

## Comissão 3.3 - Manejo e conservação do solo e da água

# EROSÃO HÍDRICA PÓS-PLANTIO EM FLORESTAS DE EUCALIPTO NA BACIA DO RIO PARANÁ, NO LESTE DO MATO GROSSO DO SUL<sup>(1)</sup>

Bernardo Moreira Cândido<sup>(2)</sup>, Marx Leandro Naves Silva<sup>(3)</sup>, Nilton Curi<sup>(3)</sup> & Pedro Velloso Gomes Batista<sup>(4)</sup>

### RESUMO

Nas regiões tropicais, o desgaste provocado no solo por ação das águas da chuva, ou seja, a erosão hídrica é a mais importante forma de degradação do solo. Visto que os plantios florestais de eucalipto estão inseridos em ecossistemas sensíveis às perturbações antrópicas em razão de ocorrência de plantações em solos com baixos teores de argila, com baixa fertilidade natural e grande parte das plantações estabelecidas em antigas áreas agrícolas e de pastagens degradadas, surge a necessidade do entendimento dos processos que regem a erosão hídrica e suas relações com as perdas de solo e água nos sistemas florestais. Objetivaram-se com este trabalho calcular os valores de erosividade da chuva (fator  $R - EI_{30}$ ), estimar a tolerância de perda de solo (T) para as classes representativas nas áreas de estudo, avaliar as perdas de solo e água por erosão hídrica e verificar a influência, por meio de análise de componentes principais (ACP), de atributos físicos e matéria orgânica do solo sobre a erosão hídrica em florestas de eucalipto no estágio de pós-plantio. Os tratamentos constituíram de diferentes sistemas de manejo dos resíduos e da disposição de plantio (nível e desnível), em dois biomas distintos, Cerrado e Floresta, e solo descoberto. Os solos foram classificados como Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-alta fase floresta (LVd1) e Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-baixa fase cerrado (LVd2). O estudo foi realizado em áreas experimentais de plantio de eucalipto localizadas no município de Três Lagoas, na bacia do Rio Paraná, no leste do Mato Grosso do Sul. O índice de erosividade anual obtido foi de  $6.792,7 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Os valores de T variaram de 9,0 a  $11,0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , para o LVd2 e LVd1, respectivamente. As perdas de solo apresentaram valores em torno de 0 a  $0,505 \text{ Mg ha}^{-1}$  no LVd1 e de 0 a  $0,853 \text{ Mg ha}^{-1}$ , no LVd2. A ACP evidenciou-se eficiente na discriminação dos sistemas de manejo em razão da interação entre os atributos físicos e matéria orgânica do solo e

---

<sup>(1)</sup> Recebido para publicação em 7 de fevereiro de 2014 e aprovado em 9 de julho de 2014.

<sup>(2)</sup> Doutorando, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras - PPGCS/UFLA. Caixa Postal 37. CEP 37200-000 Lavras (MG). Bolsista do CNPq. E-mail: bernardocandido@gmail.com

<sup>(3)</sup> Professor, Departamento de Ciência do Solo, UFLA. Bolsistas do CNPq e FAPEMIG. E-mail: marx@dcs.ufla.br, nilteuri@dcs.ufla.br

<sup>(4)</sup> Mestrando, DCS/UFLA. PPGCS. Bolsista da FAPEMIG. E-mail: pedro\_vgb@hotmail.com

suas relações com a erosão hídrica, possibilitando visualizar de forma clara a influência do manejo sobre esses atributos e a relação de ambos com as perdas de solo e água.

**Termos de indexação:** erosividade, tolerância de perda de solo, USLE/RUSLE, eucalipto, análise de componentes principais.

**SUMMARY: WATER EROSION POST-PLANTING IN EUCALYPTUS FORESTS IN THE PARANA RIVER BASIN, EASTERN MATO GROSSO DO SUL, BRAZIL**

*In tropical regions, the damage caused to soil by rainwater, i.e., soil erosion, is the most significant form of soil degradation. In Brazil, eucalyptus plantations are mainly located in ecosystems sensitive to anthropogenic disturbances for reasons such as the occurrence of plantations in soils with low clay contents, soils with low natural fertility, and most plantations being established on areas previously occupied by agriculture or by degraded pastures. Thus, the need arises for understanding the processes that control water erosion and their relationship to soil and water losses in forest systems. The aim of this study was to calculate the values of rainfall erosivity ( $R$  factor -  $EI_{30}$ ), to estimate tolerance to soil loss ( $T$ ) for the representative soil classes in the areas under study, to evaluate soil and water losses by water erosion, and, through the use of principal component analysis (PCA), to verify the influence of soil physical attributes and soil organic matter (SOM) on water erosion in the post-planting stage, with minimum tillage. Treatments consisted of different systems of waste management and planting arrangements (contour and downslope) in two distinct biomes, cerrado (tropical savanna) and forest, and bare soil. The soils were classified as Latossolo Vermelho distrófico típico (Oxisol), upper-middle texture in forest phase (LVd1), and Latossolo Vermelho distrófico típico (Oxisol), medium-low texture in cerrado phase (LVd2). The study was conducted in experimental areas of eucalyptus plantations located in Três Lagoas, in the Parana River basin, eastern Mato Grosso do Sul, Brazil. The annual erosivity index obtained was  $6,792.7 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ . The  $T$  values ranged from  $9.0$  to  $11.0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  for LVd2 and LVd1, respectively. Soil losses for eucalyptus plantation were well below the tolerance limits for the soil classes studied, at  $0$  to  $0.505 \text{ Mg ha}^{-1}$  in LVd1, and  $0$  to  $0.853 \text{ Mg ha}^{-1}$  in LVd2. Among the forest systems, eucalyptus under contour planting with maintenance of the residue was closest to native vegetation in relation to soil and water losses. The PCA proved to be effective in discriminating management systems based on the interaction between physical properties and soil organic matter and their relationship to water erosion, enabling clear visualization of the influence of soil management systems on these properties and their relationship to soil and water losses.*

*Index terms:* erosivity, tolerance to soil loss, USLE/RUSLE, eucalyptus, principal component analysis.

## INTRODUÇÃO

A erosão dos solos é considerada um dos maiores problemas ambientais em todo o mundo, influenciando tanto nos solos agrícolas quanto nos florestais (Hu & Flanagan, 2013). Na Europa, aproximadamente um terço dos países apresenta mais de 20 % da área agricultável influenciada, moderada ou severamente, pela erosão hídrica (OECD, 2008). Essa mesma porcentagem de degradação foi encontrada pela FAO (2008), em relação aos solos em nível global. De acordo com Pimentel et al. (1995), as taxas de erosão são mais altas na Ásia, África e América do Sul, apresentando média de 30 a  $40 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , taxas que estão bem acima da taxa média de formação do solo, que é de aproximadamente  $1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (taxa de conversão do material de origem em horizontes A, E e B do solo).

Nas regiões tropicais, o desgaste provocado no solo por ação das águas da chuva, ou seja, a erosão hídrica, é praticamente a única forma séria de erosão. Dessa forma, a cobertura do solo e o sistema de manejo tornam-se importantes fatores que influenciam a intensidade do escoamento superficial e a erosão hídrica nos sistemas florestais.

