais, El-swaify e Dangler (1977) encontraram baixas correlações entre K e as variáveis utilizadas, além das quantidades de argila muito mais altas. De modo geral, o nomograma subestima o valor de K para solos com pouco silte (HENKLAIN, 1980).

Inúmeras tentativas frustraram-se em estabelecer modelos de determinação da erodibilidade a partir de outras propriedades do solo que pudessem ser extrapoladas. Isto ocorre principalmente em função do pequeno número de amostras para seu ajustamento e dos teores muito mais altos de Fe e Al que possuem os solos tropicais, gerando valores superestimados ou negativos (DENARDIN, 1990). A simplificação da equação para o fator K foi apresentada por Renard et al. (1997) para a RUSLE. Utilizando apenas a textura, o método desenvolvido por Shirazi e Boersma (1984) é recomendado em casos de pouca disponibilidade de dados, tendo sido testado para solos tropicais e está apresentado nas eq. (5) e (6):

$$K = 0{,}0034 + (0{,}0405 * EXP\ (-0{,}5 * ((Log\ Dg + 1{,}659) * 0{,}7101^{-1})^{2})) \quad (5)$$

$$Dg = EXP\ [(arg * 100^{-1}) * (ln\ (a) + (sil * 100^{-1}) * ln\ (b) + (are * 100\text{-}^{1}) * ln\ (c))] \quad (6)$$

onde: arg é a quantidade de argila (%); a é o tamanho médio da fração argila (mm); sil é a quantidade de silte (%); b é o tamanho médio da fração silte (mm); are é a quantidade de areia (%); e c é o tamanho médio da fração areia (mm).

Apesar do desenvolvimento de métodos indiretos para quantificação da erodibilidade, há escassez ou acesso limitado aos dados da erodibilidade dos solos brasileiros. Silva e Álvares (2005), a partir de vasta revisão bibliográfica sobre erodibilidade dos solos do estado de São Paulo, determinaram valores médios da variabilidade dos dados agrupados por Ordem de solos e os comparou aos valores medidos por Carvalho (1994), obtendo correlações satisfatórias.

O fator comprimento de rampa (L) avalia a distância em linha reta entre o ponto de origem do escoamento superficial até o ponto onde há uma redução da declividade suficiente para haver deposição ou até que o fluxo de escoamento encontre um canal permanente, constituindo assim o sistema de drenagem da bacia (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Para a USLE/RUSLE, ele é calculado a partir da comparação com um comprimento de rampa de 22,13m e a utilização de um fator *m* para diferentes classes de declividade. Foster e Wischmeier (1974) foram os primeiros a desenvolver um procedimento para calcular a perda média do solo em perfis complexos da inclinação dividindo uma inclinação irregular em um número limitado de segmentos uniformes.

Muitos métodos têm sido desenvolvidos buscando abranger vertentes complexas, comuns num contexto de bacias hidrográficas (WILLIAMS; BERNDT, 1972; WILSON, 1986). Griffin et al. (1988) compararam vários métodos manuais e concluíram que não há nenhum método obviamente melhor. Considerar a vertente uniforme leva a subestimar os valores de LS em comparação ao método das vertentes irregulares. Por outro lado, este método necessita de muitos dados de entrada. Basicamente, a medição do comprimento de rampa é feita do ponto avaliado em relação ao divisor de águas.

Além da dificuldade em localizar o divisor de águas, considerar a distância em linha reta até o divisor oculta a importância da forma do relevo, pois a erosão é afetada pela enxurrada que chega de toda a área de contribuição. Para considerar a área de contribuição muitos algoritmos foram desenvolvidos. Há uma distinção profunda entre os algoritmos de fluxo único, que transferem toda a matéria do pixel fonte para o pixel a jusante em questão e algoritmos de fluxo múltiplo, que dividem a matéria da célula fonte entre várias receptoras. Isso significa que, enquanto os de fluxo único consideram todas

as vertentes como côncavas ou paralelas, os múltiplos diferenciam também as convexas (DESMET; GOVERS, 1996).

A formulação de algoritmos para cálculo bidimensional do fator L é ainda controversa. Apesar de considerar-se mais realística, a proposição de Desmet e Govers (1996) desconsidera a abrangência da USLE, limitada aos processos de erosão e não incluindo a deposição. Dessa forma, as predições acabam por indicar altas taxas de erosão em locais onde ocorre de fato a deposição dos sedimentos (MITASOVA et al., 1997). Além disso, o método apresentado negligencia a dinâmica erosiva nas diferentes formas de relevo, tanto na deposição em relevos côncavos como a aceleração da erosão nos convexos.

Por sua vez, a declividade da rampa (fator S) tem relação mais direta com a velocidade do escoamento superficial. Assim como para L, a vertente pode ser dividida em segmentos de reta com diferentes declividades, onde são aplicadas as equações de determinação do fator. Também conforme comentado para L, a acurácia no cálculo do fator S diminui com a suavização do relevo, gerando valores subestimados de perda de solo (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Na aplicação da USLE, L e S são combinados no fator topográfico (LS). A evolução dos sistemas de informação geográfica e a crescente disponibilidade de imagens de radar de melhor qualidade possibilitaram a obtenção de modelos de elevação do terreno (DEM) com resoluções espaciais cada vez melhores. Com DEMs de melhor resolução horizontal, é possível abranger mais aspectos da rugosidade do relevo, reduzindo o comprimento dos segmentos de reta das vertentes e aumentando a acurácia dos fatores L e S (LIU et al., 2009).

A cobertura do solo e o manejo não podem ser dissociados devido a sua ação conjunta no controle ou aceleração da erosão hídrica. A perda de solo será influenciada pelo tipo e frequência de rotação das culturas e pelo manejo e quantidade de resíduos culturais. O fator C na USLE é a razão de perda de solo de solo coberto com cultura sob determinada condição pela correspondente perda em solo recém manejado e descoberto. O tipo, frequência e duração das operações agrícolas influenciam a porosidade, rugosidade, compactação e, consequentemente, a erosão. De modo geral, resíduos culturais dispostos sem incorporação são mais eficientes na interceptação da

energia da chuva e obstrução do escoamento que a cobertura promovida pela cultura. (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

A derivação de valores apropriados de C para um dado sistema de produção numa determinada localidade requer conhecimento da distribuição das chuvas erosivas ao longo do ano e inúmeros experimentos de campo. Um procedimento usual é derivar valores locais de C a partir da base disponível em pesquisa. Na versão revisada da USLE (RUSLE), a principal vantagem é a capacidade de estimar o fator C de informações sobre a forma da vegetação e práticas de manejo e não mais de experimentos (MERRITT; LETCHER; JAKEMAN, 2003).

Juntamente com o fator topográfico LS, o fator C é o mais sensível à perda de solo (BIESEMANS; MEIRVENNE; GABRIELS, 2000). Estimativas acuradas da perda de solo dependem da qualidade da espacialização do fator C. Para isso, ela deve ser feita sobre mapas confiáveis e atualizados de uso do solo ou derivados de uma base de dados atualizada e abrangente (WANG et al., 2002). Partindo da visão conservacionista do planejamento do uso do solo, a cobertura vegetal é o fator mais importante no processo erosivo, pois a mudança no uso da terra tem impacto quase instantâneo nas taxas de perda de solo (de ASIS; OMASA, 2007).

Além do manejo feito na área, a adoção de práticas adicionais de controle dos processos erosivos, especialmente em relevos declivosos, é importante fator de alteração antrópica nos processos erosivos. As práticas conservacionistas mais importantes são o plantio em contorno, plantio em faixas e terraceamento. Por definição, o fator P é a razão de perda de solo com uma prática suporte específica pela perda com plantio morro abaixo. Práticas de manejo melhoradas, rotações, tratamentos fertilizantes e utilização de grande quantidade de resíduos contribuem materialmente no controle da erosão. Contudo, seus benefícios são incluídos no fator C (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Existem diferentes sistemas de terraços, adaptados às diferentes declividades e infra-estrutura disponível. Sua eficácia reside na compartimentação da vertente, reduzindo o comprimento de rampa e a declividade média da vertente (fatores L e S, respectivamente). Quando os terraços não são mantidos ou ultrapassados, o fator P é igual a 1 e o fator L é calculado a partir do comprimento da vertente. Guias de

espaçamento entre terraços calculados em relação à declividade, severidade das chuvas e tipo de solo são utilizados na tentativa de se equilibrar a perda de solo a níveis aceitáveis.

Frente ao novo contexto que se apresenta à ciência do solo, especialmente a conservação do solo, o caminho de mudanças que esta ciência terá que enfrentar pode ser dividido em fases (LONGLEY et al., 2001). O foco dado à conservação do solo, de compreensão dos fenômenos através de modelos físicos de erosão, consiste na fase inicial deste processo. O levantamento de informações confiáveis é imprescindível à próxima fase, que é a validação destes modelos com medidas reais (AHUJA; MA; TIMLIN, 2006).

2.3 A aplicação de modelos empíricos em larga escala

Uma das dificuldades em aplicar modelos de erosão em larga escala era a obtenção dos fatores LS e C. Contudo, a emergência das técnicas geoespaciais e a crescente disponibilidade de bases de dados espaciais, imagens de satélite e modelos de elevação do terreno, rapidamente permitiram a tradução do modelo para Sistemas de Informação Geográfica (SHARMA; SINGH, 1995). A disponibilização de dados de radar do projeto SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) possibilitou a obtenção de Modelos de Elevação do Terreno (DEM) de melhor qualidade em menor tempo (MIRANDA, 2005; RABUS; EINEDER; BAMLER, 2003).

Outro entrave às modelos em larga escala é a comparação das estimativas com dados medidos. Para atestar a validade um modelo, é necessário que os dados estejam bem distribuídos espacial e temporalmente, para melhor alocar medidas de controle (VIGIAK et al., 2005). Entretanto, o recobrimento espacial exige menor abrangência sazonal enquanto que obter dados em diferentes épocas implica em repetições num mesmo local (VRIELING; RODRIGUES, 2004).

A adaptação de modelos para áreas maiores os afasta de sua base de dados empírica de validação, podendo levar ao distanciamento entre a perda de solo estimada e a real (STROOSNIJDER, 2005). A dificuldade de validação ou teste com dados de campo justifica a pouca aplicação de modelagens de erosão em larga escala. Testar

modelos de erosão a partir de uma base de dados exógena, acessível e compatível com a escala desejada pode garantir maior confiabilidade nos resultados (VRIELING, 2005), controlando assim possíveis incoerências na estimativa dos parâmetros do modelo (MATI et al., 2000).

Os estudos de conservação do solo em larga escala utilizam a USLE ou outros modelos apenas com fins exploratórios da distribuição da susceptibilidade à erosão (CORINE, 1992; FU et al., 2005; KASSAM et al., 1991; LUFAFA et al., 2002). Nos trabalhos realizados para grandes áreas que buscam comprovar o modelo, imagens de satélite, elementos radioativos como o Césio 137, dados de campo e sedimentos em suspensão são as variáveis mais usadas (IRVEM; TOPALOGLU; UYGUR, 2007; MATI et al., 2000; VRIELING; RODRIGUES, 2004;).

As unidades de estudo geralmente adotadas na aplicação de modelos em escalas grandes são as bacias hidrográficas (De VENTE; POESEN, 2005). Nelas, a eficiência na transferência de sedimentos depende de uma série de fatores geomorfológicos e ambientais, que determinam as fontes e os depósitos dos sedimentos ao longo do seu transporte (WALLING, 1983). Para alcançar tal abrangência é comum combinar síntese de medições, interpolação e dedução de outros fatores envolvidos no controle da erosão e transporte (De ROO, 1996). Dentre os fatores que explicam esta dinâmica, os mais utilizados em combinação com modelos de perda de solo são a área (ROEHL, 1962; VANONI, 1975), a declividade do canal como determinante da velocidade do fluxo (DIODATO; GRAUSO, 2009), a presença de reservatórios onde ocorre a deposição de parte dos sedimentos (LIM et al., 2005; ZHANG et al., 2009) e a condição da mata ciliar como filtro dos sedimentos produzidos a montante (WILKINSON et al., 2009).

Utilizar parâmetros de qualidade da água como a carga de sedimentos em suspensão possibilita a inclusão das externalidades ambientais no estudo da erosão. Considerar perdas e ganhos na qualidade ambiental amplia a compreensão da responsabilidade social pela erosão, pois inclui o produtor rural como ator no processo de tomada de decisão (COLOMBO; CALATRAVA-REQUENA; HANLEY, 2006). Além disso, amplia a discussão para a valoração de serviços ambientais oferecidos pelos produtores. A valoração dos serviços ambientais relativos à qualidade da água é uma

das ferramentas mais promissoras no incentivo ao manejo agrícola sustentável. Em virtude da degradação dos ecossistemas naturais, este e outros serviços passam a constituir a lista de funções dos agroecossistemas na atualidade (FOLEY et al., 2005).

2.4 Dinâmica de perda de solo: o exemplo do plantio direto no Rio Grande do Sul

É importante lembrar que a erosão é um processo físico que ocorre naturalmente e que se equilibra ou é inferior à taxa de formação do solo. Contudo, a antropização dos ecossistemas acelera os processos erosivos, elevando suas taxas a valores muito superiores à formação do solo (LAL, 2001). As conseqüências da degradação do solo por erosão podem ser externas ou internas à área produtiva. Os impactos internos dizem respeito à diminuição da produtividade agrícola, e são mais facilmente percebidos e relacionados à ação humana (COHEN; SHEPERD; WALSH, 2005). Na iminência de taxas extremamente altas de erosão que levam à perda de produtividade, observa-se que a erosão tem um mecanismo de autocontrole incentivando a adoção de práticas conservacionistas (SPAROVEK; SCHNUG, 2001).

As tecnologias de controle da erosão já são em grande parte conhecidas, mas sua implementação em larga escala depende da organização das estruturas sociais na disseminação destas práticas (LAL, 2001). Essa estrutura pode ser formada a partir da persuasão moral quanto ao uso do solo, medidas estruturais, culturais e de suporte, subsídios e outros incentivos (LANT et al., 2005). Comprovar que contextos sociais que modificaram o uso do solo tiveram efeitos positivos na redução dos impactos associados às atividades agrícolas constitui importante ferramenta para disseminação de tais práticas para outras realidades.

O manejo convencional do solo baseia-se na intensa mobilização para incorporação dos resíduos culturais integrais ou resultantes da queima. A exposição do solo provocada por essas práticas pode gerar, em condições propícias, altas perdas de solo por erosão. Foram alarmantes taxas de erosão que impulsionaram o desenvolvimento de práticas conservacionistas de manejo, baseadas principalmente na manutenção da cobertura do solo. A cobertura vegetal viva ou morta protege o solo contra a desagregação e o transporte das partículas. Esse efeito se dá pela

interceptação das gotas de chuva antes que atinjam a superfície do solo, dissipando a energia cinética de sua queda (KOHNKE; BERTRAND, 1959).

Apesar da quantidade de estudos que provam que o plantio direto é eficiente no controle da erosão, sua taxa de adoção no mundo é muito baixa e concentrada nos EUA, Brasil, Argentina, Austrália e Canadá (LAL, 2008). No Brasil, a expansão do Sistema Plantio Direto (SPD) foi impulsionada por uma complexa estrutura social que desenvolveu: (i) tecnologia testada e de baixo custo, (ii) benefícios reconhecidos, (iii) treinamento técnico, (iv) remoção de limitações físicas e químicas, (v) disponibilidade de sementes de plantas de cobertura, (vi) créditos e privilégios ao pequenos produtores, (vii) habilitação da legislação para o manejo comunitário de micro bacias hidrográficas (LANDERS, 2001).

O desenvolvimento de pesquisas e a adoção do sistema de plantio direto (SPD) no Brasil e, em particular, no Rio Grande do Sul, envolvem inúmeros fatos históricos e interesses governamentais e empresariais que compõem um mosaico de acontecimentos. Denardin et al. (2001) apresentaram uma síntese da evolução da área com SPD no Rio Grande do Sul de 1976 a 2000, a qual foi utilizada para apresentação deste contexto, juntamente com os artigos científicos publicados acerca das vantagens e limitações deste sistema em comparação ao convencional (Figura 2.1).

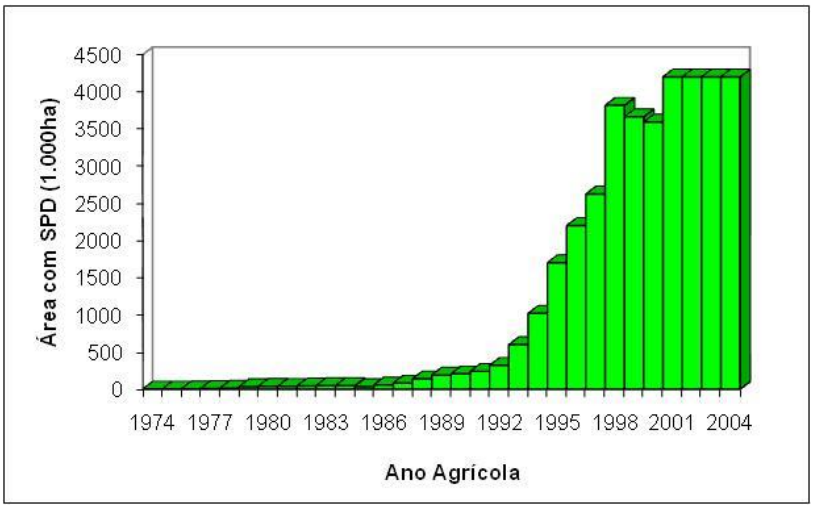

Figura 2.1 – Evolução em área da adoção do Sistema Plantio Direto no Rio Grande do Sul (adaptado de Denardin et al. (2001))

A região do Planalto Médio sempre se destacou pela produção de grãos que, durante muitos anos, foi feita sob o manejo convencional do solo. Por serem áreas mecanizáveis, a grande quantidade de operações nos solos gerou problemas com erosão hídrica (ELTZ; COGO; MIELNICZUK, 1977). O maior potencial erosivo das chuvas no verão coincide com a época de preparo do solo e semeadura de culturas como a soja, cuja fase inicial do desenvolvimento resulta em parca cobertura do solo e maior erosão (VIEIRA; COGO; CASSOL, 1978).

As chuvas no estado são relativamente bem distribuídas em relação à quantidade, mas desuniformes em relação à duração e intensidade. No inverno (de junho a novembro) as chuvas possuem baixa intensidade e longa duração, mantendo o solo quase que constantemente úmido. No verão (de dezembro a maio) as chuvas têm alta intensidade e curta duração. Isso leva a um maior escoamento superficial no inverno e maior erosividade no verão (COGO; LEVIEN; SCHWARZ, 2003; MORENO, 1961).

O processo de introdução do SPD no Rio Grande do Sul teve início em 1971, com a semeadura da cultura de soja no município de Cruz Alta e sua incorporação sistemática esteve sempre relacionada a programas de pesquisa institucionais do estado. O apoio de empresas nas ações de pesquisa e difusão deste sistema em escala de lavoura permitiu o aumento para 1.600 ha de lavoura sob plantio direto, com a sucessão de culturas trigo e soja em 1976. De um modo geral, a introdução do plantio direto no Rio Grande do Sul foi praticamente simultânea na pesquisa e na lavoura, resultando em certa defasagem de tempo entre a demanda dos produtores e as respostas fornecidas pela pesquisa.

Durante um primeiro momento, entre 1976 e 1985, a evolução da área de lavoura sob plantio direto apresentou baixa taxa de crescimento e alta instabilidade, ora aumentando e ora diminuindo a área total sob plantio direto.

De um lado, os primeiros estudos centrados na comparação entre plantio convencional e plantio direto alertavam para o controle da erosão com possível aumento de produtividade, contribuindo para a difusão do plantio direto sob um enfoque conservacionista (ELTZ et al., 1984a). Por sua vez, outros estudos alertavam para a necessidade de outras práticas de manejo em conjunto com o plantio direto a fim de garantir maior desenvolvimento radicular, maior infiltração de água no solo e,

consequentemente, maior controle as perdas de água por erosão (ELTZ et al., 1984b; VIEIRA; COGO; CASSOL, 1978).

O aspecto conservacionista, fortemente convincente ante as agravantes situações de erosão e de degradação de solo, por si só não sustentava o crescimento da adoção do plantio direto. A carência de equipamentos adequados, em dimensionamento e custo de aquisição e a inexistência de capacitações específicas se configuraram no maior entrave à expansão desta prática em pequenas e médias propriedades, tornando comum o abandono do plantio direto após períodos de três a quatro anos de adoção (DENARDIN; KOCHHANN, 1999).

Como reflexo desta carência, a segunda fase, compreendida entre os anos de 1985 e 1992, é caracterizada pela elitização do plantio direto, sendo adotado basicamente nas grandes propriedades rurais. Ainda assim, a evolução da área de lavoura sob plantio direto nesse período foi muito superior ao período anterior, com relativa estabilidade de adoção.

A partir de 1985, empresas passam a incentivar a formação dos “Clubes Amigos da Terra”, grupos de técnicos e produtores rurais que buscavam soluções para os problemas encontrados na condução de lavouras. Sua principal contribuição foi a percepção de que para ser viabilizado técnica e economicamente, o plantio direto necessitava ser tratado como sistema de exploração agropecuária diversificado, que envolve diversificação de espécies, via rotação de culturas.

Os estudos sobre o plantio direto, sob esse novo enfoque, passaram a comparar diferentes espécies em sistemas de rotação de culturas. No verão, quando a erosividade é maior, eram utilizados soja e milho, principalmente. No inverno, o ciclo da cultura do trigo no plantio direto reduzia a perda de solo, mas não a de água (LOPES; COGO; LEVIEN, 1987). Outras culturas, como a aveia preta eram também utilizadas no inverno como pastagem, direcionada à terminação de bovinos de corte em regiões tradicionais de pecuária, que ocupam ao todo 61% do território do estado (CASSOL et al., 2002).

O principal impasse científico desta fase foi a comparação entre o plantio direto e o cultivo mínimo em relação às perdas de água e solo, diretamente relacionados à diferença de rugosidade (BERTOL; COGO; LEVIEN, 1987). Para Volk; Cogo e Streck

(2004), as condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do manejo que governam as perdas de solo por erosão hídrica são distintas das que governam as perdas de água. Assim, a cobertura do solo era essencial no controle da perda de solo, pela dissipação da força erosiva da gota de chuva (BERTOL; COGO; LEVIEN, 1989; LEVIEN; COGO; ROCKENBACH, 1990). O plantio direto aumenta a resistência à desagregação, mas reduz a rugosidade superficial do solo, diminuindo a infiltração e aumentando o escoamento superficial e a perda de água (DISSMEYER; FOSTER, 1981). Por isso, alguns estudos passaram a defender a semi-incorporação dos resíduos culturais, devido seu efeito positivo na rugosidade do solo (CARVALHO; COGO; LEVIEN, 1990).

A terceira fase na adoção do plantio direto, de 1993 a 1998, apresentou expressivo e constante aumento em área do SPD. Tal evolução foi resultado do modelo Pesquisa e Desenvolvimento (P&D), adotado por instituições de pesquisa, entidades de extensão rural, assistência técnica dos fabricantes de implementos e os Clubes amigos da Terra. O projeto organizado se intitulava METAS, “Viabilização e Difusão do Sistema Plantio Direto no Rio Grande do Sul”. Por meio desse projeto, foram gerados, adaptados e validados conhecimentos técnicos de modelos de produção e foram desenvolvidos e disponibilizados equipamentos a médias e a pequenas unidades produtivas. Foram realizadas capacitações para a utilização de máquinas, manejo de insumos agrícolas e ajuste de modelos de produção às propriedades.

Outra grande contribuição deste modelo foi a integração lavoura-pecuária, onde a diversificação do sistema de exploração permitiu maior oferta de biomassa e ocupação da mão-de-obra liberada pelo sistema através da introdução da pecuária leiteira em pequenas e médias propriedades rurais. A produção de leite no Planalto Médio do Rio Grande do Sul aumentou de 8 milhões de litros por ano no início da década de 90 para mais de 350 milhões de litros em 2000.

Destaca-se nessa fase a atuação da EMATER – Associação Riograndense de Empreendimentos de Assistência Técnica e Extensão Rural. Criada em 1977, a partir da Associação de Crédito e Assistência Rural Sulina (ASCAR) essa organização era parte da Empresa Brasileira de Assistência Rural (EMBRATER), mas tinha certa autonomia para definir projetos prioritários. Com a extinção da EMBRATER em 1990,

as associações passaram a depender das resoluções dos estados apenas. Na maioria dos estados, as empresas não conseguiram entender ou se adaptar ás novas necessidades da agricultura. Já no Rio Grande do Sul, a partir do apoio dos produtores e discreto apoio dos governos, houve ampliação da cobertura de atuação e dos objetivos da extensão rural (CAPORAL, 1991).

A quarta e última fase, entre os anos de 1998 e 2000, apresentou decréscimo linear da área sob SPD, justificada principalmente pelo descrédito no sistema por parte dos produtores, que atribuíram a queda de produtividade de soja e a estabilidade da produtividade de milho nas safras de 1994 a 1998 ao seu uso ininterrupto, causando a compactação do solo. Outro possível motivo para a queda no SPD neste período é a desaceleração das ações de transferência de tecnologia no estado, resultando em comportamento semelhante ao observado na primeira fase do SPD.

Contudo, ainda em 2001 alguns estudos afirmavam que o maior entrave à expansão das áreas cultivadas com plantio direto continuava sendo a inexistência de semeadoras adequadas, em dimensionamento e custo de aquisição, levando à adoção do plantio convencional nessas áreas (LEVIEN; COGO, 2001; RIBEIRO; MERTEN; SKÓRA NETO, 1993). Além disso, alguns estudos afirmam que a comparação entre plantio convencional, mínimo e direto quanto aos efeitos nas propriedades físicas do solo ainda não chegou a uma conclusão final (AHUJA; MA; TIMLIN, 2006).

Com a introdução das variedades transgênicas no mercado, as vantagens da adoção do SPD aumentaram, tornando-o praticamente obrigatório aos produtores que utilizavam as variedades de soja RR. Atualmente, alguns problemas do sistema podem ser percebidos. Um deles é a ausência de incorporação dos implementos exigidos pelas espécies melhoradas no sistema de plantio direto, o que aumenta a perda de solo (CASSOL et al., 2002). Outro problema é que, com a maior perda de água e a aplicação de pesticidas apenas superficialmente, há um grande risco de contaminação invisível pelo escoamento superficial, pois a concentração de sedimentos em suspensão é baixa (COGO; STRECK, 2003).

Este contexto histórico faz do estado do Rio Grande do Sul um laboratório único para avaliação da eficiência do plantio direto no controle da erosão em larga escala. A confirmação deste efeito nesta escala pode servir de ferramenta de disseminação de

políticas conservacionistas ou da orientação dos benefícios esperados destas. A partir da modelagem de cenários comprovadamente relacionados com a realidade, é possível direcionar ações visando adequação da produção às exigências ambientais, econômicas e logísticas do mercado global.

Referências

AHUJA, L.R.; MA, L.; TIMLIN, D.J. Trans-disciplinary soil physics research critical to synthesis and modeling of agricultural systems. **Soil Science Society of America Journal**, Baltimore, v. 70, p. 311-326, 2006.

AMORE, E.; MODICA, C.; NEARING, M.A.; SANTORO, V.C. Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basins. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 293, p. 100–114, 2004.

ÂNGULO, R.J. **Relações entre a erodibilidade e algumas propriedades de solos brasileiros**. 1983. 129 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1983.

BERTOL, I.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Relações da erosão hídrica com métodos de preparo do solo, na ausência e na presença de cobertura por resíduo cultural de trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 11, p. 187-192, 1987.

_____. Cobertura morta e métodos de preparo do solo na erosão hídrica em solo com crosta superficial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 13, p. 373-379, 1989.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 6. ed. São Paulo: Ícone, 2008. 355 p.

BIESEMANS J.; MEIRVENNE, M.V.; GABRIELS,D. Extending the RUSLE with the Monte Carlo error propagation technique to predict long-term average off-site sediment accumulation. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 55, p. 35–42, 2000.

BOARDMAN, J. Soil erosion science: Reflections on the limitations of current approaches. **Catena**, Amsterdam, v. 68, p. 73–86, 2006.

BOULAINE, J. Early soil science and trends in the early literature. In: McDONALD, P. (Ed.). **The literature of soil science**. Ithaca: Cornell Univ. Press, 1994. chap. 3, p. 37-72.

CAPORAL, F.R. **A extensão rural e os limites à prática dos extensionistas do setor público**. 1991. 220 p. Dissertação (Mestrado em Extensão Rural) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1991.

CARVALHO, F.L.C.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Eficácia relativa de doses e formas de manejo do resíduo cultural de trigo na redução da erosão hídrica do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 14, p. 227-234, 1990.

CARVALHO, N.O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais, 1994. 372 p.

CASSOL, E.A.; LEVIEN, R.; ANGHINONI, I.; BADELUCCI, M. Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 705-712, 2002.

COGO, N.P.; STRECK, E.V. Surface and subsurface decomposition of a desiccated grass pasture biomass related to erosion and its prediction with RUSLE. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 153-164, 2003.

COGO, N.P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R.A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 743-753, 2003.

COHEN, M.J.; SHEPERD, K.D.; WALSH, M.G. Empirical reformulation of the soil loss equation for erosion risk assessment in a tropical watershed. **Geoderma**, Amsterdam, v. 124, p. 235-252, 2005.

COLOMBO, S.; CALATRAVA-REQUENA, J.; HANLEY, N. Analusing the social benefits of soil conservation measures using stated preference methods. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 58, p. 850-861, 2006.

COMMISSION OF EUROPEAN COMMUNITIES. **Soil erosion risk and important land resources in the Southern Regions of the European Community**. Luxembourg: Office for Official Publication of the European Communities, 1992. 97 p.

De ASIS, A.M.; OMASA, K. Estimation of vegetation parameter for modeling soil erosion using linear spectral mixture analysis of Landsat ETM data. ISPRS **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, Amsterdam, v. 62, p. 309–324, 2007.

De ROO, A.P.J. Soil erosion assessment using GIS. In: SINGH, V.P.; FIORENTINO, M. (Ed.). **Geographical information systems in hydrology**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1996. chap. 13, p. 339–356.

De VENTE, J.; POESEN, J. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: scale issues and semi-quantitative models. **Earth-Science Reviews**, Amsterdam, v. 71, p. 95–125, 2005.

DENARDIN, J.E. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 114 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.

DENARDIN, J.E.; KOCHHANN, R.A. Evolução da área cultivada sob plantio direto no estado do Rio Grande do Sul: 1970-1997. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 28., 1999, Pelotas. **Anais...** Pelotas: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola, 1999. 1 CD-ROM.

