

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA**  
**FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS**  
**CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**EROSÃO DO SOLO COM O USO DE TERRAÇOS EM**  
**CONDIÇÕES DE EVENTOS EXTREMOS DE PRECIPITAÇÃO**

PEDRO HENRIQUE ATANES

Jaboticabal – SP

2024

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS  
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**EROSÃO DO SOLO COM O USO DE TERRAÇOS EM  
CONDIÇÕES DE EVENTOS EXTREMOS DE PRECIPITAÇÃO**

**PEDRO HENRIQUE ATANES**

**Orientador: Dr. Marcílio Vieira Martins Filho**

**Trabalho apresentado à Faculdade  
de Ciências Agrárias e Veterinárias  
- UNESP, Câmpus de Jaboticabal,  
para graduação em ENGENHARIA  
AGRONÔMICA.**

**Jaboticabal – SP**

**2024**

|       |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
|-------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| A862e | <p>Atanes, Pedro Henrique</p> <p>Erosão do Solo com o uso de terraços em condições de eventos extremos de precipitação / Pedro Henrique Atanes. -- Jaboticabal, 2024</p> <p>63 p. : tabs., mapas</p> <p>Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Engenharia Agrônômica) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal</p> <p>Orientador: Marcílio Vieira Martins Filho</p> <p>1. Solos conservação. 2. Erosão do solo. 3. Terraços. 4. Água Conservação. 5. Geoprocessamento. I. Título.</p> |
|-------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA  
CÂMPUS DE JABOTICABAL



DEPARTAMENTO: Ciência do Solo

## CERTIFICADO DE APROVAÇÃO TRABALHO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA

TÍTULO : EROÇÃO DO SOLO COM O USO DE TERRAÇOS EM CONDIÇÕES DE  
EVENTOS EXTREMOS DE PRECIPITAÇÃO

ACADÊMICO: Pedro Henrique Atanes

CURSO: Engenharia Agrônômica

ORIENTADOR (ES):

Prof. Dr. Márcilio Vieira Martins Filho

Aprovado e corrigido de acordo com as sugestões da Banca Examinadora

### BANCA EXAMINADORA:

(Nomes)

(Assinaturas)

Presidente Dr. Márcilio Vieira Martins Filho



Documento assinado digitalmente  
MARCILIO VIEIRA MARTINS FILHO  
Data: 17/05/2024 11:37:20-0300  
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Membro Dr<sup>a</sup>. Priscila de Miranda Barbosa



Documento assinado digitalmente  
PRISCILA DE MIRANDA BARBOSA  
Data: 17/05/2024 17:56:42-0300  
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Membro MSc. Felipe Del Massa Martins



Documento assinado digitalmente  
FELIPE DEL MASSA MARTINS  
Data: 20/05/2024 14:30:59-0300  
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Jaboticabal 17 / 05 / 2024

Aprovado em reunião do Conselho do Departamento em: 28 / 05 / 2024

Chefe do Departamento

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pelas oportunidades que ele me proporcionou durante minha vida, e por ter me guiado nos melhores caminhos com foco e determinação.

A minha família por sempre acreditar em mim e me criar da melhor forma possível, sempre me ensinando a encarar os desafios e propagar a bondade, refletindo diretamente no que sou hoje. Ao meu professor, Marcílio Vieira Martins

Filho, que me orientou nesse trabalho, sempre com maior dedicação e atenção, superando a barreira da distância, e por lecionar da melhor forma a matéria que me fez criar interesse pela área de manejo e conservação dos solos, onde eu tomei como base para criação desse trabalho, e quero me aperfeiçoar cada vez mais. A UNESP -

Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias e seus colaboradores, pela estrutura e preparo técnico para proporcionar qualidade na formação acadêmica de cada aluno e nos preparar para o mercado de trabalho.

A República Filomena, lugar onde eu passei 5 excelentes anos da minha vida que me ensinaram a conviver com pessoas, ter a responsabilidade de cuidar de uma casa, abriu portas para estágios em empresas onde os atuais colaboradores já moraram comigo.

A VTA Agrícola, empresa em que estou trabalhando, e me disponibilizou tempo para conclusão do meu trabalho de conclusão de curso.

## EROSÃO DO SOLO COM O USO DE TERRAÇOS EM CONDIÇÕES DE EVENTOS EXTREMOS DE PRECIPITAÇÃO

**RESUMO:** A ocorrência de eventos climáticos extremos, como chuvas intensas com significativo potencial erosivo ao solo têm sido motivo de preocupação devido às mudanças climáticas em várias regiões do planeta. O monitoramento da erosão do solo e dos fatores que a afetam em condições extremas é necessário para reduzir perdas em áreas agrícolas. O objetivo deste estudo foi avaliar a erosão do solo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar, identificando danos ou benefícios associados ao uso de terraços para conservação do solo e da água. Na visualização, gestão, edição, análise de dados georreferenciados e criação de mapas, na avaliação do impacto do uso de terraços na erosão em área agrícola foram utilizados Sistemas de Informações Geográficas (SIG) em conjunto com estimativas da erosão do solo obtidas pela Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE;  $A = RKLSCp$ ). Três métodos foram utilizados para estabelecer os espaçamentos entre terraços, tanto vertical (EV) quanto horizontal: 1) padrão de 5m (EV5); 2) método IAC (EVIAC); 3) método RUSLE (EVRUSLE). Verificou-se que eles propiciam expectativa de erosão (A) abaixo do tolerável (T) de  $7 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  em 12,9%, 95,9% e 98,4%, respectivamente. O não uso de terraços com o cultivo em contorno resulta em  $A < T$  em 50,5% da área, mostrando ser mais eficiente no controle da erosão do que EV5. A associação de métodos como EVIAC e EVRUSLE com SIG é viável e representa uma ferramenta robusta no planejamento do uso de terraços para a conservação do solo e da água.

Palavras-chave: Solos conservação, erosão do solo, terraços, água conservação, geoprocessamento

## SOIL EROSION WITH THE USE OF TERRACES IN CONDITIONS OF EXTREME RAINFALL EVENTS

**SUMMARY:** The occurrence of extreme weather events, such as heavy rainfall with significant soil erosion potential, has been a cause for concern as a result of climate change in various regions of the planet. Monitoring soil erosion and the factors that affect it in extreme conditions is necessary to reduce losses in agricultural areas. The aim of this study was to evaluate soil erosion under conditions of use of agricultural terraces in an area cultivated with sugar cane, in order to identify damage and/or benefits in the use of this soil and water conservation practice. Geographic Information Systems (GIS) were used to visualize, manage, edit, analyze georeferenced data and create maps to assess the impact of the use of terraces on erosion in agricultural areas, associated with soil erosion estimates obtained using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE;  $A = RKLSCp$ ). Three methods were used to establish the spacing between terraces, EV vertical spacing) and  $\lambda$  (horizontal spacing): 1) 5m standard (EV5); 2) IAC method (EVIAC) ; 3) RUSLE method (EVRUSLE). They were found to lead to erosion expectations (A) below the tolerable (T) of 7 t ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> by 12.9%, 95.9% and 98.4%, respectively. Not using terraces with contour cultivation results in  $A < T$  in 50.5% of the area, i.e. it is more efficient at controlling erosion than EV5. The association of methods such as EVIAC and EVRUSLE with GIS is feasible. Combining methods such as EVIAC and EVRUSLE with GIS is viable and represents a robust tool for planning the use of terraces for soil and water conservation.

Keywords: Soil conservation, soil erosion, terraces, water conservation, geoprocessing

## Sumário

|                                                                    |    |
|--------------------------------------------------------------------|----|
| RESUMO:.....                                                       | v  |
| SUMMARY: .....                                                     | vi |
| 1 Introdução .....                                                 | 1  |
| 2 Revisão Bibliográfica .....                                      | 6  |
| 2.1 Importância do terraceamento como prática na agricultura ..... | 6  |
| 2.2 Erosividade (fator R) .....                                    | 9  |
| 2.3 Erodibilidade do solo (fator K) .....                          | 11 |
| 2.4 Fator topográfico (fator LS).....                              | 13 |
| 2.5 Fator cobertura vegetal e manejo do solo (fator C) .....       | 14 |
| 2.6 Fator práticas conservacionistas (P) .....                     | 16 |
| 3 Material e Métodos .....                                         | 25 |
| 4 Resultados e Discussão .....                                     | 35 |
| 4.1 Fator erosividade (R) .....                                    | 29 |
| 4.2 Fator erodibilidade (K) .....                                  | 31 |
| 4.3 Fator topográfico (LS) .....                                   | 40 |
| 4.4 Fator cobertura vegetal e manejo do solo (C) .....             | 42 |
| 4.5 Fator práticas conservacionistas (P) .....                     | 43 |
| 4.6 Expectativa de erosão na Fazenda São Domingos .....            | 45 |
| 5 Conclusões .....                                                 | 42 |
| 6 Literatura Citada .....                                          | 44 |

## 1 INTRODUÇÃO

A erosão hídrica é um dos principais fatores responsáveis pela degradação dos solos, principalmente em países tropicais como o Brasil, onde o regime de chuvas é intenso e concentrado em alguns meses do ano, intercalado entre períodos de seca (Almeida, 2018). As chuvas possuem um alto potencial erosivo, pois a partir do escoamento superficial pela água da enxurrada, há desagregação, transporte e deposição de partículas de solo (Dechen et al., 2015).

O processo de degradação pela chuva pode ainda ser agravado de acordo com inclinação do relevo, e devido aos solos rasos e à ausência de cobertura vegetal permanente. Como na agricultura, onde há um uso frequente de técnicas de desnudamento para fins de cultivo, deixando o solo desprotegido contra a chuva (De Almeida et al., 2010).

Dentre as consequências do processo de erosão hídrica na agricultura, cita-se o depauperamento acelerado da fertilidade do solo e a perda da produtividade ao longo do tempo, além da poluição e assoreamento de cursos d'água, causada por partículas sólidas do solo, defensivos agrícolas, matéria orgânica e fertilizantes transportados pelas enxurradas (Panachuki et al., 2006; Bertol et al., 2007; Bertoni e Lombardi Neto, 2017). Também há pressão pela expansão de novas fronteiras agrícolas, o que leva ao crescimento do desmatamento (Back et al. 2021).

Os graves problemas de degradação causados pela erosão do solo, em ambientes agrícolas, tornaram necessárias a adoção de medidas planejadas para controlar o problema, uma vez que a erosão é uma das principais ameaças para o desenvolvimento sustentável e para a manutenção da capacidade produtiva da agricultura (Pimentel et al., 1995; Machado e Wadt, 2021). A erosão implica em

aumento de custos de produção, e dessa forma a mensuração da erosão torna-se uma medida importante para compreensão da importância da conservação do solo para a sustentabilidade das atividades agropecuárias (Telles et al., 2011).

A mensuração da erosão é crucial na agricultura, especialmente em ambientes tropicais como o Brasil, onde chuvas intensas e concentradas são propícias para a erosão hídrica. O controle efetivo da erosão torna-se vital para garantir o desenvolvimento sustentável e a manutenção da capacidade produtiva da agricultura. A erosão não apenas implica em aumentos de custos de produção, mas também está diretamente relacionada ao depauperamento da fertilidade do solo, perda de produtividade ao longo do tempo e poluição de cursos d'água.

Autores como Wischmeier e Smith (1978), Lal (2000) e Back et al. (2021) relatam que a Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) é um modelo desenvolvido para estimar a perda de solo com o escoamento superficial, a qual possibilita determinar a perda média anual de terra, provocada pela erosão hídrica, em função do produto do potencial erosivo da chuva (fator R), susceptibilidade do solo à erosão (fator K), topografia do terreno (comprimento e declividade de rampa - fator LS), cobertura vegetal e manejo de solo (fator C) e práticas conservacionistas (fator P).

Os resultados da EUPS evidenciam a relação existente entre o potencial erosivo das chuvas e a topografia como motrizes da energia que provoca a erosão hídrica, e as práticas de manejo e conservação como barreiras que dissipam essa energia (Back et al., 2021). Assim, o controle da erosão está associado à mitigação da energia das enxurradas e do impacto das gotas de chuva sobre os solos, mediante medidas conservacionistas, como os terraços agrícolas (Back et al., 2021).

A prática de terraceamento é uma das mais antigas da agricultura, sabe-se que povos antigos já o faziam há 10000 anos nas encostas íngremes para o cultivo de arroz (Ásia) e o milho (América), embora reconhecida e aperfeiçoada como uma técnica conservacionista muitas décadas depois, a partir de meados de 1850 nos Estados Unidos (Carvalho, 2014). No Brasil, a prática é amplamente difundida e utilizada principalmente a partir dos anos 70.

A técnica consiste na construção de terraços, os quais são estruturas que combinam um dique e um canal, organizados no sentido transversal à declividade do terreno, que desta forma, formam obstáculos físicos que promovem a redução da velocidade do escoamento superficial de água da chuva, e também de comandar o movimento da água na superfície do terreno (Lombardi Neto et al. 1994; Sparovek E Silva, 1997).

O terraceamento agrícola desempenha um papel crucial na preservação do solo e na redução das perdas por erosão hídrica, especialmente em áreas de cultivo de cana-de-açúcar. Embora seja uma técnica amplamente adotada, surge uma preocupação significativa em relação à eficiência do corte mecanizado quando os terraços são implementados, especialmente quando o traçado reto e longo nas linhas de cultivo é essencial para esse processo.

Uma abordagem para mitigar esse conflito pode envolver a adoção de técnicas de manejo específicas. Por exemplo, pode-se considerar a implementação de técnicas de terraceamento adaptadas, como terraços em curvas de nível, que oferecem uma solução intermédia entre a conservação do solo e a praticidade do corte mecanizado. Além disso, a utilização de tecnologias avançadas, como sistemas de GPS para orientar máquinas agrícolas, pode ajudar a minimizar os

impactos negativos do traçado reto e longo nas linhas de cultivo, ao mesmo tempo em que mantém a eficiência do processo de colheita.

Outra abordagem seria o desenvolvimento de equipamentos de colheita adaptados aos terraços, que possam operar eficientemente em terrenos ondulados sem comprometer a estrutura do solo. Investir em pesquisa e desenvolvimento nessa área pode fornecer soluções inovadoras que conciliam a eficiência operacional com a conservação do solo, promovendo assim a sustentabilidade da agricultura de cana-de-açúcar e de outros cultivos em terras em declive.

Em resumo, alinhar a eficiência do corte mecanizado com a conservação do solo em áreas de cultivo de cana-de-açúcar requer uma abordagem holística que combine práticas de manejo adaptadas, tecnologias avançadas e inovações em equipamentos agrícolas. Essa integração de soluções pode garantir não apenas a produtividade a longo prazo, mas também a preservação dos recursos naturais essenciais para a agricultura sustentável.

