

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

**GUILHERME HENRIQUE EXPEDITO LENSE**

**ESTIMATIVAS DE PERDAS DE SOLO PELO MÉTODO DE EROSÃO POTENCIAL  
EM SOLOS TROPICAIS SOB CULTIVO PREDOMINANTE DE CAFÉ**

Alfenas / MG  
2020

**GUILHERME HENRIQUE EXPEDITO LENSE**

**ESTIMATIVAS DE PERDAS DE SOLO PELO MÉTODO DE EROSÃO POTENCIAL  
EM SOLOS TROPICAIS SOB CULTIVO PREDOMINANTE DE CAFÉ**

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: Ciências Ambientais.  
Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Luiz Mincato (UNIFAL-  
MG)  
Coorientador: Prof. Dr. Junior Cesar Avanzi (UFLA)

Alfenas / MG  
2020

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal de Alfenas

L573e Lense, Guilherme Henrique Expedito.  
Estimativas de perdas de solo pelo método de erosão potencial em solos tropicais sob cultivo predominante de café / Guilherme Henrique Expedito Lense. -- Alfenas/MG, 2020.  
38 f. : il. --

Orientador: Ronaldo Luiz Mincato.  
Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Alfenas, 2020.  
Bibliografia.

1. Solos - Conservação. 2. Erosão. 3. Modelagem. I. Mincato, Ronaldo Luiz. II. Título.

CDD-631.4

**"Estimativas de perdas de solo pelo método de erosão potencial em solos tropicais sob cultivo predominante de café"**

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

Aprovada em: 19 de fevereiro de 2020

Prof. Dr. Ronaldo Luis Mincato

Instituição: Universidade Federal de Alfenas

Prof. Dr. Raul Henrique Sartori

Instituição: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais

Prof. Dr. Walbert Júnior Reis dos Santos

Instituição: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais



Documento assinado eletronicamente por **Ronaldo Luiz Mincato, Professor do Magistério Superior**, em 19/02/2020, às 12:16, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Raul Henrique Sartori, Usuário Externo**, em 19/02/2020, às 12:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Walbert Junior Reis dos Santos, Usuário Externo**, em 19/02/2020, às 12:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.unifal-mg.edu.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.unifal-mg.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **0266328** e o código CRC **D0534260**.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente à Deus pela vida;

Agradeço à minha mãe Vardeli e ao meu pai Henir que são dois agricultores simples e as melhores pessoas do mundo, que sempre trabalharam muito buscando dar um futuro melhor para mim e meu irmão Fábio;

Agradeço à minha namorada Fernanda pelo carinho, apoio e incentivo no dia a dia;

Agradeço ao professor Ronaldo e aos amigos que compartilharam os dois anos de mestrado comigo;

Agradeço a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pela bolsa de estudos;

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Obrigado a todos!!!

*“Em seu coração o homem planeja o seu caminho, mas o Senhor determina os seus passos.”*  
*Provérbios 16:9*

## RESUMO

A erosão hídrica é o principal processo de degradação dos solos tropicais, causando impactos ambientais, físicos e socioeconômicos que influenciam negativamente a sustentabilidade dos sistemas de produção agrícola. Na cafeicultura, a erosão hídrica gera perda de nutrientes, matéria orgânica e agroquímicos, além de promover o assoreamento e contaminação dos cursos hídricos. Na região sul de Minas Gerais, onde o cultivo de café ocorre em declividades íngremes, o processo erosivo é intensificado atingindo níveis críticos. Como uma alternativa para auxiliar no planejamento de práticas de mitigação da erosão hídrica têm-se a modelagem, que consiste em uma técnica capaz de estimar as taxas erosivas e quando associada a Sistemas de Informação Geográfica, permite identificar as áreas com perdas de solo acima dos limites de tolerância. Dentre os diversos modelos existentes, o Método de Erosão Potencial merece destaque pela facilidade na obtenção dos parâmetros, simplicidade e baixo custo de aplicação. Assim, o objetivo deste trabalho foi estimar a perda de solo por erosão hídrica utilizando o Método de Erosão Potencial em uma sub-bacia hidrográfica com cultivo predominante de café, e então comparar a estimativa de perdas de solo com os limites de Tolerância de Perda de Solo. A área de estudo correspondente a Sub-bacia Hidrográfica do Córrego Coroado, situada no Município de Alfenas, sul de Minas Gerais, Brasil. Os parâmetros de entrada do modelo foram determinados com base nos atributos climáticos, geológicos, pedológicos, topográficos, uso e manejo da terra e grau das feições erosivas da sub-bacia. Os resultados do Método de Erosão Potencial apontaram para predomínio de baixa suscetibilidade à erosão na área. A perda de solo média da área foi estimada em  $1,74 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . A maior severidade do processo erosivo ocorreu, principalmente, nas áreas com solo exposto e maior inclinação do relevo, sendo que em apenas 1% da sub-bacia as taxas erosivas foram superiores aos limites de Tolerância de Perda do Solo ( $4,75$  a  $7,26 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ). O Método de Erosão Potencial estimou as perdas de solo fornecendo um diagnóstico sobre a erosão hídrica na sub-bacia capaz de auxiliar no planejamento de uso de solo e na adoção de práticas agronômicas conservacionistas, visando a sustentabilidade ambiental da área.

**Palavras-chave:** Conservação do Solo, Erosão hídrica, Modelagem.

## ABSTRACT

Water erosion is the main process of degradation of tropical soils, causing environmental, physical and socioeconomic impacts that negatively influence the sustainability of agricultural production systems. In coffee growing, water erosion generates loss of nutrients, organic matter and agrochemicals, besides promoting siltation and contamination of watercourses. In the southern region of Minas Gerais, where coffee cultivation occurs on steep slopes, the erosion process is intensified reaching critical levels. As an alternative to help in the planning of water erosion mitigation practices are modeling, which consists of a technique capable of estimating erosion rates and when associated with Geographic Information Systems, allows the identification of areas with soil losses above tolerance limits. Among the many existing models, the Potential Erosion Method deserves attention for its ease in obtaining the parameters, simplicity and low cost of application. Thus, the objective of this work was to estimate soil loss by water erosion using the Potential Erosion Method in a sub-basin with predominant coffee cultivation, and then to compare the estimated soil loss with the Loss Tolerance limits. Ground. The study area corresponding to the Coroado Stream Watershed, located in the Municipality of Alfenas, southern Minas Gerais, Brazil. The input parameters of the model were determined based on climatic, geological, pedological, topographic, land use and management attributes and degree of erosion features of the sub-basin. The results of the Potential Erosion Method pointed to a predominance of low susceptibility to erosion in the area. The estimated average soil loss in the area was  $1.74 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ . The highest severity of the erosion process occurred mainly in areas with exposed soil and higher relief slope, and in only 1% of the sub-basin the erosive rates were higher than the Soil Loss Tolerance limits ( $4.75$  to  $7.26 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ). The Potential Erosion Method estimated soil losses by providing a diagnosis of water erosion in the sub-basin that can assist in land use planning and the adoption of conservationist agronomic practices, aiming at the environmental and socioeconomic sustainability of the area.

**Key-Words:** Soil Conservation, Water Erosion, Modeling.



## SUMÁRIO

### PARTE 1

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>08</b>
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>10</b>
2.1 CAFEICULTURA NO BRASIL E EM MINAS GERAIS .....	10
2.2 EROSÃO HÍDRICA E DEGRADAÇÃO DO SOLO .....	11
2.3 MODELAGEM DA EROSÃO HÍDRICA .....	13
2.4 MÉTODO DE EROSÃO POTENCIAL.....	14
2.5 TOLERÂNCIA DE PERDAS DE SOLO .....	19
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>21</b>

### PARTE 2

Artigo Científico publicado na Revista Ciência e Agrotecnologia: Lense, G. H. E.; Parreiras, T. C.; Moreira, R. S.; Avanzi, J. C.; Mincato, R. L. Estimates of soil losses by the erosion potential method in tropical latosols. Ciência e Agrotecnologia, Lavras, v. 43, e012719, 2019. <a href="http://dx.doi.org/10.1590/1413-7054201943012719">http://dx.doi.org/10.1590/1413-7054201943012719</a> .....	27
--	----

## PARTE 1

### 1. INTRODUÇÃO

A erosão hídrica é um grave problema ambiental, que influencia negativamente a sustentabilidade da produção agrícola. O processo erosivo causa impactos ambientais, físicos e socioeconômicos, tanto no local de geração de sedimentos, devido a redução da fertilidade do solo, perda de capacidade de armazenamento de água, remoção de nutrientes e matéria orgânica, quanto nos locais de deposição, devido ao assoreamento e poluição dos corpos d'água (POSTHUMUS et al., 2015; PANAGOS et al., 2018).

Globalmente, estima-se que cerca de 1 bilhão de hectares já foram afetados pelo processo erosivo, dos quais 70% estão gravemente comprometidos (LAL, 2003). No Brasil, a perda de solo total devido à erosão hídrica é estimada em 847 milhões Mg ano<sup>-1</sup> (MERTEN; MINELLA, 2013), com custos de R\$ 6,6 bilhões por ano (HERNANI et al., 2002).

Devido à crescente degradação do solo, existe uma grande demanda por informações relativas à quantificação da erosão, produção de sedimentos e impactos sobre as atividades econômicas e o meio ambiente (MINELLA et al., 2010). Dessa forma, é essencial o conhecimento das causas do processo erosivo, bem como levantamentos que auxiliem no uso conservacionista do solo e na proposição de medidas que reduzam a erosão a taxas mínimas.

Com objetivo de quantificar a erosão hídrica, foram desenvolvidos os modelos de estimativa de perdas de solo. Os modelos simulam o fenômeno erosivo suficientemente bem, e estão se tornando cada vez mais populares na aplicação em escala de bacia hidrográfica (SILVA; SANTOS; SILVA, 2014). Existem vários modelos de predição da erosão hídrica, dentre os quais, tem destaque o Método de Erosão Potencial (EPM), devido ao seu baixo custo de aplicação, sua simplicidade e rapidez de utilização.

O EPM é um modelo empírico de erosão do solo, que leva em consideração parâmetros individuais referentes a atributos climáticos, geológicos, pedológicos, topográficos, uso e manejo da terra. O modelo é amplamente aceito e aplicado para a estimativa da erosão do solo, fornecendo resultados confiáveis (EFTHIMIOU et al., 2017). Além disso, a utilização do EPM associada ao Sistema de Informação Geográfica (SIG) fornece um diagnóstico visual da erosão hídrica por meio da espacialização das perdas de solo, auxiliando na identificação das áreas de maior vulnerabilidade a erosão (HAGHIZADEH; SHUI; GODARZI, 2009).

As estimativas geradas pelo EPM permitem aferir se determinada área apresenta produção de sedimentos acima do limite de Tolerância de Perda de Solo (TPS). A TPS é um parâmetro utilizado na avaliação do estado de conservação do solo, representando um limite tolerável de erosão, acima do qual o solo não é capaz de manter seu potencial produtivo sustentável ao longo dos anos. Dessa forma, considera-se que a erosão está dentro dos limites aceitáveis quando não ultrapassa a TPS (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

A cafeicultura é um importante setor da agropecuária nacional em termos econômicos, sociais e ambientais. Na região sul de Minas Gerais, no sudeste brasileiro, as lavouras cafeeiras se situam principalmente em relevos declivosos, onde a intensidade do processo erosivo é elevada e atinge níveis de perda de solo acima dos limites de TPS.

Nesse contexto, a modelagem da erosão hídrica é uma alternativa, para fornecer um diagnóstico sobre o estágio de degradação nos cultivos de café e identificar as áreas propícias ao processo erosivo, auxiliando no planejamento de práticas conservacionistas de uso e manejo do solo.

Assim, o objetivo deste trabalho foi estimar as perdas de solo por erosão hídrica utilizando o Método de Erosão Potencial (EPM) em uma sub bacia hidrográfica localizada na região Sul de Minas Gerais, com cultivo predominante de café e, então, comparar a estimativa das perdas de solo com os limites de Tolerância de Perda de Solo (TPS).

