



LETÍCIA PIZZO DA SILVA OLIVEIRA

**IMPACTOS FINANCEIROS DA EROÇÃO HÍDRICA NO CULTIVO DE
GRÃOS NO CERRADO MINEIRO**

Lavras – MG

2021

LETÍCIA PIZZO DA SILVA OLIVEIRA

**IMPACTOS FINANCEIROS DA EROSÃO HÍDRICA NO CULTIVO DE GRÃOS NO
CERRADO MINEIRO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Universidade Federal de Lavras, como parte das
exigências do curso de Engenharia Ambiental e
Sanitária, para obtenção do título de Bacharel.

Orientador: Prof. DSc. Junior Cesar Avanzi

Coorientador: MSc. Lucas de Castro Moreira da Silva

LAVRAS – MG

2021

LETÍCIA PIZZO DA SILVA OLIVEIRA

**IMPACTOS FINANCEIROS DA EROSÃO HÍDRICA NO CULTIVO DE GRÃOS NO
CERRADO MINEIRO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Universidade Federal de Lavras, como parte das
exigências do curso de Engenharia Ambiental e
Sanitária, para obtenção do título de Bacharel.

APROVADA em 07 de junho de 2021

DSc. Dione Pereira Cardoso

Doutoranda Marina Neves Merlo

Orientador: Prof. DSc. Junior Cesar Avanzi

Coorientador: MSc. Lucas de Castro Moreira da Silva

LAVRAS – MG

2021

RESUMO

A erosão hídrica causa degradação do solo, tem impactos agrícolas, ambientais e socioeconômicos. A cobertura do solo, avaliada de forma isolada é um importante fator controlador do processo erosivo, pois age protegendo o solo ao interceptar o impacto direto da gota de chuva. Objetivou-se avaliar as perdas físicas (perda de água, solo e nutrientes) e a perda econômica associada às perdas de nutrientes (P, K, Ca e Mg) decorrentes da erosão hídrica. Além disso, testou-se a hipótese de que a inclusão da *Brachiaria brizantha* no sistema de rotação de culturas para a produção de grãos em plantio direto no Cerrado minimiza as perdas físicas e os custos de reposição de nutrientes (CRN), em razão do incremento de cobertura mais persistente sobre a superfície do solo. O experimento foi conduzido em Latossolo Vermelho distrófico típico no município de Sete Lagoas – MG, dentro do bioma Cerrado. Foram estudados diferentes sistemas de manejo sob plantio direto para produção de grãos: monocultura de soja (SS) e milho (MM), rotação milho-soja (MS), rotação milho-braquiária-soja-braquiária (MBSB) e dois tratamentos adicionais com alto investimento em fertilidade (MBSB-AI e MS-AI), além do solo descoberto (SD). As perdas físicas foram quantificadas utilizando-se parcelas de erosão (0,5 x 2 m), com três repetições por tratamento. As perdas econômicas foram obtidas calculando o CRN, para o qual as perdas de nutrientes totais foram convertidas em fertilizantes comerciais: o P foi expresso na forma de superfosfato simples (P_2O_5 , 18%), o K na forma de cloreto de potássio (KCl, 60%) e o Ca e Mg na forma de calcário dolomítico ($CaMg(CO_3)_2$, 32%). O sistema de manejo SS se mostrou vulnerável ao processo erosivo ao apresentar menor taxa de cobertura ($1,22 \text{ Mg ha}^{-1}$) e elevadas perdas de solo e água ($20,36 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $144,75 \text{ mm}$), sendo semelhantes ao SD, bem como alto CRN (R\$ $47,83 \text{ ha}^{-1}$). Já o sistema de manejo MBSB-AI foi o mais eficiente no controle da erosão, mostrando que a taxa de cobertura superior proporcionada pelo consórcio braquiária, sobretudo aliado ao alto investimento foi capaz de reduzir as perdas de solo, água e nutrientes, com CRN (R\$ $0,69 \text{ ha}^{-1}$). Os maiores custos de reposição foram para o potássio na forma de cloreto de potássio; o sistema de manejo SS perdeu 36% da quantidade de K em relação à adubação realizada. O cálcio e o magnésio apresentaram as maiores perdas quantitativas na forma de calcário dolomítico.