Uma grande questão nas áreas de cultivo de cana-de-açúcar trata da relação uso de terraços e traçados das linhas de cultivo. Para uma grande eficiência no corte mecanizado, o sistema de traçado tem que ser reto e longo acima dos 800 m (Demattê, 2004). Isto se torna um grande empecilho e muitos técnicos têm evitado a construção de terraços ou o fazem com espaçamento vertical (EV) entre eles de 5 m, que é o mais usual em uso pelas usinas sucroenergéticas. Uma grande questão surge neste contexto, segundo Demattê (2004): e a conservação do solo, como fica?

No presente trabalho não é pretensão responder literalmente a pergunta relativa à conservação do solo exposta no parágrafo anterior. Contudo, o objetivo é demonstrar que o uso do terraceamento agrícola, em áreas de cultivo de cana-de-açúcar com elevados índices de erosividade das chuvas e solos muito erodíveis,

pode representar redução significativa nas perdas de solo e nutrientes por erosão hídrica.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 Importância do terraceamento como prática na agricultura**

O terraceamento na agricultura brasileira é destacado pela necessidade de controlar a erosão hídrica, um dos principais processos que contribuem para a degradação do solo. Com solos considerados um recurso estratégico de grande importância socioeconômica, o terraceamento emerge como uma prática antiga e eficiente no controle da erosão, sendo essencial para garantir uma produção sustentável e viável de alimentos no Brasil (Francaviglia et al., 2023). Além disso, em um contexto em que parte dos solos brasileiros está sendo degradada anualmente devido ao manejo inadequado, o terraceamento se torna uma técnica fundamental para diminuir as taxas de erosão a níveis sustentáveis.

Os solos agricultáveis do Brasil podem ser considerados um recurso estratégico de grande importância socioeconômica. No entanto, devido à lenta taxa de formação do solo, este recurso pode ser visto como não renovável. É reconhecido que 32% dos solos do país têm potencial natural para a agricultura e que o Brasil detém cerca de 20% dos solos agricultáveis do mundo (Batista Filho, 2007; IBGE, 2021). Contudo, parte dos solos brasileiros está sendo degradada anualmente em função do manejo inadequado. Uma das principais razões desta degradação do solo é a erosão hídrica.

Segundo Machado e Wadt (2021), a erosão hídrica está entre os mais significativos processos que determinam a degradação das terras na agricultura brasileira, sendo assim a adoção de práticas adequadas para seu controle é um dos grandes desafios para que se tenha uma produção sustentável e viável de alimentos no Brasil. Dessa forma, deve-se buscar técnicas que diminuam as taxas de erosão

para níveis sustentáveis, ou seja, taxas de perdas de solos menores que a capacidade de regeneração do solo e que não comprometa o seu potencial e qualidade para as presentes e futuras gerações (Francaviglia et al., 2023).

O terraceamento é uma prática mecânica muito antiga e eficiente no controle da erosão hídrica. Ele deve ser parte do planejamento de conservação do solo e da água, pois envolve a construção de diques com canal transversal no sentido da maior declividade do terreno (Unger, 2023). Os terraços podem ser designados com uma das seguintes finalidades: 1) reter e infiltrar o volume de água do escoamento superficial, quando configurados em nível; 2) permitir o escoamento lento e controlado do volume superficial da água, especialmente quando se trata de terraços em gradiente (Machado e Wadt, 2021). Os terraços têm eficiência no controle de erosão de terras cultivadas, pois são eficientes quando combinados com outras práticas de manejo do solo e de culturas, tais como a cobertura permanente do solo, a rotação de culturas e o cultivo em contorno (Berntoni e Lombardi Neto, 2017).

O terraceamento foi uma prática de conservação do solo muito empregada no Brasil no período de 1970 a 1990. Entretanto, com base em observações empíricas, explicadas e citadas por Martin (1985), foram largamente difundidas, já que o plantio direto dispensava o terraceamento como prática complementar para o controle de erosão. Dessa forma, desencadearam-se retiradas indiscriminadas de terraços de lavouras conduzidas sob plantio direto na Região Sul do Brasil (Denardin et al., 1990).

A redução das perdas de solo no plantio direto diminuiu a adoção do terraceamento e de outras práticas conservacionistas, como o cultivo em contorno (Ramos et al., 2023, Denardin et al., 2008), e em muitos casos levou à suavização e até à eliminação de terraços já implantados. Entre os fatores apontados para não

aderir aos terraços estão a dificuldade de mecanização e a perda de área ocupada por essas estruturas (De maria, 1999). Em decorrência do plantio direto, o terraceamento passou a ser considerado desnecessário e indiscriminadamente desfeito, levando ainda ao abandono da semeadura em contorno (Denardin et al., 2008).

Na ausência de uma referência para esse cultivo em nível, a adoção da semeadura paralela ao maior comprimento da gleba, independentemente do sentido do declive, tornou-se uma prática generalizada. Segundo Nuernberg (1998), mesmo com todas as premissas do sistema de plantio direto bem conduzidas, existem situações em que a rotação de cultura, manutenção de boa cobertura vegetal e semeadura em contorno não são suficientes para impedir a erosão hídrica nesta situação que o declive e comprimento de rampa são muito elevados, ocorrem enxurradas que desencadeiam o processo erosivo do solo. Essas ressalvas ao sistema de plantio direto são corroboradas por estudos que mostram que no sistema de plantio direto em vários anos seguidos, sem revolvimento do solo e com o trânsito de máquinas, ocorre aumento da densidade do solo e redução da porosidade total, principalmente dos macroporos (Bertol et al., 2004; Drescher et al., 2011). A compactação do solo reduz a capacidade de infiltração e aumenta o escoamento superficial nos eventos de chuvas mais intensas, e dessa forma, produzem perdas de água e solo (Câmara e Klein, 2005).

Bertol et al. (2007) destaca-se que embora o plantio direto tenha reduzido a erosão hídrica, essa ainda representa um sério problema no Brasil. Para Back et al., (2021), mesmo em sistema de plantio direto é necessário o uso de práticas conservacionistas, sendo o terraceamento uma alternativa segura para complementar a proteção do solo. Segundo Back et al. (2021), a eficiência do

sistema de plantio direto em reduzir as perdas de solo estimulou muitos agricultores a remover ou reduzir a quantidade de terraços.

Contudo, a ocorrência de chuvas intensas e erosivas expôs novamente a agricultura às perdas de solo incompatíveis com a produção sustentável. Os autores afirmam que os terraços devem ser mantidos mesmo em sistema de plantio direto, pois esta é uma prática eficiente no controle de erosão, principalmente em anos com maior erosividade de chuvas, dado pelas precipitações com elevada intensidade.

## **2.2 Erosividade (fator R)**

A capacidade da chuva em causar erosão pode ser avaliada por meio da sua erosividade que se fundamenta nas características físicas das chuvas de cada região. No Brasil, poucos são os estudos básicos sobre características físicas das precipitações, e geralmente limitados para um número reduzido de anos (Carvalho et al, 2005).

Para Lal (1994), erosividade é definida como a capacidade que a chuva tem em promover erosão devido à desagregação e transporte das partículas do solo, processos devidos, respectivamente, ao impacto direto das gotas d'água e ao transporte, pelo escoamento superficial da água, das partículas desagregadas. Essa habilidade é atribuída à intensidade da chuva e à distribuição do tamanho de suas gotas, características que afetam a energia cinética com que ela promove a desagregação e o transporte das partículas do solo (Nolêto, 2005). Além de fazer parte da EUPS o fator R (erosividade) pode servir como parâmetro de suporte a trabalhos de extensão e assistência rural (Bertol, 1994), visto que permite definir épocas críticas quanto à erosão, orientando a melhor época para o estabelecimento das práticas de manejo e conservação do solo (Val et al, 1986).

Inúmeros índices de erosividade foram desenvolvidos para uso em estimativas da erosão do solo, como o Ke25, que representa a soma da energia cinética dos segmentos de chuva com intensidade superior a 25 mm h<sup>-1</sup>, e os índices do tipo EImws e EImwm que foram originados a partir da multiplicação da energia cinética total (EC) das chuvas erosivas pela intensidade máxima verificada em qualquer período de “m” minutos consecutivos (Im).

De modo semelhante, os índices do tipo PIm foram calculados, multiplicando a precipitação total ocorrida em cada evento erosivo (P) por Im, PI. Entre os mais utilizados estão aqueles que relacionam erosão do solo com a energia cinética das chuvas, como o índice EI30 que é o produto da energia cinética da chuva pela intensidade máxima ocorrida em qualquer período de 30 minutos consecutivos. Considera-se que esse índice representa, adequadamente, o efeito erosivo do impacto da gota de chuva, bem como o da enxurrada (Lal, 1994).

O índice EI30 mostrou-se um bom estimador da erosividade da chuva e pode continuar sendo utilizado como o fator R da EUPS. O modelo mais conhecido na avaliação da quantidade de perda de solo por erosão é a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS). Este modelo expressa matematicamente todos os fatores que influenciam a erosão do solo, tais como erosividade das chuvas, erodibilidade do solo, topografia e cobertura e manejo do solo (Back, 2023).

O fator de erosividade da chuva (R) é um dos principais fatores do modelo EUPS e ganha importância crescente à medida que os efeitos ambientais das mudanças climáticas se tornaram mais severos (LEE, 2014). A Equação Universal de Perdas do Solo (EUPS) é um modelo empírico para estimativa das perdas de solo por erosão laminar e indicado para pequenas áreas. A EUPS não considera de forma individualizada os processos físicos envolvidos na erosão, como o

desprendimento e o transporte de partículas. Também não considera os processos de deposição de sedimentos e de erosão em voçorocas, que podem levar a subestimativas de perdas de solos (Vanmaercke ET AL., 2021).

Na EUPS a perda de solo é estimada pelo produto de cinco fatores que influenciam a erosão, que são: a erosividade da chuva (fator R), erodibilidade do solo (fator K), relevo (fator LS), cobertura e manejo do solo (fator C) e práticas conservacionistas (fator P). A erosividade da chuva tem importância destacada, pois é o parâmetro que representa a energia cinética que atua para desagregar o solo e para o transporte das partículas pelo escoamento superficial.

A erosão hídrica é considerada um dos maiores problemas verificados no Brasil devido a ocorrências de desmatamentos, que cresceram 22% em 2022 em relação ao mesmo período do ano passado (Carrilho e Machado, 2022), sendo grande parte dessas áreas lugares indevidos, já que são destinadas à reserva, mata ciliar, de encostas e uso agrícola (Cruz, 2002). Desta forma, tais fatores tem contribuído para a instabilidade de áreas de produção agrícola, gerando a necessidade do estabelecimento de manejo do solo adequado e recuperação de extensas áreas degradadas.

### **2.3 Erodibilidade do solo (fator K)**

A erodibilidade é uma propriedade do solo que expressa, quantitativamente, a suscetibilidade do solo ao processo erosivo (Foster, 1982). Essa, é resultante da interação entre suas características físicas, químicas, mineralógicas e biológicas (Bertoni e Lombardi Neto 2017; Amorim et al., 2009). Refletindo a perda diferencial que os solos apresentam quando os demais fatores que influenciam a erosão permanecem constantes, sendo influenciada principalmente por aquelas

características que afetam a capacidade de infiltração e permeabilidade do solo e sua capacidade de resistir ao desprendimento e transporte de partículas pela chuva e enxurrada (Lombardi Neto e Bertoni, 1975).

Segundo Bryan (2000), a erodibilidade apresenta variabilidade temporal e espacial e por isso foi definida como uma variável de longo prazo, ao invés de um índice de resposta em eventos específicos de precipitação. Knapen et al. (2008) em estudo, avaliaram o efeito do plantio direto nas taxas de escoamento e na erodibilidade sob ensaios simulando escoamentos concentrados. Eles concluíram que o efeito do plantio direto sobre as taxas de desagregação do solo é resultado de modificações das propriedades do solo, como aumento de densidade de raízes, as quais afetam a erodibilidade do solo.

Uma das metodologias utilizadas na estimativa da erodibilidade consiste na correlação entre a erosividade da chuva (fator R) e as perdas de solo observadas em parcelas experimentais com chuva simulada. Esta metodologia apresenta a vantagem de agilizar a obtenção de dados importantes a respeito de práticas de manejo do solo e culturas, visando à conservação do solo e da água. A erodibilidade é expressa como a quantidade de solo perdido por unidade do fator R. Adotando a parcela padrão, considera-se que os demais parâmetros da USLE (L, S, C e P) são iguais à unidade, por se tratar da parcela mantida sem cobertura (Wischmeier et al., 1971).

Segundo Albuquerque et al. (2000), a erodibilidade do solo é uma característica utilizada nos planejamentos conservacionistas, especialmente quando áreas agrícolas são utilizadas intensamente. Em termos de conservação do solo, a erodibilidade do solo constitui-se no fator de maior custo e morosidade para

determinação, notadamente no Brasil, em face da extensão territorial e da diversidade edáfica.

Conforme Silva et al. (2009), no Brasil ainda são primários os estudos envolvendo erodibilidade do solo, devido ao atraso na obtenção dos resultados de experimentos com chuva natural. Uma alternativa para tentar mitigar essa questão seria a exploração de métodos mais rápidos, como o uso de tecnologias de sensoriamento remoto, modelos computacionais avançados e automação em experimentos de campo. Algo inversamente proporcional ao atual cenário de investimentos na educação e tecnologias nas universidades brasileiras, já que estamos passando por um recorrente corte de gastos, ocasionando um desincentivo à pesquisa.

Os autores alegam que o conhecimento dos índices de erosividade e de erodibilidade é de grande importância para o planejamento conservacionista, o que contribui para a sustentabilidade dos solos.

## **2.4 Fator topográfico (fator LS)**

Bertoni e Lombardi Neto (1990) afirmaram que o fator LS representa a relação entre um comprimento de rampa qualquer, as perdas de solo para um grau de declive e as perdas em uma parcela unitária com 25 metros de comprimento e 9% de declive. Estas medidas de comparação originaram-se de pesquisas que permitiram representar matematicamente a relação existente entre as perdas de solo e o grau do declive (fator S) e as perdas de solo e o comprimento do declive (fator L). Contudo, ao combinar os elementos L e S é facilitado a resolução da equação para estimar as perdas de solo.

Na prática, considerar os dois elementos como um simples fator topográfico, LS, é mais adequado (Wischmeier e Smith, 1978). Segundo Bertoni e Lombardi Neto (1994) as equações para a determinação do fator LS, para uso em combinações definidas de comprimento e grau de declive, pressupondo que este último seja essencialmente uniforme. Entretanto, para áreas extensas, com grande variabilidade de combinações de comprimento de rampa e declive, a utilização de equações seria um trabalho de execução exaustiva. De acordo com Ranieri et al. (1996), o fator LS é o parâmetro de maior dificuldade de determinação de forma automatizada, devido a EUPS ter sido desenvolvida para glebas homogêneas, não contemplando áreas como uma bacia hidrográfica, tornando viável a implementação do sensoriamento remoto.