DENARDIN, J.E.; KOCHHANN, R.A.; FAGANELLO, A.; SATTLER, A. **Evolução da área cultivada sob sistema plantio direto no Rio Grande do Sul**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2001. 32 p. (Embrapa Trigo. Documentos, 29).

DESMET, P.J.J.; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 51, p. 427-431, 1996.

DIODATO, N.; GRAUSO, S. An improved correlation model for sediment delivery ratio assessment, **Environmental Earth Sciences**, Heildelberg, v. 59, p. 223–231, 2009.

DISSMEYER, G.E.; FOSTER, G.R. Estimating the covermanagement factor (C) in the soil loss equation for forest conditions. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 36, p. 235-240, 1981.

EL-SWAIFY, S.A.; DANGLER, E.W. Rainfall erosion in the tropics: a state of art. In: KREBS, D.M. (Ed.). **Determinants of soil loss tolerance**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 1-25.

ELTZ, F.L.F.; COGO, N.P.; MIELNICZUK, J. Perdas por erosão em diferentes manejos de solos e coberturas vegetais em solo Laterítico Bruno Avermelhado distrófico (São Jerônimo). I. Resultados do primeiro ano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 1, p. 123-127, 1977.

ELTZ, F.L.F.; CASSOL, E.A.; GUERRA, M.; ABRÃO, P.U.R. Perdas de solo e água em diferentes sistemas de manejo e coberturas vegetais em solo São Pedro (Podzólico Vermelho Amarelo) sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 8, p. 245-249, 1984b.

ELTZ, F.L.F.; CASSOL, E.A.; SCOPEL, I.; GUERRA, M. Perdas de solo e água por erosão em diferentes sistemas de manejo e coberturas vegetais em solo laterítico bruno-avermelhado distrófico (São Jerônimo) sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 8, p. 117-125, 1984a.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, A.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, New York, v. 309, p. 570-574, 2005.

FOSTER, G.R.; WISCHEMEIER, W.H. Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. **Transactions of American Society of Agricultural Engineering**, St. Joseph, v. 17, p. 305–309, 1974.

FU, B.J.; ZHAO, W.W.; CHEN, L.D.; ZHANG, Q.J.; LU, Y.H.; GULINCK, H.; POESEN, J. Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: a case study in the loess plateau of china. **Land Degradation Development**, New York, v. 16, p. 73–85, 2005.

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 and Water Conservation**, Ankeny, v. 43, p. 326-331, 1988.

HENKLAIN, J.C. **Erodibilidade de Latossolos do estado do Paraná:** aplicabilidade do método nomográfico. 1980. 75 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1980.

IRVEM, A.; TOPALOGLU, F.; UYGUR, V. Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey, **Journal of Hydrology,** Amsterdam, v. 336, p. 30-37, 2007.

KASSAM, A.H.; Van VELTHUIZEN, H.T.; MITCHELL, A.J.B.; FISCHER, G.W.; SHAH, M.M. **Agro-ecological land resources assessment for agricultural development planning:** a case study of Kenya. Rome: Land and Water Development Division, 1991. 84 p. (Technical Annex, 2).

KOHNKE, H.; BETRAND, A.R. Soil erosion. In: _____. (Ed.). **Soil conservation**. New York: McGraw-Hill, 1959. chap. 10, p. 44-141.

LAL, R. Soil degradation by erosion. **Land Degradation and Development**, New York, v. 12, p. 519-539, 2001.

_____. Soils and sustainable agriculture: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, Versailles, v. 28, p. 57-64, 2008.

_____. Soils and world food security. **Soil and Tillage Research**, London, v. 102, p. 1-4, 2009.

LAL, R; ELLIOT, W. Erodibility and erosivity. In: LAL, R. (Ed.). **Soil erosion research methods.** Washington: Soil and Water Conservation Society, 1994. chap. 8, p. 181-210.

LANDERS, J. How and why the Brazilian zero tillage explosion occurred. In: SCOTT, D.E.; MOHTAR, R.H.; STEINHARDT, G.C. (Ed.). **Sustaining the global farm**. Purdue: Purdue University; USDA, ARS, National Soil Erosion Research Laboratory, 2001. p. 29-39.

LANT, C.L.; KRAFT, S.E.; BEAULIEU, J.; BENNETT, D.; LOFTUS, T.; NICKLOW, J. using GIS-based ecological-economic modeling to evaluate policies affecting agricultural watersheds. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 55, p. 467-484, 2005.

LEVIEN, R.; COGO, N.P. Erosão na cultura do milho em sucessão à aveia preta e pousio descoberto, em preparo convencional e plantio direto, com tração animal e tratorizada, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p. 683-692, 2001.

LEVIEN, R.; COGO, N.P.; ROCKENBACH, C.A. Erosão na cultura do milho em diferentes sistemas de cultivo anterior e métodos de preparo de solo, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.14, p.73-80, 1990.

LIM, K.J.; SAGONG, M.; ENGEL, B.A.; TANG, Z.; CHOI, J.; KIM, K. GIS-based sediment assessment tool. **Catena**, Amsterdam, v. 64, p. 61–80, 2005.

LIU, H.; FOHRER, N.; HÖRMANN, G.; KIESEL, J. Suitability of S factor algorithms for soil loss estimation at gently sloped landscapes. **Catena**, Amsterdam, v. 77, p. 248-255, 2009.

LONGLEY, P.A.; GOODCHILD, M.F.; MAGUIRE, D.J.; RHIND, D.W. **Geographic Information Systems and science.** Chichester: John Wiley, 2005. 454 p.

LOPES, P.R.C.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Eficácia relativa de tipo e quantidade de resíduos culturais espalhados uniformemente sobre o solo na redução da erosão hídrica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 11, p. 71-75, 1987.

LUFAFA, A.; TENUWA, M.M.; ISABIRYE, M.; MAJALIWA, M.J.G.; WOOMER, P.L. Prediction of soil erosion in Lake Victoria basin catchment using GIS-based Universal Soil Loss model. **Agricultural Systems**, Amsterdam, v. 73, p. 1–12, 2002.

MARTINELLI, L.A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, Washington, v. 18, p. 885-898, 2008.

MATI, B.M.; MORGAN, R.P.C.; GICHUKI, F.N.; QUINTON, N.J.; BREWER, T.R.; LINIGER, H.P. Assessment of erosion hazard with the USLE and GIS: a case study of the Upper Ewaso Ng'iro North basin of Kenia. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, Enschede, v. 2, p. 78-86, 2000.

MELLO, C.R.; LIMA, J.M.; SILVA, A.M.; MELLO, J.M.; OLIVEIRA, M.S. Krigagem e inverso do quadrado da distância para interpolação dos parâmetros da equação de

chuvas intensas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 925-933, 2003.

MERRITT, W.S.; LETCHER, R.A.; JAKEMAN, A.J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling & Software**, Camberra, v. 18, p. 761-799, 2003.

MIRANDA, E.E. (Coord.). **Brasil em relevo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>. Acesso em: 22 jun. 2008.

MITASOVA, H.; HOFIERKA, J.; ZLOCHA, M.; IVERSON, L. Reply to comment by Desmet and Govers. **International Journal of Geographical Information Science**, London, v. 11, p. 611- 618, 1997.

MORENO, J.A. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura do Estado do Rio Grande do Sul, 1961. 42 p.

RABUS, B.; EINEDER, M.A.R.; BAMLER, R. The shuttle radar topography mission: a new class of digital elevation models acquired by Spaceborne Radar. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, Amsterdam, v. 57, p. 241-262, 2003.

RENARD, K.G.; FREIMUND, J.R. Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 174, p. 287–306, 1994.

RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; WEESIES, G.A.; McCOOL, D.K.; YODER, D.C. (Coord.). **Predicting soil erosion by water:** a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington: USDA, ARS, 1997. 328 p. (Agricultural Handbook, 703).

RENSCHLER, C.S., HARBOR, J. Soil erosion assessment tools from point to regional scales-the role of geomorphologists in land management research and implementation. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 47, p. 189–209, 2002.

RIBEIRO, M.F.S.; MERTEN, G.H.; SKÓRA NETO, F. Plantio direto na palha na pequena propriedade. In: EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa do Trigo. **Plantio direto no Brasil**. Passo Fundo, 1993. p.151-158.

ROEHL, J.E. Sediment source areas, and delivery ratios influencing morphological factors. **International Association of Hydrological Sciences**, Rozendaalselaan, v. 59, p. 202-213, 1962.

SHARMA, K.D.; SINGH, S. Satellite remote sensing for erosion modelling using the ANSWERS model. **Hydrological Sciences Journal**, Oxford, v. 40, p. 259-272, 1995.
SHIRAZI, M.A.; BOERSMA, L. A unifying quantitative analysis of soil texture. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 48, p. 142-147, 1984.

SILVA, A.M.; ALVARES, C.A. Levantamento de informações e estruturação de um banco de dados sobre a erodibilidade de classes de solos no Estado de São Paulo. **Geociências**, Rio Claro, v. 24, p. 33-41, 2005.

SONNEVELD, B.G.J.S.; NEARING, M.A. A nonparametric/parametric analysis of the Universal Soil Loss Equation. **Catena**, Amsterdam, v. 52, p. 9-21, 2003.

SPAROVEK, G; SCHNUG, E. Temporal erosion-induced soil degradation and yield loss. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, p. 1479-1486, 2001.

SPAROVEK, G.; BERNDES, G.; EGESKOG, A.; FREITAS, F.L.M.; GUSTAFSSON, S.; HANSSON, J. Sugarcane ethanol production in Brazil: an expansion model sensitive to socioeconomic and environmental concerns. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, London, v. 1, p. 270-282, 2007.

STROOSNIJDER, L. Measurement of erosion: Is it possible? **Catena**, Amsterdam, v. 64, p. 162–173, 2005.

VALENTIN, C., AGUS, F., ALAMBAN, R., BOOSANER, A., BRICQUET, J. P., CHAPLOT, V., GUZMAN, T., ROUW, A., JANEAU, J. L., ORANGE, D., PHACHOMPHONH, K., PHAI, D. D., PODWOJEWSKI, P., RIBOLZI, O., SILVERA, N., SUBAGYONO, K., THIEBAUX, J. P., TOAN, T. D., and VADARI, T. Runoff and sediment losses from 27 upland catchments in Southeast Asia: Impact of rapid land use changes and conservation practices. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 128, p. 225-238, 2008.

VANONI, V.A. (Ed.). **Sedimentation engineering**. New York: ASCE, 1975. 425 p. (Manuals and Reports on Engineering Practices, 54).

VIEIRA, M.J.; COGO, N.P.; CASSOL, E.A. Perdas por erosão em diferentes sistemas de preparo do solo, para a cultura da soja em condições de chuva simulada, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 2, p. 209-214, 1978.

VIGIAK, O.; OKOBA, B.O.; STERK, G.; STROOSNIJDER, L. Water erosion assessment using farmers' indicators in the West Usambara Mountains, Tanzania. **Catena**, Amsterdam, v. 64, p. 307–320, 2005.

VOLK, L.B.S.; COGO, N.P.; STRECK, E.V. Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperficie do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 763-774, 2004.

VRIELING, A. Satellite remote sensing for water erosion assessment: A review. **Catena**, Amsterdam, v. 65, p. 2–18, 2005.

VRIELING, A.; RODRIGUES, S.C. Erosion assessment in the Brazilian Cerrados using multi-temporal SAR imagery. In: ENVISAT & ERS SYMPOSIUM, 3., 2004, Salzburg. **Proceedings…** Paris: ESA Publications Divison, 2004. p. 572-579.

WALLING, D.E. The sediment delivery ratio problem. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 65, p. 209-237, 1983.

WANG, G.; WENTE, S.; GERTNER, G.Z.; ANDERSON, A. Improvement in mapping vegetation cover factor for the universal soil loss equation by geostatistical methods with Landsat Thematic Mapper images. **International Journal of Remote Sensing**, London, v.23, p. 3649–3667, 2002.

WILKINSON, S.N.; PROSSER, I.P.; RUSTOMJI, P.; READ, A.M. Modelling and testing spatially distributed sediment budgets to relate erosion processes to sediment yields. **Environmental Modelling & Software**, Camberra, v. 24, p. 489–501, 2009.

WILLIAMS, J.R.; BERNDT, H.D. Sediment yield computed with universal equation. Journal of Hydraulics Division, **Proceedings of the American Society of Civil Engineers**, New York, v. 98, p. 2087-2098, 1972.

WILSON, J.P. Estimating the topographic factor in the universal soil loss equation for watersheds. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 41, p. 179-184, 1986.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses**: a guide to conservation planning. Washington: USDA, 1978. 58 p. (Agricultural Handbook, 537).

WISCHMEIER, W.H.; JOHSON, C.B.; CROSS, B.V. A soil erodibility nomogram for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 26, p. 189-193, 1971.

ZHANG, Q.; XU, C.; SINGH, V. P.; YANG, T. Multiscale variability of sediment load and streamflow of the Lower Yangtze River basin: possible causes and implications. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 368, p. 96-104, 2009.

3 ESTIMATIVA DE PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM LARGA ESCALA A PARTIR DA USLE E CARACTERÍSTICAS DE BACIAS PARA O ESTADO DE SÃO PAULO

Resumo

Em muitas regiões, a velocidade e a extensão das alterações de uso agrícola da terra exigem decisões rápidas e apoiadas em informação confiável acerca dos impactos esperados. A erosão acelerada do solo, com sua conseqüente degradação e poluição ambiental, é sempre uma preocupação maior quando mudanças de uso da terra ocorrem. O presente estudo objetivou testar um modelo de predição de erosão com variáveis exógenas de fácil obtenção e aplicá-lo ao estado de São Paulo. À exceção da adoção de práticas de conservação, todos os fatores da Equação Universal de Perda de Solo foram calculados e espacializados em ambiente SIG. Os dados de perda de solo foram combinados com parâmetros de ligados a forma das bacias hidrográficas, sua declividade, a ocorrências de represamentos e matas ciliares; e usados como variáreis explicativas da carga de sedimentos nos rios através de modelos de regressão multivariada. A produção de sedimentos foi correlacionada à perda de solo estimada e à presença de grandes reservatórios nos terços inferiores das bacias (R^2=0,55). Na aplicação do modelo testado para o estado de São Paulo, a perda de solo esteve diretamente relacionada ao uso da terra, concentrando altas taxas de erosão nas áreas ocupadas por agricultura de cultivos anuais. O método sugerido permitiu a compreensão da distribuição espacial da erosão e pode assim ser utilizado para prever efeitos de mudanças no uso da terra ou nas técnicas de cultivo.

Palavras-chave: Modelagem de erosão; Produção de sedimentos; Larga escala; USLE

Abstract

In many regions, the rate and extent of changes in agricultural land use require quick decisions and supported by reliable information about the expected impacts. The accelerated soil erosion, and their subsequent degradation and environmental pollution are always a major concern when land use changes occur. This study tested a predictive model of erosion with exogenous variables easy to obtain and apply it on the state of São Paulo. Except for the adoption of conservation practices, all factors of Equation Universal Soil Loss were calculated and spatialized in a GIS environment. The soil loss data were combined with parameters related to the shape of river basins, its slope, the occurrence of dams and riparian areas, and used as explanatory variables of the load of sediment in rivers through multivariate regression models. The sediment yield was correlated with the estimated soil loss and the presence of large reservoirs in the lower thirds of the basins (R^2 = 0.55). In applying the model tested for the state of São Paulo, soil loss was directly related to land use, focusing high rates of erosion in areas occupied by agricultural crops annually. The suggested method allowed the

understanding of the spatial distribution of erosion and can thus be used to predict effects of changes in land use or cultivation techniques.

Keywords: Erosion modelling; Sediment yield; Large scale; USLE

3.1 Introdução

Os objetivos da produção agrícola estão sendo ampliados para atender a necessidade de prover energia e biocombustíveis em grandes quantidades e com custos competitivos quando comparados às fontes tradicionais. A velocidade e a magnitude da escala das alterações de uso da terra observados e das características dos sistemas produtivos e seus consequentes impactos exigem rápidas tomadas de decisão pelos grupos de interesse envolvidos (AMORE et al., 2004). Tais decisões devem estar apoiadas na geração continuada de informação validada cobrindo grandes áreas.

A tendência de aumento das funções da agricultura provoca pressões sobre recursos naturais, dentre as quais se destaca a ocupação agrícola de áreas consideradas marginais. Estas áreas, muitas vezes, apresentam riscos maiores de degradação do solo (MARTINELLI; FILOSO, 2008). A ampla substituição de usos da terra extensivos ou áreas conservadas por atividades agrícolas intensivas colocam a conservação do solo no centro das preocupações e tendo que se adaptar a escalas até então pouco comuns a este tema (BOARDMAN, 2006). Dos processos de degradação do solo prováveis a erosão é o principal, podendo comprometer a produtividade agrícola em curto ou médio prazo e gerar impactos sobre a biodiversidade ou recursos hídricos nas áreas de deposição de sedimentos (LAL, 2007). Portanto, motivações econômicas – perda de produtividade - e ambientais demandam a consideração da erosão e produção de sedimentos no planejamento público e privado das atividades agrícolas e mitigação dos impactos resultantes (VALENTIN et al., 2008).

Uma abordagem eficaz em oferecer informação espacial útil no desenho de estratégias de mitigação de externalidades para grandes áreas é a modelagem da erosão do solo e produção de sedimentos (WILKINSON et al., 2009). Diversos modelos de predição de erosão foram desenvolvidos ao longo do tempo. Grande parte deles busca entender o processo erosivo a partir da escala local, como parcelas e vertentes

(MERRITT; LETCHER; JAKEMAN, 2003). A adaptação de modelos para áreas maiores os afasta de sua base de dados empírica de validação, podendo levar ao distanciamento entre a perda de solo estimada e a real (STROOSNIJDER, 2005). A dificuldade de validação ou teste com dados de campo justifica a pouca aplicação de modelagens de erosão em larga escala. Testar modelos de erosão a partir de uma base de dados exógena, acessível e compatível com a escala desejada pode garantir maior confiabilidade nos resultados (VRIELING, 2005), controlando assim possíveis incoerências na estimativa dos parâmetros do modelo (MATI et al., 2000).

As unidades de estudo geralmente adotadas na aplicação de modelos em escalas grandes são as bacias hidrográficas (De VENTE; POESEN, 2005). Nelas, a eficiência na transferência de sedimentos depende de uma série de fatores geomorfológicos e ambientais, que determinam as fontes e os depósitos dos sedimentos ao longo do seu transporte (WALLING, 1983). Dentre os fatores que explicam esta dinâmica, os mais utilizados em combinação com modelos de perda de solo são a área (ROEHL, 1962; VANONI, 1975), a declividade do canal como determinante da velocidade do fluxo (DIODATO; GRAUSO, 2009), a presença de reservatórios onde ocorre a deposição de parte dos sedimentos (LIM et al., 2005; ZHANG et al., 2009) e a condição da mata ciliar como filtro dos sedimentos produzidos a montante (WILKINSON et al., 2009).

Partindo de tais princípios, o presente estudo teve como objetivos (i) testar a utilização de um modelo de predição de erosão (USLE) em larga escala com variáveis exógenas ao modelo, obtidas a partir de dados de fácil acesso e (ii) aplicar a técnica desenvolvida no Estado de São Paulo.

3.2 Desenvolvimento

3.2.1 Material e Métodos

3.2.1.1 Área de estudo

Localizado no sudeste do Brasil, entre 19 – 25º S e 44 – 53º W, o estado de São Paulo ocupa uma área de 248.809 km². Possui clima subtropical úmido do tipo Cwa a leste, Cfa ao sul e tropical úmido e seco (Aw) a norte (SPAROVEK; JONG VAN LIER;

DOURADO NETO, 2007), com temperaturas médias anuais entre 15 e 23ºC e precipitação de 1350 a 2000 mm. Os solos do estado desenvolveram-se principalmente a partir da deposição de sedimentos lacustres, eólicos e fluviais e do intemperismo de rochas como granito, basalto e diabásio. O estado está organizado em cinco domínios geomorfológicos: Província Costeira, Planalto Atlântico, Depressão Periférica, Cuestas Basálticas e Planalto Ocidental (ALMEIDA, 1964).

3.2.1.2 USLE

A perda anual de solo foi estimada a partir da USLE, de Wischmeier e Smith (1978), cuja equação está apresentada na eq.(1):

$$A = R * K * L * S * C * P \qquad (1)$$

onde A é a perda média anual de solo por erosão hídrica ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$); R é a erosividade da chuva e enxurrada ($MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$); K a erodibilidade do solo ($Mg.h.MJ^{-1}.mm^{-1}$); L o comprimento de rampa; S a declividade do terreno; C o fator de cobertura e manejo do solo e P o fator de práticas de conservação. Os fatores da equação foram calculados individualmente e espacializados em ambiente SIG. Seus mapas finais foram multiplicados a fim de obter a distribuição espacial da perda de solo no estado de São Paulo.

O Sistema de Informações Geográficas TNTMips (MICROIMAGES, 2008) foi utilizado em todos os processamentos necessários. Para a organização e processamento dos dados tabulares foi empregado o programa Microsoft Access (MICROSOFT, 2007).

A relação utilizada na estimativa do fator R é dada pela eq. (2) desenvolvida por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), recomendada por Da Silva (2004):

$$EI = 68{,}73 * (r^2 * P^{-1})^{0{,}841} \qquad (2)$$

onde EI é a média mensal do índice de erosão ($MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$); r é a precipitação média mensal (mm); e P é a precipitação média anual (mm).

Valores médios de precipitação mensal e anual foram disponibilizados por 267 estações meteorológicas da Agência Nacional de Águas (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2005) e do Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ENERGIA ELÉTRICA, 2004), com registros variando de 15 a 30 anos. Os valores médios finais de erosividade de cada estação foram interpolados por algoritmo de tendência local (spline) que gerou algumas regiões de valores elevados em condição de borda. Estes valores, típicos do comportamento do interpolador, foram tratados truncando-se a matriz de valores no valor máximo de cálculo de R obtido nas condições medidas.

O fator K foi estimado com base em 30 estudos na literatura disponível para diferentes solos presentes no estado (ÂNGULO, 1983; BASTOS, 1999; BERTOL, 1994a; BERTOL et al., 2002; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008; BEUTLER, 2000; DEDECEK; RESK; FREITAS JUNIOR, 1986; DENARDIN, 1990; DENARDIN; WUNSCHE, 1980; FARINASSO et al., 2006; FERREIRA et al., 2002; JACOBS et al., 1994; LIMA et al., 2007; MANNIGEL et al., 2002; MARQUES et al., 1997a, 1997b; MARTINS FILHO; PEREIRA, 1993; NOGUEIRA, 2000; PEDRO; LORANDI, 2004; SÁ et al., 2004; SCHICK, 1999; SILVA, M., 1997; SILVA, V., 2004; SILVA; ALVARES, 2005; SILVA; ANDRADE; CAMPOS FILHO, 1986; SILVA; PAIVA; SANTOS, 2009; SILVA et al., 1994, 1997; VEIGA; CABEDA; REICHERT, 1993; WISCHMEIER; SMITH, 1978). A partir do Mapa Pedológico do Estado de São Paulo na escala 1: 500.000 (OLIVEIRA et al., 1999) baseado no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006), oito classes de erodibilidade foram criadas e ranqueadas conforme sua suscetibilidade à erosão. Cada classe foi apontada com valor único de K a partir de uma distribuição cumulativa normal inversa. Esses valores foram espacializados em formato matricial com base no mapa de solos usando como máscara o Modelo de Elevação do Terreno (DEM) obtido através das imagens de radar do projeto SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) (MIRANDA, 2005).

Para o fator L, as microbacias hidrográficas e os talvegues de concentração de enxurrada foram delimitados a partir de um vetor gerado pela aplicação de algoritmos

determinísticos de oito vizinhos ao DEM. Os limites das microbacias e as extremidades das linhas de drenagem foram unidos a fim de delimitar a área de uma vertente. Os valores de distância média representativa do comprimento de rampa foram convertidos para o fator L pelo método proposto por Foster e Wischmeier (1974) que viabiliza a aplicação da USLE em rampas desuniformes segundo a eq. (3):

$$L = (\lambda * 22{,}13^{-1})^{0.5} \quad (3)$$

onde L é o fator comprimento de rampa e λ é o comprimento médio da vertente (m).

O fator S foi processado por um algoritmo de oito vizinhos sobre o DEM do Estado de São Paulo, gerando mapa matricial de declividade em porcentagem. A conversão da declividade para a unidade do fator S foi conseguida com o emprego das eq. (4) e (5), propostas por McCool et al. (1987):

$$S = 10{,}8 \text{ sen } (d) + 0{,}03 \text{ se } s < 9\% \quad (4)$$

$$S = 16{,}8 \text{ sen } (d) - 0{,}50 \text{ se } s = 9\% \quad (5)$$

onde S é o fator declividade da rampa; d é o ângulo da declividade (em graus); e s é declividade (%).

Os fatores L e S foram convertidos em matrizes de mesma resolução espacial e multiplicados, resultando no fator composto LS espacializado.

Para o fator C, classes de uso do solo foram definidas a partir de dados do mapeamento de cobertura vegetal dos biomas realizado pelo Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO, 2006) do Ministério do Meio Ambiente. Este projeto desenvolveu e disponibilizou cartas de cobertura vegetal em formato vetorial usando imagens LANDSAT ETM+ de 2002 e o Mapa Índice Reduzido das cartas planialtimétricas do IBGE/DSG na escala de 1: 250.000. Foram realizadas quatro fases de processamento destes dados: *i*) Elaboração de mosaicos das cartas vetoriais por bioma; *ii*) Criação de vetores individualizados de classes de uso

para cada bioma; *iii*) Conversão dos arquivos vetoriais em matrizes e *iv*) Mosaico dos arquivos binários das classes individualizadas por bioma.

Dessa forma foram obtidas as classes de uso do solo: água, áreas urbanas, vegetação natural, agricultura, pecuária, agropecuária e reflorestamento. O fator C foi estimado para cada classe de uso a partir de valores apresentados em 26 estudos na literatura (ALBUQUERQUE; LOMBARDI NETO; SRINIVASAN, 2001; BERTOL, 1994b; BERTOL; SCHICK; BATISTELA, 2001, 2002; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008; De MARIA; LOMBARDI NETO, 1997; DECHEN; CASTRO; LOMBARDI NETO, 1981; DEDECEK, 1989; DEDECEK; RESK; FREITAS JUNIOR, 1986; ELTZ et al., 1984; FOLLY; BRONSVELD; CLAVAUX, 1996; FU et al., 2005; IRVEM; TOPALOGLU; UYGUR, 2007; MARGOLIS, 1985; MARTINS et al., 2003; PIRES et al., 2006; PROCHNOW et al., 2005; RIGHETTO, 1998; RUFINO; BISCAIA; HENKLAIN, 1985; SANTOS et al., 1998; SARAIVA; COGO; MIELNICZUK, 1981; SILVA et al., 1986; SIVERTUN; PRANGE, 2003; SPAROVEK et al., 2000; WANG et al., 2002; YOSHINO; ISHIOKA, 2005).

Considerando os diferentes valores de perda relativa de solo entre lavouras permanentes e temporárias, agrupadas na classe de uso “Agricultura”, foi elaborado um mapa de valores de C por município. Utilizando o levantamento de Produção Agrícola Municipal (IBGE, 2006) e a Malha Municipal Digital 2005 (IBGE, 2005) foi possível calcular um fator C ponderado pela proporção de área agrícola destinada às lavouras permanentes e temporárias. O valor de P foi considerado um para todas as classes de uso, constituindo um único mapa CP. Os quatro mapas foram multiplicados, gerando um mapa final de perda de solo por erosão hídrica ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$).

3.2.1.3 Parâmetros das bacias hidrográficas

O cálculo dos parâmetros relacionados às bacias baseou-se na utilização de algoritmos determinísticos de oito vizinhos ao DEM, que permite computar a área de contribuição de cada estação a partir de suas coordenadas geográficas. Tal processamento oferece uma série de parâmetros relacionados à bacia delimitada, dos quais alguns foram selecionados para cálculo de outras variáveis de interesse. As

informações utilizadas foram: i) área da bacia, ii) densidade de drenagem, iii) declividade média do canal e iv) índice de forma, calculada através da relação área pelo quadrado do perímetro.

Para a determinação da área de mata ciliar foi gerada uma zona tampão de 50m em torno dos rios resultantes do processamento anterior. Não foram consideradas a ordem ou largura dos rios, mas sim a largura ótima da vegetação ripária para retenção de sedimentos (SPAROVEK et al., 2002). A esses polígonos foram importados os atributos da classe vegetação natural de uso do solo, obtendo-se assim a proporção de vegetação natural na área ripária.

A partir dos mapas disponibilizados pelo Sistema de Informações Georreferenciadas do Setor Elétrico (SIGEL), da Agência Nacional de Energia Elétrica (AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA, 2009) foram desenvolvidas as variáveis binárias de presença ou ausência de grandes reservatórios e de pequenas centrais hidrelétricas em cada bacia. Posteriormente, foi calculada a proporção da área ocupada pelos reservatórios em relação à área da bacia e a distância do ponto de medição de sedimentos ao reservatório mais próximo.

Os valores de carga de sedimentos em suspensão utilizados para verificação do modelo foram calculados a partir dos dados de vazão média diária e concentração de sedimentos em suspensão, coletados em vinte e uma estações sedimentométricas. Foram selecionadas as estações com maior disponibilidade de dados no Sistema de Informações Hidrológicas HIDROWEB da Agência Nacional de Águas (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2005) e no Sistema de Informações Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos SIGRH do Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ENERGIA ELÉTRICA, 2004). Os dados foram consultados e organizados no software Microsoft Access e processados no Microsoft Excel (MICROSOFT, 2007) e por fim, geraram a variável carga de sedimentos por área no tempo.

Devido às extensas áreas ocupadas pelas bacias, podendo reduzir ao extremo a resposta da produção de sedimentos à perda de solo, todos os parâmetros das bacias foram também calculados para o terço inferior das mesmas, organizados em duas tabelas finais. Estas tabelas foram usadas como dados de entrada para efetuar

regressões lineares múltiplas no software GNU Regression, Econometrics and Time-series Library (gretl) (COTTRELL; LUCCHETTI, 2010), que permite a inclusão de variáveis qualitativas binárias sem perda de robustez. A equação final de regressão será dada pela eq. (6):

$$Y = ß_0 + ß_1A_1 + ß_2X_2 + ... + ß_nX_n \quad (6)$$

onde Y é a carga de sedimentos em suspensão ($kg.ha^{-1}.dia^{-1}$); $ß_0$, $ß_1$, $ß_2$ e $ß_n$ são os parâmetros do modelo, sendo $ß_0$ uma constante; A_1 é a perda de solo por erosão, calculada pela USLE ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$); e X_2 e X_n são as outras varáveis a serem selecionadas dentre as presentes nas tabelas finais. A partir da inclusão da perda de solo, são utilizados os testes estatísticos F e P para justificar a adição de outras variáveis. O ajuste da equação foi verificado pelo coeficiente de determinação R^2 ajustado para o tamanho da amostra.

