



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700. Alfenas - MG CEP 37130-000
Fone: (35) 3299-1419 (Coordenação)/ (35) 3299-1392 (Secretaria)
www.unifal-mg.edu.br/ppgecoambiental/



UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

DERIELSEN BRANDÃO SANTANA

**ESTIMATIVA DA EROSÃO HÍDRICA EM SUB-BACIAS
HIDROGRÁFICAS DA SERRA DA MANTIQUEIRA, NO SUL DE
MINAS GERAIS**



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700. Alfenas - MG CEP 37130-000
Fone: (35) 3299-1419 (Coordenação)/ (35) 3299-1392 (Secretaria)
www.unifal-mg.edu.br/ppgecoambiental/



DERIELSEN BRANDÃO SANTANA

**ESTIMATIVA DA EROÇÃO HÍDRICA EM SUB-BACIAS
HIDROGRÁFICAS DA SERRA DA MANTIQUEIRA, NO SUL DE
MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências Ambientais na Universidade Federal de Alfenas/UNIFAL-MG. Área de concentração: Tecnologias Ambientais Aplicadas

Orientador: Prof^o. Dr. Ronaldo Luiz Mincato

Coorientador: Prof^o. Dr. Junior Cesar Avanzi

Alfenas / MG
2019



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700. Alfenas - MG CEP 37130-000
Fone: (35) 3299-1419 (Coordenação)/ (35) 3299-1392 (Secretaria)
www.unifal-mg.edu.br/ppgecoambiental/



DERIELSEN BRANDÃO SANTANA

**ESTIMATIVA DA EROSIÃO HÍDRICA EM SUB-BACIAS
HIDROGRÁFICAS DA SERRA DA MANTIQUEIRA, NO SUL DE
MINAS GERAIS**

A Banca examinadora abaixo-assinada aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Tecnologias Ambientais Aplicadas.

Aprovada em: 15 de agosto de 2019.

Prof. Dr. Ronaldo Luiz Mincato

UNIFAL-MG

Assinatura: 

Prof. Dr. Breno Régis Santos

UNIFAL-MG

Assinatura: 

Dr. Rodrigo Santos Moreira

IAC - Campinas

Assinatura: 



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700. Alfenas - MG CEP 37130-000
Fone: (35) 3299-1419 (Coordenação)/ (35) 3299-1392 (Secretaria)
www.unifal-mg.edu.br/ppgecoambiental/



AGRADECIMENTOS

Ao Universo e todas as forças que o envolvem.

À minha família, mãe, pai e irmão.

À minha namorada, amiga e companheira, Aline Silva.

A todos os meus grandes amigos do Laboratório de Geologia da UNIFAL.

A todos os meus amigos do IBGE.

Ao meu professor, orientador e amigo, Ronaldo Luiz Mincato.

Ao meu professor, coorientador e amigo, Junior Cezar Avanzi.

A todo o pessoal da Ipanemas Coffees, especialmente Daniel e Donizetti.

Ao apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700. Alfenas - MG CEP 37130-000
Fone: (35) 3299-1419 (Coordenação)/ (35) 3299-1392 (Secretaria)
www.unifal-mg.edu.br/ppgecoambiental/



RESUMO

Os solos são essenciais à vida e aos ecossistemas terrestres. Apesar dessa relevância, um problema que afeta os solos é a erosão hídrica. A erosão hídrica é um processo natural, entretanto tem sido continuamente acelerada pelas atividades antrópicas. Nesse aspecto, modelos de simulação da erosão hídrica são utilizados para estimar as perdas de solos e avaliar a sustentabilidade socioeconômica e ambiental das atividades agrícolas. Este trabalho estimou e comparou as perdas de solos segundo critérios de uso e ocupação do solo e classes de solo durante 2 eventos de chuva distintos nas Sub-bacias hidrográficas Ribeirão José Lúcio e Ribeirão José Bento, produtoras de café em elevadas altitudes na Serra da Mantiqueira, nos Municípios de Conceição do Rio Verde e Cambuquira, sul de Minas Gerais, Brasil. Foi utilizado o modelo MUSLE (*Modified Universal Soil Loss Equation*). Os resultados foram discriminados segundo o uso e ocupação dos solos e segundo as classes de solo para cada Sub-bacia. Na Sub-bacia Ribeirão São Bento, a mata nativa apresentou menores perdas de solo e os carreadores os maiores. Na Sub-bacia Ribeirão José Lúcio, a mata nativa também apresentou menores perdas de solo e o eucalipto plantado morro abaixo as maiores. Quanto à classe de solo, nas duas Sub-bacias, o Cambissolo Háplico (CX1) apresentou as maiores perdas de solo média e o Latossolo Vermelho distrófico em relevo plano e suave-ondulado (LVd1) e em relevo ondulado (LVd2) as menores. Assim, foi evidenciado que as áreas com declives mais acentuados, ausência de práticas conservacionistas e com escoamento superficial mais elevado aumentam significativamente as perdas de solo. A *Modified Universal Soil Loss Equation* possibilitou simular a erosão hídrica, identificar espacialmente e estimar as áreas com maiores perdas de solo, servindo como ferramenta útil para o planejamento de práticas de conservação dos solos e de promoção da sustentabilidade agrícola em bacias hidrográficas.

Palavras-chave: Perdas de solo. Modelos de predição. Produção de café. MUSLE.



ABSTRACT

Soils are essential to life and terrestrial ecosystems. Despite this relevance, a problem that affects the soil is water erosion. Water erosion is a natural process, but has been continually accelerated by anthropic activities. In this aspect, water erosion simulation models are used to estimate soil losses and to evaluate the socioeconomic and environmental sustainability of agricultural activities. This study estimated and compared soil losses according to land use and occupation criteria and soil classes during two distinct rainfall events in the Ribeirão José Lúcio and Ribeirão José Bento sub-basins, coffee producers at high altitudes in the Serra da Mantiqueira, in the municipalities of Conceição do Rio Verde and Cambuquira, south of Minas Gerais, Brazil. The Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE) model was used. Results were categorized by land use and occupation and by soil class for each Sub-basin. In the Ribeirão São Bento Sub-basin, native forest presented the lowest soil losses and the exposed soil the largest. In the Ribeirão José Lúcio Sub-basin, native forest also presented lower soil losses and planted eucalyptus downhill the largest. About the soil class, in the two sub-basins, the Haplic Cambisol (CX1) presented the highest average soil losses and the lowest smooth-wavy (LVd1) and wavy relief (LVd2) dystrophic Red Latosol. Thus, it was evidenced that areas with steeper slopes, absence of conservation practices and higher runoff significantly increase soil losses. Modified Universal Soil Loss Equation made it possible to simulate water erosion, spatially identify and estimate the areas with the highest soil loss, serving as a useful tool for planning soil conservation practices and promoting agricultural sustainability in watersheds.

Key words: Soil losses. Prediction models. Coffee production. MUSLE.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700. Alfenas - MG CEP 37130-000
Fone: (35) 3299-1419 (Coordenação)/ (35) 3299-1392 (Secretaria)
www.unifal-mg.edu.br/ppgecoambiental/



SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO LITERÁRIA	2
2.1 BACIA HIDROGRÁFICA E HIDROGRAMA	2
2.2 ESCOAMENTO SUPERFICIAL	3
2.3 MÉTODO DO NÚMERO DA CURVA	4
2.4 LAVOURA E PRODUÇÃO CAFEEIRA NO ESTADO DE MINAS GERAIS	5
2.5 SOLOS E EROÇÃO HÍDRICA	6
2.6 MODELOS HIDROLÓGICOS DAS PERDAS DE SOLO EM BACIAS E SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS	9
2.7 EQUAÇÃO UNIVERSAL DA PERDA DE SOLO	10
2.8 EQUAÇÃO UNIVERSAL DA PERDA DE SOLO REVISADA	11
2.9 EQUAÇÃO UNIVERSAL DA PERDA DE SOLO MODIFICADA.....	12
REFERÊNCIAS	18
PARTE 2	30
RESUMO	30
ABSTRACT	1
INTRODUÇÃO	2
MATERIAL E MÉTODOS	3
Determinação dos fatores da MUSLE.....	6
RESULTADOS E DISCUSSÕES	10
CONCLUSÕES	16
REFERÊNCIAS	17

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, um dos principais problemas que afetam o solo é a erosão hídrica, que ocorre devido ao desprendimento das partículas do solo pela ação da precipitação e do escoamento superficial da água (LIMA, 2010). A erosão hídrica é um processo natural da paisagem que molda o relevo, todavia, tem sido intensificada pelo uso agrícola intensivo, pecuária descontrolada e remoção da cobertura vegetal. A principal consequência da erosão hídrica é a perda de solos, água, nutrientes e matéria orgânica, afetando negativamente a sustentabilidade socioeconômica e ambiental das atividades agrícolas.

A erosão hídrica tem sido largamente estudada em bacias e Sub-bacias hidrográficas. Esse estudo é feito com a utilização de modelos empíricos (baseados principalmente na observação temporal), conceituais (simulação dos dados em *softwares*) ou físicos (integram a observação temporal e análise de processos físicos) (SAAVEDRA, 2005). Os modelos têm sido cada vez mais aprimorados e aplicados em diversas partes do mundo, adaptados segundo as condições locais. Todavia, a utilização de modelos envolve uma série de parâmetros relacionados às classes de solo, ao relevo, aos índices pluviométricos, a cobertura vegetal, ao escoamento superficial etc. Dentre os principais modelos utilizados destaca-se a Equação Universal de Perdas de Solo, em inglês *Universal Soil Loss Equation* (USLE), desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978); a Equação Universal de Perdas de Solo Modificada, do inglês *Modified Universal Soil Loss Equation* (MUSLE), de Williams (1975) e a Equação Universal de Perda de Solo Revisada, do inglês *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE). A USLE estima as perdas de solo em campo com a utilização de parcelas experimentais; a MUSLE estima as perdas de solo que ocorrem logo após eventos de chuva isolada em escala de bacia hidrográfica e a RUSLE estima as perdas de solo anuais em bacias hidrográficas.

O objetivo do trabalho foi simular e estimar as perdas de solo decorrentes da erosão hídrica na Sub-bacia hidrográfica Ribeirão José Lúcio e Sub-bacia hidrográfica Ribeirão José Bento, afluentes do Rio Verde. Essas Sub-bacias abrangem diversas áreas produtoras de café na Serra da Mantiqueira, sul de Minas Gerais, nos Municípios de Cambuquira e Conceição do Rio Verde. O modelo utilizado para estimar as perdas de

solo foi a MUSLE (WILLIAMS, 1975). A pesquisa ocorreu de agosto de 2017 a julho de 2019.

2. REVISÃO LITERÁRIA

2.1 BACIA HIDROGRÁFICA E HIDROGRAMA

A bacia hidrográfica é uma região definida topograficamente na qual o escoamento superficial em qualquer ponto converge para um único local, o exutório. A delimitação da bacia hidrográfica começa e termina no exutório, conectando os pontos mais elevados, tendo como referência as curvas de nível (TUCCI, 2004). A bacia hidrográfica representa a unidade mais apropriada para estimar a produção de sedimentos transportados e a perda de solos.

Em uma bacia hidrográfica, a produção de sedimentos pode ser definida como a quantidade de solo erodido que é transportada até o exutório da bacia (SCHULTZ; SIEFERT, SANTOS, 2013). Essa produção pode ser quantificada em laboratórios a partir de dados das hidrógrafas da bacia ou sub-bacia. Já, o estudo das perdas de solo pode ser realizado com *softwares* de geoprocessamento (POZZEBON et al., 2000; AVANZI et al., 2013). As hidrógrafas também registram a relação das vazões (Q) com o tempo (t) na bacia hidrográfica, quantificam a vazão de pico, o escoamento superficial direto e o escoamento superficial total. Um tipo de hidrógrafa muito utilizado é o hidrograma, que correlaciona vazão e tempo (FIGURA 1).

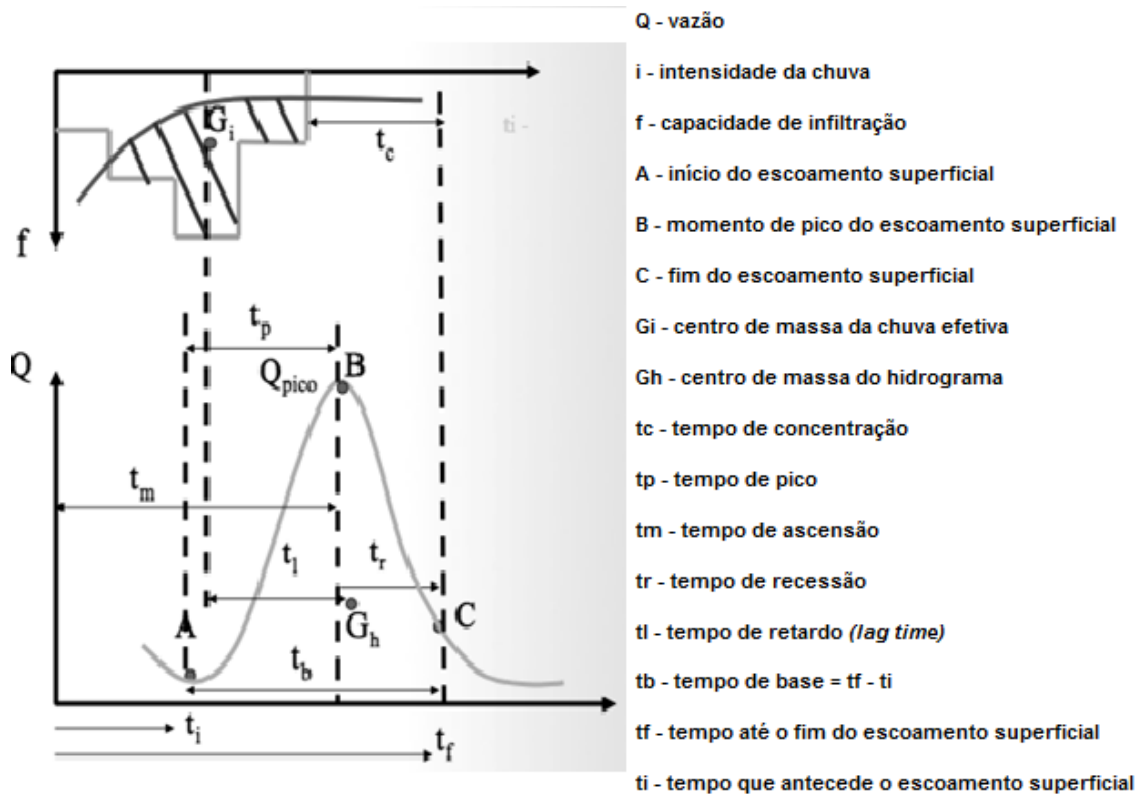


Figura 1 - Esquema de um hidrograma. Fonte: modificado de Tucci (2004).

O tempo de concentração (t_c) é o tempo necessário para que a água pluvial se desloque do ponto mais distante da bacia até o exutório; o tempo de pico (t_p) é o intervalo de tempo entre o centro de massa da precipitação e o tempo onde ocorre a vazão de pico; o tempo de ascensão (t_m) é o intervalo de tempo entre o início da chuva e o pico do hidrograma; o tempo de recessão (t_r) é o tempo até a vazão baixar ao ponto C; o tempo de retardo (t_l) é o intervalo de tempo entre o centro de massa da precipitação e o centro de gravidade do hidrograma; o tempo de base (t_b) é o tempo entre o início e final do escoamento superficial.

2.2 ESCOAMENTO SUPERFICIAL

O escoamento superficial inicia no momento em que a intensidade da chuva excede a velocidade da taxa de infiltração da água no solo. O tempo de início, a duração e a velocidade do escoamento superficial dependem das características atribuídas à chuva, tais como frequência, duração e intensidade, e também das características atribuídas à superfície do solo, tais como umidade, uso e cobertura, classe e declividade (LAL; MISHRA; PANDEY, 2015; ZHOU et al., 2016).

Há diversos modelos para o cálculo do escoamento superficial (SHADEED; ALMASRI, 2010). Segundo Beskow et al. (2009), esses modelos devem incorporar os principais agentes físicos envolvidos na geração do escoamento superficial. A maioria desses modelos é baseada no cálculo das vazões máximas e do escoamento superficial para um evento individual de precipitação em bacias hidrográficas.

2.3 MÉTODO DO NÚMERO DA CURVA

O método do Número da Curva (*Curve Number - CN*) foi criado em 1954 pelo Serviço de Conservação do Solo (*Soil Conservation Service - SCS*) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos da América (*United States Department of Agriculture- USDA*) (ELI; LAMONT, 2010). Foi elaborado inicialmente para resolver problemas de ordem hidrológica, embasado em diversos estudos empíricos realizados em pequenas bacias hidrográficas, de até 250 km², em várias regiões agrícolas dos Estados Unidos da América (EUA) (SILVA et al., 2017).