As tecnologias de conservação de solo e água já existem há muito tempo como forma de combater os efeitos negativos das perdas de solo em razão da erosão hídrica. Os objetivos dessas tecnologias são reduzir tanto as perdas de solo e água no local quanto as consequências fora da região de erosão, como assoreamento dos cursos d'água, deterioração da qualidade da água e inundações. Pesquisas também têm demonstrado o papel dessas técnicas na conservação de várias funções do ecossistema do solo e nos ciclos biogeoquímicos, incluindo o sequestro de

carbono (C) (Conley, 2000). A erosão hídrica é responsável, no mundo todo, pela liberação de aproximadamente 1 Gt (Gigatonelada) de C por ano na atmosfera (Lal et al., 2004). Dessa forma, considerando que o papel dessas técnicas na redução da perda de solo é amplamente reconhecido pela eficácia no controle da erosão, há necessidade de integrar essas tecnologias conservacionistas efetivamente nos sistemas de manejo dos solos em florestas plantadas, objetivando a sustentabilidade.

Essa integração é essencial nos sistemas florestais, onde grande parte dos impactos é decorrente de operações de manejo adotadas, em sua maioria, atribuídas às operações de preparo do solo, aos tratamentos culturais, à colheita mecanizada da madeira e à construção e manutenção de estradas florestais. Tem-se também como agravante o fato de os plantios florestais estarem inseridos em ecossistemas sensíveis às perturbações antrópicas em razão de ocorrência de plantações em relevo acidentado, solos com baixa fertilidade natural e grande parte das plantações estabelecidas em antigas áreas agrícolas e de pastagens degradadas.

Esse é o histórico dos solos sob plantios de eucalipto no Mato Grosso do Sul, especificamente a região leste do Estado, onde o setor florestal merece destaque, pois concentra grande parte das plantações de eucalipto no Brasil (11,5 %), com uma área plantada correspondente a 587,310 ha, sendo o quarto maior Estado produtor de eucalipto do país (ABRAF, 2013).

Dessa forma, o entendimento dos processos que regem a erosão hídrica e suas relações com as perdas de solo e água em sistemas florestais é de suma importância na identificação e escolha de medidas apropriadas, visando um planejamento conservacionista e, conseqüentemente, uma produtividade sustentável.

Os objetivos deste trabalho foram calcular os valores de erosividade da chuva (fator R -  $EI_{30}$ ), estimar a tolerância de perda de solo para as classes de solos representativas das áreas de estudo, avaliar as perdas de solo e água por erosão hídrica e verificar a influência de atributos físicos e matéria orgânica do solo sobre a erosão, em florestas de eucalipto no estágio de pós-plantio, conduzido no sistema de cultivo mínimo.

## MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado em solos sob plantios de eucalipto em duas sub-bacias hidrográficas, denominadas nos hortos florestais Matão e Barra do Moeda, pertencentes à bacia hidrográfica do Rio Paraná, localizada no município de Três Lagoas, MS, nas coordenadas 20° 45' S e 51° 40' W. O clima nas regiões é o Aw de acordo com a classificação de Köppen, caracterizado como clima tropical quente e úmido. A temperatura média é de 26 °C. Possui estação chuvosa

no verão e seca no inverno. A precipitação pluvial total anual varia entre 900 e 1.400 mm; e a altitude média, entre 350 e 400 m. A vegetação predominante pertence aos biomas de Cerrado, na cota mais alta, e Floresta Nativa, na cota mais baixa, na calha do Rio Paraná. Os solos dominantes nas regiões de estudo foram classificados como Latossolo Vermelho distrófico típico, textura média-alta, fase floresta (LVd1) e Latossolo Vermelho distrófico típico, textura média-baixa, fase cerrado (LVd2).

Os sistemas adotados no LVd1 constituíram de solo descoberto (SD), plantio em nível sem resíduo (ES), plantio em nível com resíduo (EC) e floresta nativa (FN), sendo as declividades 3; 3; 4; e 3 %, respectivamente. No LVd2, os sistemas foram: solo descoberto (SD), plantio em nível sem resíduo (ES), plantio em nível com resíduo (EC), plantio em desnível (ED) e cerrado nativo (CN), sendo as declividades 3; 2; 3; 5; e 4 %, respectivamente. As parcelas para avaliação das perdas de solo e água foram instaladas no campo, com dimensões de 4 × 24 m para os tratamentos com solo descoberto, vegetação nativa e eucalipto sem resíduo/desnível; e 14 × 24 m, para os sob eucalipto com resíduo.

Essas parcelas foram contornadas com chapas galvanizadas de 40 cm de altura, enterradas a uma profundidade de 20 cm. O comprimento da parcela acompanha o sentido do declive do terreno. Na parte inferior das parcelas, foram colocadas calhas coletoras, acopladas a canos de PVC de 3 pol para conduzir a enxurrada até os tanques coletores. O sistema coletor era composto de um tanque de sedimentação com capacidade de 500 L e um de coletor de água e sedimentos com capacidade para 250 L. Entre o tanque de sedimentação e o de coletor havia um sistema divisor do tipo Geib com 15 janelas para que, depois do enchimento do tanque de sedimentação, apenas 1/15 da enxurrada fosse conduzido para o tanque coletor.

Adicionalmente, foi calculada a tolerância de perda de solo (T), que é definida como a quantidade de solo que pode ser perdida sem que, em longo prazo, haja declínio na produtividade. O valor T foi determinado para cada classe de solo predominante nas regiões avaliadas.

A tolerância de perda de solo foi obtida utilizando o método proposto por Bertol & Almeida (2000):

$$T = h r_a m p d 1.000^{-1}$$

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

Para os solos com teor de matéria orgânica maior que  $50 \text{ g kg}^{-1}$  na camada de 0-20 cm, entre  $50$  e  $25 \text{ g kg}^{-1}$  e menor do que  $25 \text{ g kg}^{-1}$ , adotaram-se os valores 1,00; 0,85; e 0,70 para a variável m.

Para uma permeabilidade classificada como rápida, moderada e lenta, utilizaram-se os valores 1,00; 0,85; e 0,70 para o fator p, respectivamente. O valor 1,00 para o grau máximo de permeabilidade (rápida ou maior) dos solos foi adotado, considerando que solos com maior permeabilidade resultam em maior valor T, com base no fato de serem tais solos, em geral, mais profundos e mais bem estruturados do que os demais. Os demais valores (0,85 e 0,70) foram arbitrados, com o objetivo de diferenciar os níveis de tolerância de perda por erosão hídrica para solos com distintos graus de permeabilidade (Bertol & Almeida, 2000).

As coletas para determinação das perdas de solo e água foram realizadas a cada evento de chuva considerada erosiva, no período compreendido entre janeiro de 2012 e março de 2013. Os dados de perdas de solo e água foram agrupados por trimestres, sendo o ano de 2012 dividido em T1, T2, T3 e T4; e 2013, apenas T1.

A fim de quantificar as perdas de solo e água, amostras de enxurrada e sedimentos foram retiradas dos tanques de coleta, segundo método descrito por Cogo (1978). Depois de agitar as amostras, foram retiradas três alíquotas de volume predeterminado, as quais foram transferidas para o laboratório e submetidas à decantação. O material decantado foi seco em estufa a  $105 \text{ }^\circ\text{C}$ . Os cálculos das perdas de solo foram efetuados em termos de  $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ; e das perdas de água, em mm.