3.2.2 Resultados e Discussão

3.2.2.1 Modelo de estimativa da produção de sedimento

São apresentadas nas tabelas 3.1 e 3.2 as variáveis calculadas para todas as bacias inteiras e terços inferiores, respectivamente. Pode-se perceber uma discreta relação positiva entre a carga de sedimentos medida e a perda média de solo estimada pela USLE (Figuras 3.1 e 3.2). Contudo, esta relação está mascarada pela presença de duas estações com valores de carga muito superiores à média. Estas estações estão destacadas nas tabelas de dados brutos. Além de claramente comportarem-se como valores anômalos, as estações em questão são exclusivas de situações atípicas entre os dados amostrados.

Tabela 3.1 – Parâmetros calculados para testes de estimativa da produção de sedimentos nas bacias. Destaque para outliers

Estação	USLE (Mg ha^{-1} ano^{-1})	Área (km^2)	Dens. Dren. [1] km/km^2	Índice de Forma	Decliv. do rio (%)	Mata Ciliar (%)	Reserv. e PCH[5]	Reserv	Area Reserv. (km^2)	Distânc. Res. (km)	Carga Sed. kg ha^{-1} dia^{-1}
58099000	32.95	4943.56	0.99	0.23	1.54	31.60	1	1	4.54	5.32	0.42
58183000	13.59	9586.94	1.00	0.81	1.52	33.56	1	1	2.82	24.65	0.75
61830000	70.49	8490.27	0.92	0.30	1.39	14.15	1	1	0.48	83.45	0.73
61902000	67.44	10139.11	0.90	0.40	1.25	12.87	1	1	0.00	146.44	0.84
62600000	49.01	1686.61	0.94	0.26	2.04	10.28	0	0	0.00	0.00	0.64
62615000	60.46	2189.95	0.95	0.16	1.87	10.67	1	1	0.03	25.66	0.53
62670000	32.90	1138.09	0.95	0.34	1.81	24.49	0	0	0.00	0.00	0.55
64075000	16.57	2515.99	0.95	0.21	0.77	19.21	0	0	0.00	0.00	1.24
3D-004	94.49	3830.81	0.93	0.46	1.74	6.00	1	1	0.01	31.96	1.68
3E-008	17.36	710.81	1.01	0.22	0.82	27.55	0	0	0.00	0.00	0.58
4C-007	64.59	12304.82	0.89	0.31	1.28	19.23	1	1	0.00	197.02	1.15
5B-001	65.88	34182.97	0.87	0.30	1.19	20.99	1	1	0.12	283.91	0.62
5B-007	57.03	6258.48	0.82	0.19	1.29	16.96	1	0	0.00	0.00	1.12
5B-011	65.09	12424.94	0.89	0.21	1.36	21.75	0	1	0.33	193.50	0.58
7B-006	56.20	1044.61	0.86	0.30	0.79	8.94	1	1	0.99	48.96	0.40
7B-007	64.18	3201.78	0.87	0.24	0.74	7.89	0	0	0.00	0.00	0.95
7C-002	38.77	3652.76	0.89	0.37	1.06	6.31	0	0	0.00	0.00	0.85
7C-013	54.43	56762.18	0.89	0.24	0.95	6.93	1	1	2.37	0.00	0.50
7D-009	**39.72**	**1060.46**	**0.86**	**0.35**	**1.79**	**11.22**	**0**	**0**	**0.00**	**0.00**	**5.97**
8C-003	**74.34**	**7620.55**	**0.87**	**0.20**	**1.06**	**6.21**	**0**	**0**	**0.00**	**0.00**	**4.20**
8C-004	67.22	8653.85	0.89	0.27	0.90	4.29	0	0	0.00	0.00	1.29
Mínimo	13.59	710.81	0.82	0.16	0.74	4.29	0	0	0.00	0.00	0.40
Q1	38.77	2189.95	0.87	0.22	0.95	7.89	0	0	0.00	0.00	0.58
média	52.51	9161.88	0.91	0.30	1.29	15.29	0.52	0.52	0.56	49.56	1.22
mediana	57.03	4943.56	0.89	0.27	1.28	12.87	1.00	1.00	0.00	0.00	0.75
Q3	65.88	9586.94	0.95	0.34	1.54	20.99	1.00	1.00	0.33	48.96	1.15
Máximo	94.49	56762.18	1.01	0.81	2.04	33.56	1.00	1.00	4.54	283.91	5.97
desv.pad	21.09	13139.80	0.05	0.14	0.40	8.80	0.51	0.51	1.20	83.18	1.36
cv%	40.16	143.42	5.44	45.76	30.84	57.54	97.7	97.7	215.94	167.83	111.19

Tabela 3.2 – Parâmetros calculados para testes de estimativa da produção de sedimentos nos terços inferiores. Destaque para outliers

Estação	USLE Mg ha^{-1} ano^{-1}	Área km^2	Dens. Dren. km/km^2	Índice de Forma	Decliv. Do rio (%)	Mata Ciliar (%)	Reserv. e PCH	Reserv	Area Reserv. (km^2)	Distânc. Reserv. (km)	Carga Sed. kg ha^{-1} dia^{-1}
58099000	27.99	1911.75	1.36	0.50	1.54	31.60	1	1	11.73	5.32	1.09
58183000	19.72	2716.27	1.37	0.48	1.52	33.56	1	1	0.87	0.00	1.77
61830000	54.14	3382.22	1.18	0.60	1.39	14.15	1	1	0.10	83.45	1.84
61902000	54.73	3718.34	1.16	0.80	1.25	12.87	1	0	0.00	0.00	2.28
62600000	49.58	511.46	1.24	0.63	2.04	10.28	0	0	0.00	0.00	2.12
62615000	67.80	672.53	1.24	0.21	1.87	10.67	1	1	0.11	25.66	1.72
62670000	26.77	415.18	1.27	0.67	1.81	24.49	0	0	0.00	0.00	1.51
64075000	18.90	992.21	1.25	0.54	0.77	19.21	0	0	0.00	0.00	2.27
3D-004	87.29	1449.81	1.22	0.74	1.74	6.00	1	0	0.00	0.00	4.44
3E-008	29.17	228.89	1.39	0.45	0.82	27.55	0	0	0.00	0.00	1.80
4C-007	53.98	3716.94	1.15	0.68	1.28	19.23	1	0	0.00	0.00	3.81
5B-001	72.25	10369.30	0.52	0.59	1.19	20.99	1	1	0.02	83.91	2.04
5B-007	65.87	1773.84	1.12	0.33	1.29	16.96	1	0	0.00	0.00	3.96
5B-011	57.86	3969.04	1.13	0.47	1.36	21.75	0	0	0.00	0.00	1.83
7B-006	17.68	436.06	1.15	0.75	0.79	8.94	0	1	0.59	48.96	0.96
7B-007	75.02	1282.10	1.21	0.70	0.74	7.89	0	0	0.00	0.00	2.38
7C-002	60.93	1126.66	1.22	0.77	1.06	6.31	0	0	0.00	0.00	2.75
7C-013	75.28	17897.42	0.88	0.45	0.70	6.93	1	1	5.00	0.00	1.59
7D-009	**46.00**	**333.28**	**1.17**	**0.87**	**1.79**	**11.22**	**0**	**0**	**0.00**	**0.00**	**18.99**
8C-003	**81.50**	**3085.89**	**1.19**	**0.58**	**1.06**	**6.21**	**0**	**0**	**0.00**	**0.00**	**10.37**
8C-004	107.97	3062.44	1.21	0.69	0.90	4.29	0	0	0.00	0.00	3.66
Mínimo	17.68	228.89	0.52	0.21	0.70	4.29	0.00	0.00	0.00	0.00	0.96
Q1	29.17	672.53	1.15	0.48	0.90	7.89	0.00	0.00	0.00	0.00	1.77
média	54.78	3002.46	1.17	0.60	1.28	15.29	0.48	0.33	0.88	11.78	3.48
mediana	54.73	1773.84	1.21	0.60	1.28	12.87	0.00	0.00	0.00	0.00	2.12
Q3	72.25	3382.22	1.24	0.70	1.54	20.99	1.00	1.00	0.10	0.00	3.66
Máximo	107.97	17897.42	1.39	0.87	2.04	33.56	1.00	1.00	11.73	83.91	18.99
desv.pad	24.73	4084.63	0.18	0.16	0.41	8.80	0.51	0.48	2.72	26.62	4.07
cv%	45.14	136.04	15.63	27.37	32.23	57.54	107.4	144.9	309.61	226.08	116.87

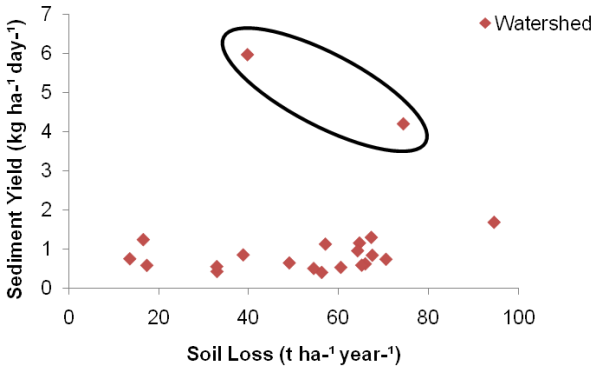

Figura 3.1 – Comparação entre perda de solo e produção de sedimentos na bacia. Destaque para os outliers

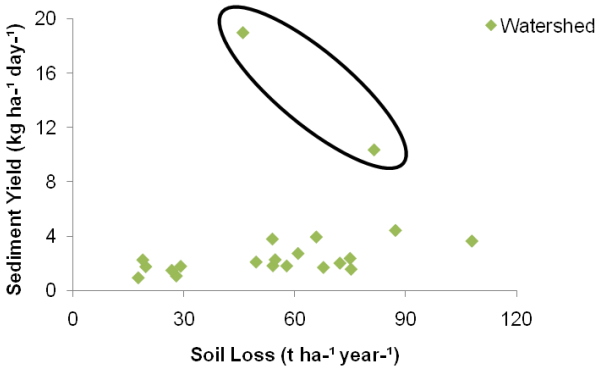

Figura 3.2 – Comparação entre perda de solo e produção de sedimentos nos terços inferiores. Destaque para os outliers

A bacia de captação da estação 7D-009 tem 75,34% de sua área ocupada por atividade pecuária, cujo baixo valor atribuído ao fator C gera valores baixos de erosão. Esta proporção se distancia da representatividade média das áreas de pastagens nas outras bacias (Figura 3.3). Apesar do baixo valor médio do fator C geralmente conferido

às áreas de pastagens, Sparovek; Correchel e Barretto (2007) alertaram para o alto risco de erosão em pastagens mal manejadas. Por sua vez, a estação 8C-003 tem a maior proporção de área de reflorestamento, também com baixos valores atribuídos de erosão (Figura 3.4). Altos valores de carga de sedimentos podem dever-se ao manejo intensivo de corte raso da madeira combinado à proximidade dessas áreas aos rios e à estação sedimentométrica. Sidle et al. (2006) apontaram a possibilidade de altas taxas de erosão em reflorestamentos em países tropicais devido aos altos índices de erosividade da chuva, rápida decomposição da liteira e manejo intensivo, reduzindo assim a eficiência da cobertura nos estágios iniciais de crescimento.

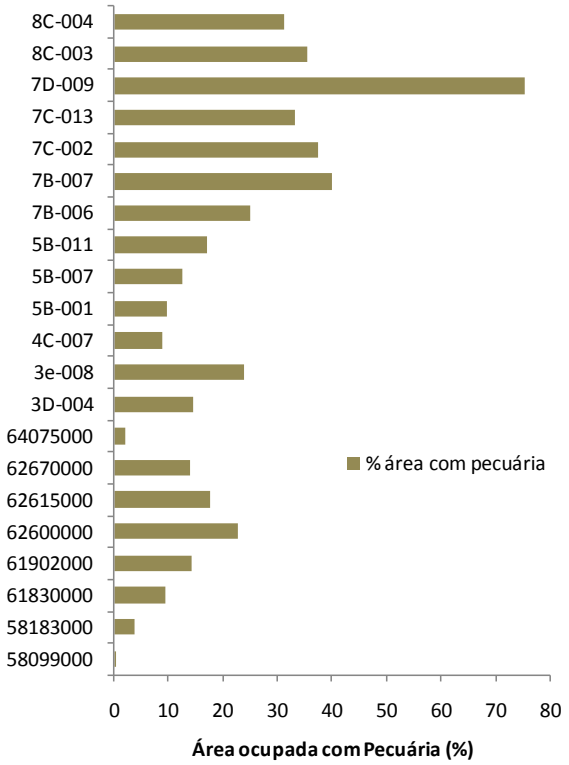

Figura 3.3 – Proporção da área das bacias ocupada por pecuária

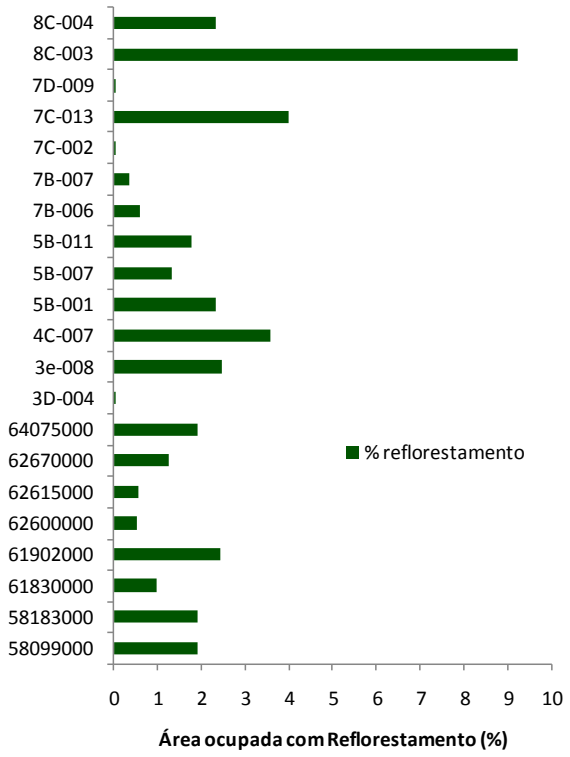

Figura 3.4 – Proporção da área das bacias ocupada por reflorestamento

Com a retirada dos dados anômalos dos cálculos da regressão, houve importante melhora da correlação entre produção de sedimentos e perda de solo (Figuras 3.5 e 3.6). O coeficiente de determinação na regressão linear entre carga de sedimentos e a perda de solo estimada apenas pela USLE foi maior para os terços

inferiores. A melhor correlação com os terços inferiores reforça a relação negativa entre o tamanho da área e a taxa de transferência de sedimentos, apresentando maior resposta da quantidade de sedimentos à erosão em áreas menores.

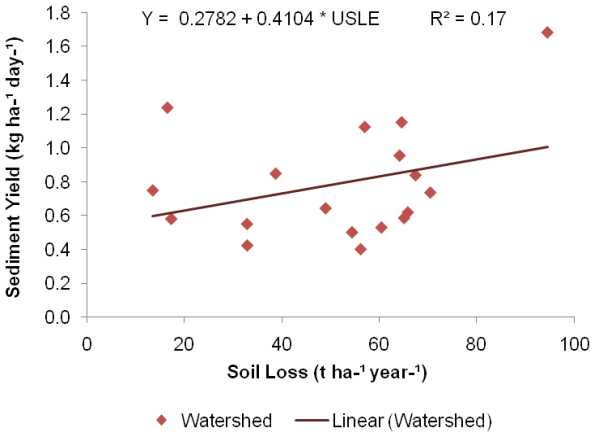

Figura 3.5 – Correlação entre perda de solo e produção de sedimentos na bacia sem os dados anômalos

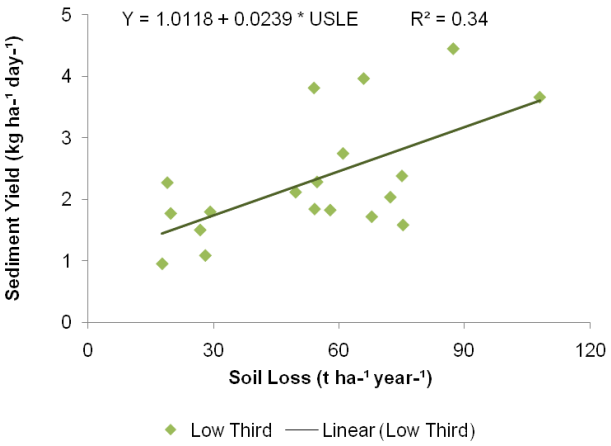

Figura 3.6 – Correlação entre perda de solo e produção de sedimentos no terço inferior sem os dados anômalos

A relação positiva entre erosão e produção de sedimentos comprova a validade do método empregado para determinação dos parâmetros da USLE para larga escala. A partir disso, foi procedida a análise de regressão linear múltipla dos dados. Nos modelos finais para bacias foram consideradas as variáveis índice de forma e presença de grande reservatórios, além da perda de solo, enquanto que para os terços inferiores foram consideradas a presença de grandes reservatórios e a área (Tabelas 3.3 e 3.4). Coeficientes e valores de probabilidade resultante do teste p para cada parâmetro, bem como valor de R^2 para as equações de melhores ajustes estão apresentados na tabela 3.5.

Tabela 3.3 – Parâmetros normalizados utilizados nos testes de estimativa da produção de sedimentos nas bacias

Estação	USLE Mg ha^{-1} ano^{-1}	Area km^2	Índice de Forma	Reservatório	Carga Sed. kg ha^{-1} dia^{-1}
58099000	0.2593	0.0871	0.2846	1	0.2509
58183000	0.1826	0.1689	1.0000	1	0.4444
61830000	0.5014	0.1496	0.3722	1	0.4369
61902000	0.5069	0.1786	0.4886	1	0.4981
62600000	0.4592	0.0297	0.3197	0	0.3818
62615000	0.6280	0.0386	0.1998	1	0.3141
62670000	0.2479	0.0201	0.4200	0	0.3265
64075000	0.1751	0.0443	0.2608	0	0.7355
3D-004	0.8085	0.0675	0.5654	1	1.0000
3e-008	0.2701	0.0125	0.2659	0	0.3444
4C-007	0.5000	0.2168	0.3870	0	0.6839
5B-001	0.6692	0.6022	0.3729	1	0.3674
5B-007	0.6101	0.1103	0.2301	0	0.6674
5B-011	0.5359	0.2189	0.2565	1	0.3472
7B-006	0.1638	0.0184	0.3748	1	0.2376
7B-007	0.6949	0.0564	0.2968	0	0.5670
7C-002	0.5643	0.0644	0.4583	0	0.5037
7C-013	0.6973	1.0000	0.2972	1	0.2973
8C-004	1.0000	0.1525	0.3320	0	0.7697

Tabela 3.4 – Parâmetros normalizados utilizados nos testes de estimativa da produção de sedimentos nos terços inferiores

Estação	USLE Mg ha^{-1} ano^{-1}	Area km^2	Índice de Forma	Reservatório	Carga Sed. kg ha^{-1} dia^{-1}
58099000	0.2593	0.1068	0.6312	1	0.2456
58183000	0.1826	0.1518	0.6007	1	0.3991
61830000	0.5014	0.1890	0.7471	1	0.4151
61902000	0.5069	0.2078	1.0000	0	0.5140
62600000	0.4592	0.0286	0.7955	0	0.4765
62615000	0.6280	0.0376	0.2619	1	0.3871
62670000	0.2479	0.0232	0.8352	0	0.3387
64075000	0.1751	0.0554	0.6835	0	0.5114
3D-004	0.8085	0.0810	0.9295	0	1.0000
3e-008	0.2701	0.0128	0.5699	0	0.4048
4C-007	0.5000	0.2077	0.8555	0	0.8569
5B-001	0.6692	0.5794	0.7434	1	0.4584
5B-007	0.6101	0.0991	0.4099	0	0.8912
5B-011	0.5359	0.2218	0.5855	0	0.4114
7B-006	0.1638	0.0244	0.9414	1	0.2154
7B-007	0.6949	0.0716	0.8832	0	0.5359
7C-002	0.5643	0.0630	0.9680	0	0.6180
7C-013	0.6973	1.0000	0.5647	1	0.3569
8C-004	1.0000	0.1711	0.8713	0	0.8232

Tabela 3.5 – Coeficientes e parâmetros estatísticos das variáveis selecionadas para as equações de estimativa de produção de sedimento

Variável	Constante		USLE		Área		Índice de Forma		Reservatório		R^2
	Coeficiente	Valor (p)	Coeficiente	Valor (p)	Coeficiente	Valor (p)	Coeficiente	Valor (p)	Coeficiente	Valor (p)	
Bacia	0.0132	0.754	0.1911	0.003			0.1519	0.035	-0.0704	0.010	0.407
Terço Inferior	0.3353	0.003	0.5517	0.006	-0.1289	0.496			-0.1875	0.043	0.538
	0.3523	0.001	0.4949	0.005					-0.2176	0.008	0.553

Na equação de regressão para os terços inferiores a USLE apresentou coeficiente em torno de 0,5, valor alto para o tamanho das bacias consideradas. Já para as bacias inteiras, a importância na USLE na explicação da variabilidade das taxas de exportação de sedimentos foi menor, em torno e 0,19. Tal fato demonstra a alta influência da capacidade de transporte dos rios em função da área na relação perda de solo e produção de sedimentos. Embora seja afirmado que para áreas acima de 100km² a taxa de exportação de sedimentos seja inferior a 10% da produção, não permitindo o estabelecimento de correlações entre perda de solo e produção de sedimentos (WALLING, 1983), a diversidade de tamanhos nas bacias estudadas permitiu observar relação entre tais grandezas. Contudo, é possível perceber que esta relação apresenta um limite real. Para os terços inferiores, onde a carga de sedimentos medida foi considerada como proveniente apenas do próprio terço, a relação negativa entre área e capacidade de transporte de sedimentos pôde ser detectada. Para bacias inteiras, a relação com a área não pôde ser detectada.

Grandes reservatórios de água tiveram maior influência quando presentes nos terços inferiores, onde a maior proximidade das estações garante a expressão de seu efeito na produção de sedimentos. De Vente e Poesen (2005) apontam planícies de inundação, cujo papel desempenhado muito se assemelha ao dos reservatórios, como determinantes no estoque de sedimentos em bacias maiores que 10km². Por sua vez, o índice de forma foi considerado relevante no aporte de sedimentos apenas para as bacias. Enquanto as bacias apresentaram grande variabilidade de formas, para os terços inferiores, devido o método de separação aplicado, o coeficiente de variação da forma foi muito menor (Tabelas 3.1 e 3.2).

A presença de pequenas usinas não teve influência para bacias de tal escala. Mas a partir dos resultados positivos com a presença de grandes reservatórios foram

procedidas análises para a criação de duas variáveis: a representatividade da área dos reservatórios frente à área da bacia e a distância da estação de medição de sedimentos ao reservatório mais próximo. Nenhuma delas surtiu efeito positivo na equação, ambas devido à alta variabilidade nos valores de carga de sedimentos entre as bacias sem reservatórios, mascarando o possível efeito das novas variáveis.

A densidade de drenagem apresentou menor variação entre as bacias, e por isto não acompanhou a variação de produção de sedimentos. Bacias de área muito grande contêm regiões de maior e menor densidade de drenagem resultando em valores médios muito parecidos. Tampouco a declividade do canal teve relevância na escala tratada, pois variações profundas na declividade dos canais ocorrem ao longo de qualquer grande bacia.

Ao contrário do esperado, a representatividade das matas ciliares não apresentou relação com a produção de sedimentos. Um possível motivo seria a localização da mata ciliar apenas no alto curso do rio, onde as altas declividades impedem a remoção da vegetação natural, gerando baixas perdas de solo. A área de contribuição do médio e baixo curso do rio, por sua vez, concentra altas taxas de erosão devido à possibilidade de mecanização. Desse modo, apesar de alta proporção de vegetação na mata ciliar, esta se localiza à montante da área de maior geração de sedimentos, não havendo retenção.

A partir dos parâmetros estatísticos avaliados (Tabela 3.5) e das discussões propostas, a equação da estimativa de produção de sedimentos por meio da USLE e características de bacias hidrográficas, com coeficiente de determinação de 55.3%, é dada pela eq. (7):

$$Y = 1.81187 + 0.023581 * A – 1.11956 * R \qquad (7)$$

onde Y é a carga de sedimentos em suspensão ($kg.ha^{-1}.dia^{-1}$); A é a perda de solo por erosão, calculada pela USLE ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$); e R é a presença ou não de grandes reservatórios.

Considerando que a equação de regressão entre carga de sedimentos e parâmetros associados à geração de sedimentos (USLE) e outros relacionados à sua

dinâmica em bacias hidrográficas grandes ter tido elevado poder explicativo, ter incluído de forma significativa a predição da USLE e ter incluído os outros parâmetros com sinal correto e coerente com seu efeito esperado na dinâmica de sedimentos; concluímos que a metodologia adotada foi válida na predição da erosão; permitindo assim sua utilização na compreensão da distribuição espacial da erosão em áreas grandes. Como área de teste da metodologia ela foi aplicada no Estado de São Paulo.

3.2.2.2 Aplicação da USLE para o Estado de São Paulo

O fator R variou de 5.363 a 10.260 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}, com 85% dos valores abaixo de 8.000 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1} (Figura 3.7). Apesar de considerada média alta por Foster et al. (1981) em termos mundiais, o estado de São Paulo apresenta, depois da região nordeste, a erosividade mais baixa do Brasil (Da SILVA, 2004). No mapa distinguem-se três regiões principais e predominam valores medianos (Figura 3.8). Os valores mais baixos ocuparam as porções noroeste e centro-oeste do estado, onde o clima é caracterizado por uma estação marcadamente mais seca. Valores mais altos ocuparam a província costeira e o extremo norte, onde a existência de cadeias montanhosas configura climas mais úmidos, com chuvas de maior duração, freqüência e intensidade.

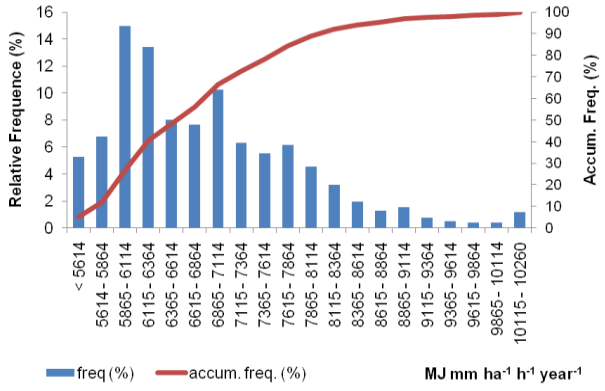

Figura 3.7 – Histograma de classes de frequência do fator R

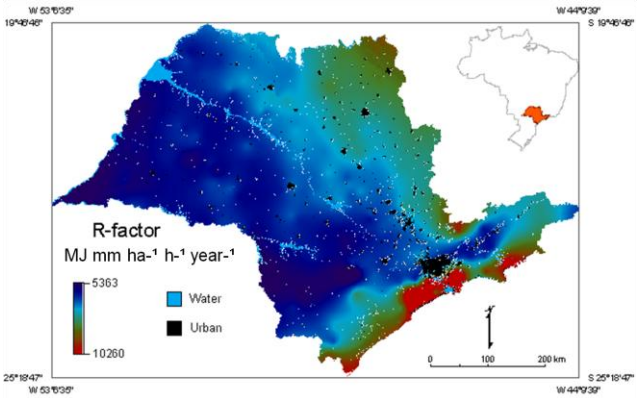

Figura 3.8 – Mapa do fator R para o Estado de São Paulo

A erodibilidade (fator K) variou de 0,0036 a 0,0359 $Mg.h.MJ^{-1}.mm^{-1}$ (Tabela 3.6), com os maiores valores ao longo da província costeira e das cuestas basálticas, onde relevos mais íngremes impedem o desenvolvimento de solos mais profundos e mais resistentes à erosão (Figura 3.9). Os solos mais frágeis são contornados por solos de baixa erodibilidade, enquanto que na Depressão Periférica e Planalto Ocidental predominam valores intermediários do fator.

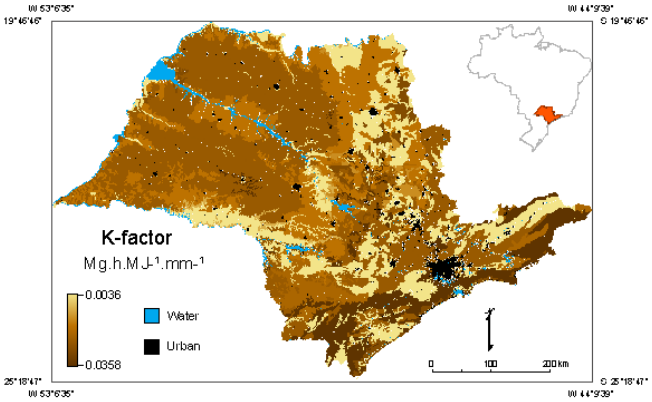

Figura 3.9 – Mapa do fator K para o Estado de São Paulo

Tabela 3.6 – Valores obtidos de K para as diferentes classes de solos no estado de São Paulo

Classe	Fator K ($t\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$)	Area (%)
1	0.0036	18.86
2	0.0104	0.951
3	0.0146	1.224
4	0.0181	19.89
5	0.0214	4.093
6	0.0249	42.93
7	0.0291	2.885
8	0.0359	9.159

O histograma de freqüência do fator composto LS (Figura 3.10) exibe concentração em torno de 1,8, mantendo mais de 70% dos valores abaixo de 4,0. Essa área corresponde à Depressão Periférica e Planalto Ocidental, caracterizada por baixas declividades (Figura 3.11). Na região das Cuestas Basálticas e principalmente no Planalto Atlântico, foram encontrados os valores mais elevados, denotando relevos mais declivosos e maiores comprimentos de rampa.