O método do CN permite estimar o volume de escoamento superficial em bacias hidrográficas. Esse resultado depende da intensidade da precipitação, das condições superficiais do solo e do escoamento total (WELLS et al., 1986; AVANZI et al., 2013). O método do CN é o mais utilizado devido à simplicidade de obtenção de dados (ZENG et al., 2017). Pode ser empregado para quantificar o escoamento superficial num único evento isolado de precipitação extrema - diário; ou continuamente por um período de tempo estabelecido para quantificar vários eventos isolados de precipitação extrema (DESHMUKH et al., 2013).

A medida do escoamento superficial pelo método do CN é baseada na relação entre a precipitação e o escoamento total. O CN é adimensional e varia de próximo a 0 até próximo a 100. Próximo a 0 ocorre em áreas totalmente permeáveis, com infiltração elevada e o escoamento superficial inexistente. Próximo a 100 incide em áreas totalmente impermeáveis, com infiltração reduzida e elevado escoamento superficial (TUCCI, 2004).

Nos EUA, o SCS verificou o potencial de escoamento de cerca de 4000 solos. A partir desse potencial de escoamento, os solos foram divididos em 4 grupos distintos (TUCCI, 2004):

Tipo A – solos profundos, arenosos, com teor reduzido de argila e silte. Possuem baixo escoamento superficial e elevada permeabilidade;

Tipo B – solos menos profundos que solos do tipo A, arenosos e de permeabilidade elevada;

Tipo C – solos pouco profundos, argilosos, com baixa permeabilidade do solo e escoamento superficial elevado; e

Tipo D – solos pouco profundos, argilosos, com argilas expansivas, permeabilidade baixa e elevado escoamento superficial.

No Brasil essa classificação é adotada com ressalvas. É mais adequada para climas temperados, onde a textura exerce o papel essencial no comportamento hidrológico edáfico. Em países tropicais, como o Brasil, o principal atributo de variação edáfica é a estrutura. Esse fato pode produzir variações no CN e não representar com eficácia o potencial de escoamento dos solos (AVANZI et al., 2013). Entretanto, já há alguns trabalhos brasileiros de adaptação dos valores do CN para solos tropicais (MELLO et al., 2003; SARTORI; LOMBARDI NETO; GENOVEZ, 2005).

2.4 LAVOURA E PRODUÇÃO CAFEIEIRA NO ESTADO DE MINAS GERAIS

Na economia nacional, o agronegócio contribuiu com 23,5% do Produto Interno Bruto (PIB) em 2017 (CNA, 2017). O café foi o 5º produto brasileiro no ranking de exportações do agronegócio e foram exportadas 30,7 milhões de sacas de café de 60 kg, gerando receita total de US_\$ 5,2 bilhões (CECAFÉ, 2017) (FIGURA 2).

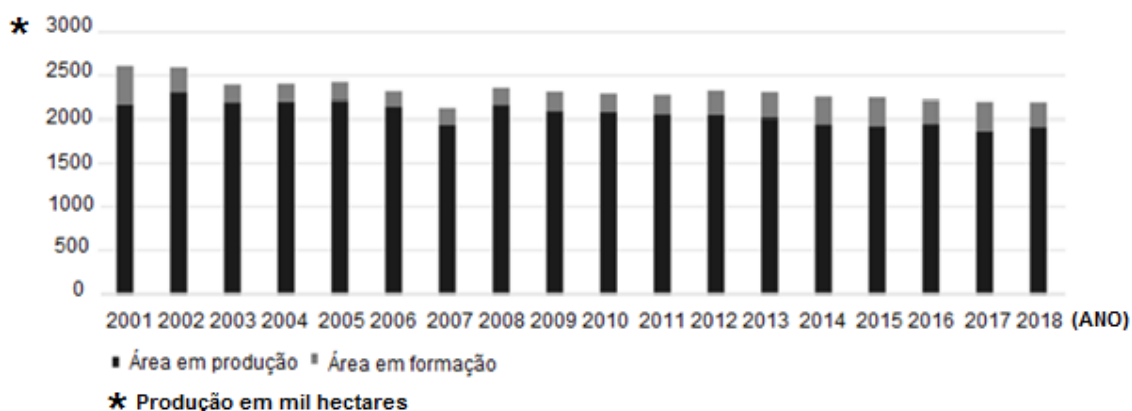


Figura 2 - Total da área destinada à produção cafeeira no Brasil entre 2001 e 2018.

Fonte: Companhia Nacional de Abastecimento - CONAB (2018).

A área total do plantio de café está estimada em 2.168 milhões de ha (CONAB, 2018). Minas Gerais responde pela maior parte da área produtiva, com cerca de 1,23 milhões de ha (CONAB, 2018). Esse valor representa uma produção bruta de

30.735.800 sacas de café. A produção pode ser dividida ainda em quatro regiões (TABELA 1).

Tabela 1 - Produção cafeeira (em nº de sacas) por região de Minas Gerais em 2017 e 2018

Região de Minas Gerais	Safra em 2017	Safra em 2018
Minas Gerais	1.235.114	1.221.125
Sul e Centro-Oeste	654.068	629.521
Triângulo, Alto Paranaíba e Noroeste	214.878	229.060
Zona da Mata, Rio Doce e Central	329.383	329.481
Norte, Jequitinhonha e Mucuri	36.785	33.063

Fonte: CONAB (2018).

2.5 SOLOS E EROSÃO HÍDRICA

Apesar da relevância socioeconômica e das funções ecossistêmicas, os solos têm sido continuamente degradados pelas atividades antrópicas. Cerca de 1% da área terrestre global é degradada por ano (SCHOLES; SCHOLES, 2013). Fatores como o rápido crescimento populacional, o desmatamento e o uso agrícola intensivo aumentam a pressão sobre os solos e contribuem para sua deterioração (GELAGAY; MINALE, 2016; BORRELLI et al., 2017; WEI et al., 2017).

A forma de degradação mais prejudicial corresponde à erosão hídrica (WEI et al., 2017), que aumenta o desgaste do solo e provoca enormes implicações de ordem ambiental e socioeconômica (OLIVEIRA et al., 2010). Embora seja um processo natural, as atividades humanas aceleram os processos erosivos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014; WAIRIU, 2017). A erosão hídrica causa perdas de solo, água, matéria orgânica, nutrientes e agroquímicos, que empobrece as terras cultiváveis e diminui a sua capacidade produtiva e, conseqüentemente, promove a insustentabilidade dos sistemas agrícolas (BERTOL et al., 2004; OLIVEIRA et al., 2010). E apesar de a produção agrícola ter aumentado nas últimas décadas, ainda há cerca de 805 milhões de pessoas desnutridas no mundo (FAO; IFAD; WFP, 2014). É estimado que na metade do século XXI a população aumente para 9 bilhões (GODFRAY et al., 2010), que demandarão por mais água e alimentos com repercussões na sustentabilidade dos solos.

No Brasil, há maior intensificação dos processos de erosão hídrica do solo devido aos índices pluviométricos elevados (GUERRA, 2003). Estudos recentes indicaram perdas de 616,5 milhões de toneladas de terra ao ano no Brasil decorrentes da erosão hídrica em lavouras temporárias, com custos da ordem de US\$ 1,3 bilhão ao ano (DECHEN et al., 2015). Esse problema provoca uma preocupação crescente com a qualidade do solo e dos remanescentes florestais (MIQUELONI; BUENO;

FERRAUDO, 2012). Nesse segmento, o conhecimento científico acerca dos processos erosivos e da sua velocidade são primordiais para o planejamento de estratégias de conservação edáfica (AVANZI et al, 2013).

O termo erosão origina-se do latim *erodere*, que significa escavar, corroer (ZACHAR, 1982). A erosão pode ser definida como o desgaste das massas rochosas e solos, antecedendo o transporte e a deposição dos sedimentos em outros locais (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). A energia cinética das gotas de chuva provoca a desagregação das partículas do solo, seguida pelo escoamento superficial das águas pluviais que provoca o transporte das partículas de solo, que serão depositados em outros locais (DECHEN et al., 2015).

A erosão sofre influência de fatores do ambiente biofísico e dos atributos do solo. Tais fatores são: clima, terreno (declive, comprimento, aspecto e forma), a cobertura do solo, a energia cinética e o intervalo entre as chuvas e as interações entre eles (KINNEL, 2001; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014; GANASRI; RAMESH, 2016).

O principal problema ocasionado pela erosão ocorre quando a perda da camada superficial do solo excede sua taxa de formação. Esse déficit é consequência direta da agricultura convencional, acarretando no esgotamento dos recursos nutricionais do solo. A regeneração do solo é inviável na escala de tempo humana. Além dos prejuízos ambientais, há ainda o custo socioeconômico, pois compensar as perdas de nutrientes causadas pela erosão requer investimentos elevados em fertilizantes. Em regiões de população pobre, como a África Subsaariana, os recursos econômicos para obter compensações para perdas de nutrientes inexistem. Como consequência, a remoção de nutrientes pela erosão reduz consideravelmente a produtividade do solo e as áreas de terras agricultáveis (FAO; ITPS, 2015). Logo, para que se atinja a sustentabilidade ambiental e agrícola é necessário que as taxas de erosão estimadas sejam reduzidas para níveis próximos de zero, pois os efeitos da erosão são acumulativos.

Historicamente, grandes civilizações sucumbiram porque não conseguiram impedir as perdas dos solos pela erosão (SCHOLES; SCHOLES, 2013). Na Mesopotâmia, os canais de irrigação artificiais desviaram os cursos dos rios Tigre e Eufrates, aumentando a lama nas águas, que provocou o colapso do sistema agrícola. No Egito e na Jordânia, evidências comprovam que a remoção e transporte das camadas superiores do solo danificaram a terra além da capacidade de uso, influenciando na produção agrícola e na disponibilidade de alimentos (LOWDERMILK, 1953).

As formas mais conhecidas da erosão hídrica são: laminar, em sulcos e voçoroca. A erosão laminar caracteriza-se pelo escoamento superficial das águas das chuvas, desgastando o solo e levando à perda da camada superficial do solo. Na maioria das vezes, essa erosão é imperceptível e, por isso, é considerada a mais perigosa. Na erosão em sulcos há a concentração da enxurrada em orientações lineares preferenciais. Geralmente, esse tipo de erosão é a etapa inicial de erosões mais graves, como ravinas e voçorocas, especialmente em declives. Nas voçorocas, os sulcos são ampliados pelas contínuas enxurradas concentradas, formando grandes crateras que costumam atingir o lençol freático, que origina grande movimentação de partículas e comprometem a estrutura dos solos. As voçorocas podem atingir até dezenas de metros de comprimento e de profundidade e são as formas mais visíveis de erosão (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014).

O primeiro momento do processo erosivo é a desagregação do solo: o impacto das gotas de chuva na superfície do terreno causa perda da força coesiva das partículas e rompe os agregados do solo (TROEH; HOBBS; DANAHEUE, 1980; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014) causando sua fragmentação – denominado salpicamento ou efeito *splash* (GUERRA, 1999). Posteriormente, as partículas restantes da fragmentação dos agregados ficam suspensas e vulneráveis ao transporte pelas águas superficiais de escoamento. Esse processo tem efeito na estrutura dos sedimentos carregados, impactando também na sua distribuição ao longo do terreno (NEARING et al., 2017). Com a precipitação, o volume de escoamento também tende a diminuir e o material erodido é depositado. O momento do escoamento é também responsável por originar as perdas do solo (GELAGEY; MINALE, 2016).

As perdas de solo por erosão hídrica são extremamente variáveis. Em algumas áreas agrícolas nos Estados Unidos foram documentadas perdas médias de solo na ordem de $6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. No mesmo país, locais com práticas conservacionistas, como no Estado da Virgínia, apontaram baixas perdas de solo médias de 2,15 e $2,72 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente (CLARK et al., 2015; MENDES JR et al., 2018). Já locais com uso intensivo do solo e ausência de práticas conservacionistas possuem perdas de solo maiores. É o caso de da Bacia do Nilo, no nordeste Africano, com perdas de solo de $75 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (TAMENE; LE, 2015). No nordeste da China, terras cultiváveis desde o século passado possuem perdas médias de solo de $15 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (NEARING et al., 2017; WEI et al., 2017). Na União Europeia, resultados apontaram que as menores perdas de solo, de $2,46 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, ocorrem em áreas agrícolas florestais e

seminaturais, revelando eficiência no manejo conservacionista (PANAGOS et al., 2015a). No Brasil, um estudo recente de Oliveira, Nearing e Wendland (2015) apontou que as perdas de solo no Cerrado aumentaram de 0,1 para 12,4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ quando a vegetação foi removida. Outras pesquisas revelaram perdas de solo variando de 15 a 25 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ nas terras agricultáveis do país (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014).

As taxas de perdas de solo que superam as taxas de formação do solo trazem riscos à segurança alimentar e aos ecossistemas terrestres (PIMENTEL et al., 1995; CÂNDIDO et al., 2014). Um déficit de perda de solo de 1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ já pode ser considerado irreversível se persistir em um período de tempo de 50 a 100 anos (VERHEIJEN et al., 2009). Portanto, modelos estimativos que quantifiquem essas perdas de solo são imprescindíveis para identificar áreas que necessitam de maiores intervenções e ferramentas de gestão adequadas para implementação (MCINTOSH et al., 2011), visando garantir, principalmente, a segurança alimentar global e a sustentabilidade dos ecossistemas agrícolas.

2.6 MODELOS HIDROLÓGICOS DAS PERDAS DE SOLO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

Um modelo é um mecanismo construído para a compreensão de algum fenômeno (GOUVEIA JR, 1999). Ao longo dos anos, diversos modelos têm sido desenvolvidos com o objetivo de estudar os processos hidrológicos e estimar as perdas de solo em bacias hidrográficas (ABDELWAHAB et al., 2018). Esses modelos buscam simular processos nas suas dimensões temporais, desempenhando papel fundamental para o conhecimento que auxilie no planejamento agrícola e na manutenção dos ecossistemas (REGAN et al., 2019). Os modelos podem ser divididos em empíricos, físicos ou conceituais (SAAVEDRA, 2005).

Os modelos empíricos são os mais simples (OLIVEIRA, 2011). São baseados em experimentos temporais e empregam técnicas estatísticas e de geoprocessamento. São geralmente utilizados como alternativa a modelos mais complexos e possuem como vantagens a obtenção de dados de forma mais simples e rápida. Em contrapartida, esses dados podem ser úteis apenas para o lugar específico de coleta e não refletem a heterogeneidade de todos os processos físicos/hidrológicos presentes (NOVOTNY, 2009).

Os modelos físicos são baseados no entendimento da produção, arraste e deposição de sedimentos pela medição direta em campo e/ou simulação realizada por uma variedade de equações. Possuem como vantagens o fornecimento de informações mais precisas; todavia, a demanda de dados iniciais é muito maior.

Os modelos conceituais incorporam elementos empíricos e físicos, representando os processos físicos da bacia hidrográfica e os descrevendo de maneira empírica. Esse fato permite uma estimativa mais precisa da simulação dos processos e a representação dos dados de forma mais confiável.

Os principais modelos de predição das perdas de solo são a *Universal Soil Loss Equation (USLE)* (WISCHMEIER; SMITH, 1965); *Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE)* (WILLIAMS, 1975); *Soil Loss Estimation Model For South Africa (SLEMSA)* (ELWELL, 1978); *Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation (ANSWERS)* (BEASLEY; HUGGINS, 1982); *Chemicals Runoff And Erosion From Agricultural Management Systems (CREAMS)* (KNISEL, 1980); *Groundwater Loading Effects Of Agricultural Management Systems (GLEAMS)* (LEONARD; KNISEL; STILL, 1987); *Erosion Potential Method (EPM)* (GAVRILOVIC, 1988); *Agricultural Non-Point Source Pollution (AGNPS)* (YOUNG et al., 1989); *Erosion Productivity Impact Calculator (EPIC)* (WILLIAMS et al., 1989); *Water Erosion Predict Project (WEPP)* (FLANAGAN; NEARING, 1995); *Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)* (RENARD et al., 1997); *European Soil Erosion Model (EUROSEM)* (MORGAN et al., 1998); *Soil Water Assessment Tool (SWAT)* (ARNOLD et al., 1998).

2.7 EQUAÇÃO UNIVERSAL DA PERDA DE SOLO

As pesquisas em erosão hídrica e das perdas do solo foram inicialmente desenvolvidas nos Estados Unidos da América (EUA) a partir de 1940. O interesse dos estudos na erosão hídrica decorreu a partir da constatação que esta representava uma ameaça econômica ao país (LAFLEN; FLANAGAN, 2013). Os primeiros estudos surgiram na região do Corn Belt (Cinturão do Milho), área de grande importância para a produção agrícola nos EUA. Alguns exemplos são os trabalhos de Cook (1936), que definiu fatores relacionados às taxas de erosão do solo, tais como o clima e as características fisiográficas; Zingg (1940), que relacionou a intensidade das perdas de solo com a topografia do terreno (comprimento e grau do declive); Smith (1941), que

acrescentou o fator prática conservacionista e cultura; e Browning, Parish e Glass (1947), que acrescentaram os fatores erodibilidade e manejo do solo.

