



**BÁRBARA PEREIRA CHRISTOFARO SILVA**

**MEDIÇÃO E MODELAGEM DA EROSÃO  
HÍDRICA EM SUB-BACIA HIDROGRÁFICA  
COM SISTEMAS FLORESTAIS**

**LAVRAS – MG  
2015**

**BÁRBARA PEREIRA CHRISTOFARO SILVA**

**MEDIÇÃO E MODELAGEM DA EROÇÃO HÍDRICA EM SUB-BACIA  
HIDROGRÁFICA COM SISTEMAS FLORESTAIS.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração Recursos Ambientais e Uso da Terra, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Marx Leandro Naves Silva

**LAVRAS – MG  
2015**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Silva, Bárbara Pereira Christofaro.

Medição e modelagem da erosão hídrica em sub-bacia  
hidrográfica com sistemas florestais / Bárbara Pereira Christofaro  
Silva. – Lavras : UFLA, 2015.

124 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)–Universidade Federal de  
Lavras, 2015.

Orientador(a): Marx Leandro Naves Silva.

Bibliografia.

1. Erosão hídrica. 2. Perdas de solo e água. 3. Modelagem da  
erosão. 4. USLE. 5. WEPP. I. Universidade Federal de Lavras. II.  
Título.

**BÁRBARA PEREIRA CHRISTOFARO SILVA**

**MEDIÇÃO E MODELAGEM DA EROSÃO HÍDRICA EM SUB-BACIA  
HIDROGRÁFICA COM SISTEMAS FLORESTAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração Recursos Ambientais e Uso da Terra, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 26 de fevereiro de 2015.

Dr. Nilton Curi UFLA

Dr. Flávio Pereira de Oliveira UFPB

Dr. Marx Leandro Naves Silva

Orientador

**LAVRAS – MG**

**2015**

## **AGRADECIMENTOS**

À minha família, pelo apoio prestado durante essa etapa da minha vida, em especial aos meus amores, Vítor e Matheus.

Aos professores e funcionários do Departamento de Ciência do solo, em especial ao professor Marx Leandro, pela orientação e oportunidade de realização desse trabalho, e ao professor Nilton Curi, pelos conselhos e esclarecimentos.

A todos os colegas de pós-graduação, em especial ao Pedro Velloso, pelo auxílio prestado na construção desse trabalho, e aos colegas Lucas e Diego, pela convivência, descontração e ensinamentos compartilhados.

A todas as amigas construídas nesse período, as minhas companheiras de república, pelo convívio, amizade e por compartilharem bons momentos.

À CMPC Celulose Riograndense, pela concessão da área experimental e condução do experimento, aos agentes financiadores, CAPES e FAPEMIG e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq, pela concessão de bolsa e oportunidade de condução desse trabalho.

## RESUMO GERAL

A ausência de planejamento na utilização dos recursos naturais tem provocado o aceleramento da erosão hídrica, apontada com uma das principais causas de degradação e queda de produtividade dos solos, além de trazer problemas quanto à qualidade e disponibilidade das águas. Objetivou-se quantificar as perdas de solo e água por erosão hídrica, sob chuva natural, em florestas plantadas de eucalipto com diferentes idades (FE1 e FE2), floresta nativa (FN) e solo descoberto (SD); e comparar as estimativas da erosão utilizando o modelo USLE, com os fatores topográficos  $LS_{RUSLE}$  e  $LS_{RUSLE3D}$ , e o modelo WEPP, na sub-bacia do horto florestal de Terra Dura, município de Eldorado do Sul – RS. As perdas de solo e água sob chuva natural foram obtidas por meio de parcelas experimentais instaladas em Argissolo Vermelho, no período de 2007 a 2012. Para espacializar e estimar a erosão hídrica na sub-bacia, a USLE foi aplicada a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) e dos mapas espacializados de erosividade, erodibilidade, fator topográfico, cobertura do solo e práticas conservacionistas. O modelo WEPP foi aplicado através do software GeoWEPP, utilizando o MDE e os mapas de solo e uso da sub-bacia. Observou-se a redução das perdas de solo e água com o desenvolvimento de FE1 e FE2, aproximando-se dos valores observados em FN. As perdas de solo para eucalipto, observadas em campo, se apresentaram bem abaixo do limite de tolerância para a classe de solo estudada, indicando adequação do sistema de manejo adotado. A sub-bacia apresentou uma erosividade média de  $4.183,4 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , com os maiores valores ocorrendo nos meses de abril, setembro e novembro. A erodibilidade da principal classe de solo, Argissolo Vermelho, foi de  $0,0029 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$  e o fator C apresentou os valores de 0,059, 0,016 e 0,017 para FE1, FE2, e FN, respectivamente. A USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ) estimou o maior valor de perda de solo média na sub-bacia do horto florestal de Terra Dura, seguido da USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) e do modelo WEPP. Todos os modelos estimaram perdas de solo para os diferentes usos na seguinte ordem:  $SD > FE1 > FE2 > FN$ . A USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) apresentou o menor desvio médio absoluto e estimou os valores mais próximos aos observados em campo, em todos os usos do solo, seguido do modelo WEPP e da USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ).

Palavras chaves: Erosão hídrica. Perdas de solo e água. Modelagem da erosão. USLE. WEPP.

## ABSTRACT

The absence of political planning in natural resources uses have caused water erosion acceleration, pointed as one of the main causes of degradation and soils productivity loss, besides bringing problems regarding water quality and availability. The goals of the present work were to quantify, in the field, the soil and water losses caused by water erosion, in planted eucalyptus forests with different ages (EF1 and EF2), native forest (NF) and bare soil (BS); and to compare the erosion estimates using the USLE model, with topographic factors  $LS_{RUSLE}$  e  $LS_{RUSLE3D}$ , and the WEPP model, at the Terra Dura forest garden sub-basin, in the municipality of Eldorado do Sul – state of Rio Grande do Sul, Brazil. The soil losses were obtained through standard plots settled in Red Argisol, between the period of 2007 to 2012. To spatialize and estimate water erosion in all sub-basin's area, USLE was applied through the Digital Elevation Model (DEM) and the spatialized maps of erosivity, erodibility, topographical factor, soil covering and conservation practices. The WEPP model was applied through the GeoWEPP software, using DEM and the sub-basin's maps of soil and uses. It was observed the reduction of soil and water losses with the development of EF1 and EF2, approaching the values observed in NF. The soil losses for eucalyptus, observed in field, were down below the tolerance limit to the soil class studied, indicating the adequation of the management system. The sub-basin exhibited an erosivity mean of  $4.183,4 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ , with the higher values occurring in the months of april, september and november. The erodibility of the main soil class, Red Argisol, was  $0,0029 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$  and the C factor presented the values of 0,059, 0,016 and 0,017 for EF1, EF2 and NF, respectively. The USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ) estimated the higher value of soil loss mean in the Terra Dura sub-basin, followed by the USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) and WEPP model. All of the models estimated soil losses for different soil uses in the following order: BS>EF1>EF2>FN. The USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) presented the minor mean absolute deviation and estimated the nearest values to the field observations in all of the soil uses, followed by the WEPP model and the USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ).

Keywords: Water erosion. Soil and water losses. Erosion modeling. USLE. WEPP.

## SUMÁRIO

	<b>CAPÍTULO 1</b> .....	1
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	9
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	12
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	28
	<b>CAPÍTULO 2 Perdas de solo e água por erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica do horto florestal Terra Dura</b> .....	36
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	38
<b>2</b>	<b>OBJETIVO</b> .....	40
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	41
<b>3.1</b>	<b>Área de estudo</b> .....	41
<b>3.2</b>	<b>Determinação das perdas de solo e de água</b> .....	43
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	44
<b>4.1</b>	<b>Perdas de solo</b> .....	44
<b>4.2</b>	<b>Escoamento superficial</b> .....	47
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	52
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	53
	<b>CAPÍTULO 3 Aplicação dos modelo de predição da erosão USLE e WEPP, na sub-bacia do horto florestal Terra Dura</b> .....	56
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	58
<b>2</b>	<b>OBJETIVO</b> .....	61
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	61
<b>3.1</b>	<b>Área de estudo</b> .....	61
<b>3.2</b>	<b>Modelagem da erosão hídrica utilizando a Universal Soil Loss Equation (USLE)</b> .....	64
<b>3.2.1</b>	<b>Fator R - Erosividade da chuva</b> .....	64
<b>3.2.2</b>	<b>Fator K – Erodibilidade do solo</b> .....	65
<b>3.2.3</b>	<b>Fator C – Cobertura do Solo</b> .....	67
<b>3.2.4</b>	<b>Fator P – Práticas Conservacionistas</b> .....	68
<b>3.2.5</b>	<b>Fator LS – Fator topográfico</b> .....	68



3.2.6	Aplicação do modelo USLE.....	73
3.3	Modelagem da erosão hídrica utilizando o modelo WEPP .....	73
3.3.1	Componente solo .....	73
3.3.2	Componente clima .....	78
3.3.3	Parâmetros topográficos das vertente.....	80
3.3.4	Parâmetros de uso e manejo do solo.....	81
3.3.5	Aplicação do modelo WEPP .....	82
3.4	Comparação das estimativas de perdas de solo realizadas pelos modelos com as perdas observadas em campo.....	83
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	83
4.1	Fator R (Erosividade da chuva).....	83
4.2	Fator K (Erodibilidade do solo).....	86
4.3	Fator C (Cobertura do solo).....	92
4.4	Fator LS .....	92
4.5	Aplicação dos modelos USLE e WEPP na sub-bacia do horto florestal Terra Dura.....	94
4.6	Comparação das perdas de solo estimadas pelos modelos com as perdas observadas em campo.....	106
5	CONCLUSÕES .....	112
	REFERÊNCIAS .....	113

## CAPÍTULO 1

### 1 INTRODUÇÃO GERAL

Durante a década de 60, após o governo lançar um programa de incentivo aos plantios florestais, a fim de expandir diversos segmentos industriais no Brasil, especialmente a indústria siderúrgica e de celulose e papel, deu-se início ao plantio de eucalipto em larga escala no Brasil. Atualmente, para atender a crescente demanda por matéria-prima para produção de carvão, celulose, madeira, energia e outros produtos, cada vez mais áreas estão sendo ocupadas com o plantio de florestas de eucalipto.

De 1909 a 1966 haviam sido plantados somente 470.000 hectares de eucalipto em todo o Brasil (VIANA, 2004). No ano de 2012, a área no Brasil coberta com plantios de eucaliptos atingiu 5,10 milhões de hectares, representando um crescimento de 4,5% frente ao indicador de 2011, devido ao estabelecimento de novos plantios frente à demanda futura dos projetos industriais do segmento de papel e celulose. Desse total, 284.701 ha estão localizados no Rio Grande do Sul (ABRAF, 2013).

Cerca de 35% de toda a madeira de florestas plantadas produzida no país em 2012 foi utilizada para a produção de celulose, uma indústria caracterizada por plantios extensivos que levantam alguns desafios e preocupações ambientais relacionadas às condições de cultivo destes solos (OLIVEIRA, 2011; ABRAF, 2013).

Muitas vezes, as florestas de eucalipto localizam-se em antigas áreas agrícolas, com solos degradados e em relevo acidentado, se tornando áreas muito sensíveis a perturbações. Esses fatores associados às operações de manejo adotadas e mecanização intensa, construção e manutenção de estradas contribuem para a formação de ambientes muito susceptíveis à erosão hídrica,

que, aliada ao manejo inadequado do solo, tem-se destacado como uma das principais causas de degradação e queda de produtividade dos solos. (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010; SILVA, 2011).

A erosão hídrica, acelerada pelo manejo inadequado dos solos, é um grave problema, e traz consequências imediatas, que refletem na produtividade das culturas e, conseqüentemente, na rentabilidade e estabilidade do produtor, e na conservação do meio ambiente. Dentre as consequências da erosão hídrica, a redução da infiltração das águas, comprometendo o processo de recarga dos aquíferos subterrâneos, e o assoreamento de rios e reservatórios, tem gerado um quadro preocupante, diante da variabilidade do regime pluvial que vem se apresentando nos últimos anos. Precipitações em nível abaixo das médias históricas têm acarretado situações críticas quanto à capacidade de produção de água das sub-bacias e de geração de energia (SILVA, 2006).

É crescente a preocupação da silvicultura brasileira, fortemente embasada no plantio de pinus e eucalipto, em conduzir as florestas de maneira adequada visando sua sustentabilidade, reduzindo impactos ambientais e gerando renda (CAVICHIOLO, 2005). Com a adoção de práticas conservacionistas consegue-se minimizar as perdas de solo e água, garantindo uma produção com menor impacto ao meio ambiente e menor custo (SILVA et al., 2011).

Dessa forma, o monitoramento da erosão hídrica é essencial para adequação de práticas de manejo e conservação do solo visando reduzir os danos causados ao ambiente e ao produtor, e também, prevenir os impactos antes da implantação da cultura sendo, portanto, uma ferramenta muito importante como suporte à tomada de decisão (ALMEIDA, 2009), uma vez que as alternativas de manejo são numerosas, podendo apresentar um custo elevado e levar anos ou décadas para exercer influência sobre a erosão (LANE, et al., 1992).

Existem diversos métodos propostos para estudar e avaliar as ocorrências e consequências da erosão hídrica dos solos.

A determinação das perdas pelo método da parcela-padrão é considerada a mais útil no estudo do efeito global das características do solo, efeito da cobertura vegetal, das práticas culturais e principalmente das práticas conservacionistas, porém são seriamente limitadas em termos de custo e morosidade da pesquisa, sendo apontados como responsáveis pela escassez de pesquisas de perdas de solo relacionadas à florestas no Brasil (OLIVEIRA, 2008).

As taxas de erosão podem ser precisamente medidas apenas em experimentos de pequena escala, devido às restrições metodológicas. Para grandes escalas, apenas estimativas podem ser feitas (SPAROVEK et al., 2001). Tratando-se de bacias hidrográficas, devido à complexidade dos processos erosivos e da dependência de inúmeros fatores, têm-se utilizado a modelagem da erosão hídrica, como forma de auxiliar na identificação de áreas com menor e maior suscetibilidade a erosão hídrica e a compreender os mecanismos erosivos, bem como, suas causas e efeitos (SILVA, 2009).

Como a maioria dos modelos de predição da erosão foram desenvolvidos e seus parâmetros ajustados para condições de clima temperado, torna-se importante a verificação da aplicabilidade destes modelos para condições tropicais. No Brasil, poucos estudos têm sido realizados objetivando a avaliação e a validação de modelos de perdas de solo, principalmente WEPP e RUSLE (CHAVES, 1994; GONÇALVES, 2008; AMORIM, et al. 2010).

## **2 REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1 Erosão hídrica**

Diante de um cenário de preocupações e discussões sobre o futuro do meio ambiente, a necessidade de se preservar os recursos ambientais tem sido colocada em evidência. Oldeman (1992) menciona que 24% da área terrestre habitada já foi atingida pela degradação do solo induzida por ações antrópicas. Os valores estimados para cada continente foram de 12% da área da América do Norte, 18% da América do Sul, 19% da Oceania, 26% da Europa, 27% da África e 31% da Ásia, valores que, provavelmente, se encontram mais elevados atualmente.

Dentre os processos responsáveis pela degradação dos solos, tem-se destacado a erosão hídrica, associada ao manejo inadequado do solo, como uma das principais causas de degradação e queda de produtividade, atingindo cerca de 56% do total das áreas afetadas pelo homem (OLDEMAN, 1992; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). A erosão hídrica é, portanto, um bom indicador da sustentabilidade de sistemas agrícolas (OLIVEIRA, 2011).

A erosão hídrica pode ser definida como o processo de desgaste da superfície terrestre pela ação da água, que destaca e remove o solo ou seu material geológico de origem de um ponto da superfície e o deposita em outro (SSA, 2008); ou ainda como o processo de desprendimento e arraste acelerado das partículas do solo causado pela água (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). Ela se estabelece inicialmente pelo impacto da gota da chuva no solo, causando o desprendimento de partículas que são transportadas por salpicamento e, em seguida, pelo escoamento superficial formado pela enxurrada (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

Além da degradação e queda de produtividade de solos destinados às práticas agrícolas e silviculturais, a erosão também causa problemas quanto à qualidade e disponibilidade das águas, e o assoreamento dos cursos d'água, devido à deposição de sedimentos. Estes têm sido problemas graves, diante da atual realidade, com precipitações em níveis abaixo das médias históricas. Em áreas florestais sob distúrbio antrópico, sedimentos depositados ao final do decurso da erosão hídrica constituem o principal poluente de cursos d'água (ELLIOT; GLAZA, 2008).

A erosão hídrica também é responsável pelo aumento dos custos de produção, devido à remoção de nutrientes e de matéria orgânica pelo escoamento da água. Bertoni e Lombardi Neto (2012), com base nas estimativas de Marques (1949), de que o Brasil perde anualmente 500 milhões de toneladas de terra anualmente, sugerem que mais de 8 milhões de toneladas de N, P e K são perdidos pela erosão.

Visando reduzir os danos causados ao ambiente e ao produtor, e também, prevenir os impactos antes mesmo da implantação da cultura, o monitoramento da erosão hídrica é essencial para adequação de práticas de manejo e conservação do solo, sendo, dessa forma, uma ferramenta muito importante como suporte à tomada de decisão (ALMEIDA, 2009).

### **2.1.1 Escoamento superficial e perdas de solo em florestas plantadas**

A ausência de planejamento na utilização dos recursos naturais faz com que o uso de técnicas inadequadas acabe gerando um ciclo de consequências negativas. Entre elas estão a má conservação do solo e da água, a erosão, a baixa produtividade e as perdas econômicas e ambientais (CARVALHO; BRUMATTI; DIAS, 2012).

Os processos hidrológicos em uma bacia hidrográfica possuem duas direções de fluxo: vertical, representado pela precipitação e evapotranspiração, e horizontal, representado pelo escoamento (CARVALHO; BRUMATTI; DIAS, 2012).

O escoamento superficial, direto ou deflúvio, é a fase do ciclo hidrológico mais diretamente associada à erosão hídrica. Apesar do impacto das gotas de chuva desempenhar papel importante na desagregação das partículas do solo, é o escoamento superficial que promove o transporte das partículas em que, dependendo da carga de sedimento e do volume e velocidade do escoamento, poderá haver deposição no leito dos corpos d'água (AVANZI et al., 2008). O mesmo ocorre quando a intensidade de precipitação excede a capacidade infiltração do solo, ocorrendo o preenchimento das depressões do terreno pelo excesso de água, que segue os caminhos naturais formados pela rede de drenagem (OLIVEIRA, 2011).

As florestas realizam diversos serviços dentro de um ecossistema, sendo a recarga de água limpa um dos mais importantes (ELLIOT; GLAZA, 2008). Dessa forma, dentro de um contexto conservacionista dos recursos hídricos, a água que deixa de infiltrar no solo e é transportada pelo escoamento superficial em áreas florestais acarreta em grandes prejuízos ambientais. Em relação a área total cultivada com plantios florestais no planeta, 10%, ou seja, 20 milhões de hectares são ocupados pelo eucalipto (BOOTH, 2012), de forma que o monitoramento do escoamento superficial e das perdas de solo e água nessas florestas apresenta grande relevância.

A atenuação do escoamento superficial pelas florestas ocorre inicialmente pela interceptação das gotas de chuva pelo dossel das árvores, influenciando a redistribuição da água da chuva, em que as copas das árvores formam um sistema de amortecimento, direcionamento e retenção das gotas que chegam ao solo, afetando a dinâmica do escoamento superficial e o processo de

infiltração (XIAO et al., 1998; BALBINOT et al., 2008). De acordo com Vital (2007), de forma geral, as florestas de eucalipto interceptam de 11% a 20% da precipitação pluviométrica da área onde se insere. Esse volume é menor do que o do pínus e da mata atlântica, por exemplo, sendo, porém, bem maior do que o de vegetações rasteiras.

Na superfície do solo, a camada formada pela serrapilheira contribui para a manutenção da temperatura e para a retenção da umidade do solo, protegendo o solo do impacto direto das gotas de chuva, evitando a desagregação de suas partículas e proporcionando maiores taxas de infiltração ao longo do período de chuva. Os resíduos em superfície também irão contribuir para a retenção da água de escoamento por mais tempo, aumentando a quantidade de água infiltrada e diminuindo a velocidade e a capacidade de transporte do escoamento superficial (XIAO et al., 1998; PIRES et al., 2006; BALBINOT et al., 2008; CARVALHO; BRUMATTI; DIAS, 2012).

Devido à importância dos danos, econômicos e ambientais, decorrentes da erosão hídrica, há um crescente interesse no estudo e monitoramento deste fenômeno em plantios florestais. Nesse sentido, trabalhos têm sido conduzidos com o intuito de compreender o processo erosivo em florestas plantadas inseridas em diferentes regiões do Brasil, cultivadas sob diferentes técnicas de manejo e em diferentes classes de solo, e quantificar as perdas de solo e água nessas áreas.

Segundo Vital (2007), a pouca evidência existente sobre o assunto aponta para o fato de existir maior escoamento de água em florestas de eucalipto do que em outros tipos de cultivo. Fruto do menor índice de área foliar (IAF) e, portanto, da menor interceptação pela copa, esse fato tenderia a contribuir para a maior erosão do solo. Mas, de acordo com Rodrigues (2011), os maiores valores de perdas de água por escoamento superficial, observados nos sistemas de manejo da cultura do eucalipto, em relação à mata nativa e à



pastagem plantada, estão atrelados à exposição do solo por ocasião da implantação dos sistemas, com tendência de redução crescente após o primeiro ano de implantação.

Alguns estudos têm demonstrado a eficiência das florestas de eucalipto na redução do escoamento superficial. Almeida et al. (2013), ao realizar a modelagem do balanço hídrico em uma microbacia cultivada com híbridos de *Eucalyptus grandis* x *Eucalyptus urophylla*, observou que a evapotranspiração foi o principal componente responsável pela perda de água no sistema, sendo que o escoamento superficial representou apenas 0,4% do deflúvio total gerado na microbacia. Martins et al. (2003), avaliando perdas de água por erosão hídrica em florestas eucalipto, sobre 3 classes de solo distintas, encontraram uma variação de 9,09 a 70,48 mm, correspondendo a 0,79 e 6,1 % da precipitação total anual, respectivamente. Brito et al. (2005) encontraram perdas de água variando de 8,62 a 17,75mm, correspondente a 0,54 e 1,1% da precipitação, respectivamente, para florestas de eucalipto com diferentes sistemas de manejo. Silva et al. (2010) relatou perdas de água em floresta de eucalipto sobre Latossolo Vermelho-Amarelo variando entre 0,93 e 3,90mm, representando aproximadamente 1,17% da precipitação acumulada no período estudado. Kouli et al. (2009) e Silva et al. (2011), relataram menores perdas de água, em média, em cultivos de eucalipto do que em ambientes de florestas nativas.

Avaliando a erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto, Pires et al., (2006) observaram maiores valores de perdas de água nos sistemas de manejo da cultura do eucalipto, em relação à mata nativa e à pastagem plantada, devido à exposição do solo por ocasião da implantação dos sistemas. O sistema com eucalipto plantado na direção do declive com queima de restos culturais apresentou maiores perdas de água em relação aos outros sistemas. Vital et al. (1999), observaram que ao longo do ciclo do eucalipto o deflúvio reduziu gradativamente, aumentando consideravelmente após o corte raso, o que afetou

também a qualidade da água. As perdas de solo praticamente dobraram após essa operação, mas, apesar disso, foram sempre menores que as perdas verificadas em áreas agrícolas.

Realizando o monitoramento da erosão hídrica em florestas de eucalipto, no município de Aracruz – ES, em três diferentes classes de solo, Martins et al. (2003) encontrou valores médios de perdas de solo entre 0,21 e 3,20 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Brito et al. (2005) encontraram valores de perdas de solo entre 0,06 e 0,12 Mg ha<sup>-1</sup> para eucalipto em diferentes sistemas de manejo. Pires et al. (2006), em estudo semelhante, encontrou valores de perdas de solo entre 0,041 a 0,587 Mg ha<sup>-1</sup> por ano, no período inicial pós-plantio de eucalipto. Pires et al. (2006) também demonstraram que, entre os sistemas florestais, o eucalipto em nível foi o que mais se aproximou da mata nativa em termos de perdas de solo.

Em trabalho realizado por Oliveira et al. (2013) foram avaliadas perdas de solo em florestas de eucalipto em duas classes de solo, Argissolo Vermelho e Cambissolo Háptico. Mesmo o Cambissolo apresentando maior susceptibilidade à erosão, as maiores perdas foram observadas no Argissolo, onde foi realizada a subsolagem e o plantio em sulcos, enquanto no Cambissolo utilizou-se o sistema de plantio em covas. Batista e Levien (2010) observaram, durante o desenvolvimento inicial de uma floresta de *Eucalyptus saligna* em um Cambissolo Háptico, maiores perdas de solo em áreas preparadas por subsolagem contínua sem resíduo em relação ao plantio feito por coveamento mecânico, evidenciando um aumento da erosão hídrica com o preparo mais intensivo do solo.

Monitorando a erosão hídrica na região do Vale do Rio doce, MG, Silva et al. (2011) observaram que nos sistemas com eucalipto, os períodos iniciais após o plantio apresentam as maiores perdas de solo e água com redução ao final do ciclo. Barros et. al. (2009) encontraram maiores perdas de solo e água na fase de estabelecimento da cultura da acácia, antes do fechamento das copas, e, com

quatro anos de estabelecimento da cultura, houve notável redução das perdas de solo e água, inferior até na savana natural. Martins et al. (2003) observou uma tendência de redução das perdas de solo e água do terceiro para o quarto ano após o plantio. A percentagem de cobertura do solo proporcionada pelos resíduos culturais, bem como pelo dossel das florestas, é fundamental na redução das perdas de solo por erosão hídrica, observando-se boa eficácia já com 30% de cobertura (RODRIGUES, 2011).