Para a obtenção do Modelo Digital de Elevação (MDE) podemos utilizar os dados da Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM) disponíveis no banco de dados USGS Explorer que envolve diversas agências espaciais e países e para obtermos modelagem computacional, podemos usufruir de softwares como o LS Tools em fusão com o SURFER 11, para automatizar e simplificar esse processo desenvolvendo algoritmos de modelagem que considerem a variabilidade do terreno. Utilização das geotecnologias para avaliação do potencial de erosão do solo na bacia hidrográfica é um grande trabalho que exemplifica o uso dessas tecnologias (Frascareli et al., 2023).

## **2.5 Fator cobertura vegetal e manejo do solo (fator C)**

Entre os fatores que compõem a Equação Universal de Perda de Solo, proposta Wischmeier e Smith (1978), o fator cobertura e manejo do solo, também denominado fator C, é um dos mais importantes, ao mesmo tempo que um dos mais

fáceis de ser modificada em período de tempo relativamente curto, possibilitando a redução das perdas de solo (Martins et al., 2010). O fator C representa a relação entre a perda de solo de uma área de solo coberto, sob determinado sistema de manejo e cobertura, e a perda de solo de uma área mantida continuamente descoberta e preparada no sentido do declive.

Algumas variáveis influenciam o valor do fator C, como por exemplo o estágio do ciclo vegetativo da cultura, a capacidade de cobertura do solo pelo dossel das plantas e pelos resíduos culturais, o manejo dos resíduos culturais, o tipo de preparo do solo, o tipo de rotação de culturas (Wischmeier e Smith, 1978; Amaral, 2006). A eficácia dos resíduos culturais, por outro lado, depende de vários fatores, tais como, percentagem de cobertura do solo e tipo, quantidade, forma de manejo e estágio de decomposição dos resíduos (Cogo, 1981)

Do ponto de vista da cobertura do solo pelas plantas, ou por resíduos culturais, o principal ponto de interesse é a acentuada redução da erosão hídrica. A cobertura propicia a redução no impacto direto das gotas de chuva sobre o solo, além de atuar como obstáculo ao escoamento de excedentes hídricos, reduzindo o volume e a velocidade da enxurrada, e consequentemente a erosão hídrica (Franco et al. 2002; Gonçalves 2002). Sem cobertura vegetal sobre a superfície, há total exposição do solo à erosão hídrica (Da Silva e Schulz, 2001).

Outras vantagens como o aumento da infiltração de água, à manutenção do teor adequado de matéria orgânica e seu efeito agregador nas partículas do solo (Martins et al., 2010). Todos estes fatores contribuem para reduzir as taxas de erosão do solo, e de com Vásquez-Méndez et al. (2010), para cada centésimo (0,01) de incremento no fator C, estima-se uma redução nas perdas de solo na ordem de 55 kg ha<sup>-1</sup>.

Pesquisas publicadas comprovam o potencial da cobertura vegetal e do manejo do solo para redução de perdas. Prochnow et al. (2005), demonstram que a redução do espaçamento, e consequente maior cobertura do solo por plantas de café reduziu fortemente a erosão hídrica. Schwamback (2017) evidenciaram que em áreas de recomposição florestal, com alta cobertura do solo, a perda de solo pode ser aproximadamente 148% menor do que em solos degradados de pastagem, e consequentemente sem cobertura.

No entanto, a cobertura do solo por plantas, como uma prática isolada, pode não reduzir as perdas de solo. Por exemplo, em canaviais paulistas, sob elevado fator C, conferido pela cultura e palhada da cana, o uso e manejo inadequado dos solos favorecem a ocorrência de processos erosivos (Corrêa et al., 2016).

## **2.6 Fator práticas conservacionistas (P)**

As práticas conservacionistas, que dentro da EUPS são denominadas como fator P, permitem controlar a erosão por meio da redução da velocidade e da capacidade de transporte da enxurrada (Foster, 1982). Wischmeier e Smith, 1978, estabeleceram que na EUPS, o fator P se refere à relação entre as perdas de solo de uma área sob dada prática de conservacionista de suporte e a perda de solo de uma área sem nenhuma destas práticas. Amaral (2006) apontou que as práticas conservacionistas de suporte são o cultivo em contorno, o cultivo em faixas com rotação de culturas e o terraceamento. De modo geral, práticas conservacionistas envolvem conceitos e práticas de manejo cultural e também do solo, e a eficácia dessas estratégias para redução da erosão hídrica, depende da capacidade de executá-las em conjunto.

Os pesquisadores Eduardo et al. (2013) calcularam e estimaram o fator P, para uma área de Milho em plantio nivelado (prática conservacionista) com uma área de Milho plantando em “morro abaixo” (área sem prática conservacionista), e os resultados indicaram uma redução de 55 % na perda de solo, do milho nivelado em relação ao “morro abaixo”, o que confirma que práticas conservacionistas podem reduzir perdas de solo. Corroborando com os resultados de Albuquerque et al. (2005) que compararam uma área de Palma plantada morro abaixo, como Palma nivelada, e as perdas de solo da Palma morro baixo foram em média 53,8% maiores que plantadas em nível. No entanto, assim como a cobertura do solo por plantas, as práticas conservacionistas não podem atuar como uma prática isolada para reduzir as perdas de solo.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo localiza-se na microbacia do Córrego Seco, que pertence a Bacia Hidrográfica do rio São Domingos que é definida como Unidade Hidrográfica de Caudal de 149 (UHE-149) (IBGE, 2015). região está localizada na fazenda São Domingos, no município de Tabapuã, no noroeste do Estado de São Paulo. Suas coordenadas em UTM (Universal Transversa de Mercator) são as seguintes: longitudes variando de 694000 m E a 703000 m E, e latitudes variando de 7679200 m N a 7674800 m N, no fuso 22 K, com Meridiano Central a 51° WGr (Figura 1a).

O relevo local foi classificado como suave ondulado a ondulado 2 a 10%, (Figura 1b), de acordo com as classes descritas por Barberi et al. (2012). A região está inserida na província geomórfica do Planalto Ocidental Paulista tendo como material de origem as unidades geológicas pertencentes às rochas sedimentares do Grupo Bauru, Formação Adamantina (Sousa, 2023).

O clima local, segundo a classificação de Koppen, é o denominado tropical quente úmido, tipo Aw, com estação seca no inverno e precipitação média anual de 1.318 mm e temperatura média de 22,7 °C. O município de Tabapuã possui um significativo potencial agropecuário, conforme dados da Diretoria Municipal de Agricultura (ALESP, 2018).

A vegetação predominante na região é de caráter secundário, com grande parte do município coberto por esse tipo de vegetação. Além disso, parte da área de estudo é caracterizada como uma zona de transição ecológica entre o Cerrado e a Mata Atlântica, conforme descrito pela ALESP (2018). Mais especificamente, a área de estudo possui um histórico de mais de 23 anos consecutivos de cultivo de cana-

de-açúcar, sendo esta a cobertura vegetal principal durante a condução do experimento.

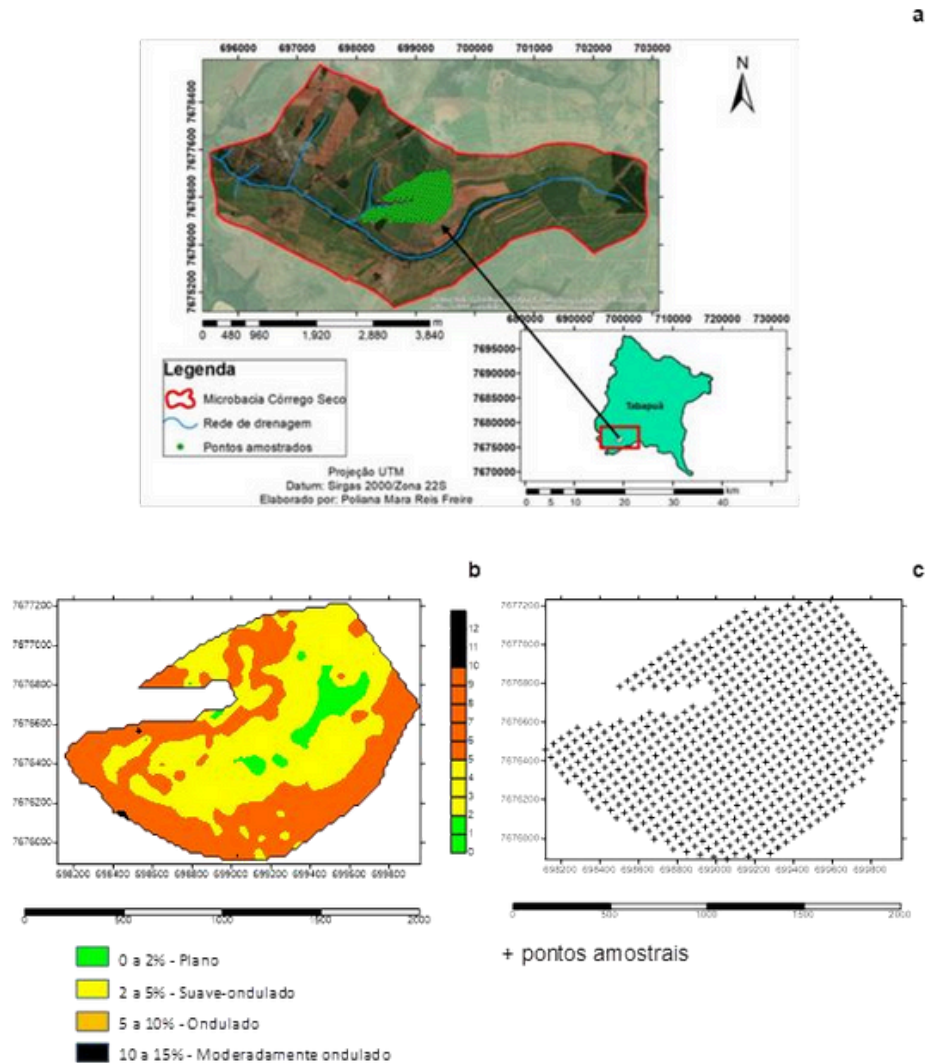


Figura 1. Área experimental na microbacia do Córrego Seco: a) localização; b) classes de declividade do relevo; c) 626 pontos amostrais (Adaptado de Freire, 2020 e Sousa, 2023).

Quanto ao solo, este foi classificado como Argissolo Vermelho eutrófico de textura média/argilosa, de acordo com os critérios estabelecidos por Santos et al.

(2018). Ele apresenta em seu horizonte superficial, 0,00 a 0,20 m, composição granulométrica média com 171 g kg<sup>-1</sup> de argila, 35 g kg<sup>-1</sup> de silte e 796 g kg<sup>-1</sup> de areia total e 1,6 % de Matéria orgânica.

Um conjunto de dados constituído por textura, matéria orgânica e erodibilidade do solo, para a área experimental, foi estabelecido com base nos dados obtidos por Martins Filho (2007) e Sousa (2023), para a obtenção de alguns fatores da Equação Universal de Perdas de Solo Revisada (RUSLE). Uma parte dos dados foi obtida com a utilização de um aparelho de DGPS (Guisardi, 2003), com a locação de cotas altimétricas e o estabelecimento de uma malha, com intervalos regulares de 50 m, perfazendo um total de 626 pontos em uma área de 149 ha (Figura 1c). As amostras de solos foram coletadas na profundidade de 0,0 - 0,2 m em cada um dos 626 pontos amostrais. A análise granulométrica do solo foi realizada pelo método da pipeta, utilizando solução de NaOH 0,1N como dispersante químico e agitação com aparato de alta rotação (12.000 rpm) (Gee e Bauder, 1986). As frações granulométricas foram separadas com base na classificação proposta pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos. O carbono orgânico foi determinado seguindo metodologia da Teixeira et al. (2017).

O modelo de elevação digital (DEM) foi obtido de imagens do sensor PALSAR (a bordo do satélite ALOS) ano 2011, com resolução espacial de 12,5 x 12,5 metros, e georreferenciadas no sistema de coordenadas Datum SIRGAS 2000, no sistema de projeção UTM na zona 22K, hemisfério Sul (ALOS PALSAR, 2022-<https://search.asf.alaska.edu/#/>).

A perda média anual de solo (A) foi estimada com a RUSLE (Equação 1) proposta por Rennard et al. (1997). O produtório dos fatores de erosão foi realizado ponto a ponto amostral, cujos produtos foram processados e, posteriormente,

especializados por krigagem ordinária (KO) utilizando-se o *software* Surfer 11 (Golden Software, 2012): 1) *Grid/Data/Gridding Method/kriging*; 2) *Map/New/Contour Map*.

Na determinação do fator R da RUSLE, foi utilizado o *software* netErosividade SP proposto por Moreira et al. (2006). As coordenadas principais, latitude e longitude, para os 626 pontos amostrais, foram inseridas no programa netErosividade SP para estimar o fator R ponto a ponto.

Após as estimativas dos valores da erosividade ponto a ponto, foi realizada a espacialização dos valores da erosividade na área de estudo pelo método da krigagem ordinária (KO).

Na Figura 2 há uma imagem ilustrativa da interface do usuário do programa computacional netErosividade SP, para estimativa da erosividade da chuva no estado de São Paulo. A erosividade das chuvas foi classificada, segundo Carvalho (2008), como apresentado na Tabela 1.