Em 1947, uma comissão nacional dos EUA reuniu-se em Ohio, liderada G.W. Musgrave, reavaliando fatores presentes em equações das perdas de solo previamente criadas. Nesse encontro, alguns novos fatores foram acrescentados a essa equação, originando a Equação de Musgrave (MUSGRAVE, 1947). A Equação de Musgrave foi a primeira equação a prever completamente a erosão do solo; todavia, era aplicável somente a algumas regiões dos EUA, apresentando limitações devido às características distintas da distribuição das chuvas, do uso e manejo do solo, do relevo e das propriedades edáficas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014).

Em 1954 foi desenvolvida a Equação Universal de Perda de Solo (em inglês *Universal Soil Loss Equation - USLE*) no *Runoff and Soil-Loss Data Center* do Serviço de Pesquisa em Agricultura da Administração de Ciência e Educação em cooperação com a Universidade de Purdue, nos Estados Unidos. A USLE foi desenvolvida por Wischmeier e Smith com o objetivo de superar as dificuldades enfrentadas pelas equações anteriores (WISCHMEIER; SMITH, 1978). A USLE foi considerada um modelo inovador na época, pois propiciava orientações para o controle da erosão dentro dos limites específicos de cada pesquisa, possibilitando trabalhar com parcelas padrões de solo (LAFLEN; MOLDENHAUER, 2003).

No Brasil, a repercussão das pesquisas sobre a erosão hídrica propiciou diversos estudos. A Região Sudeste foi pioneira na pesquisa sobre erosão acelerada do solo, com alguns trabalhos do Instituto Agrônomo de Campinas – IAC, entre os anos de 1950 e 1970 (TENBERG; DECHEN; STOCKING, 1997). Diversos pesquisadores brasileiros complementaram a formação acadêmica em programas de pós-graduação no exterior, produzindo trabalhos em parcerias com autores estrangeiros a partir de 1990, tais como os de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), Veiga, Cabeda e Reichert (1993), Cogo, Foster e Moldenhauer (1996), Marques, Alvarenga e Curi (1998), Reichert et al. (2001), Cochrane et al. (2005) e Favaretto et al. (2006). A temática predominante compreendia a aplicação da USLE para os tipos de solos, o uso da terra e as condições climático-ambientais do Brasil, tendo sido publicados 225 artigos do tema no período de julho de 1949 a abril de 2007 (BARRETO; BARROS; SPAROVEK, 2008).

2.8 EQUAÇÃO UNIVERSAL DA PERDA DE SOLO REVISADA

Em 1997, outro modelo foi desenvolvido: a Equação Universal da Perda de Solo Revisada, em inglês RUSLE – *Revised Universal Soil Loss Equation* (RENARD et al., 1997). A RUSLE é uma revisão da USLE, sem a utilização de parcelas experimentais de estudo em campo, superando as restrições geográficas e climáticas dos demais modelos. A RUSLE é consequência do avanço tecnológico nos Sistemas de Informação Geográfica (SIG), sensoriamento remoto e métodos geoestatísticos (AYER et al., 2015).

A RUSLE estima a de perda de solo anual em bacias hidrográficas provenientes da erosão laminar e em sulcos, não contabilizando a deposição de sedimentos nas ravinas e a erosão nas margens e fundos do canal (NAPOLI et al., 2016). A Equação 1 da USLE / RUSLE é:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \text{ (Equação 1)}$$

Em que: A = perda de solo média anual, em Mg ha⁻¹ ano⁻¹; R = fator erosividade da chuva, em MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹; R = capacidade da chuva em causar erosão hídrica, responsável por desprender as partículas do solo pelo salpicamento e transportá-las. O fator R depende da frequência, intensidade e volume das chuvas que agem na velocidade e volume do escoamento superficial (RENARD et al., 1997; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014; PETEK; MIKOŠ; BEZAK, 2018); K = fator erodibilidade do solo, em Mg ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹; LS = fator topográfico, adimensional; C = fator uso e manejo do solo, adimensional; P = fator práticas conservacionistas, adimensional (FERNÁNDEZ; VEGA, 2016).

Apesar da USLE e RUSLE possuírem a mesma formulação, os procedimentos para a obtenção dos fatores pela RUSLE são mais rápidos e as estimativas fornecidas são mais precisas (ZHOU et al., 2008; PRASANNAKUMAR et al., 2012; OLIVETTI et al., 2015; GANASRI, RAMESH, 2016; UDDIN et al., 2016; HAREGEWEYN et al., 2017). A RUSLE também pode ser utilizada em áreas maiores desde que seus fatores sejam calibrados para as condições específicas do local de análise (MORGAN; NEARING 2011; SILVA et al., 2016).

2.9 EQUAÇÃO UNIVERSAL DA PERDA DE SOLO MODIFICADA

O modelo proposto por Williams (1975) recebeu o nome de *Modified Universal Soil Loss Equation* (MUSLE), ou Equação Universal da Perda de Solo Modificada. A MUSLE é um modelo empírico adaptado da USLE e tem sido frequentemente utilizada em estudos da estimativa da produção de sedimentos e perdas de solos em pequenas e

médias bacias hidrográficas. Diferentemente da USLE/RUSLE, que estimam a erosão média anual em vertentes (WISCHMEIER; SMITH, 1978), a MUSLE é utilizada na predição das perdas de solo após eventos isolados de chuva, tornando suas previsões ainda mais precisas (WILLIAMS; BERNDT, 1977). No Brasil, podemos citar os trabalhos de Chaves (1991), Machado e Vetorazzi (2003), Avanzi et al. (2008), Silva, Chaves e Camelo (2011), Schultz, Siefert e Santos (2013), Galharte, Villela e Crestana (2014), Santos et al. (2014), Corrêa et al. (2016), Silva et al. (2018) e Siqueira e Vanzela (2018).

No modelo MUSLE, o fator erosividade da chuva (R) é substituído por um fator de escoamento (ou deflúvio) $\alpha(D \cdot Q_p)^\beta$ (WILLIAMS, 1975), gerado com base no deflúvio ou escoamento superficial direto (D) e na vazão de pico (Q_p) (AVANZI et al., 2008). Essa substituição permite a aplicabilidade do modelo em eventos de chuva individuais, já que a produção de sedimentos e a perda de solo estão relacionadas com as características do escoamento (PAIVA; PAIVA, 2001).

Como apenas um fator da USLE/RUSLE é substituído, há grande potencial da aplicação da MUSLE no Brasil devido à base de dados preexistente da USLE/RUSLE, à simplicidade estrutural, o número baixo de parâmetros equacionais utilizados e a facilidade de calibração dos seus coeficientes para as condições locais (CHAVES, 1991; SILVA et al., 2008; SADEGHI et al., 2014;).

A Equação 2 da MUSLE é:

$$A = \alpha(D \times Q_p)^\beta \times K \times LS \times C \times P \text{ (Equação 2)}$$

Em que A: representa as perdas de solo (Mg ou t), “ α ” e “ β ”: coeficientes originais da MUSLE (ou oriundos de calibração das hidrógrafas); D: escoamento superficial direto ou deflúvio (mm); Q_p : vazão de pico ($m^3 s^{-1}$); K: erodibilidade média da bacia ($Mg ha^{-1} MJ^{-1} mm^{-1}$); LS: fator topográfico (adimensional); C = fator uso e manejo do solo, adimensional; P = fator práticas conservacionistas, adimensional (FERNÁNDEZ; VEGA, 2016).

O fator K expressa quantitativamente a erodibilidade do solo, ou seja, a susceptibilidade do solo à erosão hídrica (SILVA et al., 1999). Um solo com alta erodibilidade sofrerá mais erosão que um solo com baixa erodibilidade, ambos nas mesmas condições de declive, cobertura vegetal, práticas de controle e precipitação (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014).

Os principais fatores que influenciam a erodibilidade são aqueles que afetam a infiltração, permeabilidade, a resistência ao desprendimento e ao transporte das partículas pela ação das chuvas e o escoamento do solo (BERTONI; LOMBARDI NETO; BENATTI JUNIOR, 1975). Portanto, a erodibilidade está relacionada às propriedades mineralógicas, químicas, morfológicas, físicas e biológicas do solo (FERREIRA; FERNANDES; CURI, 1999; SILVA, 1999; BRADY; WEIL, 2013).

A estimativa precisa da erodibilidade é essencial para o cálculo das perdas de solo, uma vez que o comportamento de cada tipo de solo influencia diretamente a estimativa da produção de sedimentos (EFTHIMIOU, 2018). O valor da erodibilidade depende da combinação de parâmetros tais como textura, teor de matéria orgânica, permeabilidade e estrutura do solo, etc (RENARD et al., 1997).

A textura refere-se à distribuição das classes referentes ao tamanho das partículas de um solo. Essas classes são a argila, o silte e areia. Partículas menores e mais finas têm força de coesão elevadas, são menos susceptíveis ao transporte e possuem valores de K mais baixos. Partículas maiores e mais grossas têm força de coesão reduzida, sendo mais susceptíveis ao transporte e possuem valores de K mais altos, ou seja, solos ricos em argila são mais resistentes à desagregação, enquanto solos ricos em areia são menos resistentes, facilmente desagregados e propiciam taxas de escoamento superiores (RENARD et al., 1994; EFTHIMIOU, 2018).

A fração húmica da matéria orgânica (MO) retém de duas a três vezes o seu peso em água, aumentando a infiltração hídrica e atenuando a susceptibilidade do solo ao escoamento superficial e a erosão (SILVA et al., 1999; SILVA; SCHULTZ; CAMARGO, 2007). A permeabilidade do solo também afeta o escoamento: quanto maior a permeabilidade, menor a taxa de escoamento. A estrutura do solo afeta a susceptibilidade à desagregação e infiltração. Solos com agregados instáveis têm baixa capacidade de infiltração, aumentando o índice de escoamento, e são mais erodíveis do que solos com agregados estáveis (RENARD et al., 1994; SINGH; KHERA, 2009; EFTHIMIOU, 2018).

A erodibilidade pode ser obtida segundo métodos diretos ou indiretos. O primeiro método direto é feito em condições de campo. Corresponde à instalação de parcelas padrão com 22,3 m de comprimento no sentido do declive de 9%, em solo exposto sujeito à ação de chuva natural (RENARD et al., 1997). Todavia, a dificuldade de instalação de parcelas padrões de solo em campo, a dependência do regime de chuvas, os vários anos de coleta de dados e o alto custo da obtenção dos dados

dificultam a determinação da erodibilidade (PANAGOS et al., 2014). O segundo método direto é igual ao primeiro, exceto pelo fator K ser calculado sob condições de chuva simulada. No Brasil, a determinação do fator K por métodos diretos torna-se ainda mais difícil em virtude da grande variedade das classes de solos e da extensão territorial (DENARDIN, 1990). A maioria dos modelos indiretos é baseada em regressões múltiplas que contenham como variáveis independentes atributos morfológicos, físicos, químicos e mineralógicos do solo (DENARDIN, 1990; MARQUES et al., 1997; BONILLA; JOHNSON, 2012; PANAGOS et al., 2012, 2014; BRADY; WEIL, 2013; AUERSWALD et al., 2014; WANG; ZHENG; GUAN, 2016).

Um dos métodos indiretos mais conhecidos para a predição do fator K é o nomograma proposto por Wischmeier, Johnson e Cross (1971). O nomograma corresponde a uma representação gráfica baseada na relação entre os atributos físicos do solo (textura, estrutura e permeabilidade) e a porcentagem de matéria orgânica. Em seu estudo, os autores estimaram a erodibilidade para solos de textura média do Meio-Oeste dos Estados Unidos da América (EUA) (MARQUES et al., 1997; MANNIGEL et al., 2002). Apesar da variedade de métodos para o cálculo da erodibilidade, a aplicabilidade destes em solos tropicais brasileiros não possui resultados satisfatórios (DENARDIN, 1990; SILVA et al., 2000). A principal inadequação ocorre no que concerne à textura, à estrutura e a mineralogia dos latossolos brasileiros – predominantes no país – e também devido à heterogeneidade do comportamento dos solos tropicais em face do processo erosivo, totalmente distinto dos solos dos EUA (SILVA et al., 1999).

Diante do cenário de dificuldades para determinar a erodibilidade nos solos tropicais brasileiros, alguns modelos foram desenvolvidos. Denardin (1990) procurou determinar a erodibilidade de 31 solos brasileiros e 46 norte-americanos a partir da análise de parâmetros físicos e químicos em condições de campo sob chuva natural e/ou simulada. Lima et al. (1990) propuseram uma adaptação do método anterior para latossolos brasileiros pela dispersão do material edáfico em água. Silva et al. (1994) avaliaram seis métodos indiretos e compararam com o método direto com simulador de chuva em Latossolos do Cerrado. Marques et al. (1997) avaliaram treze modelos indiretos para solos brasileiros com horizonte B textural. Silva et al. (1999) desenvolveram cinco modelos de estimativa indireta do fator K em dezenove Latossolos de vários estados do Brasil a partir de variáveis morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas. Esse método apresentou bom desempenho para a estimativa da erodibilidade dos Latossolos brasileiros; todavia, restringiram o uso dos modelos apenas

às classes de Latossolos, devido às equações trabalharem com atributos específicos dessa classe de solo. Dentre todos os modelos citados, concluiu-se que os métodos indiretos não estimaram a erodibilidade dos solos pesquisados com exatidão, e o modelo de Denardin (1990) foi o que mais se aproximou do padrão e proporção do modelo direto.

Os fatores L e S representam fatores topográficos, onde L (*Length*) significa o comprimento e S (*Slope*) a declividade da rampa (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Para aplicação da RUSLE/MUSLE, eles são considerados como um único fator (LS) (WISCHMEIER; SMITH, 1978; PANAGOS; BORRELLI; MEUSBURGER, 2015).

O fator L é a relação de perdas de solo entre uma rampa qualquer e uma rampa padrão de 22,3 metros, ambas sob as mesmas condições. Já o fator S é a relação de perdas de solo entre um declive qualquer e um declive de 9% para o mesmo comprimento de rampa, ambas sob as mesmas condições. Esses fatores influem diretamente nas perdas de solo, pois o aumento do comprimento de rampa e da declividade intensificam a velocidade do fluxo d'água do escoamento superficial (WISCHMEIER; SMITH, 1978; ALEXAKIS; HADJIMITSIS; AGAPIOU, 2013; OLIVEIRA et al., 2013).

Smith e Wischmeier (1957) avaliaram o efeito da inclinação e comprimento de rampa na erosão em 10 localidades dos EUA. A maioria do terrenos era composta por culturas de milho e algodão. Esse trabalho foi essencial para a definição dos fatores LS, que seriam a distância do ponto de origem do fluxo superficial até o ponto em que a inclinação diminui na medida em que a deposição começa ou o ponto onde a água do escoamento entra em um canal bem definido (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Inicialmente, os cálculos dos fatores LS foram baseados em modelos empíricos. Os primeiros estudos eram restritos a áreas pequenas, em parcelas padrão de 22,3 metros, 9% de declive e solo exposto, o que facilitava a obtenção das variáveis (OLIVEIRA et al., 2013). Entretanto, esses métodos manuais demandavam muito tempo, desconsideravam os declives côncavo, convexo ou côncavo-convexo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014) e o impacto dos fluxos divergentes e convergentes, subestimavam ou superestimavam a erosão e eram inviáveis para áreas maiores (OLIVEIRA, 2011).

As geotecnologias permitiram superar as limitações dos modelos empíricos a partir de modelos semiempíricos e conceituais como a LSRUSLE 3D (*Revised Universal Soil Loss Equation-3D*) (MITASOVA et al., 2001), LS-USPED (*Unit Stream*

Power-based Erosion Deposition) (MOORE; WILSON, 1992) e o algoritmo baseado em Spring (MOORE; BURCH, 1986). Tais modelos são baseados na integração entre o Modelo Digital de Elevação (MDE) do terreno e algoritmos computacionais, com LS obtidos pela determinação da direção dos fluxos do escoamento pixel por pixel ao longo das vertentes (OLIVEIRA, 2011). Essa integração permite maior precisão na determinação da topografia do terreno, que permite utilizar os fluxos de direção e de acumulação do escoamento superficial para a definição da drenagem e tem mostrado resultados satisfatórios quando comparados aos modelos empíricos (MOORE; WILSON, 1992; MITASOVA et al., 1996, 2001; VAN REMORTEL; HAMILTON; HICKEY, 2001; AYER et al., 2015; HRABALÍKOVÁ; JANEČEK, 2017; MENDES JR et al., 2018; SEUTLOALI; DUBE; SIBANDA, 2018).

O fator C representa o uso e manejo do solo. É um dos fatores mais influenciados pelas ações antrópicas (SILVA; SCHULTZ; CAMARGO, 2007). Consiste na relação entre as perdas de solo em um terreno sob determinada cobertura vegetal e manejo e as perdas correspondentes num terreno mantido continuamente descoberto em pousio (WISCHMEYER; SMITH, 1978; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014).