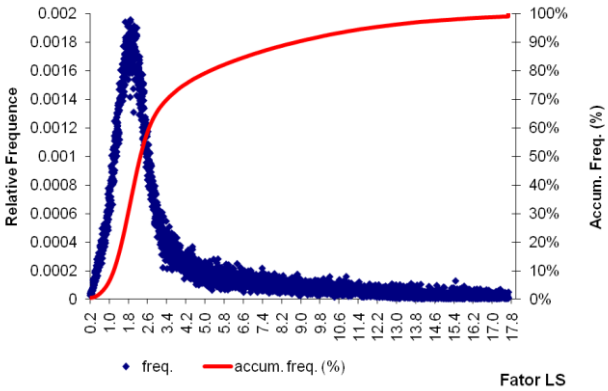

Figura 3.10 – Histograma de freqüência do fator LS para o estado de São Paulo

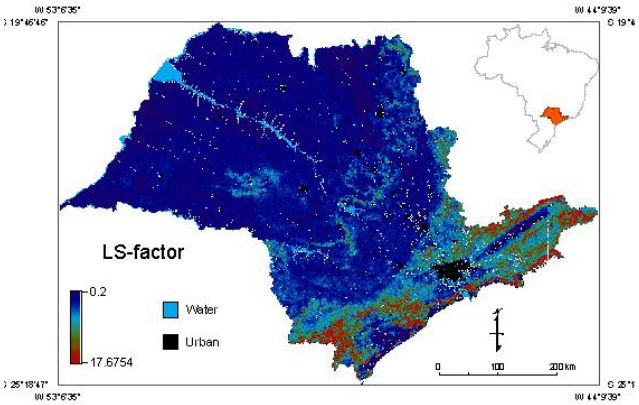

Figura 3.11 – Mapa do fator topográfico (LS) para o estado de São Paulo

A partir da determinação de sete classes de uso do solo, foram atribuídos valores do fator C para cinco delas, sendo a classe agricultura dividida em lavouras temporárias e permanentes (Tabela 3.7). Resultados mais baixos foram encontrados no litoral sul do estado (Figura 3.12), onde as maiores declividades e os solos mais rasos impossibilitaram a remoção da vegetação natural para a ocupação antrópica. Valores intermediários ocorreram na região central, extremo oeste e em parte da região norte do estado, relacionados à intensa atividade pecuária nessas regiões. Na depressão periférica, parte da região norte e no baixo curso do rio Tietê predomina a agricultura, com os valores mais altos encontrados para o fator. Áreas em tons mais escuros nesta região caracterizam municípios de produção agrícola basicamente dedicada às culturas anuais, com menor potencial de cobertura em relação aos cultivos permanentes.

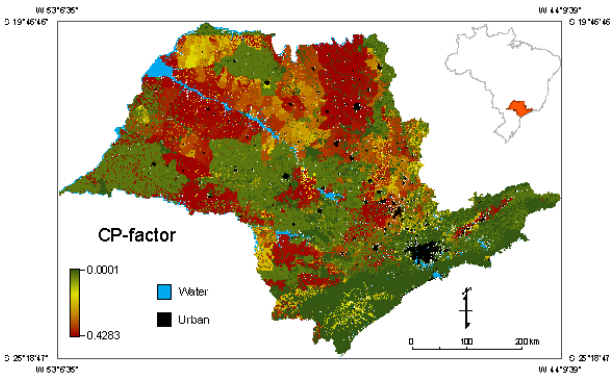

Figura 3.12 – Mapa do fator uso do solo (fator C) para o estado de São Paulo

Tabela 3.7 – Valores obtidos de C para as diferentes classes de uso do solo no estado de São Paulo

Classe de Uso	Fator C	Área (%)
1 – Água	--	2.968
2 – Vegetação Natural	0,0001	19.44
3 – Agricultura	Per municipality	39.92
Lavouras Temporárias	0.4283	--
Lavouras Permanentes	0.1308	--
4 – Agropecuária	0.2182	3.824
5 – Pecuária	0.038	27.96
6 – Reflorestamento	0.001	3.181
7 – Áreas Urbanas	--	2.735

As taxas médias de perda de solo geradas pela multiplicação dos mapas variaram entre ≈0,0 e 179 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$. No histograma de frequências das taxas de erosão observa-se que mais de 50% dos valores estiveram abaixo de 25 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ (Figura 3.13), formando dois picos de concentração dos resultados, abaixo de 0,15 e em torno de 12 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$. Devido ao fato de a USLE não considerar a deposição dos sedimentos, as regiões de menor erosão representam áreas de deposição (BACCHI; REICHARDT; SPAROVEK, 2003; MATI et al, 2000).

Para melhor visualização da distribuição espacial da perda de solo, as taxas de erosão foram agrupadas em cinco classes de freqüência (Tabela 3.8). Estas classes foram determinadas adotando-se uma distribuição normal dos dados, gerando baixa variação nas classes 1 e 2 e alta variação nos dados das classes 4 e 5. As regiões ocupadas por cada classe de perda se assemelham ao padrão de alocação do fator C, baseado nos tipos de uso do solo (Figuras 3.14 e 3.12, respectivamente). Weill e Sparovek (2008) também encontraram altas correlações entre o uso da terra e perdas de solo. Esta comparação foi corroborada pela Tabela 3.9, onde estão apresentados os parâmetros estatísticos das perdas de solo para cada classe de uso considerada.

Tabela 3.8 – Classes de erosão estabelecidas a partir da freqüência relativa de pixels

Classe de Perda de Solo	Perda de Solo ($Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$)	Frequência (%)
1	0 – 0.1876	0 – 15
2	0.1876 – 9.0757	15 – 35
3	9.0757 – 54.2607	35 – 65
4	54.2707 – 118.404	65 – 85
5	118.404 – 179.439	85 – 100

Tabela 3.9 – Parâmetros estatísticos das taxas de perda de solo por classe de uso

Uso do Solo	Parâmetros das taxas de Perda de Solo				
	Média	Md	Q1	Q3	*s*
Vegetação	0.977	0.050	0.001	0.250	11.36
Agricultura	93.88	88.49	45.48	127.2	66.12
Pecuária	18.49	12.11	7.440	18.89	22.67
Agropecuária	90.15	63.54	28.83	118.1	88.12
Reflorestamento	0.684	0.351	0.200	0.501	6.191

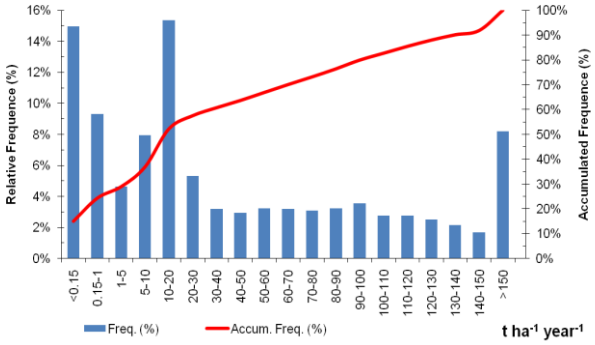

Figura 3.13 – Histograma de freqüência dos intervalos das taxas médias de perda de solo para São Paulo

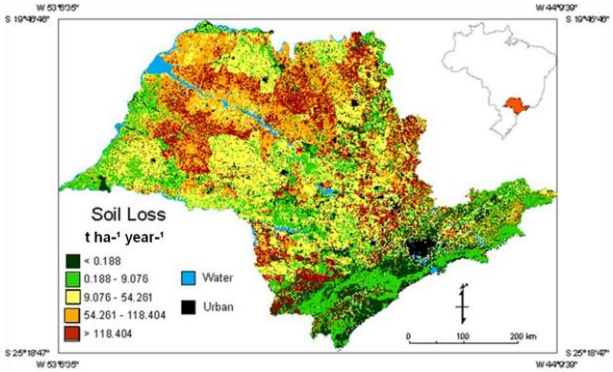

Figura 3.14 – Mapa de distribuição da perda de solo estimada pela USLE em classes de erosão para São Paulo

Classes 1 e 2 de perda de solo ocorreram principalmente em áreas de vegetação natural, havendo grande influência do fator LS em diferenciá-las. Menores taxas de erosão, correspondentes à classe 1, estão associadas a áreas de baixa declividade onde ocorre a deposição de sedimentos e áreas de vegetação natural de várzea (Tabelas 3.8 e 3.9), como matas ciliares e vegetação de restinga, representando 15% da área do estado. Por seu lado, a classe 2 está localizada nas regiões de maiores valores para LS (Figura 3.11). Nestas áreas houve a manutenção da vegetação natural, garantindo maior eficiência da cobertura natural na redução das taxas de erosão.

A classe 3, referente ao segundo pico de concentração apresentado no histograma de perda de solo, ocupa área de domínio das pastagens. A instalação da pecuária mesmo em áreas declivosas oferece certa proteção contra a erosão por meio da cobertura permanente do solo. Classes 4 e 5, por sua vez, concentraram as maiores perdas de solo. Atividades características destas classes são a agropecuária e a agricultura. A agropecuária, caracterizada pela integração da lavoura à pecuária, enquadra suas taxas de erosão nas classes 3 e 4, principalmente por apresentar valor intermediário para o fator C. Dividida entre lavouras temporárias e permanentes, as taxas de erosão para a agricultura estiveram bastante variáveis, basicamente influenciadas pela maior variabilidade no fator C. Áreas de atividade agrícola apresentaram taxas de erosão características das classes 3, 4 e é exclusiva da classe 5 (Tabelas 3.8 e 3.9).

A classe 5 de erosão caracteriza a existência de zonas de alta perda de solo e tem representatividade em 15% da área do estado de São Paulo. Nestas áreas, a agricultura intensiva direcionada aos cultivos anuais se sobrepõe ao baixo potencial natural de erosão, gerando perdas de solo superiores a 120 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$. Valores de tal magnitude constituem zonas de alto risco à manutenção da produtividade local, especialmente em solos tropicais, cuja maior fragilidade e baixa taxa de formação geram maior dependência da camada superficial do solo (ERSKINE; MAHMOUDZADEH; MYERS, 2002).

3.3 Considerações Finais

A utilização de variáveis exógenas como base de teste do modelo de predição de erosão atribui maior credibilidade a sua aplicação em escalas grandes. Foram observadas boas correlações entre a perda de solo estimada e a produção de sedimentos a partir da carga de sedimentos em rios. Estas correlações foram complementadas por parâmetros morfométricos de bacias hidrográficas, gerando coeficientes de determinação satisfatórios.

Todos os fatores da USLE, à exceção da adoção de práticas conservacionistas, puderam ser estimados a partir de dados obtidos da literatura e bases públicas. A metodologia sugerida quando aplicada numa escala muito grande (Estado de São Paulo) permitiu a compreensão da dinâmica espacial atual da ocorrência de erosão e a identificação de regiões críticas. Alterando parâmetros da equação, ela poderia ser utilizada para prever efeitos de mudanças do uso da terra. Deste modo, tal metodologia é compatível com a visão da ciência como suporte à formulação de políticas em larga escala.

Considerando as ambiciosas pretensões de alteração da matriz energética mundial, países com poucas possibilidades de expansão agrícola transferem à agricultura dos países em desenvolvimento a responsabilidade de garantir a segurança alimentar e a energética. Neste contexto, é imprescindível dispor de métodos que permitam a estimativa de externalidades e processos de degradação e que sejam

aplicáveis com bases de dados pouco detalhadas e normalmente disponíveis. Os métodos aqui sugeridos permitem isto para o caso específico da erosão do solo.

Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS **Sistema de Informações Hidrológicas Hidroweb**. 2005. Disponível em: < http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em: 9 nov. 2008.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Sistema de Informações Georreferenciadas do Setor Elétrico**. 2009. Disponível em: <http://sigel.aneel.gov.br/brasil/viewer.htm>. Acesso em: 13 fev. 2009.

ALBUQUERQUE, A.W.; LOMBARDI-NETO, F.; SRINIVASAN, V.S. Efeito do desmatamento da caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvissolo em Sumé (PB). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 121-128, 2001.

ALMEIDA, F.F.M. de. Fundamentos geológicos do relevo paulista. **Boletim IGG**. Série Teses e Monografias, São Paulo, v. 41, p. 169-263, 1964.

AMORE, E.; MODICA, C.; NEARING, M.A.; SANTORO, V.C. Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basins. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 293, p. 100–114, 2004.

ÂNGULO, R.J. **Relações entre a erodibilidade e algumas propriedades de solos brasileiros**. 1983. 129 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 1983.

BACCHI O.O.S.; REICHARDT, K.; SPAROVEK, G. Sediment spatial distribution evaluated by three methods and its relation to some soil properties. **Soil & Tillage Research,** London, v. 69, p. 117-125, 2003.

BASTOS, C.A.B. **Estudo geotécnico sobre a erodibilidade de solos residuais não saturados**. 1999. 303 p. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

BERTOL, I. Erodibilidade de um Cambissolo Húmico distrófico determinada sob chuva natural: primeira aproximação. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 18, p. 335-338, 1994a.

_____. Erosão hídrica em cambissolo húmico distrófico sob diferentes preparos do solo e rotação de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 18, p. 267-271, 1994b.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para as culturas de soja e trigo em três sistemas de preparo em um Cambissolo Húmico Alumínico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.25, p. 451-461, 2001.

_____. Razão de perdas de solo e fator C para milho e aveia em rotação com outras culturas em três tipos de preparo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 545-552, 2002.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O.; LEITE, D.; AMARAL, A.J. Erodibilidade de um Cambissolo Húmico Alumínico Léptico, determinada sob chuva natural entre 1989 e 1998 em Lages (SC). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 465-471, 2002.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 6. ed. São Paulo: Ícone, 2008. 355 p.

BEUTLER, J.F. **Erosão hídrica num Latossolo Vermelho aluminoférrico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo**. 2000. 105 p. Dissertação (Mestrado em Manejo do solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2000.

BOARDMAN, J. Soil erosion science: reflections on the limitations of current approaches. **Catena**, Amsterdam, v. 68, p. 73–86, 2006.

COTTRELL, A.; LUCCHETTI, R. **GRETL User's Guide: Gnu Regressions, Econometrics and Time-series**: version 1.8.7. Washington, 2010. Disponível em: < http://gretl.sourceforge.net/>. Acesso em: 08 fev. 2010.

Da SILVA, A.M. Erosivity map for Brazil. **Catena**, Amsterdam, v. 57, p. 251-259, 2004.

De MARIA, I.C.; LOMBARDI NETO, F. Razão de perdas de solo e fator C para sistemas de manejo da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 263-278, 1997.

De VENTE, J.; POESEN, J. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: scale issues and semi-quantitative models. **Earth-Science Reviews**, Amsterdam, v. 71, p. 95–125, 2005.

DECHEN, S.C.F.; CASTRO, O.M.; LOMBARDI NETO, F. Gramíneas e leguminosas e seus restos culturais no controle da erosão em Latossolo Roxo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 5, p. 133-137, 1981.

DEDECEK, R.A. Coberturas permanentes de solo na erosão sob condições de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 24, p. 483-488, 1989.

DEDECEK, R.A.; RESCK, D.V.S.; FREITAS JUNIOR, E. Perdas de água solo e nutrientes por erosão em Latossolo Vermelho-Escuro dos Cerrados em diferentes

cultivos sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 10, p. 265-272, 1986.

DENARDIN, J.E. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 113 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.

DENARDIN, J.E.; WUNSCHE, W.A. Erodibilidade de um Latossolo Vermelho escuro. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 3., 1981, Recife. **Anais...** Recife: UFRPE, 1980. p. 219.

DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ENERGIA ELÉTRICA. **Sistema de Informações para o Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo.** 2004. Disponível em: < http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/regnet.exe?lig=podfp>. Acesso em: 15 set. 2009.

DIODATO, N.; GRAUSO, S. An improved correlation model for sediment delivery ratio assessment. **Environmental Earth Sciences**, Heildelberg, v. 59, p. 223–231, 2009.

ELTZ, F.L.F.; CASSOL, E.A.; SCOPEL, I.; GUERRA, M. Perdas de solo e água por erosão em diferentes sistemas de manejo e coberturas vegetais em solo laterítico bruno-avermelhado distrófico (São Jerônimo) sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 8, p. 117-125, 1984.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

ERSKINE, W.D.; MAHMOUDZADEH, A.; MYERS, C. Land use effects on sediment yields and soil loss rates in small basins of Triassic sandstone near Sydney, NSW, Australia. **Catena**, Amsterdam, v.49, p. 271-287, 2002.

FARINASSO, M.; CARVALHO JR., O.A.; GUIMARÃES, R.F.; GOMES, R.A.T.; RAMOS, V.M. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS utilizando novas metodologias para os cálculos dos seus fatores na região do alto Parnaíba. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 7, p.73-85, 2006.

FERREIRA, L.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; LIMA, J.M.; SILVA, M.L.N.; VITORINO, A.C.T. Tipos de dispersantes, formas de agitação e suas relações com a erodibilidade de solos com altos teores de óxidos de ferro. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 26, p. 342-353, 2002.

FOLLY, A.; BRONSVELD, M.C.; CLAVAUX, M. A knowledge-based approach for C-factor mapping in Spain using Landsat TM and GIS. **International Journal of Remote Sensing**, London, v. 17, p. 2401-2415, 1996.

FOSTER, G.R.; WISCHEMEIER, W.H. Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. **Transactions of American Society of Agricultural Engineering**, New York, v. 17, p. 305–309, 1974.

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**, Ankeny, v. 36, p. 355– 359, 1981.

FU, B.J.; ZHAO, W.W.; CHEN, L.D.; ZHANG, Q.J.; LU, Y.H.; GULINCK, H.; POESEN, J. Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: a case study in the loess plateau of china. **Land Degradation Development**, New York, v. 16, p. 73–85, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Malha municipal digital 2005**. 2005. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default_prod.shtm#MAPAS>. Acesso em: 02 jun. 2009.

_____. **Produção agrícola municipal de 2006**. 2006. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Producao_Agricola_Municipal_[anual]/2006>. Acesso em: 25 maio 2009.

IRVEM, A.; TOPALOGLU, F.; UYGUR, V. Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey. **Journal of Hydrology,** Amsterdam, v. 336, p. 30-37, 2007.

JACOBS, G.A.; ROLOFF, G.; BISCAIA, R.C.M.; MERTEN, G. Erosividade da chuva correlacionada com perdas de solo de dois Latossolos Vermelho escuros (texturas argilosa e média): uma aproximação do fator erodibilidade do solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10., 1994, Florianópolis. **Resumos...** Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1994. p. 170-171.

LAL, R. Soil science and the carbon civilization. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, p. 1425-1437, 2007.

LIM, K.J.; SAGONG, M.; ENGEL, B.A.; TANG, Z.; CHOI, J.; KIM, K. GIS-based sediment assessment tool. **Catena**, Amsterdam, v. 64, p. 61–80, 2005.

LIMA, J.E.F.W.; SILVA, E.M.; EID, N.J.; MARTINS, E.S.; KOIDE, S.; REATTO, A. Desenvolvimento e verificação de métodos indiretos para a estimativa da erodibilidade dos solos da bacia experimental do Alto Rio Jardim – DF. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 8, p. 23-36, 2007.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W.C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, Campinas, v. 51, p. 189–196, 1992.

MANNIGEL, A.R.; CARVALHO, M.P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L.R. Fator erodibilidade e tolerância de perda de solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, p. 1335-1340, 2002.

MARGOLIS, E. Determinação dos fatores da equação universal de perdas de solo para as condições de Caruaru-PE. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 9, p. 165-169, 1985.

MARQUES, J.J.G.S.M.; ALVARENGA, R.C.; CURI, N.; SANTANA, D.P.; SILVA, M.L.N. Índices de erosividade da chuva, perdas de solo e fator erodibilidade para dois solos da região dos cerrados - primeira aproximação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.21, p. 427-434, 1997a.

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 textural no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 447-456, 1997b.

MARTINELLI, L.A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications,** Washington, v. 18, p. 885-898, 2008.

MARTINS, S.G.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; FONSECA, S.; MARQUES, J.J.G.S.M.; SILVA, M.L.N. Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na região de Aracruz (ES). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 395-403, 2003.

MARTINS FILHO, M.V.; PEREIRA, V.P. Influência da compactação do solo nas perdas por erosão e na sua erodibilidade. **Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 8, p. 39-45, 1993.

MATI, B.M.; MORGAN, R.P.C.; GICHUKI, F.N.; QUINTON, N.J.; BREWER, T.R.; LINIGER, H.P. Assessment of erosion hazard with tha USLE and GIS: A case study of the Upper Ewaso Ng'iro North basin of Kenia. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, Enschede, v. 2, p. 78-86, 2000.

McCOOL, D.K.; BROWN, L.C.; FOSTER, G.R.; MUTCHLER, C.K.; MEYER, L.D. Revised slope stepness factor for the universal soil loss equation. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, New York, v. 30, p. 1387-1396, 1987.

MERRITT, W.S.; LETCHER, R.A.; JAKEMAN, A.J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling & Software**, Camberra, v. 18, p. 761-799, 2003.

MICROIMAGES. **TNT-MIPS:** scientific software – the map and image processing system; version 7.2. Washington, 2008.

MICROSOFT. **Microsoft Office System**. São Paulo, 2007. 1 CD-ROM.

MIRANDA, E.E. (Coord.). **Brasil em relevo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>. Acesso em: 22 jun. 2008.

NOGUEIRA, F.P. **Uso agrícola sustentado das terras do município de Vera Cruz, SP**: proposta metodológica. 2000. 84 p. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) – Instituto de Geociência e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2000.

OLIVEIRA, J.B.; CAMARGO, M.N.; ROSSI, M.; CALDERANO FILHO, B. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo:** legenda expandida. Campinas: Embrapa Solos; IAC, 1999. 64 p. Escala 1:250.000.

PEDRO, F.G.; LORANDI, R. Potencial natural de erosão na área periurbana de São Carlos-SP. **Revista Brasileira de Cartografia**, São Carlos, v. 56, n. 1, p. 28-33, 2004.

PIRES, L.S.; BRITO, L.F.; CURI, N.; LEITE, F.P.; SILVA, M.L.N. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na região centro-leste de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, p. 687-695, 2006.

PROBIO. **Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira**. 2006. Disponível em: <http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio/datadownload.htm?/>. Acesso em: 18 jun. 2009.

PROCHNOW, D.; CASTRO, O.M.; DECHEN, S.C.F.; DE-MARIA, I.C.; VIEIRA, S.R. Razão de perdas de terra e fator c da cultura do cafeeiro em cinco espaçamentos, em Pindorama (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 91-98, 2005.

RIGHETTO, A.M. **Hidrologia e recursos hídricos**. São Carlos: USP, EESC, 1998. 819 p.

ROEHL, J.E. Sediment source areas, and delivery ratios influencing morphological factors. **International Association of Hydrological Sciences**, Rozendaalselaan, v. 59, p. 202-213, 1962.

RUFINO, R.L.; BISCAIA, R.M.; HENKLAIN, J.C. Influência das práticas de manejo e cobertura vegetal do cafeeiro nas perdas de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa**, Viçosa, v. 9, p. 277-280, 1985.

SÁ, M.A.C.; LIMA, J.M.; CURI, N.; MASSAROTO, J.A.; MARQUES, J.J.G.S.M. Estimativa da erodibilidade pela desagregação por ultra-som e atributos de solos com Hz Bt. **Pesquisa Agropecuária Brasileira***,* Brasília, v. 39, p. 691-699, 2004.

SANTOS, D.; CRUZ-FILHO, A.B.; CURI, N.; EVANGELISTA, A.R.; FERREIRA, M.M.; TEIXEIRA, W.G. Perdas de solo e produtividade de pastagens nativas melhoradas sob diferentes práticas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 33, p. 183-189, 1998.

SARAIVA, O.F.; COGO, N.P.; MIELNICZUK, J. Erosividade das chuvas e perdas por erosão em diferentes manejos de solo e coberturas vegetais em solo Laterítico Bruno Avermelhado distrófico: resultados do primeiro ano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 16, p. 121-128, 1981.

SCHICK, J. **Erosão hídrica em Cambissolo Húmico álico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo**. 1999. 114 p. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages,1999.

SIDLE, R.C.; ZIEGLER, A.D.; NEGISHI, J.N.; NIK, A.R.; SIEWC, R.; TURKELBOOM, F. Erosion processes in steep terrain—Truths, myths, and uncertainties related to forest management in Southeast Asia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 224, p. 199–225, 2006.

SILVA, A.M.; ALVARES, C.A. Levantamento de informações e estruturação de um banco de dados sobre a erodibilidade de classes de solos no Estado de São Paulo. **Geociências**, Rio Claro, v. 24, p. 33-41, 2005.

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

SILVA, I.F.; ANDRADE, A.P.; CAMPOS-FILHO, O.R.; OLIVEIRA, F.A.P. Efeito de diferentes coberturas vegetais e práticas conservacionistas no controle da erosão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 10, p. 289-292, 1986.

SILVA, M.L.N. **Erosividade da chuva e proposição de modelos para estimar a erodibilidade de Latossolos brasileiros**. 1997. 154 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras. 1997.

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

SILVA, M.L.N.; FREITAS, P.L.; BLANCANEUAX, P.; CURI, N.; LIMA, J.M. Relação entre parâmetros da chuva e perdas de solo e determinação da erodibilidade de um Latossolo Vermelho Escuro em Goiânia (GO). **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 21, p. 131-137, 1997.

SILVA, R.M.; PAIVA, F.M.; SANTOS, C.A.G. Análise do grau de erodibilidade e perdas de solo na bacia do rio Capiá baseado em SIG e sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 2, p. 26-40, 2009.

SILVA, V.C. Estimativa da erosão atual da bacia do rio Paracatu (MG/GO/DF). **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Gioânia, v. 34, p.147-159, 2004.

SIVERTUN, A.; PRANGE, L. Non-point source critical area analysis in the Gisselo¨ watershed using GIS. **Environmental Modelling & Software**, Camberra, v. 18, p. 887–898, 2003.

SPAROVEK, G.; CORRECHEL, V.; BARRETTO, A.G.O.P. The risk of erosion in Brazilian cultivated pastures. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 1, p. 77-82, 2007.

SPAROVEK, G.; JONG VAN LIER, Q. de; DOURADO NETO, D. Computer assisted Koeppen climate classification: a case study for Brazil. **International Journal of Climatology**, Auckland, v. 27, p. 257-266, 2007.

SPAROVEK, G.; BACCHI, O.O.S.; De MARIA, I.C.; RANIERI, S.B.L.; SCHNUG, E. Comparison of three water erosion prediction methods (137Cs, WEPP, USLE) in south-east brazilian sugarcane production. **Tropenlandwirt**, Witzenhausen, v. 101, p.107-118, 2000.

SPAROVEK, G.; RANIERI, S.B.L.; GASSNER, A.; DE MARIA, I.C.; SCHNUG, E.; SANTOS, R.F. dos; JOUBERT, A. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 90, p. 169–175, 2002.

STROOSNIJDER, L. Measurement of erosion: Is it possible? **Catena**, Amsterdam, v. 64, p. 162–173, 2005.

VALENTIN, C.; AGUS, F.; ALAMBAN, R.; BOOSANER, A.; BRICQUET, J.P.; CHAPLOT, V.; GUZMAN, T.; ROUW, A.; JANEAU, J.L.; ORANGE, D.; PHACHOMPHONH, K.; PHAI, D.D.; PODWOJEWSKI, P.; RIBOLZI, O.; SILVERA, N.; SUBAGYONO, K.; THIEBAUX, J.P.; TOAN, T.D.; VADARI, T. Runoff and sediment losses from 27 upland catchments in Southeast Asia: Impact of rapid land use changes and conservation practices. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 128, p. 225-238, 2008.

VANONI, V.A. (Ed.). **Sedimentation engineering**. New York: ASCE, 1975. 425 p. (Manuals and Reports on Engineering Practices, 54).

VEIGA, M.; CABEDA, M.S.V.; REICHERT, J.M. Erodiblidade em entressulcos de solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 17, p. 121-128, 1993.

VRIELING, A. Satellite remote sensing for water erosion assessment: A review. **Catena**, Amsterdam, v. 65, p. 2–18, 2005.

WALLING, D.E. The sediment delivery ratio problem. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 65, p. 209-237, 1983.

WANG, G.; WENTE, S.; GERTNER, G.Z.; ANDERSON, A. Improvement in mapping vegetation cover factor for the universal soil loss equation by geostatistical methods with Landsat Thematic Mapper images. **International Journal of Remote Sensing**, London, v. 23, p. 3649–3667, 2002.

WEILL, M.A.M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP). I. Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 801-814, 2008.

WILKINSON, S.N.; PROSSER, I.P.; RUSTOMJI, P.; READ, A.M. Modelling and testing spatially distributed sediment budgets to relate erosion processes to sediment yields. **Environmental Modelling & Software**, Camberra, v. 24, p. 489–501, 2009.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses**: a guide to conservation planning. Washington: USDA, 1978. 58 p. (Agricultural Handbook, 537).

YOSHINO, K.; ISHIOKA, Y. Guidelines for soil conservation towards integrated basin management for sustainable development: A new approach based on the assessment of soil loss risk using remote sensing and GIS. **Paddy Water Environment**, Berlin, v. 3, p. 235–247, 2005.

ZHANG, Q.; XU, C.; SINGH, V. P.; YANG, T. Multiscale variability of sediment load and streamflow of the Lower Yangtze River basin: possible causes and implications. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 368, p. 96-104, 2009.

4 EVOLUÇÃO DO PLANTIO DIRETO E PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NO RIO GRANDE DO SUL

Resumo

Conciliar as crescentes demandas da produção agrícola com a garantia da produtividade do solo exige decisões rápidas e apoiadas em informação confiável acerca dos impactos esperados. Compreender o efeito de grandes dinâmicas de alteração do uso do solo sustenta decisões futuras quanto à implementação de práticas sustentáveis de manejo. O presente estudo objetivou avaliar a dinâmica da produção de sedimentos no Rio Grande do Sul em função da evolução do plantio direto. Impulsionado por uma complexa estrutura social favorável, o Sistema Plantio Direto (SPD) foi amplamente adotado no estado. À exceção da adoção de práticas de conservação, os demais fatores da Equação Universal de Perda de Solo foram calculados e espacializados em Sistemas de Informações Geográficas. O fator cobertura do solo, que engloba uso e manejo foi obtido através dos Censos Agropecuários e monitoramentos estaduais da área de SPD dos anos de 1985, 1996 e 2006. Vinte e nove bacias hidrográficas foram determinadas a partir de estações sedimentométricas e separadas em agrícolas e de pastagem, a partir da proporção de área agrícola. A produção de sedimentos não variou nas áreas com pastagem. Nas áreas agrícolas, a produção de sedimentos diminuiu em 1996 e em 2006, quando se igualou à produção das bacias com pastagem. A adoção do SPD apresentou uma redução média na carga de sedimentos de 82%, valor próximo da redução das taxas de erosão testada em experimentos com plantio direto. O método sugerido permitiu a compreensão espacial da distribuição espacial da erosão e sua dinâmica temporal em função do uso da terra. Modelos como este podem subsidiar a tomada de decisão, com potencial para avaliação de serviços ambientais fornecidos pelos agricultores, ferramentas determinantes na disseminação de práticas conservacionistas.