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 CAFEICULTURA NO BRASIL E EM MINAS GERAIS

O Brasil é o maior produtor, exportador de café e segundo maior consumidor da bebida no mundo. O alimento é o 5º produto na pauta de exportação brasileira movimentando cerca de US\$ 5,2 bilhões em 2017. A cultura ocupa uma área de 2 milhões de hectares com cerca de 300 mil produtores, em sua maioria pequenos, distribuídos em 1.900 municípios. O café é relevante fonte de receita e um importante setor na criação de postos de trabalho gerando mais de 8 milhões de empregos no país (BRASIL, 2018).

A produção cafeeira está distribuída em diversos estados (Minas Gerais, São Paulo, Espírito Santo, Bahia, Rondônia, Paraná, Rio de Janeiro, Goiás, Mato Grosso, Amazonas e Pará), no entanto, foi em Minas Gerais que a cultura elevou seu patamar tecnológico, levando este Estado a assumir a liderança na produção, em meados do Século XX (SIMÕES; PELEGRINE, 2010). Atualmente, Minas Gerais possui a maior área de cultivo de café, com 1,22 milhão de hectares, representando cerca de 70% da área ocupada com café arábica no país (1,77 milhão de hectares) (CONAB, 2019). O café é o principal produto de exportação do agronegócio mineiro, sendo comercializado para mais de 60 países, além disso, a cafeicultura exerce um importante papel social e cultural no estado (ALVES et al., 2011).

A região sul de Minas Gerais é conhecida pela cafeicultura de montanha, com predomínio de pequenas propriedades e diversidade nas formas de manejo e de produção (PRADO; HAYAKAWA; KAWAKUBO, 2016). As regiões Sul e Centro-Oeste juntas apresentam a maior área de cultivo de café em Minas Gerais com cerca de 649,9 mil hectares em 154 municípios (EMATER, 2018).

Nas regiões produtoras, a erosão hídrica é um grave problema enfrentado pelos cafeicultores, causando prejuízos econômicos e a degradação do ambiente. Esse processo se dá em maior intensidade nas áreas sem a utilização de práticas conservacionistas adequadas e principalmente em relevos acidentados. Nesse contexto, são necessárias técnicas que auxiliem no planejamento de medidas de mitigação buscando promover a conservação do solo com benefícios diretos, como a economia de fertilizantes e o aumento da longevidade de produção. Além disso, a adoção de práticas de redução da erosão está diretamente associado a produção de um café sustentável (BRASIL, 2018).

## 2.2 EROSÃO HÍDRICA E DEGRADAÇÃO DO SOLO

O solo é um recurso essencial para a produção de alimentos e para a sociedade. Ele regula a maioria dos processos ecossistêmicos e é o habitat de grande parte da biodiversidade da Terra, fornecendo a base física para as atividades humanas (PEREIRA et al. 2018). Todavia, a degradação deste recurso avança aceleradamente comprometendo os serviços ecossistêmicos (SOUSA; ARAÚJO; VITAL, 2016).

A erosão hídrica é uma das principais causas de degradação dos solos no Brasil e no mundo. O fenômeno consiste no escoamento superficial pela água da enxurrada, no qual há desagregação, transporte e deposição de partículas de solo (DECHEN et al., 2015). A erosão é um processo natural, que a longo prazo é responsável pela modelagem da paisagem física através da redistribuição de sedimentos erodidos (EFTHIMIOU et al., 2016). Porém, pode ser intensificada ou acelerada devido a atividades antrópicas, como a utilização de práticas agrícolas convencionais de uso intensivo do solo, manejo incorreto de solos mais frágeis, uso da terra além da capacidade de uso do solo, particularmente, pela falta de adoção de medidas de conservação do solo apropriadas, tais como a rotação de culturas e o plantio em nível (LEPSCH et al., 2015; MEDEIROS et al., 2016; DIDONÉ; MINELLA; EVRARD, 2017).

A erodibilidade de determinada área depende de vários fatores, como as características do solo, topografia, condições climáticas, e o uso e cobertura do solo (LAL, 2001; ZARE; PANAGOPOULOS; LOURES, 2017).

Os atributos físicos do solo, tais como a porosidade, conteúdo de matéria orgânica, estabilidade e distribuição do tamanho de agregados, influenciarão a sua resistência ao processo erosivo (BAGATINI et al., 2011) Além disso, apesar da predominante ação da erosão na superfície, as condições físicas subsuperficiais também afetam o movimento da água e do ar no solo, a permeabilidade e o escoamento superficial e, conseqüentemente, as taxas erosivas (VOLK; COGO; STRECK, 2004).

A severidade da erosão hídrica está associada à intensidade, duração e frequência das precipitações pluviométricas (SANTOS; GRIEBELER; OLIVEIRA, 2010). Dessa forma, esse fator regula o volume total de solo perdido. Durante as chuvas, o relevo influencia o fluxo e velocidade do escoamento, onde em áreas de maior declividade ocorre aumento da velocidade e do volume escoado e, conseqüentemente, da quantidade de solo e água perdidos (SILVA et al., 2011).

A cobertura do solo é reconhecida como o principal fator de influência humana sobre o processo erosivo (OUYANG et al., 2010; DEVÁTÝ et al., 2019). Esse fator varia de acordo

com o uso de solo e as práticas de manejo adotadas, por exemplo, quando são introduzidos novos cultivos agrícolas a cobertura vegetal é reduzida e a intensidade erosiva é elevada, ao passo que quando são adotadas práticas conservacionistas, como plantio direto ou manejo da vegetação espontânea, ocorre aumento da proteção do solo e redução da erosão.

A cobertura vegetal dissipa a energia de impacto das gotas da chuva na superfície do solo, e dessa forma evita a desagregação das partículas (PANACHUKI et al., 2011). Serve ainda como barreira física a enxurrada, diminuindo a velocidade de escoamento e, assim, a capacidade erosiva (VOLK; COGO; STRECK, 2004). Áreas com cobertura vegetal de alta densidade diminuem a perda de solo para valores próximos a zero (ANACHE et al., 2017).

A erosão hídrica pode ser classificada em laminar, ou difusa, em sulcos ou linear e em voçoroca. A erosão laminar ocorre quando as partículas do solo são destacadas pelas gotas de chuva e transportadas por um fluxo superficial difuso (BESKOW et al., 2009). Esse tipo de erosão gera o carreamento da camada superficial do solo e, com isso, a perda da camada fértil de terra. Na maioria das áreas agrícolas ocorre de maneira imperceptível e por isso é considerada o tipo de erosão mais perigosa (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

A erosão em sulcos é resultante da formação de pequenas irregularidades no sentido do declive do terreno devido ao acúmulo da enxurrada em determinadas linhas de escoamento. Esta forma de erosão é a mais característica e, por isso mesmo, a mais percebida em áreas de ocorrência. A ampliação dos sulcos gerados pela erosão após anos de enxurradas locais formam as voçorocas, as quais atingem dezenas de metros de profundidade, chegando a alcançar o lençol freático (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012; CARVALHO et al., 2009).

Inúmeros são os problemas ambientais e econômicos causados pelo processo erosivo. O fenômeno gera a perda de nutrientes, diminuição da produtividade agrícola, perda de matéria orgânica (MO) e alterações na dinâmica do carbono orgânico do solo, comprometendo de maneira significativa, a produção de alimentos, fibras e energia (DECHEN et al., 2015; FAO, 2017). Os efeitos da erosão também são evidentes em áreas que não estão diretamente expostas ao processo, mas sofrem com suas consequências pela deposição de sedimentos em corpos hídricos provocando assoreamento e depreciação da qualidade da água (HAGHIZADEH; SHUI; GODARZI, 2009).

A situação atual de degradação das terras agrícolas, requer o uso de informações quantitativas e qualitativas sobre a extensão e magnitude da erosão do solo, afim de auxiliar na adoção de estratégias eficazes de mitigação do processo. Porém, é difícil monitorar os níveis de erosão, particularmente em áreas rurais de países subdesenvolvidos, devido ao custo da amostragem regular e ao longo período necessário para detectar tendências

(PRASANNAKUMAR et al., 2012; ANH et al., 2014). Além disso, os métodos de quantificação da perda de solo com base em parcelas de erosão possuem muitas limitações em termos de representatividade e confiabilidade dos dados resultantes. Tais metodologias não podem fornecer distribuição espacial da perda de solo e sua aplicação muitas vezes é possível apenas em pequenas áreas (CHEN et al. 2011).

Nesse contexto, a utilização de técnicas de modelagem para estimar a erosão hídrica surge como uma alternativa afim de superar as limitações impostas pelas coletas de campo e auxiliar no planejamento de gestão conservacionista das atividades agrícolas.

### 2.3 MODELAGEM DA EROSÃO HÍDRICA

Os modelos empíricos de previsão de erosão hídrica são ferramentas capazes de estimar quantitativamente e qualitativamente as taxas de perda de solo e auxiliar na proposição de práticas eficazes de controle da erosão (IGWE et al., 2017). A modelagem é baseada em equações matemáticas que expressam as relações entre fatores naturais (chuva, cobertura do solo, tipo de vegetação, solos e topografia) e o processo erosivo (STEFANIDIS; STATHIS, 2018).

A modelagem é uma técnica relativamente simples, de fácil interpretação que requer recursos mínimos e pode ser implementada com informações prontamente disponíveis em áreas expostas a elevados riscos de erosão (GANASRI; RAMESH, 2016). Além disso, essa ferramenta permite a avaliação das taxas erosivas em larga escala, superando a principal limitação das parcelas experimentais em campo.

Nos últimos anos em meio a preocupação com a conservação do solo foram desenvolvidas várias metodologias para a previsão do processo erosivo (LOVRIC; TOSIC, 2018). Alguns dos modelos empíricos mais utilizados estão representados na Tabela 1:

Tabela 1: Modelos empíricos de estimativa de perdas de solo.

Sigla	Modelo	Autores
EPM	<i>Erosion Potential Method</i>	Gravilovic, 1962
MUSLE	<i>Modified Universal Soil Loss Equation</i>	Willians et al., 1975
USLE	<i>Universal Soil Loss Equation</i>	Wishmeyer; Smith, 1978
AGNPS	<i>Agricultural Non-Point Source Pollution</i>	Young et al., 1987
WEPP	<i>Water Erosion Prediction Project</i>	Laflen et al., 1991
RUSLE	<i>Revised Universal Soil Loss Equation</i>	Renard et al., 1997
EUROSEM	<i>European Soil Erosion Model</i>	Morgan et al., 1998
CASC2D	<i>Cascade Two-Dimensions</i>	Ogden, 1998
HMS	<i>Hydrologic Model System</i>	Yu, 2000

PSIAC	<i>Pacific Southwest Interagency Committee</i>	Heydarian, 1996; Clark, 2001
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>	Arnold et al., 1998; Neitsch et al., 2005

---

Fonte: Elaborado pelo autor.

A combinação dos modelos com ferramentas do Sistema de Informação Geográfica (SIG) e Sensoriamento Remoto, facilita sua utilização e fornece um diagnóstico sobre a distribuição espacial da erosão hídrica, o que permite identificar as áreas com elevadas taxas erosivas (PRASANNAKUMAR et al., 2012; IMAMOGLU; DENGIZ, 2017). Além disso, a associação entre o SIG e os modelos é uma forma de melhorar a precisão dos resultados (GUIMARÃES et al., 2019).

A modelagem da erosão é, como qualquer outro modelo, uma representação da realidade e não a própria realidade e, portanto, está propensa a erros, que na maioria das vezes são toleráveis (ALEWELL et al., 2019). De acordo com Alewell et al. (2019), ao analisar os estudos de Alewell, Egli e Meusburger (2015) e Meusburger et al. (2010), em geral, as taxas de erosão do solo medidas e modeladas se comparam relativamente bem, e portanto, a modelagem é eficiente em apontar as áreas com manejo não sustentável do solo.

No Brasil, a baixa disponibilidade de dados principalmente sobre os solos (mapas de solo escassos ou indisponíveis) e sobre o clima (não espacialmente e temporalmente detalhadas, estações hidrometeorológicas com vários períodos inoperantes), juntamente com problemas relativos à sua obtenção (informações dispersas entre diferentes agências), leva à seleção de modelos que atendem principalmente ao critério de baixa exigência de dados e que sejam capazes de fornecer um diagnóstico satisfatório (EFTHIMIOU et al., 2017). Dessa forma, é necessária a utilização de modelos com menor requerimento de informações como o Método de Erosão Potencial (EPM) (GAVRILOVIC, 1962).