Diversos estudos tem demonstrado a adequação dos sistemas de manejo em florestas de eucalipto, apresentando perdas de solo abaixo do limite de tolerância (MARTINS et al., 2003; BRITO et al., 2005; PIRES et al., 2006; OLIVEIRA et al., 2008; MARTINS et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2013). A cobertura vegetal proporcionada pelo dossel da floresta e a rica camada de serrapilheira tem sido considerada as principais responsáveis pelos baixos valores de perdas de solo e água em plantios florestais.

## **2.2 Avaliação quantitativa da erosão hídrica**

Vários métodos são propostos para estudar e avaliar as ocorrências e consequências da erosão hídrica dos solos, sendo a determinação das perdas pelo método da parcela-padrão considerada a mais útil e acessível no estudo do efeito global das características do solo, efeito da cobertura vegetal, das práticas culturais e principalmente das práticas conservacionistas. Porém, as parcelas são seriamente limitadas em termos de custo e morosidade da pesquisa, sendo apontados como responsáveis pela escassez de pesquisas de perdas de solo relacionadas à florestas no Brasil (OLIVEIRA, 2008).

Como existem diferentes tipos de solos, de topografia, de clima e de manejo, medidas diretas da erosão para todas as situações seriam impraticáveis (MARIA et al., 2001). As taxas de erosão podem ser precisamente medidas

apenas em experimentos de pequena escala, devido às restrições metodológicas. Para grandes escalas, como bacias hidrográficas, apenas estimativas podem ser feitas (Sparovek et al., 2001).

Devido à complexidade dos processos erosivos e da dependência de inúmeros fatores têm-se utilizados os modelos de predição da erosão para possibilitar estimar a erosão a partir de informações básicas locais e auxiliar na identificação de áreas com menor e maior suscetibilidade a erosão hídrica e a compreender os mecanismos erosivos, bem como, suas causas e efeitos (SILVA, 2009).

### **2.2.1 Modelagem da erosão hídrica**

Dada à complexidade do processo que promove a erosão do solo, devido à dependência de inúmeros fatores, diversos modelos têm sido elaborados, visando encontrar sua adequada descrição, sendo a “Universal Soil Loss Equation” (USLE), “Revised Universal Soil Loss Equation” (RUSLE), “Water Erosion Prediction Project” (WEPP), “Modified Universal Soil Loss Equation” (MUSLE), “Sediment Delivery Distributed” (SEDD), “Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation” (ANSWERS) e “Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems” (CREAMS) os mais conhecidos e utilizados (CECÍLIO et al., 2009; DURIGON, 2011). Modelos de erosão do solo são os descritores matemáticos usados para representar o processo de erosão (TIWARI et al., 2000) e têm sido úteis há quase cinco décadas, no desenvolvimento de planos para controlar a erosão do solo e assoreamento (WISHMEIER; SMITH, 1978; LANE et al., 1992; CHARTIER; ROSTAGNO, 2010;).

Os modelos utilizados para simular os efeitos da erosão podem ser agrupados em três classes: os empíricos, semi-empíricos e físicos. Os modelos

empíricos são os mais simples e utilizados e são em geral baseados na “Universal Soil Loss Equation” (USLE) (WISCHMEIER; SMITH, 1978), modelo desenvolvido através de observações de campo e análise estatística. No entanto, modelos empíricos são muitas vezes criticados por empregar hipóteses irreais sobre a física do sistema de drenagem e por ignorar a heterogeneidade inerente ao sistema de drenagem e suas características (AMORIM, 2004). Os modelos físicos, como o Water Erosion Prediction Project (WEPP), procuram simular os fenômenos físicos envolvidos na erosão hídrica e os modelos semi-empíricos, como a RUSLE 3D, podem ser descritos como híbridos entre os dois outros modelos, em que há representação dos processos físicos da erosão, porém relacionados com parâmetros empíricos (OLIVEIRA, 2011).

#### **2.2.1.1 Universal Soil Loss Equation - USLE**

A Universal Soil Loss Equation (Equação Universal de Perdas de Solo), desenvolvida por Wischmeier & Smith (1978) é uma equação empírica utilizada para estimar a erosão entressulcos e no sulco em função de fatores que representam o clima, o solo, a topografia e o uso e manejo do solo (NEARING; DEER-ASCOUGH; LAFLEN, 1990; LANE et al., 1992). Originalmente, a USLE foi projetada de forma a servir como ferramenta de trabalho para conservacionistas americanos, com a seguinte filosofia para cada fator: (i) fosse representado por um número apenas; (ii) pudesse ser calculado a partir de dados meteorológicos, pedológicos e de parcelas de erosão em níveis regional e local; e (iii) fosse livre de qualquer base geográfica. Após anos de ajustes, o modelo foi obtido a partir de observações de perda de solo em mais de 10.000 parcelas padrão com 0,008 ha (3,5 m de largura e 22,1 m de comprimento) e 9% de declividade, distribuídas em todas as regiões dos Estados Unidos (AMORIM, 2004).

A USLE tem sido o modelo mais utilizado na predição de perdas de solo e planejamento de medidas conservacionistas em vários setores da agricultura, pecuária e silvicultura, por sua simplicidade, por requerer um número relativamente pequeno de informações, e devido à extensa base de dados experimentais disponível (LANE, et al., 1992; WEILL; SPAROVEK, 2008).

No entanto, essa equação limita-se às estimativas de perdas de solo anuais médias, não estimando o processo de deposição e transporte de sedimento ao longo e para fora da vertente. O método foi desenvolvido a partir de dados obtidos em parcelas pequenas e uniformes, dificultando a sua aplicação em áreas complexas, como as bacias hidrográficas, escala adotada na maioria dos trabalhos de planejamento e avaliação de impactos ambientais (RANIERI, 2000; AVANZI, 2005).

Derivados da USLE, os modelos que agregam uma base física a fim de relacionar os parâmetros de escoamento definidores da erosão e a morfologia do relevo são considerados mais completos, designados métodos semiempíricos, a exemplo do modelo RUSLE 3D (OLIVEIRA, 2011), onde o fator de comprimento de rampa foi substituído pela área de contribuição à montante, a fim de incorporar o impacto da convergência de fluxo (MOORE; BURCH 1986, MITASOVA et al. 1995, 1996, DESMET; GOVERS 1996), melhorando a aplicação da equação em terrenos complexos, como bacias hidrográficas.

Diante das limitações dos modelos de base empírica, buscou-se um modelo alternativo para estimar as perdas de solo baseados nos fundamentos dos processos de erosão e hidrológicos que regem o desprendimento, o transporte e a deposição das partículas de solo, com o desenvolvimento do Water Erosion Prediction Project (WEPP) (AMORIM, 2004).

### **2.2.1.2 Water Erosion Prediction Project (WEPP)**

Tem-se observado um interesse crescente no entendimento do processo físico da erosão hídrica do solo e no desenvolvimento de modelos de predição da erosão com base física, visando reduzir a necessidade de extensos experimentos de campo e calibrações e facilitando a obtenção dos parâmetros de entrada para serem aplicadas a um novo estado (AMORIM, 1999; SPAROVEK et al., 2001).

O modelo WEPP é um modelo computacional baseado nos princípios físicos dos processos inerentes à erosão do solo, de simulação contínua, desenvolvido através de um programa interinstitucional envolvendo diversas instituições norte- americanas, tais como: USDA e USDI, e órgãos governamentais envolvidos na conservação de água e solo (PAIVA et al., 2006). Ele incorpora os processos hidrológicos fundamentais de precipitação, infiltração e escoamento superficial e os processos erosivos básicos de destacamento, transporte e deposição (CHAVES, 1994a).

Esse modelo calcula as distribuições espacial e temporal da perda de solo e sua deposição, em vez de apenas a perda de solo média anual, como a maioria dos modelos de erosão (TIWARI et al., 2000; MACHADO et al., 2003), fornecendo estimativas explícitas de quando e onde, numa determinada bacia hidrográfica ou encosta, está ocorrendo erosão, de forma a possibilitar a adoção de medidas de conservação para controlar a perda de solo e a produção de sedimentos (TIWARI et al., 2000; PAIVA et al., 2006). No WEPP, o processo de erosão hídrica pode ser dividido em erosão em entressulcos e em sulcos, dependendo das condições superficiais em que ocorre e qual agente erosivo predomina (FLANAGAN et al., 1995).

Os processos que ocorrem em uma determinada área, em função do solo e da umidade do mesmo, da cobertura vegetal e dos restos culturais podem ser simulados pelo modelo. Para cada dia, as características do solo, da cobertura

vegetal e da umidade do solo são atualizadas. Quando ocorre uma chuva, baseando-se nas condições do terreno, se estima ou prevê a produção de escoamento. Se houver, o modelo estima a desagregação, transporte e a deposição de partículas ao longo da encosta (LANE et al., 1992).

O modelo WEPP é constituído de três versões básicas: uma versão para vertentes (hillslope version), uma versão para bacias hidrográficas (watershed version) e uma de quadrícula (grid version), sendo ambas constituídas pelos componentes geração de clima, hidrologia, crescimento de plantas, solos, erosão/deposição e irrigação (opcional) (CHAVES, 1994a; FLANAGAN et al., 1995).

Esse modelo apresenta várias vantagens sobre os modelos empíricos, pois considera os efeitos das mudanças de uso do solo e também modela a variabilidade espacial e temporal dos fatores que afetam os processos hidrológicos e erosivos que ocorrem em uma encosta (GONÇALVES, 2008), além de ter uma mais vasta gama de aplicabilidade, uma vez que representa a maioria das variáveis que afetam os processos de escoamento superficial e erosão (TIWARI et al., 2000).

Como a maioria dos modelos de predição da erosão foram desenvolvidos e seus parâmetros ajustados para condições de clima temperado, torna-se importante a verificação da aplicabilidade destes modelos para condições tropicais. No Brasil, poucos estudos têm sido realizados objetivando a avaliação e a validação de modelos de perdas de solo, principalmente WEPP e RUSLE (CHAVES, 1994b; GONÇALVES, 2008; AMORIM et al., 2010).

### **2.2.2 Estudos com aplicação dos modelos USLE e WEPP**

Em estudo realizado por Amorim et al. (2010), foram comparadas as perdas de solo obtidas em parcelas experimentais e as perdas de solo estimadas



pelos modelos USLE, RUSLE e WEPP, em nove municípios brasileiros, contemplando uma grande heterogeneidade de condições edafoclimáticas, comprimento e declividade das encostas e práticas de uso e manejo do solo. As estimativas obtidas com o modelo WEPP foram mais precisas em 45,5% das condições simuladas, seguidas pelas obtidas pela RUSLE, com 42,4%, e USLE, com 12,1%. O modelo WEPP demonstrou ter maior potencial para previsão da erosão para condições edafoclimáticas brasileiras, concordando com estudo realizado por Oliveira (2010) que concluiu que o modelo WEPP apresenta boas condições para ser aplicado nas condições edafoclimáticas da região sul do Brasil, especialmente quando seus principais parâmetros são determinados nas condições locais.

Em contrapartida, Machado et al. (2003) testaram o modelo WEPP por meio de comparações entre volume de enxurrada e perda de solo, observados experimentalmente em estradas florestais e aqueles preditos pelo aplicativo, e concluíram que o modelo se comportou de forma aceitável na predição de volume de enxurrada, porém, os valores de perdas de solo estimados foram muito discrepante dos valores observados, indicando que o modelo não se encontra devidamente calibrado para as nossas condições.

Em estudo realizado por Tiwari et al. (2000), também comparando perdas de solo de parcelas experimentais, em 20 locais diferentes, com as perdas obtidas pelo modelo USLE, RUSLE e WEPP, constatou-se maior eficiência para valores médios anuais do modelo USLE, seguido pela RUSLE e WEPP, o que foi atribuído ao fato de que o conjunto de dados foi tendencioso para o USLE, os parâmetros utilizados na USLE foram submetidos a maior refinamento, e o modelo WEPP não foi totalmente calibrado. As estimativas das perdas de solo médias anuais obtidas utilizando-se do WEPP foram melhores em 40% dos locais estudados quando comparadas com as estimativas obtidas com a USLE.

Trabalhos realizados por Tiwari et al. (2000), Amorim (2004), Cecílio et al. (2009), e Amorim et al., (2010), constataram que o modelo WEPP superestima valores baixos de perda de solo e água e subestima valores altos, característica inerente a todos os modelos de erosão, mostrando que o WEPP não é uma exceção para ele. De acordo com Amorim (2004), para o modelo WEPP esta superestimativa deve-se principalmente, à inadequação, para as condições estudadas, das equações utilizadas pelo modelo para estimar alguns parâmetros, principalmente os relativos ao solo, tais como: erodibilidade do solo, tensão crítica de cisalhamento e condutividade hidráulica do solo.

De acordo com Ranieri (2000), o principal desafio para utilização do WEPP é o levantamento dos fatores aos quais o modelo é mais sensível, visando diminuir o número de experimentações necessárias para o levantamento dos parâmetros e tornar viável sua aplicação. Análises de sensibilidades do modelo WEPP demonstraram que para as condições edafoclimáticas brasileiras os parâmetros de solo mais críticos são: a erodibilidade entressulcos ( $K_i$ ), a erodibilidade no sulco ( $K_r$ ), a tensão cisalhante crítica ( $\tau_c$ ) e a condutividade hidráulica efetiva ( $K_e$ ) (GONÇALVES, 2008).

Comparando as estimativas realizadas pelo modelo WEPP utilizando valores de  $K_i$ ,  $K_r$ ,  $\tau_c$  e  $K_e$  para Cambissolo Háplico e Argissolo Vermelho Amarelo obtidos experimentalmente e valores gerados pelas equações utilizadas no modelo WEPP, Gonçalves (2008) encontrou um erro médio de perda de solo de  $1,69 \text{ kg m}^{-2}$  e  $6,87 \text{ kg m}^{-2}$ , considerando dados experimentais e os gerados pelo modelo, respectivamente.

Em estudo realizado por Cecílio et al. (2009) foram comparadas as perdas de solo e água medidas em uma bacia experimental, localizada em Viçosa (MG), com aquelas calculadas pelo modelo WEPP utilizando dois diferentes valores para a condutividade hidráulica do solo ( $K_0$ ): um igual à taxa de infiltração estável ( $T_{ie}$ ) medida (condição A) e outro calculado a partir de

procedimentos internos do WEPP (condição B). A perda de água calculada na condição A foi bem próxima do valor medido, sendo que a condição B superestimou muito este valor. A perda de solo calculada na condição A foi subestimada em relação ao valor medido e a condição B do WEPP superestimou o valor de perda de solo, sugerindo que os procedimentos internos de cálculo do WEPP devem ser cuidadosamente utilizados para condições brasileiras.

Utilizando o modelo WEPP com dados do componente solo obtidos experimentalmente, em duas vertentes distintas, Oliveira (2010) encontrou estimativas de produção de sedimentos pelo modelo WEPP 8,8 e 1,9 vezes na primeira vertente, e, na segunda vertente, 7,1 e 1,8 vezes superiores ao observado em campo, considerando os períodos de simulação de 1 e 100 anos, respectivamente, demonstrando a superestimação da produção de sedimentos pelo modelo. O mesmo autor testou o modelo utilizando dados do componente solo obtidos pelas equações sugeridas pelo modelo, encontrando uma produção de sedimentos, na primeira vertente, 2,5 e 2,2 vezes e na segunda vertente 2,2 e 1,5 vezes superiores, para o período de 1 e 100 anos, respectivamente, demonstrando uma superestimativa ainda maior da produção de sedimentos sem a calibração dos dados do componente solo.

Estudando a erosão hídrica em uma bacia hidrográfica no município de Piracicaba-SP, Ranieri (2000) obteve valores médios de perdas de solo, de 108,0 Mg ha ano<sup>-1</sup> estimadas pela USLE e 34,8 Mg ha ano<sup>-1</sup> pelo modelo WEPP. A USLE estimou perdas, em média, 2,91 vezes superiores ao WEPP, devido á necessidade de extrapolação das condições pelas quais foi desenvolvida e a desconsideração das deposições de sedimentos, permitindo afirmar que esta não deve ser utilizada em bacias hidrográficas. Sparovek et al., (2001) encontraram taxas de erosão médias estimadas pelo USLE cerca de 2,5 vezes maiores do que pelo WEPP, em uma área de 2.000 ha de cana-de-açúcar, no município de Piracicaba - SP.

A substituição de modelos empíricos por modelos físicos busca torná-los de aplicação mais universal, uma vez que os processos que desencadeiam a erosão são explicitados. Com isso, diminui-se a subjetividade e eleva-se o número de informações geradas (RANIERI, 2000), porém, o processo se torna bastante complexo elevando significativamente o custo final do projeto.

É importante ressaltar que não existe um modelo mais apropriado que o outro, tendo em vista as peculiaridades de cada um. A escolha do modelo satisfatório para uma dada situação deve levar em consideração os dados disponíveis e as condições do local de estudo.

## REFERÊNCIAS

ALMEIDA, C. O. S. **Erosividade das chuvas no Estado de Mato Grosso**. 2009. 83 p. Dissertação (Mestrado em Ciências agrárias) - Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

ALMEIDA, Q. A.; RIBEIRO, A.; LEITE, F. P. Modelagem do balanço hídrico em microbacia cultivada com plantio comercial de *Eucalyptus grandis x urophylla* no leste de Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, v. 37, n.3, p. 547-556, 2013.

AMORIM, R. S. S. **Desprendimento e arraste de partículas de solo decorrentes de chuvas simuladas**. 1999. 74 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.

AMORIM, R. S. S. **Avaliação dos modelos de predição hídrica USLE, RUSLE e WEPP para condições edafoclimáticas brasileiras**. 2004. 120 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.

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**, Jaboticabal, v.30, n.6, p.1046-1049, nov./dez. 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS. **Anuário estatístico da ABRAF: ano base 2012**. Brasília, 2013. 148 p.

AVANZI, J. C. **Modelagem do escoamento superficial e erosão hídrica em uma microbacia hidrográfica na região dos Tabuleiros Costeiros**. 2005. 68 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

AVANZI, J. C. et al. Calibração e aplicação do modelo MUSLE em uma microbacia hidrográfica nos Tabuleiros Costeiros brasileiros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 6, p. 563-569, nov./dez. 2008.

BALBINOT, R. et al. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. **Ambiência**, Guarapuava, v. 4, n. 1, p. 131-149, jan./abr. 2008.

BARROS, L. S. et al. Perdas de solo e água em plantio de *Acacia mangium wild* e savana em Roraima, norte da Amazônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 2, p. 447-454, mar./abr. 2009.

BATISTA, J.; LEVIEN, R. Métodos de preparo de solo e sua influência na erosão hídrica e no acúmulo de biomassa da parte aérea de *Eucalyptus saligna* em um Cambissolo Háplico da Depressão Central do Rio Grande do Sul. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 567-575, mar. 2010.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8. ed. São Paulo: Editora Ícone, 2012. 355p.

BOOTH, T. H. Eucalypts and Their Potential for Invasiveness Particularly in Frost-Prone Regions. **International Journal of Forestry Research**, v. 2012, p. 1-7, 2012.

BRITO, L. F. et al. Erosão de Latossolo Vermelho muito argiloso relevo ondulado em área de pós-plantio de eucalipto no Vale do Rio Doce, região Centro Leste do estado de Minas Gerais. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 67, p. 27-36, abr. 2005.

CARVALHO, A. P. V.; BRUMATTI, D. V.; DIAS, H. C. T. Importância do manejo da bacia hidrográfica e da determinação de processos hidrológicos. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, Viçosa, v. 2, n. 2, p. 148-156, 2012.

CAVICHIOLO, S. R. **Perdas de solo e nutrientes por erosão hídrica em diferentes métodos de preparo do solo em plantio de *Pinus taeda***. 2005. 152 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

CECÍLIO, R. A. et al. Aplicação dos modelos RUSLE e WEPP para a estimativa da erosão hídrica em microbacia hidrográfica de Viçosa (MG). **Revista Verde**, Mossoró, v. 4, n. 2, p. 39-45, abr./jun. 2009.

CHARTIER, M. P. ROSTAGNO, C. M. Evaluación del modelo WEPP para predecir la erosión hídrica en pastizales semiáridos del noreste de la Patagonia. **Ciência del Suelo**, Santa Fé, v. 28, p. 91-103, 2010.

CHAVES, H. M. L. Novidades sobre o Water Erosion Prediction Project-WEPP. In: PEREIRA, V. P.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. **Solos altamente susceptíveis à erosão**. Jaboticabal, FCVA-UNESP/SBCS, 1994a. p. 207-212.

CHAVES, H. M. L. Adaptação do modelo WEPP para as condições brasileiras. In: PEREIRA, V. P.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. **Solos altamente susceptíveis à erosão**. Jaboticabal, FCVA-UNESP/SBCS, 1994b. p. 213-221.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 51, n. 5, p. 427-433, Sept. 1996.

DURIGON, V. L. **Avaliação da cobertura e perdas de solo na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, em Paty do Alferes e Miguel Pereira-RJ, através de técnicas de sensoriamento remoto e SIG**. 2011. 134 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2011.

ELLIOT, W. J.; GLAZA, B.D. Impacts of forest management on runoff and erosion. In: Interagency conference on research in the watersheds, 30., 2008, Estes Park. **Anais...** Estes Park, 2008.

FLANAGAN, D. C. et al. Overview of the WEPP erosion prediction model. In: FLANAGAN, D.C.; NEARING, M.A. (Ed.). **Water erosion prediction project – WEPP**, Technical Documentation. West Lafayette, USDAARS-NSERL, 1995 (NSERL Report, 10).

GONÇALVES, F. A. **Validação do modelo WEPP na predição de erosão hídrica para condição edafoclimática da região de Viçosa- MG**. 2008. 116 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2008.

KOULI, M.; SOUPIO, P.; VALLIANATOS, F. Soil erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS framework, Chania, Northwestern Crete, Greece. **Environmental Geology**, Berlin, v. 57, n. 3, p. 483-497, Apr. 2009.

LANE, L. J. et al. Development and application of modern soil erosion prediction technology - The USDA experience. **Australian Journal of Soil Research**, v. 30, n. 6, p. 893-912, 1992.

MACHADO, C. C. et al. Comparação de taxas de erosão em estradas florestais estimadas pelo modelo WEPP (Water Erosion Prediction Project) modificado em relação a medições experimentais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 295–300, 2003.

MARTINS, S. G. et al. Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na Região de Aracruz (ES). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 395-403, maio 2003.

MARTINS, S. G. et al. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 87, p. 517-526, set. 2010.



MITASOVA, H. et al. Modeling spatially and temporally distributed phenomena: New methods and tools for GRASS GIS. **International Journal of Geographical Information System**, London, v. 9, n. 4, p. 443-446, 1995.

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

MOORE, I. D., BURCH, G. J. Physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 50, n. 5, p. 1294- 1298, sept./oct. 1986.

NEARING, M.A.; DEER-ASCOUGH, L.; LAFLEN, J. M. Sensitivity analysis of the WEPP hillslope profile erosion model. **American Society of Agricultural Engineers**, v. 3, n. 33, p. 839-849, 1990.

OLIVEIRA, A. H. **Erosão hídrica em florestas de eucalipto na região sudeste do Rio Grande do Sul**. 2008. 53 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

OLIVEIRA, A. H. **Erosão hídrica e seus componentes na sub-bacia hidrográfica do Horto Florestal Terra Dura, Eldorado do Sul (RS)**. 2011. 181 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

OLIVEIRA, A. H. et al. Water erosion in soils under eucalyptus forest as affected by development stages and management systems. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 37, n. 2, p. 159-169, mar./abr. 2013.

OLIVEIRA, F. P. **Modelagem do escoamento superficial e da erosão hídrica em bacia rural em Arvorezinha, RS, utilizando o WEPP**. 2010. 151 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

OLDEMAN, L. R. Global extent of soil degradation. Wageningen, The Netherlands: International Soil Reference and Information Center, 1992. p.19-36. Bi-annual Report.

PAIVA, F. M. L. et al. Aplicação do modelo wepp em parcelas e microbacias no Semi-Árido Nordestino. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 18., 2006, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABRH, 2006.

PIRES, L. S. et al. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na região centro-leste de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 4, p. 687-695, abr. 2006.

RANIERI, S. B. L. **Estimativa da erosão do solo em uma bacia hidrográfica no município de Piracicaba (SP), utilizando os modelos USLE e WEPP.** 2000. 95 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

RODRIGUES, M. F. **Monitoramento e modelagem dos processos hidrosedimentológicos em bacias hidrográficas florestais no Sul do Brasil.** 2011. 202 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

SILVA, J. et al. Perdas de solo e água por erosão hídrica em floresta equiânea em um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 5, n. 4, p. 579-584, 2010.

SILVA, M. A. **Modelagem espacial da erosão hídrica no vale do Rio Doce, região centro-leste do estado de Minas Gerais.** 2009. 116 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

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, P. M. O. **Modelagem do escoamento superficial e da erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela, Alto Rio Grande, MG.** 2006. 155 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

SPAROVEK, G. et al. Application of a database interface (EDI) for erosion prediction in Brazil. **Revista Brasileira Agrocomputação**, Ponta Grossa, v. 1, n. 1, p. 5–12, jun. 2001.