Palavras-Chave: Plantio direto; Dinâmica de uso do solo; USLE; Produção de sedimentos

Abstract

Reconcile the increasing demands of agricultural production with the assurance of soil productivity requires quick decisions and supported by reliable information about the expected impact. Understand the effect of large dynamic change of land use maintains future decisions regarding the implementation of sustainable agricultural management practices. This study aimed to evaluate the dynamics of sediment yield in Rio Grande do Sul because of the tillage. Driven by a complex social structure, the tillage (NT) has been widely adopted in the state. Except for the adoption of conservation practices, all factors of Equation Universal Soil Loss were calculated and spatialized in Geographic Information Systems. The soil cover factor, which includes the use and management

was obtained through the state Agricultural Censuses and monitoring of the area of SPD of the years 1985, 1996 and 2006. Twenty-nine watersheds were determined from stations sedimentometric and separated into agricultural and pasture, as the proportion of agricultural area. The sediment yield did not vary in areas with pasture. In agricultural areas, the sediment production declined in 1996 and 2006, when he equaled the production of bowls with pasture. The adoption of the NT showed an average reduction in sediment load of 82%, a figure close to the reduction of soil erosion rates tested in experiments with tillage. The suggested method allowed the spatial understanding of the spatial distribution of erosion and its temporal dynamics as a function of land use. Models like this can support the decision-making, with potential for assessment of environmental services provided by farmers, tools determinants in the spread of conservation practices.

Keywords: No-till; Land use dynamics; USLE; Sediment yield

4.1 Introdução

4.1.1 As novas necessidades da pesquisa em conservação do solo

A pesquisa em conservação do solo, que é uma das vertentes da ciência do solo, evoluiu muito ao longo do tempo. Seu interesse especial no aspecto físico da erosão hídrica levou à concentração de esforços no entendimento dos mecanismos e fatores responsáveis pelo processo erosivo. Como resultado, diversos modelos foram elaborados com diferentes escopos e suas variáveis testadas à exaustão (MERRITT; LETCHER; JAKEMAN, 2003). Contudo, a maior complexidade dos problemas atuais envolvendo o solo impõe a essa ciência o desafio de se integrar ao processo de tomada de decisão (BOARDMAN, 2006).

A maior pressão por produtividade para suprimento de demandas cada vez maiores e mais diversificadas coloca o solo e a produção agrícola no centro das preocupações globais. Essa tendência pode levar ao aumento da área agrícola e à intensificação da agricultura. A expansão da produção para novas áreas pode induzir a mudanças indiretas de uso do solo, aumentando a pressão sobre sistemas naturais e áreas marginais (MARTINELLI; FILOSO, 2008). Por sua vez, a intensificação da produção em áreas historicamente degradadas pelas práticas agrícolas exige uma profunda mudança no sistema produtivo (LAL, 2009). Este cenário de mudanças no uso do solo impõe a rápida elaboração de políticas específicas, voltadas à restrição de uso,

definição de práticas de manejo sustentáveis e determinação de critérios ambientais de produção (SPAROVEK et al., 2007). A identificação, desenvolvimento e validação dos parâmetros compreendidos nestas políticas devem estar embasados numa ciência que sintetize os conhecimentos acumulados e os assimile ao setor produtivo (AHUJA; MA; TIMLIN, 2006).

Para que a ciência possa oferecer o suporte necessário às decisões políticas referentes ao uso do solo, é necessária uma mudança de paradigma científico, em escala, métodos e objetivos. Esta mudança envolve fases de geração, validação, contextualização e aplicação do conhecimento (LONGLEY et al., 2001). O foco dado à conservação do solo, de compreensão dos fenômenos através de modelos físicos de erosão, consiste na fase inicial deste processo. A integração dos modelos a medidas reais permite sua calibração para aplicação em larga escala. É na macro-escala que reside o interesse da tomada de decisão quanto às alterações de cenários e seus impactos (SPAROVEK et al., 2008).

A validação dos modelos em larga escala se dá por meio da contraposição das estimativas com variáveis exógenas ao modelo, diretamente relacionadas à erosão e que podem ser medidas. Parâmetros de qualidade da água como a carga de sedimentos em suspensão adéquam-se bem a esses modelos e possibilitam a inclusão das externalidades ambientais no estudo da erosão (AMORE et al., 2004). Considerar perdas e ganhos na qualidade ambiental amplia a compreensão da responsabilidade social pela erosão, pois inclui o produtor rural como ator no processo de tomada de decisão (COLOMBO, CALATRAVA-REQUENA, HANLEY, 2006).

De modo geral, as tecnologias de controle da erosão já são em grande parte conhecidas, mas sua implementação em larga escala depende da organização das estruturas sociais na disseminação destas práticas (LAL, 2001). Essa estrutura pode ser formada a partir da persuasão moral quanto ao uso do solo, medidas estruturais, culturais e de suporte, subsídios e outros incentivos (LANT et al., 2005). A valoração dos serviços ambientais relativos à qualidade da água é uma das ferramentas mais promissoras no incentivo ao manejo agrícola sustentável. Em virtude da degradação dos ecossistemas naturais, este e outros serviços passam a constituir a lista de funções dos agroecossistemas na atualidade (FOLEY et al., 2005).

4.1.2 O Rio Grande do Sul e o Sistema Plantio Direto

Apesar da quantidade de estudos que provam que o plantio direto é eficiente no controle da erosão, sua taxa de adoção no mundo é muito baixa e se concentra nos EUA, Brasil, Argentina, Austrália e Canadá (LAL, 2008). No Brasil, a expansão do Sistema Plantio Direto (SPD) foi impulsionada por uma complexa estrutura social que desenvolveu: (i) tecnologia testada e de baixo custo, (ii) benefícios reconhecidos, (iii) treinamento técnico, (iv) remoção de limitações físicas e químicas, (v) disponibilidade de sementes de plantas de cobertura, (vi) créditos e privilégios ao pequenos produtores, (vii) habilitação da legislação para o manejo comunitário de micro bacias hidrográficas (LANDERS, 2001). Todavia, foi no estado do Rio Grande do Sul em que os produtores tiveram participação mais ativa, garantindo o aumento constante em área para 90% da produção de grãos em 20 anos (DENARDIN et al., 2001).

Até a década de 70, a intensa mobilização do solo e a exploração continuada com a sucessão das culturas de trigo e soja, associadas à parca cobertura oferecida pela soja no período das chuvas mais erosivas, geraram grandes perdas de solo por erosão hídrica (ELTZ et al., 1984a). A crescente indústria de herbicidas se apoiou na comprovação científica da eficácia do SPD no controle da erosão e no descontentamento dos agricultores com a qualidade dos rios para incentivar a criação de organizações de produtores voltadas à discussão de novas tecnologias. A partir da demanda criada, empresas de insumos e máquinas agrícolas passaram a desenvolver e ofertar tecnologias adaptadas ao SPD a preços cada vez menores. Contudo, foi na década de 90, quando o SPD foi inserido na extensão rural, que houve a disseminação para a pequena propriedade, atingindo 3.800.000ha no final da década (DENARDIN et al., 2001). Com o desenvolvimento das variedades transgênicas adaptadas aos herbicidas, o SPD se tornou regra na produção de soja.

Este contexto histórico faz do estado um laboratório único para avaliação da eficiência do plantio direto no controle da erosão em larga escala. A confirmação deste efeito na escala de tomada de decisão pode servir de ferramenta de disseminação de políticas conservacionistas. A partir da modelagem de cenários comprovadamente

relacionados com a realidade, é possível direcionar ações visando adequação da produção às exigências ambientais, econômicas e logísticas do mercado global.

Partindo do contexto e princípios apresentados, o estudo objetivou avaliar o efeito da evolução do SPD no Rio Grande do Sul na erosão do solo a partir da produção de sedimentos em bacias hidrográficas.

4.2 Desenvolvimento

4.2.1 Material e Métodos

4.2.1.1 Área de estudo

O estado do Rio Grande do Sul é compreendido pelos paralelos 27º 04’ 49” e 33º 45' 00” Sul e pelos meridianos 49º 42’ 22” e 57º 38’ 34” Oeste. Segundo o sistema de Köeppen, o Rio Grande do Sul se enquadra no tipo fundamental “Cf" ou temperado úmido, apresentando chuvas durante todos os meses do ano. Nas regiões do planalto basáltico superior e do escudo Sul-Rio-Grandense predomina a variedade “Cfb”, com a temperatura do mês mais quente inferior a 22°C, no resto do estado predomina a variedade "Cfa", onde a temperatura do mês mais quente é superior a 22°C (MORENO, 1961).

O relevo apresenta quatro províncias geomorfológicas. Ao norte situa-se o Planalto Meridional, formado por rochas basálticas que englobam a Formação Serra Geral. Ao centro está a Depressão Central, terrenos de baixas altitudes que ligam o oeste ao leste. Ao sul localiza-se o Escudo Sul-rio-grandense, com rochas ígneas do período Pré-Cambriano já bastante dissecadas. No litoral há a Planície Costeira, de formação recente e constituída basicamente por sedimentos arenosos.

O Rio Grande do Sul apresenta-se compartimentado em regiões de uso do solo homogêneas bastante diferentes entre si, com diferentes potencialidades regionais devido à variabilidade de solos, condições geomorfológicas e paisagens, refletindo nos tipos predominantes de uso (ENGEVIX, 1997). Atualmente, no noroeste do estado concentra-se a produção grãos enquanto que na metade sul, abundante em pastagens naturais, predomina a pecuária extensiva de corte e a produção irrigada de arroz.

4.2.1.2 USLE

A perda anual de solo foi estimada a partir da USLE, de Wischmeier e Smith (1978), cuja equação está apresentada na eq.(1):

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

onde A é a perda média anual de solo por erosão hídrica ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$); R a erosividade da chuva e enxurrada ($MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$); K a erodibilidade do solo ($Mg.h.MJ^{-1}.mm^{-1}$); L o comprimento de rampa; S a declividade do terreno; C o fator de cobertura e manejo do solo e P o fator de práticas de conservação. Todos os fatores foram calculados e espacializados em ambiente SIG e seus mapas finais multiplicados a fim de obter a distribuição espacial da perda de solo no estado de São Paulo.

O Sistema de Informações Geográficas TNTMips (MICROIMAGES, 2008) foi utilizado no pré-processamento das imagens de satélite e cálculos necessários. Para a organização e processamento dos dados tabulares foram empregados os programas Microsoft Access e Excel (MICROSOFT, 2007).

O conjunto de dados utilizado para o cálculo da erosividade consiste nas precipitações médias mensais e anuais de 235 estações meteorológicas da Agência Nacional de Águas (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2005). Foram selecionadas estações com intervalo de dados mínimo de 20 anos. Foram utilizadas dez equações de regressão estabelecidas para cidades dispostas nos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Tabela 4.1). A área de domínio de cada equação foi definida aplicando-se o método de polígonos de Thiessen. Em cada polígono foi aplicada uma das equações e os valores finais de erosividade média anual de todas as estações foi interpolado por krigagem ordinária (Figura 4.1).

Tabela 4.1 - Equações utilizadas para determinar a erosividade média anual no Rio Grande do Sul. *R* é a média mensal do índice de erosão (MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.mês^{-1}); *p* a precipitação média mensal (mm); *P* a precipitação média anual (mm)

Local do estudo	Equação	R^2/r	Autores
Porto Alegre (RS)	$R = 80.88 * (p^2/P)^{0.705}$	$R^2 = 0.3$	Santos (2008)
Hulha Negra (RS)	$R = 208.09 * (p^2/P)^{0.3986}$	$R^2 = 0.15$	Martins et al. (2009)
Quaraí (RS)	$R = -47.35 + 82.72 * (p^2/P)$	$R^2 = 0.84$	Bazzano; Eltz e Cassol (2007)
Uruguaiana (RS)	$R = -96.74 + 81.97 * (p^2/P)$	$R^2 = 0.93$	Hickmann et al. (2008)
São Borja (RS)	$R = 55.564 * (p^2/P)^{1.1054}$	$R^2 = 0.84$	Cassol et al. (2008)
Santa Rosa (RS)	$R = 118.52 * (p^2/P)^{0.8034}$	$R^2 = 0.51$	Mazurana et al. (2009)
Ijuí (RS)	$R = 109.65 * (p^2/P)^{0.76}$	$R^2 = 0.53$	Cassol et al. (2007)
Santa Maria (RS)	$R = 80.88 * (p^2/P)^{0.705}$	$R^2 = 0.3$	Santos (2008)
Lages (SC)	$R = 0.01 * (p^2/P) + 6.93$	r = 0.61	Bertol (1993)
Campos Novos (SC)	$R = 22.26 * (p^2/P) + 238.59$	r = 0.504	Bertol (1994a)

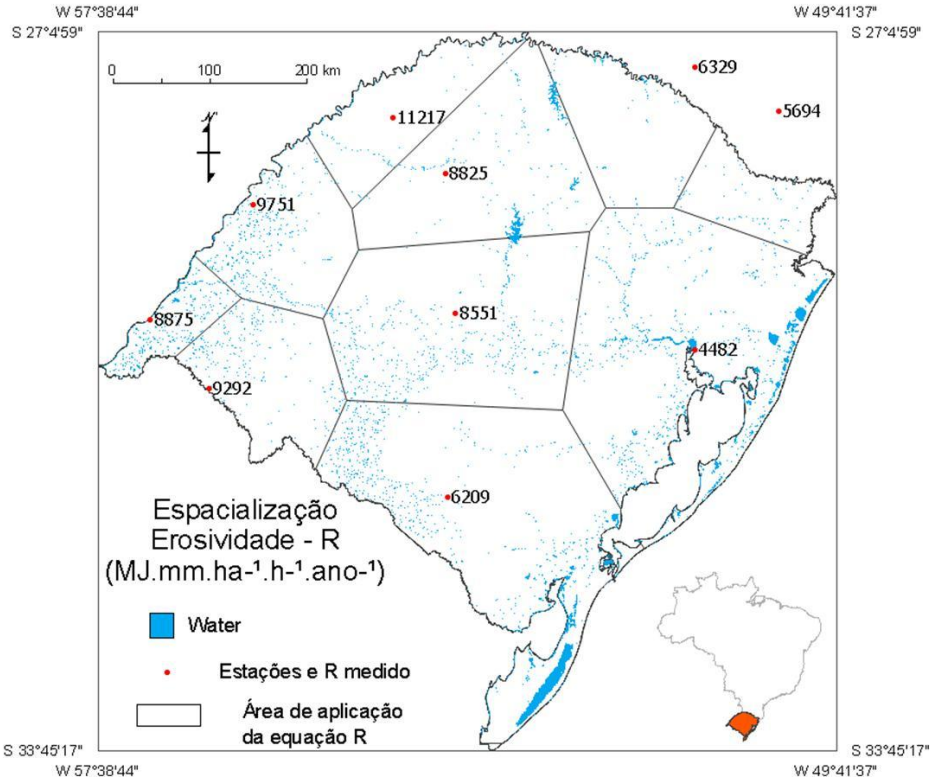

Figura 4.1 - Divisão das áreas dos polígonos de Thiesen conforme estação estudada

O fator K foi estimado com base em 202 valores de erodibilidade determinados com base em 30 estudos na literatura para diferentes classes de solos no Brasil (ÂNGULO, 1983; BASTOS, 1999; BERTOL, 1994b; BERTOL et al., 2002; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008; BEUTLER, 2000; DEDECEK; RESK; FREITAS JUNIOR, 1986; DENARDIN, 1990; DENARDIN; WUNSCHE, 1980; FARINASSO et al., 2006; FERREIRA et al., 2002; JACOBS et al., 1994; LIMA et al., 2007; MANNIGEL et al.,

2002; MARQUES et al., 1997a, 1997b; MARTINS FILHO; PEREIRA, 1993; NOGUEIRA, 2000; PEDRO; LORANDI, 2004; SÁ et al., 2004; SCHICK, 1999; SILVA, M., 1997; SILVA, V., 2004; SILVA; ALVARES, 2005; SILVA; ANDRADE; CAMPOS FILHO, 1986; SILVA; PAIVA; SANTOS, 2009; SILVA et al., 1994, 1997; VEIGA; CABEDA; REICHERT, 1993; WISCHMEIER; SMITH, 1978). A partir do Levantamento de Reconhecimento de Solos Atualizado do Rio Grande do Sul na escala 1:750.000 (BRASIL, 1973), baseado no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006), vinte e um valores de K foram atribuídos às manchas de solos no estado. Esses valores foram espacializados em formato matricial com base na resolução do Modelo de Elevação do Terreno (DEM) obtido através do projeto SRTM (Shuttle Radar Topography Mission).

Para o fator L, as microbacias hidrográficas e os talvegues de concentração de enxurrada foram delimitados a partir de um vetor gerado pela aplicação de algoritmos determinísticos de oito vizinhos ao DEM (MIRANDA, 2005). Nesse processamento são gerados diversos arquivos, dentre eles o arquivo matricial denominado “flow distance”, que fornece para cada pixel a distância deste ao divisor de águas a partir de um algoritmo de fluxo unidirecional. A fim de evitar a geração de valores mais elevados do fator nos rios, levando à predição de altas taxas de erosão onde de fato ocorre a deposição de sedimentos, o vetor de rios também produzido pelo processo anterior foi rasterizado e utilizado como filtro do “flow distance”. Os valores de distância representativos do comprimento de rampa foram convertidos para o fator L pelo método proposto por Foster e Wischmeier (1974) que viabiliza a aplicação da USLE em rampas desuniformes segundo a eq.(2):

$$L = (\lambda * 22{,}13^{-1})^{0.5} \qquad (2)$$

onde L é o fator comprimento de rampa e λ é o comprimento médio da vertente (m).

O fator S foi processado por um algoritmo de oito vizinhos sobre o DEM do Estado de São Paulo, gerando mapa matricial de declividade em porcentagem. A conversão da declividade para a unidade do fator S foi conseguida com o emprego das

equações eq.(3) e eq.(4) proposta por McCool et al. (1987). Os fatores L e S foram multiplicados, resultando no fator composto LS espacializado.

$$S = 10{,}8 \text{ sen } (d) + 0{,}03 \text{ se } s < 9\% \quad (3)$$

$$S = 16{,}8 \text{ sen } (d) - 0{,}50 \text{ se } s = 9\% \quad (4)$$

onde S é o fator declividade da rampa; d é o ângulo da declividade (em graus); e s é declividade (%).

A obtenção do fator C para o ano de 1985 consistiu da tabulação dos dados de uso do solo do Censo Agropecuário de 1985 (IBGE, 1985). Foram utilizadas seis classes de uso do solo com valores únicos de C, determinados com base em 40 estudos disponíveis na literatura sobre o tema (ALBUQUERQUE; LOMBARDI NETO; SRINIVASAN, 2001; ALVES; COGO; LEVIEN, 1995; BERTOL, 1994c; BERTOL; COGO; LEVIEN, 1987; BERTOL; SCHICK; BATISTELA, 2001, 2002; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008; BRAIDA; CASSOL, 1999; CASSOL; LIMA, 2003; CARVALHO; COGO; LEVIEN. 1990; COGO; LEVIEN SCHWARZ, 2003; De MARIA; LOMBARDI NETO, 1997; DECHEN; CASTRO; LOMBARDI NETO, 1981; DEDECEK, 1989; DEDECEK; RESK; FREITAS JUNIOR, 1986; ELTZ et al., 1984a, 1984b; FOLLY; BRONSVELD; CLAVAUX, 1996; FU et al., 2005; HUSSAIN; OLSON; EBEHAR, 1999; IRVEM; TOPALOGLU; UYGUR, 2007; LEVIEN; COGO, 2001; LEVIEN; COGO; ROCKENBACH, 1990; LOPES; COGO; LEVIEN, 1987; MARGOLIS, 1985; MARTINS et al., 2003; PIRES et al., 2006; PROCHNOW et al., 2005; RENARD et al., 1997; RIGHETTO, 1998; RUFINO; BISCAIA; HENKLAIN, 1985; SANTOS et al., 1998; SARAIVA; COGO; MIELNICZUK, 1981; SCHÄEFER et al., 2001; SILVA et al., 1986; SIVERTUN; PRANGE, 2003; SPAROVEK et al., 2000; VIEIRA; COGO; CASSOL, 1979; WANG et al., 2002; YOSHINO; ISHIOKA, 2005). A adoção do Sistema Plantio Direto na data foi considerada inexistente. O fator C final dos municípios foi determinado pela média dos valores de C ponderada pela área ocupada por cada classe de uso. Para a espacialização dos valores foi utilizada a Malha Municipal de 1997 (IBGE, 1997), por

não haver disponível Malha de mesma data. Os municípios criados após 1985 tiveram seus valores do fator C completados por meio da dissolução dos polígonos, atribuindo-lhes a média dos polígonos mais próximos. Esse fator foi rasterizado gerando o mapa final do fator C para o ano de 1985.

Para o fator C de 1996 foi utilizada a Malha Municipal Digital de 1997 com 467 municípios e os dados do Censo Agropecuário 1995-96 (IBGE, 1996), onde constam 427 municípios. O fator C foi calculado para os municípios com dados de uso da terra e extrapolado para os municípios presentes apenas na malha, criados entre 1995 e 1997. À exceção da classe de Culturas Temporárias com Plantio Direto, todas as outras classes apresentavam dados por município. O uso do sistema de plantio direto por município foi calculado a partir dos dados disponibilizados pela EMATER (FARAIS; FERREIRA, 1996). Tais dados estavam agregados por cultura no estado do Rio Grande do Sul. Assumindo um padrão homogêneo de adoção de SPD no cultivo de grãos, calculou-se a área com plantio direto por município pela proporção simples de área das culturas de milho, arroz, aveia, centeio, cevada, feijão, soja, sorgo e trigo com SPD no estado.

Para o cálculo do fator C do ano de 2006 foi procedida a mesma ordem de tarefas, contudo, os dados de área de SPD já estavam disponíveis por municípios no Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2006). Os dados foram atribuídos à Malha Municipal de 2007 (IBGE, 2007). Devido à redução da perda de solo com o SPD e aumento da capacidade operativa das máquinas agrícolas, a retirada dos terraços foi rapidamente difundida entre os agricultores. Além disso, a escala de abrangência do trabalho não permite avaliação de técnicas como essa. Assim, o valor do fator P foi considerado 1 para todas as classes de uso. Os mapas foram multiplicados e assim foram gerados mapas de perda de solo em $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ para cada ano com dados de cobertura do solo.

4.2.1.3 Carga de sedimentos e análises estatísticas

Valores de carga de sedimentos em suspensão utilizados para verificação do modelo foram calculados a partir dos dados de vazão média diária e concentração de

sedimentos em suspensão, coletados em vinte e nove estações sedimentométricas. Estas estações foram selecionadas entre 42 estações por serem as de maior disponibilidade de dados no Sistema de Informações Hidrológicas HIDROWEB da Agência Nacional de Águas (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2005). Os dados foram consultados e organizados no software Microsoft Access e processados no Microsoft Excel (MICROSOFT, 2007). Algoritmos determinísticos de oito vizinhos foram aplicados ao DEM, permitindo computar a área de contribuição de cada estação a partir de suas coordenadas geográficas. Por fim, obteve-se a carga média de sedimentos por área em cada bacia para os anos de 1985, 1996 e 2006.

A área de contribuição de cada estação foi tomada como a unidade básica de comparação entre carga de sedimento e perda de solo estimada. As perdas médias de solo de cada período foram extraídas dos mapas gerados pela aplicação da USLE e transferidas às bacias. Devido ao comum mascaramento do efeito do aumento na cobertura do solo em locais com perda de solo potencial muito alta, foi necessário o cálculo de outras variáveis para as bacias. A proporção de área censitada declarada como agricultura em cada Censo Agropecuário foi obtida a partir do processamento desta informação em mapas raster e posterior transferência deste dado para os vetores de bacias. Para os anos de 1996 e 2006 foram também atribuídas as proporções de área censitada com adoção do Sistema Plantio Direto utilizando a mesma rotina descrita para a área agrícola.

Devido às extensas áreas ocupadas pelas bacias, podendo reduzir ao extremo a resposta da produção de sedimentos à perda de solo, todas as variáveis das bacias foram também calculados para o terço inferior das mesmas, organizados em duas tabelas finais. A partir destas tabelas foram definidos os grupos de bacias com muita e com pouca influência do plantio direto na perda de solo. Foram efetuadas análises de variância com medidas repetidas com os valores de carga de sedimentos organizadas por grupo e por ano. As análises foram feitas através de um modelo misto (proc mixed) com o método de estimação de REML e estrutura de covariância de Huynh-Feldt. Comparações de médias foram realizadas por meio do teste t ajustado por Tukey-Kramer. Todas as análises foram desenvolvidas no software SAS 9.2 (SAS INSTITUTE, 2008).

4.2.2 Resultados e Discussão

4.2.2.1 USLE

O fator R variou de 4.353 a 12.078 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}, com média e mediana em torno de 6.800 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1} (Figura 4.2). O método adotado gerou alta representatividade tanto de valores baixos como de valores altos no estado. No mapa, distinguem-se três regiões, estando os valores mais altos na região oeste e sudoeste, medianos no norte e mais baixos no sul e principalmente na região central (Figura 4.3). A distribuição espacial da erosividade no Rio Grande do Sul teve influência das regiões de domínio de cada equação e, com menor importância, da variação entre as precipitações mensais.

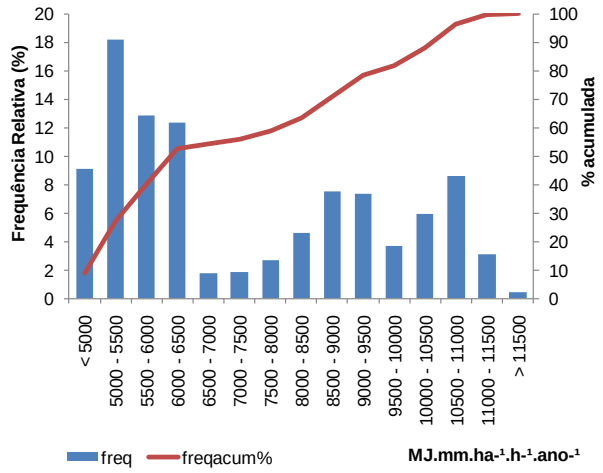

Figura 4.2 - Histograma de classes de frequência do fator R

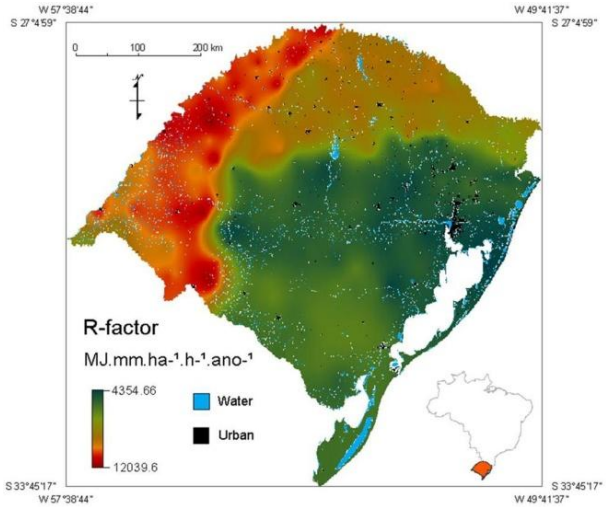

Figura 4.3 - Mapa do fator R para o Estado do Rio Grande do Sul

A erodibilidade (fator K) variou de 0,0088 a 0,0465 Mg.h.MJ^{-1}.mm^{-1} (Tabela 4.2). Valores mais altos distribuíram-se nas regiões fisiográficas do Alto Uruguai, Serra do Sudeste, Encosta do Noroeste e Campanha. Na Campanha, o clima frio limita o desenvolvimento de solos mais profundos, havendo ocorrência de Neossolos Regolíticos de basalto em diversos relevos (STRECK et al., 2008). Para as outras áreas, a maior declividade eleva ainda mais os riscos de erosão (Figura 4.4). Solos

mais resistentes à erosão, como Latossolos, dominam as regiões do planalto e boa parte das Missões, havendo também pequenas manchas de Chernossolos e Nitossolos distribuídas no estado. Na Depressão Periférica, parte das Missões e da Campanha predominam solos derivados do granito ou de depósitos sedimentares, com valores intermediários de erodibilidade.

Tabela 4.2 - Valores obtidos de K para as diferentes classes de solos presentes no estado do Rio Grande do Sul

Ordem	**Textura**	**K ($Mg.h.MJ^{-1}.mm^{-1}$)**
Latossolo	Média	0,0270
	Argilosa	0,0168
	Muito Argilosa	0,0088
Argissolo	Arenosa/Média	0,0310
	Arenosa/Argilosa	0,0315
	Argilosa/Muito Argilosa	0,0240
Cambissolo	Arenosa	0,0305
	Média	0,0263
	Argilosa	0,0257
Neossolo	Arenosa	0,0465
	Média	0,0460
	Argilosa	0,0420
Nitossolo		0,0190
Planossolo		0,0410
Espodossolo		0,0452
Organossolo		0,0367
Luvissolo		0,0191
Gleissolo		0,0371
Plintossolo		0,0215
Vertissolo		0,0369
Chernossolo		0,0166

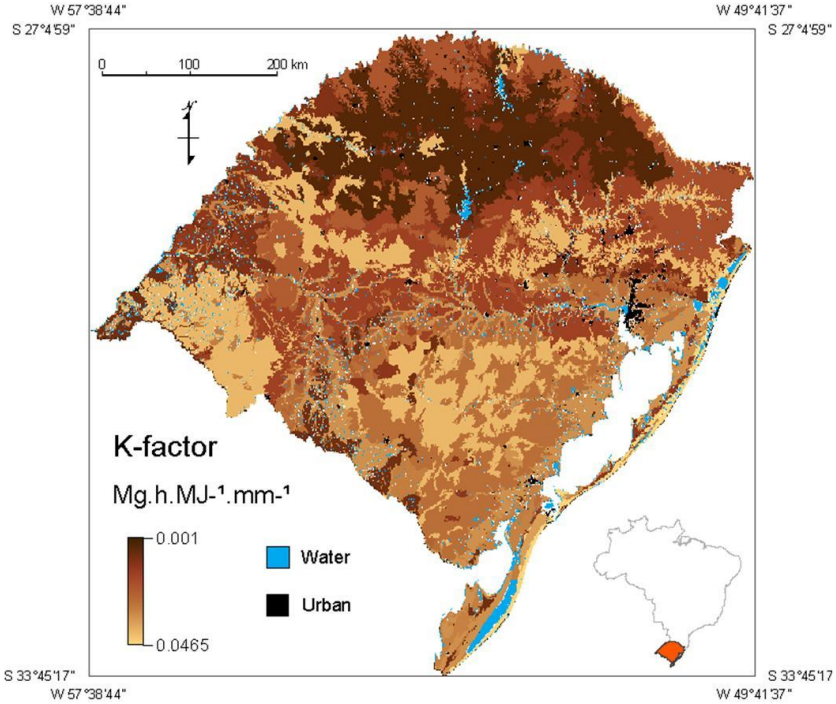

Figura 4.4 - Mapa do fator K para o Estado do Rio Grande do Sul

Para observação de padrão espacial do fator L está apresentado detalhe de uma área com características heterogêneas de relevo (Figura 4.5). A região se localiza no final da Encosta Inferior do Nordeste, havendo acima o Planalto Médio e abaixo a Depressão Central. A grande variação de altitude gera variação nos comprimento de rampa, identificados principalmente pela cor vermelha.