## 2.4 MÉTODO DE EROÇÃO POTENCIAL

O Método de Erosão Potencial (EPM) é um modelo de estimativa das perdas de solo anuais em escala de bacia hidrográfica amplamente aceito e aplicado para a identificação de áreas de alta vulnerabilidade ao processo erosivo, fornecendo resultados precisos e confiáveis (EFTHIMIOU; LYKOUDI; KARAVITIS, 2017). O modelo foi desenvolvido com base em pesquisas de campo com medições de erosão durante 40 anos, conduzidas na bacia hidrográfica do Rio Morava, na Sérvia (DRAGIČEVIĆ et al., 2019).



As principais vantagens do método são: a facilidade na obtenção dos parâmetros, capacidade de implementação com Sistema de Informação Geográfica (SIG) e baixo custo de aplicação. Além disso, a utilização do EPM é menos onerosa que modelos estabelecidos, como a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) (WISCHMEIER; SMITH, 1978) e sua versão revisada (RUSLE) (RENARD et al., 1997), porque requer poucos dados de entrada, baseia-se em valores tabelados facilmente determinados e apresenta em sua estrutura o coeficiente de retenção ( $R_u$ ), que fornece uma estimativa da fração de sedimento erodido que atinge os cursos hídricos e a fração depositada nas depressões de relevo, o que não pode ser determinado usando USLE e RUSLE.

O EPM foi amplamente utilizado na antiga Iugoslávia nos anos 70, e mais tarde nas regiões dos Balcãs, na Europa, Oriente Médio, Norte da África e mais recentemente no Brasil (STEFANIDIS; STATHIS, 2018; TAVARES et al., 2019). O modelo leva em consideração fatores dependentes do clima, da geologia da superfície, das propriedades do solo, das características topográficas, do tipo e distribuição do uso da terra e do grau de erosão da bacia hidrográfica (GAVRILOVIC, 1962). A descrição matemática do modelo é dada pela equação 1:

$$W_{yr} = T \cdot H_{yr} \cdot \pi \cdot \sqrt[2]{Z^3} \cdot F \quad (\text{Equação 1})$$

Em que:  $W_{yr}$  = erosão anual ( $m^3 \text{ ano}^{-1}$ );  $T$  = coeficiente de temperatura (adimensional);  $H_{yr}$  = precipitação pluviométrica média ( $mm \text{ ano}^{-1}$ );  $Z$  = coeficiente de erosão (adimensional) e  $F$  = área de estudo ( $km^2$ ).

A precipitação pluviométrica média ( $H_{yr}$ ) e o coeficiente de temperatura ( $T$ ) representam o efeito dos fatores climáticos sobre a estimativa de perda de solo fornecida pelo EPM. Segundo Wischmeier e Smith (1978), o clima assume papel determinante na modelagem da erosão, pois representa fatores ativos que influem diretamente na desagregação das partículas do solo. O valor do Coeficiente de Temperatura ( $T$ ) é determinado conforme a Equação 2:

$$T = \sqrt[2]{\frac{t_0}{10}} + 0,1 \quad (\text{Equação 2})$$

Em que:  $t_0$  = média anual da temperatura do ar, em  $^{\circ}C$ .

O Coeficiente de erosão ( $Z$ ) expressa a suscetibilidade à erosão hídrica delimitando as áreas que estão propensas a maiores intensidades do processo erosivo. Com base, nos valores

do Z, Gavrilovic (1962) propõe categorias qualitativas de classificação da erosão hídrica (Tabela 2).

Tabela 2 - Categorias de intensidade de erosão hídrica e coeficiente Z.

Categorias	Intensidade de erosão	Coefficiente de Erosão
I	Erosão severa	$Z > 1,00$
II	Erosão forte	$0,71 < 1,00$
III	Erosão moderada	$0,41 < 0,70$
IV	Erosão fraca	$0,19 < 0,40$
V	Erosão muito fraca	$Z < 0,19$

Fonte: adaptado de Gavrilovic (1962).

Os valores do fator Z são calculados de acordo com a Equação 3:

$$Z = Y \cdot X_a \cdot (\varphi + \sqrt[2]{I_{sr}}) \quad (\text{Equação 3})$$

Em que: Y = resistência do solo a erosão (adimensional);  $X_a$  = uso e manejo do solo (adimensional);  $\varphi$  = erosão observada em campo (adimensional);  $I_{sr}$  = declividade média do terreno (%).

Os parâmetros envolvidos no cálculo de Z (Y,  $X_a$ ,  $\varphi$ ), são determinados com base em valores tabelados que inicialmente foram propostos por Gavrilovic (1962) e recentemente foram adaptados as condições edafoclimáticas brasileiras por Sakuno et al. (2020).

O coeficiente de resistência do solo a erosão (Y) expressa o efeito das características do solo e de seu material de origem na resistência ao processo erosivo. Seus valores são tabelados e variam de 0,10 a 2,00, onde quanto mais próximo de 0,10 maior a resistência do solo a erosão (GAVRILOVIC, 1962) (Tabela 3).

Algumas dificuldades envolvem a adaptação do coeficiente Y para regiões diferentes daquelas observadas por Gavrilovic (1962). Essas dificuldades acontecem quando vários tipos diferentes de rochas e solos devem ser considerados, para determinar a erodibilidade (MILEVSKI, 2015). Além disso, ocorrem algumas inadequações no ajuste do parâmetro Y devido a não consideração de certas características do solo, como por exemplo o caráter oxidico dos Latossolos Brasileiros, que apresenta grande influência sobre a formação e estabilidade de microagregados e conseqüentemente sobre a estrutura do solo, fazendo com que solos com elevados conteúdos de argila apresentem elevada permeabilidade (NUNES; CASSOL, 2008).

Tabela 3 - Coeficiente médio de resistência do solo à erosão hídrica (Y).

Material Parental	Solos Originados (SiBCS <sup>1</sup> )	Y
Afloramentos rochosos	-	0,25
Sedimentos aluviais	Neossolos Flúvicos, Gleissolos, Organossolos, Planossolos	0,50
Rochas básicas e ultrabásicas, Anfibolitos, Argilitos, Xistos	Chernossolos, Latossolos	0,60
Granitos, Gnaisses e Migmatitos	Argissolos, Nitossolos, Plintossolos	0,70
	Argissolos*, Latossolos*, Luvisolos*, Nitossolos*, Planossolos*.	0,80
	Cambissolos Húmicos, Luvisolos*, Plintossolos*.	0,90
Arenitos quartzosos, Siltitos e Quartzitos	Espodossolos, Vertissolos	1,20
	Cambissolos, Neossolos Regolíticos	1,50
	Cambissolos*, Neossolos Litólicos*, Luvisolos*,	2,00

<sup>1</sup>Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos. \*Presença de areia quartzosa. Fonte: Adaptado de Sakuno et al. (2020).

O coeficiente de proteção do solo ( $X_a$ ) está relacionado ao uso e manejo do solo, seus valores variam de 0,05 a 1,00 de acordo com a cobertura vegetal e as práticas de manejo adotadas (Tabela 4). Os menores valores do coeficiente  $X_a$  ocorrem em áreas de mata nativa com cobertura vegetal densa, devido seu efeito protetor contra a ação das precipitações pluviométricas. Os maiores valores ocorrem em áreas de baixa cobertura vegetal com presença de solo exposto, portanto, mais propensas à erosão. O padrão é bastante semelhante ao fator cobertura e manejo do solo (C) da RUSLE (EFTHIMIOU et al., 2016). Dentre os parâmetros envolvidos nas estimativas do modelo EPM, o coeficiente de proteção do solo  $X_a$  é um dos fatores de controle mais significativo na alteração dos resultados (DRAGIČEVIĆ; STEPIC, 2006).

Tabela 4 - Valores do coeficiente de uso e manejo do solo ( $X_a$ ).

Uso e manejo	$X_a$
Mata	0,05 – 0,30
Pastagem	0,30 – 0,40
Pastagem degradada	0,40 – 0,50
Culturas permanentes com manejo conservacionista	0,50 – 0,60
Culturas permanentes com manejo convencional	0,60 – 0,70
Culturas temporárias com manejo conservacionista	0,70 – 0,80
Culturas temporárias com manejo convencional	0,80 – 0,90
Solo exposto	0,90 – 1,00

Fonte: Adaptado de Gavrilovic (1962) e Sakuno et al. (2020).

O coeficiente  $\phi$  é determinado a partir de observações das feições erosivas ocorridas em uma bacia hidrográfica. Este coeficiente mensura as feições erosivas de forma qualitativa

com valores variando de 0,10, representando áreas onde ocorre erosão muito fraca, até 1,00, para áreas com erosão severa (Tabela 5).

Tabela 5 - Feições erosivas e coeficiente que expressa a erosão observada em campo ( $\phi$ ).

Tipo de erosão	$\phi$
Área com erosão severa (voçoroca, erosão em sulcos pesada)	1,00
Erosão em sulcos intensa	0,90
Erosão em sulcos média	0,80
Erosão laminar intensa	0,70
Erosão laminar sem sinais visíveis	0,60
Erosão laminar média	0,50
Erosão laminar leve	0,30
Áreas com erosão nas margens dos cursos d'água	0,20
Áreas agrícolas sob erosão não aparente	0,15
Áreas cobertas por vegetação nativa	0,10

Fonte: Adaptado de Gavrilovic (1962), Spalevic (2011) e Sakuno et al. (2020).

Além dos parâmetros tabelados, para o cálculo de Z também é utilizado o valor médio da declividade do terreno ( $I_{sr}$ ). Este parâmetro é determinado com o auxílio de SIG por meio do modelo digital de elevação (MDE) da área estudada. O cálculo é feito simplesmente pela inclinação média das células do MDE (SILVA; SANTOS; SILVA, 2014).

A declividade média ( $I_{sr}$ ) assume papel essencial na ocorrência da erosão hídrica, uma vez que a morfologia das encostas condiciona a intensidade da erosão e cada tipo de processo erosivo (STEIN; PONÇANO; SAAD, 2003). Além disso, a declividade controla em boa parte a velocidade de escoamento superficial afetando o fluxo da água e a permeabilidade do solo, uma vez que a maior ou menor infiltração da água das chuvas no solo e sua susceptibilidade à erosão dependem da rapidez com que ocorre o escoamento sobre uma bacia hidrográfica (VILLELA; MATTOS, 1975; DUARTE et al., 2007).

O modelo EPM estima a perda de solo total na área. Para a obtenção da perda real de solo ou entrega de sedimentos ( $G_{yr}$ ) é utilizado o coeficiente de retenção ( $R_u$ ) conforme a Equação 4:

$$G_{yr} = W_{yr} \cdot R_u \quad (\text{Equação 4})$$

Em que:  $G_{yr}$  = perda real de solo ( $m^3 \text{ ano}^{-1}$ );  $R_u$  = coeficiente de retenção de sedimentos (adimensional).

O coeficiente de retenção ( $R_u$ ) permite determinar a fração de sedimentos erodidos que atinge os cursos hídricos, contribuindo para o assoreamento e depreciação da qualidade da água, e a fração que fica retida nas depressões do relevo no interior da bacia hidrográfica. O  $R_u$  é calculado de acordo com a Equação 5:

$$R_u = \frac{(O \cdot D)^{0,5}}{0,25 \cdot (L+10)} \quad (\text{Equação 5})$$

Em que: O = perímetro da bacia hidrográfica (km); D = diferença média de elevação (km); L = comprimento da bacia hidrográfica, medido a partir dos cursos hídricos (km).

A diferença média de elevação (D) é calculada pela diferença entre a altitude média e altitude mínima da área estudada. Tanto D quanto o perímetro (O) e o comprimento da área (L) são calculados com base nas curvas de nível da bacia hidrográfica.

Os cálculos do modelo EPM e a determinação de seus parâmetros podem ser realizadas em SIG, principalmente quando as regiões afetadas pelo processo erosivo são extensas e as medições de campo são inviáveis. O SIG e sensoriamento remoto também são usados para representar graficamente a espacialização dos resultados do EPM (SHAHABI et al., 2016).

## 2.5 TOLERÂNCIA DE PERDA DE SOLO

Durante o período pós final da Segunda Guerra Mundial, grande parte da Europa estava em ruínas e os sistemas de produção agrícola foram destruídos com diversos impactos gerados ao solo. Nesse período, o conceito de Tolerância de Perdas de Solo foi desenvolvido de forma mais ativa, com foco principalmente na função do solo na produção de alimentos (VERHEIJEN et al., 2009).