Palavras-chave: Erosão Hídrica. Sistema Plantio Direto. Rotação de Culturas. Perda de Nutrientes. Custo de Reposição de Nutrientes.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	REVISÃO DE LITERATURA	2
2.1	Culturas comerciais de grãos	2
2.2	Manejo/Preparo do solo	3
2.3	Plantio direto no Cerrado brasileiro	5
2.4	Erosão hídrica	6
2.5	Valoração econômica das perdas de solo	7
3	MATERIAIS E MÉTODOS	8
3.1	Área experimental	8
3.2	Perdas de solo, água e nutrientes	11
3.3	Análises de laboratório	12
3.4	Custos internos da erosão	13
3.5	Análise estatística	14
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	14
4.1	Cobertura do solo, perda de solo, perda de água e perda de nutrientes	14
4.2	Custos associados às perdas de nutrientes	21
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	24
	REFERÊNCIAS	26

1 INTRODUÇÃO

A erosão hídrica é o processo no qual há o desprendimento, arraste e deposição de partículas de solo, seja pela ação direta da chuva ou do escoamento superficial direto resultante. A erosão é a principal causa da degradação de terras agrícolas, e além de diminuir a capacidade produtiva dos solos, pode causar danos ambientais (COGO; LEVIEN; SCHWARZ, 2003). Dada a importância do solo como um fator produtivo essencial para a produção agrícola, o estudo do fenômeno da erosão se torna foco para a condução da atividade agrícola.

O manejo do solo é capaz de intensificar ou conter o processo erosivo. Áreas sob preparo convencional e sem cobertura vegetal são muito suscetíveis à erosão hídrica devido ao impacto direto da gota de chuva (PANACHUKI et al., 2011). Em contrapartida, a adoção de manejos conservacionistas, como é o caso do plantio direto que se fundamenta na ausência de revolvimento do solo, manutenção de cobertura e rotação de culturas, se mostrou importante no controle das perdas por erosão hídrica (SCHICK, 2000; BERTOL et al., 2007).

Ademais, os efeitos da erosão apresentam consequências econômicas para os produtores, principalmente, ao carrear nutrientes com os sedimentos do solo e com a água da enxurrada proveniente do escoamento superficial direto. Em demasia, esse processo pode conduzir as atividades agrícolas à insustentabilidade econômica devido à tentativa de compensar a perda de qualidade do solo com reposição de maior quantidade de fertilizantes, o que gera aumento dos custos de produção (DECHEN et al., 2015). Há também prejuízos externos à área de produção, sobretudo nos recursos hídricos, seja pela sedimentação do solo erodido, ou enriquecimentos de nutrientes, afetando a qualidade da água (PANAGOS et al., 2018). Esses custos externos são sustentados não somente pelo agricultor, mas por toda a sociedade.

Nesse âmbito, a valoração econômica dos efeitos da erosão mostra a importância da conservação dos recursos naturais e apresenta-se como uma valiosa ferramenta de análise e avaliação dos diferentes sistemas de manejo (BERTOL et al., 2007). As estimativas de custos são informações que facilitam o entendimento do produtor, dado que muitas vezes as perdas de solo, água e nutrientes são mais difíceis de serem visualizadas ao definir qual o manejo a ser adotado, visando reduzir os prejuízos da erosão.

No Brasil, são poucos os estudos que associaram as perdas físicas (perdas de água, solo e nutrientes) geradas pelo processo erosivo aos seus aspectos econômicos (DECHEN et al., 2015). Desta forma, buscou estimar as perdas financeiras acarretadas pelas perdas de nutrientes

(K, P, Ca e Mg) decorrentes das perdas de água e perdas de solo ocasionadas pela erosão em uma área experimental no município de Sete Lagoas – MG, situado no bioma Cerrado.