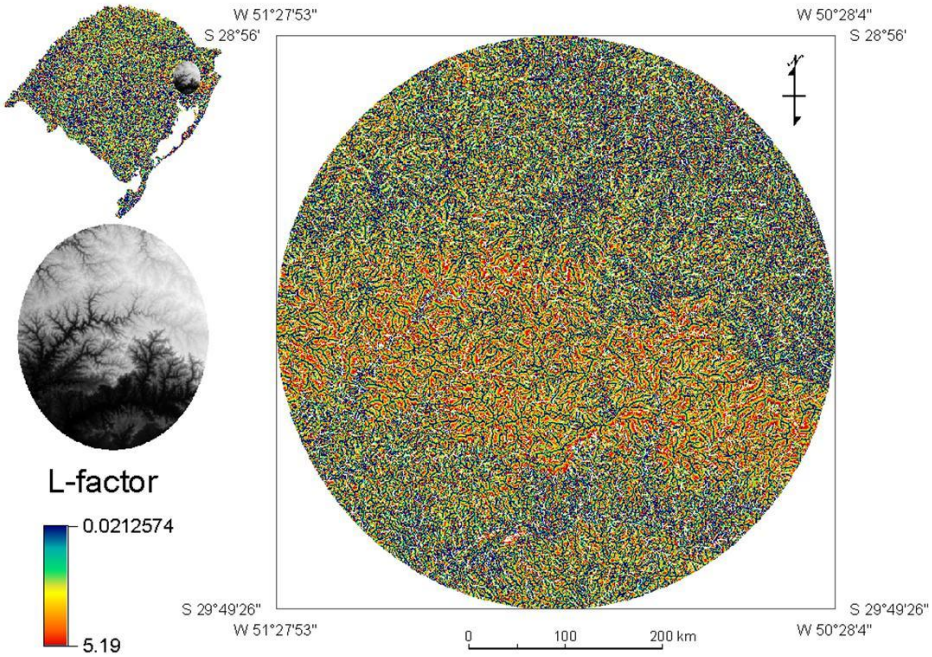

Figura 4.5 - Detalhe da variação espacial no fator L na região da Encosta Inferior do Sudeste (RS)

O histograma de freqüência do fator composto LS (Figura 4.6) exibe concentração em torno dos valores mais baixos, mantendo mais de 70% dos valores abaixo de 2,0. Os valores mais baixos do fator estão localizados no litoral, depressão central e fronteira sudoeste do estado enquanto que valores mais altos concentraram-se na Encosta Inferior do Nordeste e Alto Uruguai (Figura 4.7). Desse modo, pode-se perceber que sob um primeiro olhar o fator topográfico corresponde à mesma distribuição da declividade. Contudo, as nuances de variação dos comprimentos de rampa em escala maior são as responsáveis pela diferenciação das fases do processo erosivo dentro das bacias.

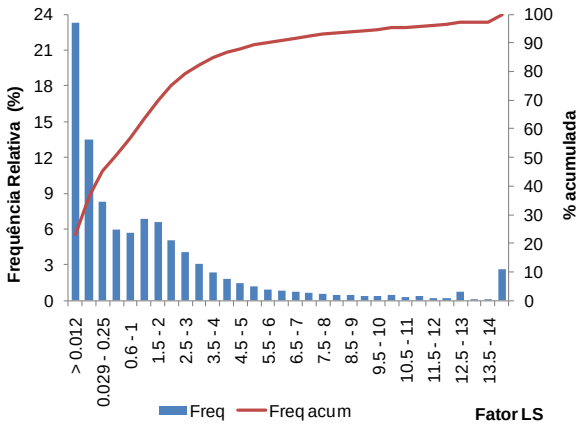

Figura 4.6 - Histograma de freqüência do fator LS para o Rio Grande do Sul

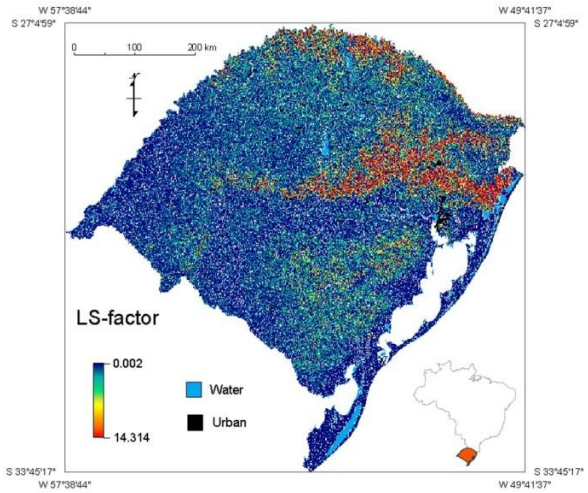

Figura 4.7 - Mapa do fator topográfico (LS) para o Rio Grande do Sul

A partir dos valores determinados com base na bibliografia disponível para cada classe de uso de solo (Tabela 4.3), foram processados os mapas do fator C para os três períodos analisados. O padrão espacial do fator C para a década de 80 respondeu à variação na cobertura pelo uso apenas, já que a adoção do Sistema de Plantio Direto foi considerada inexistente para o período. Com valores entre 0,04 e 0,36 e distribuição uniforme de frequências, os municípios do Rio Grande do Sul podem ser classificados em três grupos principais no ano de 1985 (Figura 4.8). Na região noroeste do estado, referente às regiões fisiográficas das Missões, Planalto Médio e Alto Uruguai, estão concentrados os maiores valores de C, devido à predominância das atividades agrícolas baseadas em lavouras temporárias na região. Ao redor desta mancha e no sudeste observam-se os valores intermediários, onde as atividades agrícolas têm menor expressão em área. Por fim, valores mais baixos estiveram relacionados às atividades pecuárias e conservação da vegetação nativa nas regiões sul e nordeste do estado, respectivamente.

Tabela 4.3 - Valores obtidos de C para as diferentes classes de uso do solo

Classe de uso	Fator C
Mata Nativa	0.0001
Reflorestamento e Matas Plantadas	0.0010
Pastagens	0.0636
Agricultura – Culturas permanentes	0.1308
Agricultura – Culturas Temporárias – Plantio Convencional	0.4283
Agricultura – Culturas Temporárias – Plantio Direto	0.0856

De modo geral, os valores do fator C para o ano de 1996 concentraram-se entre 0,06 e 0,14, muito influenciados pela alta taxa de adoção do SPD no estado (Tabela 4.4). Ausência de dados de área com SPD agregados por regiões no estado levou à homogeneização dos valores em torno da média. Considerar uma distribuição uniforme da área de SPD entre os municípios a partir dos dados por cultura atribuiu importância maior à área ocupada por culturas temporárias, reduzindo os altos valores da região noroeste, avaliados antes da implantação do SPD (Figura 4.9). Para as regiões com pouca representatividade na produção de grãos, os valores de C mantiveram o mesmo padrão de distribuição.

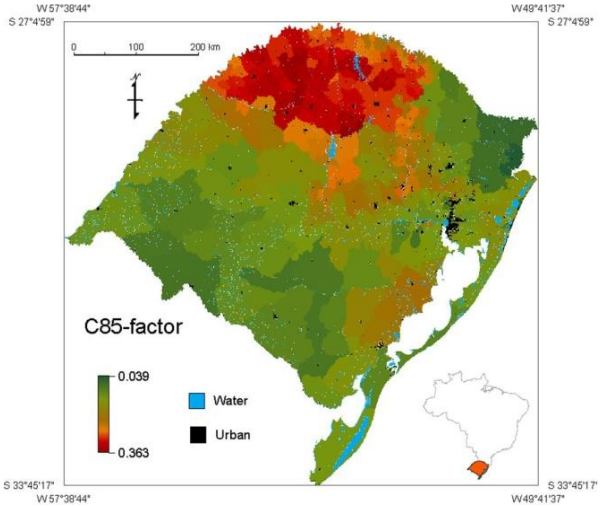

Figura 4.8 - Mapa do fator uso do solo (fator C) para o Rio Grande do Sul em 1985

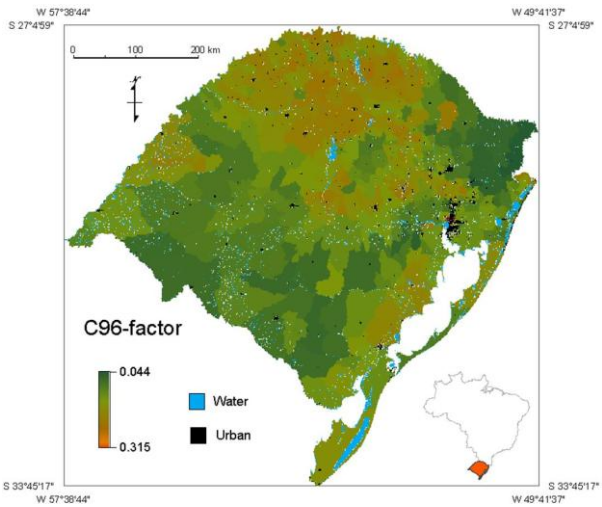

Figura 4.9 - Mapa do fator uso do solo (fator C) para o Rio Grande do Sul em 1996

Com a disponibilidade de dados de área de SPD por municípios, o fator C para o ano de 2006 demonstrou considerável redução na região do Planalto Médio e Missões

em relação à década anterior (Figura 4.10). Dessa forma, municípios dedicados ao cultivo de grãos e outras culturas temporárias, mas sem adoção representativa do Plantio Direto apresentaram valores mais altos que em 1996. O padrão espacial do fator foi visivelmente modificado em relação a 1985, com os valores mais altos concentrados na região centro-sudeste do estado, referentes à Depressão Central, Encosta Inferior do Nordeste, Litoral e parte do Alto Uruguai.

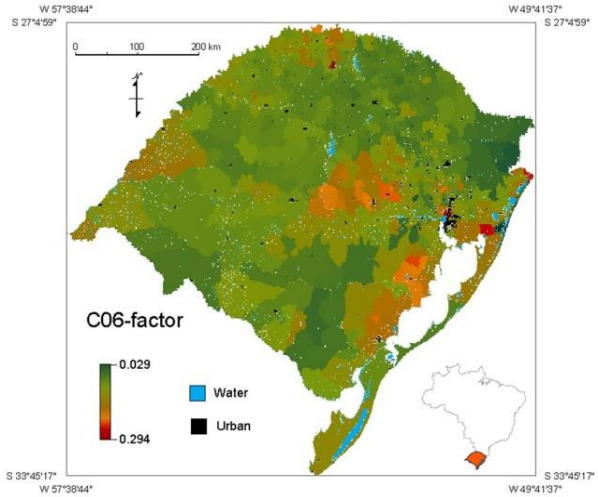

Figura 4.10 - Mapa do fator uso do solo (fator C) para o Rio Grande do Sul em 2006

Tabela 4.4 - Parâmetros estatísticos para o Fator C de cada ano

Parâmetro	Fator C 85	Fator C 96	Fator C 06
Q1	0.1085	0.0979	0.0798
Média	0.1691	0.1341	0.1072
Mediana	0.1442	0.1304	0.0966
Q3	0.2162	0.1715	0.1325
Máximo	0.3628	0.3939	0.2941
Desv. Pad.	0.0788	0.0462	0.0386

Os mapas da distribuição da perda de solo não se mostram muito distintos, havendo maior influência do fator LS na diferenciação de regiões com maior erosão (Figura 4.11). Esse fato se deve a dois motivos. Em primeiro lugar, o Rio Grande do Sul apresenta uma grande diversidade de relevos, desde regiões de declividade muito baixa, alagamentos constantes na região sudoeste até regiões escarpadas, com a conformação de canyons no noroeste e centro leste. Além disso, o fato de o fator C ter sido obtido por meio da média de área ocupada por cada classe de uso para escala de municípios pode gerar valores medianos para o fator com uma resolução espacial muito aquém da disponível para a topografia. Ou seja, áreas de maior declividade, onde geralmente a vegetação natural é mantida devido à baixa taxa de mecanização, podem assumir um valor alto para o fator C devido aos usos em outras áreas, gerando assim valores muito altos de perda de solo nas áreas declivosas.

Contudo, analisando os parâmetros estatísticos das taxas de erosão em cada ano é possível perceber a redução da perda de solo ao longo do tempo (Tabela 4.5). Como os fatores erosividade, erodibilidade e comprimento e declividade da rampa foram tomados como constantes ao longo do processo de adoção do Sistema Plantio Diretos no Rio Grande do Sul, apenas o fator cobertura do solo foi influente na variação das taxas de perda de solo entre as três décadas consideradas.

Para o ano de 1985, quando não havia plantio direto, foram obtidas as mais altas taxas de erosão, denotando a influência da cobertura na erosão do solo. Em 1996, com adoção do SPD em larga escala, houve visível redução nos parâmetros estatísticos das taxas de perda de solo. Já para o ano de 2006 a redução foi um pouco menor; contudo, ainda bastante representativa. Apesar das diferentes fontes e métodos de obtenção da área ocupada por plantio direto nos municípios, foi possível perceber a tendência constante de redução da erosão, indicando a coerência entre o censo agropecuário e os dados fornecidos pela EMATER-RS.

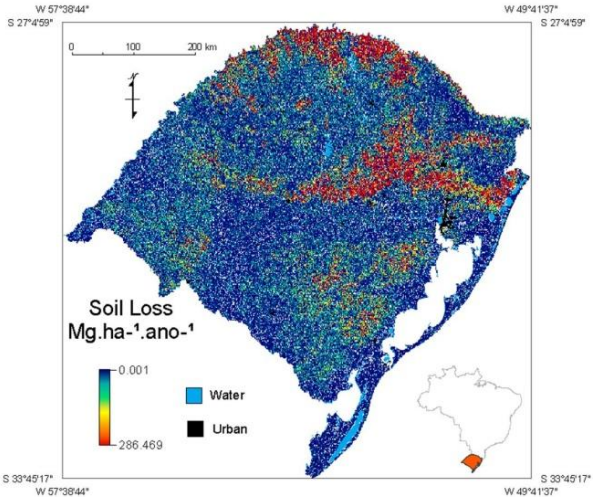

Figura 4.11 - Mapa de distribuição das taxas de erosão estimadas pela USLE no Rio Grande do Sul para o ano de 1985.

Tabela 4.5 - Parâmetros estatísticos das taxas de erosão para cada ano

Parâmetro	USLE 85	USLE 96	USLE 06
Q1	0.275	0.198	0.159
Média	59.356	46.275	36.204
Mediana	13.987	12.694	10.364
Q3	67.321	54.342	42.629
Máximo	375.68	286.47	218.26
Desv. Pad.	99.196	75.651	58.301

Desse modo, os mapas de distribuição da perda de solo não permitem a extrapolação desta análise para a identificação de áreas com maior e menor redução na erosão. Para possibilitar a espacialização das perdas, foram desenvolvidos mapas de proporção entre as taxas de erosão entre os períodos estudados (Figuras 4.12 a

4.14). Assim, foi possível abordar a influência da dinâmica do uso do solo na erosão, já que a influência dos outros fatores de erosão foi aqui eliminada.

Entre os anos de 1985 e 1996, as perdas de solo foram reduzidas na maioria dos municípios do estado (Figura 4.12). É possível destacar três diferentes padrões na variação das taxas de erosão. Alguns municípios do sudoeste, extremo sul e leste do estado apresentaram aumento nas perdas de solo. Este aumento chegou a representar o dobro da perda de solo em relação ao ano de 1985. Um dos possíveis motivos para o aumento da erosão no sudoeste e extremo sul pode estar relacionado ao cultivo de arroz. A região é atualmente a maior produtora do cereal no estado (RIO GRANDE DO SUL, 2002) e grande parte da expansão dessa cultura ocorreu entre as décadas de 80 e 90 (EMBRAPA, 1994). Ao contrário, a região noroeste do estado observou maior redução da erosão, em que as perdas de solo em 1996 chegaram a representar 25% das estimadas para 1985. No restante do estado, houve redução tímida da perda de solo, em virtude principalmente, da menor representatividade do uso agrícola nessas áreas.

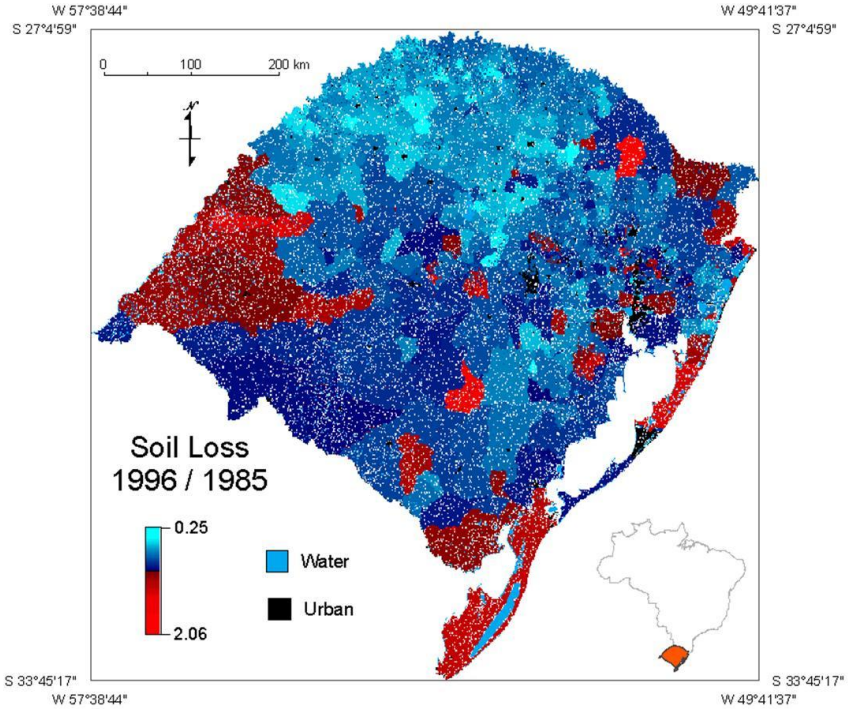

Figura 4.12 - Mapa da variação na perda de solo estimada entre 1985 e 1996 para o Rio Grande do Sul

Entre os anos de 1996 e 2006 o padrão permaneceu praticamente o mesmo, predominando a redução da erosão, com concentração no noroeste do estado (Figura 4.13). Certa diferença pode ser notada na distribuição mais randômica dos municípios com aumento da perda de solo, com sutil concentração no leste do estado. Alguns possíveis motivos para essa alteração podem envolver a adoção de plantio direto nas lavouras de arroz no sudoeste e conversão do uso do solo para agricultura no leste.

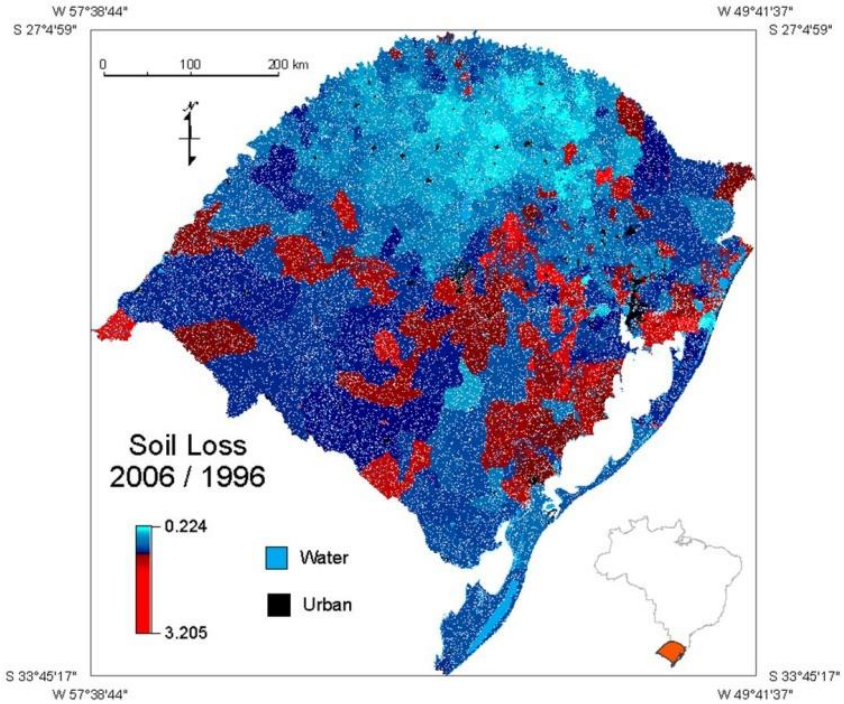

Figura 4.13 - Mapa da variação na perda de solo estimada entre 1996 e 2006 para o Rio Grande do Sul

Analisando a variação na perda de solo ao longo de todo o período (Figura 4.14), a segregação entre regiões com aumento e redução da erosão fica evidente. Em quase toda a metade sul do estado houve aumento das perdas de solo em virtude da conversão de áreas de pastagem para uso agrícola com baixa ou sem adoção do SPD. Na região nordeste do estado, onde também houve crescimento das taxas de erosão, a conversão para uso agrícola ocorreu em áreas de vegetação natural. Ou seja, ambas as regiões partiram de valores muito baixos do fator C (Figuras 4.8 e 4.9). Além disso, o potencial natural de erosão destas áreas é elevado devido à alta erosividade no sudoeste e alta erodibilidade no sudeste (Figuras 4.3 e 4.4, respectivamente).

A região noroeste, por sua vez, apresentou diminuição das perdas de solo gradativamente mais acentuadas da periferia para o centro. O padrão observado ocorre

em função da taxa de adoção do plantio direto nos municípios, que varia conforme a paisagem. A região central de redução da erosão corresponde ao platô do Planalto Médio, com baixas declividades e predominância de solos mais profundos, resultando na concentração de estabelecimentos maiores com vasta área mecanizável. Esse contexto é o que melhor se adapta às necessidades de implantação do SPD (STRECK et al., 2008). Partindo para a periferia desta região, a declividade aumenta, os solos ficam mais rasos e predominam pequenas propriedades, dificultando a mecanização e, consequentemente, a adoção do SPD.

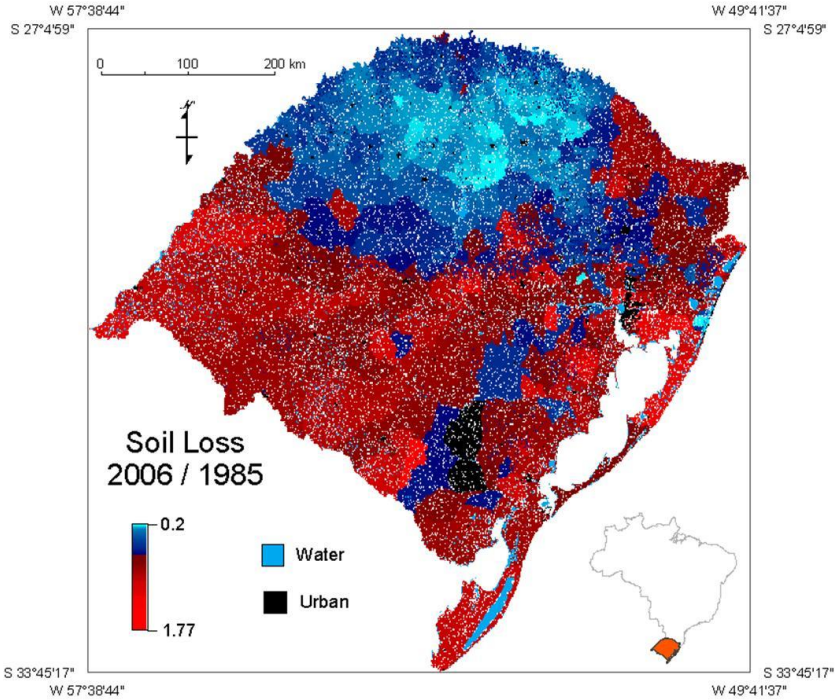

Figura 4.14 - Mapa da variação na perda de solo estimada entre 1985 e 2006 para o Rio Grande do Sul

4.2.2.2 Carga de sedimentos e análises estatísticas

A fim de dividir as bacias entre os grupos com e sem influência da adoção do plantio direto na erosão, diversas variáveis foram calculadas para todas as bacias e terços inferiores (Tabelas 4.6 e 4.7, respectivamente). É possível perceber que de modo geral houve redução da carga de sedimentos nas bacias, assim como houve redução na perda de solo estimada em função do aumento generalizado na adoção do plantio

direto no estado. Todavia, é importante entender a dinâmica espacial de alteração do uso do solo ao longo deste período para ter argumentos de análise dos diferentes comportamentos da produção de sedimentos.

Tabela 4.6 - Parâmetros calculados para comparação da produção de sedimentos nas bacias

(continua)

Estação	Área (km²)	Carga85 (kg.ha-¹.dia-¹)	Carga96 (kg.ha-¹.dia-¹)	Carga06 (kg.ha-¹.dia-¹)	USLE85 (Mg.ha-¹.ano-¹)	USLE96 (Mg.ha-¹.ano-¹)
70200000	2802.107	0.280	0.170	0.164	53.910	45.709
72630000	2793.532	0.950	0.562	0.530	105.395	75.099
74270000	5339.141	4.109	0.845	0.309	115.808	77.769
74370000	2019.982	2.681	0.576	0.283	96.780	63.401
74470000	1537.279	4.087	0.962	0.349	77.454	49.421
74700000	1139.011	0.828	0.815	0.184	67.825	41.029
74750000	327.702	0.678	1.252	0.401	73.889	43.843
74900000	1259.949	1.044	1.464	1.039	89.878	56.163
75155000	2005.710	3.018	0.539	0.562	74.752	48.912
75205000	967.270	1.637	0.519	0.334	49.844	33.588
75295000	2153.856	2.058	0.681	0.602	35.365	26.600
75320000	9446.096	1.722	0.955	0.860	55.274	36.473
75500000	5228.580	0.974	0.402	0.206	36.743	24.837
75700000	3706.524	0.585	0.607	0.562	55.981	39.744
76310000	12064.516	1.163	0.422	0.239	20.323	18.839
76440000	2323.816	1.370	0.346	0.117	55.604	43.339
76560000	29339.278	1.274	0.370	0.489	33.892	28.353
76750000	5941.290	0.863	0.338	0.140	52.379	48.398
76800000	42467.536	0.741	0.435	0.357	37.175	32.751
85400000	15001.146	1.291	0.365	0.080	64.003	45.768
85600000	6742.414	0.350	0.624	0.170	21.099	17.447
85623000	690.382	0.369	0.884	2.587	39.446	34.227
86410000	2778.475	0.860	0.420	0.172	28.011	30.654
86500000	1816.165	1.109	0.318	0.686	123.507	89.377
86510000	16020.758	0.722	0.297	0.418	81.343	64.940
86560000	2030.894	1.024	0.350	0.993	114.041	81.531
87380000	2841.601	0.539	0.343	1.798	126.618	99.525
87590000	4074.199	1.377	0.451	0.963	36.931	31.748
87905000	15561.123	2.218	0.509	0.721	61.238	50.346
mínimo	327.702	0.280	0.170	0.080	20.323	17.447
Q1	2005.710	0.741	0.365	0.206	37.175	32.751
média	6911.046	1.377	0.580	0.563	64.983	47.580
mediana	2802.107	1.044	0.509	0.401	55.981	43.843
Q3	6742.414	1.637	0.681	0.686	81.343	56.163
máximo	42467.536	4.109	1.464	2.587	126.618	99.525
desv. Pad.	9389.439	1.001	0.300	0.538	31.061	21.014
cv%	135.861	72.692	51.646	95.683	47.798	44.165

Tabela 4.6 - Parâmetros calculados para comparação da produção de sedimentos nas bacias

(conclusão)

Estação	USLE06 ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$)	agr85 (%)	agr96 (%)	agr06 (%)	PD96 (%)	PD06 (%)
70200000	43.087	5.800	3.100	6.010	0.090	0.490
72630000	37.415	68.665	66.068	70.237	29.160	66.190
74270000	48.040	62.365	51.780	45.995	36.910	44.075
74370000	43.665	78.169	75.937	75.636	37.748	62.370
74470000	30.547	73.130	65.250	62.920	41.940	62.200
74700000	20.937	78.660	74.510	80.620	42.545	68.100
74750000	23.857	77.810	74.510	75.080	38.225	70.060
74900000	38.222	78.660	74.510	80.620	31.890	49.775
75155000	23.323	75.520	77.710	84.910	42.345	78.915
75205000	17.297	69.000	73.563	80.440	38.465	72.915
75295000	14.588	54.000	53.660	75.996	29.530	68.885
75320000	20.062	61.190	65.110	77.550	35.160	61.640
75500000	17.643	47.410	38.890	57.950	19.130	51.890
75700000	32.624	54.130	19.860	27.070	7.060	20.740
76310000	17.977	14.450	10.210	14.820	0.780	4.820
76440000	34.050	30.920	37.270	57.560	15.120	51.720
76560000	25.452	24.920	26.320	46.410	8.760	36.050
76750000	44.419	8.980	6.850	6.630	0.280	1.570
76800000	29.412	16.160	15.780	20.390	2.410	10.920
85400000	29.305	56.830	57.310	69.940	24.310	60.200
85600000	17.970	22.160	19.450	29.090	2.310	12.490
85623000	34.687	17.780	13.720	19.830	1.650	7.170
86410000	21.492	17.880	37.870	45.430	5.340	35.710
86500000	48.776	54.590	48.020	51.160	14.420	42.960
86510000	46.854	48.460	50.460	41.020	2.710	2.310
86560000	47.420	51.860	40.670	54.770	20.180	39.875
87380000	81.284	24.050	21.480	18.510	1.180	0.850
87590000	31.765	12.170	10.980	11.520	1.310	2.880
87905000	44.512	28.310	18.980	21.840	2.160	1.490
mínimo	14.588	5.800	3.100	6.010	0.090	0.490
Q1	21.492	22.160	19.450	21.840	2.310	7.170
média	33.334	45.311	42.408	48.619	18.383	37.561
mediana	31.765	51.860	40.670	51.160	15.120	42.960
Q3	43.665	68.665	65.250	75.080	35.160	62.200
máximo	81.284	78.660	77.710	84.910	42.545	78.915
desv. Pad.	14.292	24.869	24.837	26.052	16.092	27.440
cv%	42.874	54.885	58.566	53.584	87.535	73.055