TIWARI, A. K.; RISSE, L. M. & NEARING, M. A. Evaluation of WEPP and its comparison with USLE and RUSLE. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 43, n. 5, p. 1129-1135, 2000.

SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA. **Glossary of soil science terms.** Madison, 2008. 88 p.

VIANA, M. B. **O eucalipto e os efeitos ambientais do seu plantio em escala.** Biblioteca Digital da Câmara dos Deputados, 2004. Disponível em: <http://bd.camara.gov.br/bd/handle/bdcamara/1162>. Acesso em: 12 ago. 2013.

VITAL, A. R. T.; LIMA, W. P.; CAMARGO, F. R. A. Efeitos do corte raso de plantação de Eucalyptus sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e as perdas de solo e de nutrientes em uma microbacia no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 55, p. 5-16, jun. 1999.

VITAL, M. H. F. Impacto ambiental de florestas de eucalipto. **Revista do BNDES**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 28, p. 235-276, dez. 2007.

XIAO, Q. Rainfall interception by Sacramento's urban forest. **Journal of Arboriculture**. Champaign, Illinois, v. 24, n. 4, p. 235-244, 1998.

WEILL, M. DE A. M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP): I - Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de

sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 801–814, mar./abr. 2008.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to consevation planning**. Washington: USDA, 1978. 58 p. (Agriculture handbook, n. 537).

## CAPÍTULO 2

### **Perdas de solo e água por erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica do horto florestal Terra Dura**

#### **RESUMO**

A ausência de planejamento na utilização dos recursos naturais tem provocado o aceleramento da erosão hídrica, apontada com uma das principais causas de degradação e queda de produtividade do solo, além de trazer problemas quanto à qualidade e disponibilidade das águas, grave problema diante da atual realidade, com precipitações em níveis abaixo das médias históricas. Objetivou-se avaliar as perdas de solo e água por erosão hídrica em florestas plantadas de eucalipto, com diferentes idades (FE1 e FE2), relacionando-as com as perdas observadas em floresta nativa (FN) e solo descoberto (SD), no município de Eldorado do Sul – RS. As perdas de solo e água foram obtidas por meio de parcelas experimentais instaladas em Argissolo Vermelho, sob chuva natural, no período de 2007 a 2012. Os valores de perdas de solo e água apresentaram a seguinte sequência: SD>FE1>FE2>FN. Houve uma tendência de redução nas perdas de solo a partir do 5º e 6º ano de plantio. Os valores percentuais de perdas de água relativos à precipitação pluvial total decresceram anualmente em FE1 e FE2, aproximando-se dos valores observados em FN. As perdas de solo para eucalipto se encontram bem abaixo do limite de tolerância para a classe de solo estudada, indicando a adequação do sistema de manejo, com relação à erosão hídrica.

Palavras-chave: Erosão hídrica. Perdas de solo. Perdas de água. Eucalipto.

### ABSTRACT

The absence of environmental policies for natural resources management have contributed for the acceleration of water erosion, pointed as one of the main causes of soil degradation and soil productivity loss, besides raising problems regarding water quality and availability, a serious issue given the current reality, with precipitation levels underneath historical means. The aim of this work was to assess soil and water losses by water erosion in planted eucalyptus forests with different ages (EF1 and EF2), relating them to those observed in native forest (NF) and bare soil (BS), in the municipality of Eldorado do Sul – state of Rio Grande do Sul, Brazil. The soil losses were obtained through standard erosion plots settled in a Red Argisol, during the period of 2007 to 2012. The soil and water losses values showed the following sequence: BS>EF1>EF2>NF. There was a reduction trend in the soil losses from the fifth year of plantation. The percentage values of soil losses due general rainfall decreased yearly in EF1 and EF2, approaching the values observed in NF. The soil losses for eucalyptus are below the tolerance limit for the studied soil class, indicating environmental sustainability regarding water erosion.

Keywords: Water erosion. Soil losses. Water losses. Eucalyptus.

## 1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda por produtos de origem florestal tem condicionado o aumento das áreas para o plantio de povoamentos florestais comerciais, onde se tem a intensificação de uso do solo e a adoção de técnicas de cultivo que podem limitar ou reduzir a proteção, quando comparada àquela proporcionada pelo desenvolvimento de florestas nativas (RODRIGUES, 2011). Muitas vezes, as florestas de eucalipto localizam-se em antigas áreas agrícolas, que já apresentam algum grau de degradação, se tornando áreas muito sensíveis a perturbações. Esses fatores associados às operações de manejo adotadas e mecanização intensa, construção e manutenção de estradas contribuem para a formação de ambientes muito susceptíveis à erosão hídrica (SILVA et al., 2011), que, aliada ao manejo inadequado do solo, tem-se destacado como uma das principais causas de degradação e queda de produtividade dos solos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012)

Além da degradação e queda de produtividade de solos destinados às práticas agrícolas e silviculturais, a erosão também causa problemas quanto à qualidade e disponibilidade das águas, além de aumentar os custos de produção devido à perda de nutrientes e de matéria orgânica pelo escoamento da água. Com a adoção de práticas conservacionistas consegue-se minimizar as perdas de solo e água, garantindo uma produção com menor impacto ao meio ambiente e menor custo (SILVA et al, 2011).

É crescente a preocupação da silvicultura brasileira, fortemente embasada no plantio de pinus e eucalipto, em conduzir as florestas de maneira adequada visando sua sustentabilidade, reduzindo impactos ambientais e gerando renda (CAVICHIOLO, 2005). Portanto, devido à importância dos danos, econômicos e ambientais, decorrentes da erosão hídrica, há um crescente interesse no estudo e monitoramento deste fenômeno em plantios florestais,

essencial para adequação de práticas de manejo e conservação do solo visando reduzir os danos causados ao ambiente e ao produtor, e também, prevenir os impactos antes da implantação da cultura, sendo uma ferramenta muito importante como suporte à tomada de decisão (ALMEIDA, 2009).

Nesse sentido, trabalhos têm sido conduzidos com o intuito de compreender o processo erosivo em florestas plantadas inseridas em diferentes regiões do Brasil, cultivadas sob diferentes técnicas de manejo e em diferentes classes de solo, e quantificar as perdas de solo e água nessas áreas.

Trabalhos encontrados na literatura demonstram que os maiores valores de perdas de solo e água em sistemas florestais ocorrem no período de exposição do solo por ocasião da implantação dos sistemas e da colheita das árvores, com uma tendência de redução das perdas com o desenvolvimento da cultura (VITAL et al., 1999; MARTINS et al., 2003; PIRES et al., 2006; BARROS et al., 2009; RODRIGUES, 2011; SILVA et al., 2011).

O sistema de manejo adotado também exerce influência nas perdas de solo e água em plantios florestais. Em trabalho realizado por Oliveira et al. (2013) foram avaliadas perdas de solo em florestas de eucalipto, em duas classes de solo, Argissolo Vermelho e Cambissolo Háptico. Mesmo o Cambissolo apresentando maior susceptibilidade à erosão, as maiores perdas foram observadas no Argissolo, onde foi realizada a subsolagem e o plantio em sulcos, enquanto no Cambissolo utilizou-se o sistema de plantio em covas. Batista e Levien (2010) observaram, durante o desenvolvimento inicial de uma floresta de *Eucalyptus saligna* em um Cambissolo Háptico, maiores perdas de solo em áreas preparadas por subsolagem contínua sem resíduo em relação ao plantio feito por coveamento mecânico, evidenciando um aumento da erosão hídrica com o preparo mais intensivo do solo. Pires et al. (2006) demonstraram que, entre os sistemas florestais, o eucalipto em nível foi o que mais se aproximou da mata



nativa em termos de perdas de solo, em relação ao eucalipto plantado em desnível, com e sem queima dos restos culturais.

Diversos estudos tem demonstrado a adequação do manejo do solo em sistemas com eucalipto, apresentando perdas de solo abaixo do limite de tolerância (MARTINS et al., 2003; BRITO et al., 2005; PIRES et al., 2006; OLIVEIRA et al., 2008; MARTINS et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2013). A cobertura vegetal proporcionada pelo dossel da floresta e a rica camada de serapilheira formada nesses sistemas atuam de maneira essencial na redução da erosão hídrica, devido à interceptação das gotas de chuva pelo dossel das árvores e da proteção do solo do impacto direto das gotas de chuva, evitando a desagregação de suas partículas e proporcionando maiores taxas de infiltração ao longo do período de chuva. Os resíduos em superfícies também irão contribuir para a retenção da água de escoamento por mais tempo, aumentando a quantidade de água infiltrada e diminuindo a velocidade e a capacidade de transporte do escoamento superficial (XIAO et al., 1998; PIRES et al., 2006; BALBINOT et al., 2008; CARVALHO; BRUMATTI; DIAS, 2012).

## **2 OBJETIVO**

Determinar as perdas de solo e água por erosão hídrica, sob chuva natural, em sistemas de florestas plantadas de eucalipto, relacionando-as às perdas observadas em floresta nativa e solo descoberto, em um Argissolo Vermelho distrófico, na sub-bacia hidrográfica do horto florestal Terra Dura, município de Eldorado do Sul, RS.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Área de estudo

A área de estudo, pertencente à empresa Celulose Rio Grandense, compreende a sub-bacia hidrográfica do horto florestal Terra Dura, localizada no município de Eldorado do Sul - RS e inserida na região fisiográfica Depressão Central do Estado do Rio Grande do Sul. A Depressão Central inclui uma faixa larga leste-oeste entre o Planalto e a Serra do Sudeste, situada na Bacia Hidrográfica do Rio Jacuí e seus afluentes. Caracteriza-se por apresentar amplas planícies e pequenas colinas, com relevo levemente ondulado (BRASIL, 1973). A sub-bacia compreende uma área de 101,9 ha, sendo delimitada pelas coordenadas UTM 22J 440.902 e 441.931E e 6.662.028 e 6.660.462 S (Datum SAD 69) (Figura 1).

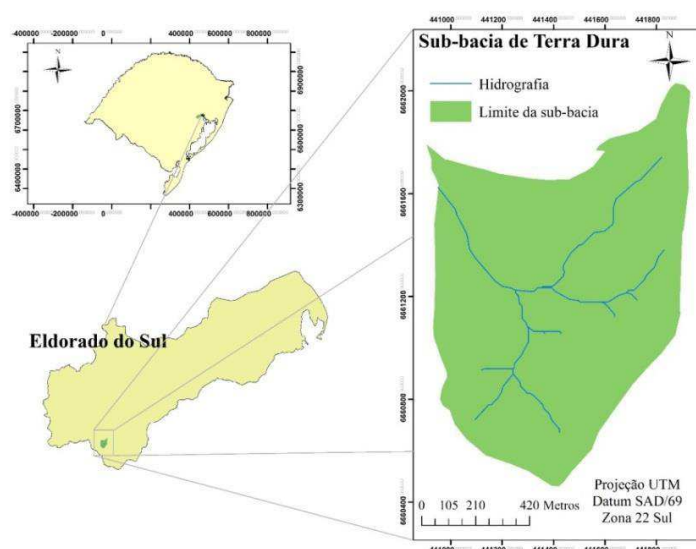


Figura 1 Localização da sub-bacia hidrográfica do horto florestal Terra Dura, município de Eldorado do Sul, RS

O clima predominante na região, de acordo com a classificação de Koppen, é do tipo Cfa, subtropical úmido, caracterizado por apresentar verão quente e pela ocorrência de chuvas durante todos os meses do ano. A precipitação pluvial média anual fica em torno de 1.400 mm (BERGAMASCHI et al., 2013).

As classes de solo presentes na sub-bacia hidrográfica do horto florestal Terra Dura foram identificadas em levantamento pedológico realizado por Costa et al. (2009) (Figura 2).

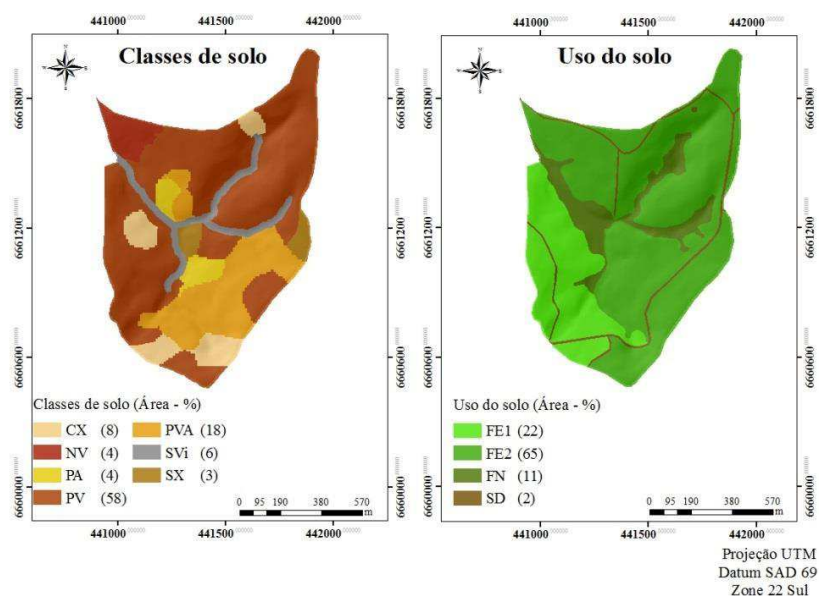


Figura 2 Classes de solo e uso na sub-bacia do horto florestal Terra Dura, município de Eldorado do Sul, RS

Fonte do mapa de solo: Adaptado de Costa et al. (2009)

As classes Argissolo Vermelho distrófico típico (PV) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (PVA) são as mais frequentes, seguidas de

Cambissolo Háplico Tb distrófico típico (CX), Argissolo Amarelo distrófico típico (PA) Nitossolo Vermelho distrófico típico (NV), Planossolo Háplico eutrófico gleissólico (SX) e solos de várzeas indiscriminados (SVi) (Figura 2).

Na sub-bacia, o uso do solo predominante é o cultivo de florestas de eucalipto plantadas em nível, com espaçamento 3x3m e com manutenção de resíduos de colheita. Compreende florestas implantadas em 2004 (FE1) e 2001 (FE2), ocupando 22% e 65% da área, respectivamente. O restante da área refere-se à floresta nativa (FN) preservada (11%), representada pela formação florestal designada Floresta Estacional Decidual Aluvial e as estradas (SD) (2%) (Figura 2).

### **3.2 Determinação das perdas de solo e de água**

O monitoramento das perdas de solo foi realizado para a principal classe de solo da sub-bacia, Argissolo Vermelho (PV). Em cada sistema foi instalada uma parcela de erosão, de onde se coletaram dados no período janeiro de 2007 a agosto de 2012. As parcelas possuíam dimensões de 4,0 x 24,0 m em FE1 e FE2, e 4,0 x 12,0 m em FN e SD, sendo a maior dimensão localizada no sentido máximo do declive da classe de solo. As parcelas foram contornadas com chapas galvanizadas de 0,40 m de largura, enterradas em 0,20 m no solo. Na extremidade inferior de cada parcela, foram colocadas calhas coletoras para condução da enxurrada para dois tanques coletores, com o primeiro tanque de sedimentação apresentando capacidade para 250 L. O excedente da enxurrada passava por um divisor do tipo Geib, em que 1/15 de água da enxurrada era encaminhada para o segundo tanque com capacidade para 500 L.

Para determinar as perdas de solo e água, após cada evento de chuva foi feita a leitura da altura atingida pela água da enxurrada nos tanques de coleta com o auxílio de uma régua graduada. Com a enxurrada homogeneizada, foram

retiradas amostras, totalizando três repetições, as quais foram transferidas para o laboratório e submetidas à decantação e, posteriormente, conduzidas à estufa, a 105° C, para determinação das perdas de solo. O volume ocupado pelo solo no tanque coletor foi descontado do volume total da enxurrada, com base na densidade de partículas do solo estudado, para obtenção das perdas de água.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Perdas de solo

Os valores de perdas de solo obtidos através das parcelas experimentais instaladas em campo, no período de 2007 a 2012, encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1 Perdas de solo por erosão hídrica sob florestas de eucalipto de diferentes idades, floresta nativa (FN) e solo descoberto (SD), no período de 2007 a 2012

Ano	Perda de Solo (Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )			
	FE1	FE2	SD	FN
2007	2,21	0,29	13,89	0,03
2008	0,51	0,10	6,20	0,02
2009	1,82	0,12	6,26	0,25
2010	0,23	0,10	2,37	0,03
2011	0,07	0,10	26,99	0,04
2012*	0,02	0,01	17,65	0,01
Total	4,86	0,71	73,36	0,39
Média	0,81	0,12	12,23	0,06

\*Dados relativos aos meses 1 a 7. FE1: Floresta de eucalipto plantada em 2004; FE2: Floresta de eucalipto plantada em 2001; SD: Solo descoberto; FN: Floresta nativa.

As perdas de solo anuais variaram de 0,01 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> a 26,99 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, valores correspondentes às parcelas com FN, no ano de 2012 e SD, no ano de 2011, respectivamente. As perdas de solo totais, correspondentes ao período de 2007 a 2012 variaram de 0,39 Mg ha<sup>-1</sup> a 73,36 Mg ha<sup>-1</sup>, também para FN e SD, respectivamente (Tabela 1).

Considerando valores médios, as perdas de solo apresentaram amplitude de 0,06 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (FN) a 12,23 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (SD) (Tabela 1), evidenciando, conforme esperado, a maior propensão à erosão do solo exposto e a maior sustentabilidade, em relação à erosão hídrica, da floresta nativa – referencial de sistema em equilíbrio.

As maiores perdas de solo observadas, ocorridas no SD, de 13,89, 17,65 e 26,99 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, foram cerca de 2, 3 e 4 vezes superiores à tolerância de perdas de solo calculada por Oliveira (2011), para a mesma área de estudo, utilizando metodologia desenvolvida por Bertol e Almeida (2000) para o Estado de SC, com o qual foi obtido um limite de tolerância de 6,35 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para o Argissolo Vermelho. A perda média do SD no período estudado, também foi superior à tolerância de perdas, atingindo quase o dobro do valor indicado, evidenciando a importância da cobertura vegetal na sub-bacia do horto florestal de Terra Dura.

De modo geral, em relação aos valores de perdas de solo, observou-se a tendência: SD > FE1 > FE2 > FN. A maior proteção proporcionada ao solo pela floresta nativa pode ser atribuída à interceptação das gotas de chuva pela copa das árvores e pela serapilheira, além de provavelmente ser um ambiente com maiores teores de matéria orgânica, condicionando agregados de maior estabilidade e, por consequência, melhor estruturação e maior permeabilidade (MARTINS et al., 2003).

As perdas de solo nas parcelas com eucalipto implantado em 2001 (FE2) variaram de 0,01 a 0,29 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, apresentando uma média de 0,12 Mg ha<sup>-1</sup>

ano<sup>-1</sup>, sendo a parcela que mais se aproximou de FN. Na parcela com eucalipto implantado em 2004 (FE1), as perdas de solo foram maiores, quando comparadas às perdas na parcela implantada em 2001 (FE2), apresentando uma amplitude de 0,02 a 2,21 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e um valor médio de 0,81 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Tabela 1), mostrando uma tendência de redução das perdas de solo com o avanço da idade, corroborando estudos realizados por Martins et al., (2003), Martins et al. (2010), Silva et al. (2011) e Lima (1988).

Além disso, conforme observações de campo realizadas na área por Oliveira (2011), o dossel do híbrido *Eucalyptus saligna*, utilizado no plantio de FE1, mostrou-se mais fechado do que o dossel dos híbridos de *Eucalyptus urophylla*, *Eucalyptus maidenii* e *Eucalyptus globulus*, utilizados em FE2. Tal fator proporcionou um maior crescimento do sub-bosque em FE2 e, conseqüentemente, maior proteção ao solo.

Apesar do crescimento do dossel em FE1 e FE2 e do conseqüente aumento da proteção ao solo, em nenhum dos tratamentos observou-se uma diminuição gradual dos valores absolutos de perdas de solo, possivelmente devido à influência de variações na erosividade das chuvas. No entanto, pode-se observar uma tendência de redução das perdas de solo a partir do 5º ano de implantação do eucalipto, cujos valores são relativamente próximos aos encontrados para FN, devido à formação do dossel, proporcionando uma maior proteção ao solo. Martins et al. (2003) observou uma tendência de redução das perdas de sol e água do terceiro para o quarto ano após o plantio. Barros et al. (2009) encontraram maiores perdas de solo e água na fase de estabelecimento da cultura da acácia, antes do fechamento das copas, e, com quatro anos de estabelecimento da cultura, houve notável redução das perdas de solo e água, inferior até a savana natural.

Durante o período analisado, as perdas totais de solo em FE1 e FE2 foram cerca de 15 e 100 vezes menores, respectivamente, do que as observadas

no solo descoberto. A percentagem de cobertura do solo proporcionada pelos resíduos culturais, bem como pelo dossel das florestas, é fundamental na redução das perdas de solo por erosão hídrica, observando-se boa eficácia já com 30% de cobertura (RODRIGUES, 2011).

Os valores de perdas de solo para as parcelas com eucalipto se encontram bem abaixo do limite de tolerância calculado por Oliveira (2011), correspondente à  $6,35 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , corroborando estudos realizados por Martins et al. (2003), Brito et al. (2005), Pires et al. (2006), Oliveira (2008), Martins et al. (2010), Oliveira (2011) e Oliveira et al. (2013), indicando portanto, adequação dos sistemas de manejo adotados, no tocante à erosão hídrica. Além da proteção proporcionada ao solo, o plantio em nível, aliado à manutenção dos resíduos vegetais sobre a superfície, contribui para a maior conservação do solo nos sistemas FE1 e FE2.

#### **4.2 Escoamento superficial**

Os valores de perdas de água obtidos através das parcelas experimentais instaladas no campo, no período de 2007 a 2012, encontram-se na Tabela 2.



Tabela 2 Perdas de água por erosão hídrica sob florestas de eucalipto de diferentes idades, floresta nativa (FN) e solo descoberto (SD), no período de 2007 a 2012

Ano	Perdas de água (mm ano <sup>-1</sup> )			
	FE1	FE2	SD	FN
2007	450	273	1167	40
2008	278	143	921	28
2009	318	176	872	54
2010	304	123	573	47
2011	84	61	1012	25
2012*	19	23	338	13
Total	1454	799	4882	206
Média	242	133	814	34

\*Dados relativos aos meses 1 a 7. FE1: Floresta de eucalipto plantada em 2004; FE2: Floresta de eucalipto plantada em 2001; SD: Solo descoberto; FN: Floresta nativa

As perdas de água determinadas durante o experimento apresentam a mesma tendência das perdas de solo: SD>FE1>FE2>FN (Tabela 2). O processo de selamento superficial dos poros no solo descoberto dificulta a infiltração de água, com consequente redução na retenção e armazenamento de água, e aumento do escoamento superficial.

De modo geral, as maiores perdas de água ocorreram no ano seguinte ao início do experimento (2007), período no qual ainda há influência da movimentação do solo devido à instalação das parcelas, conforme relatou Oliveira (2011).

As perdas médias de água apresentaram uma amplitude de 34 mm ano<sup>-1</sup> (FN) à 814 mm ano<sup>-1</sup> (SD) (Tabela 2), valores consideravelmente maiores do que os observados por Martins et al. (2003) em um Argissolo Amarelo sob plantio de eucalipto, mata nativa e solo descoberto, cuja variação foi de 10,46 mm ano<sup>-1</sup> (mata nativa) à 64,36 mm ano<sup>-1</sup> (solo descoberto). Brito et al. (2005) relatou

valores de perdas de água num Latossolo Vermelho muito argiloso com o solo exposto que não ultrapassaram 24 mm num período de 17 meses. Dessa forma, fica clara a susceptibilidade ao escoamento superficial na sub-bacia de Terra Dura.

Os valores médios de perda de água de 242 e 133 mm ano<sup>-1</sup> nos sistemas FE1 e FE2 foram, respectivamente, 3 e 6 vezes menores do que as perdas médias de água no SD e, 7 e 4 vezes maiores, respectivamente, que as perdas observadas para FN. No entanto, no último ano, as perdas para FE1 e FE2 se aproximaram bastante da FN e foram cerca de 17 e 15 vezes, para FE1 e FE2, respectivamente, inferiores à perda de água no solo descoberto (Tabela 2). Oliveira (2011), trabalhando na mesma sub-bacia do presente estudo, porém, em um período mais reduzido, encontrou taxas de escoamento superficial nos sistemas FE1 e FE2, cerca de 7 vezes menores comparadas ao SD.

Além da maior proteção do solo proporcionada pelas florestas, nativas e plantadas, o plantio do eucalipto em nível e a manutenção dos resíduos na superfície do solo contribuem para a redução do escoamento superficial. Um bom manejo da floresta é uma integração biológica da comunidade florestal com o clima e com o solo superficial; a parte superior é protegida pela copa das árvores e a superfície do solo, com folhas mortas, galhos secos e matéria orgânica em vários estádios de decomposição, com abundância de microorganismos, mantendo o solo poroso, com estrutura ideal para absorver grandes quantidades de água (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

Os valores percentuais de perdas de água em relação ao total precipitado podem ser observados na Figura 3.