A hipótese testada foi de que a inclusão de gramíneas como a *Brachiaria brizantha*, no sistema de plantio direto para produção de grãos, em função da alta quantidade de biomassa vegetal produzida e promoção de uma cobertura persistente (CRUSCIOL et al., 2014; NASCENTE; CRUSCIOL; COBUCCI, 2013) age protegendo o solo ao impedir o impacto direto da gota de chuva, minimizando as perdas físicas (PANACHUKI et al., 2011) e os custos associados.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Culturas comerciais de grãos

O Brasil é mundialmente conhecido como um grande produtor de grãos, carne, açúcar, café e outros produtos. O agronegócio é uma das principais atividades e move boa parte da economia brasileira, visto que as exportações estão diretamente ligadas ao desenvolvimento do país. Nos últimos anos, tal setor, atingiu grande importância para o crescimento e desenvolvimento nacional, sendo responsável em manter o saldo da balança comercial brasileira positiva. Além da importância econômica, o agronegócio causa forte impacto social na geração de emprego e no abastecimento das moradias brasileiras (GILIO; RENNÓ, 2018).

Entre os produtos agrícolas se destacam os grãos –soja, milho e café. De acordo com o 12º levantamento de grãos, divulgado em setembro de 2020 pela Companhia Nacional de Abastecimento (Conab), a safra brasileira de grãos 19/20 apresentou recorde histórico, o que totalizou 257,8 milhões de toneladas produzidas. Ainda segundo o relatório, o aumento de 4,5% na produção em relação à safra anterior deveu-se ao aumento de 4,2% na área plantada, aliado ao ganho de 0,3% na produtividade (CONAB, 2020).

O feijão é um dos grãos de destaque na produção nacional, além de fazer parte da alimentação básica e diária da população. No relatório da Conab, publicado em março de 2021, a safra 20/21 foi estimada em 3,3 milhões de toneladas por ano. Juntamente ao feijão está o arroz, um dos cereais mais consumidos do mundo. Espera-se uma produção de 11 milhões de toneladas em 2021, com a maior concentração da produção na região sul (CONAB, 2021). Outro grão de interesse econômico é o trigo, utilizado principalmente na panificação e de importância significativa na rotação de culturas. O plantio tem início em abril, mas estimativas preliminares indicam uma produção de 6,4 milhões de toneladas para 2021.

A soja e o milho são os grãos de maior destaque nacional, tanto na produção quanto na exportação, pois além de abastecer o mercado interno, movimentam indústrias de alimentos, empresas de consultoria e prestação de serviços, visto que além de serem usados na alimentação humana e animal, possuem vários usos industriais. Atualmente, no cenário mundial o Brasil é o maior produtor de soja e o 3º maior produtor de milho (USDA, 2021).

No relatório mensal de oferta e demanda do USDA (2021), divulgado em março, foi estimada uma produção global de soja em 361,82 milhões de toneladas na safra 20/21. Para a safra brasileira, o USDA (2021) projetou 134 milhões de toneladas, o que corresponde a 37,03% da produção mundial da oleaginosa. Para o milho, a produção mundial foi estimada em 1.136,31 bilhão de toneladas, enquanto a produção brasileira do cereal foi projetada em 109 milhões USDA (2021).

A soja é uma das culturas de maior importância econômica do agronegócio brasileiro e mundial. Esse fato pode ser atribuído ao desenvolvimento e à estruturação do mercado internacional, à consolidação da soja como fonte de proteína vegetal e à geração de novas tecnologias que viabilizaram a expansão da exploração em diversas regiões do mundo (HIRAKURI; LAZZAROTTO, 2014). Já o cultivo do milho vem ganhando espaço e se apresenta como um dos principais segmentos econômicos do agronegócio brasileiro, sendo o segundo grão mais exportado no país. Os Estados Unidos ocupam o primeiro lugar no ranking mundial dos principais produtores de milho, seguido pela China e Brasil (USDA, 2021).