No Brasil, são chuvas erosivas as que registram mais de 10 mm, 6 mm em 15 min, ou energia cinética maior que 3,6 MJ. Para o estudo da erosividade da chuva, foram utilizados dados pluviográficos obtidos de estação climatológica automatizada, localizada no município de Três Lagoas, que gerou dados com intervalos de 5 min. A partir das precipitações, foram calculadas as energias cinéticas totais das chuvas erosivas para cada evento. Para o cálculo da energia cinética ( $E_c$ ), utilizou-se a equação proposta por Wischmeier & Smith (1958):

$$E_c = 0,0119 + 0,0873 \log I$$

em que  $E_c$  é a energia cinética ( $\text{MJ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ ); e I, a intensidade média da chuva ( $\text{mm h}^{-1}$ ).

O índice de erosividade  $EI_{30}$  ( $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) de cada chuva individual erosiva foi calculado, multiplicando a energia cinética pela sua intensidade máxima em 30 min ( $\text{mm h}^{-1}$ ). O  $EI_{30}$  mensal foi calculado pelo somatório dos valores desse índice para todas as chuvas individuais erosivas que ocorreram em cada mês do ano (Wischmeier & Smith, 1958).

Em amostras com estrutura indeformada coletadas com amostrador de Uhland em cilindros com

volume médio de  $0,3135 \text{ dm}^3$ , na profundidade de 5-15 cm, foram determinados: densidade do solo (Blake & Hartge, 1986), volume total de poros (Danielson & Sutherland, 1986), macro e microporosidade (Embrapa, 2011). Amostras com estrutura deformada foram coletadas na profundidade de 0-20 cm, em três repetições, sendo secas ao ar e passadas na peneira de 2 mm (terra fina) para o cálculo do índice de flocculação (IF), de acordo com Embrapa (2011). Os teores de C orgânico foram determinados por oxidação, segundo Embrapa (2011); já o teor da matéria orgânica do solo (MOS) foi definido multiplicando-se o teor de C orgânico pelo fator 1,724, face ao conceito de que o teor de C da MOS é igual a 58 %.

Agregados secos ao ar foram padronizados quanto ao tamanho, em peneiras entre 7,93 e 4,76 mm. A estabilidade de agregados foi determinada por meio de peneiramento em água, utilizando as peneiras de 2,00; 1,00; 0,50; 0,25; e 0,105 mm. Os resultados foram expressos em diâmetro médio geométrico (DMG) dos agregados, de acordo com Kemper & Rosenau (1986).

Determinou-se a permeabilidade do solo à água ( $K_s$ ) por meio de permeâmetro de carga constante, como descrito por Lima et al. (1990), com o uso de amostras indeformadas saturadas previamente por capilaridade. Considerou-se, para efeito de cálculo, o valor estabilizado após cinco leituras iguais.

O teste de resistência do solo à penetração (RP) foi realizado no campo, na profundidade de 60 cm, utilizando-se um penetrômetro de impacto, com três repetições para cada sistema de manejo estudado. A transformação dos valores da penetração da haste do aparelho no solo (impactos  $\text{cm}^{-1}$ ) em RP (MPa) foi feita segundo Stolf (1991).

Visando estabelecer uma correlação entre os atributos do solo e as perdas de solo e água em cada tratamento, foi utilizada a análise de componentes principais (ACP), que é considerada uma técnica de interdependência, em que as variáveis não são definidas como dependentes ou independentes, pois são analisadas simultaneamente, sendo aplicada aos atributos físicos e MOS, com valores padronizados (média nula e variância unitária) (Hair et al., 2005), considerando como variáveis suplementares as perdas de solo e água. A padronização dos dados garante a consistência da técnica, uma vez que as medidas de distância são sensíveis a diferenças de escalas ou magnitudes das variáveis (Miqueloni & Bueno, 2011).

A ACP foi utilizada com o intuito de visualizar a distribuição dos fatores no plano bidimensional formado por componentes principais, bem como analisar o poder discriminatório dos fatores de perda de solo e água em cada componente principal.

Adicionalmente, foi feita análise de correlações de Pearson entre os valores de perdas de solo e água e os atributos do solo, verificando-se a significância dos coeficientes de correlação pelo teste t de Student. As

análises estatísticas foram feitas utilizando o *software* R 2.15.3 (R Development, 2013).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

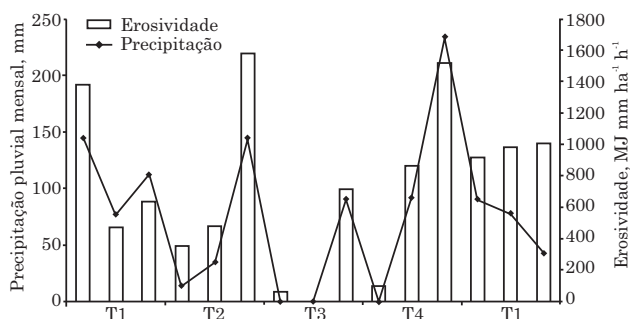
A precipitação pluvial total no período de estudo foi de 1.534,9 mm, aproximadamente 2,3 % maior que a média histórica local, que é de 1.500 mm (INMET, 2008).

A média mensal do índice de erosividade foi maior no período mais chuvoso (Figura 1). Nesse período, a precipitação pluvial e a sua intensidade ocorrem de forma mais acentuada, característica de chuvas convectivas, típicas de regiões tropicais e caracterizam-se pela grande intensidade e curta duração. A concentração de chuvas erosivas nos meses iniciais e finais do ano chama atenção para a incorporação de práticas conservacionistas nesses períodos considerados críticos.

A erosividade para a região de Três Lagoas está associada a concentrações de chuvas em determinado período do ano, em virtude das características climáticas regionais, proximidade da calha do Rio Paraná e seus afluentes, bem como da dinâmica e influência de fatores associados à circulação atmosférica.

O índice de erosividade anual foi de 6.792,7 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, dentro da faixa estabelecida para o país que é de 5.000 a 12.000 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, de acordo com Cogo (1988). Oliveira et al. (2011), estimando o índice EI<sub>30</sub> para o Estado do Mato Grosso do Sul, encontraram valores médios de erosividade anual variando de 5.770 a 13.601 MJ ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, obtendo uma média anual para o Estado de 9.318 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

As perdas de solo apresentaram amplitude de 0,0 (FN) a 0,505 (SD) Mg ha<sup>-1</sup> no LVd1 e de 0,0 (EC) a 0,853 (ES) Mg ha<sup>-1</sup>, no LVd2 (Quadro 1). As maiores perdas de solo encontradas no LVd2 estão associadas à menor quantidade de argila em relação ao LVd1 (Quadro 2), conferindo maior fragilidade a esse solo.



**Figura 1. Precipitação pluvial e erosividade da chuva, nos quatro trimestres de 2012 (T1, T2, T3 e T4) e no primeiro de 2013 (T1).**

Esses valores estão próximos aos encontrados por Brito et al. (2005) e Silva et al. (2011), os quais, trabalhando com parcelas de eucalipto em Latossolo Vermelho distrófico típico, textura muito argilosa, encontraram valores variando de 0,011 a 1,77 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e 0,008 a 4,87 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

Os períodos que apresentaram maiores valores de perdas de solo (T1 e T4) (Quadro 1) coincidiram com os de máxima erosividade (Figura 1), em ambas as classes de solo, correlação também observada por Bagarello et al. (2011) e Kateb et al. (2013). Esse resultado pode ser explicado em razão da alteração, no decorrer da chuva, das condições da superfície e da umidade do solo, pois, quando ocorre o pico de maior intensidade, o solo está muito úmido, favorecendo a desagregação e o transporte das partículas, por meio do escoamento superficial.