A cobertura vegetal funciona como uma barreira natural contra a erosão hídrica, oferecendo proteção direta contra o impacto das gotas de chuva e diminuindo a velocidade do escoamento superficial (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). Fatores como a cobertura do solo pelo dossel, os estágios sucessivos da vegetação durante as fases do cultivo, a cobertura do solo pelos resíduos vegetais, o manejo desses resíduos, a rotação de culturas e o tipo de preparo do solo influenciam diretamente no valor de C (WISCHMEYER; SMITH, 1978; PANAGOS et al., 2015a). Logo, o fator C depende da interação dessas variáveis que devem ser analisadas conjuntamente (NAKAO et al., 2015).

O fator C varia de próximo de zero a um: quanto mais próximo de 0, maior a proteção da vegetação contra o processo erosivo (valor comumente adotado para florestas nativas); valores intermediários indicam graus distintos de susceptibilidade ao processo erosivo; quanto mais próximo de 1, menor a proteção da vegetação contra o processo erosivo (valor comumente adotado para o solo exposto) (PROCHNOW et al., 2005; VIJITH; HURMAIN; DODGE-WAN, 2018).

Atualmente, a utilização de técnicas de sensoriamento remoto e sistemas de informação geográfica têm possibilitado identificar com maior acurácia os usos e

manejos do solo, atribuindo os valores para o fator C. Há dois métodos principais para essa identificação: os métodos computacionais de classificação automatizada, geralmente utilizados para áreas maiores, que são mais rápidos, porém menos confiáveis; e os métodos de interpretação visual, utilizados para áreas menores, que apesar de serem mais lentos, são mais confiáveis (OLIVETTI et al., 2015).

O fator P representa as práticas conservacionistas, que podem ser de origem edáfica, mecânica e vegetativa e têm o propósito de reduzir a taxa de escoamento superficial, modificando seu fluxo, intensidade e direção (VAN VLIET, 2002), amenizando o potencial da erosão e possibilitando maximizar os rendimentos da atividade agrícola (FILHO et al., 2016).

O fator P expressa a relação entre a perda de solo sob determinada prática conservacionista e a perda correspondente quando a cultura está implantada no sentido do declive ou morro abaixo (WISCHMEIER; SMITH, 1978; EDUARDO et al., 2013). As práticas conservacionistas mais comuns são as vegetativas: o cultivo em contorno, o cultivo em faixas com rotação de culturas, o terraceamento e o plantio direto.

O fator P varia de próximo de zero a um. Valores mais próximos de zero significa práticas mais eficientes na redução da erosão e os mais próximos de um são os plantios em declive ou morro abaixo com ausência de práticas conservacionistas (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Estes valores podem ser determinados de forma empírica, correlacionando P e fatores topográficos (TERRANOVA et al., 2009; PANAGOS et al., 2015b); por dados da literatura especializada; ou realizados a partir da classificação de imagens obtidas por sensoriamento remoto (PANAGOS et al., 2015a).

REFERÊNCIAS

ABDELWAHAB, O. M. M. et al. Modelling soil erosion in a Mediterranean watershed: Comparison between SWAT and AnnAGNPS models. **Environmental Research**, Amsterdam, v.166, n.1, p. 363-376, 2018.

ALEXAKIS, D.; HADJIMITSIS, D.G.; AGAPIOU, A. Integrated use of remote sensing, GIS and precipitation data for the assessment of soil erosion rate in the catchment area of “Yialias” in Cyprus. **Atmospheric Research**, Amsterdam, v.131, n.4, p.108-124, 2013.

ARNOLD, J.G. et al. Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. **Journal of America Water Resources Association**, Hoboken, v.34, n.1, p.73-89, 1998.

- AUERSWALD, K. et al. Use and misuse of the K factor equation in soil erosion modeling: An alternative equation for determining USLE nomograph soil erodibility values. **Catena**, Amsterdam, v.118, n.7, p.220-225, 2014.
- AVANZI, J. C. et al. Calibração e aplicação do modelo MUSLE em uma microbacia hidrográfica nos Tabuleiros Costeiros brasileiros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 6, p. 563-569, 2008.
- AVANZI, J.C. et al. Spatial distribution of water erosion risk in a watershed with eucalyptus and Atlantic Forest. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.37, n.5, p. 427-434, 2013.
- AYER, J.E.B. et al. Erosão hídrica em Latossolos Vermelhos distróficos. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v.45, n.2, p.180-191, 2015.
- BARRETTO, A. G. O. P.; BARROS, M. G. E.; SPAROVEK, G. Bibliometria, História e Geografia da Pesquisa Brasileira em Erosão Acelerada do Solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 2443-2460, 2008.
- BEASLEY, D.B.; HUGGINS, L.F. **ANSWERS (Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation) User's Manual**. Chicago: United States Environmental Protection Agency. Report No. 905/9-82-001,1982. 57 p.
- BERTOL, I. et al. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um Inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n.2, p.485-494, 2004.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F.; BENATTI JÚNIOR, R. **Equação de perdas de solo**. Campinas: IAC, 1975. 25 p. (IAC. Boletim Técnico, 21)
- BERTONI J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 9. ed. São Paulo: Ícone, 2014. 355 p.
- BESKOW, S. et al. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, Amsterdam, v.79, n.1, p.49-59, 2009.
- BONILLA, C.A.; JOHNSON, O.I. Soil erodibility mapping and its correlation with soil properties in Central Chile. **Geoderma**, Amsterdam, v.189-190, p.116-123, 2012.
- BORRELLI, P. et al. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nature Communications**, London, v.8, n.10, p.1-13, 2017.
- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. Porto Alegre: Bookman, 2013. 685 p.
- BROWNING, G. M.; PARISH, C. L; GLASS, J. A. A method for determining the use and limitations of rotation and conservation practices in the control of soil erosion in Iowa. **Journal of American Society Agronomy**, Madison, v.39, n.1, p. 65-73, 1947.
- CÂNDIDO, B.M. et al. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na bacia do rio Paraná, no leste do Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.38, n.5, p.1565-1575, 2014.

- CHAVES, H. M. L. Análise global de sensibilidade dos parâmetros da Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.15, n. 3, p. 345-350, 1991.
- CLARK, E.V. et al. Hydro acoustic and spatial analysis of sediment fluxes and accumulation rates in two Virginia reservoirs, USA. **Environmental Science and Pollution Research**, Berlim, v.22, n.11, p.8659-8671, 2015.
- COCHRANE, B.H.W. et al. Controlling soil erosion and Runoff with Polyacrylamide and phosphogypsum on subtropical soil. **Transactions of American Society Agronomy Engineers**, Ankeny, v.48, n.6, p. 149-154, 2005.
- COGO, N.P.; FOSTER, G.R.; MOLDENHAUER, W.C. Flow rates-soil erosion relationship as affected by wheat residue cover: An attempt to define slope length limits for conservation tillage. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.20, n.1, 475-483, 1996.
- COMISSÃO NACIONAL DO CAFÉ (CNA) **PIB do agronegócio: balanço 2017**. São Paulo: CNA, 2017. Disponível em: <http://www.cnabrazil.org.br/sites/default/files/sites/default/files/uploads/pib_agronego_cio_balanco_2017.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2018.
- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). **Acompanhamento da safra brasileira: café – v. 5, n. 1 (2018) Primeiro levantamento/janeiro 2018**. Brasília: Conab, 2018. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/cafe>>. Acesso em: 30 mai. 2018.
- CONSELHO DOS EXPORTADORES DE CAFÉ DO BRASIL (CECAFÉ). **Relatório mensal: dezembro 2017**. São Paulo: CECAFÉ, 2017. Disponível em: <http://www.sapc.embrapa.br/arquivos/consorcio/informe_estatistico/CECAFE_Relatorio_Mensal_DEZEMBRO_2017.pdf>. Acesso em: 26 abr. 2018.
- COOK, H.L. The nature and controlling variables of the water erosion process. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v.1, n.1, p. 60-64, 1936.
- CORRÊA, E. et al. 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**, São Paulo, v. 32, n.1, p.72-87, 2016.
- DECHEN, S.C.F. et al. Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. **Bragantia**, Campinas, v.74, n.2, p.224-233, 2015.
- DENARDIN, J. E. **Erodibilidade do Solo Estimada por meio de Parâmetros Físicos e Químicos**. 1990. 113 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz-USP, Piracicaba, 1990.
- DESHMUKH, D.S. et al. Estimation and comparison of curve numbers based on dynamic land use land cover change, observed rainfall-runoff data and land slope. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 492, n.1, p.89-101, 2013.doi:10.1016/B978-012370626-3.00010-7

- EDUARDO, E.N. et al. Erodibilidade, fatores cobertura e manejo e práticas conservacionistas em argissolo vermelho-amarelo, sob condições de chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.37, n.3, p.796-803, 2013.
- EFTHIMIOU, N. The importance of soil data availability on erosion modeling. **Catena**, Amsterdam, v.165, n.4, p. 551-566, 2018.
- ELI, R. N.; LAMONT, S.J. Curve numbers and urban runoff modeling: Application limitations. In: INTERNATIONAL LOW IMPACT DEVELOPMENT CONFERENCE, 2010, San Francisco. **Proceedings of the 2010 San Francisco Low Impact Development ...** San Francisco: Redefining Water in the City, 2010. p. 405-418.
- ELWELL, H.A. Modeling soil losses in Southern Africa. **Journal of Agricultural Engineering Research**, Oxford, v.23, n.2, p. 117-127, 1978.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília: EMBRAPA, 2017. 574 p.
- FAVARETTO, N. et al. Gypsum Amendment and exchangeable Calcium and Magnesium affecting Phosphorus and Nitrogen in Runoff. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v.70, n.17, p.1788-1796, 2006.
- FERNÁNDEZ, C.; VEGA, J. A. Evaluation of RUSLE and PESERA models for predicting soil erosion losses in the first year after wildfire in NW Spain. **Geoderma**, Amsterdam, v.273, n. 4, p. 64-72, 2016.
- FERREIRA, M. M.; FERNANDES, B.; CURI, N. Influência da mineralogia da fração argila nas propriedades físicas de latossolos da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 3, p. 515-524, 1999.
- FILHO, O.J.V. et al. Diagnóstico e reabilitação agroambiental de trecho de bacia hidrográfica por sensoriamento remoto e turbidez da água. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.51, n.9, p. 1099-1109, 2016.
<https://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900009>
- FLANAGAN, D. C.; NEARING, M.A. **Water Erosion Prediction Project: Hillslope profile and watershed model documentation**. Lafayette: United States Department of Agriculture. ARS National Soil Erosion Research Laboratory, Report n. 10. 1995. 38 p.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO); INTERNATIONAL FUND FOR AGRICULTURAL DEVELOPMENT (IFAD); WORLD FOOD PROGRAM (WFP). **The State of Food Insecurity in the World 2014**. Strengthening the enabling Environment for Food Security and Nutrition. Rome: FAO, 2014. 53p.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO); INTERGOVERNMENTAL TECHNICAL PANEL ON SOILS (ITPS). **Status of the World's Soil Resources (SWSR) - Main Report**. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy, 2015. 697 p.

GALHARTE, C. A.; VILLELA, J. M.; CRESTANA, S. Estimativa da produção de sedimentos em função da mudança de uso e cobertura do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n.1, p. 194-201, 2014.

GANASRI, B.P.; RAMESH, H. Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS - A case study of Nethravathi Basin. **Geoscience Frontiers**, Amsterdam, v. 7, n. 6, p. 953-961, 2016.

GAVRILOVIC, S. The use of empirical method (erosion potential method) for calculating sediment production and transportation in unstudied or torrential streams. In: WHITE, W. R. (ed.) **International Conference on River Regime**. Chichester, 1988. p.411-422.

GELAGAY, H.S.; MINALE, A.S. Soil loss estimation using GIS and remote sensing techniques: a case of Koga watershed, Northwestern Ethiopia. **International Soil and Water Conservation Research**, Amsterdam, v.4, n.2, p.126-136, 2016.

GODFRAY, H.C.J. et al. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. **Science**, Washington, v.327, n.23, p.812-818, 2010.

GOUVEIA JR, A. O conceito de modelo e sua utilização nas ciências do comportamento: breves notas introdutórias. **Revista Estudos de Psicologia**, Campinas, v. 16, n. 1, p. 13-16, janeiro/abril ,1999.

GUERRA, A. J. T. Encostas e a questão ambiental. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Orgs). **A questão ambiental – diferentes abordagens**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003. cap. 6, p. 37-68.

GUERRA, A.J.T. Início do processo erosivo. In: GUERRA, A. J, T.; SILVA, A.S.; BOTELHO, R.G.M (Orgs). **Erosão e conservação dos solos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999. cap. 2, p. 17-50.

HAREGEWEYN, N. et al. Comprehensive assessment of soil erosion risk for better land use planning in river basins: case study of the Upper Blue Nile River. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 574, n.29, p.95-108, 2017.

HRABALÍKOVÁ, M.; JANEČEK, M. Comparison of Different Approaches to LS Factor Calculations Based on a Measured Soil Loss under Simulated Rainfall. **Soil & Water Research**, Prague, v.12, n.2, p. 69-77, 2017.

KINNELL, L. Comments on “vertical hydraulic gradient and run-on water and sediment effects on erosion processes and sediment regimes”. **Soil Science Society American Journal** , Madison, v.65, n.3, p. 953-957, 2001.

KNISEL, W.G. **CREAMS - A field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems**. Washington: United States Department of Agriculture, Science and Education Administration. Conservation Research Report n.26. 1980. 643 p.

LAFLEN, J.M.; FLANAGAN, D.C. The development of U. S. soil erosion prediction and modeling. **International Soil and Water Conservation Research**, Amsterdam, v. 1, n. 2, 2013, p.1-11.

- LAFLEN, J. M.; MOLDENHAUER, W.C. **Pioneering soil erosion prediction: The USLE story**. Beijing: World Association of Soil and Water Conservation. 2003. 54 p. (Special Pub. n. 1)
- LAL, M.; MISHRA, S.K.; PANDEY, A. Physical verification of the effect of land features and antecedent moisture on runoff curve number. **Catena**, Amsterdam, v.133, n.10, p.318-327, 2015.
- LEONARD, R.A.; KNISEL, W.G.; STILL, D.A. GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, Ankeny, v. 30, n.5, p.1403-1418, 1987.
- LIMA, J.M. et al. Dispersão do material de solo em água para avaliação indireta da erodibilidade em latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.14, n.3, p.85-90, 1990.
- LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W.C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, Campinas, v.51, n.2, p. 189-196, 1992.
- LOWDERMILK, W.C. **Conquest of the Land through Seven Thousand Years**. Washington (DC): US Department of Agriculture. Agriculture Bulletin n. 99, 1953.
- MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A. Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do ribeirão dos Marins, SP. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 4, n.1, p. 735-741.
- MANNIGEL, A. R. et al. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.
- MARQUES, J. J. G. S. M. et al. Estimativa da erodibilidade a partir de atributos de solos com horizonte B textural no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n. 3, p. 457-465, 1997.
- MARQUES, J.J.G.S.M.; ALVARENGA, R.C.; CURI, N. Erosividade das chuvas da região de Sete Lagoas, MG. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.33, n.2, p.761-768, 1998.
- MCINTOSH, B.S. et al. Environmental decision support systems (EDSS) development - challenges and best practices. **Environmental Modelling & Software**, Amsterdam, v. 26, n. 12, p.1389-1402, 2011.
- MELLO, C. R. et al. Abstração inicial da precipitação em microbacia hidrográfica com escoamento efêmero. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.7, n.3, p.494-500, dez. 2003.
<http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662003000300015>.
- MENDES JR, H. et al. Water erosion in Oxisols under coffee cultivation. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.7, n.1, p.1-14, 2018.
- MIQUELONI, D.P.; BUENO, C.R.P.; FERRAUDO, A.S. Análise espacial dos fatores da equação universal de perda de solo em área de nascentes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.47, n.9, p.1358-1367, set/dez, 2012.

MITASOVA, H. et al. Modeling topographic potential for erosion and deposition using GIS. **International Journal of Geographical Information Systems**, Oxford, v. 10, n.5, p. 629-641, 1996.

MITASOVA, H. M. et al. **Terrain modelling and soil erosion: applications for Ft. Hood report for USA, CERL**. 2001.

MOORE, I.D.; BURCH, G.J. Physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v.50, n.7, p.1294-1298, 1986.

MOORE, I. D.; WILSON, J. P. Length-slope factors for Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE): simplified method of estimation. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 47, n. 5, p. 423-428, 1992.

MORGAN, R. P. C. et al. **The European soil erosion model (EUROSEM): Documentation and user guide**. Version 3.6. Bedford: Silsoe College, 1998. 124 p.

MORGAN, R.P.C.; NEARING, M.A. **Handbook of Erosion Modelling**. West Essex, UK: Wiley-Blackwell, 2011. 398 p.