A TPS pode ser definida como a intensidade máxima do processo de erosão que ainda permite uma taxa de produtividade economicamente sustentável dos cultivos agrícolas (WISCHMEIER; SMITH, 1978). O valor de TPS ideal consiste na taxa de erosão equivalente à de formação do solo. No entanto, essa taxa é muito difícil de ser mensurada já que a formação do solo varia consideravelmente com o material de origem, relevo, tempo e ação do clima e microorganismos (LI et al., 2009).

As informações fornecidas pela TPS podem ser utilizadas como mecanismo para a proposição de práticas conservacionistas nas atividades agropecuárias e para o planejamento do uso e ocupação do solo de forma sustentável (NUNES et al., 2012; DEMARCHI;

ZIMBACK, 2014). Os limites de TPS variam de acordo com as características do solo, onde solos com baixa profundidade ou com gradiente textural elevado entre os horizontes de superfície e de subsuperfície possuem menor TPS, e solos mais profundos e bem drenados apresentam altos valores de tolerância (DEMARCHI; ZIMBACK, 2014).

Segundo Wishmeier e Smith (1978), o limite máximo geralmente aceito de perda de solo gira em torno de  $11,2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Na Europa as taxas da TPS se encontram entre 0,3 a  $1,4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , dependendo dos fatores que promovem o desgaste do solo e da sua taxa de formação (VERHEIJEN et al., 2009). Quanto ao Brasil, Lombardi Neto e Bertoni (1975), estabeleceram os limites de TPS no Estado de São Paulo variando de 4,5 a 13,4 e de 9,6 a  $15,0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , para Argissolos e Latossolos, respectivamente. Apesar dos limites estabelecidos pela TPS, em solos com taxa muito lenta de formação, qualquer perda acima de  $1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  pode ser considerada como causadora de danos irreversíveis à qualidade do solo a longo prazo (STEFANO; FERRO, 2016).

Vale ressaltar que os valores de tolerância não impõem restrições arbitrárias ao manejo do solo, apenas estabelecem limites dentro dos quais as escolhas das técnicas de cultivo adotadas devem ser feitas (LOMBARDI NETO; BERTONI, 1975).

Dentre as metodologias utilizadas para quantificar a TPS nos solos brasileiros, o método proposto por Bertol e Almeida (2000) (Equação 6) é o mais usual.

$$\text{TPS} = 100 \cdot h \cdot r_a \cdot m \cdot p \cdot D_s \cdot 1000^{-1} \quad (\text{Equação 6})$$

Em que: TPS = tolerância de perdas de solo ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ); h = profundidade efetiva do solo (mm), limitada a 100 cm;  $r_a$  = relação que expressa, conjuntamente, o efeito da relação textural entre os horizontes B e A e do teor de argila do horizonte A; m = fator que expressa o teor de matéria orgânica na camada de 0 - 20 cm; p = fator de permeabilidade do solo;  $D_s$  = densidade do solo ( $\text{kg dm}^{-3}$ ) e  $1.000^{-1}$  = constante do período de tempo necessário para desgastar uma camada de solo de 1.000 mm de profundidade.

Os limites de TPS apresentam grande variação mesmo entre solos do mesmo tipo, indicando que o uso de um padrão uniforme em terras agrícolas na escala regional, o que é comum no Brasil (GALINDO; MARGOLIS, 1989; BERTOL; ALMEIDA, 2000), não é preciso e não reflete nos esforços para manter a sustentabilidade (DUAN et al., 2017). Desta forma é essencial a determinação dos valores de TPS em escala de bacia hidrográfica a fim de melhorar sua aplicação e confiabilidade.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEWELL, C. et al. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, Amsterdã, v. 7, n. 3, p. 203-225, 2019.
- ALEWELL, C.; EGLI, M.; MEUSBURGER, K. An attempt to estimate tolerable soil erosion rates by matching soil formation with denudation in Alpine grasslands. **Journal of Soils and Sediments**, Berlim, v. 15, n. 8, p. 1383-1399, 2015.
- ALVES, H. M. R. et al. Características ambientais e qualidade da bebida dos cafés do estado de Minas Gerais. **Informe Agropecuário EPAMIG**, Belo Horizonte, v. 32, n. 261, p. 1-12, 2011.
- ANACHE, J. A. A. et al. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. **Catena**, Amsterdã, v. 152, n. 1, p.29-39, 2017.
- ANH, P. T. Q. et al. Linkages among land use, macronutrient levels, and soil erosion in northern Vietnam: A plot-scale study. **Geoderma**, Amsterdã, v. 234, n. 1, p. 352-362, 2015.
- ARNOLD, J.G. et al. Large-area hydrologic modeling and assessment: part I model development. **J. Am. Water Resources Association**, Middleburg, v. 34, p. 73-89, 1998
- BAGATINI, T. et al. Perdas de solo e água por erosão hídrica após mudança no tipo de uso da terra, em dois métodos de preparo do solo e dois tipos de adubação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 999-1011, 2011.
- BERTOL, I.; ALMEIDA, J. A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 3, p. 657-668, 2000.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 8. ed. São Paulo: Ícone, 2012. 355 p.
- BESKOW, S. et al. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modelling. **Catena**, Amsterdã, v. 79, n. 1, p. 49-59, 2009.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Café no Brasil**. 2018. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/politica-agricola/cafes/cafecultura-brasileira>>. Acesso em: 29 jan. 2019.
- CARVALHO, D. F. et al. Características da chuva e perdas por erosão sob diferentes práticas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n. 1, p. 3-9, 2009.
- CHEN, T. et al. Regional soil erosion risk mapping using RUSLE, GIS, and remote sensing: a case study in Miyun Watershed, North China. **Environmental Earth Sciences**, Berlim, v. 63, n. 3, p. 533-541, 2011.

CLARK, K. B. **An Estimate of Sediment Yield for Two Small Sub-Catchment in a Geographic Information System**. Ph.D. thesis, University of New Mexico, 2001.

CONAB, Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da safra brasileira de café**, v. 5 - Safra 2019, n. 2 - Segundo levantamento, Brasília, maio 2019. 65 p.

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.

DEMARCHI, J. C.; ZIMBACK, C. R. L. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. **Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 29, n. 2, p. 102-114, 2014.

DEVÁTÝ, J. et al. Effects of historical land use and land pattern changes on soil erosion Case studies from Lower Austria and Central Bohemia. **Land Use Policy**, Amsterdã, v. 82, n. 1, p. 674-685, 2019.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O. Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdã, v. 174, n. 1, p. 24-33, 2017.

DRAGIČEVIĆ, N. et al. Effect of source-varying input data on erosion potential model performance. **Geocarto International**, Oxfordshire, v. 34, n.10, p. 1109-1122, 2019.

DRAGIČEVIĆ, S.; STEPIC, M. Changes of the erosion intensity in the Ljig river basin – the influence of the antropogenic factor. **Bulletin of the Serbian Geographical Society**, Belgrado, v. 86, n. 2, p. 37-44, 2006.

DUAN, X. et al. A new method to calculate soil loss tolerance for sustainable soil productivity in farmland. **Agronomy for Sustainable Development**, Berlim, v. 37, n. 2, p. 2 13, 2017.

DUARTE, C. C. et al. Análise fisiográfica da bacia hidrográfica do rio Tapacurá - PE. **Revista de Geografia**, Recife, v. 24, n. 2, p. 50-64, 2007.

EFTHIMIOU, N. et al. Assessment of soil susceptibility to erosion using the EPM and RUSLE Models: the case of venetikos river catchment. **Global NEST Journal**, Atenas, v. 18, n. 1, p. 164-179, 2016.

EFTHIMIOU, N.; LYKOUDI, E.; KARAVITIS, C. Comparative analysis of sediment yield estimations using different empirical soil erosion models. **Hydrological Sciences Journal**, Oxfordshire, v. 62, n. 16, p. 2674–2694, 2017.

EMATER, Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais. **Conhecendo a Cafeicultura de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 2018. Disponível em: <[http://www.emater.mg.gov.br/portal.cgi?flagweb=novosite\\_pagina\\_interna&id=22530](http://www.emater.mg.gov.br/portal.cgi?flagweb=novosite_pagina_interna&id=22530)> Acesso em: 29 jan. 2019.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Voluntary Guidelines for sustainable soil management food and agriculture organization of the united nations**.



Rome: 2017. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-bl813e.pdf>>. Acesso em: 29 jan. 2019.

GALINDO, I. C.; MARGOLIS, E. Tolerância de perdas por erosão para solos do Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 13, n.1, p. 95- 100, 1989.

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**, Amsterdã, v. 7, n. 6, p. 953-961, 2016.

GAVRILOVIC, S. A method for estimating the average annual quantity of sediments according to the potency of erosion. **Bulletin of the Faculty of Forestry**, Belgrado, v. 26, p.151-168, 1962.

GUIMARÃES, D. V. et al. Modeling of Soil Losses on a Yellow Argisol Under Planted Forest. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 26, n. 1, e20160292, 2019.

HAGHIZADEH, A.; SHUI, L. T.; GODARZI, E. Forecasting Sediment with Erosion Potential Method with Emphasis on Land Use Changes at Basin. **Electronic Journal of Geotechnical Engineering**, Stillwater, v. 14, n. 1, p. 1-12, 2009.

HERNANI, L. C. et al. A erosão e seu impacto. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JÚNIOR, E.; PERES, J. R. R. **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. cap. 5, p. 47-60.

HEYDARIAN, S. A. Assessment of erosion in mountain regions. **In: Proceedings of 17<sup>th</sup> Asian Conference on Remote Sensing**, Sri Lanka, 1996.

IGWE, P. U. et al. Soil erosion: A review of models and applications. **International Journal of Advanced Engineering Research and Science**, Jaipur, v. 4, n. 12, p. 138-150, 2017.

IMAMOGLU, A.; DENGIZ, O. Determination of soil erosion risk using RUSLE model and soil organic carbon loss in Alaca catchment (Central Black Sea region, Turkey). **Rendiconti Lincei**, Berlim, v. 28, n. 1, p. 11–23, 2017.

LAFLEN, J. M. et al. A new generation of erosion prediction technology. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 46, n. 1, p. 34-38, 1991.

LAL, R. Soil degradation by erosion. **Land Degradation & Development**, Nova Jersey, v. 12, n. 1, p. 519-539, 2001.

LAL, R. Soil erosion and the global carbon budget. **Environment International**, Kidlington, v. 29, n. 4, p. 437-450, 2003.

LEPSCH, I. F. et al. **Manual para levantamento utilitário e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 1. Ed. Viçosa: SBCS, 2015. 170 p.

LI, L. et al. An overview of soil loss tolerance. **Catena**, Amsterdã, v. 78, n. 2, p. 93-99, 2009.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI J. **Tolerância de perdas de terra para solo do Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1975. 12p.

LOVRIC, N.; TOSIC, R. Assessment of soil erosion and sediment yield using erosion potential method: case study - vrbas river basin (B&H). **Bulletin of the Serbian Geographical Society**, Belgrado, v. 98, p. 1-14, 2018.

MEDEIROS, G. O. R. et al. Estimates of Annual Soil Loss Rates in the State of São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 40, p. 1-18, 2016.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G. The expansion of Brazilian agriculture: Soil erosion scenarios. **International Soil and Water Conservation Research**, Amsterdã, v. 1, n. 3, p. 37-48, 2013.

MEUSBURGER, K. et al. Soil erosion modelled with USLE and PESERA using QuickBird derived vegetation parameters in an alpine catchment. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, Amsterdã, v. 12, n. 3, p. 208-215, 2010.

MILEVSKI, I. An approach of GIS based assessment of soil erosion rate on country level in the case of Macedonia. In: International Scientific Conference GEOBALCANICA 2015, Macedonia, 2015. p. 97-104.

MINELLA, J. P. G. et al. Processo e modelagem da erosão: da parcela à bacia hidrográfica. In: **Manejo e Conservação do Solo e da Água no Contexto das Mudanças Ambientais**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. cap. 4, p. 105-121.

MORGAN, R. P. C. et al. The EUROSEM model. **Springer Verlag**, London, p. 373 - 382, 1998.

NEITSCH, S. L. et al. **SWAT User Manual, Version**. Grassland Soil and Water Research Laboratory, Temple, Texas, USA, 2005. 472p.