Entre os sistemas estudados, os resultados de perda de solo para LVd1 e LVd2 obedecem, respectivamente, à ordem: FN < EC < ES < SD e EC < CN < ED < SD < ES (Quadro 1). Diversos estudos têm evidenciado que ambientes com vegetação nativa apresentam menores taxas de erosão hídrica (Neary et al., 2009; Kateb et al., 2013; Oliveira et al., 2013). As menores perdas observadas nos ambientes nativos podem ser explicadas pela interceptação das gotas de chuvas pelo dossel das árvores e pela existência de uma rica serapilheira, que proporcionam maiores valores de macroporosidade e condutividade hidráulica (Quadro 2).

O fato de SD apresentar menor perda de solo que ES no LVd2, possivelmente está associado ao selamento superficial do solo. Esse fenômeno é caracterizado pela constituição de uma fina camada de partículas com uma organização e adensamento que dificultam a infiltração da água no perfil do solo. Reichert & Cabeda (1992), avaliando o selamento superficial em sete solos do Rio Grande do Sul, concluíram que a camada selada contém maiores teores de areia em relação aos de argila. Como pode ser observado no quadro 2, o LVd2 apresenta baixos valores de permeabilidade e elevados teores de areia em relação ao LVd1. O selamento induz maiores perdas de água; entretanto, é de se esperar que as perdas de solo sejam menores, visto que o arraste de partículas é reduzido nessas condições, quando comparado a um solo onde isso não ocorre.

Lal & Elliot (1994) ressaltaram a textura do solo como fator importante que influencia a erosão do solo por interferir nos processos de desagregação e transporte, uma vez que enquanto grandes partículas de areia resistem ao transporte, solos com teores mais elevados de argila resistem à desagregação, sendo a areia fina e o silte as texturas mais suscetíveis à desagregação e ao transporte.

Dessa forma, as maiores taxas de erosão observadas no LVd2, em relação a LVd1, possivelmente estão relacionadas à textura dessa classe de solo, onde os teores de argila e areia grossa são bem menores que

**Quadro 1. Valores de perdas de solo e água por erosão hídrica para cada classe de solo, nos diferentes sistemas de manejo e períodos avaliados**

Tratamento <sup>(1)</sup>	Perda de Solo						Perda de Água						
	T1 <sup>(2)</sup>	T2	T3	T4	T1	Total	T1	T2	T3	T4	T1	Total	%
	Mg ha <sup>-1</sup> período <sup>-1</sup>						mm período <sup>-1</sup>						
Latossolo Vermelho distrófico típico, textura média-alta, fase floresta (LVd1)													
FN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,125	0	3,125	0,2
EC	0,002	0,008	0,003	0	0	0,013	0,201	0,705	0,139	0,174	0	1,219	0,1
ES	0	0	0	0,12	0,063	0,183	0	0,052	0	33,7	36,667	70,419	4,6
SD	0,092	0,099	0,048	0,159	0,107	0,505	13,754	63,333	23,854	14,725	9,059	124,725	8,1
Latossolo Vermelho distrófico típico, textura média-baixa, fase cerrado (LVd2)													
CN	0,019	0,002	0,001	0,02	0,111	0,153	1,458	1,458	0,104	1,771	1,458	6,249	0,4
EC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
ED	0,008	0,047	0,006	0	0,004	0,065	9,896	9,271	5,104	0	0,729	25	1,6
ES	0,298	0,19	0	0,186	0,179	0,853	36,198	27,396	0	18,438	16,875	98,907	6,4
SD	0,065	0,012	0,022	0,15	0,086	0,335	57,083	14,583	16,042	118,438	123,125	329,271	21,5

<sup>(1)</sup> FN: floresta nativa; EC: plantio em nível com resíduo; ES: plantio em nível sem resíduo; ED: plantio em desnível com resíduo; CN: cerrado nativo; e SD: solo descoberto. <sup>(2)</sup> Trimestres dos anos de 2012 (T1, T2, T3 e T4) e 2013 (T1).

**Quadro 2. Atributos físicos e químicos dos solos, na camada de 5-15 cm, para os diferentes sistemas de manejo e classes de solo estudadas**

Atributo	LVd1 <sup>(1)</sup>				LVd2 <sup>(2)</sup>				
	FN <sup>(3)</sup>	EC	ES	SD	CN	EC	ED	ES	SD
Argila (g kg <sup>-1</sup> )	150	280	300	310	60	130	110	120	120
Silte (g kg <sup>-1</sup> )	40	60	60	70	50	40	30	30	40
Areia grossa (g kg <sup>-1</sup> )	370	200	200	170	200	170	110	200	140
Areia fina (g kg <sup>-1</sup> )	440	460	440	450	690	660	750	650	700
Densidade do solo (kg dm <sup>-3</sup> )	1,36	1,32	1,37	1,44	1,47	1,48	1,51	1,51	1,57
Porosidade total (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,49	0,51	0,46	0,46	0,45	0,44	0,43	0,42	0,4
Macroporosidade (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,3	0,2	0,15	0,15	0,27	0,19	0,18	0,19	0,19
Microporosidade (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,19	0,31	0,31	0,31	0,18	0,25	0,26	0,23	0,21
Índice de floculação (%)	64	59	48	51	80	73	80	69	60
DMG (mm) <sup>(4)</sup>	4,78	3,13	3,1	1,51	3,56	3,48	4,07	3,61	3,42
Permeabilidade do solo (mm h <sup>-1</sup> )	3829,8	865,5	435,3	190,4	1329,3	256,3	512,3	282	46
Matéria orgânica do solo (g kg <sup>-1</sup> )	63,6	66,4	55	44,5	30,9	45	41,5	40	29,5

<sup>(1)</sup> LVd1: Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-alta fase floresta. <sup>(2)</sup> LVd2: Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-baixa fase cerrado (LVd2). <sup>(3)</sup> FN: floresta nativa; EC: plantio em nível com resíduo; ES: plantio em nível sem resíduo; ED: plantio em desnível com resíduo; CN: cerrado nativo; e SD: solo descoberto. <sup>(4)</sup> DMG: diâmetro médio geométrico de agregados do solo.

em LVd1 (Quadro 2). Em ambientes anteriormente degradados, como é o caso das áreas em estudo, pequeno aumento no teor de argila do solo proporciona maior resistência às perdas de solo e água por erosão hídrica. Também, um fator que faz com que LVd2 seja um solo mais susceptível à erosão é o alto teor de areia fina, tendo valores variando de 660 a 750 g kg<sup>-1</sup>, enquanto o maior valor dessa fração encontrado no LVd1 é de 460 g kg<sup>-1</sup> (Quadro 2).