2.2 Manejo/Preparo do solo

O conjunto de práticas aplicadas ao solo visando a produção agrícola é definido como manejo, e abrange as práticas de correção e fertilização, operações de cultivo e práticas culturais. Os sistemas de manejo do solo influenciam diretamente nas perdas de solo, água, nutrientes e matéria orgânica, e podem induzir à degradação de agroecossistemas quando mal utilizados (HERNANI; KURIHARA; SILVA, 1999). A interferência do homem na natureza pode gerar reações e modificações de alto significado, quer benéfico ou maléfico ao sistema (DANIEL, 1981).

De acordo com Rotstein (1996), os solos agricultáveis correspondem a cerca de 3 bilhões de hectares no planeta. Os melhores solos já estão sendo aproveitados, restando solos de baixa fertilidade, em regiões com irregularidade pluvial e cerca de um quinto dos solos

agricultáveis do planeta são afetados pela desertificação, em virtude, inclusive, da erosão pelos ventos e redução da umidade (ROTSTEIN, 1996).

Para Siqueira (1999), a mecanização agrícola é um importante componente básico na maioria das estratégias de desenvolvimento rural e no aumento da produtividade da mão-de-obra. No entanto, sua introdução maciça, sem qualquer adaptação prévia aos diferentes tipos de solos pode ocasionar rápida e contínua degradação desse recurso natural. Além disso, o tráfego das máquinas agrícolas, por exemplo, pode causar compactação nas camadas do solo, o que favorece a redução da infiltração de água no solo, provocando a formação de escoamento superficial direto (THOMAZ, 2013).

Os sistemas de manejo do solo podem ser classificados como intensivo (convencional com arados e grades), mínimo ou reduzido e plantio direto, sendo os dois últimos denominados também de manejos conservacionistas. No sistema de preparo reduzido, utiliza-se equipamentos de hastes, tais como escarificadores e subsoladores.

O sistema convencional, ao mobilizar a superfície do solo durante seu preparo, ocasiona alta rugosidade com o objetivo de aumentar a porosidade total da camada preparada (COGO, 1981), contudo, em pouco tempo o solo fica predisposto ao selamento superficial. Essa rugosidade inicial tende a diminuir com o passar do tempo, diminuindo também a capacidade de retenção e infiltração superficial da água, o que favorece o escoamento superficial direto, resultando na erosão hídrica (COGO, 1981; BERTOL et al., 1997).

Segundo Balbino et al. (2012), a sustentabilidade do setor agropecuário está intimamente ligada à evolução dos sistemas de produção como o sistema de plantio direto (SPD) e integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF). O sistema de plantio direto é um manejo conservacionista que se embasa na ausência ou mínimo revolvimento do solo, manutenção da palhada e rotação de culturas. Esse manejo é capaz de reduzir de 50% a 100% das perdas de solo, em relação ao preparo convencional (BERTOL; COGO; LEVIEN, 1997; BERTOL et al., 2007; MORAIS; COGO, 2001). O SPD se mostrou inovador, ao mobilizar menos o solo e assim permitir um eficiente controle da erosão, pela manutenção de uma cobertura morta sobre o solo.

O sistema de integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF) foi uma solução tecnológica para a intensificação sustentável do uso do solo. A iLPF, por meio do aumento da biodiversidade e da taxa de cobertura do solo se tornou uma importante estratégia para a recuperação de áreas degradadas, atuando na redução do processo erosivo e provendo melhorias nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo (RODRIGUES, 2013).