NUNES, J. G. et al. Tolerância de perda de solo por erosão na região sul do Amazonas. **Ambiência. Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, Guarapuava, v. 8, n. 3, p. 859-868, 2012.

NUNES, M. C. M.; CASSOL, E. A. Estimativa da erodibilidade em entressulcos de Latossolos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2.839-2.845, 2008.

OGDEN, F. J. **CASC2D Reference manual**. Storrs: Department of Civil and Environmental Engineering/University of Connecticut, Mansfield, 1998.

OUYANG, W. et al. Soil erosion dynamics response to landscape pattern. **Science of The Total Environment**, Amsterdã, v. 408, n. 6, p. 1358-1366, 2010.

PANACHUKI, E. et al. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo Vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 5, p. 1777-1786, 2011.

PANAGOS, P. et al. Cost of agricultural productivity loss due to soil erosion in the European Union: From direct cost evaluation approaches to the use of macroeconomic models. **Land Degradation & Development**, Nova Jersey, v. 29, n. 1, p. 471-484, 2018.

PEREIRA, P. et al. Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, Amsterdã, v. 5, n. 1, p. 7-13, 2018.

POSTHUMUS, H. et al. Costs and benefits of erosion control measures in the UK. **Soil Use and Management**, Nova Jersey, v. 31, n. 1, p. 16-33, 2015.

PRADO, D. F. C.; HAYAKAWA, E. H.; KAWAKUBO, F. S. Mapeamento do cultivo de café no Sul de Minas Gerais utilizando imagens Landsat-5 tm e variáveis topográficas. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 31, p. 43-57, 2016.

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**, Amsterdã, v. 3, n. 2, p. 209-215, 2012.

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

SAKUNO, N. R. R. et al. Adaptation and application of the erosion potential method for tropical soils. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 51, n. 1, e20186545, 2020.

SANTOS, G. G.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, L. F. C. Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 2, p. 115–123, 2010.

SHAHABI, H. et al. Soil erosion hazard mapping in central Zab Basin using EPM model in GIS environment. **International Journal of Geography and Geology**, Karachi, v. 5, n. 11, p. 224-235, 2016.

SILVA, M. A. et al. Sistemas de manejo em plantios florestais de eucalipto e perdas de solo e água na região do Vale do Rio Doce, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 765-776, 2011.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, A. M. Predicting Soil Erosion and Sediment Yield in the Tapacurá Catchment, Brazil. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, João Pessoa, v. 8, n. 1, p. 75-82, 2014.

SIMÕES, J. C.; PELEGRINI, D. F. **Diagnóstico da cafeicultura mineira: regiões tradicionais – Sul/Sudoeste de Minas, Zona da Mata, Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba**. Belo Horizonte: EPAMIG, 2010. 56p.

SOUSA, T. T. C.; ARAÚJO, R. C.; VITAL, A. F. M. Análise do Tema Solos nos Livros Didáticos: um estudo de caso. **Revista Comunicação e Educação Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 6, n. 6, p. 20-42, 2016.

SPALEVIC, V. **Impact of land use on runoff and soil erosion in Polimlje**. 260f. Tese (Doutorado) - Faculty of Agriculture of the University of Belgrade, Belgrado, 2011.

STEFANIDIS, S.; STATHIS, D. Effect of Climate Change on Soil Erosion in a Mountainous Mediterranean Catchment (Central Pindus, Greece). **Water**, Basel, v. 10, n.1469. p. 1-12, 2018. <https://doi.org/10.3390/w10101469>

STEFANO, C. D.; FERRO, V. Establishing soil loss tolerance: an overview. **Journal of Agricultural Engineering**, Paiva, v. 47, n. 3, p. 127-133, 2016.

STEIN, D. P.; PONÇANO, W. L.; SAAD, A. R. Erosão na bacia do rio Santo Anastácio, oeste do estado de São Paulo, Brasil. **Revista Geociências**, Rio Claro, v. 22, n. 2, p. 143-162, 2003.

TAVARES, A. S. et al. Modeling of water erosion by the erosion potential method in a pilot subbasin in southern Minas Gerais. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 40, n.2, p. 555-572, 2019.

VERHEIJEN, G. G. A. et al. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. **Earth Science Reviews**, Amsterdã, v. 94, n. 4, p. 23-38, 2009.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. Hidrologia Aplicada. Editora Mc Graw Hill, São Paulo, 1975. 245p.

VOLK, L. B. S.; COGO, N. P.; STRECK, E. V. Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 4, p. 763-774, 2004.

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, 1975. p. 244-252.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. **Supersedes Agriculture Handbook**. Washington, United States Department of Agriculture, 1978. 67 p.

YOUNG, R. A. et al. AGNPS – Agricultural Non-Point Source Pollution Model – A watershed analysis tool. United States Department of Agriculture, **Conservation Research Report**. Washington: USDA, v.35, p.1-80, 1987.

YU, Z. Assessing the response of su grid hudrologic processes to atmospheric forcing with a hydrologic model system. **Global and Planetary Change**, Amsterdã, v. 25, p. 1-17, 2000.

ZARE, M.; PANAGOPOULOS, T.; LOURES, L. Simulating the impacts of future land use change on soil erosion in the Kasilian watershed, Iran. **Land use policy**, Amsterdã, v. 67, n. 1, p. 558-572, 2017.

## Estimates of soil losses by the erosion potential method in tropical latosols

### Estimativas de perdas de solo pelo método de erosão potencial em latossolos tropicais

Guilherme Henrique Expedito Lense<sup>1</sup> , Taya Cristo Parreiras<sup>1</sup> , Rodrigo Santos Moreira<sup>1</sup> , Junior Cesar Avanzi<sup>2</sup> , Ronaldo Luiz Mincato<sup>1\*</sup> 

<sup>1</sup>Universidade Federal de Alfenas/UNIFAL-MG, Alfenas, MG, Brasil

<sup>2</sup>Universidade Federal de Lavras/UFLA, Lavras, MG, Brasil

\*Corresponding author: ronaldo.mincato@unifal-mg.edu.br

Received in May 17, 2019 and approved in August 6, 2019

#### ABSTRACT

Water erosion is one of the main problems faced in coffee cultivation, as it promotes environmental degradation and crop yield decrease. Erosion estimates support the planning of conservation management practices and allowing determining the rates of soil losses. Thus, the objective of this paper was to estimate the soil loss by water erosion using the Erosion Potential Method in a sub-basin predominantly covered by coffee cultivation and then to compare the results with the Soil Loss Tolerance limits. The study area is the Coroado Stream Sub-basin, located at Alfenas Municipality, south of Minas Gerais, Brazil. The sub-basin presented an Erosion Coefficient of 0.272, indicating a predominance of low-intensity erosion. The total soil loss estimate was 1,772.01 Mg year<sup>-1</sup> with an estimated average of 1.74 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. Soil Loss Tolerance limits range from 4.75 to 7.26 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> and, according to the Erosion Potential Method, only 1.0% of the sub-basin presented losses above the limits. The areas with the highest slopes and bare soil concentrated the highest losses rates and should be prioritized in the adoption of mitigation measures. The Erosion Potential Method estimated soil losses in tropical edaphoclimatic conditions in a fast, efficiently and at low cost, supporting the adoption of conservation management practices.

**Index Terms:** Soil conservation; water erosion; modeling.

#### RESUMO

A erosão hídrica é um dos principais problemas enfrentados na cafeicultura, pois promove a degradação ambiental e a diminuição da produção agrícola. As estimativas da erosão auxiliam no planejamento de práticas e sistemas de manejo conservacionistas e permitem aferir as taxas de perdas do solo. Assim, o objetivo do trabalho foi estimar a perda de solo por erosão hídrica pelo Método de Erosão Potencial em uma sub-bacia hidrográfica com cultivo predominante de café e, então, comparar com os limites de Tolerância de Perda do Solo. A área de estudo correspondente a uma Sub-bacia Hidrográfica do Córrego Coroado, Município de Alfenas, sul de Minas Gerais, Brasil. O Método de Erosão Potencial apresentou o Coeficiente de Intensidade da Erosão de 0,272, indicando predomínio da erosão de fraca intensidade. A perda potencial total de solo foi de 1.772,01 Mg ano<sup>-1</sup> com média estimada em 1,74 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Os limites de Tolerância de Perda do Solo variaram de 4,75 a 7,26 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e segundo o Método de Erosão Potencial apenas 1,0% da sub-bacia apresentou perdas acima do limite de tolerância. As maiores taxas de perdas de solo se encontram nas áreas com maiores declividades e presença de solo exposto e devem ser priorizadas na adoção de medidas mitigadoras. O Método de Erosão Potencial estimou as perdas de solo nas condições edafoclimáticas tropicais de forma rápida, eficiente e com baixo custo, subsidiando a adoção de práticas agronômicas conservacionistas.

**Termos para indexação:** Conservação do solo; erosão hídrica; modelagem.

#### INTRODUCTION

Brazil is the world's largest coffee producer and exporter, with 2 million hectares planted. Coffee cultivation is a relevant source of income and an important sector in job creation for hundreds of cities. In the environmental point of view, Brazilian coffee cultivation should seek to

conserve soil and biodiversity, providing a socioeconomic and environmental sustainable production (Brazil, 2018).

One of the problems faced by coffee growers, especially in tropical areas with the steepest slope, is water erosion. This phenomenon reduces the availability of fertile soils and water quality, promoting environmental degradation of cultivated lands and compromising the sustainability of

the system (Scharrón; Sánchez, 2017). Besides sediment transport, the phenomenon causes the removal of nutrients, agrochemicals, contaminants and organic matter, reducing the productive capacity of the land and generating additional costs to the producers (Avanzi et al., 2013). The soil losses due to water erosion in the areas with temporary and permanent crops in Brazil are of the order of 822.7 million tons per year, generating an average financial loss of R \$ 6.6 billion per year (Hernani et al., 2002).

Researches on the mechanisms and intensity of water erosion in the coffee crop are limited (Prochnow et al., 2005; Carvalho et al., 2007; Scharrón; Sánchez, 2017; Mendes Júnior et al., 2018; Tavares et al., 2019). Thus, it is necessary to adopt instruments that provide erosion data in tropical areas under coffee cultivation to proposing possible mitigating practices (Sánchez et al., 2015).

Erosion modeling methods estimate soil loss rates and, when associated with Geographic Information Systems (GIS), allow the visualization of the spatial distribution of the areas most susceptible to erosion, providing information that contributes to the improvement of agricultural productivity and prevention and mitigation of environmental impacts (Couto Júnior et al., 2019).

The Erosion Potential Method (EPM) (Gavrilovic, 1988) is a soil loss estimation model used in the former Yugoslavia, Balkan regions, Eastern Europe, Middle Orient, Italy, North Africa and, more recently, in Brazil (Stefanidis; Stathis, 2018; Tavares et al., 2019). EPM has acceptable accuracy and provides similar results to established methods such as the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (Renard et al., 1997) and the Universal Soil Loss Equation (USLE) (Wischmeier; Smith, 1978), with the advantage of having a simple structure and requiring little input data (Efthimiou et al., 2016; Tavares et al., 2019). Another advantage of the EPM is the retention coefficient ( $R_p$ ) (Gavrilovic, 1988), that provides an estimate of the fraction of the eroded sediment that reaches the water body system and the fraction that was deposited in relief depressions, which is not possible by USLE and RUSLE.

The erosion prediction allows identifying areas with soil losses above the Soil Loss Tolerance (T) limit. T is a parameter that reflects the maximum erosion rate that will still allow the crops to achieve sustainable production (Wischmeier; Smith, 1978). The T value is of great importance for taking measures to control water erosion on agricultural lands, helping to prioritize the most affected areas. The ideal soil erosion rate consists of the equivalent of soil formation. However, due to the variability of the pedogenetic factors, determined the soil formation rates with precision is not possible (Li et al., 2009). Thus, in the short-term, T can be used as a soil sustainability index, but in the long term, the

productive capacity of agricultural land requires the reduction of erosion rates close to zero (Mendes Júnior et al., 2018).

Thus, this paper aims to estimate soil loss rate by water erosion using the Erosion Potential Method (EPM) in a sub-basin predominantly cultivated with coffee, and compare the results with the Soil Loss Tolerance (T) limit.