Nos sistemas de manejo com floresta de eucalipto, as maiores perdas de solo foram observadas para ES, nas duas classes de solo, evidenciando o efeito negativo

da retirada da serapilheira e, ou, restos culturais (Quadro 1). Além do mais, pode-se salientar o efeito positivo da cobertura do solo nos EC, visto que foram os tratamentos que apresentaram valores mais próximos da vegetação nativa em ambas as regiões de estudo. Isso ocorre em razão do período que o solo fica em pousio durante o ciclo da cultura do eucalipto, que varia de seis a sete anos, no caso de produção de madeira para celulose. Nesse período, há crescente acúmulo de material vegetal por causa da serapilheira, composta pela queda de galhos e folhas. Além disso, há o crescimento de sub-bosque, favorecendo a proteção da

superfície do solo (Martins et al., 2010). Além disso, um fator que contribuiu para a redução das perdas de solo nos sistemas com eucalipto foi o sistema de preparo do solo adotado, cultivo mínimo, que consiste em revolver o solo o mínimo necessário, mantendo os resíduos vegetais sobre ele, como cobertura morta, evitando que esse fique descoberto nos primeiros anos de plantio e favorecendo a sua agregação.

Assim, a cobertura vegetal pode ser considerada como um dos fatores mais importantes que controlam o escoamento superficial e a perda de solo. Estudando o efeito da cobertura vegetal na erosão hídrica com parcelas de perda de solo, Xu et al. (2013) demonstraram que as taxas de erosão em parcelas descobertas foram de três a 10 vezes maiores que as observadas em parcelas com cobertura vegetal preexistente.

Dessa forma, aumentar a cobertura da vegetação torna-se uma estratégia muito eficaz para reduzir a erosão do solo, pois a vegetação aumenta a infiltração e reduz o escoamento superficial. Por exemplo, Zhang et al. (2004) apresentaram que depois de um esforço de 10 anos, visando à restauração da vegetação em Argissolos severamente erodidos, a taxa de perda de solo foi drasticamente reduzida de 2 a 43 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, comparado a taxa de 53 a 256 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> antes da vegetação ser restaurada. Estudando o efeito da cobertura vegetal sobre a erosão hídrica em plantios de eucalipto, Lima (1996) encontrou valores elevados de perda de solo no primeiro ano pós-plantio, 1,0 a 10,4 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Segundo esse autor, com o crescimento do eucalipto, o escoamento superficial e as perdas de solo diminuíram, atingindo no quarto ano valores entre 0,01 e 0,1 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, evidenciando o efeito positivo da cobertura vegetal na conservação do solo.

Juntamente com a cobertura vegetal, a declividade do terreno também tem impacto considerável sobre a erosão hídrica, fato que já foi observado em trabalhos anteriores (Koulouri & Giourga, 2007; Cerdà et al., 2009) e confirmado pelos resultados deste estudo, onde o sistema com eucalipto no sentido do declive, suave ondulado, apresentou perdas de solo intermediárias entre EC e ES no LVd2, evidenciando a importância do plantio em nível e da cobertura vegetal.

Entre os biomas estudados, a vegetação nativa de Floresta (FN) apresentou menores perdas de solo do que o Cerrado (CN), com valores na ordem de 0,153 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, enquanto FN teve valor nulo (Quadro 1). Martins et al. (2010), trabalhando com perdas de solos em sistemas florestais, obtiveram para o ambiente Mata Atlântica perdas na ordem de 0,04 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

As perdas de água variaram de 0,2 % (FN) a 0,4 % (CN) da precipitação no período (Quadro 1). Os maiores valores de perdas de solo e água no Cerrado estão associados, principalmente, com a vegetação predominante desse bioma, com espécies gramíneas ralas e arbóreas com baixa densidade de plantas. Essas características da vegetação de Cerrado proporcionam

menor proteção ao solo, comparativamente à Floresta, permitindo o impacto direto das gotas das chuvas sobre a superfície do solo, gerando salpicamento e selamento superficial, reduzindo a capacidade de infiltração de água no solo e aumentando as perdas por erosão hídrica.

No LVd1, para todos os sistemas avaliados, as perdas de água variaram de 0,1 % (EC) a 8,1 % (SD) (Quadro 1) da precipitação pluvial média do período estudado, enquanto no LVd2 a amplitude foi de 0,0 % (EC) a 21,5 % (SD). Nas duas áreas estudadas, apenas o EC apresentou perdas de água menores que a vegetação nativa, que é o sistema em equilíbrio, fato que também foi observado por Kouli et al. (2009) e Oliveira et al. (2013) e que evidencia a importância da cobertura do solo proporcionada pela copa das árvores e a formação da serapilheira na redução das perdas de água.

Entre os sistemas com eucalipto, o que apresentou maior perda de água foi o ES, com valores de 4,6 e 6,4 % para LVd1 e LVd2, respectivamente (Quadro 1). Esses valores encontram-se acima dos obtidos por Silva et al. (2011), em plantios florestais na região Centro-Leste de Minas Gerais, com Latossolo Vermelho distrófico típico e Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico, ambos com textura muito argilosa, que apresentaram perdas de água de 1,2 e 2,6 %, respectivamente, ressaltando o efeito positivo do teor de argila na redução da erosão hídrica.

Os valores de T foram 9 e 11 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, para LVd2 e LVd1, respectivamente, resultados que estão em consonância com os valores encontrados para Latossolo Vermelho distrófico obtidos por Bertol & Almeida (2000), Mannigel et al. (2002), Oliveira et al. (2008; 2011). Portanto, é possível verificar a adequação dos sistemas de manejo, avaliados no contexto da erosão hídrica, em virtude de os resultados de perda de solo estarem abaixo dos limites toleráveis para as classes estudadas neste trabalho.

Avaliando a influência dos atributos físicos e da matéria orgânica do solo na erosão hídrica, é possível observar que há correlação positiva da densidade do solo, microporosidade e resistência à penetração nas perdas de solo e água (Quadro 3). A RP é diretamente influenciada pelos atributos físicos, bem como o teor de matéria orgânica do solo, a textura, entre outros. De acordo com Canarache (1990), valores acima de 2,5 MPa começam a restringir o pleno crescimento radicular das plantas.

Nesse contexto, verificou-se que em LVd1 os valores de RP (Figura 2) podem ser considerados elevados, visto que, à exceção de FN, todos os sistemas apresentaram valores superiores a 2,5 MPa, na maior parte do perfil estudado. Além disso, observou-se que, de maneira geral, todos os sistemas de manejo nas duas áreas tiveram aumento dos valores de RP em relação à vegetação nativa (Figura 2), principalmente na camada compreendida entre as profundidades de 10 e 20 cm, destacando-se que o valor máximo foi

obtido no solo descoberto, seguido do ES e EC. O gradiente crescente de RP na camada de 20-40 cm para FN pode ser atribuído ao processo pedogenético conhecido como adensamento.