MUSGRAVE, G. W. The quantitative evaluation of factors in water erosion, a first approximation. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 2, n. 3, p. 133-138, 1947.

NAKAO, A. H. et al. Rotação e Sucessão de Culturas como Práticas de Conservação do Solo no Município de Jales, SP. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 32, n. 1, p. 153-166, 2015.

NAPOLI, M. et al. Simulation of field-measured soil loss in Mediterranean hilly areas (Chianti, Italy) with RUSLE. **Catena**, Amsterdam, v.145, n. 7, p.246-256, 2016.

NEARING, M. A. et al. Natural and anthropogenic rates of soil erosion. **International Soil and Water Conservation Research**, Amsterdam, v.5, n.2, p.10-16, 2017.

NOVOTNY, V. Watershed Models. In: JORGENSEN, S.V.; FATH, B. **Encyclopedia of Ecology**. Amsterdam: Elsevier, p.3748-3759, 2009.

OLIVEIRA, A. H. **Erosão hídrica e seus componentes na Sub-bacia hidrográfica do horto florestal Terra Dura, Eldorado do Sul, RS**. 2011. 179 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Departamento de Ciência do Solo, UFLA, Lavras, 2011.

OLIVEIRA, A. H. et al. Development of Topographic Factor Modeling for Application in Soil Erosion Models. In: SORIANO, M. C. H. **Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment**. Rijeka: InTech, 2013. cap. 4, p. 111-138.

OLIVEIRA, J. R. et al. Erosão hídrica em um Argissolo Vermelho-Amarelo, sob diferentes padrões de chuva simulada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.2, p.140-147, 2010.

OLIVEIRA, P.T.S.; NEARING, M.A.; WENDLAND, E. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. **Earth Surface Processes and Landforms**, London, v.40, n.11, p.1524-1532, 2015.

OLIVETTI, D. et al. Spatial and Temporal Modeling of Water Erosion in Dystrophic Red Latosol (Oxisol) Used for Farming and Cattle Raising Activities in a Sub-Basin in the South of Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 39, n. 1, p. 58-67, 2015.

PAIVA, J.B.D; PAIVA, E.M.C.D. Métodos de cálculo do transporte de sedimentos em rios. In: PAIVA, J.B.D. & PAIVA, E.M.C.D. (Orgs). **Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001. cap. 12, p. 313-364.

PANAGOS, P. et al. Soil erodibility estimation using LUCAS point survey data of Europe. **Environmental Modelling & Software**, Amsterdam, v. 30, p. 143-145, 2012.

PANAGOS, P. et al. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. **Science of the total environment**, Amsterdam, v. 479, p. 189-200, 2014.

PANAGOS, P. et al. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. **Environmental Science & Policy**, Amsterdam, v.54, n.1, p.438-447, 2015a.

PANAGOS, P. et al. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. **Land Use Policy**, Amsterdam, v.48 p.38-50, 2015b.

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K. A. New European Slope Length and Steepness Factor (LS-Factor) for Modeling Soil Erosion by Water. **Geosciences**, Basel, v.5, p. 117-126, 2015.

PETEK, M; MIKOŠ, M.; BEZAK, M. Rainfall erosivity in Slovenia: Sensitivity estimation and trend detection. **Environmental Research**, Rockville, v.167, p.528-535, 2018.

PIMENTEL, D. et al. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**, Washington, v.267, n. 5201, p.1117-1123, 1995.

POZZEBON, E.J. et al. Simulações do escoamento direto em uma microbacia hidrográfica, para diferentes cenários, por meio de sistemas de informações geográficas e de modelagem hidrológica. **Engenharia Rural**, Jaboticabal, v.11, n.2, p.50-66, dez. 2000.

PRASANNAKUMAR, V. et al. Estimation of soil erosion risk within a small mountainous sub-watershed in Kerala, India, using Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and geo-information technology. **Geoscience Frontiers**, Beijing, v. 3, n. 2, p. 209-215, 2012.

PROCHNOW, D. et al. Razão de perdas de terra e fator C da cultura do cafeeiro em cinco espaçamentos, em Pindorama (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n.4, p. 91-98, 2005.

REGAN, R.S. et al. The U. S. Geological Survey National Hydrologic Model infrastructure: Rationale, description, and application of a watershed-scale model for the conterminous United States. **Environmental Modelling and Software**, Amsterdam, v. 111, n.1, p. 192-203, 2019.

REICHERT, J.M. et al. Erosão em sulcos e entressulcos em razão do formato de parcela em Argissolo Vermelho-Amarelo arênico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 7, p.965-973, 2001.

RENARD, K. G. et al. **Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. Washington: United States Department of Agriculture, Agriculture Handbook, v.703, 1997. 404 p.

RENARD, K.G. et al. RUSLE revisited: status, questions, answers, and the future. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 49, n.3, p. 213-220, 1994.

SAAVEDRA, C. P. **Estimating spatial patterns of soil erosion and deposition in the Andean region using geo-information techniques: a case study in Cochabamba, Bolivia**. 2005. 229 f. Tese (Doutorado em Filosofia) - Wageningen University the Netherlands, Enscheda, 2005.

SADEGHI, S.H.R. et al. A review of the application of the MUSLE model worldwide. **Hydrological Sciences Journal**, Oxford, v.59, n.2, p. 365-375, 2014.

SANTOS, J.C.N. et al. Determinação do fator de cobertura e dos coeficientes da MUSLE em microbacias no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 11, p. 1157-1164, 2014.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos. Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.10, n.4, p.05-18, 2005.

SCHOLLES, M. C.; SCHOLLES, R.J. Dust Unto Dust. **Science**, Washington, v. 342, n. 6158, p. 565-566, 2013.

SCHULTZ, G. B.; SIEFERT, C. A. C.; SANTOS I. D. Avaliação do ARCMUSLE para estimativa da produção de sedimentos na bacia hidrográfica do alto rio negro, região sul brasileira. **Boletim de Geografia**, Maringá, v.31, n.3, p.131-141, 2013.

SEUTLOALI, K.E.; DUBE, T.; SIBANDA, M. Developments in the remote sensing of soil erosion in the perspective of sub-Saharan Africa. Implications on future food security and biodiversity. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, Amsterdam, v. 9, 2018, p. 100-106, 2018.

SHADEED, S.; ALMASRI, M. N. Application of GIS-based SCS-CN method in West Bank catchments, Palestine. **Water Science and Engineering**, Amsterdam, v.3, n.1, p.1-13, 2010.

SILVA, A.K.L et al. Estimation of sediment production in oil palm expansion areas in the Amazon. Campina Grande, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.22, n.5, p.344-348, 2018.

SILVA, A.M. et al. Simulação da variabilidade espacial da erosão hídrica em uma Sub-bacia hidrográfica de Latossolos no sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, n.5, p.2125-2134, 2008.

SILVA, C.R.; CHAVES, H.M.L.; CAMELO, A.P. Calibração e validação da Equação Universal de Perda de Solos Modificada (MUSLE) utilizando dados

hidrossedimentológicos locais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n.4, p.1431-1439, 2011.

SILVA, M.L.N. et al. Comparação de métodos direto e indiretos para determinação da erodibilidade em latossolos sob cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 29, n.11, p.1751-1761, 1994.

_____. Proposição de modelos para estimativa da erodibilidade de Latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n. 12, p. 2287-2298, 1999.

_____. Avaliação de métodos indiretos de determinação da erodibilidade de latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 6, p. 1207-1220, 2000.

SILVA, M.T. et al. Estimativa da produção de sedimentos na bacia hidrográfica do submédio Rio São Francisco. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, Recife, v. 2, n. 3, p. 203-211, 2017.

SILVA, V.P.R. Influence of land use change on sediment yield: a case study of the sub-middle of the São Francisco river basin. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.36, n.6, p. 1005-1015, 2016.

SINGH, M.J.; KHERA, K.L. Nomographic estimation and evaluation of soil erodibility under simulated and natural rainfall conditions. **Land Degradation Development**, Hoboken, v. 20, n.2, p. 471-480, 2009.

SIQUEIRA, E.C.; VANZELA, L.S. Simulação temporal e espacial do aporte de sedimentos em bacia agrícola no município de Fernandópolis (SP). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Maringá, v.23, n.1, p. 15-25, 2018.
<https://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018154987>

SMITH, D. D. Interpretation of soil conservation data for field use. **Agricultural Engineering**, Pavia, v. 22, n. 5, p. 173-175, 1941.

SMITH, D.D.; WISCHMEIER, W.H. Factors affecting sheet and rill erosion. **Transaction American Geophysical Union**, Ankeny, v.38, n. 6, p. 889-896, 1957.

TAMENE, L.; LE, Q.B. Estimating soil erosion in sub-Saharan Africa based on landscape similarity mapping and using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Berlim, v.102, n.1, p.17-31, 2015.

TENBERG, A.; DECHEN, S.C.F.; STOCKING, M.A. The impact of erosion on soil productivity - an experimental design applied in São Paulo state, Brazil. **Geografiska Annaler**, Stockholm, v.79, n.3, p.95-107, 1997.

TERRANOVA, O. et al. Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: an application model for Calabria (southern Italy). **Geomorphology**, Amsterdam, v. 112, n.9, p.228-245, 2009.

TROEH, F. R.; HOBBS, A. J.; DONAHUE, R.L. **Soil and water conservation for productivity and environmental protection**. New Jersey: Englewood Cliffs, 1980. 718 p.

- TUCCI, E.C.M. Escoamento Superficial. In: TUCCI, C.E.M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 3. ed. Porto Alegre: ABRH/Editora da UFRGS, 2004. cap. 13, p.391-441.
- UDDIN, K. et al. Estimation of Soil Erosion Dynamics in the Koshi Basin Using GIS and Remote Sensing to Assess Priority Areas for Conservation. **Journal Plos One**, San Francisco, v. 11, n. 3, p. 1-19, 2016.
- VAN REMORTEL, R. D.; HAMILTON, M. E.; HICKEY, R. J. Estimating the LS factor for RUSLE through iterative slope length processing of digital elevation data. **Cartography**, Amsterdam, v.30, n.1, p. 27-35, 2001.
- VAN VLIET, L.J.P. The support practice factor (p). In: WALL, G.J. et al. **RUSLEFAC — Revised Universal Soil Loss Equation for Application in Canada**. Ottawa: Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada, 2002. cap. 6, p.35-39
- VEIGA, M.; CABEDA, M.S.V.; REICHERT, J.M. Erodibilidade em entressulcos de solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.17, n. 1, p. 121-128, 1993.
- VERHEIJEN, F.G.A. et al. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. **Earth-Science Reviews**, Amsterdam, v. 94, n.1, p. 23-38, 2009.
- VIJITH, H.; HURMAIN, A.; DODGE-WAN, D. Impacts of land use changes and land cover alteration on soil erosion rates and vulnerability of tropical mountain ranges in Borneo. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, Amsterdam, v.12, p. 57-69, 2018.
- WAIRIU, M. Land Degradation and Sustainable Land Management Practices in Pacific Island Countries. **Regional Environmental Change**, Berlin, v.17, n.4, p.1053-1064, 2017.
- WANG, B.; ZHENG, F.; GUAN, Y. Improved USLE-K factor prediction: A case study on water erosion areas in China. **International Soil and Water Conservation Research**, Amsterdam, v. 4, n. 3, p. 168-176, 2016.
- WEI, S. et al. Impact of soil water erosion processes on catchment export of soil aggregates and associated SOC. **Geoderma**, Amsterdam, v.294, n.1, p.63-69, 2017.
- WELLS, L.G. et al. Comparison of four infiltration models in characterizing infiltration through surface mine profiles. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, Madison, v.29, n.1, p.785-793, 1986.
- WILLIAMS, J. R. **Sediment-yield prediction with Universal Equation using runoff energy factor**. In: Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources. Oxford: United States Department of Agriculture. ARS-S-40, 1975. p.244-252.
- WILLIAMS, J. R.; BERNDT, H. D. Determining the universal soil loss equation's length-slope factor for watershed. In: **Soil erosion: Prediction and control**. Ankeny: Soil Conservation Society of America, 1977. p. 217-225.
- WILLIAMS, J. R. et al. The EPIC crop growth model. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, Ankeny, v.32, n.1, p.497-511, 1989.

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

WISCHMEIER, W.H.; SMITH; D.D. **Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: guide for selection of practices for soil and water conservation.** Washington DC: United States Department of Agriculture, 1965. 47 p. (Agriculture Handbook n. 282).

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses a guide to conservation planning.** Washington DC: United States Department of Agriculture, 1978. 58 p. (Agriculture Handbook n. 537).

YOUNG, R.A. et al. AGNPS: A Non-Point-Source Pollution Model for Evaluating Agricultural Watersheds. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.44, n.2, p.168-173, 1989.

ZACHAR, D. **Soil erosion: Developments in Soil Science 10.** Amsterdam: Elsevier Scientific, 1982. 547 p.

ZENG, Z et al. Development of an NRCS curve number global dataset using the latest geospatial remote sensing data for worldwide hydrologic applications. **Remote Sensing Letters**, Oxford, v. 8, n. 6, p. 528-536, 2017.

ZHOU, J. et al. Effects of precipitation and restoration vegetation on soil erosion in a semi-arid environment in the Loess Plateau, China. **Catena**, Amsterdam, v. 137, n.1-4, p. 1-11, 2016.

ZHOU, P. et al. Effect of Vegetation Cover on Soil Erosion in a Mountainous Watershed. **Catena**, Amsterdam, v.75, n.3, p. 319-325, 2008.

ZINGG, A. W. Degree and length of land slope as it affects soil loss in runoff. **Agricultural Engineering**, Pavia, v. 21, n. 2, p. 59-64, 1940.

PARTE 2

Artigo Científico elaborado de acordo com as normas da Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.

1 **Estimativa da erosão hídrica em áreas de cafeicultura na Serra da Mantiqueira,**
2 **Minas Gerais, Brasil**

3
4 **Resumo**

5
6 A erosão hídrica é uma das principais causas de degradação dos solos em regiões
7 tropicais e subtropicais. Embora seja um fenômeno natural, tem sido continuamente
8 acelerada pelas atividades antrópicas. O maior problema causado pela erosão hídrica é a
9 perda de solos. O objetivo desse estudo foi aplicar o método Modified Universal Soil
10 Loss Equation (MUSLE) para estimar as perdas de solos durante dois eventos de chuva
11 em duas Sub-bacias hidrográficas localizadas em áreas produtoras de café na Serra da
12 Mantiqueira, sul de Minas Gerais, Brasil. Os fatores da MUSLE foram determinados a
13 partir de Sistemas de Informações Geográficas e levantamentos de campo. Os resultados
14 demonstraram que as perdas de solo variaram entre 53,40 e 28,37 Mg nas duas áreas
15 segundo o uso e ocupação do solo e 33,12 e 23,82 Mg segundo as classes de solo. As
16 maiores perdas de solo ocorreram nos solos expostos, no eucalipto com ausência de
17 práticas conservacionistas, nas maiores declividades e no Cambissolo Háptico (CX).
18 Concluiu-se que as práticas de manejo conservacionistas adotadas no café contribuíram
19 para a redução das perdas de solo e manutenção das condições edáficas.

20 **Palavras-chave:** perdas de solo, modelos de predição, equação universal da perda de
21 solo modificada

22 **Estimate of water erosion in coffee growing areas in Serra da Mantiqueira, Minas**
23 **Gerais, Brazil**

24
25 **Abstract**

26
27 Water erosion is a major cause of soil degradation worldwide. And despite being a
28 natural phenomenon, it has been continually accelerated by anthropic activities. The
29 bigger problem caused by water erosion is the soil loss. The main objective of this study
30 was to apply the Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE) model to estimate

31 soil loss during two rainfall events in two watersheds, both located in coffee growing
32 areas in the Serra da Mantiqueira, southern Minas Gerais, Brazil. The factors of the
33 MUSLE equation were determined from Geographic Information Systems. The results
34 showed that soil losses ranged from 53.40 to 28.37 Mg in both areas according to land
35 use and occupation and 33.12 and 23.82 Mg according to soil classes. The largest soil
36 losses was estimated to exposed soils, in eucalyptus without conservationist practices, in
37 the highest slopes and in the Haplic Cambisol (CX). It was concluded that the
38 conservation management practices adopted in the coffee crop contributed to the
39 reduction of soil losses and maintenance of edaphic conditions.

40 **Key words:** soil losses, prediction models, modified universal soil loss equation

41 INTRODUÇÃO

42 Os solos são essenciais à existência e manutenção da vida e dos ecossistemas
43 terrestres. Entre as principais funções ecossistêmicas do solo encontram-se a regulação
44 do clima, a ciclagem de nutrientes, o armazenamento de água e a produção de bebidas,
45 proteínas, fibras, grãos e energia pelos sistemas agrícolas (Greiner et al., 2017). Os seres
46 humanos obtêm cerca de 99,7% dos alimentos a partir dos solos (Pimentel, 2006).