Tabela 4.7 - Parâmetros calculados para comparação da produção de sedimentos nos terços inferiores (continua)

Estação	Área (km²)	Carga85 (kg.ha-¹.dia-¹)	Carga96 (kg.ha-¹.dia-¹)	Carga06 (kg.ha-¹.dia-¹)	USLE85 (Mg.ha-¹.ano-¹)	USLE96 (Mg.ha-¹.ano-¹)
70200000	758.217	1.034	0.627	0.606	58.086	54.201
72630000	1003.870	2.989	1.564	1.474	173.336	127.564
74270000	1747.710	12.553	2.580	0.944	195.291	134.828
74370000	618.966	8.751	1.879	0.924	177.996	120.252
74470000	437.108	14.374	3.384	1.227	141.852	99.826
74700000	425.752	2.311	2.180	0.493	88.711	56.530
74750000	139.786	1.589	2.935	0.940	82.882	51.769
74900000	421.354	3.122	4.379	3.106	133.391	87.852
75155000	584.612	10.356	1.849	1.930	104.714	68.810
75205000	256.878	6.163	1.954	1.257	42.177	22.460
75295000	545.271	8.129	2.689	2.379	34.378	25.949
75320000	2725.691	5.966	3.310	2.982	55.274	38.996
75500000	1423.451	3.578	1.477	0.757	34.391	22.829
75700000	1409.502	1.539	1.595	1.479	51.395	34.173
76310000	3358.518	4.178	1.516	0.857	22.648	20.169
76440000	654.661	4.863	1.228	0.415	101.573	75.612
76560000	9425.016	3.965	1.151	1.522	39.321	32.566
76750000	1553.098	3.303	1.293	0.537	37.592	37.484
76800000	11341.690	2.773	1.627	1.336	40.383	38.276
85400000	4002.748	4.840	1.370	0.301	97.271	76.848
85600000	2420.048	0.974	1.739	0.474	17.943	15.369
85623000	196.657	1.296	3.104	9.082	39.061	35.373
86410000	774.524	3.084	1.505	0.617	51.589	43.377
86500000	471.694	4.270	1.226	2.640	159.725	122.532
86510000	4288.149	2.696	1.108	1.562	140.739	107.947
86560000	794.426	2.618	0.895	2.539	168.640	127.109
87380000	882.367	1.737	1.103	5.792	71.076	61.229
87590000	1306.311	4.296	1.407	3.005	47.617	40.802
87905000	6102.236	5.655	1.298	1.840	75.128	54.975
mínimo	139.786	0.974	0.627	0.301	17.943	15.369
Q1	545.271	2.618	1.293	0.757	40.383	35.373
média	2071.390	4.586	1.861	1.828	85.661	63.300
mediana	882.367	3.578	1.564	1.336	71.076	54.201
Q3	2420.048	5.655	2.180	2.379	133.391	87.852
máximo	11341.690	14.374	4.379	9.082	195.291	134.828
desv. Pad.	2714.870	3.366	0.874	1.818	53.457	37.282
cv%	131.065	73.397	46.963	99.450	62.405	58.897

Tabela 4.7 - Parâmetros calculados para comparação da produção de sedimentos nos terços inferiores (conclusão)

Estação	USLE06 (Mg.ha-¹.ano-¹)	agr85 (%)	agr96 (%)	agr06 (%)	PD96 (%)	PD06 (%)
70200000	49.145	6.020	4.400	7.170	0.180	1.750
72630000	68.121	71.790	66.660	67.940	23.910	63.530
74270000	99.779	75.510	69.330	67.990	32.880	46.110
74370000	91.265	77.240	72.310	68.930	39.710	47.850
74470000	69.862	78.030	75.120	70.770	35.910	53.250
74700000	29.683	78.380	75.540	76.720	38.580	69.490
74750000	28.412	77.810	73.910	75.080	35.640	64.610
74900000	62.674	73.920	65.780	59.360	32.430	42.010
75155000	34.821	79.220	77.420	81.590	41.380	78.660
75205000	11.541	79.500	75.360	77.550	44.420	72.140
75295000	13.512	45.140	63.030	70.970	34.390	67.030
75320000	25.271	55.250	62.930	67.400	34.010	58.920
75500000	16.045	44.680	31.580	36.410	12.780	28.910
75700000	29.812	36.280	21.070	23.640	5.670	13.220
76310000	18.266	12.690	10.940	13.020	0.970	5.730
76440000	64.918	30.650	24.360	27.790	5.130	14.310
76560000	30.239	16.940	15.110	19.110	1.790	8.560
76750000	35.121	11.380	11.210	12.380	0.880	4.310
76800000	34.986	14.520	17.450	19.580	1.760	8.510
85400000	55.487	45.690	45.790	58.680	11.840	38.650
85600000	14.958	24.140	21.310	28.560	2.210	11.340
85623000	37.133	24.440	20.140	30.520	2.390	11.440
86410000	40.391	19.580	23.780	36.410	3.870	23.010
86500000	60.749	53.090	48.310	46.640	10.880	38.170
86510000	74.400	37.410	33.210	36.280	3.340	9.140
86560000	81.952	49.310	46.970	52.330	8.840	31.130
87380000	50.312	25.890	21.780	21.040	1.110	0.610
87590000	39.790	10.740	6.760	7.540	0.810	1.810
87905000	53.849	31.850	22.890	24.500	2.970	2.180
mínimo	11.541	6.020	4.400	7.170	0.180	0.610
Q1	29.683	24.140	21.070	23.640	2.210	8.560
média	45.603	44.382	41.533	44.341	16.230	31.599
mediana	39.790	44.680	33.210	36.410	8.840	28.910
Q3	62.674	73.920	66.660	67.990	34.010	53.250
máximo	99.779	79.500	77.420	81.590	44.420	78.660
desv. Pad.	23.927	25.573	25.524	24.569	16.179	25.823
cv%	52.468	57.620	61.454	55.409	99.682	81.720

Analisando o gráfico da variação temporal da carga de sedimentos nas bacias percebe-se certa tendência à redução dos valores entre os anos de 1985 e 1996 (Figura 4.15). Nessa figura a legenda refere-se à denominação dada às bacias pela Agência Nacional de Águas e também se aplica aos próximos gráficos de comparação de bacias. Especialmente para o ano de 1985, os valores apresentam grande variação, que pode ser entendida a partir da dinâmica de uso do solo nas bacias.

Em 1985, a taxa de adoção de plantio direto era praticamente nula, de modo que a carga de sedimentos é muito maior e mais variável, pois era também mais variável a oferta de cobertura pelos diferentes usos e sistemas de manejo. Em 1996 houve uma diminuição abrupta e generalizada da carga de sedimentos. Nas bacias onde passou a

ser adotado o plantio direto, esta queda se explica pela alta taxa de controle de erosão desta prática, em torno de 80% (LEVIEN; COGO, 2001). Já para o ano de 2006 houve maior distinção entre as bacias. Algumas tiveram sua carga ainda mais reduzida, em virtude do aumento do plantio direto, ou da redução da área agrícola; algumas apresentaram aumento na produção de sedimentos, em decorrência da expansão agrícola.

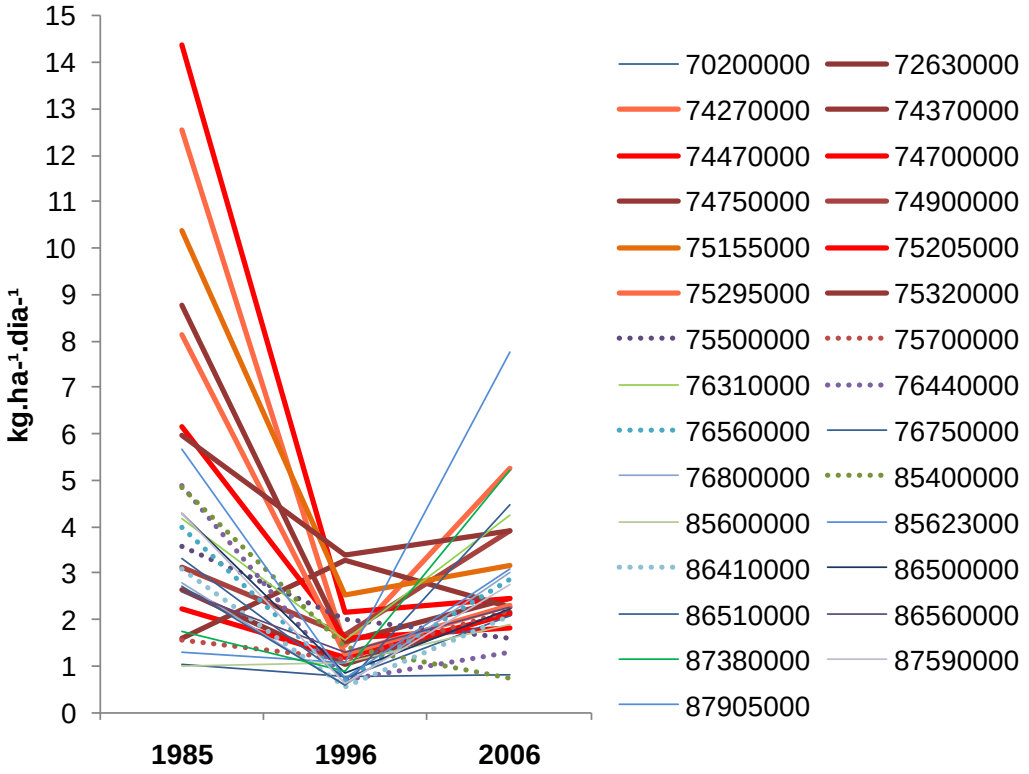

Figura 4.15 - Variação temporal da carga de sedimentos em suspensão nas bacias

O SPD foi implantado principalmente nas áreas que sempre foram ocupadas por lavouras temporárias. Nessas áreas, o fator C em 1985 era maior, em decorrência da ausência de plantio direto. A proporção de área agrícola nas bacias e terços inferiores em relação à área total é uma variável determinante para a expressão dos efeitos do SPD na redução da erosão. A fim de separar as bacias com e sem influência do SPD, foram analisadas as variáveis proporção de uso agrícola e de adoção plantio direto.

A área agrícola possibilitou a identificação de dois grupos distintos tanto nas bacias inteiras como nos terços inferiores (Figuras 4.16 e 4.17, respectivamente). De um lado, as bacias que mantiveram a proporção de área agrícola acima de 60%; de

outro, as áreas dedicadas a outras atividades, com expressão menor que 30% para a agricultura. A região de valores intermediários corresponde a bacias mais heterogêneas em relação aos usos. A coesão de grupo foi maior para os terços inferiores.

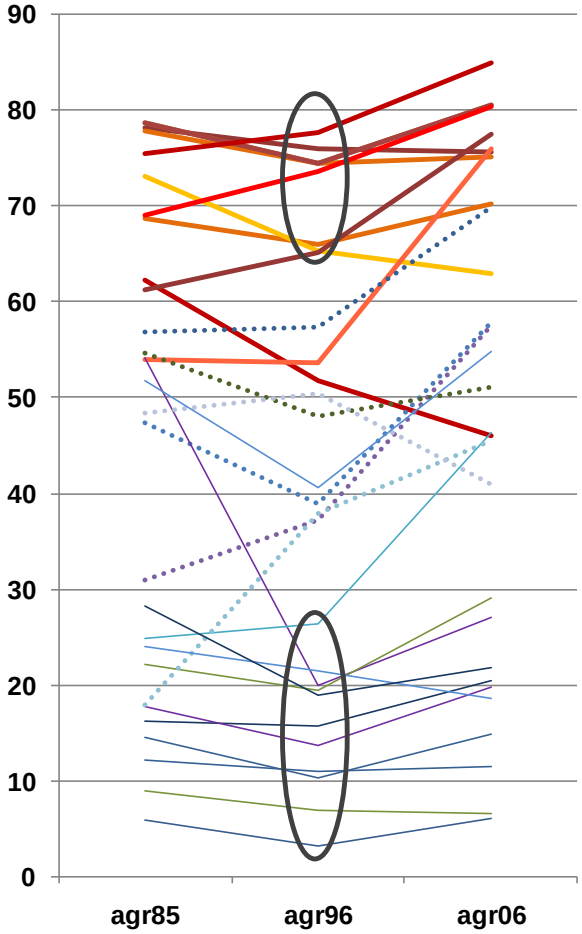

Figura 4.16 - Variação temporal na proporção de área agrícola nas bacias

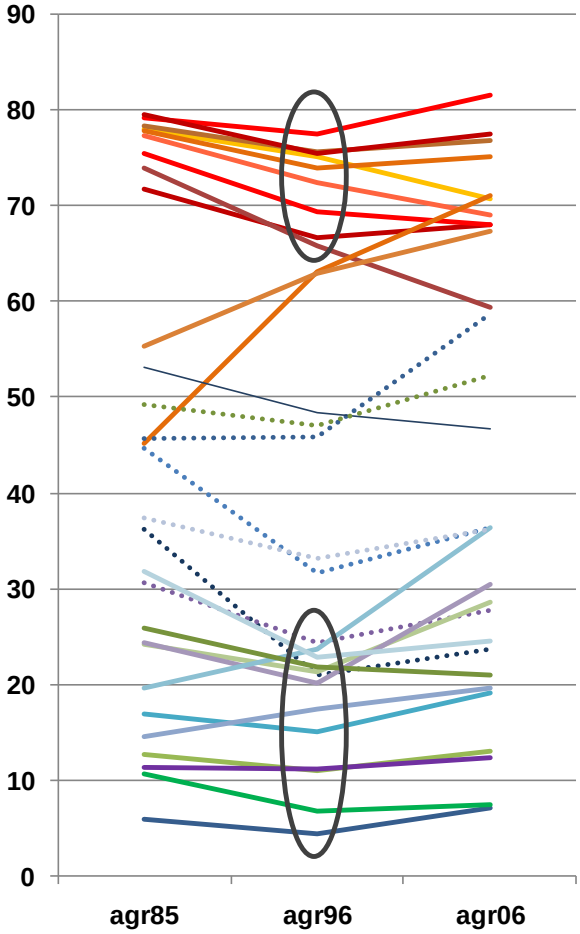

Figura 4.17 - Variação temporal na proporção de área agrícola nos terços inferiores

Os valores de proporção de área manejada com plantio direto agruparam-se de forma semelhante (Figuras 4.18 e 4.19). Um grupo se caracterizou pela representatividade do plantio direto em mais de 30% da área censitada na bacia no ano de 1996. No outro grupo, por sua vez, as proporções de SPD não superaram 8% da área da bacia em 1996. Novamente, os grupos estiveram mais distintos na análise dos terços inferiores. Com áreas menores, os terços abrangem menor variedade de usos do solo, sendo mais homogêneos também nos valores de produção de sedimentos.

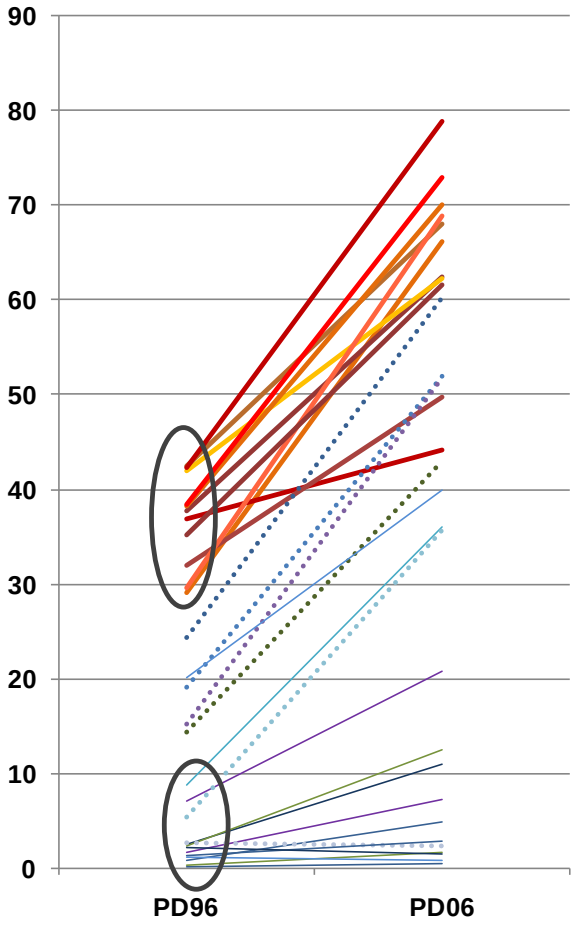

Figura 4.18 - Variação temporal na proporção de área com plantio direto nas bacias

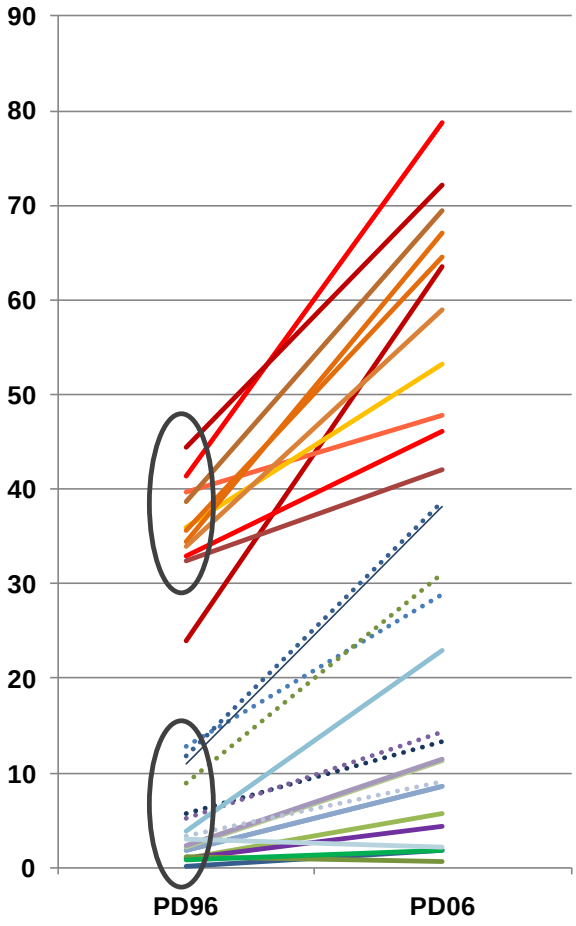

Figura 4.19 - Variação temporal na proporção de área com plantio direto nos terços inferiores

De modo geral, os grupos formados apresentaram a mesma composição para as duas variáveis nas bacias inteiras e terços inferiores. Porém, devido à maior nitidez na separação dos grupos quando considerados apenas os terços inferiores das bacias, estes foram utilizados na determinação dos grupos com e sem SPD. A localização das bacias no estado (Figura 4.20) corresponde às áreas com redução e aumento nas taxas de erosão entre os anos de 1985 e 2006 (Figura 4.14).

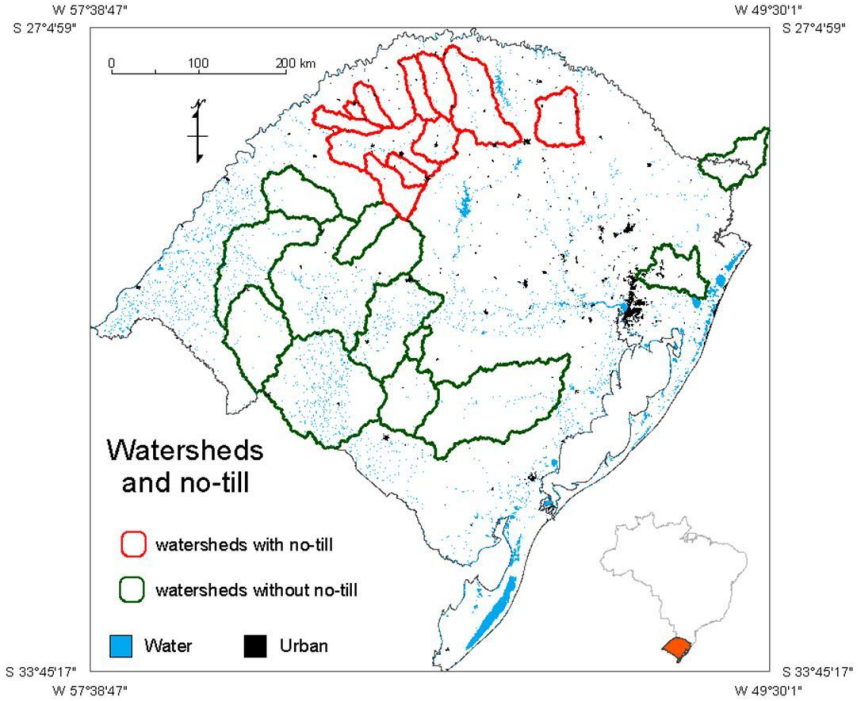

Figura 4.20 - Distribuição espacial das bacias com e sem plantio direto no Rio Grande do Sul

A partir da separação dos grupos, procedeu-se à análise de variância com medidas repetidas. Determinou-se a interação entre as variáveis ano e uso, ou seja, a carga de sedimentos nos terços inferiores variou conforme a variação do uso em cada ano avaliado. Esta observação permitiu o prosseguimento da análise, cujos resultados finais estão resumidos na tabela 4.8. Foram considerados apenas índices significativos a um intervalo de confiança de 5% para a discussão da variação na carga de sedimentos.

Assim, confirma-se que as cargas de sedimentos eram diferentes para a região agrícola e pecuária no ano de 1985, quando havia o preparo do solo pelo método convencional. Com a expansão do plantio direto na década de 90, a perda de solo diminuiu na região agrícola em relação ao medido em 1985. Ainda assim, muitas áreas utilizavam o sistema convencional de preparo do solo, o que ainda mantém diferentes as perdas de solo entre a área agrícola e o restante do estado, basicamente dedicado à pecuária. Já em 2006, quando praticamente toda a agricultura do estado baseia-se no SPD, a perda de solo não mais se diferencia da perda nas áreas de pastagens, justamente pela manutenção da cobertura do solo. Por sua vez, as áreas de pastagens não apresentaram alteração significativa na perda de solo ao longo do tempo.

Tabela 4.8 - Resultado da análise de variância com medidas repetidas para os dados de carga de sedimentos

	Adoção de SPD (Sistema Plantio Direto) nas bacias			
	Com SPD		Sem SPD	
Ano	**Média**	**Desvio Padrão**	**Média**	**Desvio Padrão**
1985	6.937 A a	4.3	2.921 A b	1.619
1996	2.609 B a	0.846	1.487 A b	0.648
2006	1.605 B a	0.878	2.505 A a	2.817

Maiúsculas comparam anos em uma mesma condição de agricultura (comparação na coluna) e minúsculas comparam agricultura dentro dos anos (comparação na linha).

Apesar de os resultados mostrarem que o aumento do SPD coincidiu com redução da erosão, é importante considerar se essas mudanças podem refletir influência de outros fatores. Para o estudo, os fatores naturais determinantes da erosão foram considerados constantes. Contudo, é possível que uma redução da precipitação média anual na região noroeste do estado determinasse a diminuição da carga, eliminando o efeito do uso do solo. Partindo dessa avaliação, foram analisadas as precipitações médias anuais em 1985, 1996 e 2006 para as estações meteorológicas nas áreas com e sem SPD.

Aplicando-se a análise de variância com medidas repetidas também para os dados de chuva foi observado que, apesar de ser indicada influência significativa do uso do solo e do ano, não houve interação dos fatores (Tabela 4.9). Desse modo, é fato que a média geral da precipitação da região noroeste é maior que na região sul e que houve uma redução da precipitação média anual do ano de 1985 para 1996. A diminuição da precipitação anual no ano de 1996 na área sem adoção de plantio direto pode ter sido a variável responsável pela diminuição generalizada na carga de sedimentos para este ano (Figura 4.15). Contudo, não houve diferença significativa entre as áreas nos anos analisados (Tabela 4.10). Dessa forma, apesar do reconhecido efeito da diminuição da chuva na carga de sedimentos, a mudança de uso da terra foi o fator principal na redução da erosão no Rio Grande do Sul.

Tabela 4.9 - Resultado da análise de variância com medidas repetidas para os dados de chuva

Variável	Valor (p)
Agricultura	0,0049
Ano	<0,0001
Agricultura * Ano	0,599

Tabela 4.10 - Resultado da análise de variância com medidas repetidas para dados de chuva

Variável	Valor	Média	Desvio Padrão
Ano	1985	1997,405 a	228,826
	1996	1486,770 b	206,496
	2006	1403,033 b	208,707
Plantio Direto	Com	1698,238 a	298,704
	Sem	1546,067 b	368,291

Schuller et al. (2007), em estudo sobre a influência da conversão do sistema convencional para SPD nos processos erosivos encontraram resultados semelhantes de redução na produção de sedimentos. Avaliando também a variação nos índices de precipitação anual, os pesquisadores observaram redução das chuvas médias ao longo do tempo em toda a área estudada.

Os resultados obtidos permitem considerar que a produção de sedimentos no Rio Grande do Sul diminuiu em função da expansão do Sistema Plantio Direto no estado (Figura 4.21).

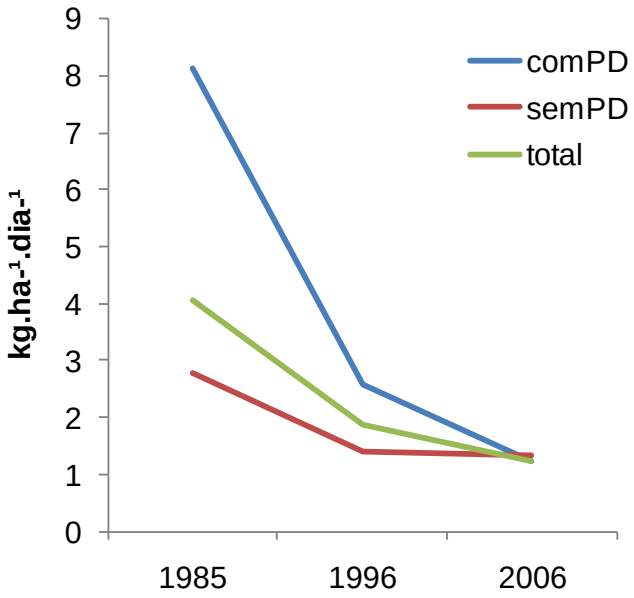

Figura 4.21 - Variação da carga de sedimentos em função da adoção do Sistema Plantio Direto

Houve uma redução de 82.6% na produção de sedimentos para os terços inferiores das bacias onde houve aumento da área manejada com plantio direto. Estes valores estão em conformidade com o valor estimado na literatura para o controle da erosão, aproximando a perda de solo de áreas agrícolas às perdas em pastagens devido à manutenção da cobertura.

4.3 Considerações Finais

A utilização de modelos espaciais de predição de erosão adaptados a larga escala constituem importantes ferramentas na tomada de decisão quanto a projetos ou políticas conservacionistas. Contudo, sua credibilidade depende de uma base de testes exógena ao modelo. Para o estado do Rio Grande do Sul, todos os fatores da USLE, à exceção da adoção de práticas conservacionistas, puderam ser estimados a partir de dados obtidos da literatura e bases públicas. A perda estimada de solo variou no estado ao longo do tempo, havendo diminuição onde houve a adoção do Sistema Plantio Direto. Essa variação permitiu a divisão das bacias em grupos com e sem a influência do SPD nas perdas de solo.

A carga de sedimentos em bacias não variou nas bacias com predomínio de pastagens (sem SPD) entre os anos de 1985 e 2006. Por sua vez, nas bacias em que houve aumento da área manejada com plantio direto, houve diminuição da carga de sedimentos nos intervalos entre 1985 e 1996 e 1996 e 2006. Em 2006, com a máxima adoção de plantio direto, a carga de sedimentos das bacias com SPD se igualou à carga das bacias com menor proporção de área ocupada com agricultura.

As crescentes demandas da produção agrícola colocam a conservação do solo no centro do processo de tomada de decisão. Neste contexto, é imprescindível dispor de métodos que permitam a estimativa de perda de solo e processos de degradação. Esses métodos devem ser aplicáveis com bases de dados pouco detalhadas e normalmente disponíveis. Além disso, a comprovação do efeito de grandes mudanças do uso do solo na produção de sedimentos possibilita a inclusão das externalidades dos processos erosivos e o fornecimento de água potável. O estudo fornece subsídios à discussão da valoração de serviços ambientais prestados pelos produtores rurais,

reconhecendo seu papel na disseminação de técnicas de conservação do solo. A previsão de mudanças de cenários relativos ao uso da terra com estimativa de externalidades constitui também importante ferramenta na disseminação de práticas conservacionistas para outras realidades.

Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Sistema de Informações Hidrológicas Hidroweb**. 2005. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em: 02 out. 2008.

AHUJA, L.R.; MA, L.; TIMLIN, D.J. Trans-disciplinary soil physics research critical to synthesis and modeling of agricultural systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, p. 311-326, 2006.

ALBUQUERQUE, A.W.; LOMBARDI NETO, F.; SRINIVASAN, V.S. Efeito do desmatamento da caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvissolo em Sumé (PB). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 121-128, 2001.

ALVES, A.G.C.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Relações da erosão do solo com a persistência da cobertura vegetal morta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 19, p. 127-132, 1995.

AMORE, E.; MODICA, C.; NEARING, M.A.; SANTORO, V.C. Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basins. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 293, p. 100–114, 2004.

ÂNGULO, R.J. **Relações entre a erodibilidade e algumas propriedades de solos brasileiros**. 1983. 129 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 1983.

BASTOS, C.A.B. **Estudo geotécnico sobre a erodibilidade de solos residuais não saturados**. 1999. 303 p. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

BAZZANO, M.G.P.; ELTZ, F.L.F.; CASSOL, E.A. Erosividade, coeficiente de chuva, padrões e período de retorno das chuvas de Quaraí, RS. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 31, p. 1205-1217, 2007.

BERTOL, I. Índice de Erosividade (EI_{30}) para Lages (SC) – 1ª aproximação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 28, p. 515-521, 1993.

_____. Avaliação da erosividade da chuva na localidade de Campos Novos (SC) no período de 1981-1990. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 29, p. 1453-1458, 1994a.

_____. Erodibilidade de um Cambissolo Húmico distrófico determinada sob chuva natural: primeira aproximação. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 18, p. 335-338, 1994b.

_____. Erosão hídrica em cambissolo húmico distrófico sob diferentes preparos do solo e rotação de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 18, p. 267-271, 1994c.

BERTOL, I.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Relações da erosão hídrica com métodos de preparo do solo na ausência e na presença de cobertura por resíduo cultural de trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 11, p. 187-192, 1987.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para as culturas de soja e trigo em três sistemas de preparo em um Cambissolo Húmico Alumínico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p. 451-461, 2001.