Tendo em vista que LVd2 apresentou maior quantidade de areia em relação ao LVd1 (Quadro 2), os valores limites de RP atribuídos para solos tendendo a arenosos podem ser mais adequados para se ter como parâmetro. Sene et al. (1985) propuseram um intervalo crítico de RP entre 6,0 e 7,0 MPa, para solos com textura arenosa. Dessa forma, pode-se dizer que todos os tratamentos no LVd2 estão dentro do intervalo

**Quadro 3. Coeficientes de correlação entre perdas de solo e água por erosão hídrica e atributos do solo**

Atributo	Coeficiente de correlação	
	Perda de solo	Perda de água
Densidade do solo ( $\text{kg dm}^{-3}$ )	0,61*	0,68*
Volume total de poros ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ )	0,53 <sup>ns</sup>	-0,63*
Macroporosidade ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ )	-0,69*	-0,79*
Microporosidade ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ )	0,57 <sup>ns</sup>	0,64*
Índice de floculação (%)	-0,69*	-0,84*
DMG (mm) <sup>(1)</sup>	-0,88*	-0,80*
Matéria orgânica do solo ( $\text{g kg}^{-1}$ )	-0,79*	-0,74*
Permeabilidade do solo ( $\text{mm h}^{-1}$ )	-0,68*	-0,76*
RP <sub>0-5cm</sub> (MPa) <sup>(2)</sup>	0,93*	0,86*

<sup>(1)</sup> DMG: Diâmetro médio geométrico de agregados do solo. <sup>(2)</sup> RP<sub>0-5cm</sub>: resistência do solo à penetração. \* significativo a 5 % pelo teste t.

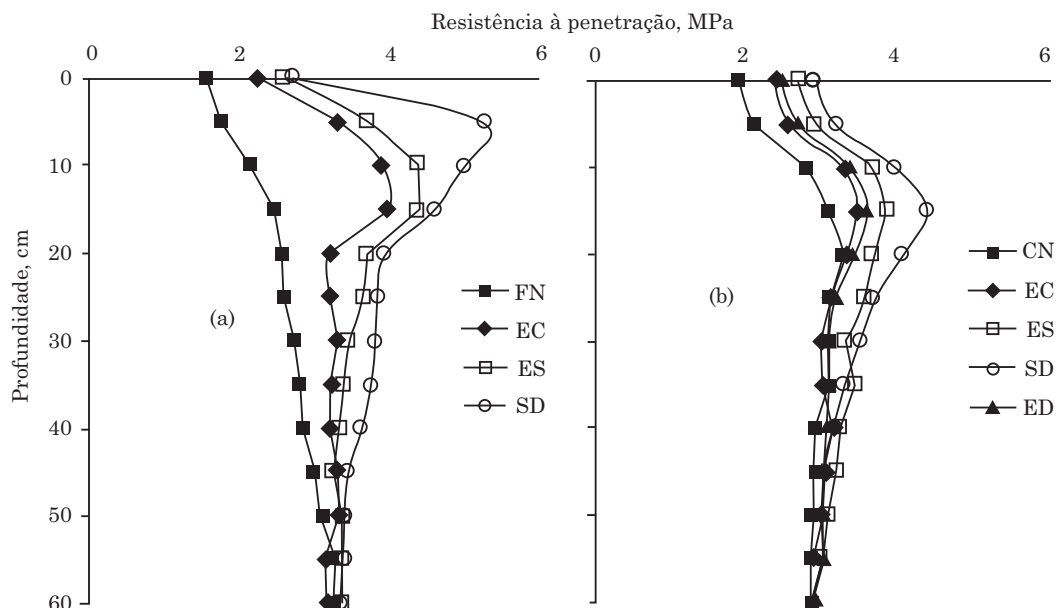
supracitado; entretanto, o ED apresentou maiores valores de RP em relação ao EC, o que reforça a importância do plantio em nível e a preservação da serapilheira no controle da erosão hídrica. Segundo Ehlers et al. (1983), altos valores de RP, na ordem de 5,0 MPa, são admitidos em sistemas conservacionistas com maior aporte de matéria orgânica e presença de raízes crescendo por canais contínuos, deixados pela fauna do solo e pelo sistema radicular decomposto.

Em concordância, Brito et al. (2005), estudando a erosão hídrica em Latossolo Vermelho distrófico típico textura muito argilosa, sob plantio de eucalipto, verificaram correlação positiva da RP com perdas de solo; entretanto, os valores encontrados também não foram considerados críticos. Fato que possivelmente está associado às características dos Latossolos que ajudam a reduzir substancialmente a erosão, como permeabilidade acentuada, certa coerência entre os agregados, estrutura tipicamente entre blocos e granular e teores consideráveis de matéria orgânica.

Os demais atributos do solo avaliados apresentaram correlação negativa com as perdas de solo e água (Quadro 3). Essas relações entre atributos físicos, MOS e erosão hídrica ficam mais claras com a ACP.

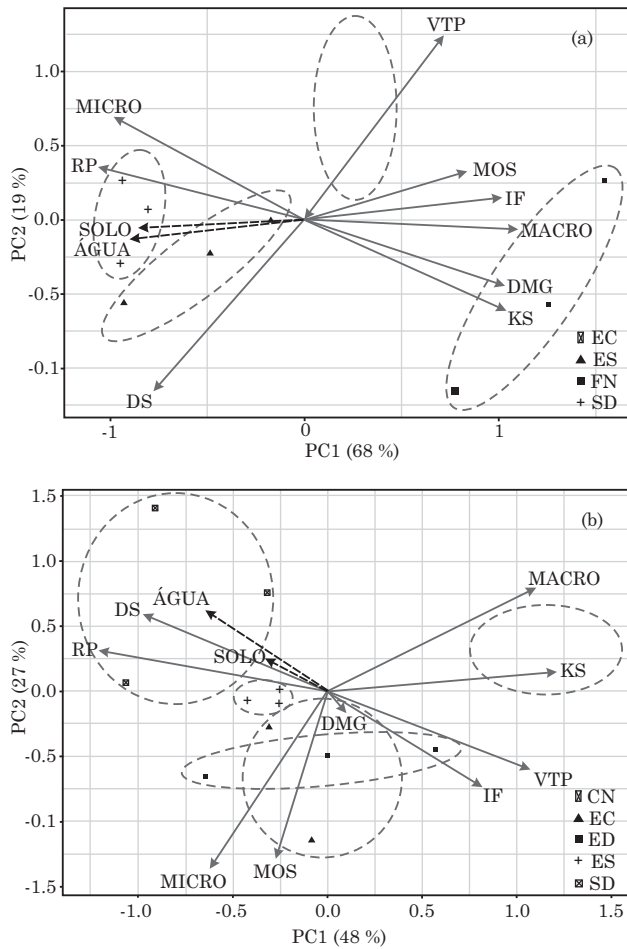
A ACP discriminou os ambientes segundo os atributos físicos do solo e a MOS, em cada região. Neste estudo, foram considerados apenas os dois primeiros autovalores obtidos da matriz de covariância dos dados originais (Figura 3).