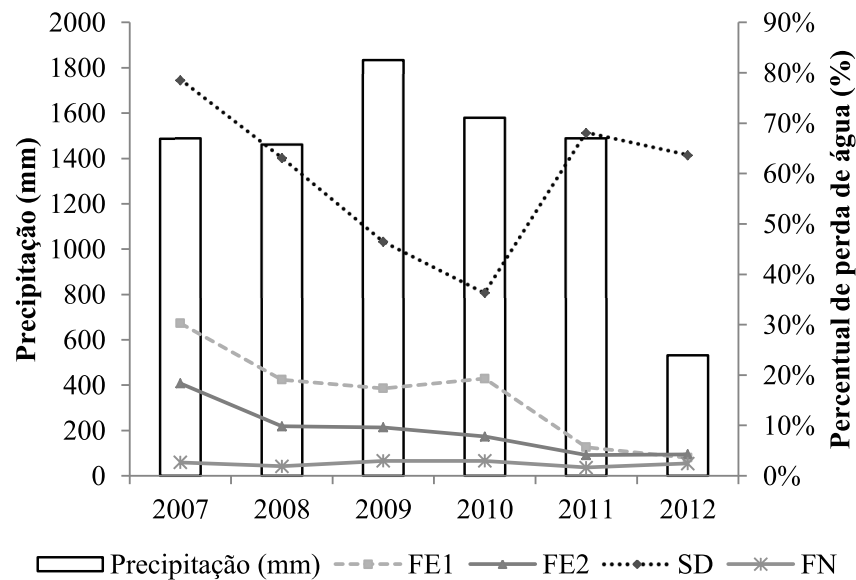


Figura 3 Porcentagem das perdas de água em relação à precipitação pluviométrica anual na sub-bacia de Terra Dura, município de Eldorado do Sul, RS

Os percentuais de perdas de água em relação ao total precipitado decresceram anualmente em FE1 e FE2, reduzindo de 30 para 4% e de 18 para 4%, respectivamente (Figura 3). Tal redução pode ser atribuída ao aumento da cobertura do solo pelo dossel e a influência da serrapilheira, aproximando-se, em 2011 e 2012, dos valores obtidos em FN. Lima (1998) encontrou valores percentuais de perdas de água inferiores a 0,5% do total precipitado a partir do 3º ano de idade de uma floresta de eucalipto.

Em FN a porcentagem manteve-se constante, alternando entre 2 e 3%, sendo pouco influenciada pela variação na precipitação anual (Figura 3). Isto ocorre devido ao fato do sistema já se encontrar em equilíbrio (clímax) (SILVA et al. 2011).

Em SD, como já esperado, ocorreram os maiores valores de perda de água, atingindo 79% do total anual precipitado (Figura 3), evidenciando a susceptibilidade ao escoamento superficial na sub-bacia de Terra Dura.

A principal classe de solo da bacia, o PV, tem como critério de classificação a presença de horizonte B textural, enriquecido em argila, em relação ao horizonte A. A textura mais arenosa do horizonte A favorece a infiltração de água no solo, mas, o horizonte B, enriquecido em argila, apresenta-se como uma camada de impedimento, dificultando a infiltração de água. Como as chuvas nessa região ocorrem distribuídas durante todos os meses do ano, o horizonte A é facilmente saturado, apesar de ser relativamente espesso, favorecendo o escoamento superficial, em comparação à solos que não possuem horizonte B textural.

Avaliando a erosão hídrica em diferentes preparos do solo, no município de Eldorado do Sul (RS), Castro et al. (2006) verificaram uma média de perda de água nos tratamentos equivalente a 80 % do volume total de chuva aplicado, em parcelas sem cobertura vegetal, instaladas em Argissolo Vermelho, sob chuva simulada, valor bem próximo ao obtido no presente estudo. Já Silva et al. (2011) observaram valores bem inferiores com solo descoberto para um Latossolo Vermelho-Amarelo, com perdas percentuais médias de água entre 2,6% e 16,3%, ocorridas em florestas de eucalipto e no solo descoberto, respectivamente. Oliveira (2011), trabalhando na mesma sub-bacia em questão, porém, em um menor período de tempo, verificou que o escoamento alcançou máxima de 63% e média de 55%, do total médio anual precipitado, em condição de solo descoberto.

## 5 CONCLUSÕES

Os valores de perdas de solo apresentaram a seguinte sequência: SD>FE1>FE2>FN. Houve uma tendência de redução das perdas de solo após o 5º ano do ciclo da cultura, apresentando perdas relativamente próximas às da mata nativa. As perdas de solo para a cultura do eucalipto foram abaixo dos limites de tolerância para a classe de solo estudada, indicando adequação do manejo deste sistema do ponto de vista da erosão hídrica, devendo ser mantidas as práticas conservacionistas existentes para controlar as perdas de solo.

Os valores de perdas de água apresentaram tendência semelhante aos das perdas de solo: SD>FE1>FE2>FN. Os valores percentuais de perdas de água relativos à precipitação pluvial total decresceram anualmente em FE1 e FE2, aproximando-se dos valores observados em FN. Em FN a percentagem manteve-se constante durante o período.

## REFERÊNCIAS

ALMEIDA, C. O. S. **Erosividade das chuvas no Estado de Mato Grosso**. 2009. 83 f. Dissertação (Mestrado em Ciências agrárias) - Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2009.

BALBINOT, R. et al. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. **Ambiência**, Guarapuava, v. 4, n. 1, p. 131-149, jan./abr. 2008.

BARROS, L. S. et al. Perdas de solo e água em plantio de *Acacia mangium wild* e savana em Roraima, norte da Amazônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 2, p. 447-454, mar./abr. 2009.

BERGAMASCHI, H. et al. **Boletins agrometeorológicos da estação experimental agrônômica da UFRGS - série histórica 1970 – 2012**.

Disponível em:

[http://www.ufrgs.br/agronomia/joomla/files/EEA/Srie\\_Meteorologica\\_da\\_EEA-UFRGS.pdf](http://www.ufrgs.br/agronomia/joomla/files/EEA/Srie_Meteorologica_da_EEA-UFRGS.pdf). Acesso em: 15 jun. 2014.

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, jul./set. 2000.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8. ed. São Paulo: Editora Ícone, 2012. 355p.

BRASIL. Ministério da Agricultura. **Levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Rio Grande do Sul**. Recife: MA/DPP-AS/DRNR, 1973. 431 p. (Boletim técnico, 30).

BRITO, L. F. et al. Erosão de Latossolo Vermelho muito argiloso relevo ondulado em área de pós-plantio de eucalipto no Vale do Rio Doce, região Centro Leste do estado de Minas Gerais. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 67, p. 27-36, abr. 2005.

CARVALHO, A. P. V.; BRUMATTI, D. V.; DIAS, H. C. T. Importância do manejo da bacia hidrográfica e da determinação de processos hidrológicos. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, Viçosa, v. 2, n. 2, p. 148-156, 2012.

CASTRO, L. G.; COGO, N. P.; VOLK, L. B. S. Alterações na rugosidade superficial do solo pelo preparo e pela chuva e sua relação com a erosão hídrica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Vicosa, MG, v. 30, n. 2, p. 339-352, mar./abr. 2006.

CAVICHIOLO, S. R. **Perdas de solo e nutrientes por erosão hídrica em diferentes métodos de preparo do solo em plantio de *Pinus taeda***. 2005. 152 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

COSTA, A. M. da et al. Levantamento detalhado de solos da microbacia hidrográfica do horto florestal Terra Dura (RS) e considerações sobre escalas de mapeamento. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, n. 5, p. 1272-1279, set./out. 2009.

LIMA, W. P. Escoamento superficial, perdas de solo e de nutriente em microparcelas reflorestadas com eucalipto em solos arenosos no município de São Simão, SP. **Instituto de Pesquisas Florestais**, Piracicaba, v. 38, n. 1, p. 5-16, abr. 1988.

MARTINS, S. G. et al. Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na Região de Aracruz (ES). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 3, p. 395-403, maio 2003.

MARTINS, S. G. et al. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 87, p. 517-526, set. 2010.

OLIVEIRA, A. H. **Erosão hídrica em florestas de eucalipto na região sudeste do Rio Grande do Sul**. 2008. 53 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

OLIVEIRA, A. H. **Erosão hídrica e seus componentes na sub-bacia hidrográfica do Horto Florestal Terra Dura, Eldorado do Sul (RS)**. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2011, 181f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

OLIVEIRA, A. H. et al. Water erosion in soils under eucalyptus forest as affected by development stages and management systems. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 37, n. 2, p. 159-169, mar./abr. 2013.

PIRES, L. S. et al. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na região centro-leste de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 4, p. 687-695, abr. 2006.

RODRIGUES, M. F. **Monitoramento e modelagem dos processos hidrosedimentológicos em bacias hidrográficas florestais no Sul do Brasil**. 2011. 202 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

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.

VITAL, A. R. T.; LIMA, W. P.; CAMARGO, F. R. A. Efeitos do corte raso de plantação de Eucalyptus sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e as perdas de solo e de nutrientes em uma microbacia no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 55, p. 5-16, jun. 1999.

XIAO, Q. Rainfall interception by Sacramento's urban forest. **Journal of Arboriculture**. Champaign, Illinois, v. 24, n. 4, p. 235-244, 1998.



### CAPÍTULO 3

#### **Aplicação dos modelos de predição da erosão USLE e WEPP na sub bacia hidrográfica do horto florestal Terra Dura, município de Eldorado do Sul, RS**

#### **RESUMO**

Tratando-se de grandes escalas, como bacias hidrográficas, têm-se utilizado a modelagem da erosão hídrica como forma de auxiliar na identificação de áreas com menor e maior suscetibilidade a erosão hídrica e a compreender os mecanismos erosivos, bem como, suas causas e efeitos. Objetivou-se comparar perdas de solo por erosão hídrica estimadas pela USLE, com os fatores topográficos  $LS_{RUSLE}$  e  $LS_{RUSLE3D}$ , e pelo modelo WEPP, em sistemas de florestas plantadas de eucaliptos (FE1 e FE2), nativas (FN) e solo descoberto (SD), na sub-bacia hidrográfica do horto florestal Terra Dura, município de Eldorado do Sul, RS, no período de 2007 a 2012. A USLE foi aplicada a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) da sub-bacia e dos mapas espacializados de erosividade, erodibilidade, fator topográfico, cobertura do solo e práticas conservacionistas. O modelo WEPP foi aplicado utilizando o MDE da sub-bacia e o software GeoWEPP. A sub-bacia apresentou uma erosividade média de  $4.183,4 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , com os maiores valores ocorrendo nos meses de abril, setembro e novembro. A erodibilidade da principal classe de solo, Argissolo Vermelho, foi de  $0,0029 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$  e o fator C apresentou os valores de 0,059, 0,016 e 0,017 para FE1, FE2, e FN, respectivamente. A USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ) estimou o maior valor de perda de solo média na sub-bacia do horto florestal de Terra Dura, seguido da USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) e do modelo WEPP. Todos os modelos estimaram perdas de solo para os diferentes usos na seguinte ordem: SD>FE1>FE2>FN. A USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) apresentou o menor desvio médio absoluto e estimou os valores mais próximos aos observados em campo em todos os usos do solo, seguido do modelo WEPP e da USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ).

Palavras-chave: Erosão hídrica. Modelagem da erosão. USLE. WEPP.

## ABSTRACT

Considering large scales, such as hydrographic basins, water erosion modeling has been utilized as a way to assist the identification areas prone to water erosion and to comprehend the erosive mechanisms, as well as its causes and effects. This paper aimed to compare soil losses due to water erosion estimated by the USLE, topographic factors  $LS_{RUSLE}$  and  $LS_{RUSLE3D}$ , and by the WEPP model, in planted eucalyptus forest systems (EF1 and EF2), native forest (NF) and bare soil (BS), at the hydrographic sub-basin of Terra Dura, municipality of Eldorado do Sul, state of Rio Grande do Sul, Brazil, during the period of 2007 to 2012. USLE was applied from sub-basin's Digital Elevation Model (DEM) and from the spatially distributed maps of erosivity, erodibility, topographical factor, soil coverage and conservation practices. The WEPP model was applied using sub-basin's DEM and the GeoWEPP software. The sub-basin exhibited an mean erosivity value of  $4.183,4 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ , with the higher values occurring in the months of april, september and november. The erodibility of the main soil class, Red Argisol, was estimated as  $0,0029 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$  and the C factor showed values of 0,059, 0,016 and 0,017 for EF1, EF2 and NF, respectively. The USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ) estimated the highest mean values of soil loss in the Terra Dura sub-basin, followed by the USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) and the WEPP model. All of the models estimated soil losses for different soil uses in the following order: BS>EF1>EF2>FN. The USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) presented the minor mean absolute deviation and estimated the nearest values to the field observations in all of the soil uses, followed by the WEPP model and the USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ).

Keywords: Water erosion, erosion modeling, USLE, WEPP.

## 1 INTRODUÇÃO

A erosão hídrica é uma das formas mais intensas de degradação em países tropicais e a aceleração do processo erosivo por atividades antrópicas, como a expansão agrícola, tem causado grande preocupação, especialmente nos dias atuais, quando a necessidade de se preservar os recursos naturais têm se mostrado cada vez mais evidente.

A variabilidade do regime pluvial que vem se apresentando nos últimos anos, com precipitações em nível abaixo das médias históricas, tem gerado um quadro preocupante em relação à escassez de água. O manejo inadequado dos solos aumenta sua susceptibilidade à erosão hídrica, diminuindo a infiltração das águas e comprometendo o processo de recarga dos aquíferos subterrâneos (Silva, 2006), além de trazer consequências imediatas, que refletem na produtividade das culturas e, conseqüentemente, na rentabilidade e estabilidade do produtor rural e na conservação do meio ambiente.

A estimativa da erosão hídrica e seu monitoramento se torna essencial para adequação de práticas de manejo e conservação do solo visando reduzir os danos causados ao ambiente e ao produtor rural, e também, prevenir os impactos antes da implantação da cultura, sendo, portanto, uma ferramenta muito importante como suporte à tomada de decisão (ALMEIDA, 2009), uma vez que as alternativas de manejo são numerosas, apresentando custo elevado, além de poder levar anos ou décadas para exercer influência sobre a erosão (LANE, et al., 1992).

Existem diversos métodos propostos para estudar e avaliar as ocorrências e consequências da erosão hídrica dos solos.

A determinação das perdas pelo método da parcela-padrão é considerada a mais útil e acessível no estudo do efeito global das características do solo, efeito da cobertura vegetal, das práticas culturais e principalmente das práticas

conservacionistas, porém são seriamente limitadas em termos de custo e morosidade da pesquisa, sendo apontados como responsáveis pela escassez de pesquisas de perdas de solo relacionadas à florestas no Brasil (OLIVEIRA, 2008).

As taxas de erosão podem ser precisamente medidas apenas em experimentos de pequena escala, devido às restrições metodológicas. Para grandes escalas, apenas estimativas podem ser feitas (SPAROVEK et al., 2001). Tratando-se de escalas maiores, como bacias hidrográficas, devido à complexidade dos processos erosivos e da dependência de inúmeros fatores, têm-se utilizado a modelagem da erosão hídrica, como forma de auxiliar na identificação de áreas com menor e maior suscetibilidade a erosão hídrica e a compreender os mecanismos erosivos, bem como, suas causas e efeitos (SILVA, 2009).

Diversos modelos têm sido elaborados, visando encontrar sua adequada descrição, sendo “Universal Soil Loss Equation” (USLE), “Revised Universal Soil Loss Equation” (RUSLE), “Water Erosion Prediction Project” (WEPP), “Modified Universal Soil Loss Equation” (MUSLE), “Sediment Delivery Distributed” (SEDD), “Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation” (ANSWERS) e “Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems” (CREAMS) os mais conhecidos e utilizados (CECÍLIO et al., 2009; DURIGON, 2011). Os modelos de predição de erosão representam, matematicamente, os processos envolvidos quando a água desagrega, transporta e deposita as partículas do solo. Como existem diferentes tipos de solos, de topografia, de clima e de manejo, medidas diretas da erosão para todas as situações seriam impraticáveis. Esses modelos são, então, necessários para possibilitar a estimativa da erosão a partir de informações básicas locais (MARIA; CHAVES; DECHEN, 2001).

A Equação Universal de Perdas de Solo (Universal Soil Loss Equation - USLE), (WISCHMEIER; SMITH, 1978) tem sido o modelo mais utilizado na predição de perdas de solo e planejamento de medidas conservacionistas, por sua simplicidade, por requerer um número relativamente pequeno de informações, e devido à extensa base de dados experimentais disponível (LANE et al., 1992; WEILL; SPAROVEK, 2008). No entanto, limita-se às estimativas de perdas de solo anuais médias, não estimando o processo de deposição e transporte de sedimento ao longo e para fora da vertente. Além disso, o método foi desenvolvido a partir de dados obtidos em parcelas pequenas e uniformes, dificultando a sua aplicação em áreas complexas, como as bacias hidrográficas, escala adotada na maioria dos trabalhos de planejamento e avaliação de impactos ambientais (RANIERI, 2000; AVANZI, 2005).

Os modelos de predição de erosão do solo evoluíram de modelos empíricos, como a USLE, para modelos baseados em princípios teóricos, como o Water Erosion Prediction Project (WEPP) (USDA, 1995). Esse modelo calcula as distribuições espacial e temporal da perda de solo e sua deposição, além de fornecer estimativas explícitas de quando e onde, numa determinada bacia hidrográfica ou encosta, está ocorrendo erosão, de forma a possibilitar a adoção de medidas de conservação para controlar a perda de solo e a produção de sedimentos (TIWARI; RISSE; NEARING, 2000; AMORIM, et al., 2010; PAIVA et al., 2006).

Como a maioria dos modelos de predição da erosão foram desenvolvidos e seus parâmetros ajustados para condições de clima temperado, torna-se importante a verificação da aplicabilidade destes modelos para condições tropicais. No Brasil, poucos estudos têm sido realizados objetivando a avaliação e a validação de modelos de perdas de solo, principalmente WEPP e RUSLE (CHAVES, 1994; GONÇALVES, 2008; AMORIM, et al. 2010).

## **2 OBJETIVO**

Comparar perdas de solo por erosão hídrica estimadas pelo modelo Universal Soil Loss Equation – USLE, utilizando duas metodologias de obtenção do fator topográficos,  $LS_{RUSLE}$  e  $LS_{RUSLE3D}$ , e pelo modelo Water Erosion Prediction Project – WEPP, em sistemas de florestas plantadas de eucaliptos, florestas nativas e em solo descoberto, na sub-bacia hidrográfica do horto florestal Terra Dura, no município de Eldorado do Sul, RS.

## **3 MATERIAL E MÉTODOS**

### **3.1 Área de estudo**

A área de estudo, pertencente à empresa Celulose Rio Grandense, compreende a sub-bacia hidrográfica do horto florestal Terra Dura, localizada no município de Eldorado do Sul - RS e inserida na região fisiográfica Depressão Central do Estado do Rio Grande do Sul. A Depressão Central inclui uma faixa larga leste-oeste entre o Planalto e a Serra do Sudeste, situada na bacia hidrográfica do Rio Jacuí e seus afluentes. Caracteriza-se por apresentar amplas planícies e pequenas colinas, com relevo levemente ondulado (BRASIL, 1973). A sub-bacia compreende uma área de 101,9 ha, sendo delimitada pelas coordenadas UTM 22J 440.902 e 441.931E e 6.662.028 e 6.660.462 S (Datum SAD 69) (Figura 1).

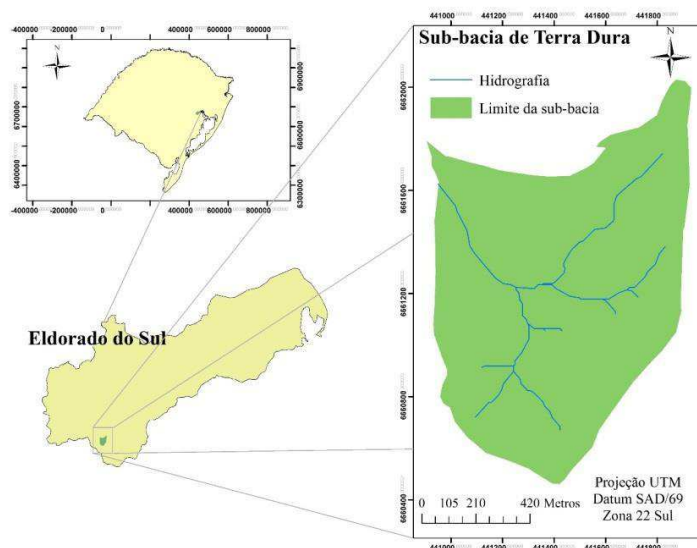


Figura 1 Localização da sub-bacia hidrográfica do horto florestal Terra Dura, município de Eldorado do Sul, RS

O clima predominante na região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cfa, subtropical úmido, caracterizado por apresentar verão quente e pela ocorrência de chuvas durante todos os meses do ano. A precipitação pluvial média anual fica em torno de 1.400 mm (BERGAMASCHI et al., 2013).

As classes de solo presentes na sub-bacia hidrográfica do horto florestal Terra Dura foram identificadas em levantamento pedológico realizado por Costa et al. (2009). As classes Argissolo Vermelho distrófico típico (PV) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (PVA) são as mais frequentes, seguidas de Cambissolo Háptico Tb distrófico típico (CX), Argissolo Amarelo distrófico típico (PA) Nitossolo Vermelho distrófico típico (NV), Planossolo Háptico eutrófico gleissólico (SX) e solos de várzeas indiscriminados (SVi) (Figura 2).

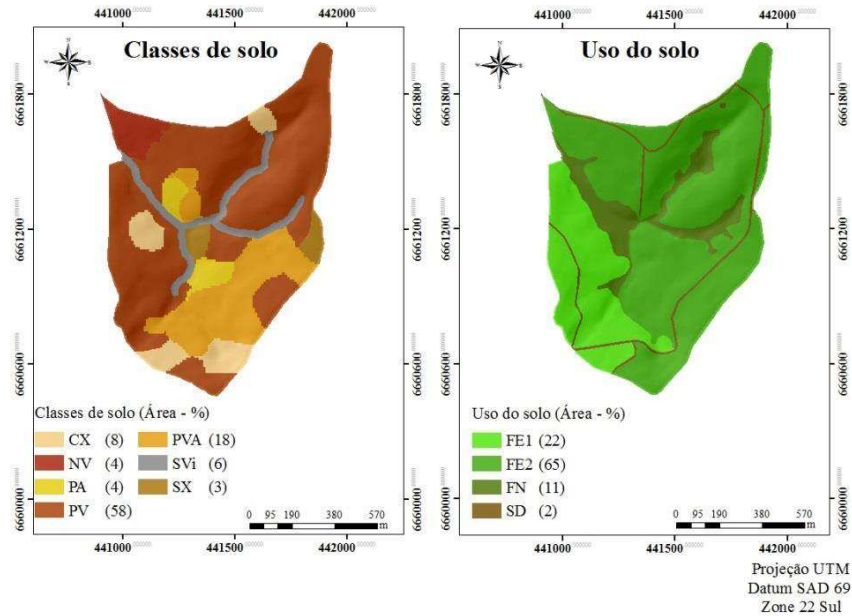


Figura 2 Classes de solo e uso na sub-bacia do horto florestal Terra Dura, município de Eldorado do Sul, RS

Fonte do mapa de solo: Adaptado de Costa et al. (2009)

Na sub-bacia, o uso do solo predominante é o cultivo de florestas de eucalipto plantadas em nível, com espaçamento 3x3m e com manutenção de resíduos de colheita. Compreende florestas implantadas em 2004 (FE1) e 2001 (FE2), ocupando 22% e 65% da área, respectivamente. O restante da área refere-se à floresta nativa (FN) preservada (11%), representada pela formação florestal designada Floresta Estacional Decidual Aluvial e as estradas (SD) (2%) (Figura 2).



### 3.2 Modelagem da erosão hídrica utilizando a Universal Soil Loss Equation (USLE)

A Universal Soil Loss Equation (USLE) é composta pelos seguintes fatores:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

onde:

A = Perda média de solo ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ )

R = Erosividade da chuva ( $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{ano}^{-1}$ ),

K = Erodibilidade do solo ( $\text{Mg h ha}^{-1} \text{MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ),

LS = fator topográfico (adimensional) que considera a declividade (fator D – expresso em %) e o comprimento de rampa do solo (fator L – expresso em m),

C = índice de cobertura vegetal (adimensional)

P = práticas conservacionistas (adimensional)

A metodologia de obtenção de cada um dos fatores da USLE é descrita a seguir.

#### 3.2.1 Fator R - Erosividade da chuva

A erosividade da chuva é um índice numérico que expressa a capacidade da chuva, esperada em dada localidade, de causar erosão hídrica em uma área sem proteção. Este potencial é resultado da interação de elementos como a duração, frequência e intensidade da chuva, sendo o último o principal fator

pluviométrico em relação à erosão hídrica (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

Para o cálculo da erosividade da chuva foram utilizados dados pluviométricos referentes ao período de outubro de 2007 a dezembro de 2012, obtidos na estação climatológica instalada na sub-bacia, que gerou dados de 30 em 30 minutos. A partir das precipitações foram calculadas energias cinéticas totais das chuvas para cada evento. São consideradas chuvas individuais aquelas separadas por mais de seis horas. As chuvas menores que 10 mm, com intensidade máxima menor que  $24 \text{ mm h}^{-1}$ , em 15 minutos ou energia cinética menor que 3,6 MJ, serão consideradas não erosivas (MARIA, 1994). A energia cinética foi obtida de acordo com a equação proposta por Wischmeier e Smith (1958):

$$E = 0,119 + 0,0873 \text{ Log } I$$

onde E é a energia cinética, em  $\text{MJ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ , e I é a intensidade da chuva, em  $\text{mm h}^{-1}$ . O índice  $EI_{30}$  foi obtido a partir da multiplicação da energia cinética total (E) de uma chuva erosiva pela máxima intensidade ocorrida em um período de 30 minutos consecutivos ( $I_{30}$ ) (WISCHMEIER; SMITH, 1958). Pelo somatório dos valores do índice  $EI_{30}$ , obtido em  $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$  em cada mês, foram obtidos os índices mensais e somando-se os valores mensais, o índice anual.