2.3 Plantio direto no Cerrado brasileiro

No Brasil, o bioma Cerrado teve seu uso intensificado a partir da década de 1970, com a expansão da fronteira agrícola, e então passou a ser sistematicamente ocupado pela produção agropecuária. O modelo de tecnologia empregado, desde o início possuía grande dependência de insumos como calcário e fertilizantes. Isso devido à expansão das commodities e suas tradicionais técnicas de manejo, responsáveis por impactar não apenas o solo, mas também os recursos hídricos e a biodiversidade (RODRIGUES, 2005).

Na década seguinte, por volta de 1980, os agricultores da região do Cerrado tiveram problemas principalmente com a erosão dos solos, e com a vinda de agricultores do sul do país passaram a procurar alternativas de manejo com o intuito de controlar o problema da erosão, dentre elas o plantio direto. No entanto, nesse período o plantio direto ainda era considerado economicamente inviável para áreas de cerrado, a curto e médio prazo (CUNHA, 1989).

Nos anos 90, o plantio direto tornou-se mais viável pois apresentou uma redução de custos devido à queda do preço do herbicida dessecante. Isto possibilitou a aproximação dos custos da tecnologia convencional, e no caso do milho, o plantio direto chegou a apresentar custos até menores que o plantio convencional (RODRIGUES, 1999), devido aos custos inferiores no preparo do solo com relação ao plantio convencional.

Em razão dos grandes investimentos para a formação, recuperação, reforma, adubação e irrigação de pastagens, têm-se buscado técnicas visando a diminuição desses custos, tendo a integração lavoura-pecuária (iLP) sob sistema plantio direto (SPD) em diversas regiões do mundo se tornado opção vantajosa, beneficiando a produção de grãos e a pecuária, além de proporcionar resultados socioeconômicos e ambientais positivos (KLUTHCOUSKI et al., 2000; TRACY; ZHANG, 2008).

O sistema consorciado de culturas de grãos com forrageiras tropicais é comum em áreas de lavoura no SPD para produção de palhada à fim de proporcionar manutenção de cobertura ideal na superfície do solo até a semeadura da próxima safra de verão (CRUSCIOL et al., 2009).

Desde o começo da ocupação dos solos do Cerrado, tem sido observada expressiva degradação decorrente da intensificação do uso nas últimas décadas (MOMOLI et al., 2012). O uso e manejo inadequados do solo podem ser responsáveis pela compactação por meio da redução da porosidade do solo e desse modo interferir diretamente nas taxas de infiltração e escoamento da água, favorecendo a erosão hídrica (MOMOLI; COOPER, 2016).

2.4 Erosão hídrica

A erosão é um fenômeno de superfície e, por isto, as condições físicas de superfície do solo desempenham papel primordial, dificultando ou facilitando o processo. Os principais agentes desencadeadores do processo erosivo são a água e o vento, sobretudo a ação da água na degradação do solo em termos globais (BLANCO-CANQUI; LAL, 2008). A erosão do solo é um processo que ocorre em toda a superfície terrestre e, em conjunto com outros processos naturais, é responsável pela modelagem das formas de relevo. A atividade agrícola produz grandes impactos nos recursos naturais para garantir alimentos à população mundial, com isto necessita incorporar novas áreas e intensificar suas técnicas para aumentar a produção. A apropriação de novas áreas sem práticas adequadas de manejo e conservação vem causando degradação principalmente nas regiões áridas e semiáridas do planeta (KASSAS, 1995). Deste modo, estudos sobre o meio físico são importantes para auxiliar a compreensão do risco ao processo erosivo.

A erosão acelerada do solo é considerada um dos maiores problemas ambientais em escala global, pois, além de proporcionar perdas de solo e nutrientes, está associada a inundações, assoreamento e poluição de corpos hídricos (WANG et al., 2016). O processo erosivo é afetado por diferentes fatores, entre os quais a cobertura do solo e as práticas de manejo empregadas (PANAGOS et al., 2015), e também, variáveis da chuva, do solo e da topografia (WISCHMEIER, 1959; WISCHMEIER & SMITH, 1978). Guerra (1991) menciona que os processos erosivos são altamente complexos, pois dependem de uma grande variedade de fatores de ordem natural e também da intervenção humana. A partir do ciclo hidrológico que se inicia o processo erosivo, pois durante as chuvas, parte da água fica retida nas copas das árvores e a outra parte chega aos solos, podendo se infiltrar ou escoar, em superfície e em subsuperfície (GUERRA; BOTELHO, 1996).