Os dois primeiros componentes principais retêm, no LVd1, 87 % das informações, tendo o primeiro componente principal (PC1) 68 % da variância total;



**Figura 2. Resistência do solo à penetração para as classes de solos estudadas, LVd1 (a) e LVd2 (b), nas profundidades de 0-60 cm, sob sistemas de manejo. FN: Floresta nativa; EC: plantio em nível com resíduo; ES: plantio em nível sem resíduo; SD: solo descoberto; CN: cerrado nativo; e ED: plantio em desnível.**





**Figura 3. Análise dos componentes principais para os atributos físicos e matéria orgânica do solo (MOS) nas duas classes de solos: LVd1 (a) e LVd2 (b). FN: Floresta nativa; EC: plantio em nível com resíduo; ES: plantio em nível sem resíduo; SD: solo descoberto; CN: cerrado nativo; ED: plantio em desnível; MICRO: microporosidade do solo; MACRO: macroporosidade do solo (MACRO); RP: resistência do solo à penetração; DS: densidade do solo; VTP: volume total de poros; IF: índice de floculação; DMG: diâmetro médio geométrico de agregados do solo; KS: permeabilidade do solo a água; SOLO: perda de solo; ÁGUA: perda de água; PC1: componente principal 1; e PC2: componente principal.**

e o segundo (PC2), 19 %. No LVd2, os componentes principais, PC1 (48 %) e PC2 (27 %) retêm 75 % das informações. Trabalhos que utilizaram a ACP em estudos envolvendo características químicas e físicas dos solos, com autovalores acima de 70 % e reduzido número de componentes principais, obtiveram resultados satisfatórios (Valladares et al., 2008; Miqueloni & Bueno, 2011).

No LVd1, foi possível perceber que a PC1 consegue discriminar quatro grupos distintos em relação aos atributos do solo (FN, EC, ES e SD) (Figura 3). No

primeiro grupo, está FN, que apresentou tendência crescente nos maiores valores de MOS, IF, Macro, DMG e Ks. Foi possível observar, ao analisar os dados com correlação de Pearson (Quadro 3), que todos esses atributos apresentaram correlação negativa com as perdas de solo e água. Em posição intermediária na PC1, encontrou-se EC, seguido de ES e SD. Esses dois últimos estão associados a maiores valores de Ds, RP e Micro e, conseqüentemente, a maiores perdas de solo e água por erosão hídrica, o que pode ser confirmado ao se analisar os coeficientes de correlação positivos para esses três atributos (Quadro 3).

No LVd2, as componentes principais conseguiram diferenciar apenas três grupos em relação aos atributos do solo e sua interação com a erosão hídrica. Assim, como no LVd1, o ambiente com vegetação nativa (CN) evidenciou-se relacionado com maiores valores de Ks, Macro e VTP. O segundo grupo englobou EC e ED, que possivelmente está associado ao fato de esses tratamentos manterem a cobertura do solo, em sistema de cultivo mínimo, fazendo com que apresentem maiores valores de MOS, IF e Micro. Em seguida, aparece o ES como o ambiente mais próximo do SD, que é o tratamento que apresentou maior tendência de perdas de solo e água, com valores elevados de Ds e RP.

Dentre os atributos do solo analisados, destaca-se a influência da matéria orgânica (Quadro 2) na redução das perdas de solo e água (Figura 3). Diversos trabalhos têm sido apresentados estudando a relação entre a MOS e a erosão hídrica (Conforti et al., 2013; Maïga-Yaleu et al., 2013; Ruiz-Colmenero et al., 2013; Zhang et al., 2013). Visto que a MOS está concentrada principalmente nas camadas mais superficiais do solo, sua remoção torna-se facilitada pelo escoamento superficial. A MOS tem influência direta na estabilidade de agregados; sua diminuição pode provocar degradação da estrutura, crostamento e selamento do solo (Conforti et al., 2013), o que contribui para aumento da erosão hídrica. Além disso, também exerce grande influência na retenção de água do solo, porosidade e capacidade de troca catiônica (Ries & Hirt, 2008).

Em síntese, a ACP (Figura 3) conseguiu demonstrar com clareza as inter-relações que existem entre os atributos do solo e a erosão hídrica. Nela é possível visualizar com clareza a influência que os atributos do solo exercem sobre a erosão hídrica e os sistemas de manejo estudados, apresentando-se como ferramenta promissora que pode ser mais explorada em futuros estudos envolvendo conservação do solo e da água, visando o entendimento dos complexos fatores que atuam no processo erosivo e no desenvolvimento de medidas mitigadoras.

## CONCLUSÕES

1. O índice de erosividade ( $EI_{30}$ ) anual foi de 6.792,7 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

2. As perdas de solo nos diferentes sistemas de manejo do eucalipto ficaram abaixo dos limites de tolerância, para ambas as classes de solo estudadas, que foram de 9 e 11 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, para LVd2 e LVd1, respectivamente

3. A classe de solo com maiores teores de argila, LVd1, apresentou menores taxas de erosão hídrica.

4. O eucalipto plantado em nível, com manutenção do resíduo, foi o que apresentou menores valores de perda de solo e água, sendo o mais próximo da vegetação nativa.

## AGRADECIMENTOS

À FIBRIA, pelo suporte logístico e pela parte do auxílio financeiro. À CAPES, ao CNPq e à FAPEMIG, pelas bolsas de estudo e pela parte do auxílio financeiro para o desenvolvimento deste projeto.

## LITERATURA CITADA

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTA PLANTADA - ABRAF. Anuário estatístico da ABRAF: ano base 2012. Brasília, 2013. 148p.
- BAGARELLO, V.; DI STEFANO, C.; FERRO, V. & PAMPALONE, V. Using plot soil loss distribution for soil conservation design. *Catena*, 86:172-177, 2011.
- BERTOL, I. & ALMEIDA, J.A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. *R. Bras. Ci. Solo*, 24:657-668, 2000.
- BLAKE, G.R. & HARTGE, K.H. Bulk density. In: KLUTE, A., ed. *Methods of soil analysis: Physical and mineralogical methods*. 2.ed. Madison, American Society of Agronomy, 1986. p.363-375.
- BRITO, L.F.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; LEITE, F.P.; FERREIRA, M.M. & PIRES, L.S. Erosão hídrica 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. *Sci. For.*, 67:27-36, 2005.
- CANARACHE, A. PENETR - a generalized semi-empirical model estimating soil resistance to penetration. *Soil Till. Res.*, 16:51-70, 1990.
- CERDÀ, A.; FLANAGAN, D.C.; LE BISSONNAIS, Y. & BOARDMAN, J. Soil erosion and agriculture. *Soil Till. Res.*, 106:107-108, 2009.
- COGO, N.P. Uma contribuição à metodologia de estudo das perdas de solo por erosão em condições de chuva natural: I - Sugestões gerais, medição de volume, amostragem e quantidade de solo e água da enxurrada (1º aproximação). In: *ENCONTRO NACIONAL DE CONSERVAÇÃO DO SOLO*, 2., Passo Fundo, 1978. Anais... Passo Fundo, Embrapa, 1978. p.75-97.
- COGO, N.P. Conceitos e princípios envolvidos no manejo de solo para fins de controle da erosão hídrica. In: *CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO*, 21., Campinas, 1988. Anais... Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1988. p.251-262.
- CONFORTI, M.; BUTTAFUOCO, G.; LEONE, A.P.; AUCELLI, P.P.C.; ROBUSTELLI, G. & SCARCIGLIA, F. Studying the relationship between water-induced soil erosion and soil organic matter using VIS-NIR spectroscopy and geomorphological analysis: A case study in southern Italy. *Catena*, 110:44-58, 2013.
- CONLEY, D.J. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia*, 410:87-96, 2000.
- DANIELSON, R.E. & SUTHERLAND, P.L. Porosity. In: KLUTE, A., ed. *Methods of soil analysis: Physical and mineralogical methods*. 2.ed. Madison, American Society of Agronomy, 1986. p.443-461.
- EHLERS, W.; KOPKE, U.; HESSE, F. & BOHM, W. Penetration resistance and root growth of oats in tilled and untilled loess soil. *Soil Till. Res.*, 3:261-275, 1983.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUIS AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Manual de métodos de análises de solo. 2.ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2011. 230p.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. Aumenta a degradação do solo. 2008. Disponível em: <[https://www.fao.org.br/vernoticias.asp?id\\_noticia=467](https://www.fao.org.br/vernoticias.asp?id_noticia=467)>. Acesso em: 18 jul. 2013.
- HAIR, J.F.; ANDERSON, R.E.; TATHAM, R.L. & BLACK, W.C. Análise multivariada de dados. 5.ed. Porto Alegre, Bookman, 2005. 593p.
- HU, L. & FLANAGAN, D.C. Towards new-generation soil erosion modeling: Building a unified omnivorous model. *J. Soil Water Conserv.*, 68:100-103, 2013.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. Mapa dos dados climáticos do município de Três Lagoas/MS no período de 01/01/90 a 31/12/06. Brasília, 2008.
- KATEB, H.E.; ZHANG, H.; ZHANG, P. & MOSANDL, R. Soil erosion and surface runoff on different vegetation covers and slope gradients: A field experiment in Southern Shaanxi Province, China. *Catena*, 105:1-10, 2013.
- KEMPER, W.D. & ROSENAU, R.C. Aggregate stability and size distribution. In: KLUTE, A., ed. *Methods of soil analysis: Physical and mineralogical methods*. 2.ed. Madison, American Society of Agronomy, 1986. p.425-441.
- KOULI, M.; SOUPIOIS, P. & VALLIANATOS, F. Soil erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS framework, Chania, Northwestern Crete, Greece. *Environ. Geol.*, 57:483-497, 2009.
- KOULOURI, M. & GIOURGA, C. Land abandonment and slope gradient as key factors of soil erosion in Mediterranean terraced lands. *Catena*, 69:274-281, 2007.
- LAL, R. & ELLIOT, W. Erodibility and erosivity. In: LAL, R., ed. *Soil erosion research methods*. 2.ed. Washington, Soil and Water Conservation Society, 1994. p.141-160.