## MATERIAL AND METHODS

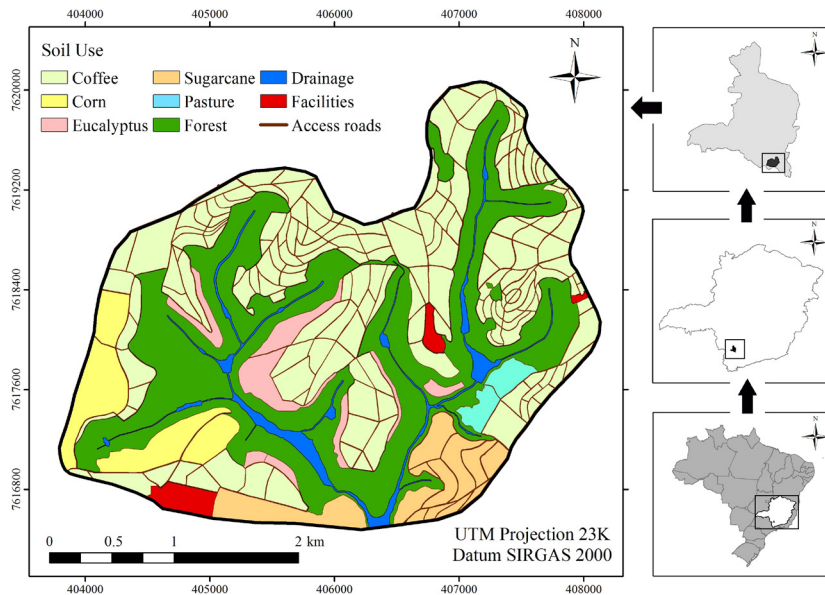
### Study area

The study area is the Coroado Stream Hydrographic Sub-basin, affluent of the Furnas Hydroelectric Power Plant reservoir at coordinates UTM 403784 to 406399 m W and 7620076 to 7616515 m S, zone 23K, Datum SIRGAS 2000 (Figure 1). The area belongs to the Rio Grande Hydrographic Basin and is placed at the Capoeirinha coffee farm (Ipanema Agrícola SA), in the Alfenas Municipality, southern of Minas Gerais, Brazil. The climate of the region according to the Köppen classification is Tropical Mesothermic (CwB) (Sparovek; Van Lier; Dourado Neto, 2007).

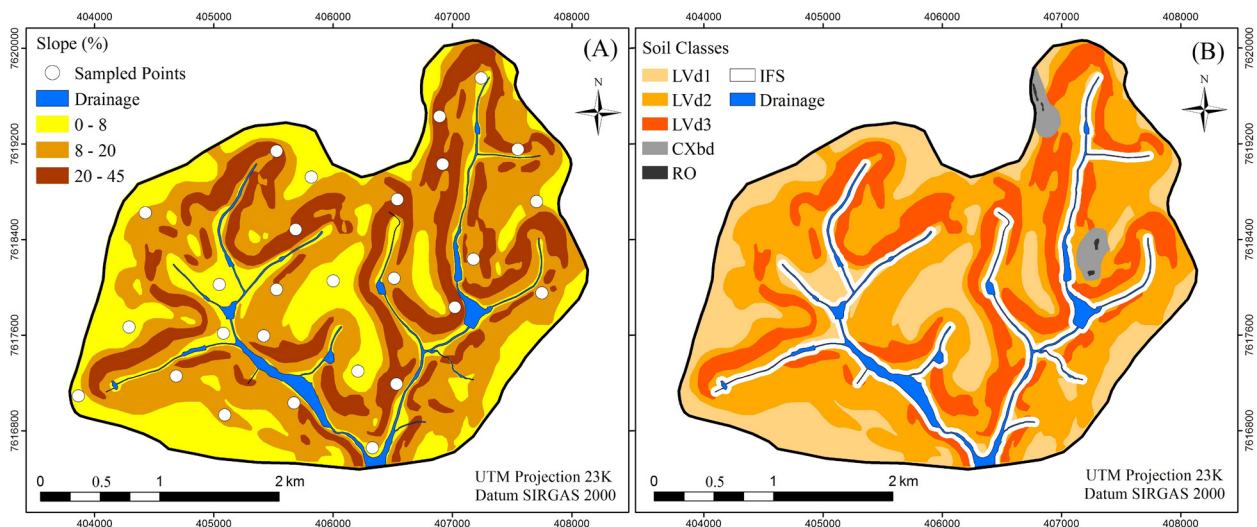
The land use map (Figure 1) was made using ArcGIS 10.3 software (ESRI, 2015), based on field surveys and images of the Landsat-8 Operational Land Imager (OLI) satellite, bands 2, 3, and 4, in orbit 219, point 75, from the Image Generation Division (DIDGI) (INPE, 2019). The sub-basin presents coffee cultivation, native and regenerating forests as predominant land uses with 406.89 ha and 345.52 ha, respectively. Others land use classes include corn (65.50 ha), sugarcane (60.11 ha), eucalyptus (38.43 ha), pasture (13.09 ha), drainage (32.11 ha), facilities (14.44 ha) and access roads (39.90 ha).

The digital soil map was elaborated using topography as the basic attribute of soil formation (Mcbratney; Santos; Minasny, 2003), combined with field morphological descriptions and laboratory physical and chemical analyzes of soil samples. Digital Elevation Model (DEM) was obtained based on the level curves from the Topographic Chart of Alfenas (IBGE, 1970) and the declivity Map was elaborated from the DEM by the ArcGIS 10.3 Slope tool (ESRI, 2015) (Figure 2A).

Disturbed and undisturbed soil samples were collected in 27 points at the 0-20 and 20-60 cm soil layers (Figure 2A) according to the relief and the soil use classes using a probe and a cylindrical sampler (92.53 cm<sup>3</sup>), respectively. The depth and morphological description of each soil were made in micro trenches (40 x 40 x 60 cm) (Santos et al., 2005). The particle size distribution was analyzed by pipette method with 0.1 mol L<sup>-1</sup> NaOH as a dispersant (Gee; Bauder, 1986), the soil density from samples with undisturbed structure (Blake; Hartge, 1986) and the soil organic matter content according to Embrapa (2011).



**Figure 1:** Map of the location and land use of the Coroado Stream Sub-basin, Alfenas, south of Minas Gerais, Brazil.



**Figure 2:** Declivity map with soil sampling points (A) and Digital Soil Map (B) of the Coroado Stream Hydrographic Sub-basin, Alfenas, south of Minas Gerais, Brazil. Notes: dystrophic Red Latosol in flat to slightly rolling relief (LVd1), rolling relief (LVd2), and strongly rolling relief (LVd3), dystrophic Tb Haplic Cambisol (CXbd), indiscriminate floodplain soils (IFS) and Rocky Outcrop (RO).

The soils were classified according to the Embrapa (2013) as a dystrophic Red Latosol (Oxisol – USDA, 1999) in flat to slightly rolling relief - LVd1 (slope 0-8%), rolling relief - LVd2 (slope 8-20%), strongly rolling relief - LVd3 (slope of 20-45%) dystrophic Tb Haplic Cambisol (CXbd) (Inceptisol – USDA, 1999) and indiscriminate floodplain soils (IFS) (Figure 2B),

corresponding to 24.07, 46.58, 20.32, 1.74 and 4.13% of the area, respectively.

**Erosion Potential Method (EPM)**

The annual soil loss was estimated by the Erosion Potential Method (EPM) (Gavrilovic, 1988) using the mathematical model shown in Table 1.



**Table 1:** Equations and descriptions of the parameters used to estimate soil losses in the Erosion Potential Method.

Equation	Parameters
$W_{yr} = T_c \cdot H_{yr} \cdot \pi \cdot \sqrt[2]{Z^3} \cdot F \cdot Ds$ (1)	$W_{yr}$ = Annual erosion (Mg yr <sup>-1</sup> ) $T_c$ = Coefficient of temperature (dimen.) $H_{yr}$ = Mean annual rainfall (mm yr <sup>-1</sup> ) $Z$ = Coefficient of erosion (dimen.) $F$ = Study area (km <sup>2</sup> ) $Ds^*$ = Soil density (kg dm <sup>-3</sup> )
$G_{yr} = W_{yr} \cdot R_u$ (2)	$G_{yr}$ = Sediment production (Mg yr <sup>-1</sup> ) $R_u$ = Coefficient of retention (dimen.)
$Tc = \sqrt[2]{\frac{t_0}{10}} + 0.1$ (3)	$t_0$ = Mean air temperature (°C yr <sup>-1</sup> )
$Z = Y \cdot X_a \cdot \left( \varphi + \sqrt[2]{I_{sr}} \right)$ (4)	$Y$ = Soil resistance to erosion (dimen.) $X_a$ = Coefficient of soil use and management (dimen.) $\varphi$ = Coefficient of visible erosion features (dimen.) $I_{sr}$ = Mean slope (%)
$R_u = \frac{(O \cdot D)^{0.5}}{0.25 \cdot (L + 10)}$ (5)	$O$ = Basin length (km) $D$ = Difference in basin elevation (m) $L$ = Length of basin (km)

Notes: dimen. = dimensionless. \* Parameter incorporated into the original formula for conversion of m<sup>3</sup> year<sup>-1</sup> to Mg year<sup>-1</sup>. Source: Gavrilovic (1988).

The sub-basin area is 10.16 km<sup>2</sup> (F) with a perimeter of 13.54 km (O) and a minimum, average and maximum altitude of 793, 860 and 940 m, respectively. The sub-basin length has an extension of 3.32 km (L), measured by the watercourse, and the mean difference in elevation (D) is 67 m, calculated by the ratio of the mean and the minimum altitude. The physical characteristics were obtained in GIS, by geoprocessing based on the Topographic Chart of Alfenas (IBGE, 1970).

The coefficient of erosion (Z) represents the intensity of the erosive process. Z values close to 0 represent lower severity of water erosion. Soil resistance to erosion (Y) changes according to type of soil and its source material. Their values are tabulated from 0.20 to 2.0. The smaller the Y, the greater the soil resistance to erosion (Gavrilovic, 1988). In this work, the Y value was 0.8 and 0.9 for the Latosols and the CXbd, respectively. The adoption of a greater index for the CXbd indicates its higher susceptibility to erosion compared to the Latosols (Bertol; Almeida, 2000).

According to soil use and management, it is possible to determine the soil protection coefficient ( $X_a$ ), which expresses the protection of an area against soil aggregates breakdown. Values range from 0.05 for areas with dense vegetation to 1.0, for areas without vegetation. The coefficient of visible erosion features ( $\varphi$ ) is obtained from visual characterization of the erosive processes degree. The  $\varphi$  values range from 0.1 in areas with no evident erosive features to 1 in areas

with severe erosion (Gavrilovic, 1988). The values of  $X_a$  and  $\varphi$  were obtained from field surveys throughout the sub-basin, classifying each class of soil use according to the values tabulated by Gavrilovic (1988) (Table 2). The INMET (2019) database was used to determine the climatic factors ( $H_{yr}$ ,  $t_0$ ) while the mean slope ( $I_{sr}$ ) was determined by declivity map.

The EPM was developed to estimate soil loss in river basins (Gavrilovic, 1988). Thus, in this study, the entire sub-basin was considered, and not only the coffee growing area, the main objective of the research.

The model calculation was performed by the IntErO software (Spalevic, 2011) and the spatial distribution of soil losses was done in ArcGIS 10.3 (ESRI, 2015) by the Raster Calculator tool, generating the map of erosion estimation.

### Soil loss tolerance (T)

The soil loss tolerance (T) was calculated according to the Equation 6 proposed by Bertol and Almeida (2000):

$$T = 100 \cdot h \cdot r_a \cdot m \cdot p \cdot Ds \cdot 1000^{-1} \quad (6)$$

Where: T is the soil loss tolerance (Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>); h is the effective soil depth (cm), limited to 100 cm;  $r_a$  is the ratio that expresses, mutually, the effect of the textural relationship between the horizons B and A and the clay content of the horizon A; m is the factor that expresses



the organic matter content in the 0 - 20 cm soil depth;  $p$  is the soil permeability factor;  $D_s$  is the soil density ( $\text{kg dm}^{-3}$ ) e 1.000 is the constant that represents the time period required to wear a soil layer of 1000 mm depth.

The  $r_a$  parameter used the clay content and the textural relationship between the superficial (0 - 20 cm) and subsurface layers (20 - 60 cm). The textural relations were lower than 1.5, and the value of  $r_a$  was weighted according to Bertol and Almeida (2000) in 1.0, 0.9 and 0.8, according to the soil clay content.