Morgan (1986) afirma que dos fatores controladores dos processos erosivos, a intervenção antrópica talvez seja o que possui maior capacidade de aceleração desses processos. Isso ocorre quase sempre em áreas rurais, onde o desmatamento para o uso agrícola da terra abrange extensas áreas, queimadas deixam os solos desprotegidos, monoculturas comerciais descaracterizam ecossistemas e a mecanização intensa compacta os solos, dificultando a infiltração das águas, ou seja, tudo isso interfere no ciclo hidrológico, podendo causar um sério desequilíbrio ecológico. Contudo, quando o manejo é adequado, estes problemas podem ser evitados ou minimizados.

A erosão e compactação dos solos são impactos locais responsáveis pela poluição difusa e assoreamento dos corpos hídricos à jusante (LAL, 2015; AYER et al., 2015). O desmatamento e a não construção de terraços aumentem a ação dos processos erosivos pois aceleram o escoamento das águas nas áreas agrícolas, aumentando também a ação dos processos erosivos que agem diretamente na redução das taxas de infiltração. Além disso, o pisoteio do gado pode acelerar ainda mais o processo erosivo, e se combinados todos esses fatores tem-se a formação da erosão laminar, sulcos e voçorocas (GUERRA; BOTELHO, 1996).

Em geral, as maiores perdas de solo e de água estão relacionadas a sistemas de manejo convencionais, caracterizados pela intensiva mobilização mecânica e plantio em solo descoberto (RODRIGUES, 2005). Em contrapartida, as práticas dos sistemas conservacionistas prezam menor mobilização mecânica do solo, manejo dos restos culturais com manutenção da cobertura do solo e rotação de culturas (WANG, 2016).

O impacto da erosão acarreta perda de qualidade das terras agrícolas por causar alterações das características físicas, químicas e biológicas do solo e consequente redução da produtividade potencial (PANAGOS, 2018). Na tentativa de solucionar esse problema, os agricultores utilizam tecnologias para compensar a perda de fertilidade do solo, aplicando mais nutrientes e utilizando práticas de manejo que aumentam os custos de produção (TELLES et al., 2013).

2.5 Valoração econômica das perdas de solo

A associação das perdas físicas resultantes do processo erosivo e seus aspectos econômicos não é algo recente. Bennet (1933) realizou as primeiras estimativas dos custos da erosão nos Estados Unidos, com o objetivo de evidenciar a importância da adoção de práticas de manejo conservacionistas. Os avanços da conservação do solo como ciência, incluindo o desenvolvimento de capacidade de uso dos solos e da equação universal de perdas de solo, permitiram o aumento das pesquisas relativas aos custos da erosão (TELLES; GUIMARÃES; DECHEN, 2011).

Estudos realizados em diferentes locais como nos Estados Unidos (BENNETT, 1933), no Brasil (MARQUES; BERTONI; BARRETO, 1961), no Reino Unido (PRETTY et al., 2000), na União Europeia (MONTANARELLA, 2007; PANAGOS et al., 2018), na Inglaterra e País de Gales (GRAVES et al., 2015), no norte da Etiópia (LEMMA et al., 2017), dentre outros,

mostram a preocupação mundial com as consequências dos processos erosivos. Ademais, ainda há dificuldades para valorar as perdas econômicas causadas pela erosão.