### 3.2.2 Fator K – Erodibilidade do solo

A erodibilidade do solo representa a susceptibilidade do solo em sofrer destacamento e transporte pela ação erosiva da chuva e pelo fluxo de água,

variando conforme a classe de solo e suas características físicas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

Para o Argissolo Vermelho (PV), os valores de erodibilidade foram obtidos por meio de regressão linear simples ( $y = a + bx$ ), utilizando as perdas de solo, obtidas nas parcelas padrão (Capítulo 2), no eixo (y) e a erosividade da chuva no eixo (x), em que o coeficiente b, após correções do declive, representa a erodibilidade do solo. O fator erodibilidade do solo foi corrigido pelo grau de declive (9 %) e pelo comprimento de rampa (22 m), referente à parcela padrão, representado pelo fator LS, conforme preconizado por Bertoni et al. (1975) e Wischmeier e Smith (1978), através da seguinte equação:

$$LS = L^{0,5} 100^{-1} (1,36 + 0,975 S + 0,13855 S^2),$$

onde LS é o fator topográfico, adimensional; L é o comprimento de rampa (m) e S é a declividade do terreno (%).

Para a classe dos SVi foi adotado um fator K igual a 0 pois são solos aluvias, formados pela deposição de sedimentos, dificilmente apresentando alguma perda de solo devido sua posição na paisagem. Para as demais classes de solos existentes na sub-bacia foram utilizados dados de literatura, apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Valores de erodibilidade utilizados para as classes de solos presentes na sub-bacia do horto florestal Terra Dura (RS).

Classe de solo	K (Mg ha h ha <sup>-1</sup> MJ <sup>-1</sup> mm <sup>-1</sup> )	Fonte
PA	0,045	Silva (1994)
PVA	0,033	Marques et al. (1997)
NV	0,012	Bertol et al. (2007)
CX	0,035	Silva et al. (2009)
SX	0,089	Chagas (2007)
SVi	0,000	-

### 3.2.3 Fator C – Cobertura do Solo

Representa a relação esperada entre as perdas de solo em um terreno cultivado em dadas condições e as perdas correspondentes de um terreno mantido continuamente descoberto e cultivado (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). Varia de acordo com a erosividade e a erodibilidade, para cada cultura e tipos de manejo ou cultivo do solo.

Os dados gerados nas parcelas de perdas de solo sob chuva natural, discutidos no Capítulo 2, foram utilizados para estabelecer a razão de perdas de solo em cada estágio da cultura do eucalipto, e também na floresta nativa, para determinação do fator C. Para a determinação dos valores de razão de perdas de solo (RPS), para posterior obtenção do fator cobertura do solo, foram estabelecidos estágios da cultura do eucalipto em função dos anos de condução do experimento, além de ser utilizada a floresta nativa no estágio atual. O cálculo da RPS foi realizado segundo Wischmeier e Smith (1978), utilizando a seguinte equação:

$$RPS_i = PC_i / PD_i,$$

onde: RPS é a razão de perdas de solo; i é o estágio da cultura, PC é a perda de solo no tratamento com eucalipto ou floresta nativa ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), e PD é a perda de solo no tratamento em solo descoberto ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ).

Com os valores das RPS de cada estágio do eucalipto e da floresta nativa e a distribuição da erosividade em cada local, foi calculado o fator cobertura do solo para a situação descrita:

$$C = \sum (RPS_i \times R_i) / R,$$

onde: C é o fator cobertura do solo, i é o estágio da cultura (considerando o ciclo de 7 anos do eucalipto para produção de celulose), RPS é a razão de perdas de solo e R é a erosividade da chuva.

#### **3.2.4 Fator P – Práticas Conservacionistas**

O fator P da equação de perdas de solo é a relação entre a intensidade esperada de tais perdas com determinada prática conservacionista e aquelas quando a cultura está plantada no sentido do declive (BERTONI; LOMBRADI NETO, 2012). Este fator varia de 0 a 1 e expressa como a superfície e as práticas de manejo são usadas para reduzir a erosão hídrica. O fator P será considerado 0,5 para o cenário com eucalipto em nível (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012) e 0,1 no sistema de referência (FN) (ROOSE, 1977).

#### **3.2.5 Fator LS – Fator topográfico**

A intensidade da erosão hídrica é afetada tanto pela distância ao longo da qual se processa o escoamento superficial quanto pela declividade do terreno, representadas na USLE pelos fatores L e S, respectivamente (GALDINO;

WEILL, 2011). Os termos L e S da equação são frequentemente associados em um fator LS denominado fator topográfico, e representa efeitos da topografia nas perdas de solo causada pela erosão hídrica.

O comprimento do declive (L) é genericamente definido como a distância do ponto de origem do fluxo superficial até o ponto onde cada gradiente de declive (S) diminui o suficiente para o início da deposição ou o fluxo passa a se concentrar num canal definido (WISCHMEIR; SMITH, 1978).

Para o cálculo do fator LS, foi criado um Modelo Digital de Elevação (MDE) de grades retangulares, gerado a partir de curvas de nível com equidistância vertical de 5m, obtidas por aerofotografia. O MDE foi gerado pelo método de interpolação Topogrid (HUTCHINSON, 1989) através do programa ArcGIS 10.1 (ESRI, 2011), com células de 5m. Oliveira et al. (2012) ao comparar três métodos de interpolação para a obtenção de um MDE hidrológicamente consistente na sub-bacia do Horto Florestal de Terra Dura, Eldorado do Sul, RS, relatou um melhor desempenho do Topogrid, que propiciou a construção de um modelo com maior consistência hidrológica e maior detalhamento da área de drenagem.

Foram adotadas duas metodologias para o cálculo do fator LS, propostas pela RUSLE (RENARD et al., 1997) e pela RUSLE 3D (MITASOVA et al., 1996), descritas a seguir.

### **3.2.5.1 $LS_{RUSLE}$**

As equações empíricas utilizadas para o cálculo do fator LS da USLE foram melhoradas como uma parte da Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), onde se utilizaram resultados da análise estatística aplicado a um leque muito mais amplo de configurações de declive, gradientes e tipos de

cobertura do que aqueles modelados para a USLE, sendo desta forma, consideradas mais abrangentes do que o modelo anterior (OLIVEIRA, 2011).

A partir do MDE da sub-bacia foi gerado o mapa de declividade da sub-bacia (Figura 3). O comprimento de rampa para esse modelo corresponde à resolução do pixel (largura da célula), de 5 metros.

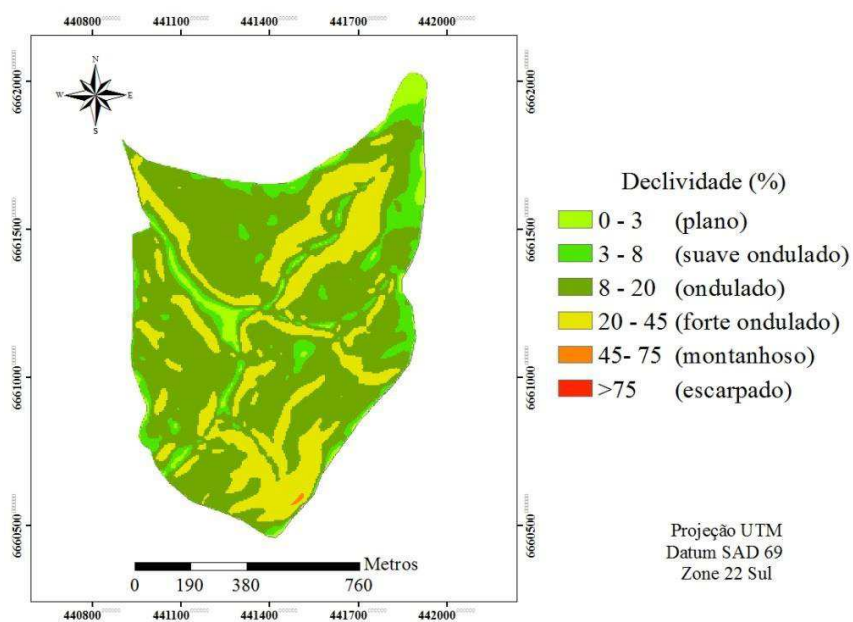


Figura 3 Mapa de declividade da sub-bacia do horto florestal Terra Dura.

O fator comprimento da rampa ( $L$ ) é expresso pela equação 1 (RENARD et al., 1997):

$$L = (\lambda/22.13)^m \quad (1),$$

onde  $\lambda$  é o comprimento da rampa, no qual será adotado o valor de 5m, ou seja, o tamanho da célula do MDE; e  $m$  é o expoente relacionado à taxa de

erosão em sulcos e entressulcos, sendo expresso pela equação 2 (FOSTER, et al., 1977):

$$m = \beta / (1 + \beta) \quad (2),$$

na qual  $\beta$  é o coeficiente da erosão em sulcos e entressulcos.

O valor de  $\beta$  é calculado pela equação 3 (MCCOOL et al., 1989):

$$\beta = (\sin \theta / 0.0896) / [3.0 * (\sin \theta)^{0.8} + 0.56] \quad (3),$$

onde  $\theta$  é o ângulo do declive em graus.

O fator S (declividade da rampa) foi calculado separadamente para declives menores do que 9% (equação 4) e para declives maiores ou iguais a 9% (equação 5), de acordo com McCool et al.(1987).

$$S = 10.8 * \sin \theta + 0.03 \quad (4)$$

$$S = 16.8 * \sin \theta - 0.50 \quad (5)$$

De acordo com Galdino e Weill (2011), uma das grandes limitações da USLE/RUSLE é a identificação de áreas onde o processo predominante é a deposição e não a erosão. Isso é fundamental para identificar o início e o final do comprimento de uma longa encosta.



### 3.2.5.2 $LS_{RUSLE\ 3D}$

Em decorrência das limitações existentes na concepção original do fator topográfico, nos modelos semiempíricos, como na  $RUSLE\ 3D$ , o fator  $L$  da  $RUSLE$  foi substituído pela área de contribuição específica, utilizada como a representação do fluxo da água em um local ou grid de células, onde o escoamento superficial constitui um fator fundamental na predição de erosão da água. A área de contribuição de cada célula (pixel) do MDE é a sua própria área mais a área dos vizinhos à montante que possuam alguma fração drenada para o pixel em questão (OLIVEIRA, 2011). O fluxo acumulado representa a quantidade de chuva que vai escoar através de cada célula, supondo que todas as chuvas se tornam enxurradas e não há interceptação, evapotranspiração ou perda de águas subterrâneas (ESRI, 2009).

O fator  $LS_{RUSLE3D}$  num ponto  $r = (x,y)$  da encosta é dado por (MITASOVA et. al., 1996):

$$LS_{(RUSLE\ 3D)} = (m+1) [A / 22,13]^m [\text{sen}\theta / 0,09]^n,$$

onde:  $A$  = área de contribuição específica (área de contribuição à montante dividido pela largura da célula, em  $m^2/m$ ),  $\theta$  = ângulo de inclinação do declive (graus);  $m$  e  $n$  = parâmetros dependentes do tipo de fluxo.

A área de contribuição à montante, dividida pela resolução da célula, corresponde ao fluxo acumulado. O fluxo de cada célula foi obtido utilizando o método do  $D_{\infty}$  através da ferramenta TauDEM do ArcGIS 10.1.

Os valores típicos para  $m$  e  $n$  são 0,4 a 0,6 e 1,0 a 1,4, respectivamente, dependendo do tipo predominante de fluxo. Os valores mais baixos para  $m$  e  $n$  devem ser usados para áreas com prevacente fluxo disperso, como áreas bem cobertas de vegetação. Os valores mais altos devem ser usados para áreas com

um tipo mais turbulento do fluxo causada por sulcos existentes ou áreas perturbadas (MITASOVA et al., 2001). No presente trabalho, em função da cobertura vegetal predominante na bacia, foram adotados os valores  $m=0,4$  e  $n=1$ .

### **3.2.6 Aplicação do modelo USLE**

A partir da elaboração de mapas espacializados de erosividade, erodibilidade, fator topográfico, cobertura do solo e práticas conservacionistas, o modelo USLE foi aplicado em cada célula ( $25m^2$ ) do MDE da sub-bacia hidrográfica do Horto Florestal Terra-Dura utilizando o programa ArcGIS 10.1.

### **3.3 Modelagem da erosão hídrica utilizando o modelo WEPP**

A realização de simulações com o modelo WEPP necessita da elaboração de arquivos de entrada de dados para os componentes de solo, clima, topográfico e uso e manejo do solo.

#### **3.3.1 Componente solo**

No componente solo do modelo WEPP é realizada a quantificação dos processos de desprendimento, transporte e deposição de partículas, através de uma série de equações internas do modelo. São consideradas as mudanças temporais em propriedades do solo, como rugosidade, densidade do solo, condutividade hidráulica, tensão crítica de cisalhamento e fatores de erodibilidade do solo em entressulcos e em sulcos.

Para a construção do arquivo de solo é necessário fornecer informações granulométricas, capacidade de troca de cátions (CTC) e teor de matéria

orgânica (M.O) dos solos, além de valores de erodibilidade entressulcos (Ki), erodibilidade em sulcos (Kr), tensão crítica de cisalhamento ( $\tau_c$ ) e condutividade hidráulica (Kb).

Para as principais classes de solo ocorrentes na sub-bacia, PV, PVA e CX, foram inseridas informações referentes à granulometria, CTC e teor de M.O. de cada horizonte, extraídas de Menezes (2011) (Tabelas 2, 3 e 4).

Tabela 2 Granulometria, CTC e teor de M.O. de cada horizonte do PV da sub-bacia do horto florestal de Terra Dura

Horizonte	Prof. cm	Areia .....%.....	Argila .....%.....	M.O.	CTC cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>
Ap	0-23	48	35	1,45	10,0
BA	23-36	23	62	0,87	17,9
Bt1	36-77	23	66	0,35	17,9
Bt2	77-187	18	60	0,06	17,9

Fonte: Menezes (2011)

Tabela 3 Granulometria, CTC e teor de M.O. de cada horizonte do PVA da sub-bacia do horto florestal de Terra Dura

Horizonte	Prof. cm	Areia .....%.....	Argila .....%.....	M.O.	CTC cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>
Ap1	0-4	57	20	2,96	17,1
Ap2	4-16.	53	26	0,87	14,4
2Apb	16-27	38	44	1,16	19,7
2AB	27-43	36	34	0,7	17,6
2Bt	43-117	26	45	0,17	17,9
2BC	117-200	28	40	0,06	15,3

Fonte: Menezes (2011)

Tabela 4 Granulometria, CTC e teor de M.O. de cada horizonte do CX da sub-bacia do horto florestal de Terra Dura

Horizonte	Prof. cm	Areia .....%.....	Argila	M.O	CTC cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>
Ap	0-7	62	12	3,1	15,8
Bi	7-54	21	68	0,9	27,5
2AB	54-82	19	55	0,1	24,4
2CAb	82-134	13	72	0,3	24,6
2Cr	134-183	47	35	0,8	14,4

Fonte: Menezes (2011)

A condutividade hidráulica das principais classes foi medida em campo, com três repetições, utilizando o permeâmetro de Guelph (REYNOLDS; VIEIRA; TOPP, 1992), por meio da taxa constante de infiltração de água a 15 cm de profundidade, com duas cargas constantes de 3 e 6 cm de coluna d'água (Tabela 5).

Em virtude da ausência de dados de campo, a erodibilidade entressulcos ( $K_i$ ), em sulcos ( $K_r$ ) e a tensão crítica de cisalhamento ( $\tau_c$ ) foram estimadas por meio de equações propostas pelo modelo WEPP (ALBERTS et al., 1995):

Para solos com 30 % ou mais de areia:

$$K_i = 2728000 + 19210000 \text{ amf},$$

onde  $K_i$  é o fator de erodibilidade do solo em entressulcos ( $\text{kg s m}^{-4}$ );  
amf é a fração de areia muito fina do solo ( $\text{kg kg}^{-1}$ ).

$$K_r = 0.00197 + 0.030 \text{ amf} + 0.03863 e^{-184 \text{ orgmat}}$$

$$\tau_c = 2.67 + 6.5 \text{ arg} - 5.8 \text{ amf},$$

onde  $K_r$  é o fator de erodibilidade básica do solo em sulcos (s/m);  $amf$  é a fração de areia muito fina do solo ( $kg\ kg^{-1}$ );  $orgmat$  é o teor de matéria orgânica do solo ( $kg\ kg^{-1}$ );  $\tau_c$  é a tensão crítica de cisalhamento do solo (Pa);  $arg$  é a fração argila do solo ( $kg\ kg^{-1}$ ).

O teor de areia muito fina das principais classes da sub-bacia do horto florestal de Terra Dura, utilizado nas equações acima, foi extraído de Avanzi et al. (2011).

Tabela 5 Parâmetros de entrada do componente solo do modelo WEPP

Classe	$K_s$ $mm\ h^{-1}$	$K_i$ $kg\ s\ m^{-4}$	$K_r$ $s\ m^{-1}$	$\tau_c$ Pa
PV	50	$3,47 \times 10^6$	0,0032	5,04
PVA	21	$3,50 \times 10^6$	0,0044	3,24
CX	10	$3,98 \times 10^6$	0,0040	4,17

O valor de  $K_i$  obtido através da equação proposta pelo modelo para o PV encontra-se dentro faixa de valores encontrados na literatura, onde pode ser observada uma grande variação de resultados. Braida e Cassol (1996) obtiveram em campo um fator  $K_i$  de  $5,1 \times 10^6\ kg\ s\ m^{-4}$  em um Argissolo Vermelho distrófico arênico no Rio Grande do Sul. Cassol e Lima (2003) encontraram um fator  $K_i$  de  $2,83 \times 10^6\ kg\ s\ m^{-4}$  para um Argissolo Vermelho distrófico típico franco-argiloarenoso, sob condição de campo. No entanto, Oliveira F. (2010) encontrou valores de  $K_i$  de  $0,64 \times 10^6$  e  $4,25 \times 10^6$ , obtidos em campo e pela equação proposta pelo WEPP para solos com menos de 30% de areia, respectivamente, valor de campo muito inferior ao obtido no presente estudo e que demonstra uma superestimação desse fator pela equação proposta. Gonçalves (2008), em um Argissolo Vermelho Amarelo, sob condição de campo, obteve valores de  $K_i$  de  $3,06 \times 10^6$  e  $3,11 \times 10^6\ kg\ s\ m^{-4}$ , obtidos em

campo e pela equação sugerida pelo modelo, respectivamente, valores próximo ao obtido no presente estudo para essa classe, e que sugerem uma aproximação dos resultados da equação com os resultados de campo. Porém, os mesmos autores encontraram um  $K_i$  de  $1,26 \times 10^6 \text{ kg s m}^{-4}$ , sob condição de campo, e de  $3,30 \times 10^6 \text{ kg s m}^{-4}$  pela equação proposta pelo WEPP, para um Cambissolo Háptico Tb distrófico latossólico, valor de campo inferior ao obtido no presente estudo, e que também demonstra uma superestimação desse fator mediante o uso da equação sugerida. Nunes e Cassol (2008) também observaram uma superestimação do  $K_i$  utilizando a equação do modelo em relação ao valor de campo.

Giasson e Cassol (1996) encontraram um valor de  $K_r$  de 0,0077, e um valor de 1,13 para a  $\tau_c$ , determinados em campo, e um  $K_r$  de  $0,0056 \text{ kg N}^{-1} \text{ s}^{-1}$ , determinado por equação sugerida pelo WEPP, em um Argissolo Vermelho Distrófico típico, enquanto Cantalice (2005) encontrou, para esse mesmo solo, um  $K_r$  de 0,0024 e a  $\tau_c$  de 2,95 Pa, em campo. Oliveira, F. (2010) obteve em condição de campo um valor de  $K_r$  de  $0,0035 \text{ kg N}^{-1} \text{ s}^{-1}$  e  $\tau_c$  de 3,95 Pa para um Argissolo, valor de  $K_r$  próximo ao desse estudo. Já os valores de  $K_r$  e  $\tau_c$ , estimado por meio de equações propostas pelo WEPP foram, respectivamente, de  $0,0071 \text{ kg N}^{-1} \text{ s}^{-1}$  e 3,50 Pa, demonstrando também uma superestimativa do fator  $K_r$  trabalhando com a equação proposta pelo modelo, resultado contrário ao obtido por Giasson e Cassol (1996). Gonçalves (2008) obteve valores de  $K_r$  superiores ao do presente estudo, sob condição de campo, para um Argissolo Vermelho Amarelo e um Cambissolo Háptico, com valores de 0,0268 e  $0,0108 \text{ kg N}^{-1} \text{ s}^{-1}$ . Os valores de  $K_r$  obtidos pela equação do modelo foram de 0,0145 e  $0,0140 \text{ kg N}^{-1} \text{ s}^{-1}$ , para o Argissolo e Cambissolo, respectivamente. Braida e Cassol (1996) obtiveram valores de  $0,0104 \text{ kg N}^{-1} \text{ s}^{-1}$  para  $K_r$  e 4,81 Pa para  $\tau_c$  em um Argissolo Vermelho.

Para as demais classes da sub-bacia, PA, NV e SX, as informações de granulometria, CTC e M.O. dos horizontes superficiais foram extraídas de Costa et al. (2009) e os valores de condutividade hidráulica, erodibilidade em sulcos, erodibilidade entressulcos e tensão crítica de cisalhamento foram determinados pelo próprio software.

Adotou-se um valor de albedo de 0,1, correspondente a um valor médio de albedo para áreas cobertas com florestas, proposto por Reichard e Timm (2004).

### **3.3.2 Componente clima**

A construção do arquivo clima foi realizada com o auxílio do gerador climático CLIGEN, versão 5.3 (NICKS; LANE; GANDER, 1995). Foram utilizados dados climáticos referentes ao período de 2007 a 2012, obtidos da estação climatológica localizada na sub-bacia do horto florestal Terra Dura.

As informações iniciais de entrada no gerador foram dados diários de precipitação total e temperaturas máximas e mínimas. Os parâmetros gerados pelo programa foram conferidos e ajustados de acordo com as informações climáticas obtidas na estação (Tabela 6).

Tabela 6 Parâmetros climáticos médios mensais da sub-bacia do horto florestal  
Terra Dura, gerados e ajustados no CLIGEN

Parâmetros Climáticos	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun
Precip. média mensal (mm)	111,5	88,3	73,5	97,7	99	102,3
Nº de dias úmidos	9,3	9,9	6,9	7,1	7,1	7,9
Temp. máx. mensal (°C)	23,5	27,3	25,4	23,4	19,9	16
Temp. mín. mensal (°C)	17,3	20,2	18,6	15,6	13,6	9,5
Precip. Média. Dias úmidos (mm)	11,9	8,9	10,7	13,7	14	13
Probabilidade dias úmidos após dias úmidos	0,5	0,6	0,4	0,4	0,5	0,4
Probabilidade dias úmidos após dias secos	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Radiação solar (langley/dia)	591	510,5	509,5	388,1	283,1	239
Intensidade máx. em 30 minutos (mm)	21,8	14,2	14,5	29	7,9	9,4
Tempo até o pico de intensidade	0,4	0,5	0,6	0,7	0,7	0,7
Ponto de orvalho	18,7	19,2	17,8	15,3	13,3	10,1



Tabela 6, continua

Parâmetros climáticos	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Precip. média mensal (mm)	166,8	142,2	207,4	126,6	108	118,1
Nº de dias úmidos	10,8	10	11,5	8,7	8,3	9,7
Temp. máx. mensal (°C)	16,9	17,6	18,8	22,1	24,3	26
Temp. mín. mensal (°C)	9,9	10,2	11,4	14,4	16,1	17,6
Precip. Média. Dias úmidos (mm)	15,5	14,2	18	14,5	13	12,2
Probab. dias úmidos após dias úmidos	0,5	0,6	0,6	0,4	0,5	0,5
Probab. dias úmidos após dias secos	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3
Radiação solar (langley/dia)	247,1	307,2	417,6	527,9	615	616
Intensidade máx. em 30 min. (mm)	11,7	14,5	12,2	17,5	23,1	17
Tempo até o pico de intensidade	0,8	0,8	0,8	0,9	0,9	1
Ponto de orvalho	9,8	10,6	11,5	14,3	16	17,6

### 3.3.3 Parâmetros topográficos das vertentes

Os perfis das encostas foram gerados através da ferramenta TOPAZ, integrada ao software GeoWEPP, que parametriza os dados de topografia, baseados no MDE.

A partir do MDE da sub-bacia, a rede de canais foi determinada pelo TOPAZ, baseando-se nas direções do escoamento superficial, considerando oito

células adjacentes de cada pixel. A rede de canais foi ajustada, adotando um valor de 3 ha como área de drenagem mínima e 100 metros como o menor comprimento de um canal para ser admitido. Foi selecionado um ponto de controle para a sub-bacia e o TOPAZ delimitou um total de 18 encostas na sub-bacia do horto florestal Terra Dura, correspondendo a uma área de 90 ha (Figura 4).