For the  $m$  factor, values of 1.00, 0.85 and 0.70 were attributed to areas with organic matter contents above than 5.0, between 5.0 and 2.5 and below than 2.5  $\text{dag kg}^{-1}$ , respectively. The soil permeability was classified according to Galindo and Margolis (1989) considering the information of soil texture and structure development degree. Soil permeability factor ( $p$ ) values were 1.00, 0.85 and 0.70 for the fast, moderate and slow class, respectively (Bertol; Almeida, 2000). The potential soil loss estimated by EPM were compared with the T limits.

## RESULTS AND DISCUSSION

The sub-basin annual average of rainfall is 1500 mm ( $H_{yr}$ ) and the mean temperature is  $22^\circ\text{C}$  ( $t_0$ ) (INMET, 2019). The temperature coefficient ( $T_c$ ) was calculated based on  $t_0$ , obtaining the value of 1.52.  $H_{yr}$  and  $T_c$  are the active climatic factors that directly influence the disintegration of soil particles (Wischmeier; Smith, 1978).

The study area showed good soil resistance to water erosion with a Y value of 0.803 (Gavrilovic, 1988). The LVd1, LVd2, and LVd3 showed a granular with moderate-degree and medium-sized structure while the Cambisol had an angular blocks structure with weak-degree and medium-sized. The dystrophic Red Latosols and Cambisol exhibited a consistency classified as slightly plastic and non-plastic, respectively. The average soil density was  $1.21 \text{ kg dm}^{-3}$  with a mean depth of 2.60, 2.58, 2.45 and 0.71 m for LVd1, LVd2, LVd3, and CXbd, respectively.

The clay content ranged from 29.10 to 61.20%. Cambisol was classified as a sandy clay loam texture while dystrophic Red Latosols as very clayey (LVd1) and clayey (LVd2 and LVd3) texture. The organic matter content was 2.63, 2.56, 2.67 and 2.45  $\text{dag kg}^{-1}$  for LVd1, LVd2, LVd3, and CXbd, respectively. According to Galindo and Margolis (1989), the permeability was considered slow for the dystrophic Red Latosols and moderate for the Cambisol.

The considerable organic matter and clay content of the dystrophic Red Latosols provide more resistance to the erosive process. Furthermore, these soils have a high effective depth and well-developed structure, which favors the water infiltration and slow-down the runoff. In the case of Cambisol, even with moderate permeability, the elevated content of sand increases soil susceptibility to disintegration, reduce the resistance to water erosion (Bertol; Almeida, 2000).

**Table 2:** Values adopted for the coefficients of land use and management ( $X_a$ ) and the coefficient of visible erosion features ( $\Phi$ ) in the Coroado Stream Hydrographic Sub-basin, Alfenas, southern Minas Gerais, Brazil.

Land use classes	Area (ha)	Area (%)	$X_a$	$\Phi$
Coffee	406.89	40.05	0.6	0.5
Forest	303.50	29.87	0.1	0.1
Corn	65.51	6.45	0.7	0.7
Sugarcane	60.11	5.92	0.7	0.6
Eucalyptus	38.43	3.78	0.8	0.6
Pasture	13.09	1.29	0.5	0.5
Access roads	39.90	3.93	1.0	0.8
Deposition area	42.02	4.13	-	-
Facilities	14.44	1.42	-	-
Drainage	32.11	3.16	-	-
	1016	100	-	-

Notes: Deposition area (15 m around the entire drainage network), covered with forest.

The protection coefficient ( $X_a$ ) of the sub-basin area was 0.44, which indicates good vegetation cover rate. The average coefficient of visible erosion features ( $\phi$ ) was 0.39, indicating a dominance of laminar erosion. The access roads presented the highest indexes values of  $\phi$  factor (0.8). The area presents a mean slope ( $I_{sr}$ ) of 14.49%, with the predominance of rolling relief, which favors the runoff process and consequently, the sediment removal and transportation.

The coefficient of erosion ( $Z$ ) ranged from 0.009 to 1.178, with an average of 0.272. The sub-basin showed a predominance of low-intensity erosion and among the land uses, coffee cultivation area showed lower erosion intensity, classified as weak to moderate, while the access roads, due to bare soil and the high  $\phi$  factor value, exhibited a higher erosion intensity, classified as strong to severe, according to the Gavrilovic (1988) classification (Figure 3A).

Annual erosion ( $W_{yr}$ ) of the sub-basin was 12,478.94 Mg year<sup>-1</sup>. The  $W_{yr}$  value considers both the sediments generated that reach the water bodies or the low sub-basin points and the soil retained in relief depressions (Gavrilovic, 1988). The real soil loss ( $G_{vr}$ ) is determined based on the retention coefficient ( $R_u$ ), which presented a value of 0.142, indicating that 14.20% (1,772.01 Mg year<sup>-1</sup>) of the sediments reach the lower points of the area, while the remainder (85.80%, or 10,706.93 Mg year<sup>-1</sup>) is retained.

The value of 1,772.01 Mg year<sup>-1</sup> represents the total soil loss, with an estimated average of 1.74 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. The observed mean was close to that found by Mendes Júnior et al. (2018), which evaluated the potential soil losses with the RUSLE method in the same region obtained a value

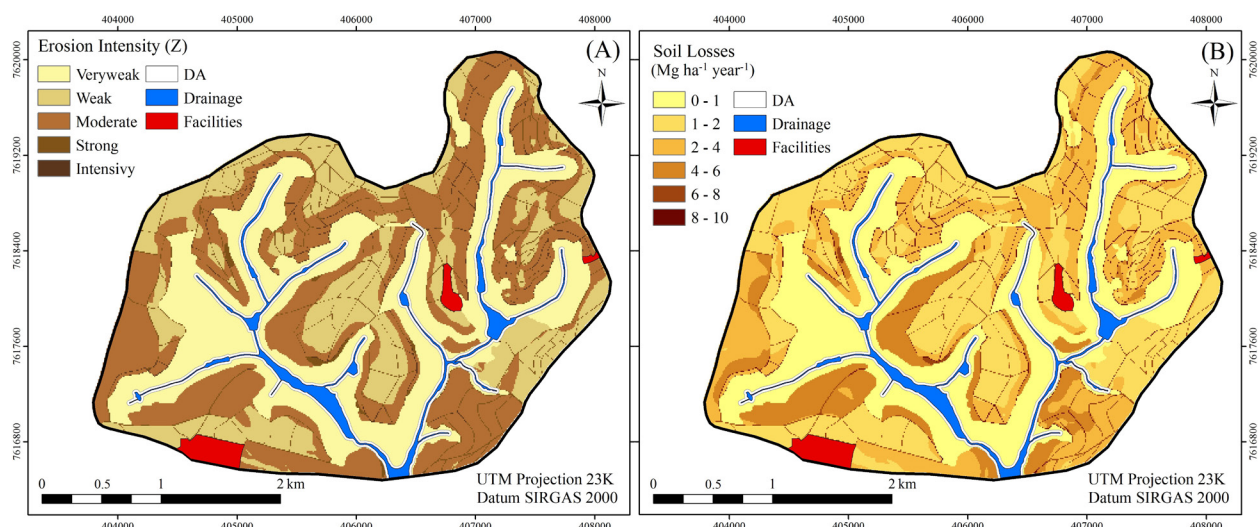
of 1.52 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. The data also agree with the results obtained by Tavares et al. (2019), who observed losses of 1.46 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> using EPM. The proximity of the results with the values of the literature indicates precision and reliability in the estimation performed by the method.

The spatialization of soil losses in the sub-basin presented a maximum value of 9.10 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. About 95.0% of the area showed soil losses lower than 4 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> and only 2.5% exceeds 6 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> (Figure 3B).

The average soil losses by use classes ranged from 0.06 to 7.56 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> (Table 3). The forest had the lowest loss rate (0.06 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>), corresponding to 1.13% of the loss rate of the area. According to Anache et al. (2017), the little soil loss in native vegetation is due to dense vegetation cover, which provides slow flow, and lower erosion rates compared to pastures and crops under conventional tillage.

The access roads had the highest average soil loss, with 7.56 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, representing 17.02% of the sub-basin soil loss. The presence of bare soil contributed to the higher magnitude of the erosive process. Furthermore, the intense traffic of the agricultural machinery in the access roads generates soil compaction, which interferes with the infiltration of water and contributes to the production of sediment and losses through the runoff (Mendes Júnior et al., 2018).

Soil losses in the coffee areas range from 0.87 to 3.45 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> with an average of 2.12 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. Regarding the total growing area, the losses estimate were 862.61 Mg year<sup>-1</sup>. The erosion rate in the coffee area was one of the lowest in the land use classes, confirming the efficiency of the conservation management practices adopted.



**Figure 3:** Erosion Intensity Map ( $Z$ ) (A) and Map of the spatial distribution of soil losses (B) in the Coroado Stream Sub-basin, Alfenas, south of Minas Gerais, Brazil. Notes: Deposition area (DA).

**Table 3:** Soil losses estimated by the Erosion Potential Method in each land use classes in the Coroado Stream Sub-basin, Alfenas, south of Minas Gerais, Brazil.

Land use classes	Area		Mean soil loss	Total soil loss	Contribution to total soil loss
	ha	%	Mg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>	Mg year <sup>-1</sup>	%
Coffee	406.89	40.05	2.12	862.61	48.62
Forest	303.50	29.87	0.06	18.21	1.13
Corn	65.51	6.45	3.40	222.73	12.58
Sugarcane	60.11	5.92	3.04	182.73	10.31
Eucalyptus	38.43	3.78	4.15	159.48	9.00
Pasture	13.09	1.29	1.88	24.61	1.34
Access roads	39.90	3.93	7.56	301.64	17.02
Deposition area*	42.02	4.13	-	-	-
Facilities*	14.44	1.42	-	-	-
Drainage*	32.11	3.16	-	-	-
Total	1016	100	-	1772.01	100

\* Areas not considered in the calculation of soil losses, because they do not participate in sediment generation.

The management of the vegetation between the coffee lines used to quantify the coverage factor ( $X_a$ ) is the main factors that contributed to the low soil loss estimates. Good soil cover between the lines, especially during the rainy season, allows more water infiltration and avoids runoff process and, consequently, soil losses (Sánchez et al., 2015).

The erosion estimate in the coffee area was higher than Sánchez et al. (2015) that evaluated the soil loss in Costa Rica using experimental plots and found an average of 1 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. Scharrón and Sánchez (2017) also obtained lower estimates in a rain simulation experiment in areas with coffee cultivation in Puerto Rico, where the erosion rate for weed-covered surfaces was 1.1 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. In addition, Carvalho et al. (2007) in experimental plots under coffee cultivation in Brazil obtained soil losses range from 0.11 to 0.29 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> in different conservation management conditions. The highest value observed in the study area can be explained by the fact that EPM presented an overestimate of soil losses compared to field experiments (Noori; Siadatmousavi; Mojaradi, 2016; Stefanidis; Stathis, 2018).

Corn crop showed an average soil loss of 3.40 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> contributing with 12.58% of the sub-basin losses (222.73 Mg ha<sup>-1</sup>). The conventional tillage with mechanized planting adopted in this use enhances the erosion process due to the aggregate disintegration and leaves the soil provisionally discovered. However,

because these areas are located mainly in smooth reliefs, with lower flow velocity, the erosive process tends to be minimized.

Sugarcane contributes with 10.31% of soil losses, with an average loss of 3.04 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. In this case, Couto Júnior et al. (2019) using Universal Soil Loss Equation (USLE) to estimate soil losses in the State of São Paulo obtained values higher than 5 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. The estimates of Martins Filho et al. (2009) reported losses of 5.81 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> when using simulated rain in plots with sugarcane without straw cover. Therefore, the lowest soil loss estimation for sugarcane in the Coroado sub-basin may be due to the presence of straw from the previous crop.

The good state of the forage and the uniform canopy provide to the pasture the lowest erosion rate among the agricultural use classes, estimate in 1.88 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, evidencing the potential of pastures, especially when well-managed, on soil protection process. Pasture contributed with 1.34% to the sub-basin loss, corresponding to 24.61 Mg year<sup>-1</sup>. Eucalyptus showed the highest soil loss average among the crops, estimate in 4.15 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. This result is due to the plants cultivated down the hill and in the steep reliefs (Pruski, 2009). Nevertheless, the high rate of vegetal residues on the soil surface from the eucalyptus and the already established canopy of the plants contribute to decreasing the erosive intensity.