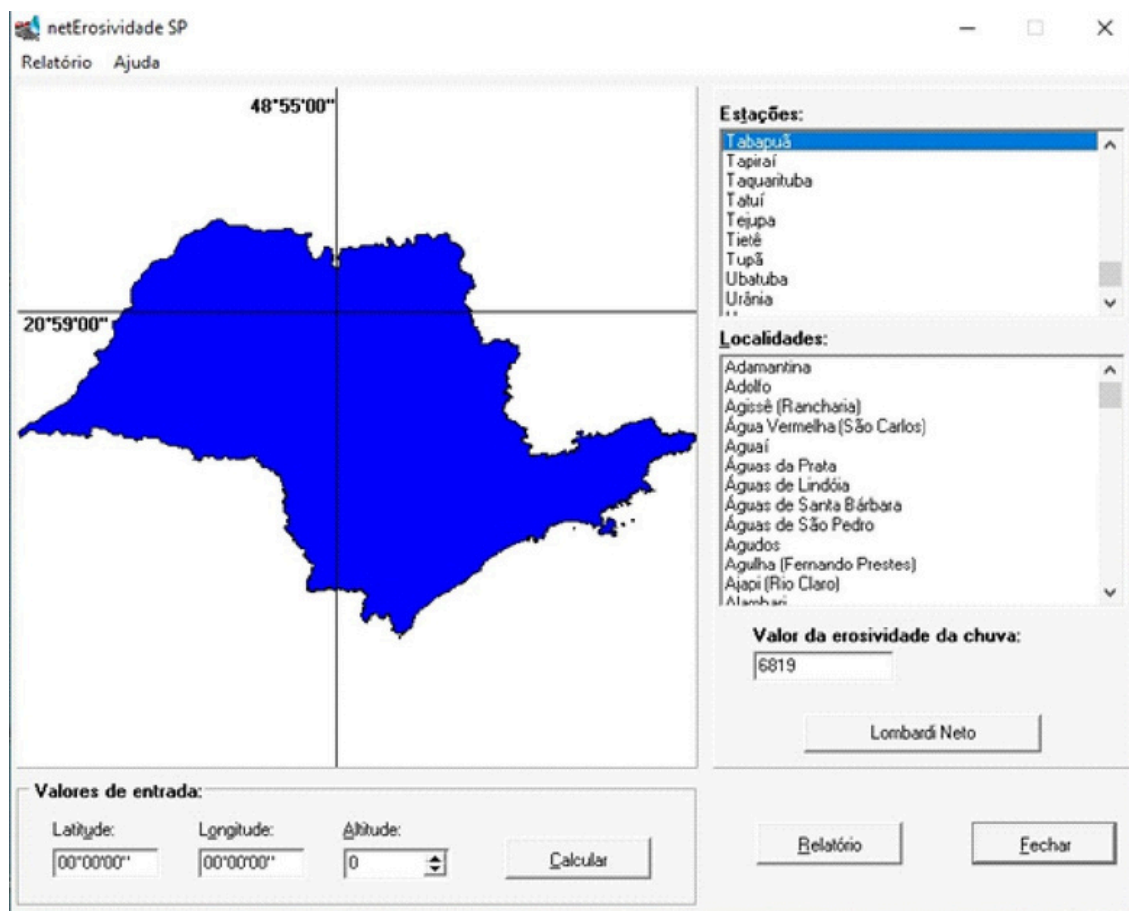


Figura 2. Programa computacional para estimativa da erosividade da chuva no estado de São Paulo.

Tabela 1. Classificação da erosividade das chuvas (fator R).

| Classe       | Fator R (MJ mm ha <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> ) |
|--------------|---------------------------------------------------------------------|
| Baixa        | $R \leq 2452$                                                       |
| Média        | $2452 < R \leq 4905$                                                |
| Média – alta | $4905 < R \leq 7357$                                                |
| Alta         | $7357 < R \leq 9810$                                                |
| Muito alta   | $R > 9810$                                                          |

A erodibilidade do solo (Fator K) foi estimada com a equação proposta por Denardin (1990):

$$K = 0,00000748 \times M + 0,00444806 \times p - 0,0663118 \times DMP + 0,0103057 \times XMO$$

em que, M = Novo silte  $\times$  (Novo silte + Nova areia); p = permeabilidade codificada segundo Wischmeier et al. (1971); DMP = diâmetro médio ponderado das partículas do solo inferiores a 2,00 mm, mm; XMO = (nova areia  $\times$  MO) /100; Novo silte = silte + areia muito fina, %; Nova areia = areia muito grossa + areia grossa + areia média + areia fina, %.

O fator LS é um dos fatores da RUSLE que apresenta relativa complexidade para o seu estabelecimento. No presente trabalho foi utilizado o programa computacional LS\_TOOL versão 3.1 2019 proposto por Van Remortel et al. (2004) e, posteriormente revisado por Zhang et al. (2017). Para preparar o arquivo de entrada de dados no LS\_TOOL foi necessário seguir os seguintes passos: 1) *Download* do digital elevation model (DEM) da área de estudo no *site* do ALOS PALSAR; 2) Transformar o arquivo DEM para ASCII no Arcamp do ArcGis 10.8, tornando-o compatível com o programa LS\_TOOL (Zhang et al., 2013); 3) Inserir o arquivo ASCII no programa LS-TOOL e executá-lo com a configuração demonstrada na Figura 3.

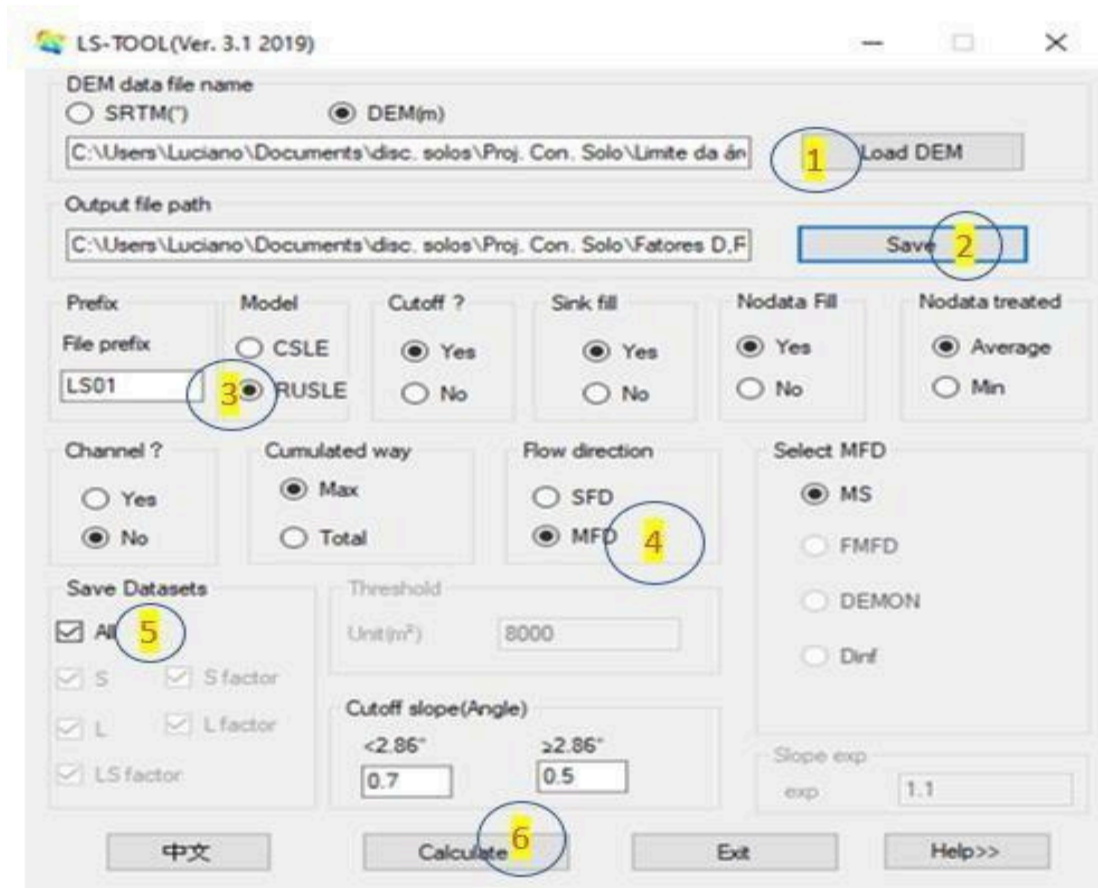


Figura 3. Tela do LS\_TOOL e a configuração utilizada no cálculo do fator LS.

As equações utilizadas para calcular o LS, inclusive com o LS\_TOOL, para uso na RUSLE foram:

$$LS = L \times S \quad (2)$$

$$L = (\lambda / 22,13)m \quad (3)$$

$$m = \beta / (1 + \beta) \quad (4)$$

$$\beta = (\text{sen}\theta) / [3 \times (\text{sen}\theta)0,8 + 0,56] \quad (5)$$

$$S = 10,8 \times \text{sen}\theta + 0,03 \quad \theta < 9\% \quad (6)$$

$$S = 16,8 \times \text{sen}\theta - 0,5 \quad \theta \geq 9\% \quad (7)$$

em que,  $\lambda$  = comprimento de rampa (m),  $m$  = variável função do comprimento e grau de inclinação,  $\beta$  = fator que varia com o gradiente de declive,  $\theta$  = ângulo do declive (o).

O LS foi classificado nas seguintes classes (Bertoni e Lombardi Neto, 2010): muito baixa (< 1); baixa (1 - 2); moderada (2 - 5); alta (5 - 10) e muito alta (> 10). Quando da adoção de terraços os valores de LS foram ajustados aos comprimentos de rampa adotados entre terraços em função do EV calculado e também para limites de  $\lambda$  (Tabela 2) propostos por Wall et al. (2002).

Três métodos foram utilizados para estabelecer os espaçamentos entre terraços EV (espaçamento vertical) e  $\lambda$  (espaçamento horizontal):

1) Método IAC (De Maria et al., 2016)

$$EV = 0,4518 \times K \times D 0,58 \times \frac{(u + m)}{2} \times p \quad (8)$$

em que, K = tipo de solo; D = declive (%); u = uso do solo; m = manejo do solo, incluindo preparo do solo e manejo de resíduos; p = técnicas de conservação do solo para aumentar a cobertura vegetal e a infiltração de água no solo;

2) Método EV igual a 5,0 m (EV5), que é um espaçamento entre terraços comumente utilizado produtores em áreas com cultivo de cana-de-açúcar, como destacado por De Maria (2016);

3) Método RUSLE, considerando a expectativa de erosão (A) igual à tolerância de perdas de solo por erosão (T) e estabelecendo o valor de  $\lambda$  nesta condição e o seu limite máximo aceitável (Tabela 2).

O espaçamento horizontal ( $\lambda$ ) foi transformado em vertical (EV) como:

$$EV = (\lambda \times d\%) / 100 \quad (9)$$

em que, d% = declividade do terreno (%).

O fator C adotado para uso na RUSLE foi igual a 0,1209, o qual corresponde ao valor médio para o cultivo de cana-de-açúcar determinado por Bertoni e Lombardi Neto (2017).

Quanto ao fator P para cultivos em contorno, ele foi estimado com equação proposta por Lagrotti (2000) como (Plagro):

$$P1D = 0,01524D^2 - 0,0000335D3 \text{lagro} \quad (10)$$

em que, D é a declividade (%).

Quando o uso de terraços foi adotado o fator P (Pterracc), para esta condição, estabelecido em função do comprimento de rampa ( $\lambda$ ) como apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Fator P relativo ao uso de terraços em função do comprimento de rampa.

| Comprimento de rampa ( $\lambda$ , m) | Fator P (Pterracc) |
|---------------------------------------|--------------------|
| $\lambda \leq 33$                     | 0,5                |
| $33 < \lambda \leq 42$                | 0,6                |
| $42 < \lambda \leq 54$                | 0,7                |
| $54 < \lambda \leq 68$                | 0,8                |
| $68 < \lambda \leq 90$                | 0,9                |
| $> 90$                                | 1,0                |

Adaptado de Wall et al. (2002) e Hussein et al. (2016).

O fator P para cultivos em controno com a adoção de terraços foi determinado como proposto por Wall et al. (2002):

$$P = \text{Plagro} \times \text{Pterracc} \quad (11)$$

Após a obtenção dos valores de K, LS e P, a espacialização destes fatores foi realizada no Surfer 11 (Golden Software, 2012) pelo método da krigagem ordinária (KO).

O potencial natural de erosão fator (PNE), em t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, foi calculado com a seguinte equação:

$$PNE = R \times K \times LS \quad (12)$$

Os fatores R, K e LS dependem das condições naturais de clima, solo e relevo, enquanto os fatores C e P relacionam-se a ações antrópicas, conforme a forma de ocupação e uso e manejo das áreas (Cardoso, 2023).

O PNE foi classificado como (Perusi et al., 2022): fraco (0 – 400 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), moderado (400 – 800 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), forte (800 – 1.600 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) e muito forte (>1.600 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>).

#### 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O relevo da área foi analisado com base na declividade e classificado de acordo com os seguintes critérios: plana (0 a 3%), suave ondulada (3 a 8%), e ondulada (8 a 20%), conforme definido pela EMBRAPA (2013). Predominantemente, a área apresenta relevo suave ondulado (3 a 8%), abrangendo 83,7% da sua extensão total. A categoria de relevo plano corresponde a 10,4% da área, enquanto a categoria ondulada abrange 5,9% (Figura 4).

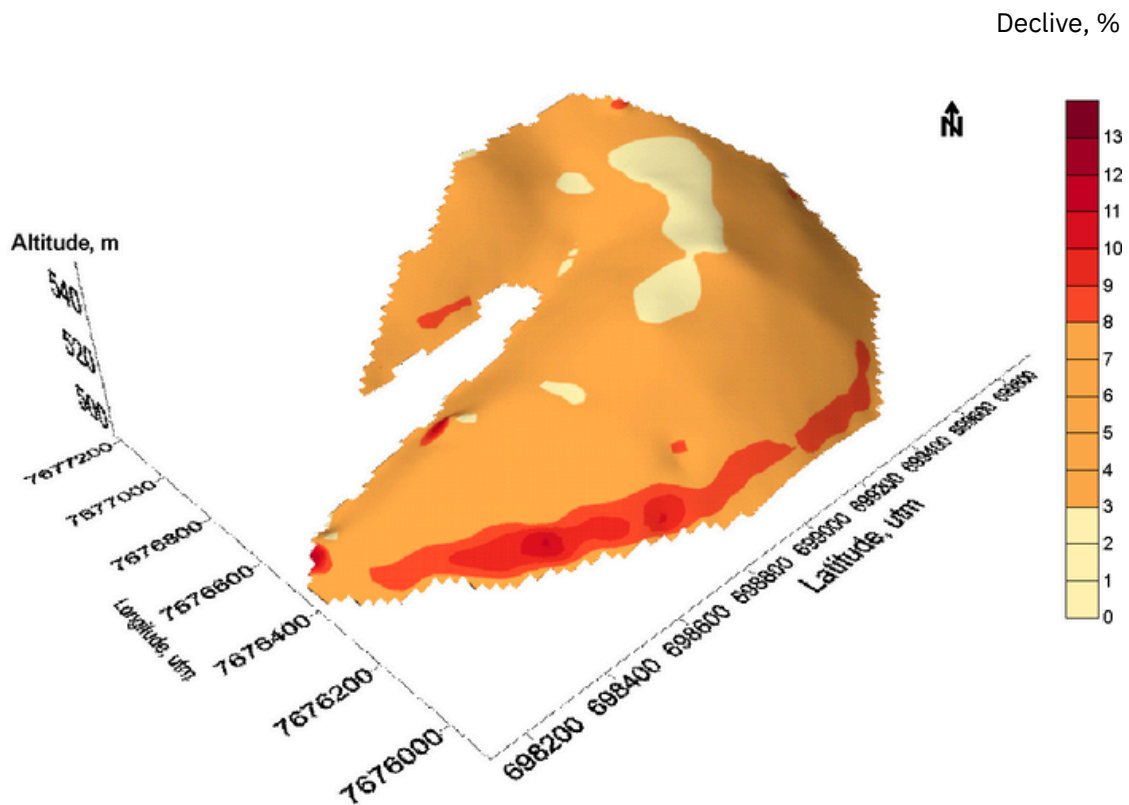


Figura 4. Relevo em função da declividade do terreno na Fazenda São Domingos.