47 O uso e manejo dos solos realizados de forma inadequada podem intensificar o
48 processo de erosão e afetar negativamente a qualidade dos serviços ecossistêmicos
49 (Bertoni & Lombardi Neto, 2014; Dechen et al., 2015). Taxas elevadas de erosão
50 hídrica causam perdas de solo, água, matéria orgânica, nutrientes e agroquímicos, que
51 empobrecem as terras cultiváveis e prejudicam a sustentabilidade dos sistemas agrícolas
52 (Oliveira et al., 2012). Portanto, o conhecimento sobre a dinâmica dos processos
53 erosivos é decisivo para estabelecer planos de conservação do solo (Avanzi et al., 2008).

54 Para avaliar a erosão hídrica, modelos de simulação dos processos erosivos vêm
55 sendo desenvolvidos e aprimorados. Um dos modelos constantemente utilizados é a

56 MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation) (Williams, 1975), que é um modelo
57 capaz de estimar as perdas de solo que ocorrem após eventos isolados de chuva. A
58 entrada de dados da MUSLE é simples e os resultados podem ser obtidos rapidamente,
59 com base no deflúvio ou escoamento superficial direto, na vazão de pico do evento
60 chuvoso, nas propriedades edáficas, nas características do terreno e nas práticas de
61 manejo adotadas.

62 Este estudo estimou e comparou, durante dois eventos chuvosos, as perdas de solo
63 em Latossolos e Cambissolos, com predomínio de cultivo de café, em altitudes elevadas
64 da Serra da Mantiqueira, sul de Minas Gerais, visando identificar as áreas com as
65 maiores perdas de solo e indicar medidas mitigadoras de atenuação dos processos
66 erosivos.

67 MATERIAL E MÉTODOS

68 A área de estudo compreende duas Sub-bacias hidrográficas afluentes do Rio
69 Verde: Ribeirão São Bento e Ribeirão José Lúcio, respectivamente nos Municípios de
70 Conceição do Rio Verde e Cambuquira, na microrregião de São Lourenço e
71 mesorregião Sul/Sudoeste de Minas Gerais. A área total é de 1.638,81 ha. A sub-bacia
72 hidrográfica Ribeirão São Bento possui 332,92 ha e está localizada nas coordenadas
73 UTM 7584090 a 7581000 N e 474500 a 476500 E, e a sub-bacia hidrográfica Ribeirão
74 José Lúcio possui 1355,39 ha e está localizada nas coordenadas 7575500 a 7570000 N e
75 479000 a 483800 E, Datum SIRGAS 2000, Zona 23 K (Figura 1).

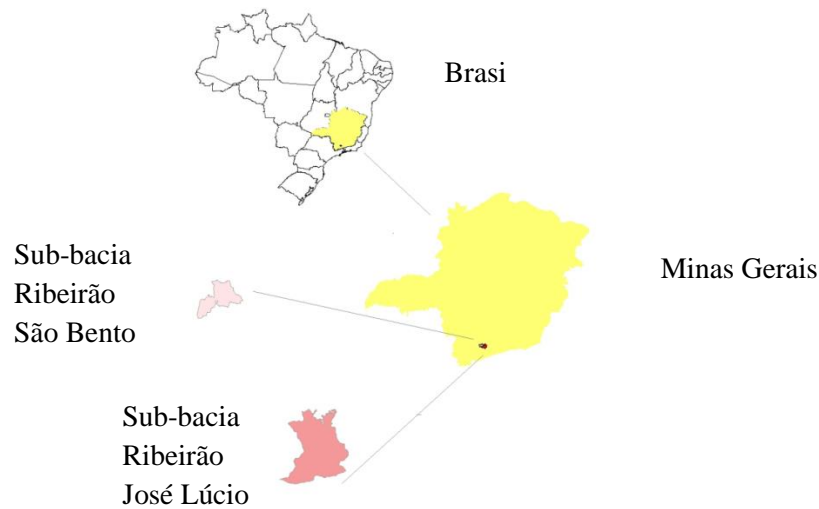


Figura 1. Localização das Sub-bacias hidrográficas Ribeirão São Bento e Ribeirão José Lúcio

78 Os mapas foram produzidos no ArcGIS 10.2 (ESRI, 2014). O mapa digital de uso e
 79 ocupação dos solos foi produzido a partir de imagens do satélite Landsat-8 TM
 80 (Thematic Mapper), bandas TM6, TM5, e TM4, órbita 219/75, obtidas do United States
 81 Geological Survey (USGS, 2017); utilizou-se também imagens do Google Earth e
 82 mapas disponibilizados pela Ipanema Coffees. A classificação de uso e ocupação do
 83 solo foi baseada nos mapeamentos da Ipanema Coffees e visualmente pela análise de
 84 imagens de satélite e posterior verificação e correção em campo (Figura 2).

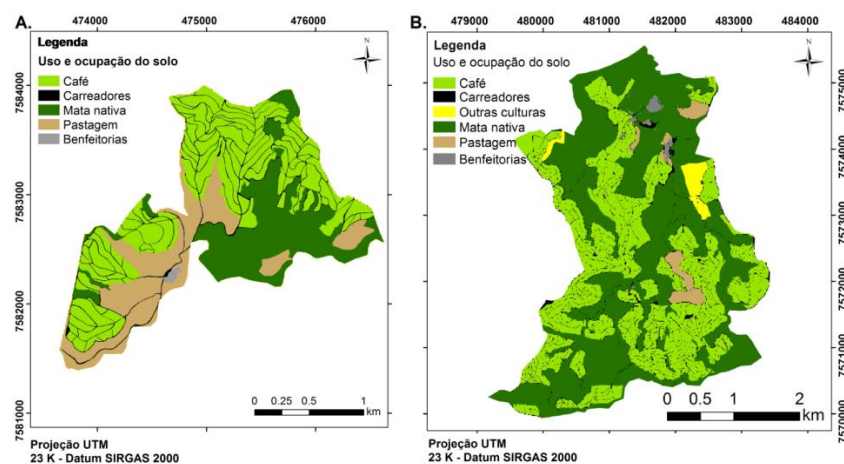
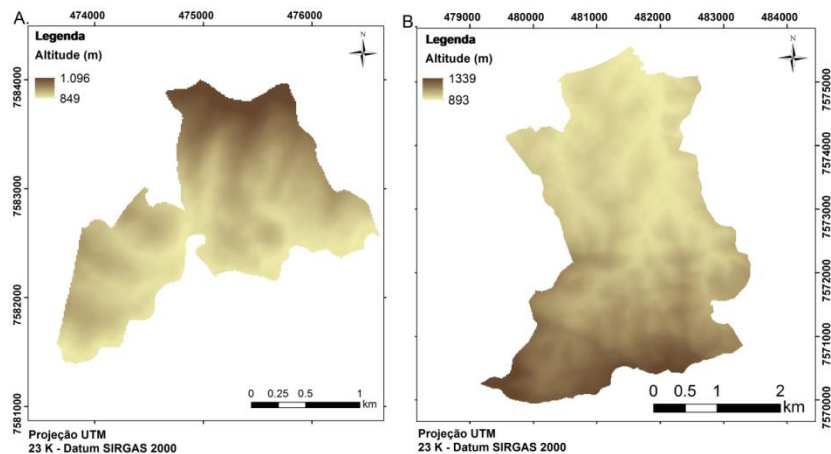


Figura 2. Mapa de uso e ocupação do solo na Sub-bacia hidrográfica Ribeirão São Bento, Município de Cambuquira, MG, (A) e Sub-bacia hidrográfica Ribeirão José Lúcio, Município de Conceição do Rio Verde, MG (B)

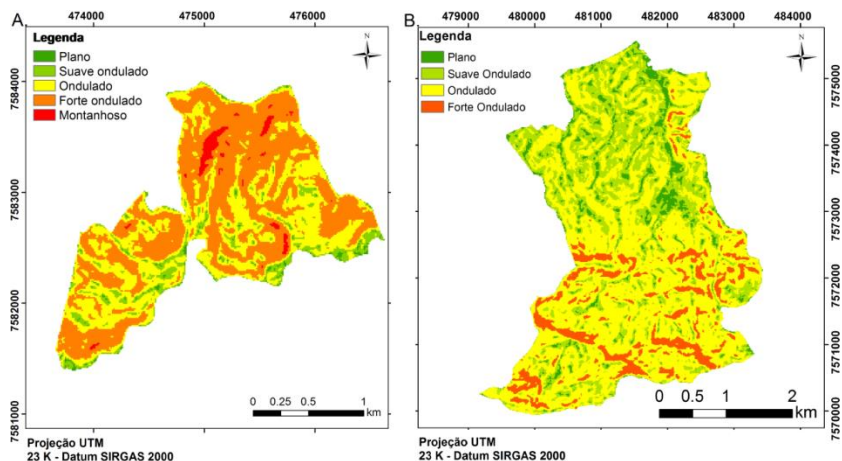
Notas: Outras culturas referem-se ao eucalipto, mogno e macadâmia.

89 O modelo digital de elevação (MDE) foi gerado a partir da interpolação das curvas
 90 de nível da Carta Topográfica de Varginha (IBGE, 1979). O valor de cada célula (pixel)
 91 foi de 12,5 x 12,5 m (Figura 3).



92
 93 **Figura 3.** Modelo digital de elevação (MDE) da Sub bacia hidrografia Ribeirão São Bento, Município de
 94 Cambuquira, MG (A) e Sub bacia hidrográfica Ribeirão José Lúcio, Município de Conceição do Rio Verde – MG (B)

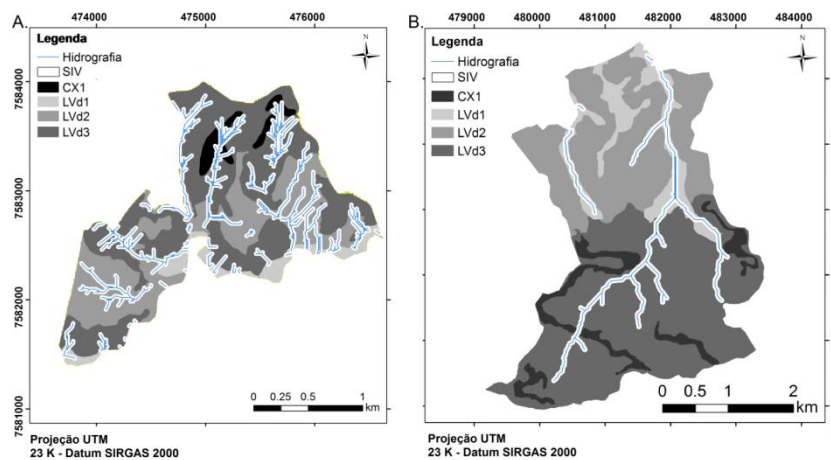
95 O mapa de declividade do terreno foi gerado pela ferramenta Slope aplicada no MDE
 96 (ESRI, 2014). O relevo das Sub-bacias foi classificado segundo a EMBRAPA (2018)
 97 (Figura 4).



98
 99 **Figura 4.** Mapa de relevos da Sub-bacia hidrográfica Ribeirão São Bento, Município de Cambuquira, MG (A) e Sub-
 100 bacia hidrográfica Ribeirão José Lúcio, Município de Conceição do Rio Verde, MG (B)

101 O mapa digital das classes de solo foi produzido com base no Mapa de Solos do
 102 Estado de Minas Gerais, em escala 1:650.000 (UFV et al., 2010). As classes de relevo
 103 presentes no mapa de declividade orientaram a definição das classes de solo
 104 (McBratney et al., 2003), aliado às descrições morfológicas de campo e análises físicas

105 e químicas realizadas nos Laboratórios de Solo do Departamento de Ciência do Solo da
 106 Universidade Federal de Lavras (Figura 5).



107
 108 **Figura 5.** Mapa de classes de solo da Sub-bacia hidrográfica Ribeirão São Bento, Município de Cambuquira, MG (A)
 109 e Sub-bacia hidrográfica Ribeirão José Lúcio, Município de Conceição do Rio Verde, MG (B)

110 Notas: SIV = Solos Indiscriminados de Várzea; CX1 = Cambissolo Háplico; LVd1 = Latossolo Vermelho distrófico
 111 em relevo plano e suave ondulado; LVd2 = Latossolo Vermelho distrófico em relevo ondulado; LVd3 = Latossolo
 112 Vermelho distrófico em relevo forte ondulado.

113 A partir dos mapas, foram selecionados 27 pontos para as coletas de solo, sendo 9 na
 114 Sub-bacia Ribeirão São Bento e 18 na Sub-bacia Ribeirão José Lúcio. Em cada ponto de
 115 amostragem realizou-se coletas nas profundidades 0 – 20 cm e 20 – 40 cm. Foram
 116 coletadas amostras deformadas, indeformadas em forma de torrão e indeformadas com
 117 amostrador cilíndrico com volume de 92,53 cm³ e altura de 5 cm. Os solos foram
 118 descritos conforme Santos et al. (2005).

119 Fatores da MUSLE

120 A perda de solos nas bacias hidrográficas foi baseada na MUSLE (Williams, 1975)
 121 (Eq. 1).

$$122 \quad A = 11,8 \times (D \times Q_p)^{0,56} \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

123 Em que: A - representa as perdas de solo (Mg); 11,8 e 0,56 - coeficientes originais de
 124 ajuste da MUSLE (adimensionais); D - deflúvio ou escoamento superficial direto (mm);
 125 Q_p - vazão de pico (m³ s⁻¹); K - erodibilidade média do solo da bacia (Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹);

126 LS - fator topográfico (adimensional); C - fator uso e manejo do solo (adimensional); P
127 - fator práticas conservacionistas (adimensional).

128 Utilizou-se o modelo 3 de Silva et al. (1999) para estimar o fator K dos solos
129 classificados como Latossolos, que possui o r^2 de (0,91) e adota variáveis de fácil
130 mensuração. Algumas análises, além das pertencentes ao modelo 3, foram também
131 incluídas na tabela 1 e discutidas posteriormente. O fator K do modelo 3 foi estimado
132 pela equação abaixo: (Eq. 2).

$$Y = -3,89 \times 10^{-2} + 5,11 \times 10^{-3} X_{14} - 1,25 \times 10^{-2} X_{15} + 5,41 \times 10^{-3} X_{16} - 7,27 \times 10^{-3} X_{18} + 5,33 \times 10^{-2} X_{33} + 3,21 \times 10^{-5} X_{34} - 5,66 \times 10^{-5} X_{36} + 8,33 \times 10^{-4} X_2 - 1,17 \times 10^{-2} X_4 + 1,53 \times 10^{-2} X_{13}$$

$$r^2 = 0,91^{**} \quad (2)$$

134 O fator K para os solos classificados como Cambissolos foi estimado pelo método
135 indireto para as duas profundidades (0 - 20 e 20 - 40 cm) por meio da expressão de
136 Bouyoucos (Bertoni & Lombardi Neto, 2014). O modelo está descrito abaixo: (Eq. 3).

$$K = [(\% \text{ areia} + \% \text{ silte}) / (\% \text{ argila})] / 100 \quad (3)$$

138 Em que: K - erodibilidade média do solo ($\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); % areia, % silte e % argila
139 - porcentagens das respectivas frações para cada profundidade (Tabela 2).