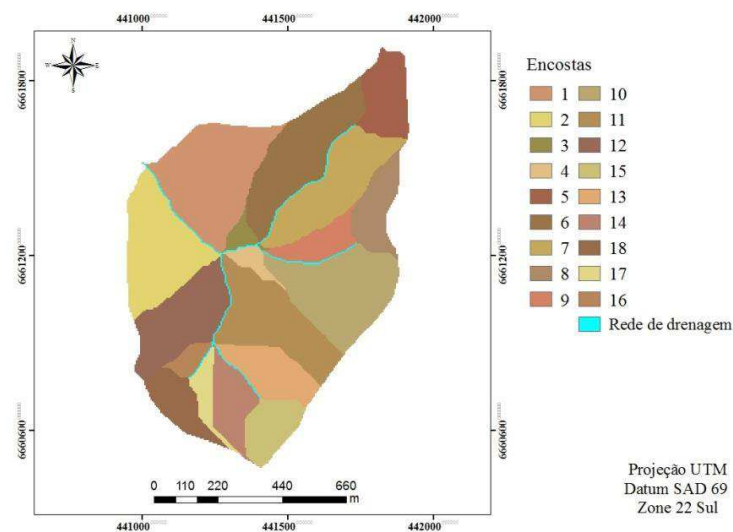


Figura 4 Encostas geradas pelo software TOPAZ na sub-bacia do horto florestal Terra Dura

### 3.3.4 Parâmetros de uso e manejo do solo

Juntamente com os dados de clima e solo, o modelo automaticamente simula a proteção oferecida ao solo pelas partes aéreas das plantas (cobertura vegetal) ao longo do ano e, depois de colhida a cultura, a decomposição dos restos culturais.

O arquivo com dados de uso e manejo do solo foi montado com base em informações da base de dados internos disponível no modelo WEPP e em informações locais disponíveis para cada condição.

Para representação das florestas plantadas de eucalipto o arquivo criado teve como base o banco de dados disponíveis no modelo para florestas perturbadas com 5 anos de idade, a partir do qual foram feitas modificações com base em informações locais que possibilitaram a representação das condições de FE1 e FE2.

Para a representação de floresta nativa utilizou-se o banco de dados disponíveis no GeoWEPP para florestas perenes e para representar o solo descoberto, foi utilizado o banco de dados de estradas florestais “Outsloped, rutted”, referentes às estradas trafegadas e sem a presença de drenos laterais. A escolha do banco de dados para cada uso baseou-se em USDA (1999) e USDA (2000).

### **3.3.5 Aplicação do modelo WEPP**

Para aplicação do modelo WEPP foi utilizado o software GeoWEPP, versão 2008.2, modelo de predição geo-espacial da erosão desenvolvido pelo Agriculture Research Service, Purdue University e o National Soil Erosion Research Laboratory (USDA), para integrar características avançadas do SIG (Sistemas de Informações Geográficas) com o WEPP, possibilitando o processamento e geração de dados digitais, tais como o modelo digital de elevação do terreno (MDE), levantamentos de solos e mapas de uso do solo (YUKSEL et al., 2008).

O GeoWEPP integra o modelo WEPP e o software TOPAZ (Topography Parameterization) ao software ArcGIS 9.3 ou 10.1 para a predição da produção de sedimentos e de escoamento superficial em escala de bacias

hidrográficas. Os arquivos de entrada necessários (clima, declividade, solo, uso e manejo do solo) são gerados no WEPP e os dados topográficos parametrizados pelo TOPAZ baseados no MDE. Por fim, a bacia é gerada por funções SIG no ArcGIS (YUKSEL et al., 2008).

A partir dos mapas de solo e de uso da sub-bacia do horto florestal Terra Dura, cada classe e uso do solo foi associada a um arquivo de solo e um arquivo de uso gerados no modelo WEPP, os dados topográficos foram gerados pelo TOPAZ, a partir do MDE, e as perdas de solo foram estimadas através do software GeoWEPP, utilizando o método do caminho de fluxo, que se concentra em cada trajeto do escoamento superficial dentro da sub-bacia. A cada seção do caminho de fluxo é atribuído o tipo de solo e de uso do solo, e, associado ao arquivo de clima gerado para a sub-bacia, as perdas de solo são geradas em grids e em arquivos de texto.

### **3.4 Comparação das estimativas de perdas de solo realizadas pelos modelos com as perdas observadas em campo**

Para comparação das estimativas de perdas de solo realizadas pelos modelos foram analisados os erros de previsão e o desvio médio absoluto em relação às perdas observadas em campo (Cap. 2), no ponto de localização das parcelas em cada uso do solo na sub-bacia do horto florestal Terra Dura.

## **4 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **4.1 Fator R (Erosividade da chuva)**

Durante o período experimental, verificou-se um total de 759 eventos de chuvas, das quais 44% foram erosivas e 56% não erosivas, proporção idêntica à

encontrada por Schick et al., (2004), trabalhando com a erosividade da chuva no município de Lages, SC.

A erosividade anual da chuva, calculada para o período de 2007 a 2012, na sub-bacia do horto florestal de Terra Dura, variou de 3.197,61 a 6.503,38 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, apresentando um valor médio de 4.183,4 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (fator R). Esse valor é classificado como baixo por Santos (2008), que obteve um valor médio anual da erosividade da chuva bem próximo ao obtido no presente trabalho, de 4.418,5 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, para o município de Porto Alegre (limítrofe à Eldorado do Sul).

Considerando a erosividade média mensal, os meses de setembro, abril e novembro apresentaram os maiores valores durante o período: 613,5 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup>, 531,6 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup> e 512,5 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup>, respectivamente (Figura 5). Tais meses foram os únicos a apresentar uma erosividade média superior a 500 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup>, valor considerado crítico por Rufino (1986), exigindo assim maiores cuidados nesses meses em relação ao manejo, visando reduzir impactos causados pelo transporte de sedimentos do solo neste período.

A precipitação pluvial média foi maior nos meses de setembro, julho e agosto, respectivamente (Figura 5). Apesar disso, os meses de julho e agosto não figuraram dentre os mais erosivos. Tal fato pode ser explicado por estudo similar realizado por Santos (2008), na região de Porto Alegre, que observou que as intensidades máximas da chuva no período de inverno são as mais baixas do ano. Cassol et al. (2008) encontraram o menor potencial erosivo nos meses de julho e agosto, no município de São Borja, RS.

Os meses de novembro de 2009 e abril de 2011 apresentaram valores bastante elevados de erosividade, chegando à 2.064,1 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup> e 1.454,6 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup>, respectivamente. A alta intensidade dos eventos chuvosos ocorridos em abril de 2011 contribuiu para o aumento do valor médio

da erosividade deste mês, apesar de sua precipitação média mensal não ser elevada (76 mm mês<sup>-1</sup>). Assim, fica clara a influência de eventos chuvosos isolados e de alta intensidade sob a erosividade das chuvas, de forma que se salienta a importância do uso de séries temporais longas para a determinação do EI<sub>30</sub> (BATISTA, 2014).

A erosividade média observada no período, 4.183,4 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, aproxima-se também da encontrada em Rio Grande, RS, estimada em 5.135,0 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Bazzano et al., 2010). Oliveira (2011) obteve um índice médio de erosividade de 5.908 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para a mesma sub-bacia em questão, no período de setembro de 2007 a julho de 2010, porém, calculada por índices de chuva e equações previamente estabelecidas para região por outros autores. Já os valores do índice EI<sub>(30)</sub> nas localidades de São Borja, RS, Uruguaiana, RS e Santa Rosa, RS, estimados em 9.751 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, 8.875 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> e 11.27,01 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente, encontram-se bem acima dos valores obtidos neste trabalho (CASSOL et al., 2008; HICKMANN et al. 2008; MAZURANA et al., 2009).

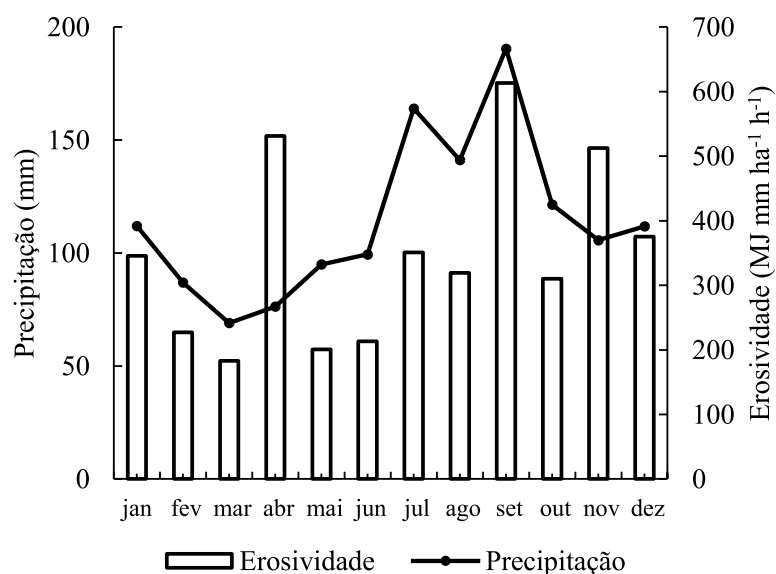


Figura 5 Gráfico de precipitação pluvial e erosividade médias durante o período de 2007 à 2012 para a sub-bacia de Terra Dura, município de Eldorado do Sul, RS

#### 4.2 Fator K (Erodibilidade do solo)

A partir das regressões lineares entre a erosividade da chuva ( $EI_{30}$ ) e as perdas de solo obtidas nas parcelas-padrão, em cada ano de estudo, os modelos foram corrigidos para que as coordenadas partissem da origem. Foram avaliados 759 eventos de chuvas, sendo 336 erosivos e 423 não erosivos. A partir dos eventos de chuvas erosivas, determinaram-se as equações lineares para cada ano de estudo (Gráficos 1 a 6).

Os valores do coeficiente de determinação variaram de 0,374 a 0,904 para o Argissolo Vermelho distrófico, do período de 2007 a 2012. Eduardo et

al., 2013 obtiveram coeficientes de determinação variando de 0,49 a 0,74 para Argissolo Vermelho Amarelo, de 2006 a 2011.

Para a determinação da erodibilidade, o coeficiente angular de cada equação foi corrigido pelo fator topográfico (LS) correspondente a 2,63 (Tabela 7).

Tabela 7 Valores de erodibilidade (fator K) anuais para Argissolo Vermelho distrófico, sob chuva natural, no período de 2007 a 2012 na sub-bacia do horto florestal Terra Dura.

Ano	Fator K	Nº de eventos erosivos
	Mg ha h ha <sup>-1</sup> MJ <sup>-1</sup> mm <sup>-1</sup>	
2007	0,0044	9
2008	0,001	36
2009	0,0003	45
2010	0,0006	36
2011	0,0036	34
2012	0,0077	16
<b>MÉDIA</b>	<b>0,0029</b>	<b>29</b>

O fator erodibilidade do solo para a área de estudo variou expressivamente no período de estudo, apresentando uma média de 0,0029 Mg ha h ha<sup>-1</sup> MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>. De acordo com Bertol et al. (2007), essa grande variabilidade pode ser ocasionada devido à vários fatores, como a forma como o solo foi manejado antes de ser submetido ao agente erosivo, intervalo de tempo entre operações de preparo, variabilidade climática que influenciou a erosividade das chuvas, dentre outros.

Eduardo et al. (2013) encontraram uma amplitude de 0,0013 a 0,0217 Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup> para o fator K, trabalhando com cada ano isoladamente, e um valor de 0,0106 Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup> para todo o período avaliado (5 anos), para um



Argissolo Vermelho Amarelo, utilizando a regressão linear simples, valor superior ao obtido nesse estudo. Martins et al. (2011) encontrou uma erodibilidade de 0,007 e 0,0004 Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup> para Argissolo Amarelo textura média/argilosa e Argissolo Amarelo moderadamente rochoso, respectivamente, através da regressão linear.

O valor de erodibilidade encontrado para o Argissolo Vermelho se aproxima dos valores obtidos por outros autores para a classe dos Latossolos, como 0,0032 Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup> (SILVA et al., 2009) e 0,0045 Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup> (HERNANI, et al., 1997). Denardin (1990) e Silva et al. (2000), estudando vários solos brasileiros, verificaram que os Latossolos apresentaram uma amplitude de erodibilidade de 0,002 a 0,034 Mg h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>. O valor de erodibilidade encontrado para o Argissolo Vermelho distrófico da sub-bacia hidrográfica do Horto Florestal Terra-Dura se enquadra na faixa estabelecida para Latossolos.

A permeabilidade do Argissolo Vermelho distrófico foi determinada em campo na camada de 0-20 cm, utilizando o permeâmetro de Guelph (REYNOLDS; VIEIRA; TOPP, 1992), resultando em um valor de 50 mm h<sup>-1</sup>. Esse valor se apresenta próximo da permeabilidade obtida por outros autores para a classe dos Latossolos, e se apresenta bem acima dos valores para Argissolos, determinados por outros autores. Nunes et al. (2012) encontraram uma permeabilidade de 40,8 mm h<sup>-1</sup> para Latossolo Vermelho. Sales et al. (1999) obtiveram um valor de 56,6 mm h<sup>-1</sup> para um Latossolo Vermelho, na camada de 0-20 cm. Em contrapartida, os mesmos autores encontraram uma permeabilidade de 12,1 mm h<sup>-1</sup> para um Argissolo Vermelho-Amarelo, valor bastante inferior ao obtido no presente estudo. Suzuki (2008) também encontrou valores de permeabilidade para um Argissolo Vermelho distrófico, no RS, inferiores aos obtidos nesse estudo, com valores médios para diferentes coberturas vegetais, na

camada de 0-20 cm, variando entre 4,68 (camada 10-20 cm) e 33,83 mm h<sup>-1</sup> (0-5 cm).

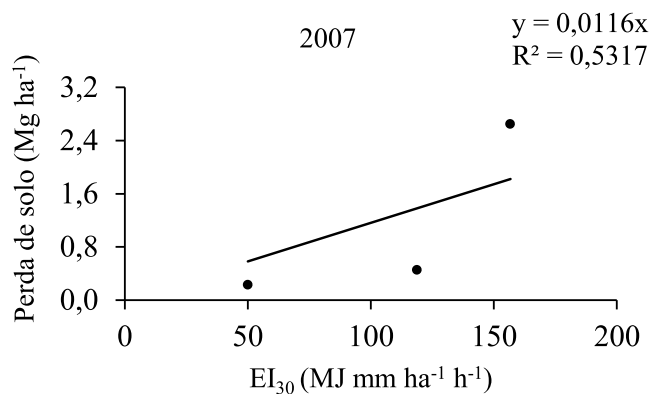


Gráfico 1 Regressão linear entre erosividade da chuva (EI<sub>30</sub>) e perdas de solo, sob chuva natural, no ano de 2007, na sub-bacia do horto florestal Terra Dura

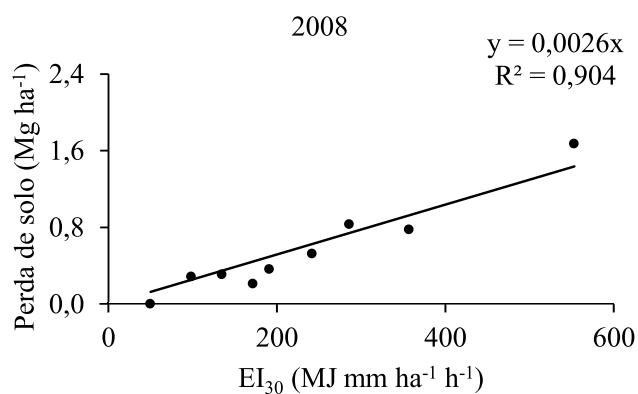


Gráfico 2 Regressão linear entre erosividade da chuva (EI<sub>30</sub>) e perdas de solo, sob chuva natural, no ano de 2008, na sub-bacia do horto florestal Terra Dura

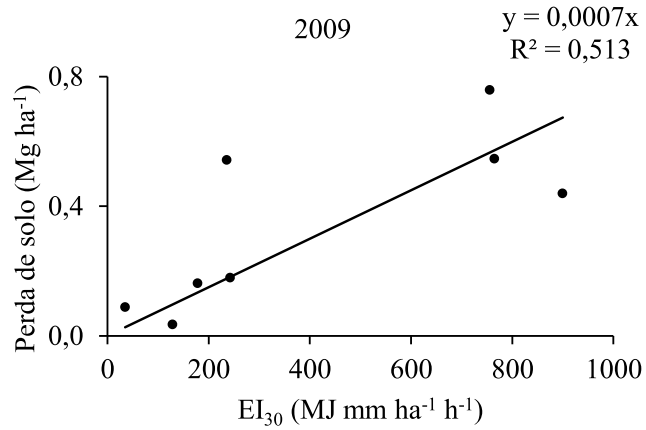


Gráfico 3 Regressão linear entre erosividade da chuva (EI<sub>30</sub>) e perdas de solo, sob chuva natural, no ano de 2009, na sub-bacia do horto florestal Terra Dura

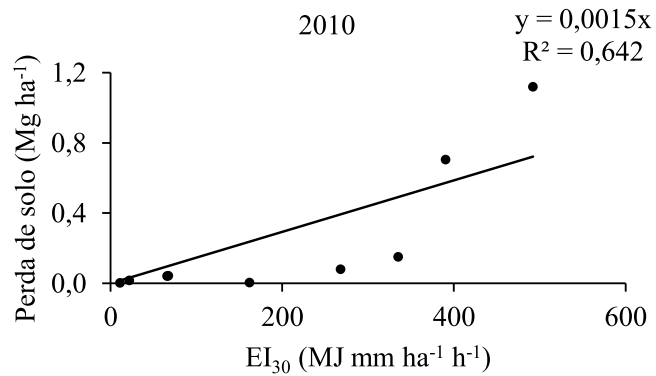


Gráfico 4 Regressão linear entre erosividade da chuva (EI<sub>30</sub>) e perdas de solo, sob chuva natural, no ano de 2010, na sub-bacia do horto florestal Terra Dura

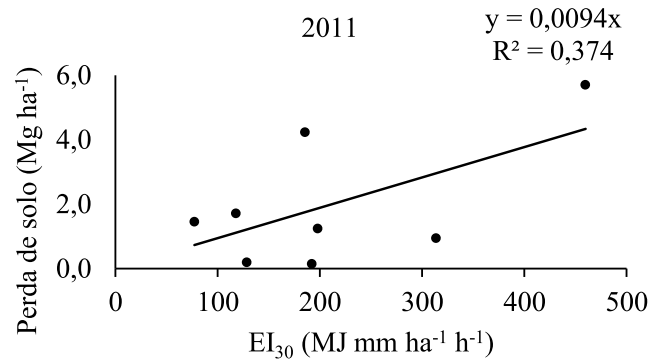


Gráfico 5 Regressão linear entre erosividade da chuva ( $EI_{30}$ ) e perdas de solo, sob chuva natural, no ano de 2011, na sub-bacia do horto florestal Terra Dura

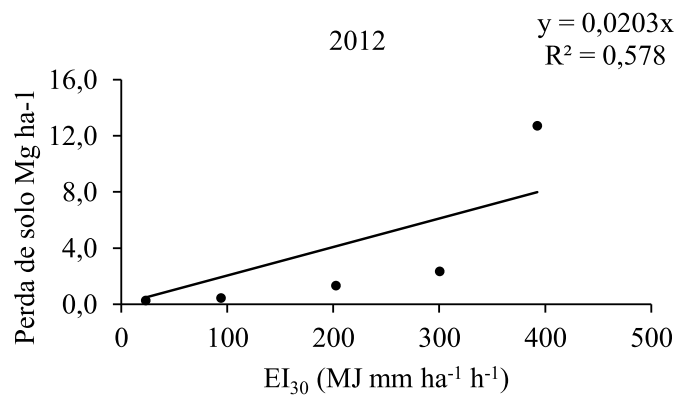


Gráfico 6 Regressão linear entre erosividade da chuva ( $EI_{30}$ ) e perdas de solo, sob chuva natural, no ano de 2012, na sub-bacia do horto florestal Terra Dura.

### 4.3 Fator C (Cobertura do solo)

Os valores do fator C obtidos para FE1, FE2 e FN foram de 0,059, 0,016 e 0,017, respectivamente. O fator C de FE2, floresta de eucalipto implantada em 2001, que se encontra em estágio mais avançado, foi bem próximo ao da FN, apresentando um valor ligeiramente superior, devido à boa cobertura do solo proporcionada pelo eucalipto. Bueno e Stein (2004) encontraram um valor para reflorestamento de 0,016, igual ao obtido para FE2 no presente estudo. Tomazoni e Guimarães (2005) e Sarcinelli et al. (2009) também encontraram valores próximo ao desse estudo para cobertura florestal e cobertura com eucalipto, de 0,01 e 0,037, respectivamente. Todavia, Martins et al. (2010) encontraram um valor superior para cobertura do solo com Eucalipto, correspondente a 0,30, para um período de 7 anos, e um valor de 0,02 para mata nativa, próximo ao obtido nesse estudo.

O valor superior do fator C de FE1, em relação a FE2, se deve à diferença de idade dos sistemas e também à diferença entre os híbridos implantados, sendo o dossel do híbrido *Eucalyptus saligna*, utilizado no plantio de FE1 mais fechado do que o dossel dos híbridos de *Eucalyptus urophylla*, *Eucalyptus maidenii* e *Eucalyptus globulus*, utilizados em FE2, proporcionando um menor crescimento do sub-bosque em FE1 e, conseqüentemente, menor proteção ao solo (OLIVEIRA, 2011).

### 4.4 Fator LS

O fator  $LS_{RUSLE}$  apresentou amplitude de 0,03 a 2,38, enquanto o fator  $LS_{RUSLE3D}$  apresentou uma amplitude muito maior, de 0,00 a 43,15 (Figura 6).

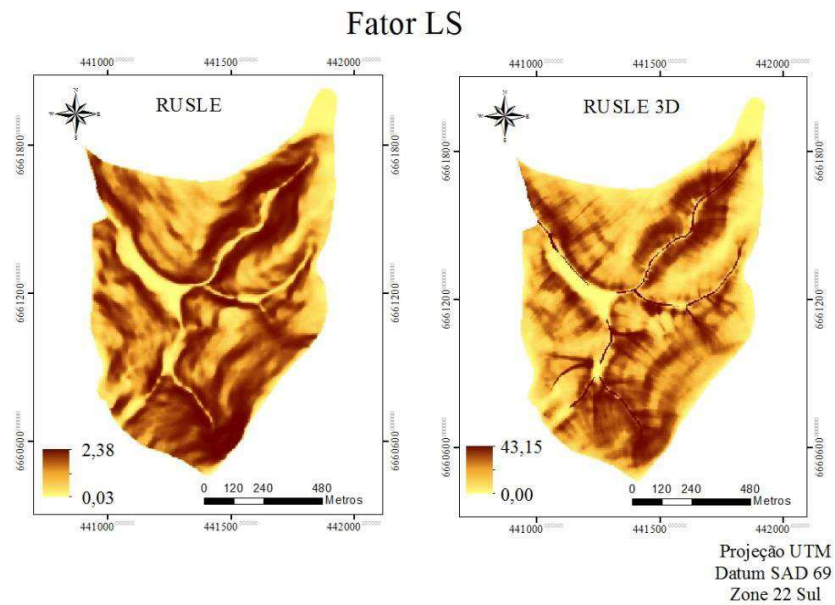


Figura 6 Mapa do fator LS obtido pelos métodos RUSLE e RUSLE3D, na sub-bacia do horto florestal Terra Dura

Pode-se verificar a grande diferença nos valores do fator LS calculados pelos dois modelos. Tal diferença está relacionada ao fator L considerado por cada modelo. Enquanto o  $LS_{RUSLE}$  adota um valor fixo para o comprimento de rampa, que corresponde a resolução do pixel (5 metros, no caso), o  $LS_{RUSLE3D}$  trabalha com a área de contribuição específica, utilizada como a representação do comprimento do fluxo da água à montante de uma dada célula. A área de contribuição de cada célula (pixel) do MDE é a sua própria área mais a área dos vizinhos à montante que possuam alguma fração drenada para o pixel em questão (OLIVEIRA, 2011). Dessa maneira, o  $LS_{RUSLE3D}$  assume valores de comprimento de rampa bem superiores ao  $LS_{RUSLE}$ .

O trabalho realizado por Rodriguez e Soares (2012) demonstra que o uso de GIS com a substituição do comprimento de rampa pela área de contribuição

específica nas equações para o computo do fator LS melhora a detecção da concentração de fluxo, e pode aumentar a precisão espacial de modelagem de erosão, embora as taxas de erosão também dependam de outros parâmetros que não foram analisados nesta pesquisa. Segundo os autores, o uso da área de contribuição ao invés do comprimento de rampa nas equações do fator LS permite estimar melhor a distribuição da erosão do solo, especialmente se tratando de bacias hidrográficas.

#### **4.5 Aplicação dos modelos USLE e WEPP na sub-bacia do horto florestal Terra Dura**

A espacialização das perdas de solo na sub-bacia do horto florestal Terra Dura, no período de 2007 a 2012, utilizando os modelos USLE, com fator  $LS_{RUSLE}$  e  $LS_{RUSLE3D}$ , e WEPP é apresentada na Figura 7.