- LAL, R.; GRIFFIN, M.; APT, J.; LAVE, L. & MORGAN, M.G. Managing soil carbon. *Science*, 304:393, 2004.
- LIMA, J.M.; CURTI, N.; RESENDE, M. & SANTANA, D.P. Dispersão do material de solo em água para avaliação indireta da erodibilidade de latossolos. *R. Bras. Ci. Solo*, 14:85-90, 1990.
- LIMA, W.P. Impacto ambiental do eucalipto. 2.ed. São Paulo, Universidade de São Paulo, 1996. 301p.
- MANNIGEL, A.R.; CARVALHO, M.P.; MORETI, D. & MEDEIROS, L.R. Fator erodibilidade e tolerância de perdas dos solos do Estado de São Paulo. *Acta Sci.*, 24:1335-1340, 2002.
- MARTINS, S.G.; SILVA, M.L.N.; AVANZI, J.C.; CURTI, N. & FONSECA, S. 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. *Sci. For.*, 38:517-526, 2010.
- MAÏGA-YALEU, S.; GUIGUEMDE, I.; YACOUBA, H.; KARAMBIRI, H.; RIBOLZI, O.; BARY, A.; OUEDRAOGO, R. & CHAPLOT, V. Soil crusting impact on soil organic carbon losses by water erosion. *Catena*, 107:23-34, 2013.
- MIQUELONI, D.P. & BUENO, C.R.P. Análise multivariada e variabilidade espacial na estimativa da erodibilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo. *R. Bras. Ci. Solo*, 35:2175-2182, 2011.
- NEARY, D.G.; ICE, G.G. & JACKSON, C.R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. *For. Ecol. Manage.*, 258:2269-2281, 2009.
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT - OECD. Environmental performance of agriculture at a glance. 2008. 122p.
- OLIVEIRA, A.H.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N.; AVANZI, J.C.; KLINKE NETO, G. & ARAÚJO, E.F. Water erosion in soils under eucalyptus forest as affected by development stages and management systems. *Ci. Agrotec.*, 37:159-169, 2013.
- OLIVEIRA, F.P.; SANTOS, D.; SILVA, I.F. & SILVA, M.L.N. Tolerância de perda de solo por erosão para o estado da Paraíba. *R. Biol. Ci. Terra*, 8:60-71, 2008.
- OLIVEIRA, P.T.S.; SOBRINHO, T.A.; RODRIGUES, D.B.B. & PANACHUKI, E. Erosion risk mapping applied to environmental zoning. *Water Res. Manage.*, 25:1021-1036, 2011.
- PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURZ, D.; McNAIR, M.; CRIST, S.; SHPRITZ, L.; FITTON, L.; SAFFOURI, R. & BLAIR, R. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267:1117-1123, 1995.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, R Foundation for Statistical Computing, 2013.
- REICHERT, J.M. & CABEDA, M.S.V. Salpico de partículas e selamento superficial em solos do Rio Grande do Sul. *R. Bras. Ci. Solo*, 16:389-396, 1992.
- RIES, J.B. & HIRT, U. Permanence of soil surface crusts on abandoned farmland in the Central Ebro Basin/Spain. *Catena*, 72:282-296, 2008.
- RUIZ-COLMENERO, M.; BIENES, R.; ELDRIDGE, D.J. & MARQUES, M.J. Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain. *Catena*, 104:153-160, 2013.
- SENE, M.; VEPRASKAS, M.J.; NADERMAN, G.C. & DENTON, H.P. Relationships of soil texture and structure to corn yield response to subsoiling. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49:422-427, 1985.
- SILVA, M.A.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N.; AVANZI, J.C. & LEITE, F.P. Sistemas de manejo em plantios florestais de eucalipto e perdas de solo e água na região do Vale do Rio Doce. *MG. Ci. Flor.*, 21:765-776, 2011.
- STOLF, R. Teoria e teste experimental de fórmulas de transformação dos dados de penetrômetro de impacto em resistência à penetração. *R. Bras. Ci. Solo*, 15:229-235, 1991.
- VALLADARES, G.S.; GOMES, E.G.; MELLO, J.C.C.B.S.; PEREIRA, M.G.; ANJOS, L.H.C.; EBELING, A.G. & BENITES, V.M. Análise dos componentes principais e método multicritério ordinais no estudo de Organossolos e solos afins. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:285-296, 2008.
- WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. Rainfall energy and its relationships to soil loss. *Trans. Am. Geophys. Union*, 39:285-291, 1958.
- XU, Q.X.; WANG, T.W.; CAI, C.F.; LI, Z.X.; SHI, Z.H. & FANG, R.J. Responses of runoff and soil erosion to vegetation removal and tillage on steep lands. *Pedosphere*, 23:532-541, 2013.
- ZHANG, B.; YANG, Y. S. & ZEPP, H. Effect of vegetation restoration on soil and water erosion and nutrient losses of a severely eroded clayey Plinthudult in southeastern China. *Catena*, 57:77-90, 2004.
- ZHANG, X.; LI, Z.; TANG, Z.; ZENG, G.; HUANG, J.; GUO, W.; CHEN, X. & HIRSH, A. Effects of water erosion on the redistribution of soil organic carbon in the hilly red soil region of southern China. *Geomorphology*, 197:137-144, 2013.