140 Tabela 1. Valores da erodibilidade (K) e as variáveis utilizadas

Variável	Descrição	Sub-bacia Ribeirão São Bento				Sub-bacia Ribeirão José Lúcio			
		LVd1	LVd2	LVd3	CX1	LVd1	LVd2	LVd3	CX1
K	Erodibilidade ($\text{Mg ha MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$)	0,0245	0,0238	0,0295	-	0,0227	0,0149	0,0218	-
X ₂	Capacidade de troca de cátions do solo a pH 7,0 ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)	13,31	11,08	5,12	3,14	6,49	9,17	8,23	8,18
X ₃	Teor de matéria orgânica (g kg^{-1})	4,22	4,71	1,28	1,22	3,43	4,16	4,08	2,80
X ₄	$\Delta \text{pH} = \text{pH KCl} - \text{pH H}_2\text{O}$ (adimensional)	-0,82	-0,74	-0,75	-1,37	-1,43	-0,71	-0,90	-0,95
X ₁₃	Relação Ki (adimensional)	1,33	1,33	1,33	-	1,33	1,33	1,33	-
X ₁₄	Código do matiz do solo úmido segundo Munsell (adimensional)	3,00	3,00	3,00	3,00	2,00	3,00	3,00	3,00
X ₁₅	Código da drenagem do perfil do solo (adimensional)	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00
X ₁₆	Código do grau da estrutura (adimensional)	2,00	3,00	2,00	2,00	2,00	3,00	2,00	2,00
X ₁₈	Código da forma da estrutura (adimensional)	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00
X ₂₇	Teor de areia grossa dispersa em água (dag kg^{-1})	19,00	17,50	29,50	37,00	28,00	8,00	12,70	15,50

X ₂₉	Teor de areia fina dispersa em água (dag kg ⁻¹)	26,00	30,00	32,50	33,00	10,00	24,00	24,00	35,50
X ₃₁	Teor de silte disperso em água (dag kg ⁻¹)	20,00	15,00	6,50	11,00	20,00	17,00	33,00	21,50
X ₃₂	Teor de argila disperso em água (dag kg ⁻¹)	35,00	37,50	31,50	19,00	29,00	29,50	14,00	12,00
X ₃₃	Volume total de poros (dm ³ dm ⁻³)	0,60	0,61	0,64	0,61	0,62	0,60	0,60	0,61
X ₃₄	Índice de floculação (adimensional)	0,40	0,35	0,27	0,48	0,54	0,61	0,50	0,42
X ₃₅	Diâmetro médio geométrico de agregados (mm)	4,21	3,98	4,03	3,31	4,89	4,08	4,01	3,44
X ₃₆	Índice de instabilidade de agregados (g kg ⁻¹)	110,30	108,57	108,35	101,60	97,60	93,60	93,60	92,05

141 Notas: ΔPh - diferença entre pH KCl e pH H₂O; pH KCl - pH determinado em solução de cloreto de potássio; pH
 142 H₂O - pH determinado em solução de água; Relação Ki - relação molecular entre SiO₂ e Al₂O₃. Fonte: Silva et al.
 143 (1999).
 144

145 Tabela 2. Valores da erodibilidade (K) dos Cambissolos e as variáveis utilizadas

Variável	Descrição	Classe	Sub-bacia Ribeirão São Bento				Sub-bacia Ribeirão José Lúcio			
			% areia	% silte	% argila	K	% areia	% silte	% argila	K
K	Erodibilidade	CX1	70	11	19	0,0426	47	26	27	0,0270
K	Erodibilidade	CX2	70	11	19	0,0426	35	30	35	0,0185

146 Notas: CX1 - Cambissolo háplico em profundidade 0 – 20cm; CX2 - Cambissolo háplico em profundidade 20 –
 147 40cm. Fonte: Mannigel et al. (2002).
 148

149 O fator topográfico LS foi estimado segundo a metodologia de Moore & Burch

150 (1986) no ArcGIS 10.2. a partir do MDE Topodata, com 12,5 m de resolução. A

151 expressão de Moore & Burch (1986) foi inserida na função Raster Calculator (Eq. 4).

$$152 \text{ LS} = (\text{Slope Length} * 12,5/22,13)^{0,4} \times (0,01745 * \text{Slope in Degree}/0,0896)^{1,4} \times 1,4 \quad (4)$$

153 Em que: LS - fator topográfico (adimensional); Slope Length - acumulação de fluxo

154 (adimensional); 12,5 - tamanho da célula do MDE; Slope in Degree - declividade em

155 graus.

156 Os valores do fator C e P foram obtidos da literatura especializada (Tabela 3).

157 Tabela 3. Fatores C e P para os usos e manejos verificados

Uso e ocupação	Fator C	Fonte	Fator C	Fator P *
Café com arrumamento 3,95 x 0,55 m em curvas de nível	0,13	Prochnow et al. (2005)		0,50
Pastagem (média)	0,10	Panagos et al. (2015a)		1,00
Mata nativa	0,01	Silva et al. (2016)		0,01
Área urbanizada (benfeitorias)	0,01	Panagos et al. (2015a)		1,00
**Eucalipto (morro abaixo)	0,30	Martins et al. (2010)		1,00
Carreadores (solo exposto)	1,00			1,00

158 Notas: *Valores de P obtidos de Bertoni & Lombardi Neto (2014) e Panagos et al. (2015b). ** Utilizou-se apenas
 159 dados referentes ao eucalipto para a classe de uso e ocupação do solo “outras culturas”.
 160

161 Para o cálculo do deflúvio (D) foi utilizado o método de abstração (SCS, 1972) por
 162 meio da Equação 5 abaixo: (Eq. 5).

$$163 \quad D_{ij} = \frac{(P - 0,2 \times Sa)^2}{(P + 0,08 \times Sa)} \quad (5)$$

164 Em que: D_{ij} - volume do deflúvio (por pixel) para um determinado evento chuvoso
 165 (mm); P - volume máximo de precipitação (mm) para o evento chuvoso; Sa - parâmetro
 166 de retenção da água no solo obtido a partir das características da superfície do terreno.

167 O parâmetro Sa (Equação 6) foi determinado em função da relação entre os
 168 parâmetros: (a) classe de solo, uso e ocupação do solo, declividade e manejo adotado;
 169 (b) tempo, em função do conteúdo de água no solo. O tempo deriva do índice Número
 170 da Curva (CN) (Eq. 6).

$$171 \quad Sa = 254 \left(\frac{100}{CN-1} \right) \quad (6)$$

172 Os grupos hidrológicos do solo foram obtidos de Sartori et al. (2005). O LVd
 173 pertence ao Grupo Hidrológico A (muito profundos, taxa de infiltração elevada, mais
 174 resistentes à erosão e textura argilosa); o CX1 pertence ao Grupo C (profundos ou
 175 pouco profundos, taxa de infiltração reduzida, menos resistentes à erosão e textura
 176 arenosa).

177 Após a correspondência entre os grupos hidrológicos e as classes de solo, foram
 178 obtidos os valores de CN, segundo o uso e ocupação do solo (Tabela 4).

179 Tabela 4. Valores do Número da Curva (CN) para diferentes usos e ocupações do solo
 180 segundo os grupos hidrológicos de solo.

Uso e ocupação do solo	Grupos Hidrológicos			
	A	B	C	D
Café	67	77	83	87
Carreadores (solo exposto)	77	86	91	94
Mata nativa	36	60	70	76
Eucalipto (morro abaixo)	60	60	60	60
Pastagem (média)	49	69	79	84
Benfeitorias	98	98	98	98

181 Fonte: SCS, 1972.

182 A vazão de pico e a taxa de sedimentos (Q_p) foram quantificadas durante 4
 183 momentos de 2 eventos de chuva distintos ocorridos nas datas de 19/05/2018 e
 184 10/06/2018. Tais eventos foram escolhidos em virtude da diferença do volume de
 185 precipitação entre eles. A vazão de pico (Q_p) foi medida diretamente na calha Parshall
 186 instalada no curso d'água da Sub-bacia Ribeirão José Lúcio. Para o escoamento
 187 superficial foram atribuídos valores para cada pixel da área. Foram assim produzidos
 188 dois mapas de perdas de solo da área comparando os dois eventos chuvosos.

189 RESULTADOS E DISCUSSÕES

190 Os valores das áreas referentes ao uso e ocupação dos solos, às classes de solo e aos
 191 relevos estão presentes nas Tabela 5, 6 e 7, discriminados para cada Sub-bacia.

192 Tabela 5. Uso e ocupação do solo nas Sub-bacias da área de estudo

Sub-bacia Ribeirão São Bento			Sub-bacia Ribeirão José Lúcio		
Tipo	Área (ha)	Área (%)	Tipo	Área (ha)	Área (%)
Carreadores	19,88	5,97	Carreadores	80,20	5,91
Benfeitorias	1,17	0,34	Benfeitorias	18,18	1,22
Café	147,74	43,55	Café	543,94	40,26
Mata nativa	94,46	27,82	Mata nativa	669,01	49,35
Pastagem	75,95	22,31	Pastagem	34,05	2,52
-	-	-	Outras culturas	23,18	1,72
TOTAL	332,92	100	TOTAL	1355,39	100

193

194 Tabela 6. Classes de solo nas Sub-bacias da área de estudo

Sub-bacia Ribeirão São Bento			Sub-bacia Ribeirão José Lúcio		
Tipo	Área (ha)	Área (%)	Tipo	Área (ha)	Área (%)
CX1	7,59	2,27	CX1	94,10	6,94
LVd1	20,86	6,26	LVd1	121,16	8,88
LVd2	108,11	32,47	LVd2	411,90	30,43
LVd3	151,56	45,55	LVd3	676,03	49,87
SIV	44,80	13,45	SIV	52,20	3,90
TOTAL	332,92	100	TOTAL	1355,39	100

195

196 Tabela 7. Classes de relevo e declividade das Sub-bacias da área de estudo

Sub-bacia Ribeirão São Bento				Sub-bacia Ribeirão José Lúcio			
Relevo	Declividade (%)	Área (ha)	Área (%)	Relevo	Declividade (%)	Área (ha)	Área (%)
Plano	0 – 3	3,62	1,08	Plano	0 – 3	80,22	5,97
SO	3 – 8	26,83	8,05	SO	3 – 8	359,78	26,78
Ondulado	8 – 20	124,34	37,33	Ondulado	8 – 20	771,09	57,40
FO	20 – 45	171,57	51,51	FO	20 – 45	132,10	9,45
Montanhoso	45 – 75	6,66	4,53	-	-	-	-
TOTAL		332,92	100	TOTAL		1355,39	100

198

Notas: SO - relevo suave ondulado; FO - relevo forte ondulado.

199 O CX1 obteve os maiores valores de erodibilidade devido aos índices elevados da
200 fração de areia. O LVd2 obteve os menores valores de erodibilidade devido ao teor
201 elevado de matéria orgânica (X_3), ao menor teor de areia grossa dispersa em água (X_{27}),
202 ao maior teor de argila disperso em água (X_{32}) e ao segundo maior valor do índice de
203 estabilidade de agregados (X_{36}) na Sub-bacia Ribeirão José Lúcio.

204 Os valores de K foram inferiores aos encontrados por Demarchi & Zimback (2014)
205 para os LVd. Esse fato ocorre em função da diferença dos atributos de cada solo e ainda
206 pela metodologia utilizada para a obtenção do fator K, uma vez que esses autores
207 utilizaram a metodologia de Mannigel et al. (2002), que considera apenas a textura para
208 a obtenção da erodibilidade e superestima os valores finais de K.

209 Os valores de K para o CX1 foram superiores aos valores encontrados por Silva et al.
210 (1999), o qual foi determinado em 0,0355. Essa variação ocorre em função dos
211 diferentes procedimentos na obtenção do fator e pode-se ressaltar a distinção dos
212 valores de areia, possuindo teores inferiores no trabalho de Silva et al. (1999).

213 Os valores de K foram superiores em todas as classes de solo da Sub-bacia
214 hidrográfica Ribeirão São Bento. Essa distinção ocorre devido à formação geológica.
215 Na Sub-bacia Ribeirão São Bento os solos são mais arenosos, derivados de biotita
216 gnaisses. Já na Sub-bacia Ribeirão José Lúcio os solos são derivados de quartzitos e
217 sequências metavulcanossedimentares, que formam solos mais argilosos.

218 Na Sub-bacia Ribeirão São Bento, o fator LS variou entre 0 e 238,41 e valor médio de
219 16,44; na Sub-bacia Ribeirão José Lúcio, o fator LS variou entre 0 e 617,29 e valor
220 médio de 7,28. O modelo mostrou-se eficiente na determinação do fator LS, pois os
221 maiores valores foram encontrados nas áreas de maiores declividades e fluxos mais
222 intensos. Os valores foram superiores na Sub-bacia Ribeirão José Lúcio, pois o

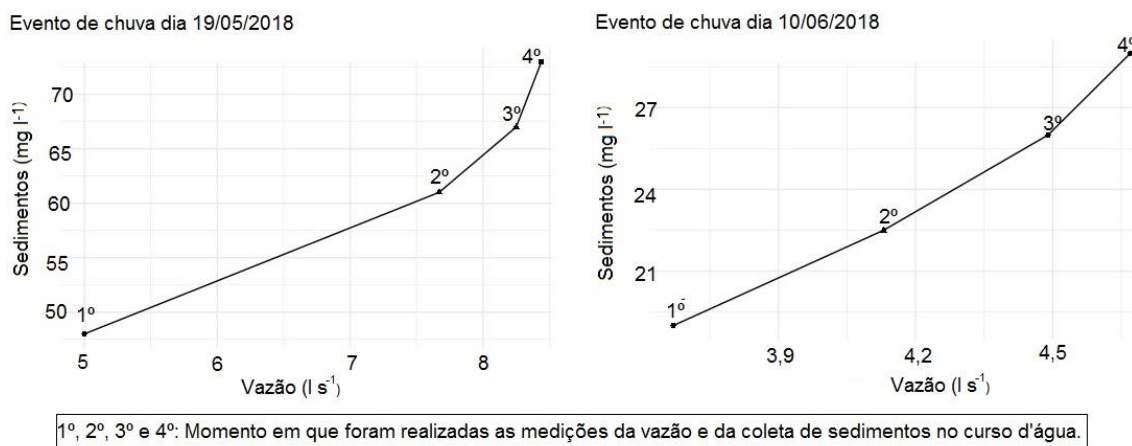
223 comprimento de rampa é maior; a média foi superior na Sub-bacia Ribeirão São Bento,
224 pois a declividade é mais elevada.

225 Os fatores C e P são apresentados na Tabela 3. O maior valor de C foi obtido no solo
226 exposto, ($C = 1,00$), seguido do eucalipto morro abaixo ($C = 0,30$). O café obteve valor
227 de 0,13. O menor valor de C foi obtido na área urbanizada; todavia, nesse local não é
228 calculada a erosão, apenas o escoamento superficial. A mata nativa teve valor de 0,01.

229 Em relação ao fator P, os maiores valores foram obtidos na pastagem degradada, solo
230 exposto e eucalipto morro abaixo ($P = 1,00$). O menor valor foi encontrado na mata
231 nativa (0,01), enquanto o café plantado em curvas de nível teve valor intermediário
232 (0,50).

233 A mata nativa possui os menores valores de CN, enquanto os maiores valores foram
234 obtidos na benfeitoria. Tal fato ocorre em função da cobertura vegetal, que atenua o
235 deflúvio, enquanto a impermeabilização do solo aumenta o deflúvio.

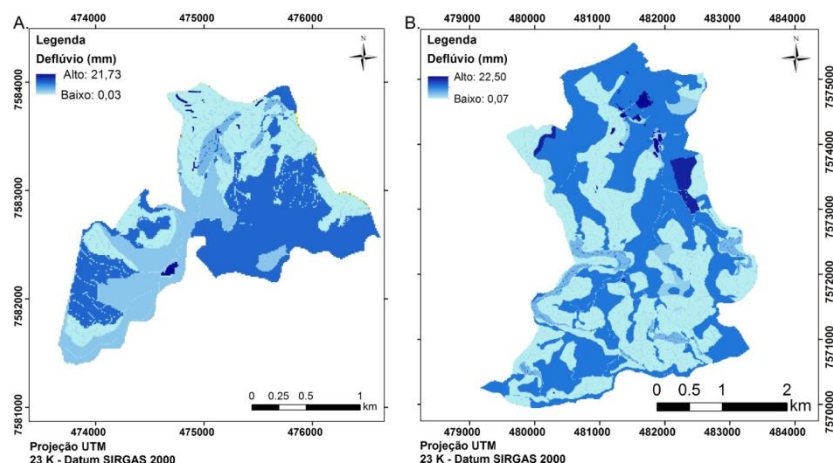
236 A vazão de pico e a taxa de sedimentos estão ilustrados na Figura 6.



237

238 **Figura 6.** Relação sedimentos (Mg l⁻¹) e vazão (l s⁻¹) das chuvas dia 19/05/2018 e dia 10/06/2018 coletados
239 diretamente no curso d'água da Sub-bacia Ribeirão José Lúcio, Município de Conceição do Rio Verde, MG

240 O mapa de deflúvio está na Figura 7 e os valores estimados de perdas de solo
241 segundo o uso e ocupação dos solos são listados na Tabela 8.



242
243 **Figura 7.** Mapas dos deflúvios da Sub-bacia hidrográfica Ribeirão São Bento, Município de Cambuquira (A) e Sub-
244 bacia hidrográfica Ribeirão José Lúcio, Município de Conceição do Rio Verde (B)

245 **Tabela 8.** Perdas de solo das Sub-bacias segundo o uso e ocupação dos solos

Uso e ocupação	Sub-bacia Ribeirão São Bento Data: 19/05/2018		Sub-bacia Ribeirão José Lúcio Data: 19/05/2018	
	Perda total (Mg)	Perda média (Mg ha ⁻¹)	Perda total (Mg)	Perda média (Mg ha ⁻¹)
Carreadores	28,40	1,62	9,66	0,15
Café	11,53	0,09	11,99	0,02
Mata nativa	1,56	0,01	3,83	0,01
Pastagem	7,55	0,09	10,80	0,37
Outras Culturas	-	-	17,12	0,88
TOTAL	51,43	0,77	53,40	0,29
Uso e ocupação	Sub-bacia Ribeirão São Bento Data: 10/06/2018		Sub-bacia Ribeirão José Lúcio Data: 10/06/2018	
	Perda total (Mg)	Perda média (Mg ha ⁻¹)	Perda total (Mg)	Perda média (Mg ha ⁻¹)
Carreadores	16,54	0,83	7,94	0,09
Café	6,21	0,04	8,33	0,01
Mata nativa	0,90	0,01	2,54	0,01
Pastagem	3,05	0,04	6,66	0,19
Outras Culturas	-	-	10,07	0,43
TOTAL	28,37	0,46	39,7	0,15

246 De acordo com o uso e ocupação dos solos, em 19/05/2018, a perda total de solo
247 estimada pela MUSLE na Sub-bacia do Ribeirão São Bento foi de 57,23 Mg e na Sub-
248 bacia Ribeirão José Lúcio de 61,49 Mg. Em 10/06/2018, a perda total de solo estimada
249 na Sub-bacia Ribeirão São Bento foi de 28,37 Mg enquanto na Sub-bacia Ribeirão José
250 Lúcio de 41,52 Mg. Como esperado, o volume de precipitação está diretamente
251 relacionado com as perdas de solo.
252

253 Nos dois eventos chuvosos, na Sub-bacia Ribeirão São Bento, as maiores perdas de
254 solo totais e médias ocorreram nos carreadores e as menores na mata nativa. A mata
255 nativa favoreceu a infiltração e diminuiu o escoamento superficial, atenuando o

256 carreamento das partículas de solo e consequente transporte de sedimentos. O cultivo de
 257 café também obteve baixos valores de perda de solo, demonstrando a eficiência das
 258 culturas na mitigação dos processos erosivos e manutenção das propriedades do solo,
 259 conforme demonstrado nos trabalhos de Galharte et al. (2014) e Tavares et al. (2019).