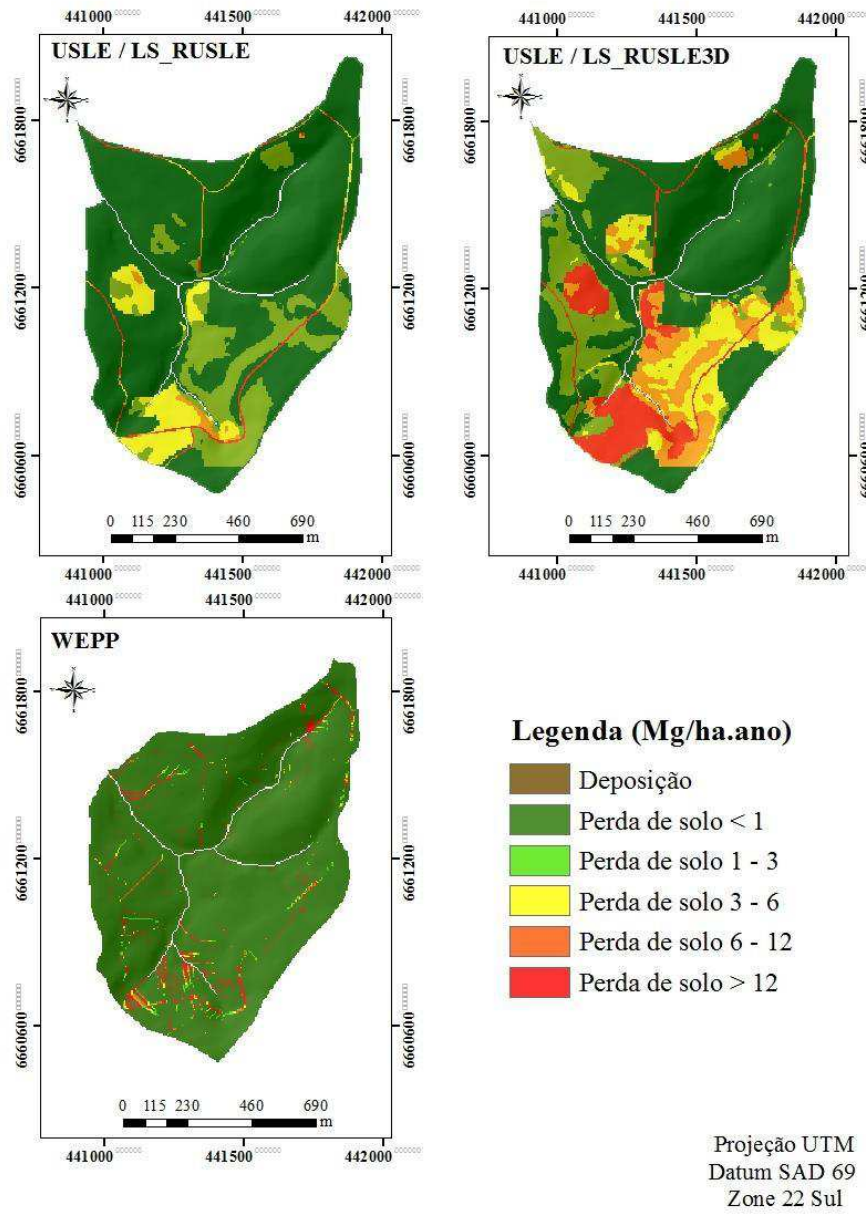


Figura 7 Espacialização das perdas de solo estimadas por cada modelo na sub-bacia do horto florestal Terra Dura



As perdas de solo médias anuais estimadas pelos modelos seguem a seguinte ordem: USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ) > USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) > WEPP (Tabela 8).

Tabela 8 Perdas de solo média estimadas por cada modelo e distribuição da área da sub-bacia (%) nas classes de erosão e deposição

Modelo	Perdas de solo ( $Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ )						Deposição
	Média	< 1	1 - 3	3 - 6	6 - 12	> 12	
	.....%.....						
$LS_{RUSLE}$	1,98	75,07	15,68	6,82	1,27	1,16	-
$LS_{RUSLE\ 3D}$	10	53,64	15,18	10,82	9,79	10,56	-
WEPP	1,42	93,16	0,94	0,53	0,62	1,67	3,08

O modelo WEPP estimou o menor valor de perda de solo média na sub-bacia (Tabela 8), resultado também obtido por Sparovek et al. (2000), comparando o desempenho da USLE, WEPP e  $^{137}Cs$  e por Amorim et al. (2010), avaliando o desempenho da USLE, RUSLE e WEPP.

Sparovek et al. (2000) sugerem que áreas de topografia complexa, com diversas classes e usos do solo, são condições favoráveis para estimativas de taxas de erosão mais elevadas utilizando a USLE em comparação com WEPP, resultado das condições experimentais nas quais USLE foi desenvolvida, a sua sensibilidade em relação aos fatores topográficos e de uso do solo, e da falta de previsão do processo de deposição.

A perda de solo média estimada pela USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ) foi muito superior às estimativas dos outros modelos (Tabela 8). Considerando que todos os fatores utilizados na equação, à exceção do fator LS, foram os mesmos utilizados na USLE ( $LS_{RUSLE}$ ), fica clara a elevada sensibilidade da USLE ao fator topográfico.

Enquanto o fator  $LS_{RUSLE}$  varia apenas em função da declividade, visto que o comprimento de rampa adotado para toda a sub-bacia assume um valor fixo, correspondente ao tamanho da célula do MDE (5 metros, no caso), o fator  $LS_{RUSLE3D}$  varia também em função do comprimento de rampa, que considera toda a área de contribuição à montante de cada célula, assumindo valores muito superiores a 5m e refletindo em estimativas de perdas de solo mais elevadas.

A USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ) estimou perdas de solo mais elevadas em 92% da área em comparação às estimativas do WEPP e em 93,1% da área em relação à USLE ( $LS_{RUSLE}$ ). A USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) estimou perdas de solo superiores em 96,4 % da área em relação ao WEPP.

Sparovek et al., (2000), comparando o desempenho da USLE, WEPP e  $^{137}Cs$ , encontrou valores de perda de solo mais elevados estimados pela USLE em 99,6% das áreas em comparação às estimativas do WEPP. Os mesmos autores verificaram que a maior diferença entre as estimativas de erosão pela USLE e pelo WEPP ocorre nas porções finais da encosta. No modelo WEPP, quando a carga de sedimentos é maior que a capacidade de transporte do escoamento, o modelo estima deposição. Os valores mais elevados obtidos com a USLE devem-se, além da maior sensibilidade ao fator topográfico e ao histórico do seu desenvolvimento, ao fato de não considerar o processo de deposição, atribuindo valores de perdas de solo para locais onde o modelo WEPP estima deposição.

Ranieri (2000) obteve valores médios de perdas de solo em uma bacia hidrográfica no município de Piracicaba-SP quase 3 vezes superiores com a USLE em relação ao WEPP e Sparovek et al., (2001) encontraram taxas de erosão médias estimadas pelo USLE cerca de 2,5 vezes maiores do que pelo WEPP, em uma área de 2.000 ha de cana-de-açúcar, diferenças bem superiores às observadas no presente trabalho, onde a USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) apresentou uma estimativa média mais próxima ao modelo WEPP. Amorim et al. (2010),

comparando o desempenho da USLE, RUSLE e WEPP em diferentes condições edafoclimáticas brasileiras, também obteve uma estimativa média com a RUSLE próximas à estimativas média obtidas pelo WEPP.

Analisando o percentual da área da sub-bacia dentro de cada classe, verifica-se que todos os modelos estimaram perdas menores que  $1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  para a maior parte da área da sub-bacia (Tabela 8). Apesar disso, as estimativas da média anual de perdas de solo foram superiores a  $1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  por todos os modelos. A presença de pontos apresentando altos valores de perdas de solo, como estradas e locais de relevo acidentado, elevam a média anual de perda de solo da sub-bacia do horto florestal Terra Dura. A partir dos mapas de perdas de solo gerados é possível identificar esses pontos, a fim de planejar/priorizar a adoção de práticas conservacionistas visando reduzir a erosão e suas consequências.

O modelo WEPP estimou deposição em 3,08% da área da sub-bacia (Tabela 8), resultado esse que difere de Oliveira (2011), que estimou deposição em 30% da sub-bacia do horto florestal Terra Dura trabalhando com a USLE ( $LS_{USPED}$ ).

Analisando os mapas de perdas de solo em conjunto com a Tabela 9 é possível perceber a presença de valores altos de perdas de solo no sistema SD, correspondente às estradas da sub-bacia. A USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) e a USLE ( $LS_{RUSLE_{3D}}$ ) apresentaram uma média bastante elevada nesse sistema, muito superior à média estimada pelo modelo WEPP. Amorim et al. (2010) obteve estimativas médias pela RUSLE duas vezes superiores às estimativas pelo WEPP em uma área de Latossolo Vermelho distrófico descoberto. Essa discrepância nas estimativas para SD, no presente estudo pode estar relacionado ao fato da USLE ter sido desenvolvida com base em terrenos agrícolas, e a erosão em estradas seguir outro padrão. O modelo WEPP também estimou valores elevados de perda de solo nesse sistema, no entanto, a média das perdas de solo não foi tão

discrepante em relação aos outros sistemas. Tal fato pode estar ligado à utilização de um componente de uso e manejo específico para esse tipo de uso do solo (estradas) disponível na base de dados do programa.

Tabela 9 Valores médios anuais de perdas de solo estimados pelos modelos, para os diferentes usos do solo na sub-bacia do horto florestal Terra Dura

Modelo	Perda de solo média (Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )			
	FE1	FE2	SD	FN
LS <sub>RUSLE</sub>	1,9	0,8	43,7	0,1
LS <sub>RUSLE3D</sub>	10,0	4,1	214,8	0,3
WEPP	1,6	0,7	14,9	0,6

Todos os modelos estimaram perdas médias na seguinte sequência: SD>FE1>FE2>FN (Tabela 9), evidenciando, conforme esperado, a maior propensão à erosão do solo exposto e a maior sustentabilidade, em relação à erosão hídrica, da floresta nativa – referencial de sistema em equilíbrio.

Os modelos WEPP e USLE (LS<sub>RUSLE</sub>) estimaram perdas médias bem próximas para áreas com florestas plantadas de eucalipto, FE1 e FE2 (Tabela 9).

As menores perdas médias estimadas para a FE2 em relação à FE1 por todos os modelos refletem o estágio mais avançado desse sistema, demonstrando a redução das perdas de solo com o avanço da idade, corroborando estudos realizados por Lima (1988), Martins et al., (2003), Martins et al. (2010) e Silva et al. (2011). Além da diferença de idade, observações de campo realizadas na área por Oliveira (2011) constataram que o dossel do híbrido *Eucalyptus saligna*, utilizado no plantio de FE1, mostrou-se mais fechado do que o dossel dos híbridos de *Eucalyptus urophylla*, *Eucalyptus maidenii* e *Eucalyptus globulus*, utilizados em FE2. Tal fator proporcionou um maior crescimento do sub-bosque em FE2 e, conseqüentemente, maior proteção ao solo.

A USLE estimou uma perda de solo média em FN inferior à estimativa feita pelo modelo WEPP (Tabela 9) devido à utilização de um fator K igual a 0 para os SVi, solos que estão situados em grande parte sob FN, anulando os demais fatores da equação.

Analisando a Tabela 10, é possível perceber que todos os modelos estimaram os maiores valores de perda de solo média para a classe dos CX e dos PVA.

Tabela 10 Valores médios anuais de perdas de solo estimadas pelos modelos, para cada classe de solo ocorrente na sub-bacia, e tolerância de perda de solo admitida por cada classe

	Perda de solo média (Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )						
	CX	PVA	SX	NV	PA	PV	SVi
LS <sub>RUSLE</sub>	8,0	5,3	2,8	1,3	1,2	0,4	0,0
LS <sub>RUSLE 3D</sub>	42,6	27,0	12,2	5,3	7,8	1,5	0,0
WEPP	1,6	1,7	0,0	1,1	0,2	1,1	0,7
<b>Tolerância*</b>	<b>8,8</b>	<b>7,8</b>	<b>4,8</b>	<b>13,5</b>	<b>6,2</b>	<b>6,4</b>	-

\*Extraído de Oliveira (2011)

Os CX geralmente apresentam problemas físicos, como pouca espessura e baixa capacidade de armazenamento de água, o que favorece o escoamento superficial, aumentando a susceptibilidade à erosão. Analisando a Tabela 11 pode-se perceber a ocorrência de CX em locais bastante acidentados, apresentando altos valores de perdas de solo, sendo a única classe presente em relevo classificado como montanhoso. Além disso, a presença de estradas nessa classe também contribui para elevar a média das perdas, pois, como já foi ressaltado, essas apresentam valores de perdas de solo extremamente altos.

Assim como os CX, os PVA também apresentam alta susceptibilidade à erosão devido à suas características físicas, e também ocorrem em locais

acidentados na sub-bacia, com 31,40 % da sua área ocorrendo na classe de relevo fortemente ondulado (Tabela 11). A presença de estradas nessa classe, assim como na classe dos CX, também contribui muito para o aumento da média de perdas de solo.

A classe dos SX apesar de apresentar o maior valor do fator K utilizado na USLE, não apresentou os maiores valores de perdas de solo nesse modelo, devido à influência do fator LS na equação, visto que a classe ocorre frequentemente em relevo mais suavizado. Weill e Sparovek (2008), estudando a sensibilidade dos fatores da USLE, encontraram resultados que mostraram uma menor influência do fator K (erodibilidade do solo) nas estimativas em relação ao fator topográfico.

Tanto a USLE ( $LS_{RUSLE}$ ), quanto a USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ) estimaram valores relativamente altos de perdas de solo para a classe dos SX, enquanto o modelo WEPP estimou uma perda mínima ( $0,002 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ). Tal fato pode estar atribuído à ocorrência de grande parte da classe no final das encostas e em relevos mais suavizados. Conforme previsto por Sparovek et. al. (2000), o modelo WEPP estima perdas de solo mais baixas nas porções finais da encosta em relação à USLE. Além disso, o baixo número de informações fornecidas ao modelo WEPP para essa classe de solo pode ter causado estimativas errôneas de perdas de solo.

Conforme salientado por Zhang (2005), o modelo WEPP não tem um fator comprimento de rampa e declividade como na USLE ou RUSLE. Em vez disso, a declividade e o comprimento de rampa estão profundamente integrados nos processos hidrológicos e de erosão do modelo (FLANAGAN; NEARING, 1995). Isto significa que o comprimento de rampa e a declividade não estão limitados a afetar os fatores L e S como na USLE, mas, em vez disso, afetam os cálculos de escoamento, de atrito, capacidade de transporte, e vários outros fatores, que eventualmente afetam a predição de erosão (COCHRANE, 1999).

Cabe ressaltar que a escassa base de dados locais utilizadas no componente solo do modelo WEPP para as classes de menor ocorrência, SX, NV, PA e SVi podem ter causado estimativas errôneas nos valores de perdas de solo para essas classes, já que vários trabalhos realizados no Brasil demonstram a sensibilidade do modelo à esse componente (Gonçalves et. al., 2008; Nunes e Cassol, 2008; Cecílio et. al., 2009; Franco et. al., 2012).

As menores estimativas de perdas de solo para a classe do PV realizadas pela USLE estão relacionadas com o baixo valor do fator K utilizado na equação. Com relação ao modelo WEPP, a elevada condutividade hidráulica obtida em campo para essa classe, em relação às classes CX e PVA, e a menor ocorrência em relevo fortemente ondulado, provavelmente contribuíram para uma estimativa de perda de solo mais baixa nessa classe, dada a sensibilidade do modelo a esse parâmetro (GONÇALVES, 2008; SHEN et al., 2009).

Os SVi apresentaram estimativas de perdas de  $0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  pela USLE devido à utilização do fator K igual a 0 para essa classe, anulando os demais fatores da equação.

Tabela 11 Distribuição das classes de solo ocorrentes na sub-bacia (%) dentro de cada classe de relevo

Classes de solo	Classes de relevo				
	Plano	Suave ondulado	Ondulado	Fortemente ondulado	Montanhoso
	..... % .....				
CX	1,29	2,18	49,79	45,95	0,8
PVA	0,53	1,84	66,24	31,4	0
NV	0,06	3,25	71,58	25,11	0
PV	5,22	11,05	63,24	20,49	0
PA	0,26	0,58	75,44	23,72	0
SX	4,36	30,43	48,86	16,35	0
SVi	7,64	47,31	24,57	20,48	0

Avaliando as tabelas 9 e 10 é possível perceber a similaridade entre os modelos na identificação dos tipos de uso e classes de solo que apresentam os maiores valores médios de perdas de solo, demonstrando a eficiência dos modelos em avaliar qualitativamente a ocorrência de erosão, identificando as áreas mais críticas, as quais devem ser priorizadas na adoção de práticas conservacionistas. No entanto, também fica evidente a dificuldade em se trabalhar com modelos que não estejam totalmente calibrados para condições locais para avaliar quantitativamente o processo erosivo, devido à grande diferença entre as estimativas realizadas pelos modelos, principalmente pela USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ).

Tal fato pode ser comprovado analisando a Figura 8 e Tabela 10. Adotando o modelo WEPP e o modelo USLE ( $LS_{RUSLE}$ ), as estimativas de perdas de solo médias estariam abaixo do limite de tolerância estabelecido para todas as classes de solo, indicando um manjo adequado do solo na sub-bacia do horto florestal de Terra-Dura. No entanto, os valores quantitativos da erosão estimados pela USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) são muito superiores aos valores estimados pelo WEPP, na maioria das classes de solo. E, adotando-se a USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ), todas as classes de solo, com exceção da classe dos PV e SVi, estariam acima do limite de tolerância estabelecido, indicando a necessidade da adoção de práticas conservacionistas.



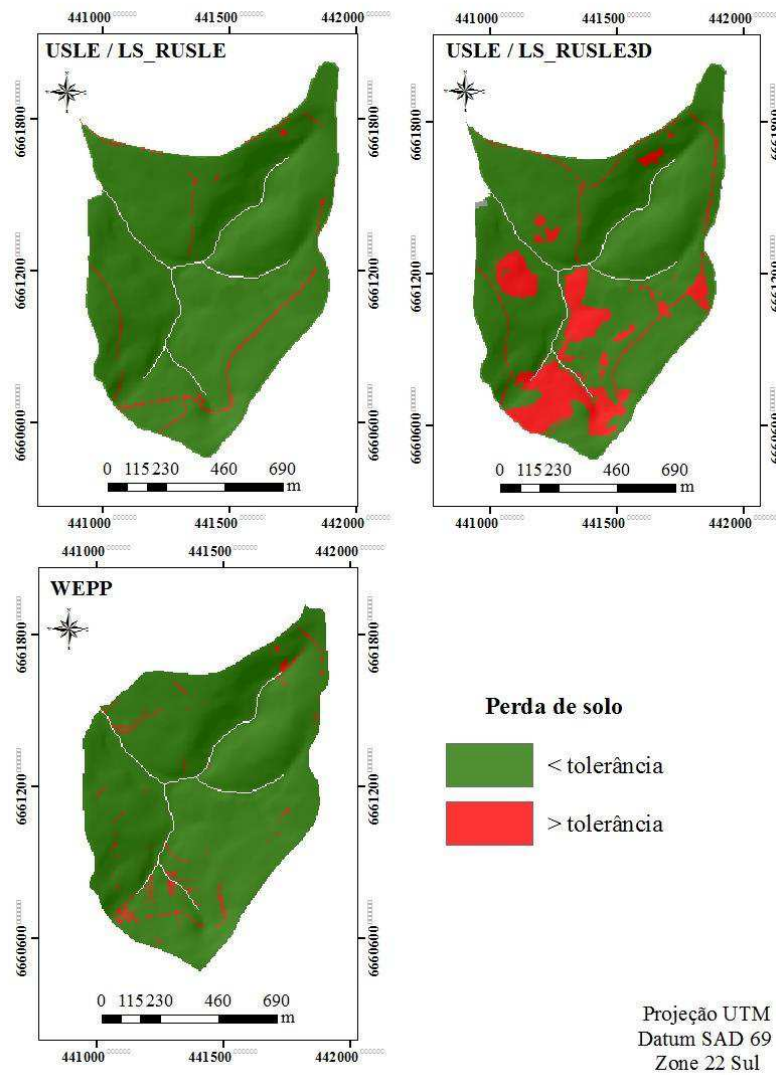


Figura 8 Perdas de solo em função da tolerância admitida para cada classe de solo na sub-bacia do horto florestal Terra Dura

A tolerância de perda de solo é a quantidade de solo que pode ser perdida por erosão, expressa em toneladas por unidade de superfície e por ano,

mantendo ainda o solo elevado nível de produtividade por longo período de tempo. Essa tolerância reflete a perda máxima de solo que se pode admitir, com um grau de conservação tal que mantenha uma produção econômica em futuro previsível com os meios técnicos atuais (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

As perdas de solo encontram-se acima da tolerância em 1,8%, 2,2% e em 16,6% da área da sub-bacia para os modelos USLE ( $LS_{RUSLE}$ ), WEPP e USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ), respectivamente.

Analisando o mapa de perdas em função da tolerância utilizando a USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) (Figura 8), pode-se perceber que as áreas que apresentam perdas acima da tolerância correspondem às estradas, que se apresentam com solo descoberto e com altos valores de perdas, onde devem ser adotadas medidas de controle da erosão. No entanto, cabe salientar que, como a USLE foi desenvolvida com base em um conjunto de dados experimentais de terrenos agrícolas (Wischmeier e Smith, 1978), a estimativa de perdas de solo em estradas pode não ser muito fiel à realidade. Toda a área da sub-bacia ocupada com plantios florestais apresentou perdas de solo abaixo da tolerância, indicando adequação do uso de solo.

Considerando as perdas estimadas utilizando a USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ), além das estradas (SD), 33,42% e 11,34% da área ocupada com FE1 e FE2, respectivamente, apresentou perdas de solo acima da tolerância admitida, demonstrando que as perdas de solo estão ocorrendo em uma velocidade maior que a taxa de pedogênese, sendo propícias à degradação (Figura 8). Analisando a Figura 8, é possível identificar quais os pontos ocupados com FE1 e FE2 na sub-bacia estão apresentando perdas acima da tolerância, devendo ser considerados prioritários na adoção de práticas conservacionistas.

A modelagem da erosão utilizando o WEPP aponta que somente 25,8 % da área ocupada por estradas (SD) apresenta perdas de solo acima da tolerância.

O modelo também identifica um percentual de 2,5% da área ocupada com FE1 e 1,5% da área ocupada com FE2 apresentando perdas de solo acima da tolerância admitida. É possível perceber na Figura 8, a presença de pontos apresentando perdas acima da tolerância, além das estradas, nas cabeceiras da rede drenagem da sub-bacia. Oliveira (2011) trabalhando com a USLE utilizando o fator  $LS_{USPED}$ , na mesma sub-bacia do presente estudo, também observou a necessidade do controle da erosão hídrica em cabeceiras de drenagem. Segundo a autora, as cabeceiras do curso de água são uma zona de convergência dos fluxos superficial e subterrâneo havendo, assim, uma interação sinérgica favorável ao processo de sulcamento na vertente.

#### **4.6 Comparação das perdas de solo estimadas pelos modelos com as perdas observadas em campo**

Considerando que as perdas observadas em campo, através da instalação de parcelas experimentais em cada uso do solo (Capítulo 2), refletem uma observação pontual do fenômeno da erosão, foram consideradas perdas médias estimadas pelos modelos no ponto de localização das parcelas na sub-bacia, com base nas coordenadas geográficas das mesmas, como meio de comparação com as perdas estimadas em campo (Tabela 12).

Tabela 12 Perdas de solo médias observadas em campo e estimadas pelos modelos no ponto de localização das parcelas em cada uso do solo na sub-bacia do horto florestal Terra Dura

Parcelas	Perdas de solo ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ )			
	FE1	FE2	SD	FN
USLE ( $\text{LS}_{\text{RUSLE}}$ )	0,40	0,17	13,59	0,02
USLE ( $\text{LS}_{\text{RUSLE 3D}}$ )	4,29	0,65	142	0,04
WEPP	0,34	0,28	2,77	0,27

Na tabela 13 encontram-se os erros de previsão de cada modelo para cada uso do solo, bem como o desvio médio absoluto das estimativas em relação às perdas observadas. Erros de previsão negativos indicam estimativas superiores às perdas observadas em campo.

Tabela 13 Erros de previsão e desvio médio absoluto de cada modelo em relação às perdas observadas em campo para os diferentes usos do solo na sub-bacia do horto florestal Terra Dura

Modelo	Erro de previsão				DMA
	..... $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .....				
	FE1	FE2	SD	FN	
USLE ( $\text{LS}_{\text{RUSLE}}$ )	0,41	-0,05	-1,44	0,05	0,48
USLE ( $\text{LS}_{\text{RUSLE 3D}}$ )	-3,48	-0,53	-129,85	0,02	33,57
WEPP	0,47	-0,16	9,38	-0,21	2,56

A USLE ( $\text{LS}_{\text{RUSLE}}$ ) apresentou o menor desvio médio absoluto e estimou os valores mais próximos aos observados em campo em todos os usos do solo, com estimativas muito próximas nos usos do solo com FE2 e FN (Tabela 13).

Cabe ressaltar que os fatores da USLE relacionados à erodibilidade do solo (K) e cobertura do solo (C) para a classe dos PV foram determinados com base nas perdas de solo observadas nas parcelas, tendendo à aproximação das estimativas com as perdas observadas. Além disso, ao contrário da USLE ( $LS_{RUSLE3D}$ ) e do WEPP, a USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) adota um comprimento de rampa fixo pra toda a bacia, de 5 metros no caso, refletindo melhor a parcela experimental instalada em campo, que também possui comprimento de rampa delimitado, mas com limitações de aplicação em escala de bacias hidrográficas, por não considerar todo o caminho percorrido pela enxurrada, o que influencia diretamente no potencial erosivo, tendo em vista que, quanto maior o comprimento de rampa, maior o volume de água e maior a energia cinética adquirida pela enxurrada.