Localizada no Planalto Ocidental Paulista, que abrange aproximadamente metade do território do Estado de São Paulo, a área em questão compartilha características típicas desse relevo. O Planalto Ocidental Paulista estende-se pelo norte, oeste e noroeste do estado, apresentando ondulações com colinas de topos aplainados, amplos e baixos, conforme descrito por Falcão (2023). Essas características geomorfológicas são essenciais para compreender a dinâmica e as características naturais da região, influenciando diversos aspectos, desde a hidrologia até a distribuição da vegetação e o uso da terra.

#### **4.1 Fator erosividade (R)**

A distribuição espacial dos valores de erosividade das chuvas na FSD é apresentada na Figura 5. Os maiores valores de R são observados na região centro-norte, os quais podendo atingir valores máximos de 8189,91 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. A erosividade média é 6562,1 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, no entanto os valores anuais variam de 4934,4 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> a 8189,91 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Do ponto de vista climatológico, as chuvas na Fazenda São Domingos são classificadas como média-alta e alta em termos de erosividade, conforme os critérios de Cardoso (2023).

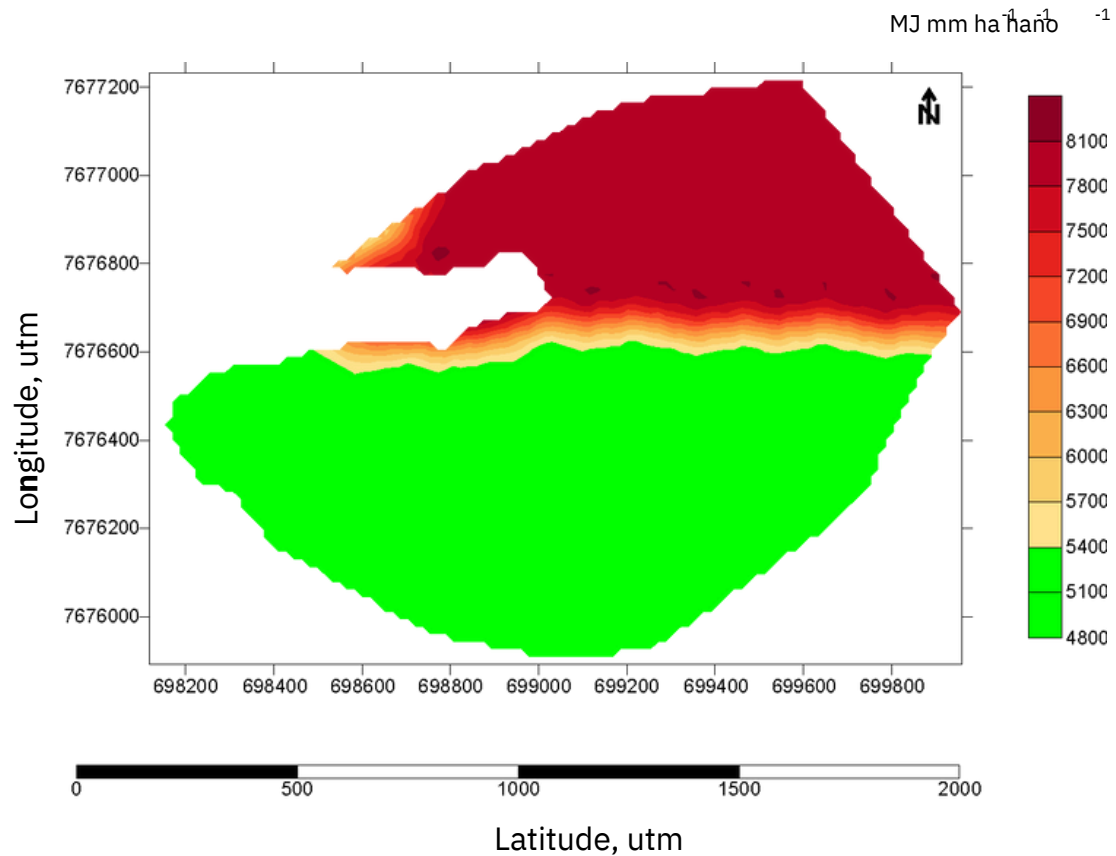


Figura 5. Erosividade da chuva (Fator R) na Fazenda São Domingos.

Os mapeamentos de erosividade e erodibilidade são ferramentas fundamentais para o entendimento da suscetibilidade do solo aos processos erosivos. Eles fornecem informações valiosas ao representar tanto a capacidade da chuva em causar erosão quanto a resistência do solo à desagregação e ao transporte, como destacado por Nascimento et al. (2018). Esses mapeamentos oferecem uma visão detalhada das áreas que estão mais propensas a sofrerem erosão, permitindo uma gestão mais eficaz do solo e dos recursos naturais.

Ao integrar dados sobre os padrões de precipitação, características do solo e topografia da região, os mapeamentos de erosividade e erodibilidade auxiliam na identificação de áreas de maior risco de erosão, possibilitando a implementação de práticas de conservação do solo e de manejo adequado da terra (Senanayake et al., 2020). Além disso, esses mapas são essenciais para orientar políticas públicas,

planejamento territorial e tomada de decisões relacionadas à preservação ambiental e à agricultura sustentável.

Portanto, os mapeamentos de erosividade e erodibilidade desempenham um papel crucial na prevenção da degradação do solo e na promoção da sustentabilidade ambiental, fornecendo informações valiosas para a gestão integrada dos recursos naturais.

#### **4.2 Fator erodibilidade (K)**

É possível observar a variabilidade da erodibilidade (Fator K) na FSD na

Figura 6. Sousa (20023) observou semelhante distribuição espacial de K na FSD, com K de referência de  $0,0329 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$  ( $K_{\text{ref}}$ ) obtido por método direto. Este valor de  $K_{\text{ref}}$  não diferiu significativamente do valor médio de K determinado pelo método de Denardin (1990), como mencionado por Sousa (2023). Assim, no presente estudo, utilizou-se o modelo de Denardin (1990) para estimar ponto a ponto os valores de K.

Deste modo, o método utilizado no presente trabalho foi o modelo de Denardin (1990) para estimar ponto a ponto os valores de K. Os valores de K de  $0,015$  a  $0,030 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$  foram classificados como médios, segundo critérios de Mannigel et al. (2002). Nessa faixa de valores médios abrange 2,6% da área total da FSD, conforme ilustrado na Figura 7. Por outro lado, os valores de K na faixa de  $0,030$  a  $0,045 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$  são considerados altos e ocupam 97,4% da área da FSD.

Essa análise da variabilidade da erodibilidade do solo na FSD é essencial para compreender a susceptibilidade do solo aos processos erosivos e para implementar medidas adequadas de conservação do solo e do meio ambiente.

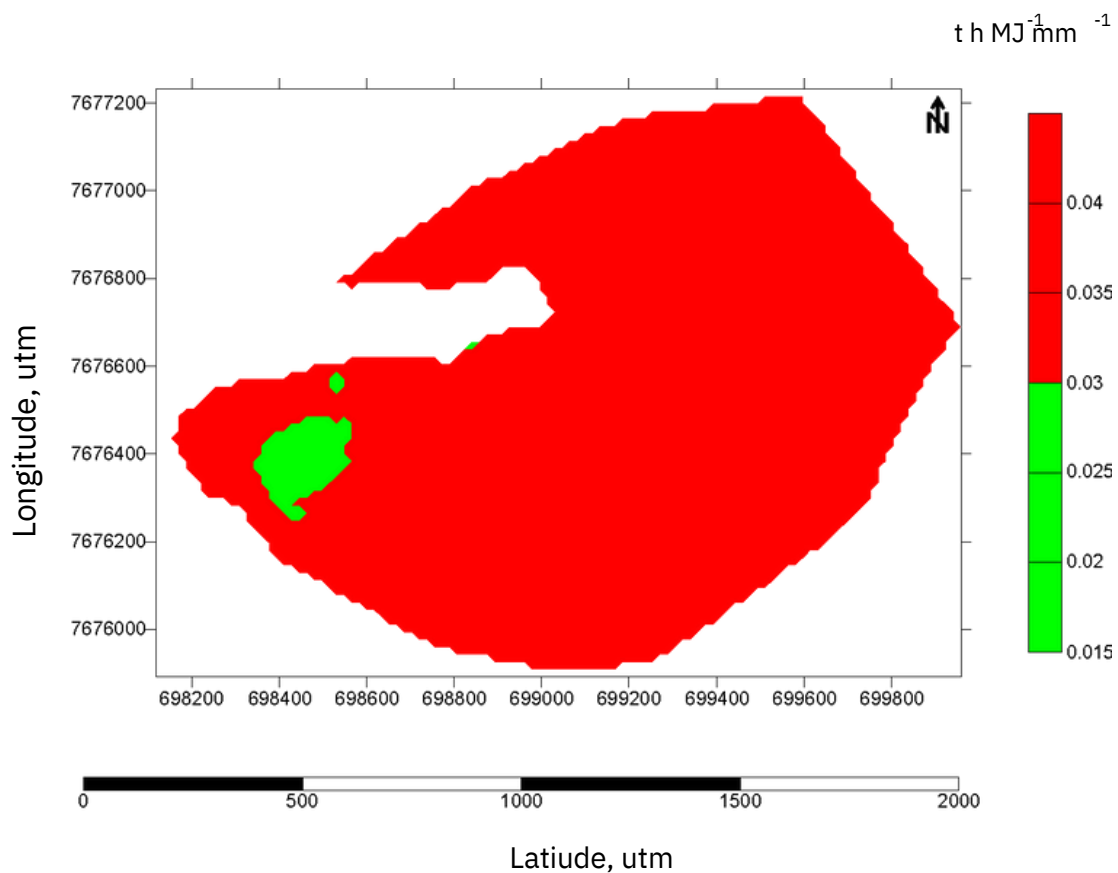


Figura 6. Erodibilidade do solo (Fator K) na Fazenda São Domingos.

É realmente preocupante observar a interação de valores médio-altos a altos entre a erosividade das chuvas (R) e a erodibilidade do solo (K) na área da Fazenda São Domingos (FSD), como evidenciado nas Figuras 5 e 6.

Essa associação entre alta erosividade das chuvas e alta erodibilidade do solo é motivo de preocupação, uma vez que essa combinação, juntamente com as características do relevo, pode resultar em um alto potencial de erosão. A alta erosividade das chuvas aumenta a capacidade de desagregação e transporte do solo, enquanto a alta erodibilidade do solo indica uma maior suscetibilidade do solo a esses processos (Nascimento et al., 2020).

Quando combinados com o relevo da área, que pode influenciar a velocidade e a extensão do escoamento superficial, esses fatores podem levar a uma erosão significativa do solo, resultando em perda de nutrientes, degradação da qualidade do solo e diminuição da capacidade de suporte para as plantas (Toledo, 2023).

A compreensão dessa interação entre R e K na FSD é fundamental para o desenvolvimento de estratégias de manejo adequadas e a implementação de práticas de conservação do solo (Figura 5 e Figura 6). Medidas preventivas, como a adoção de práticas de conservação do solo, como plantio em curvas de nível, construção de terraços e cobertura do solo, são essenciais para mitigar os efeitos da erosão e proteger a qualidade do solo e do meio ambiente na Fazenda São Domingos.

#### **4.3 Fator topográfico (LS)**

A análise do fator LS na Fazenda São Domingos (FSD), relacionado ao efeito do relevo na erosão, conforme classificado por Bertoni e Lombardi Neto (2012), revela que 91,7% da área apresenta um fator LS classificado como muito baixo ( $<1$ ), enquanto 8,3% são classificados como baixos (1-2), como ilustrado na (Figura 7a).

Ao associar os valores de LS com os valores de R e K, expressamos a causa natural da erosão do solo, conhecida como Potencial Natural de Erosão ( $PNE = R \times K \times LS$ , Eq. 12). Os valores de PNE na área da FSD são classificados como baixos segundo Perusi et al., (2022). Isso sugere que, na Fazenda São Domingos, o uso e manejo do solo serão determinantes nas perdas de solo por erosão acima do tolerável. Isso ressalta a importância de avaliar o uso de práticas de conservação do solo, como o terraceamento agrícola e seu espaçamento adequado (Figura 8).

A análise percentual do fator LS na Fazenda São Domingos (FSD) revela que a classe muito baixa ( $LS < 1$ ) abrange 91,7%, 47,2%, 96,0% e 88,2% da área nas Figuras 7a, 7b, 7c e 7d, respectivamente. Por outro lado, a classe baixa (1-2) ocorre em 8,3%, 46,2%, 4% e 11,8% da área, conforme ilustrado nas mesmas figuras.

Os métodos de avaliação do fator LS, como IAC e RUSLE, parecem manter valores mais próximos ao método natural (EV0), enquanto o método popular no meio rural (EV5) aumenta o percentual de área na classe baixa em relação à classe muito baixa. Essa diferença pode ser atribuída ao espaçamento entre terraços com EV de 5,0 m, destacando a influência das práticas de manejo do solo na determinação do fator LS e, conseqüentemente, no potencial de erosão do solo na FSD.