260 Na Sub-bacia Ribeirão José Lúcio, as maiores perdas de solo totais e médias
 261 ocorreram no eucalipto plantado morro abaixo e as menores na mata nativa. Ressalta-se
 262 que a mata nativa ocupa aproximadamente 49,35% da área, e possui valores de perdas
 263 de solo estimados bem reduzidos, revelando a importância da cobertura vegetal na
 264 redução do processo erosivo. As áreas ocupadas por eucalipto plantado morro abaixo
 265 obteve os valores mais altos de perda de solo devido ao declive acentuado, a ausência de
 266 manejo conservacionista e maior velocidade do escoamento superficial. Em comparação
 267 a outros trabalhos, os valores de perda de solo média foram superiores aos obtidos por
 268 Silva et al. (2016) em função do relevo mais declivoso.

269 Os valores de perda média (Mg ha^{-1}) estimados para os usos e ocupações do solo na
 270 Sub-bacia Ribeirão São Bento foram superiores aos encontrados na Sub-bacia Ribeirão
 271 José Lúcio. Essa diferença ocorre devido à Sub-bacia Ribeirão José Lúcio possuir
 272 49,35% da área composta por mata nativa, enquanto a Sub-bacia Ribeirão José Bento
 273 possui 27,82%. Ademais, o solo exposto na Sub-bacia Ribeirão José Lúcio está
 274 localizado preferencialmente nas entrelinhas de plantio de café, que contribui para
 275 redução do escoamento superficial.

276 Os valores de perdas de solo segundo as classes de solo encontram-se na Tabela 9.

277 Tabela 9. Perdas de solo das Sub-bacias segundo as classes de solo

Classe de solo	Sub-bacia Ribeirão São Bento Data: 19/05/2018		Sub-bacia Ribeirão José Lúcio Data: 19/05/2018	
	Perda total (Mg)	Perda média (Mg ha^{-1})	Perda total (Mg)	Perda média (Mg ha^{-1})
CX1	8,47	1,51	10,90	0,15
Lvd1	0,11	0,01	9,54	0,12
Lvd2	1,89	0,02	6,90	0,02
LVd3	19,21	0,16	5,78	0,01
*SIV	-	-	-	-

TOTAL	29,68	0,42	33,12	0,07
	Sub-bacia Ribeirão São Bento Data: 10/06/2018		Sub-bacia Ribeirão José Lúcio Data: 10/06/2018	
Classe de solo	Perda total (Mg)	Perda média (Mg ha ⁻¹)	Perda total (Mg)	Perda média (Mg ha ⁻¹)
CX1	6,46	1,11	9,55	0,12
Lvd1	0,05	0,01	11,33	0,10
Lvd2	1,61	0,01	5,73	0,01
LVd3	15,70	0,12	4,17	0,01
*SIV	-	-	-	-
TOTAL	23,82	0,31	30,78	0,06

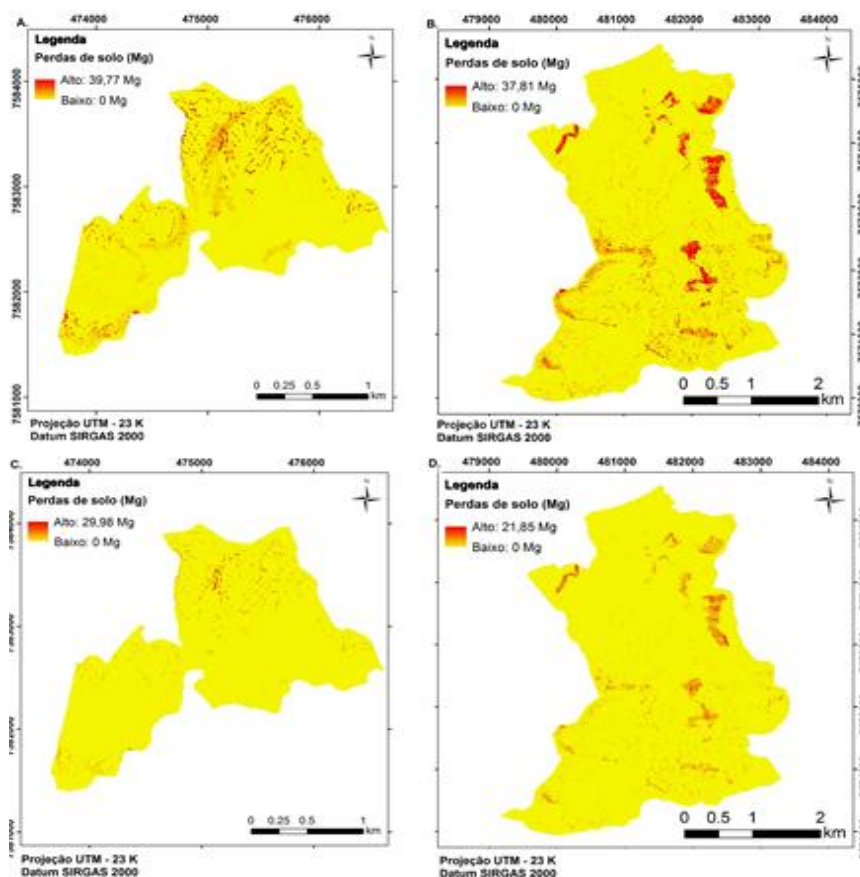
278 Notas: SIV foi considerado área de deposição de sedimentos.

279 De acordo com as classes de solo, em 19/05/2018 e 10/06/2018, as maiores perdas
280 totais estimadas na Sub-bacia Ribeirão São Bento ocorreram no LVd3, enquanto as
281 menores foram observadas no Lvd1. Esse fato ocorre em virtude do LVd3 estar
282 posicionado em locais mais declivosos. Já as maiores perdas médias ocorreram no CX1;
283 as menores no Lvd1. As maiores perdas de solo totais e médias estimadas na Sub-bacia
284 Ribeirão José Lúcio ocorreram no CX1 e as menores no LVd3. Entretanto, quando
285 analisada apenas a perda média, a classe CX1 é mais susceptível ao processo erosivo
286 devido aos atributos intrínsecos deste solo, associado à declividade mais elevada e à
287 presença maior de carreadores.

288 No CX1 predominam as maiores declividades, que também pode ser verificado em
289 Gelagay & Minale (2016). O resultado desse demonstrou que as maiores perdas de solo
290 médias foram encontradas em locais de alta declividade para a bacia hidrográfica de
291 Koga, na Etiópia. Esse fato pode ser verificado em Oliveira et al. (2012), que
292 demonstraram a relação direta entre a precipitação, escoamento superficial e transporte
293 de sedimentos. Tais autores utilizaram o ArcMUSLE (ZHANG et al., 2009) para avaliar
294 a produção de sedimentos e consequente perda de solos. Dechen et al. (2015), também
295 constataram que quanto maior o percentual de cobertura de solo, menor o escoamento
296 superficial e menores as perdas de água, solo, matéria orgânica e nutrientes do solo.

297

Os mapas finais de estimativas de perdas de solo encontram-se na Figura 7.



298

299 **Figura 7.** Mapas das estimativas de perdas de solo no evento do dia 19/05/2018, na Sub-bacia hidrográfica Ribeirão
 300 São Bento, Município de Cambuquira, (A); Sub-bacia hidrográfica Ribeirão José Lúcio, Município de Conceição do
 301 Rio Verde (B); evento do dia 10/06/2018, na Sub-bacia hidrográfica Ribeirão São Bento, Município de Cambuquira
 302 (C) e Sub-bacia hidrográfica Ribeirão José Lúcio, Município de Conceição do Rio Verde (D).

303

CONCLUSÕES

304 I – a erodibilidade do solo foi maior na Sub-bacia Ribeirão São Bento devido à
 305 formação geológica, originando solos mais arenosos e erodíveis;
 306 II – as menores estimativas de perda de solo total e média ocorreram na mata nativa;
 307 III – a classe CX1 foi a que apresentou maior estimativa de perda de solo média; a
 308 classe LVd1 apresentou a menor estimativa na Sub-bacia Ribeirão São Bento e LVd2 na
 309 Ribeirão José Lúcio, em decorrência da presença de áreas de café e mata nativas nesses
 310 locais;

311 IV – a MUSLE mostrou-se eficiente na identificação espacial das perdas de solo,
312 revelando a eficiência da mata nativa e das práticas conservacionistas adotadas no
313 cafezal, como o plantio em contorno e curvas-de-nível, reduzindo o escoamento
314 superficial e a conseqüentemente as perdas de solo.

315 **AGRADECIMENTOS**

316 Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
317 - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001; ao Instituto de Ciências da Natureza
318 da Universidade Federal de Alfenas (Unifal); ao Laboratório de Análise de Solo do
319 Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (Ufla) e à
320 Ipanema Agrícola S.A. (Ipanema Coffees).

321 **REFERÊNCIAS**

322 Avanzi, J.C.; Silva, M.L.N.; Curi, N.; Mello, C.R.; Fonseca, S. Calibração e aplicação
323 do modelo MUSLE em uma microbacia hidrográfica nos Tabuleiros Costeiros
324 brasileiros. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.12, p.563-569,
325 2008.

326 Bertoni, J.; Lombardi Neto, F. Conservação do Solo. 9. ed. São Paulo: Ícone, 2014.
327 355p.

328 Dechen, S.C.F.; Telles, T.S.; Guimarães, M.F.; Maria, I.C. de. Perdas e custos
329 associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. Bragantia, v.74,
330 p.224-233, 2015.

331 Demarchi, J.C.; Zimback, C.R.L. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de
332 solo na Sub-bacia do Ribeirão das Perobas. Energia na Agricultura, v.29, p.102-114,
333 2014.

334 EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema Brasileiro de
335 Classificação de Solos. 5. ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2018. 353 p.

- 336 ESRI - Environmental Systems Research Institute. ArcGIS Professional GIS for the
337 desktop [computer program]. Version 10.2. Redlands, CA: Environmental Systems
338 Research Institute, 2014.
- 339 Galharte, C.A.; Villela, J.M.; Crestana, S. Estimativa da produção de sedimentos em
340 função da mudança de uso e cobertura do solo. *Revista Brasileira de Engenharia*
341 *Agrícola e Ambiental*, v.18, p.194-201, 2014.
- 342 Gelagay, H.S.; Minale, A.A. Soil loss estimation using GIS and remote sensing
343 techniques: a case of Koga watershed, Northwestern Ethiopia. *International Soil and*
344 *Water Conservation Research*, v.4, p.126-136, 2016.
- 345 Greiner, L.; Keller, A.; Grêt-Regamey, A.; Papritz, A. Soil function assessment: review
346 of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land Use*
347 *Policy*, v.69, p.224-237.
- 348 IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística: carta topográfica do Município de
349 Varginha (FOLHA SF 23-V-D 1:250000). 2. ed. Rio de Janeiro: Secretaria de
350 Planejamento da Presidência da República do IBGE, Diretoria de Geociência e
351 Cartografia, Superintendência de Cartografia, 1979.
- 352 Mannigel, A.R.; Carvalho, M.P.; Moreti, D.; Medeiros, L.R. Fator erodibilidade e
353 tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum*, v.24, p.1335-
354 1340, 2002.
- 355 Martins, S.G.; Silva, M.L.N.; Avanzi, J.C.; Curi, N.; Fonseca, S. Fator cobertura e
356 manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos
357 Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. *Scientia Forestalis* v.38, p.517-526,
358 2010.
- 359 McBratney, A.B.; Santos, M.L.M.; Minasny, B. On digital soil mapping. *Geoderma*
360 v.117, p.3-52, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00223-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00223-4)

- 361 Moore, I.D.; Burch, G.J. Physical basis of the length-slope factor in the Universal Soil
362 Loss Equation. *Soil Science Society American Journal*, v.50, p.1294-1298, 1986.
- 363 Oliveira, F.P.; Buarque, D.C.; Viero, A.C.; Merten, G.H.; Cassol, E.A.; Minella, J.P.G.
364 Fatores relacionados à susceptibilidade da erosão em entressulcos sob condições de
365 manejo e uso do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.16,
366 p.337-346, 2012.
- 367 Panagos, P.; Borrelli, P.; Meusburger, K.; Alewell, C.; Lugato, E.; Montanarella, L.
368 Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use*
369 *Policy* v.48, p. 38-50, 2015a.
- 370 Panagos, P.; Borrelli, P.; Meusburger, K.; van der Zanden, E.H.; Poesen, J.; Alewell, C.
371 Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by
372 water at European scale. *Environmental Science & Policy*, v.51, p.23-34, 2015b.
- 373 Pimentel, D. Soil erosion: a food and environmental threat. *Environment, Development*
374 *and Sustainability*, v.8, p.119-137, 2006.
- 375 Prochnow, D.; Dechen, S.C.F.; de Maria, I.C.; Castro, O.M.; Vieira, S.R. Razão de
376 perdas de terra e fator C da cultura do cafeeiro em cinco espaçamentos, em Pindorama
377 (SP). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.29, p.91-98, 2005.
- 378 Santos, R.D.; Lemos, R.C.; Santos, H.G.; Ker, J.C.; Anjos, L.H.C. Manual de descrição
379 e coleta de solo no campo. 5. ed. rev. e ampl. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência
380 do Solo, 2005. 100p.
- 381 Sartori, A.; Lombardi Neto, F.; Genovez, A.M. Classificação hidrológica de solos
382 brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do serviço de
383 conservação do solo dos Estados Unidos. Parte 1: Classificação. *Revista Brasileira de*
384 *Recursos Hídricos*, v.10, p.05-18, 2005.

385 SCS - Soil Conservation Service. Hidrology Handbook. SCS National Engineering
386 Handbook. Washington: US Department of Agriculture, 1972. Sec. 4, p.47-75.

387 Silva, B.P.C.; Silva, M.L.N.; Batista, P.V.G.; Pontes, L.M.; Araújo, E.F.; Curi, N. Soil
388 and water losses in eucalyptus plantation and natural forest and determination of the
389 USLE factors at a pilot sub-basin in Rio Grande do Sul, Brazil. *Ciência e*
390 *Agrotecnologia*, v.40, p.432-442, 2016.

391 Silva, M.L.N.; Curi, N.; Ferreira, M.M.; Lima, J.M.; Ferreira, D.F. Proposição de
392 modelos para estimativa da erodibilidade de Latossolos brasileiros. *Pesquisa*
393 *Agropecuária Brasileira*, v.34, p.2287-2298, 1999.

394 Tavares, A.S.; Spalevic, V.; Avanzi, J.C.; Nogueira, D.A.; Silva, M.L.N.; Mincato, R.L.
395 Modeling of water erosion by the erosion potential method in a pilot subbasin in
396 southern Minas Gerais. *Semina: Ciências Agrárias*, v.40, p.555-572, 2019.

397 UFV - Universidade Federal de Viçosa, CETEC-T - Fundação Centro Tecnológico de
398 Minas Gerais, UFLA - Universidade Federal de Lavras, FEAM - Fundação Estadual do
399 Meio Ambiente. Mapa de Solos Do Estado de Minas Gerais: legenda expandida. Belo
400 Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. 53p.

401 USGS - United States Geological Survey. Earth Explorer, 2017. Disponível em:
402 <<http://earthexplorer.usgs.gov>> Acesso em: Jul. 2018.

403 Williams, J. R. Sediment-yield prediction with Universal Equation using runoff energy
404 factor. In: Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources.
405 Oxford: USDA. ARS-S-40, 1975. p.244-252.

406 Zhang, Y.; Degroote, J.; Wolter, C.; Sugumaran, R. Integration of Modified Universal
407 Soil Loss Equation (MUSLE) into a GIS Framework to Assess Soil Erosion Risk. *Land*
408 *Degradation & Development*, v.20, p.84-91, 2009.

409