Comparando perdas de solo de parcelas experimentais, em 20 locais diferentes, com as perdas obtidas pelo modelo USLE, RUSLE e WEPP, Tiwari et al. (2000), constatou uma maior eficiência, para valores médios anuais, do modelo USLE (0,82), seguido pela RUSLE (0,72) e WEPP (0,71), e também atribuiu o resultado ao fato de que o conjunto de dados foi tendencioso para a USLE e os parâmetros utilizados na USLE foram submetidos a maior refinamento.

O modelo WEPP também apresentou perdas próximas às observadas em campo nos usos do solo com FE1, FE2 e FN. No entanto, no uso SD o modelo subestimou bastante as perdas observadas, apresentando um desvio médio absoluto de  $2,56 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

Trabalhando com a USLE, RUSLE e WEPP, Ubierna et al. (2009) relataram uma subestimativa das perdas de solo médias pelo modelo WEPP em duas encostas de solo com 5% de cobertura, representadas como áreas de pousio, e uma estimativa próxima à observada em campo foi obtida pela RUSLE, nessas mesmas condições. Em contrapartida, o modelo WEPP apresentou o melhor

resultado, em relação à USLE e RUSLE, na encosta representada por uma cobertura vegetal perene e com baixos valores de perdas de solo.

Diversos autores constataram a tendência do modelo WEPP em subestimar a erosão em áreas com altas taxas de perdas de solo (TIWARI; RISSE; NEARING, 2000; CECÍLIO et al. 2009; SHEN et al., 2009; UBIERNA; MARTINEZ; IBARRA, 2009; AMORIM, et al., 2010). Além disso, no modelo WEPP, o uso do solo SD na sub-bacia está associado a um banco de dados de estradas florestais com buracos, “Outsloped, rutted”, referentes às estradas trafegadas e sem a presença de drenos laterais, escolhido conforme orientações de USDA (1999). Esse tipo de uso considera que o fluxo de água ocorre nos sulcos abertos pelas rodas dos veículos que trafegam na estrada. As estimativas de perdas de solo realizadas pelo WEPP utilizando o banco de dados específicos para estradas possivelmente contribuiu para uma baixa eficiência do modelo quando comparado com perdas observadas em parcelas experimentais descobertas, que possuem área delimitada, onde o escoamento superficial segue outro padrão.

O modelo WEPP estimou perdas de solo similares nos usos do solo com floresta plantada (FE1 e FE2) e floresta nativa (FN), provavelmente pela semelhança do banco de dados do componente manejo, refletindo a influência desse componente nas estimativas de perda de solo. Braida e Cassol (1999) determinaram relações da erosão em entressulcos com o tipo e com a quantidade de resíduo vegetal na superfície do solo e observaram que nas parcelas com cerca de 100% de cobertura, a erosão em entressulcos foi reduzida em 92% em relação ao solo descoberto.

Trabalhando com o modelo WEPP na região de Viçosa, MG, Gonçalves (2008) encontrou superestimativas de perdas de solo pelo modelo, em relação às perdas observadas, em todos os usos do solo avaliados, que se tornaram ainda mais evidentes quando o autor utilizou dados do componente solo obtidos pelo

modelo. Oliveira, F (2010) também encontrou superestimativas das perdas de solo pelo modelo WEPP, que se tornaram ainda mais discrepantes utilizando as equações propostas pelo modelo para determinar os parâmetros do componente solo. Esses resultados diferem do obtido no presente estudo para FE1 e SD, onde o modelo WEPP subestimou as perdas de solo, mesmo utilizando parâmetros do componente solo obtidos através da equação sugerida pelo modelo.

Aplicando o modelo RUSLE e WEPP em uma microbacia hidrográfica, Cecílio et al. (2009) concluíram que ambos os modelos estimaram bem a perda de solo ocorrida na bacia, sendo o valor estimado pela RUSLE mais próximo ao valor medido. Os autores aplicaram o modelo WEPP utilizando como condutividade hidráulica a taxa de infiltração estável (Tie) e o valor calculado pelo software. Utilizando a Tie o modelo subestimou as perdas de solo, assim como no presente estudo.

Considerando os usos de solo com FE1 e FE2, pode se observar que os modelos USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) e WEPP apresentaram estimativas próximas um do outro. Amorim et. al. (2010) avaliando o desempenho da USLE, RUSLE e WEPP em diferentes condições verificaram que não existem diferenças expressivas entre as estimativas obtidas, utilizando-se dos modelos RUSLE e WEPP, para as condições em que ocorrem menores perdas de solo experimentalmente, resultado também observado no presente trabalho.

A USLE ( $LS_{RUSLE\ 3D}$ ) apresentou o maior desvio médio absoluto, com estimativas médias de perda de solo superior às observadas em campo em todos os tratamentos, com exceção da FN.

Os pontos de localização das parcelas em campo apresentaram valores altos de fluxo acumulado, pois o modelo RUSLE 3D considera a área de contribuição à montante do ponto de localização das parcelas no cálculo do fator LS, contribuindo para as superestimativas das perdas de solo quando comparadas com às perdas obtidas nas parcelas. O fator  $LS_{RUSLE\ 3D}$  foi

desenvolvido a fim de relacionar os parâmetros de escoamento definidores da erosão e a morfologia do relevo, permitindo uma melhor estimativa em escala de bacias hidrográficas. As perdas de solo observadas em campo são obtidas com parcelas experimentais uniformes, e que possuem área delimitada, medindo as perdas de solos em um comprimento de rampa restrito, não levando em consideração todo o caminho que o escoamento superficial percorre, em escala de sub-bacias. Dessa forma, a comparação da USLE ( $LS_{RUSLE\ 3D}$ ) com parcelas experimentais delimitadas, bem como o histórico de desenvolvimento da equação (demais fatores calibrados em condições experimentais), contribuem para obtenção de superestimativas de perdas de solos utilizando esse modelo.

O resultado desse estudo difere dos resultados encontrados por Oliveira (2011), que aplicou a USLE com diferentes fatores topográficos na mesma sub-bacia em questão, e obteve melhores estimativas pela USLE ( $LS_{RUSLE\ 3D}$ ) em relação à USLE ( $LS_{RUSLE}$ ) e a USLE ( $LS_{USLE}$ ).

Avaliando o desempenho da USLE, RUSLE e WEPP em diferentes condições edafoclimáticas, Amorim et al. (2010) constataram maior eficiência do WEPP em 46% das condições simuladas, seguido pela RUSLE com 42% e USLE com 12%. Tiwari et al. (2000) encontrou melhores estimativas das perdas de solo médias anuais obtidas utilizando-se do WEPP em 40% dos locais estudados quando comparadas com as estimativas obtidas com a USLE. Os resultados obtidos por esses autores ressaltam que não existe um modelo mais apropriado que o outro, tendo em vista as peculiaridades de cada um.

No entanto, a escolha do modelo pode influenciar no resultado final, se tratando da avaliação quantitativa da erosão, como foi demonstrado no presente estudo, de modo que a escolha do modelo satisfatório para uma dada situação deve levar em consideração os dados disponíveis e as condições de cada local de estudo.



## 5 CONCLUSÕES

A sub-bacia do horto florestal Terra Dura apresentou uma erosividade média (fator R) de 4.183,4 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, classificado como baixo, com os maiores valores ocorrendo nos meses de abril, setembro e novembro. A erodibilidade (fator K) da principal classe de solo, PV, foi de 0,0029 Mg ha h ha<sup>-1</sup> MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup> e o fator C apresentou valores de 0,059, 0,016 e 0,017 para FE1, FE2 e FN, respectivamente.

O modelo USLE (LS<sub>RUSLE3D</sub>) estimou o maior valor de perda de solo média na sub-bacia do horto florestal terra dura, seguido dos modelos USLE (LS<sub>RUSLE</sub>) e WEPP.

Todos os modelos estimaram perdas de solo para os diferentes usos na seguinte ordem: SD>FE1>FE2>FN. Os modelos USLE (LS<sub>RUSLE</sub>) e WEPP estimaram valores de perda de solo média bem próximos para os sistemas com florestas plantadas de eucalipto (FE1 e FE2).

O modelo USLE (LS<sub>RUSLE</sub>) apresentou o menor desvio médio absoluto e estimou os valores mais próximos aos observados em campo em todos os usos do solo, seguido do modelo WEPP e da USLE (LS<sub>RUSLE3D</sub>).

O modelo WEPP subestimou a perda de solo média no sistema SD, em relação às perdas observadas em campo, enquanto a USLE (LS<sub>RUSLE</sub>) e a USLE (LS<sub>RUSLE3D</sub>) superestimaram as perdas nesse sistema.

Os modelos representam qualitativamente a erosão de maneira similar na sub-bacia do horto florestal Terra Dura, mas, apresentaram diferentes estimativas de perdas de solo, demonstrando que a escolha do modelo influencia no resultado final, devendo-se utilizar com cautela os modelos para quantificar das perdas de solo.

## REFERÊNCIAS

ALBERTS, E. E. et al. Soil component. In: FLANAGAN, D.C. & NEARING, M.A., eds. **Water Erosion Prediction Project - WEPP**. West Lafayette, USDA, 1995. p.1-47. (Report, 10).

ALMEIDA, C. O. S. **Erosividade das chuvas no Estado de Mato Grosso**. 2009. 83 p. Dissertação (Mestrado em Ciências agrárias) - Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2009.

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**, Jaboticabal, v. 30, n. 6, p. 1046-1049, nov./dez. 2010.

AVANZI, J. C. **Modelagem do escoamento superficial e erosão hídrica em uma microbacia hidrográfica na região dos Tabuleiros Costeiros**. 2005. 68 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

AVANZI, J. C. et al. Aggregate stability in soils cultivated with eucalyptus. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v.46, n.1, p.89-96, jan. 2011.

BATISTA, P. V. G. **Perdas de solo e água em florestas de eucalipto na sub-bacia de Terra Dura, município de Eldorado do Sul, RS**. 2014. 48 p. Trabalho de conclusão de curso - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2014.

BAZZANO, M. G. P.; ELTZ, F. L. F.; CASSOL, E. A. Erosividade e características hidrológicas das chuvas de Rio Grande (RS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 1, p. 235-244, jan./fev. 2010.

BERGAMASCHI, H. et al. **Boletins agrometeorológicos da estação experimental agrônômica da UFRGS - série histórica 1970 – 2012**. Disponível em:

[http://www.ufrgs.br/agronomia/joomla/files/EEA/Srie\\_Meteorologica\\_da\\_EEA-UFRGS.pdf](http://www.ufrgs.br/agronomia/joomla/files/EEA/Srie_Meteorologica_da_EEA-UFRGS.pdf). Acesso em: 15 jun. 2014.

BERTOL, I. et al. Erodibilidade de um Nitossolo Háptico alumínico determinada em condições de campo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 3, p. 541-549, maio/jun. 2007.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F.; BENATI JÚNIOR, R. **Equação de perdas de solo**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1975. 25 p. (Boletim Técnico, 21).

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8. ed. São Paulo: Editora Ícone, 2012. 355p.

BRAIDA, J. A.; CASSOL, E. A. Erodibilidade em sulcos e em entressulcos de um Podzólico Vermelho-Escuro francoarenoso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 20, p. 127-134, 1996.

BRAIDA, J. A.; CASSOL, E. A. Relações da erosão em entressulcos com o tipo e com a quantidade de resíduo vegetal na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 3, p. 699-709, jul./set. 1999.

BUENO, C. R. P. B.; STEIN, D. P. Potencial natural e antrópico de erosão na região de Brotas, Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 26, n. 1, p. 1-5, mar. 2004.

CANTALICE, J. R. B. et al. Hidráulica do escoamento e transporte de sedimentos em sulcos em solo franco-argilo-arenoso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 597-607, jul./ago. 2005.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM, ELETROBRÁS, 1994.

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

CASSOL, E. A. et al. Erosividade, padrões hidrológicos, período de retorno e probabilidade de ocorrência das chuvas em São Borja, RS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 1239-1251, mai./jun. 2008.

CECÍLIO, R. A. et al. Aplicação dos modelos RUSLE e WEPP para a estimativa da erosão hídrica em microbacia hidrográfica de Viçosa (MG). **Revista Verde**, Mossoró, v. 4, n. 2, p. 39-45, abr./jun. 2009.

CHAGAS, C. S. **Zoneamento agroecológico do município de Nioaque, estado do Mato Grosso do Sul**. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2007. 69 p. (Boletim de pesquisa e desenvolvimento).

CHAVES, H. M. L. Adaptação do modelo WEPP para as condições brasileiras. In: Pereira, V. P.; Ferreira, M. E.; Cruz, M. C. P. (Ed.). **Solos altamente susceptíveis à erosão**. Jaboticabal, FCVA-UNESP/SBCS, 1994. p. 213-221.

COCHRANE, T. A. **Methodologies for watershed modeling with GIS and DEMs for parameterization of the WEPP model**. 1999. 396 p. PhD Dissertation (Doctor of Philosophy) - Purdue University, West Lafayette, 1999.

DENARDIN, J. R. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 106 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)–Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 1990.

DURIGON, V. L. **Avaliação da cobertura e perdas de solo na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, em Paty do Alferes e Miguel Pereira-RJ, através de técnicas de sensoriamento remoto e SIG**. 2011. 134 f. Tese (Doutorado em Agronomia)- Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2011.

EDUARDO, E. N. et al. Erodibilidade, fatores cobertura e manejo e práticas conservacionistas em Argissolo Vermelho-Amarelo, sob condições de chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 3, p. 796-803, mai./jun. 2013.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE - ESRI. Inc. **ArcGIS Professional GIS for the desktop version 10.1**. Software. 2011.

FLANAGAN, D. C. et al. Overview of the WEPP erosion prediction model. In: FLANAGAN, D.C.; NEARING, M.A. (Ed.). **Water erosion prediction project – WEPP**, Technical Documentation. West Lafayette, USDAARS-NSERL, 1995 (NSERL Report, 10).

FRANCO, A. M. P. et al. Erodibilidade do solo em entressulcos determinada experimentalmente e por modelos matemáticos em um Argissolo Vermelho. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 18 n. 2, p. 175-187, 2012.

GALDINO, S.; WEILL, M. A. M. Estimativa do fator topográfico (LS) da RUSLE para a bacia do alto Taquari – MS/MT, utilizando algoritmo do ângulo de inclinação limite para erosão/deposição. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., 2011, Curitiba. **Anais...** Curitiba: INPE, 2011.

GIASSON, E.; CASSOL, E. A. Relações de erosão em sulcos com vazões aplicada e doses de resíduo de trigo incorporados a um Plintossolo franco-argilo arenoso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.20, n.1, p. 117-125, 1996.

GONÇALVES, F. A. **Validação do modelo WEPP na predição de erosão hídrica para condição edafoclimática da região de Viçosa- MG**. 2008. 116 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2008.

HERNANI, L. C. et al. Perdas por erosão e rendimentos de soja e de trigo em diferentes sistemas de preparo de um Latossolo Roxo de Dourados (MS).

**Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n.4, p. 667-676, out./dez. 1997.

HICKMANN, C. et al. Erosividade das chuvas em Uruguaiana, RS, determinada pelo índice do EI<sub>30</sub>, com base no período de 1963 a 1991. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 825-831, mar./abr. 2008.

HUTCHINSON, M. F. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 106, n. 3/4, p. 211-232, apr. 1989.

LANE, L. J. et al. Development and application of modern soil erosion prediction technology - The USDA experience. **Australian Journal of Soil Research**, v. 30, n. 6, p. 893-912, 1992.

LIMA, W. P. Escoamento superficial, perdas de solo e de nutriente em microparcelas reflorestadas com eucalipto em solos arenosos no município de São Simão, SP. **Instituto de Pesquisas Florestais**, Piracicaba, v. 38, n. 1, p. 5-16, abr. 1988.

MARIA, I. C. de. Cálculo da erosividade da chuva. In: INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS. **Manual de programas de processamento de dados de campo e de laboratório para fins de experimentação em conservação do solo**. Campinas: IAC/SCS, 1994. Não paginado.

MARIA, I. C.; CHAVES, M. O.; DECHEN, S. C. F. Comparação dos resultados do modelo WEPP com os obtidos em condições de chuva natural, durante sete anos, em um latossolo vermelho distroférico típico em Campinas, SP. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSÃO, 7., 2001, Goiânia. **Anais...** Goiânia: ABGE, 2001.

MARQUES, J. J. G. S. M. et al. Índices de erosividade da chuva, perdas de solo e fator erodibilidade para dois solos da região dos cerrados - primeira aproximação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n. 3, p. 427-434, maio/jun. 1997.

MARTINS, S. G. et al. Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na Região de Aracruz (ES). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 395-403, maio 2003.

MARTINS, S. G. et al. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 87, p. 517-526, set. 2010.

MARTINS, S. G. et al. Erodibilidade do solo nos Tabuleiros Costeiros. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 41, n. 3, p. 322-327, jul./set. 2011.

MAZURANA, J. et al. Erosividade, padrões hidrológicos e período de retorno das chuvas de Santa Rosa, RS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.13, p. 975-983, 2009.

MCCOOL, D. K. et al. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, Saint Joseph, v.30, n.5, p.1387-1396, Sept./Oct. 1987.

MCCOOL, D. K. et al. Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, Saint Joseph, v.32, n.5, p.1571-1576, Sept./Oct. 1989.

MENEZES, M. D. **Levantamento pedológico de hortos florestais e mapeamento digital de atributos físicos do solo para estudos hidrológicos**. 2011. 225 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

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

MITASOVA, H. et al. **Using Soil Erosion Modeling for Improved Conservation Planning: A GIS-based Tutorial**. GMSLab and USA CERL, 2001. Disponível em: <http://www4.ncsu.edu/~hmitaso/gmslab/reports/CerlErosionTutorial/denix/default.htm>. Acesso em: 10 out. 2014.

NICKS, A. D.; LANE, L. J.; GANDER, G. A. Weather generation. IN: USDA. **Water erosion prediction project – WEPP**. West Laffayette: USDA-ARS-MWA-SWCS, 1995. Cap. 2, p. 2.1-2.20. (Technical documentation, NSERL Report,10).

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, n. spe, p. 2839-2845, out./dez. 2008.

NUNES, J. A. S. et al. Velocidade de infiltração pelo método do infiltrômetro de anéis concêntricos em Latossolo Vermelho de Cerrado. **ENCICLOPÉDIA BIOSFERA**, Goiânia, v. 8, n. 15, p. 1685-1692, 2012.

OLIVEIRA, A. H. **Erosão hídrica em florestas de eucalipto na região sudeste do Rio Grande do Sul**. 2008. 53 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

OLIVEIRA, A. H. **Erosão hídrica e seus componentes na sub-bacia hidrográfica do Horto Florestal Terra Dura, Eldorado do Sul (RS)**. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2011, 181f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

OLIVEIRA, A. H. et al. Consistência hidrológica de modelos digitais de elevação (MDE) para definição da rede de drenagem na sub-bacia do Horto Florestal Terra Dura, Eldorado do Sul, RS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 4, p. 1259-1267, 2012.

OLIVEIRA, F. P. **Modelagem do escoamento superficial e da erosão hídrica em bacia rural em Arvorezinha, RS, utilizando o WEPP**. 2010. 151f. Tese



(Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

OLIVEIRA, J. P. B. **Potencial impacto das mudanças climáticas nas perdas de solo e água na microbacia do Córrego Jaqueira, Alegre-ES.** 2010. 61f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2010.

PAIVA, F. M. L. Aplicação do modelo wepp em parcelas e microbacias no Semi-Árido Nordestino. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 18., 2006, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABRH, 2006.

RANIERI, S. B. L. **Estimativa da erosão do solo em uma bacia hidrográfica no município de Piracicaba (SP), utilizando os modelos USLE e WEPP.** 2000. 95 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

REICHARD, K.; TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações.** Barueri, SP: Manole, 2004. 478p.

RENARD, K. G. et al. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE).** Washington: U.S. Department of Agriculture, 1997. 384p. (AgricultureHandbook, 703).

REYNOLDS, W. D.; VIEIRA, S. R.; TOPP, G. C. An assessment of the single-head analyses for the constant head well permeameter. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 72, n. 4, p. 489-501, nov. 1992.

RODRIGUEZ, J. L. G.; SUAREZ, M. C. G. Methodology for estimating the topographic factor LS of RUSLE3D and USPED using GIS. **Geomorfology**, Amsterdam, v. 175, p. 98-106, 2012.

ROOSE, E. I. Application of the universal soil loss equation of Wischmeier and Smith in West Africa. In: GREENLAND, D. J.; LAL, R. **Soil conservation and management in the humid tropics**. Chichester: J. Wiley and Sons, 1977. p. 177-187.

RUFINO, R. L. Avaliação do potencial erosivo da chuva para o Estado do Paraná: segunda aproximação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 10, n. 3, p. 279-281, set./dez. 1986.

SALES, L. E. O. et al. Estimativa da velocidade de infiltração básica do solo. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v. 34, n. 11, p. 2091-2095, nov. 1999.

SANTOS, C. N. **El Niño, La Niña e a Erosividade das Chuvas no Estado do Rio Grande do Sul**. 2008. 138f. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) – Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2008.

SARCINELLI, O.; MARQUES, J. F.; ROMEIRO, A. R. Custos e benefícios da adoção de práticas e medidas para conservação do solo agrícola: um estudo de caso na microbacia hidrográfica do córrego Oriçanguinha. **Informações Econômicas**, SP, v. 39, n. 4, abr. 2009.

SCHICK, J. et al. Erosividade das chuvas de Lages, Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 38, p. 1890-1905, 2014.

SHEN, Z. Y. et al. A comparison of WEPP and SWAT for modeling soil erosion of the Zhangjiachong Watershed in the Three Gorges Reservoir Area. **Agricultural Water Management**, v. 96, n. 10, p. 1435-1432, oct. 2009.

SILVA, A. M. et al. Erosividade da chuva e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo na região de Lavras, sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 6, p. 1811-1820, nov./dez. 2009.

SILVA, J. R. C. **Erodibilidade dos solos do Ceará: distribuição espacial e avaliação de métodos para sua determinação (1ª aproximação)**. 1994. 60 p.

Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1994.

SILVA, M. A. **Modelagem espacial da erosão hídrica no vale do Rio Doce, região centro-leste do estado de Minas Gerais**. 2009. 116 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

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, M. L. N. et al. Avaliação de métodos indiretos de determinação da erodibilidade de latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 35, n. 6, p. 1207-1220, jun. 2000.

SILVA, P. M. O. **Modelagem do escoamento superficial e da erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela, Alto Rio Grande, MG**. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2006. 155 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

SPAROVEK, G. et al. Comparison of three water erosion prediction methods (137Cs, WEPP, USLE) in south-east brazilian sugarcane production. **Tropenlandwirt**, Witzenhausen, v. 101, p. 107-118, 2000.

SPAROVEK, G. et al. Application of a database interface (EDI) for erosion prediction in Brazil. **Revista Brasileira Agrocomputação**, Ponta Grossa, v. 1, n. 1, p. 5–12, jun. 2001.

SUZUKI, L. E. A. S. **Qualidade físico-hídrica de um Argissolo sob floresta e pastagem no sul do Brasil**. 2008. 136 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.

TIWARI, A. K.; RISSE, L. M.; NEARING, M. A. Evaluation of WEPP and its comparison with USLE and RUSLE. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 43, n. 5, p. 1129-1135, 2000.

TOMAZONI, J. C.; GUIMARÃES, E. A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na bacia do Rio Jirau. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, v. 3, n. 57, p. 235-244, dez. 2005.

UBIERNA, S. G.; MARTINEZ, M. A. C.; IBARRA, J. M. N. **USLE, RUSLE and WEPP models used in mining restored hill slopes**. Universidad de Murcia, 2009. Disponível em: <http://congresos.um.es/icod/icod2009/paper/viewFile/4691/4381>. Acesso em: 20 dez. 2014.

UNITED STATE DEPARTMENT OF AGRICULTURAL – USDA. **Water erosion prediction project – WEPP**. West Laffayette, 1995. Paginação irregular. (Technical documentation, NSERL, Report n. 10).

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE - USDA. 1999. **WEPP:ROAD**, WEPP Interface for Predicting Forest Road Runoff, Erosion and Sediment Delivery. (Technical Documentation). Disponível em: <http://forest.moscowfsl.wsu.edu/fswcpp/docs/wepproaddoc.html>. Acesso em: 07 dez. 2014.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. 2000. **Disturbed WEPP**, WEPP Interface for Disturbed Forest and Range Runoff, Erosion and Sediment Delivery. (Technical Documentation). Disponível em: <http://forest.moscowfsl.wsu.edu/fswcpp/docs/distweppdoc.html>. Acesso em 07 dez. 2014.

WEILL, M. DE A. M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP): I - Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 801–814, mar./abr. 2008.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Rainfall energy and its relationship to soil loss. **Transactions American Geophysical Union**, Washington, v. 39, n. 52, p. 285-291, 1958.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the rocky mountains**. Washington: USDA, 1965.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to consevation planning**. Washington: USDA, 1978. 58 p. (Agriculture handbook, n. 537).

YUKSEL, A. et al. Application of GeoWEPP for Determining Sediment Yield and Runoff in the Orcan Creek Watershed in Kahramanmaras, Turkey. **Sensors**, v. 8, n. 2, p. 1222-1236, 2008.

ZHANG X. J. **Effects of Dem Resolution on The Wepp Runoff and Erosion Predictions: A Case Study of Forest Areas in Northern Idaho**. 2005. 115 f. Thesis (Doctor of Philosophy) - University of Idaho, Moscow, 2005.