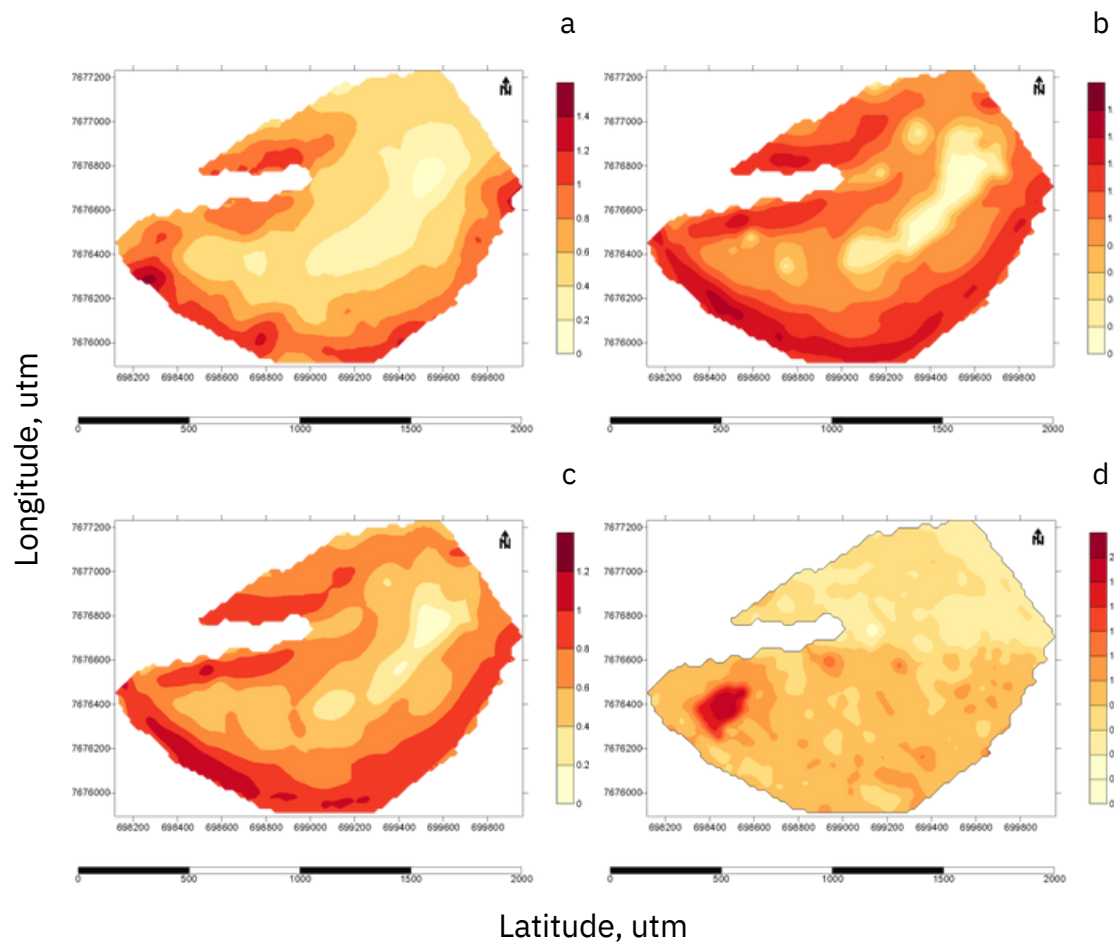


Figura 7. Fator topográfico (Fator LS) na Fazenda São Domingos: a) EV0 ; b) EV5; c) EVIAC; d) EVRUSLE.

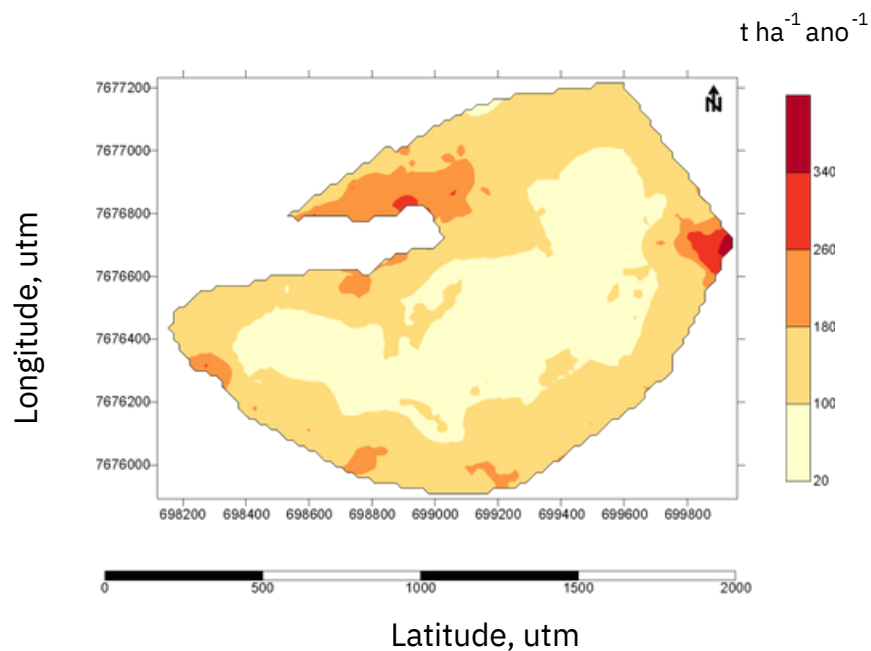


Figura 8. Potencial natural de erosão (PNE) na Fazenda São Domingos.

#### 4.4 Fator cobertura vegetal e manejo do solo (C)

É importante destacar que, além dos fatores R, K e LS, também é relevante considerar o fator de cobertura vegetal (C) ao avaliar o potencial de erosão do solo na Fazenda São Domingos (FSD). Nesse contexto, adotou-se o valor de 0,1209 para o cultivo de cana-de-açúcar, considerando que esta cultura abrange toda a área da FSD.

Ao integrar o fator C com os demais fatores (R, K e LS), obtém-se uma visão abrangente do potencial de erosão do solo (Polykretis et al., 2020). Isso permite uma análise mais precisa dos riscos associados à erosão e possibilita a implementação de medidas adequadas de conservação do solo e manejo sustentável da terra, especialmente em áreas com maior suscetibilidade à erosão (Kucuker e Giraldo, 2022).

Ao considerar o fator C juntamente com os demais fatores, como foi feito anteriormente com os fatores R, K e LS, é possível ter uma compreensão mais completa do potencial de erosão do solo na FSD e tomar decisões informadas para proteger a qualidade do solo e do meio ambiente na região.

#### **4.5 Fator práticas conservacionistas (P)**

Para o fator P, considerando-se apenas as operações agrícolas realizadas em contorno (EV0), com base no gradiente de declive, este pode ser observado na Figura 9a. Os valores ocorreram no intervalo 0,49 a 0,70. Valores típicos de P variam de 0,2 (terraços invertidos) a 1,0 quando não há práticas de controle da erosão numa área (Panagos et al., 2015).

As medidas de conservação do solo e da água (CSA) devem ser implementadas com cautela, pois podem alterar os ciclos hidrológicos e ecológicos (Fang et al., 2021), enquanto o impacto das medidas de CSA refletido na RUSLE concentra-se principalmente no valor do fator P. Quanto menor for o valor de P, melhor será o efeito do controle da erosão do solo (Diyabalanage et al., 2017).

Relacionando com os fatores anteriores, percebe-se que o fator P desempenha um papel crucial na avaliação do potencial de erosão do solo.

Enquanto os fatores R, K e LS consideram as características naturais da área, como erosividade da chuva, erodibilidade do solo e efeito do relevo, o fator P entra em cena para refletir as práticas humanas de manejo do solo e conservação, como o uso de terraços, plantio em contorno e outras medidas de conservação do solo.

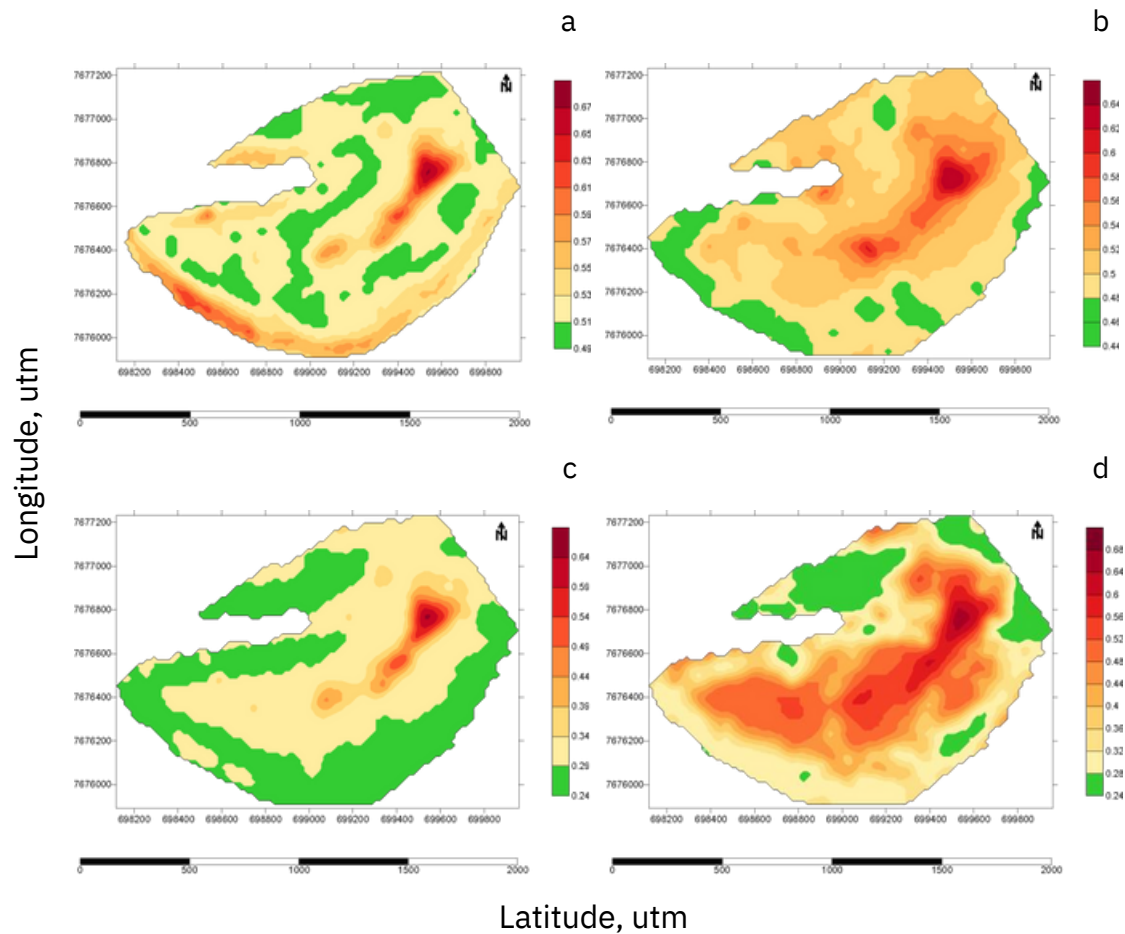


Figura 9. Fator práticas conservacionistas (Fator P) na Fazenda São Domingos: a) EVO ; b) EV5; c) EVIAC; d) EVRUSLE.

É importante ressaltar que as medidas de conservação do solo e da água (CSA), representadas pelo fator P, devem ser implementadas com cuidado, uma vez que podem impactar os ciclos hidrológicos e ecológicos da área (Wang e Su, 2020). Portanto, uma abordagem cuidadosa na determinação e análise do fator P é crucial para uma avaliação precisa do potencial de erosão do solo e para a implementação eficaz de medidas de conservação do solo na FSD.

Os manejos testados como não uso de terraços (EVO), espaçamento vertical de 5 m (EV5), método IAC (EVIAC) e método RUSLE (EVRUSLE) propiciaram valores de fator P diferenciais, os quais são apresentados nas Figuras 9. Estes valores são resultados das combinações Plagro e Pterracc (Eq. 11).

Pode ser observado que os valores de P tenderam a ser menores com os métodos EVIAC e EVRUSLE, o que caracteriza em parte a eficiência no uso de terraços com espaçamentos adequados para o uso e o manejo do solo visando produção agrícola sustentável (Figura 9). O EV5 apresentou os maiores valores de P, até mesmo maiores que em condições naturais (EV0). Logo, como mostrado por Demattê (2004) espaçamentos popularmente utilizados em áreas de cultivo de cana-de-açúcar implicam em sérios problemas quanto a processos erosivos.

#### **4.6 Expectativa de erosão na Fazenda São Domingos**

Ao utilizar a Equação Universal de Perda de Solo (RUSLE), foi possível estimar a expectativa de erosão para os métodos testados, cujos resultados são apresentados (figura 10). Esta análise nos permite entender o potencial de perda de solo associado aos diferentes métodos de manejo adotados na área de estudo.

Ao considerar os métodos utilizados, tanto com o não uso de terraços quanto com o seu uso, foram observados valores médios de espaçamento vertical e horizontal, conforme detalhado na Tabela 3. Esses espaçamentos são essenciais para determinar a eficácia das práticas de conservação do solo, como terraços e outras medidas de controle de erosão, na redução das taxas de erosão do solo.

A combinação dos resultados da RUSLE com as informações sobre os métodos de manejo do solo e os espaçamentos dos terraços fornecidos na Tabela 3 nos dá uma visão abrangente do potencial de erosão do solo e da eficácia das práticas de conservação do solo na área de estudo. Essa análise é fundamental para orientar a implementação de medidas de manejo sustentável do solo e para mitigar os efeitos da erosão na Fazenda São Domingos.

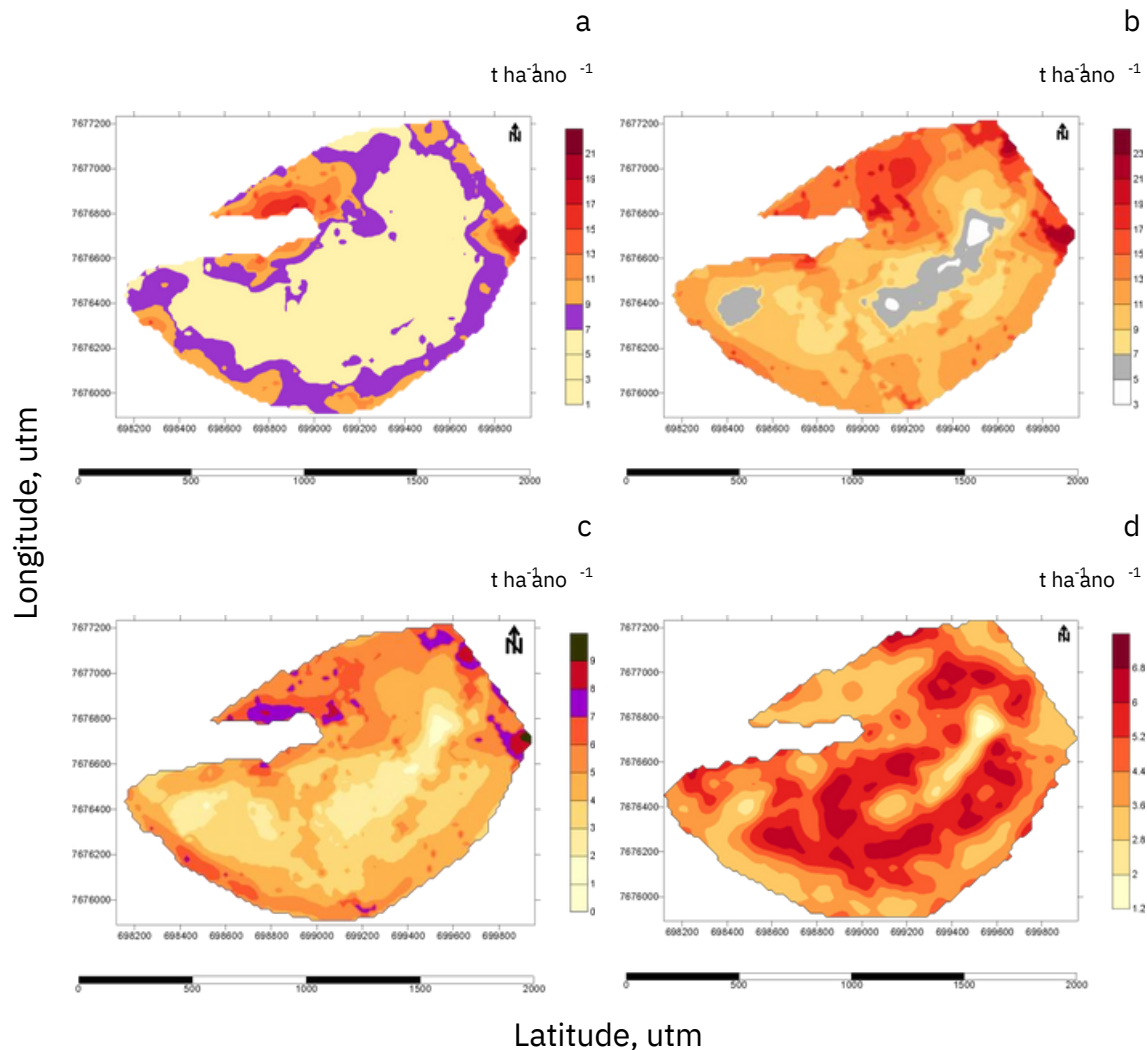


Figura 10. Expectativa de erosão na Fazenda São Domingos: a) EV0 ; b) EV5; c) EVIAC; d) EVRUSLE.