_____. Razão de perdas de solo e fator C para milho e aveia em rotação com outras culturas em três tipos de preparo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 545-552, 2002.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O.; LEITE, D.; AMARAL, A.J. Erodibilidade de um Cambissolo Húmico Alumínico Léptico, determinada sob chuva natural entre 1989 e 1998 em Lages (SC). **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 26, p. 465-471, 2002.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 6. ed. São Paulo: Ícone, 2008. 355 p.

BEUTLER, J.F. **Erosão hídrica num Latossolo Vermelho aluminoférrico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo**. 2000. 105 p. Dissertação (Mestrado em Manejo do solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2000.

BOARDMAN, J; Soil erosion science: reflections on the limitations of current approaches. **Catena**, Amsterdam, v. 68, p. 73–86, 2006.

BRAIDA, J.A.; CASSOL, E.A. Relações da erosão em entressulcos com o tipo e com a quantidade de resíduo vegetal na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 711-721, 1999.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Divisão de Pesquisas Pedológicas. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Rio Grande do Sul.** Recife, 1973. v. 30, 431 p.

CARVALHO, F.L.C.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Eficácia relativa de doses e formas de manejo do resíduo cultural de trigo na redução da erosão hídrica do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 14, p. 227-234, 1990.

CASSOL, E.A.; LIMA, V.S. Erosão em entressulcos sob diferentes tipos de preparo e manejo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Rio de Janeiro, v. 38, p. 117-124, 2003.

CASSOL, E.A.; ELTZ, F.L.F.; MARTINS, D.; LEMOS, A.M.; LIMA, V.S.; BUENO, A.C. Erosividade, padrões hidrológicos, período de retorno e probabilidade de ocorrência das chuvas em São Borja, RS. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1239-1251, 2008.

CASSOL, E.A.; MARTINS, D.; ELTZ, F.L.F.; LIMA, V.S.; BUENO, A.C. Erosividade e padrões hidrológicos das chuvas de Ijuí (RS) no período de 1963 a 1993. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Piracicaba, v. 15, p. 220-231, 2007.

COGO, N.P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R.A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 743-753, 2003.
COLOMBO, S.; CALATRAVA-REQUENA, J.; HANLEY, N. Analusing the social benefits of soil conservation measures using stated preference methods. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 58, p. 850-861, 2006.

De MARIA, I.C.; LOMBARDI NETO, F. Razão de perdas de solo e fator C para sistemas de manejo da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 263-278, 1997.

DECHEN, S.C.F.; CASTRO, O.M.; LOMBARDI NETO, F. Gramíneas e leguminosas e seus restos culturais no controle da erosão em latossolo roxo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 5, p. 133-137, 1981.

DEDECEK, R.A. Coberturas permanentes de solo na erosão sob condições de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 24, p. 483-488, 1989.

DEDECEK, R.A.; RESCK, D.V.S.; FREITAS JUNIOR, E. Perdas de água solo e nutrientes por erosão em Latossolo Vermelho-Escuro dos Cerrados em diferentes cultivos sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 10, p. 265-272, 1986.

DENARDIN, J.E. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 113 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.

DENARDIN, J.E.; WUNSCHE, W.A. Erodibilidade de um Latossolo Vermelho escuro. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 3., 1981, Recife. **Anais...** Recife: UFRPE, 1980. p. 219.

DENARDIN, J.E.; KOCHHANN, R.A.; FAGANELLO, A.; SATTLER, A. **Evolução da área cultivada sob sistema plantio direto no Rio Grande do Sul**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2001. 32 p. (Embrapa Trigo. Documentos, 29).

ELTZ, F.L.F.; CASSOL, E.A.; GUERRA, M.; ABRÃO, P.U.R. Perdas de solo e água por erosão em diferentes sistemas de manejo e coberturas vegetais em solo São Pedro (Podzólico Vermelho-Amarelo) sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.8, p. 245-249, 1984a.

ELTZ, F.L.F.; CASSOL, E.A.; SCOPEL, I.; GUERRA, M. Perdas de solo e água por erosão em diferentes sistemas de manejo e coberturas vegetais em solo laterítico bruno-avermelhado distrófico (São Jerônimo) sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 8, p. 117-125, 1984b.

EMBRAPA. **A pesquisa de arroz no Brasil nos anos 80:** avaliação crítica dos principais resultados. Goiânia: EMBRAPA, CMPAF, 1994. 406 p. (EMBRAPA. CNPAF. Documentos, 40).

_____. Centro Nacional de Pesquisa em Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

ENGEVIX LTDA. **Plano de reestruturação econômica para a Metade Sul do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre, 1997. Disponível em: <http://www.seplag.rs.gov.br/>. Acesso em: 25 mar. 2010.

FARIAS, A.D. de; FERREIRA, T.N. **Evolução do Sistema Plantio Direto**. Porto Alegre: EMATER-RS, 1996. v. 2, 4 p. (Informativo da EMATER-RS. Série Soja/Solos, 36).

FARINASSO, M.; CARVALHO JR., O.A.; GUIMARÃES, R.F.; GOMES, R.A.T.; RAMOS, V.M. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS utilizando novas metodologias para os cálculos dos seus fatores na região do alto Parnaíba, **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 7, p.73-85, 2006.

FERREIRA, L.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; LIMA, J.M.; SILVA, M.L.N.; VITORINO, A.C.T. Tipos de dispersantes, formas de agitação e suas relações com a erodibilidade de solos com altos teores de óxidos de Ferro. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 26, p. 342-353, 2002.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, A.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, Washington, v. 309, p. 570-574, 2005.

FOLLY, A.; BRONSVELD, M.C.; CLAVAUX, M. A knowledge-based approach for C-factor mapping in Spain using Landsat TM and GIS. **International Journal of Remote Sensing**, London, v. 17, p. 2401-2415, 1996.

FOSTER, G.R.; WISCHEMEIER, W.H.; Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. **Transactions of American Society of Agricultural Engineering**, St. Joseph, v. 17, p. 305–309, 1974.

FU, B.J.; ZHAO, W.W.; CHEN, L.D.; ZHANG, Q.J.; LU, Y.H.; GULINCK, H.; POESEN, J. Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: a case study in the loess plateau of china. **Land Degradation Development**, New York, v. 16, p. 73–85, 2005.

HICKMANN, C.; ELTZ, F.L.F.; CASSOL, E.A.; COGO, C.M. Erosividade das chuvas em Uruguaiana, RS, determinada pelo índice EI_{30}, com base no período de 1963 a 1991. **Revista Brasileira de Ciência de Solo,** Viçosa**,** v. 32, p. 825-831, 2008**.**

HUSSAIN, I.; OLSON, K.R.; EBEHAR, S.A. Impacts of tillage and no-till on production of maize and soybean on an eroded Illinois silt loam soil. **Soil and Tillage Research**, London, v. 52, p. 37-49, 1999.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo agropecuário 1985**. Rio de Janeiro: IBGE, 1985. 660 p. (Rio Grande do Sul, 24).

_____. **Censo agropecuário 1995/96**. Rio de Janeiro: IBGE, 1996. 1 CD-ROM.

_____. **Malha municipal do Brasil 1997**. Rio de Janeiro: IBGE, 1997. 1 CD-ROM.

_____. **Malha municipal digital 2005**. 2005. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default_prod.shtm#MAPAS>. Acesso em: 03 nov. 2009.

_____. **Censo agropecuário 2006**. 2006. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/.> Acesso em: 28 out. 2009.

IRVEM, A.; TOPALOGLU, F.; UYGUR, V. Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey. **Journal of Hydrology,** Amsterdam, v. 336, p. 30-37, 2007.

JACOBS, G.A.; ROLOFF, G.; BISCAIA, R.C.M.; MERTEN, G. Erosividade da chuva correlacionada com perdas de solo de dois Latossolos Vermelho escuros (texturas argilosa e média): uma aproximação do fator erodibilidade do solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10., Florianópolis, 1994. **Resumos...** Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1994. p. 170-171.

LAL, R. Soil degradation by erosion. **Land Degradation and Development**, New York, v. 12, p. 519-539, 2001.

_____. Soils and sustainable agriculture. a review, **Agronomy for Sustainable Development**, Versailles, v. 28, p. 57-64, 2008.

_____. Soils and world food security. **Soil and Tillage Research**, London, v. 102, p. 1-4, 2009.

LANDERS, J. How and why the Brazilian zero tillage explosion occurred. In: SCOTT, D.E.; MOHTAR, R.H.; STEINHARDT, G.C. (Ed.). **Sustaining the global farm**. Purdue: Purdue University; USDA, ARS, National Soil Erosion Research Laboratory, 2001. p. 29-39.

LANT, C.L.; KRAFT, S.E.; BEAULIEU, J.; BENNETT, D.; LOFTUS, T.; NICKLOW, J. using GIS-based ecological-economic modeling to evaluate policies affecting agricultural watersheds. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 55, p. 467-484, 2005.

LEVIEN, R.; COGO, N.P. Erosão na cultura do milho em sucessão à aveia preta e pousio descoberto, em preparo convencional e plantio direto, com tração animal e tratorizada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p. 683-692, 2001.

LEVIEN, R.; COGO, N.P.; ROCKENBACH, C.A. Erosão na cultura do milho em diferentes sistemas de cultivo anterior e métodos de preparo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 14, p. 73-80, 1990.

LIMA, J.E.F.W.; SILVA, E.M.; EID, N.J.; MARTINS, E.S.; KOIDE, S.; REATTO, A. Desenvolvimento e verificação de métodos indiretos para a estimativa da erodibilidade dos solos da bacia experimental do Alto Rio Jardim – DF. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 8, p. 23-36, 2007.

LONGLEY, P.A.; GOODCHILD, M.F.; MAGUIRE, D.J.; RHIND, D.W. **Geographic Information Systems and science**. Chichester: John Wiley, 2005. 454 p.

LOPES, P.R.C.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Eficácia relativa de tipo e quantidade de resíduos culturais espalhados uniformemente sobre o solo na redução da erosão hídrica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 11, p. 71-75, 1987.

MANNIGEL, A.R.; CARVALHO, M.P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L.R. Fator erodibilidade e tolerância de perda de solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, p. 1335-1340, 2002.

MARGOLIS, E. Determinação dos fatores da equação universal de perdas de solo para as condições de Caruaru-PE. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 9, p. 165-169, 1985.

MARQUES, J.J.G.S.M.; ALVARENGA, R.C.; CURI, N.; SANTANA, D.P.; SILVA, M.L.N. Índices de erosividade da chuva, perdas de solo e fator erodibilidade para dois solos da região dos cerrados - primeira aproximação. **Revista Brasileira de Ciência de Solo,** Viçosa, v. 21, p. 427-434, 1997a.

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 textural no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência de Solo,** Viçosa, v. 21, p. 447-456, 1997b.

MARTINELLI, L.A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications,** Washington, v. 18, p. 885-898, 2008.

MARTINS, D.; CASSOL, E.A.; ELTZ, F.L.F.; BUENO, A.C. Erosividade e padrões hidrológicos das chuvas de Hulha Negra, Rio Grande do Sul, Brasil, com base no período de 1956 a 1984. **Pesquisa Agropecuária Gaúcha**, Porto Alegre, v. 15, p. 29-38, 2009.

MARTINS, S.G.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; FONSECA, S.; MARQUES, J.J.G.S.M.; SILVA, M.L.N. Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na região de Aracruz (ES). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 395-403, 2003.

MARTINS FILHO, M.V.; PEREIRA, V.P. Influência da compactação do solo nas perdas por erosão e na sua erodibilidade. **Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 8, p. 39-45, 1993.

MAZURANA, J.; CASSOL, E.A.; SANTOS, L.C.; ELTZ, F.L.; BUENO, A.C. Erosividade, padrões hidrológicos e período de retorno das chuvas erosivas de Santa Rosa (RS). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental,** Campina Grande, v. 13, p. 975–983, 2009.

McCOOL, D.K.; BROWN, L.C.; FOSTER, G.R.; MUTCHLER, C.K.; MEYER, L.D. Revised slope stepness factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, St. Joseph, v. 30, p. 1387-1396, 1987.

MERRITT, W.S.; LETCHER, R.A.; JAKEMAN, A.J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling & Software**, Camberra, v. 18, p. 761-799, 2003.

MICROIMAGES. **TNT-MIPS**: scientific software – the map and image processing system; version 7.2. Washington, 2008.

MICROSOFT. **Microsoft Office System**. São Paulo, 2007. 1 CD-ROM.

MIRANDA, E.E. (Coord.). **Brasil em relevo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>. Acesso em: 22 jun. 2008.

MORENO, J.A. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura do Estado do Rio Grande do Sul, 1961. 42 p.

NOGUEIRA, F.P. **Uso agrícola sustentado das terras do município de Vera Cruz, SP**: proposta metodológica. 2000. 84 p. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) – Instituto de Geociência e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2000.

PEDRO, F.G.; LORANDI, R. Potencial natural de erosão na área periurbana de São Carlos-SP. **Revista Brasileira de Cartografia**, São Carlos, v. 56, p. 28-33, 2004.

PIRES, L.S.; BRITO, L.F.; CURI, N.; LEITE, F.P.; SILVA, M.L.N. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na região centro-leste de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, p. 687-695, 2006.

PROCHNOW, D.; CASTRO, O.M.; DECHEN, S.C.F.; DE-MARIA, I.C.; VIEIRA, S.R. Razão de perdas de terra e fator c da cultura do cafeeiro em cinco espaçamentos, em Pindorama (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 91-98, 2005.

RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; WEESIES, G.A.; McCOOL, D.K.; YODER, D.C. (Coord.). **Predicting soil erosion by water:** a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington: USDA, ARS, 1997. 328 p. (Agricultural Handbook, 703).

RIGHES, A.A.; DENARDIN, J.E.; NISHIJIMA, T. Mulching vertical e enxurrada no plantio direto da soja. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 14., 2002, Cuiabá. **Anais...** Cuiabá: UFMT, 2002. p. 124.

RIGHETTO, A.M. **Hidrologia e recursos hídricos**. São Carlos: USP, EESC, 1998. 819p.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria da Coordenação e Planejamento. **Atlas socioeconômico do Rio Grande do Sul.** 2. ed. Porto alegre, 2002. Disponível em: http://www.scp.rs.gov.br/atlas/. Acesso em: 18 fev. 2010.

RUFINO, R.L.; BISCAIA, R.M.; HENKLAIN, J.C. Influência das práticas de manejo e cobertura vegetal do cafeeiro nas perdas de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Viçosa, v. 9, p. 277-280, 1985.

SÁ, M.A.C.; LIMA, J.M.; CURI, N.; MASSAROTO, J.A.; MARQUES, J.J.G.S.M. Estimativa da erodibilidade pela desagregação por ultra-som e atributos de solos com Hz Bt. **Pesquisa Agropecuária Brasileira***,* Brasília, v. 39, p. 691-699, 2004.

SANTOS, C.N. **El niño, la niña e a erosividade das chuvas no estado do Rio Grande do Sul**. 2008. 138 p. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2008.

SANTOS, D.; CRUZ-FILHO, A.B.; CURI, N.; EVANGELISTA, A.R.; FERREIRA, M.M.; TEIXEIRA, W.G. Perdas de solo e produtividade de pastagens nativas melhoradas sob diferentes práticas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 33, p. 183-189, 1998.

SARAIVA, O.F.; COGO, N.P.; MIELNICZUK, J. Erosividade das chuvas e perdas por erosão em diferentes manejos de solo e coberturas vegetais em solo Laterítico Bruno Avermelhado distrófico: resultados do primeiro ano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 16, p. 121-128, 1981.

SAS INSTITUTE. **The SAS System**: release 9.2, TS Level 2MO. Cary, 2008. 202 p.

SCHÄFER, M.J.; REICHERT, J.M.; REINERT, D.J.; CASSOL, E.A. Erosão em entressulcos em diferentes preparos e estados de consolidação do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p. 431-441, 2001.

SCHICK, J. **Erosão hídrica em Cambissolo Húmico álico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo**. 1999. 114 p. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages,1999.
SCHULLER, P.; WALLING, D.E.; SEPÚLVEDA, A.; CASTILLO, A.; PINO, I. Changes in soil erosion associated with the shift from conventional tillage to a no-tillage system, documented using ^{137}Cs measurements. **Soil & Tillage Research,** London, v. 94, p. 183–192, 2007.

SILVA, A.M.; ALVARES, C.A. Levantamento de informações e estruturação de um banco de dados sobre a erodibilidade de classes de solos no Estado de São Paulo. **Geociências**, Rio Claro, v. 24, p. 33-41, 2005.

SILVA, I.F.; ANDRADE, A.P.; CAMPOSFILHO, O.R. Erodibilidade de seis solos do semiárido paraibano obtida com chuva simulada e método nomográfico. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 10, p. 283-287, 1986.

SILVA, I.F.; ANDRADE, A.P.; CAMPOS-FILHO, O.R.; OLIVEIRA, F.A.P. Efeito de diferentes coberturas vegetais e práticas conservacionistas no controle da erosão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 10, p. 289-292, 1986.

SILVA, M.L.N. **Erosividade da chuva e proposição de modelos para estimar a erodibilidade de Latossolos brasileiros**. 1997. 154 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras. 1997.

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

SILVA, M.L.N.; FREITAS, P.L.; BLANCANEUAX, P.; CURI, N.; LIMA, J.M. Relação entre parâmetros da chuva e perdas de solo e determinação da erodibilidade de um Latossolo Vermelho Escuro em Goiânia (GO). **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 21, p. 131-137, 1997.

SILVA, R.M.; PAIVA, F.M.; SANTOS, C.A.G. Análise do grau de erodibilidade e perdas de solo na bacia do rio Capiá baseado em SIG e sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 2, p. 26-40, 2009.

SILVA, V.C. Estimativa da erosão atual da bacia do rio Paracatu (MG/GO/DF). **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Gioânia, v. 34, p.147-159, 2004.

SIVERTUN, A.; PRANGE, L. Non-point source critical area analysis in the Gisselo¨ watershed using GIS. **Environmental Modelling & Software**, Camberra, v. 18, p. 887–898, 2003.

SPAROVEK, G.; BACCHI, O.O.S.; De MARIA, I.C.; RANIERI, S.B.L.; SCHNUG, E. Comparison of three water erosion prediction methods (137Cs, WEPP, USLE) in south-east brazilian sugarcane production. **Tropenlandwirt**, Witzenhausen, v. 101, p.107-118, 2000.

SPAROVEK, G.; BARRETTO, A.G.O.P.; BERNDES, G.; MARTINS, S.; MAULE, R.F. environmental, land-use and economic implications of Brazilian sugarcane expansion 1996-2006. **Mitigation and adaptation strategies to global change**, Dordrecht, v. 14, p. 285-298, 2008.

SPAROVEK, G.; BERNDES, G.; EGESKOG, A.; FREITAS, F.L.M.; GUSTAFSSON, S.; HANSSON, J. Sugarcane ethanol production in Brazil: an expansion model sensitive to socioeconomic and environmental concerns. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, London, v. 1, p. 270-282, 2007.

STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SCHNEIDER, P.; GIASSON, E.; PINTO, L.F.S. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2 ed. Porto Alegre: EMATER/RS-ASCAR, 2008. 222p.

VEIGA, M.; CABEDA, M.S.V.; REICHERT, J.M. Erodiblidade em entressulcos de solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 17, p. 121-128, 1993.

VIEIRA, M.J.; COGO, N.P.; CASSOL, E.A. Perdas por erosão em diferentes sistemas de preparo do solo, para a cultura da soja em condições de chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 2, p. 209-214, 1979.

WANG, G.; WENTE, S.; GERTNER, G.Z.; ANDERSON, A. Improvement in mapping vegetation cover factor for the universal soil loss equation by geostatistical methods with Landsat Thematic Mapper images. **International Journal of Remote Sensing**, London, v. 23, p. 3649–3667, 2002.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning.** Washington: USDA, 1978. 58 p. (Agricultural Handbook, 537).

YOSHINO, K.; ISHIOKA, Y. Guidelines for soil conservation towards integrated basin management for sustainable development: A new approach based on the assessment of soil loss risk using remote sensing and GIS. **Paddy Water Environment**, Berlin, v. 3, p. 235–247, 2005.

APÊNDICES

APÊNDICE A

Tendo em vista a aplicabilidade da equação da RUSLE quando há poucos dados disponíveis, a equação foi aplicada para a base de solos amostrados do RADAM (BENEDETTI et al., 2008) a fim de obter valores representativos dos solos existentes também no Rio Grande do Sul. Ao todo, 5437 perfis de solo tiveram seu fator K calculado e organizado em nível de Ordem. Ainda que considerando a base de perfis e o mapa de solos de mesma fonte (RADAM), a identificação do solo no ponto de coleta não corresponde à classe de solo da mancha em que o ponto está inserido. Logo, não haveria possibilidade de extrapolar dados de pontos para polígonos, mas sim, de atribuir às médias encontradas às classes de solos das manchas.

Concomitantemente, foram procedidas extensas pesquisas bibliográficas de valores de K determinados em condições de campo para solos brasileiros. Tais valores também foram organizados por Ordem de solos. As Tabelas 1 e 2 apresentam a comparação entre os valores obtidos por meio de cálculo e da literatura. Apesar de simples e indicada para casos como o apresentado, o método utilizado não correspondeu ao observado em campo para 202 solos no Brasil. Além disso, a variação entre K dos solos foi subestimada e valores absolutos superestimados com a equação da RUSLE.

Para comparação específica com solos do Rio Grande do Sul (BRASIL, 1973), foram calculadas as erodibilidades de 41 perfis representativos das principais manchas de solo do estado (Tabela 3). Para este grupo de dados, as médias de K apresentaram comportamento distinto dos solos do Brasil, mas ainda assim com variação subestimada em relação aos valores medidos diretamente e consultados na revisão bibliográfica.

Referências

BENEDETTI, M.M.; SPAROVEK, G.; COOPER, M.; CURI, N.; CARVALHO FILHO, A. de. Representatividade e potencial de utilização de um banco de dados de solos do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2591-2600, 2008.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Divisão de Pesquisas Pedológicas. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Rio Grande do Sul.** Recife, 1973. v. 30, 431 p. (Boletim Técnico, 30).

Tabela 1 – Parâmetros estatísticos dos valores de K calculados a partir da bibliografia

Ordem	Proporção	Minimo	1º Quartil	Media	Mediana	3º Quartil	Maximo	Desvpad
Argissolos	30.6931	0.0028	0.0173	0.0258	0.0270	0.0330	0.0510	0.0122
Cambissolos	10.8911	0.0020	0.0138	0.0401	0.0260	0.0389	0.2634	0.0566
Chernossolos	0.9901	0.0023	0.0095	0.0166	0.0166	0.0238	0.0309	0.0202
Espodossolos	1.4851	0.0320	0.0386	0.0455	0.0452	0.0522	0.0592	0.0136
Gleissolos	2.9703	0.0130	0.0207	0.0370	0.0371	0.0535	0.0610	0.0204
Latossolos	28.2178	0.0010	0.0090	0.0162	0.0160	0.0212	0.0542	0.0100
Luvissolos	3.9604	0.0040	0.0075	0.0198	0.0191	0.0290	0.0420	0.0140
Neossolos	7.9208	0.0190	0.0351	0.0419	0.0415	0.0475	0.0645	0.0110
Nitosolos	4.4554	0.0078	0.0096	0.0180	0.0190	0.0237	0.0320	0.0090
Organossolos	0.4950	0.0610	0.0610	0.0610	0.0610	0.0610	0.0610	
Planossolos	3.4653	0.0097	0.0161	0.0344	0.0410	0.0505	0.0570	0.0203
Plintossolos	1.9802	0.0120	0.0120	0.0275	0.0215	0.0370	0.0550	0.0204
Vertissolos	2.4752	0.0060	0.0156	0.0330	0.0369	0.0421	0.0646	0.0231

Tabela 2 – Parâmetros estatísticos dos valores de K calculados a partir da RUSLE

Ordem	Proporção	Mínimo	quartil 1	Média	mediana	quartil 3	Máximo	DesvPad
Argissolo	29.6140	0.0060	0.0342	0.0367	0.0385	0.0411	0.0439	0.0061
Cambissolo	7.0862	0.0223	0.0368	0.0392	0.0408	0.0428	0.0439	0.0046
Chernossolo	1.5512	0.0256	0.0359	0.0383	0.0393	0.0418	0.0438	0.0046
Espodossolo	0.9342	0.0077	0.0212	0.0298	0.0313	0.0383	0.0438	0.0099
Gleissolo	3.8604	0.0060	0.0311	0.0347	0.0361	0.0404	0.0439	0.0067
Latossolo	25.8417	0.0060	0.0299	0.0349	0.0381	0.0416	0.0439	0.0085
Luvissolo	2.1153	0.0247	0.0376	0.0394	0.0401	0.0422	0.0438	0.0036
Neossolo	13.6083	0.0060	0.0252	0.0326	0.0348	0.0418	0.0439	0.0100
Nitossolo	4.6360	0.0158	0.0262	0.0318	0.0326	0.0379	0.0438	0.0073
Organossolo	0.2115	0.0060	0.0217	0.0289	0.0306	0.0393	0.0420	0.0118
Planossolo	4.3363	0.0060	0.0340	0.0366	0.0388	0.0415	0.0439	0.0066
Plintossolo	5.2001	0.0201	0.0361	0.0386	0.0400	0.0422	0.0439	0.0046
Vertissolo	1.0048	0.0188	0.0298	0.0356	0.0386	0.0421	0.0439	0.0076

Tabela 3 – Parâmetros estatísticos dos valores de K calculados a partir do Boletim 30 (RS)

Ordem	Proporção	Mínimo	Média	Máximo	DesvPad
Argissolo	34.1463	0.0306	0.0390	0.0421	0.0033
Cambissolo	4.8780	0.0317	0.0340	0.0363	0.0033
Chernossolo	17.0732	0.0321	0.0385	0.0425	0.0038
Gleissolo	4.8780	0.0338	0.0375	0.0412	0.0052
Latossolo	9.7561	0.0170	0.0273	0.0434	0.0113
Luvissolo	2.4390	0.0438	0.0438	0.0438	
Neossolo	9.7561	0.0407	0.0420	0.0439	0.0014
Nitossolo	2.4390	0.0258	0.0258	0.0258	
Organossolo	2.4390	0.0419	0.0419	0.0419	
Planossolo	7.3171	0.0399	0.0407	0.0419	0.0010
Plintossolo	2.4390	0.0437	0.0437	0.0437	
Verrtissolo	2.4390	0.0244	0.0244	0.0244	

APÊNDICE B

Desde a disponibilização das imagens de radar do projeto SRTM para a América do Sul com resolução de 90m, uma série de estudos de aplicação desta base em modelagens espaciais para grandes áreas foram publicados. Apesar de não permitir análises pormenorizadas, por exemplo, de zonas urbanas e vegetação ripária, os modelos gerados a partir destas imagens possibilitaram o desenvolvimento e avaliação de novos métodos de determinação de drenagens de bacias hidrográficas e dados de entrada em modelos de predição. Uma forte limitação do SRTM no estudo de bacias se dá na alocação dos rios em relevos de várzea ou baixada, onde pode ocorrer inundação (LEYTON, 2009). Nessas áreas, tanto a confluência como a própria localização dos cursos é problemática, gerando erros que impossibilitam a utilização dos resultados sem cuidadosa revisão.

Com a disponibilidade de dados de elevação com resolução de 30m pelo programa nipo-americano ASTER – Global Digital Elevation Model (GDEM, 1999), tais erros poderiam ser revertidos em maior acurácia. Entretanto, erros foram potencializados no teste feito com o Rio Grande do Sul. Conforme afirmado por Bolch, Kamp e Olsenholler (2005), apesar de melhor resolução horizontal, o GDEM tem pior resolução vertical em comparação ao SRTM, com erros de até 20m de altitude. Dessa forma, a continuidade dos cursos d’água entre grandes rios é prejudicada, gerando polígonos isolados dentro das bacias. Abaixo exemplo observado na bacia do rio Uruguai, na divisa entre os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina.

A avaliação da qualidade na determinação de drenagens para o GDEM demonstrou que este não pode ser utilizado para o Rio Grande do Sul, principalmente pela grande diversidade de paisagens abrangidas no estado. A presença de grandes rios e de extensas áreas frequentemente alagadas, como a região das lagoas e produtoras de arroz, repercutem negativamente na credibilidade dos dados gerados (Figura 1).

Referências

BOLCH, T.; KAMP, U.; OLSENHOLLER, J. Using ASTER and SRTM DEMs for studying geomorphology and glaciation in high mountain areas. In: OLUIC, M. (Ed.). **New strategies for European remote sensing**. Rotterdam: Millpress, 2005. chap. 12, p. 119-127.

LEYTON, K. **Dinâmica de florestas nativas em áreas de expansão de eucalipto no Estado de São Paulo**, 2008. 81 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

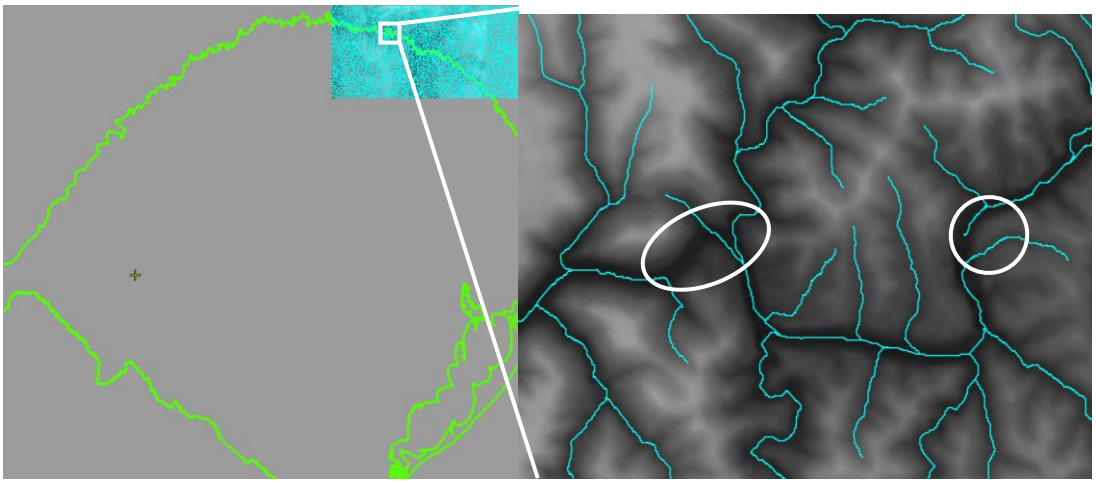

Figura 1 – Detalhe de erro na determinação dos cursos dos rios pela imagem de radar GDEM