Soil loss tolerance (T) values ranged from 4.75 to 7.26 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. The parameters used in the T calculations are present in table 4. The T values corroborate with the results found by Tavares et al. (2019) for a dystrophic Red Latosol in the south of Minas Gerais. However, Cândido et al. (2014) studying a dystrophic Red Latosol in the Mato Grosso do Sul State found values of 9 to 10 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. The Cambisol present a low T limit compared to the dystrophic Red Latosols mainly due to the small effective depth.

The EPM pointed out that 1.0% of the sub-basin presented soil losses above the T. The losses were concentrated in places with higher slope and access roads due to the presence of bare soil. Thus, these areas should be prioritized in the adoption of mitigating measures. As alternatives, the use of gravel and containment basins drastically reduce erosion rates compared to untreated conditions (Scharón; Sánchez, 2017).

Agricultural crops showed soil losses below the T, even with the adoption of poor management practices, such as conventional tillage and unlevel planting. The low soil erosion rates occurred due to factors that contribute to mitigating the erosive process such as smooth slopes, soil cover, and spontaneous vegetation management. Nevertheless to the fact that sediment production is below to the T, soil conservation practices should be expanded mainly in areas with higher slope, seeking to minimize erosion to levels close to natural vegetation conditions (Anache et al., 2017), because, in long-term, even small losses are harmful.

Maintenance of soil cover by spontaneous vegetation management or by crop residue input increases water infiltration and thus decreases runoff and sediment production (Sánchez et al., 2015). In the case of eucalyptus, it is necessary to carry out the terracing and after the end of the crop cycle, to introduce crop cultivated in level in the succeeding planting.

The area cultivated with corn was previously occupied with coffee, which was eradicated as a nematodes control method. Therefore, the erosion process could transport the sediments contaminated with the pathogen to other areas, resulting in the spread of the parasite (Godoy; Bergamim Filho; Salgado, 1997). No-till implementation could reduce soil erosion due to remaining straw from the earlier crop, providing higher soil protection, and increasing the amounts of organic matter, which improves soil aggregation and infiltration (Bertoni; Lombardi Neto, 2012). In this case, erosion control will still perform as an agronomic practice integrated with nematode control.

The EPM showed that the erosion severity occurs mainly in areas with bare soil, with higher slope and in crops with no conservationist agronomic practices. The results allowed identifying areas with soil loss above the T, providing valuable information for the reduction of soil degradation. According to Amorim et al. (2010), erosion prediction models present greater errors in the lowest soil loss rates, while areas with higher losses present smaller errors, and these are precisely those areas that should be identified as a priority for adoption of mitigation measures.

It is important to emphasize that despite the facility of EPM application, the accuracy of the data analyzed depends mainly on the experience and knowledge of the specialists who, based on field observations and sample data, determine the values of erosion coefficients, since the factors  $X_a$  and Y present high sensitivity of variation, interfering decisively in the results provided by EPM (Shahabi et al., 2016; Dragičević; Karleuša; Ožanić, 2017).

The data validation was not performed in the field with experimental plots, which is a relevant for future research. However, the results found are similar to the literature data for soil losses in the same region and consistent with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (Renard et al., 1997), the method most used and adapted to

**Table 4:** Variables used in the calculation of the Soil Loss Tolerance (T) limit in the Coroado Stream Hydrographic Sub-basin, Alfenas, south of Minas Gerais, Brazil.

Soil types	h	$r_a$	M	p	Ds	T
	cm	adm	Dimen.	Dimen.	kg dm <sup>-3</sup>	Mg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>
LVd1	100	1.0	0.85	0.7	1.22	7.26
LVd2	100	1.0	0.85	0.7	1.21	7.20
LVd3	100	1.0	0.85	0.7	1.15	6.84
CXbd	71	0.9	0.7	0.85	1.25	4.75

Notas: h = effective soil depth;  $r_a$  = relationship that expresses, together, the effect of the textural relation between the horizons B and A and the clay content of the A horizon; m = factor that expresses the organic matter content in the 0 - 20 cm soil depth; p = soil permeability factor; Ds = soil density; T = Soil loss tolerance; Dimen. = dimensionless; LVd1 = dystrophic Red Latosol in flat to slightly rolling relief; LVd2 = in rolling relief; LVd3 = in strongly rolling relief; CXbd = dystrophic Tb Haplic Cambisol.



tropical geographic and climatic conditions (Mendes et al., 2018; Tavares et al., 2019). Furthermore, the EPM application already fulfilled the purpose of being an accessible predictive tool to estimate soil losses by water erosion with low cost and less complex than field experiments.

## CONCLUSIONS

The Erosion Potential Method was used to estimate the soil losses in a sub-basin under tropical edaphoclimatic conditions, with predominant coffee cultivation, besides areas occupied with forest, corn, sugarcane, eucalyptus, pasture and access roads. The sub-basin presented an average soil loss estimated at 1.74 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, which was positively influenced by conservationist management adopted in the coffee cultivation that range from 0.87 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> to 3.45 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> with a mean of 2.12 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. The highest losses were concentrated in access roads with bare soil and eucalyptus areas. Only 1.0% of the sub-basin presented losses above the soil loss tolerance limit, which ranged from 4.75 to 7.26 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. The Erosion Potential Method was shown to be an efficient and low-cost tool to estimate soil losses in tropical edaphoclimatic conditions and to identify areas more susceptible to the erosive process, and demand mitigation measures to avoid environmental degradation.

## ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank the Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) for the scholarship offered to the first author. The Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras - UFLA, for conducting the soil analyzes. To Ipanema Agrícola S. A. for funding the research and conceding the study area.

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Finance Code 001.

## REFERENCES

- AMORIM, R. S. S. et al. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. **Engenharia Agrícola**, 30(6):1046-1049, 2010.
- ANACHE, J. A. A. et al. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. **Catena**, 152(1):29-39, 2017.
- AVANZI, J. C. et al. Spatial distribution of water erosion risk in a watershed with eucalyptus and Atlantic Forest. **Ciência e Agrotecnologia**, 37(5):427-434, 2013.
- BERTOL, I.; ALMEIDA, J. A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, 24(3):657-668, 2000.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 3ª edição, São Paulo: Ícone, 2012. 360p.
- BLAKE, G. R.; HARTGE, K. H. Bulk density. In: KLUTE, A. **Methods of soil analysis**. 2. ed. Madison: American Society of Agronomy, 1986. v.1, p.363-375.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Café no Brasil 2018**. Available in: <<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/politica-agricola/cafes/cafecultura-brasileira>>. Access in: February, 18, 2019.
- 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**, 38(5):1565-1575, 2014.
- CARVALHO, R. et al. Erosão hídrica em Latossolo Vermelho sob diversos sistemas de manejo do cafeeiro no Sul de Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, 31(6):1679-1687, 2007.
- COUTO JÚNIOR, A. A. et al. Land use changes associated with the expansion of sugar cane crops and their influences on soil removal in a tropical watershed in São Paulo State (Brazil). **Catena**, 172(1):313-323, 2019.
- DRAGIČEVIĆ, N.; KARLEUŠA, B.; OŽANIĆ, N. Erosion potential method (Gavrilović Method) sensitivity analysis. **Soil & Water Research**, 12(1):51-59, 2017.
- EFTHIMIOU N. et al. Assessment of soil susceptibility to erosion using the EPM and RUSLE Models: The case of Venetikos river catchment. **Global NEST Journal**, 18(1):164-179, 2016.
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise do solo**. 2. ed. rev. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 225p.
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3ª edição. Brasília, DF: Embrapa Solos, 2013. 353p.
- ESRI, Environmental Systems Research Institute - Inc. **ARCGIS Professional GIS for the desktop version 10.3**. Redlands, Califórnia, EUA, Software, 2015. Available in: <<http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/get-started/quick-start-guides/arcgis-desktop-quick-start-guide.htm>>. Access in: January, 10, 2019.
- GALINDO, I. C. L.; MARGOLIS, E. Tolerância de perdas por erosão para solos do estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 13(1):95-100, 1989.

- 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. et al. **International Conference on River Regime**, Chichester, 1988. p. 411-422.
- GEE, G. W.; BAUDER, J. W. Particle-size analysis. In: KLUTE, A. **Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods**. 2. ed. Madison: American Society of Agronomy, 1986. v.1, p.383-411.
- GODOY, C. V.; BERGAMIM FILHO, A.; SALGADO, C. L. Doenças do cafeeiro (*Coffea arabica* L.). In: KIMATI, H. et al. **Manual de fitopatologia, Volume 2: Doenças das Plantas Cultivadas**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 1997. v.7, p.178-193.
- HERNANI, L. C. et al. A erosão e seu impacto. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JÚNIOR, E.; PERES, J. R. R. **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. v.5, p.47-60.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Carta Topográfica do município de Alfenas (FOLHA SF 23-1-1-3), 1970**. Available in: <<https://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/cartas.html>>. Access in: February, 18, 2019.
- INMET, Instituto Nacional de Meteorologia. **Estações pluviométricas convencionais**. 2019. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Available in: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Access in: February, 18, 2019.
- INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Divisão de Geração de Imagens (DIDGI)**. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. Available in: <<http://www.dgi.inpe.br/catalogo/>>. Access in: February, 10, 2019.
- LI, L. et al. An overview of soil loss tolerance. **Catena**, 78(2):93-99, 2009.
- MARTINS FILHO, M. V. et al. Perdas de solo e nutrientes por erosão num Argissolo com resíduos vegetais de cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, 29(1):8-18, 2009.
- MCBRATNEY, A. B.; SANTOS, M. L. M.; MINASNY, B. On digital soil mapping. **Geoderma**, 117(2):3-52, 2003.
- MENDES JÚNIOR, H. et al. Water erosion in Oxisols under coffee cultivation. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 42(1):1-14, 2018.
- NOORI, H.; SIADATMOUSAVI, M. S.; MOJARADI, B. Assessment of sediment yield using RS and GIS at two sub-basins of Dez Watershed, Iran. **International Soil and Water Conservation Research**, 4(3):199-206, 2016.
- 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**, 29(1):91-98, 2005.
- PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. 2. ed. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa; 2009. 279p.
- 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, 1997. 384p.
- SÁNCHEZ, M. V. et al. Temporal dynamics of runoff and soil loss on a plot scale under a coffee plantation on steep soil (Ultisol), Costa Rica. **Journal of Hydrology**, 523(1):409-426, 2015.
- SANTOS, R. D. et al. **Manual de descrição e coleta de solos no campo**. 5. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - SBSC, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa, Centro Nacional de Pesquisa de Solos - Cnps, 2005. 100p.
- SCHARRÓN, C. E. R.; SÁNCHEZ, Y. F. Plot, farm, and watershed-scale effects of coffee cultivation in runoff and sediment production in western Puerto Rico. **Journal of Environmental Management**, 202(1):126-136, 2017.
- SHAHABI, H. et al. Soil erosion hazard mapping in central Zab Basin using EPM model in gis environment. **International Journal of Geography and Geology**, 5(11):224-235, 2016.
- SPALEVIC, V. **IntErO**, Intensity of Erosion and Outflow. Version 1.0. Podgorica: UniverzitetCrne Gore, 2011. Available in: <[www.agricultforest.ac.me/Spalevic/IntErO](http://www.agricultforest.ac.me/Spalevic/IntErO)>. Access in: January, 10, 2019.
- SPAROVEK, G.; VAN LIER, Q. J.; DOURADO NETO, D. D. Computer assisted Köppen climate classification: Case study for Brasil. **International Journal of Climatology**, 27(2):257-266, 2007.
- STEFANIDIS, S.; STATHIS, D. Effect of climate change on soil erosion in a mountainous mediterranean catchment (Central Pindus, Greece). **Water**, 10(1469):1-12, 2018.
- TAVARES, A. S. et al. Modeling of water erosion by the erosion potential method in a pilot subbasin in southern Minas Gerais. **Semina: Ciências Agrárias**, 40(2):555-572, 2019.
- USDA, United States Department of Agriculture. **Soil taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys**. 2. ed. Washington: USDA, 1999. 871p.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses**. A guide to conservation planning. 1th. Washington: United States Department of Agriculture. Supersedes Agriculture Handbook. 1978. 58p.