Quanto às operações agrícolas em contorno sem o uso de terraços agrícolas, estimou-se que em 50,5% da área a expectativa de erosão (A) é superior ao tolerável (T) de  $7,0\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$  (Figura 10a). Portanto, conclui-se que o cultivo de cana-de-açúcar não é viável em 49,5% da área da Fazenda São Domingos (FSD) mantendo-se apenas as operações agrícolas em contorno sem o uso de terraços.

O método EV5 proporcionou estimativas de  $A > T$  em 87,1% da área da FSD (Figura 10b). Este método, amplamente adotado por muitos produtores no cultivo de cana-de-açúcar, demonstrou ser inviável quanto à conservação do solo e da água.

Apresentando espaçamentos médios de 121,4 m entre terraços (Tabela 3), o método EV5, apesar de facilitar as operações com maquinário agrícola, tem um efeito adverso na conservação do solo e da água.

Tabela 3. Atributos (declividade, solo, uso e manejo) e valores médios de espaçamento vertical e horizontal entre terraços para a fazenda São Domingos.

| Método | d % | k grupo solo | u c-a-e-m | m AD,AA, GN | p AV (leg e gram) | EH ou $\lambda$ | EV  |
|--------|-----|--------------|-----------|-------------|-------------------|-----------------|-----|
|        | %   |              |           |             |                   | m               | m   |
| EV0    | 5,1 | -            | -         | -           | -                 | -               | -   |
| EV5    | 5,1 | -            | -         | -           | -                 | 121,4           | 5,0 |
| IAC    | 5,1 | 0,9          | 1,75      | 1           | 1,2               | 36,0            | 1,7 |
| RUSLE  | 5,1 | -            | -         | -           | -                 | 51,3            | 2,3 |

EV0 – sem terraços, EV5 – espaçamento vertical de 5 m, EVIAC – método IAC, EVRUSLE – método RUSLE, d% – declive (%); k – tipo de solo; u = uso do solo, c-a-e-m é cana de ano e meio; m = manejo do solo, incluindo preparo do solo e manejo de resíduos, AD – arado de discos, AA – arado de aivecas, GN – grade niveladora; p = técnicas de conservação do solo para aumentar a cobertura vegetal e a infiltração de água no solo, AV (Leg e gram) – adubação verde (leguminosas e gramíneas); EH ou  $\lambda$  – espaçamento horizontal, EV – espaçamento vertical. Valores de k, u (c-a-e-m), m (AD, AA, GN) e p (AV, leg e gram) foram obtidos em De Maria et al. (2016).

A adoção de EV de 5m ( $\lambda$  médio = 121,4 m) é comumente adotada, provavelmente, uma vez que este espaçamento viabiliza as operações com maquinário agrícola, porém com efeito adverso à adequada conservação do solo e da água.

Os resultados com o método IAC (EVIAC) indicaram que em 95,9% da área a expectativa de erosão é inferior ao tolerável de 7,0 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Figura 10c). Assim, nas condições preconizadas pelo IAC, o cultivo de cana-de-açúcar é viável, mantendo todas as operações agrícolas em contorno, com espaçamentos entre terraços de EV de 1,7 m (Tabela 3).

Considerando o espaçamento entre terraços estabelecido com a aplicação da RUSLE (Tabela 3), observou-se que em 98,4% da área a expectativa de erosão (A)

é inferior ao tolerável (T) de 7,0 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Figura 10d). Portanto, sob as condições preconizadas por Wischmeier e Smith (1978), Renard et al. (1997), Wall et al. (2002) e Hussein et al. (2016), o cultivo de cana-de-açúcar é viável para fins de conservação do solo e da água, mantendo-se todas as operações agrícolas em contorno, com espaçamentos médios entre terraços de EV de 2,3 m.

Deste modo, evidencia-se que o uso de terraços quando combinado com demais práticas de manejo, como a manutenção da palha na pós-colheita na superfície do solo e cultivos em contorno, é eficiente no controle da erosão hídrica como exposto na literatura (Martins Filho et al., 2009; Sousa et al., 2012; Silva et al., 2012).

## 5 CONCLUSÕES

Os métodos para estabelecer o espaçamento vertical entre terraços na Fazenda São Domingos (FSD) - padrão de 5m (EV5), método IAC (EVIAC) e método RUSLE (EVRUSLE) - proporcionam uma expectativa de erosão (A) abaixo do tolerável (T) de 7 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> em 12,9%, 95,9% e 98,4%, respectivamente. Por outro lado, o não uso de terraços com o cultivo em contorno resulta em  $A < T$  em 50,5% da área, demonstrando ser mais eficiente no controle da erosão do que o método EV5.

A associação de métodos como EVIAC e EVRUSLE com Sistemas de Informação Geográfica (SIG) é viável e representa uma ferramenta robusta no planejamento do uso de terraços para fins de conservação do solo e da água. Essa abordagem integrada permite uma análise detalhada da distribuição espacial da erosão e facilita a identificação de áreas prioritárias para implementação de práticas de conservação do solo.

Portanto, fica evidente que o uso de terraços, quando combinado com outras práticas de manejo no cultivo de cana-de-açúcar, como operações agrícolas em contorno, é eficiente no controle da erosão hídrica. Essa integração de métodos e práticas contribui significativamente para a preservação da qualidade do solo e da água, promovendo a sustentabilidade agrícola na Fazenda São Domingos e em outras áreas similares.

Os métodos para estabelecer o espaçamento vertical entre terraços na fazenda São Domingos (FSD) como o padrão de 5m (EV5), método IAC (EVIAC) e método RUSLE (EVRUSLE) propiciam expectativa de erosão (A) abaixo do tolerável (T) de 7 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> em 12,9%, 95,9% e 98,4%, respectivamente. O não uso de terraços com o cultivo em contorno propicia  $A < T$  em 50,5% da área, ou seja, é mais eficiente no controle da erosão que EV5. A associação de métodos como EVIAC e

EVRUSLE com SIG é viável e é uma ferramenta robusta no planejamento de uso de terraços para fins de conservação do solo e da água. O uso de terraços quando combinados com demais práticas de manejo no cultivo de cana-de-açúcar, como operações agrícolas em contorno, é eficiente no controle da erosão hídrica.

## 6 LITERATURA CITADA

Albuquerque AWD, M Filho G, Santos JR, Costa JP, Souza JL. (2005). Determinação de fatores da equação universal de perda de solo em Sumé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 9, 153-160. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662005000200001>

Albuquerque JA, Cassol EA, Reinert DJ. (2000) Relação entre a erodibilidade em entressulcos e a estabilidade de agregados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 24:141-151. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832000000100016>

Almeida WS, Panachuki E, Oliveira PTS et al. (2018) Effect of soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. **Soil Tillage Research** 175: 130-138.

Amaral AJ (2006) **Fator cobertura e manejo da equação universal de perda de solo para soja e trigo em um cambissolo húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de manejo**. 95p. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)–Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade Estadual de Santa Catarina, Lajes-SC. 2006.

Amorim RSS, Silva DD, Pruski FF. (2009) Principais modelos para estimar as perdas de solo em áreas agrícolas. In: Pruski, F. F. Conservação de solo e água: Práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. 2.ed. Viçosa: Ed. UFV. 279.

ASSEMBLEIA LEGISLATIVA DO ESTADO DE SÃO PAULO. ALESP. (2018) Disponível em: [https://www.al.sp.gov.br/spl/2021/05/Acessorio/1000367518\\_1000432733\\_Acessorio.pdf](https://www.al.sp.gov.br/spl/2021/05/Acessorio/1000367518_1000432733_Acessorio.pdf). Acesso em 20 dez. 2023.,

Back AJ. (2023). Estimativas de perdas de solo por erosão hídrica por meio da Equação Universal de Perdas de Solo. Boletim Técnico, (210).

Back AJ, Garcez JG, Wildner LP, Bassani, MH, Golin AS. (2021) O reconhecimento do terraceamento como prática de agricultura conservacionista em Santa Catarina, Brasil / Recognition of terracing as a conservation agriculture practice in Santa

Catarina, Brazil. **Brazilian Journal of Development** 7: 119048–119066, 2021.  
<https://doi.org/10.34117/bjdv7n12-595>

Barbieri A, Gramacho dos Santos H, Oliveira IEA, Gomes MF. (2012). Elaboração de mapas temáticos no Quantum GIS. Brasília,DF: Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária.

Batista Filho, M (2007) O Brasil e a segurança alimentar. **Revista Brasileira de Saúde materno Infantil**, 7: 121-122.

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

Bertol I, Cogo NP, Schick J, Gudagnin JC, Amaral AJ. (2007). Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31, 133-142.

Bertol I, Guadagnin JC, Cassol PC, Amaral AD, Barbosa FT. (2004). Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um Inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28, 485-494. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000300010>

Bertoni J, Lombardi Neto F. (2017) Conservação do solo 10a ed. São Paulo: Editora Ícone, 355 p.

Bertoni J, Lombardi Neto F (2010). Conservação do solo. 7. ed. São Paulo: Editora Ícone.

Bryan, R. B. Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope (2000) **Geomorphology** 32: 385-415.

Câmara RK, Klein VA. (2005) Escarificação em plantio direto como técnica de conservação do solo e da água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 29: 89-796. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000500014>

Cardoso EL (2023) **Perdas de solo por erosão usando USLE e SIG no manancial da bacia hidrográfica do córrego Rico**. 59 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Ciência do Solo) Unesp, Jaboticabal.

Carrilho AB, Machado DL. (2022). Monitoramento de queimadas no município de Novo Progresso–PA, nos períodos de 2019 e 2020 com o uso do Mapbiomas.

Carvalho DFD, Montebeller CA, Franco EM, Valcarcel R, Bertol I. (2005). Rainfall patterns and erosion indices at Seropédica and Nova Friburgo, Rio de Janeiro-Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 9(1), 7-14. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662005000100002>

Carvalho NO. (2008) Hidrossedimentologia prática. 2º. ed. Rio de Janeiro: Interciência.

Carvalho, M. de P. Dimensionamento do canal do terraço agrícola com base nas chuvas intensas do estado de São Paulo. Ilha Solteira: UNESP, 2014. 42p.

Cogo NP. (1981) Effect of residue cover, tillage induced roughness, and slope length on erosion and related parameters. West Lafayette: Purdue University, 346p. (Tese de Doutorado).

Corrêa EA, Moraes IC, Pinto SDAF, Lupinacci CM. (2016). Perdas de solo, razão de perdas de solo e fator cobertura e manejo da cultura de cana-de-açúcar: primeira aproximação. **Revista do Departamento de Geografia**, 32, 72-87. <https://doi.org/10.11606/rdg.v32i0.116671>

Cruz, LBS (2002) **Diagnóstico ambiental da bacia do rio Uberaba-MG. Campinas**, UNICAMP (Tese de Doutorado).180p.

Da Silva AM, Schulz HE. (2001) Estimativa do fator "c" da EUPS para cobertura mortade resíduos vegetais de origem urbana para as condições de São Carlos (SP, Brasil). **Caraca** 26:615-618.

De Almeida PG, Reinaldo LRLR, DE Sousa Alves et al. (2010) Impactos ambientais causados pela agricultura e a pecuária nas propriedades São João e Areia Branca, Pombal, PB. **REBAGA** 4:34-63.

De Maria IC, Drugowich MI, Bortoletti JO, Vitti AC, Rosseto R, Fontes JL, TCatchenco J, Margatho SMF (2016) Recomendações gerais para a conservação do solo na cultura da cana-de-açúcar. Campinas: Instituto Agronômico (Série Tecnologia **APTA**. Boletim Técnico IAC, 216). Disponível <https://www.esalq.usp.br/visaoagricola/sites/default/files/cana-solos.pdf>. Acesso em 20 mar. 2023.

De Maria IC. (1999) Erosão e terraços em plantio direto. Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 24,17-22.

De Maria, IC (2016) análise de práticas e recomendações técnicas para a conservação do solo em cana-de-açúcar. Instituto Agronômico (IAC). 36 p. Disponível em: [https://sbcs-nepar.org.br/wp-content/uploads/2017/05/isabella\\_clerici\\_de\\_maria.pdf](https://sbcs-nepar.org.br/wp-content/uploads/2017/05/isabella_clerici_de_maria.pdf)

Dechen SCF, Telles TS, Guimarães MF, Maria IC (2015) Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. **Bragantia** 74:224–233.

Demattê, JLI (2004) Manejo e conservação de solos, na cultura da cana. **Visão Agrícola**, 1: 1-17. Disponível em: <https://www.esalq.usp.br/visaoagricola/sites/default/files/cana-solos.pdf>. Acesso em 20 dez. 2023.

Denardin JE (1990) **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. [tese]. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

Denardin JE, Kochhann RA, Bacaltchuk B, Sattler A, Denardin N, Faganello A, Wiethölter S. (2008). **Sistema plantio direto: fator de potencialidade da agricultura tropical brasileira. Agricultura tropical: quatro décadas de inovações tecnológicas, institucionais e políticas. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 1(part 15), 1251-1273.**

Diyabalanage S, Samarakoon KK, Adikari SB, Hewawasam T (2017) Impact of soil and water conservation measures on soil erosion rate and sediment yields in a tropical watershed in the Central Highlands of Sri Lanka. **Applied Geography** 79:103-114.

Drescher MS, Eltz FLF, Denardin JE, Faganello A. (2011). Persistência do efeito de intervenções mecânicas para a descompactação de solos sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 35, 1713-1722. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000500026>

Eduardo EN, Carvalho DFD, Machado RL, Soares PFC, Almeida WSD. (2013). Erodibilidade, fatores cobertura e manejo e práticas conservacionistas em argissolo vermelho-amarelo, sob condições de chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 37, 796-803. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000300026>

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3 ed. Brasília: EMBRAPA, 2013. 353p.

Falcão MS. (2023). Levantamento técnico de avaliação do valor da terra nua. Tebas Consultoria Ltda. Tabapuã – SP. 92p. (Laudo Técnico). <https://www.tabapua.sp.gov.br/home/images/abril/vtn-itr-2023.pdf>

Fang H (2021) Impacts of soil conservation measures on runoff and soil loss in a hilly region, Northern China. **Agricultural Water Management**. 247: 247(03):106740. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106740>.

Foster GR (1982) Modeling the Erosion Process. In: Haan, C.T., Johnson, H.P. and Brakensiek, D.L., Eds., Hydrologic Modeling of Small Watersheds, ASAE Monograph No. 5, American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, 297-380.

Frascareli D, da Cruz Bochichi D, Martins ACG, Rabelo DR. (2023). Utilização das geotecnologias para avaliação do potencial de erosão do solo na bacia hidrográfica do Rio Pirajibu-mirim, São Paulo, Brasil. Pesquisas em Geociências, 50(1), e129338-e129338. <https://doi.org/10.22456/1807-9806.129338>

Francaviglia R, Almagro M, Vicente-Vicente J.L. (2023). Conservation agriculture and soil organic carbon: Principles, processes, practices and policy options. Soil Systems, 7(1), 17.

Franco FS, Couto L, Carvalho AFD, Jucksch I, Fernandes Filho EI, Silva E, Meira Neto JAA. (2002). Quantificação de erosão em sistemas agroflorais e convencionais na Zona da Mata de Minas Gerais. **Revista Árvore**, 26, 751-760.

Freire PMR (2020) **Produção de sedimentos na microbacia do córrego seco em Tabapuã SP**. 78 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – UNESP, Jaboticabal.

Gee GW, Bauder JW. (1986) Análise de Tamanho de Partícula. In: Klute, A., Ed., Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods, Agronomy Monograph No. 9, 2nd Edition, **American Society of Agronomy/Soil Science Society of America, Madison**, WI, 383-411.

Golden Software, SURFER Version 11: (2012) Reference Manual, Golden Software, Inc., Golden, Colorado, U.S.A.

Gonçalves, JLM. (2002) Conservação do solo. In: Gonçalves, J.L.M.; STAPE, J.L. (Ed.) Conservação e cultivo de solos para plantações florestais. Piracicaba: IPEF. 47-130.

Guisardi M. (2003) **Variabilidade espacial da granulometria de argissolos em diferentes pedoformas em Catanduva-SP**. 79 f. Trabalho de Graduação (Graduação em Agronomia) - UNESP, Jaboticabal.

Hussein MH, Amien IM, Kariem TH. (2016). Designing terraces for the rainfed farming region in Iraq using the RUSLE and hydraulic principles. **International Soil and Water Conservation Research** 4: 39–44.

IBGE. Disponível em: <<https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2022-12/ibge-32-dos-solos-do-pais-tem-potencial-natural-para-agricultura>> Acesso em: 21 de dezembro de 2022.

Knapen A, Poesen J, Govers G, De Baets S. (2008). The effect of conservation tillage on runoff erosivity and soil erodibility during concentrated flow. **Hydrological Processes: An International Journal**, 22(10), 1497-1508. <https://doi.org/10.1002/hyp.6702>

Kucuker DM, Giraldo DC. (2022). Assessment of soil erosion risk using an integrated approach of GIS and Analytic Hierarchy Process (AHP) in Erzurum, Türkiye. **Ecological Informatics**, 71, 101788. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2022.101788>

Lagrotti CAA (2000) **Planejamento agroambiental do município de Santo Antônio do Jardim – SP: estudo de caso na microbacia hidrográfica do córrego do Jardim**. 122 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Unicamp, Campinas.

Lal R.(1994) Soil erosion: research methods. 2nd ed. Ohio: Ohio State of University Columbus. 340p.

Lal R. Soil management in the developing countries (2000) **Soil Science**, 165: 57-72.

Lee MHL (2014) Evaluation of annual rainfall erosivity index based on daily, monthly, and annual precipitation data of rainfall station network in Southern Taiw. **Hindawi Publishing Corporation** 10: 1-15.

Lombardi Neto F, Bertoni J. (1975). Erodibilidade de solos paulistas. Campinas: Instituto Agrônômico. 12p. (Boletim Técnico, 27).

Lombardi Neto F, Drugowich MI. (1994). Manual técnico de manejo e conservação de solo e água. Campinas: Cati, 2, 168.

Machado PLOA, Wadt P (2021). Boas práticas agrícolas: Terraceamento. Embrapa, 2021. Disponível em: <https://www.embrapa.br/documents/10180/13599347/ID01.pdf>. Acesso em: 04/01/2023.

Mannigel AR, E Carvalho MDP, Moreti D, Medeiros LDR (2002). Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum Agronomy** 24:1335. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v24i0.2374>.

Martin, E. (1985) O plantio direto no Estado do Rio Grande do Sul. In: Encontro Nacional de Plantio Direto, 3. Ponta Grossa, Anais. Ponta Grossa: Batavo, Fundação ABC, p. 15-16.

Martins Filho M V, Liccioti TT, Pereira GT, Marques Júnior J, Sanchez RB. (2009). Perdas de solo e nutrientes por erosão num Argissolo com resíduos vegetais de cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**. 29:8–18. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162009000100002>

Martins Filho MV. (2007) **Modelagem do processo de erosão e padrão espacial da erodibilidade em entre sulcos**. 121f (Tese de Livre-Docência) - Unesp, Jaboticabal.

Martins SG, Silva MLN, Avanzi JC, Curi N, Fonseca S. (2010). Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. **Scientia Forestalis**, 38(87), 517-526.

Moreira MC, Cecílio RA, Pinto F De A De C, Pruski FF (2006) Desenvolvimento e análise de uma rede neural artificial para estimativa da erosividade da chuva para o

Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de ciência do Solo** 30:1069–76.  
<https://doi.org/10.1590/s0100-068>

Nascimento DTF, de Araújo Romão P, Sales MM. (2020). Emprego de dados geomorfométricos na análise da suscetibilidade erosiva. **Élisée**, 9, 1-17.

Nascimento DTF, Romão PA, Sales, MM (2018) Erosividade e erodibilidade ao longo de dutovia cortando os estados de Minas Gerais e Goiás – Brasil. **Ateliê Geográfico**12: 97-117. <https://doi.org/10.5216/ag.v12i1.46152>

Nolêto, TMSJ (2005) **Suscetibilidade geoambiental das terras secas da Microregião de Sobral CE a desertificação**. Fortaleza, UFCE. (Dissertação de Mestrado) 145p.

Nuernberg NJ (Ed.). (1998) Conceitos e fundamentos do sistema plantio direto. Lages: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul. 160p.

Panachuki E, Alves Sobrinho T, Vitorino AC et al. (2006) Parâmetros físicos do solo e erosão hídrica sob chuva simulada, em área de integração agricultura-pecuária. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 10: 261-268.

Panagos P, Borrelli P, Meusburger K (2015) A new European slope length and steepness factor (LS-factor) for modeling soil erosion by water. **Geosciences** 5:117–26. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/geosciences5020117>.

Perusi MC, Demarchi JC, Piroli EL, Ferreira JJ, Galvanin, EAS, Fuzzo DFS (2022) DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL NATURAL DE EROSÃO (PNE) E DEGRADAÇÃO DO SOLO ASSOCIADA A RODOVIAS NO MUNICÍPIO DE OURINHOS/SP. **Revista Formação** (Online) 29: 357-386.  
<https://doi.org/10.33081/formacao.v29i54.8934>

Pimentel D, Harvey C, Resosudarmo P, Sinclair K, Kurz D, McNair M, Crist S, Shpritz L, Fitton L, Saffouri R, Blair R. (1995) Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science** 267: 1117-1123.

Polykretis C, Alexakis DD, Grillakis MG, Manoudakis S. (2020). Assessment of intra-annual and inter-annual variabilities of soil erosion in Crete Island (Greece) by incorporating the Dynamic “Nature” of R and C-Factors in RUSLE modeling. *Remote Sensing*, 12(15), 2439. <https://doi.org/10.3390/rs12152439>

Prochnow D, Dechen SCF, De Maria IC, Castro OMD, Vieira SR. (2005). Razão de perdas de terra e fator C da cultura do cafeeiro em cinco espaçamentos, em Pindorama (SP). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29, 91-98. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000100010>

Ramos JC., Spagnollo E, do Prado Wildner L, Bassani MH. (2023). Estratégias de manejo do solo para mitigar os efeitos do déficit hídrico. **Agropecuária Catarinense**, 36(3), 15-18.

Ranieri SBL, Souza, MP DE Sparovek G. (1996) Cálculo de comprimento de rampa para bacias hidrográficas através do software IDRISI. In: SIMPÓSIO DE USUÁRIOS IDRISI, 1. Campinas-SP. Resumos...Campinas: Universidade de Campinas. pp.17-19.

Renard KG, Foster GR, Weesies GA, Mccool DK, Yoder DC (1997) Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington, DC: Agriculture Handbook, 703.

Ricardi AdeM, Lima CGdaR (2021) “Variabilidade Espacial E Temporal Da Erosividade Das Chuvas (Ei 30) No Estado De São Paulo, Brasil”, *Revista Geociências*, 4:965–985.

Santos HG, Jacomine PKT, Anjos LHC, Oliveira VA, Lumbrreras JF, Coelho MR, Almeida JA, Araújo Filho JC, Oliveira JB, Cunha TJF (5. ed. rev. ampl. ) (2018) Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, DF: Embrapa.

Schwamback D. (2017) **Estimativa da perda de solo em uma bacia hidrográfica rural por meio da equação universal de perda de solo revisada**. 96 f. Trabalho de

Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental). Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

Senanayake S, Pradhan B, Huete, A, Brennan J. (2020). A review on assessing and mapping soil erosion hazard using geo-informatics technology for farming system management. *Remote Sensing*, 12(24), 4063. <https://doi.org/10.3390/rs12244063>

Silva AMD, Silva MLN, Curi N, Avanzi JC, Ferreira MM. (2009). Erosividade da chuva e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo na região de Lavras, sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 33, 1811-1820. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000600029>

Silva RM, Montenegro SMG, Santos CAG (2012) Integration of GIS and remote sensing for estimation of soil loss and prioritization of critical sub-catchments: a case study of Tapacurá catchment. **Natural Hazards** 63: 576–592. <https://doi.org/10.1007/s11069-012-0128-2>

Sousa GB, Martins Filho MV, Matias SSR (2012) Perdas de solo, matéria orgânica e nutrientes por erosão hídrica em uma vertente coberta com diferentes quantidades de palha de cana-de-açúcar em Guariba – SP. **Engenharia Agrícola**, 32: 490-500.

Sousa, SSN (2023) **Variabilidade espacial da erodibilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo, em área agrícola, na bacia do córrego Seco no Planalto Ocidental Paulista**. 65f (Doutorado em Ciência do Solo ) – UNESP, Jaboticabal.

Sparovek G, Silva AC (1997) Dimensionamento hidrológico de terraços de drenagem e canais escoadouros. **Revista da Universidade de Alfenas** 3: 137-143.

Teixeira PC, Donagemma GK, Fontana A, Teixeira WG (3. ed. rev. ampl. ) (2017) Manual de Métodos de Análise de Solo Brasília, DF: Embrapa.

Telles TS, Guimarães MF, Dechen SCF (2011) The costs of soil erosion. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 35: 287-298.

Toledo, J. A. C. (2023). Relações entre manejo do solo e erosão hídrica: uma revisão bibliográfica. **Revista Craibeiras de Agroecologia**, 8(1).

Unger, PW. (2023) Common soil and water conservation practices. In: Soil erosion, conservation, and rehabilitation. CRC Press. p. 239-266.

Val LA, Bahia VG, Freire JC et al. (1986) Erosividade das chuvas em Lavras, MG. **Ciência e Prática** 10: 199-209.

Van Remortel RD, Maichle RW, Hickey RJ (2004) Computing the LS factor for the Revised Universal Soil Loss Equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C++ executable. **Computers & Geosciences** 30: 1043-1053.

Vanmaercke M, Panagos P, Vanwalleghem T, Hayas A, Foerster S, Borrelli P, Rossi M, Torri D, Casali J, Borselli L, Vigiak O, Maerker M, Haregeweyn N, De Geeter S, Zgłobicki W, Biielders C, Cerdà A, Conoscenti C, de Figueiredo T, Evans B, Golosov V, Ionita I, Karydas C, Kertész A, Krása J, Le Bouteiller C, Radoane M, Ristić R, Rousseva S, Stankoviansky M, Stolte J, Stolz C, Bartley R, Wilkinson S, Jarihani B, Poesen J. (2021). Measuring, modelling and managing gully erosion at large scales: A state of the art, **Earth-Science Reviews**, 218, 103637, <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2021.103637>.

Vásquez-Méndez R, Ventura-Ramos E, Oleschko K, Hernández-Sandoval L, Parrot JF, Nearing MA. (2010). Soil erosion and runoff in different vegetation patches from semiarid Central Mexico. **Catena**, 80(3), 162-169. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.11.003>

Wall GJ, Coote DR, Pringle EA, Shelton IJ (editors). 2002. RUSLEFAC — Revised Universal Soil Loss Equation for Application in Canada: A Handbook for Estimating Soil Loss from Water Erosion in Canada. Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada. Ottawa. Contribution No. AAFC/AAC2244E. 117 pp.

Wang Z, Su Y (2020) Assessment of Soil Erosion in the Qinba Mountains of the Southern Shaanxi Province in China Using the RUSLE Model. **Sustainability** 12: 1733. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su12051733> doi:10.3390/su12051733.

Wischmeier WH, Johnson CB, Cross BV (1971). A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation** 26:183-189.

Wischmeier WH, Smith DD. (1978) Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. USA Department of Agriculture, Science and Education Administration. 58p.

Zhang H, Wei J, Yang Q, Baartman JE, Gai L, Yang X, Geisse V (2017) An improved method for calculating slope length ( $\lambda$ ) and the LS parameters of the Revised Universal Soil Loss Equation for large watersheds. **Geoderma** 308: 36-45. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.006>

Zhang H, Yang Q, LI R, Liu Q, Moore D, HE P, Ritsema CJ, Geissen (2013) V. Extension of a GIS procedure for calculating the RUSLE equation LS factor. **Computers and Geosciences** 52: 177-188. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2012.09.027>