No Brasil, essa abordagem foi tratada em alguns estudos conduzidos por Marques, Bertoni e Barreto (1961), Sorrenson e Montoya (1989), Marques (1998), Rodrigues (2005), Bertol et al. (2007), Sarcinelli, Marques e Romeiro (2009), Dantas e Monteiro (2010), Pugliesi et al. (2011), Andrade et al. (2011), Telles, Guimarães e Dechen (2011), Telles et al. (2013), Dechen et al. (2015) e Lima et al. (2017).

Os custos internos da erosão na maioria dos trabalhos foram calculados pelo método custo de reposição, levando em consideração as perdas de nutrientes. Este método se baseia no custo de repor ou restaurar um bem danificado, entendendo o custo como uma medida de seu benefício (PEARCE; PRETTY, 1993). Os custos internos também podem abranger a perda de produtividade nas lavouras, no entanto a perda de produtividade pode estar associada a outros fatores, e não se deve apenas ao processo de erosão. Também podem ser incorporados nos cálculos dos custos a queda nos valores das terras, o que envolveria o uso de dados históricos de preços de terrenos (TELLES et al., 2013).

A nível nacional, alguns autores estimaram as perdas de solo do Brasil e seus custos com a reposição de nutrientes. Bahia et al. (1992) a partir de uma perda de solo de 600 milhões de toneladas estimaram um custo de 1,5 bilhões de dólares; Hernani et al. (2002) estimaram uma perda de 822,7 milhões de toneladas de solo por ano perfazendo custo de 2,64 bilhões de dólares; e Dechen et al. (2015) estimaram uma perda de 616,5 milhões de toneladas de solo por ano correspondente a 1,3 bilhão de dólares em custos gerados para reposição de nutrientes. Por essas estimativas pode-se inferir que o processo erosivo propicia altas perdas econômicas dentro das propriedades e ter conhecimento da ordem de grandeza dos custos gerados é de extrema importância, principalmente, nas áreas de Cerrado, que possuem solos ácidos e com deficiência de nutrientes, portanto, grande dependência do uso de corretivos e fertilizantes.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área experimental

O trabalho foi conduzido na fazenda experimental da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Milho e Sorgo), localizada na região central de Minas Gerais, no município de Sete Lagoas, coordenadas geográficas 19° 28' 30" de latitude sul e 44° 15' 08" de longitude oeste.

O solo da área de estudo foi classificado como Latossolo Vermelho Distrófico típico (LVd) (SANTOS et al., 2013), e relevo suave ondulado, cerca de 8% de declividade média. O clima local, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwa (subtropical úmido), que apresenta inverno seco e verão quente, com temperatura média anual de 22,1°C. A pluviosidade média anual é 1.382,7 mm e o regime de chuvas apresenta irregularidades, sendo assim, o período de chuvas é concentrado nos meses de outubro a abril.

A implantação do experimento teve início na safra 2014/2015. A área experimental foi utilizada para o cultivo de grãos em sistema convencional de preparo do solo por mais de duas décadas antes da implantação do experimento. Em julho de 2014, em condições de sequeiro, realizou-se as operações de mobilização do solo em toda a área para incorporação dos insumos:

- a) Escarificação a 25 cm de profundidade, de modo a romper camadas compactadas;
- b) Aplicações de calcário na dose de 4 t ha⁻¹ parceladas em duas operações, sendo a primeira incorporada com arado de aiveca e a segunda utilizando grade aradora;
- c) Aplicação de gesso agrícola na dose de 3 t ha⁻¹.

Após a incorporação dos insumos e remoção das camadas compactadas adotou-se o sistema de plantio direto. Destaca-se que as operações de revolvimento inicial visaram alcançar profundidade superior aos convencionais 20 cm utilizados na região. Nessa etapa inicial, além da aplicação de corretivos (calcário e gesso), foram aplicados fertilizantes (fosfatados, potássicos e micronutrientes) para condicionamento do perfil e uniformização do solo, sendo incorporados alternadamente por meio de subsolagem, grade aradora e niveladora.

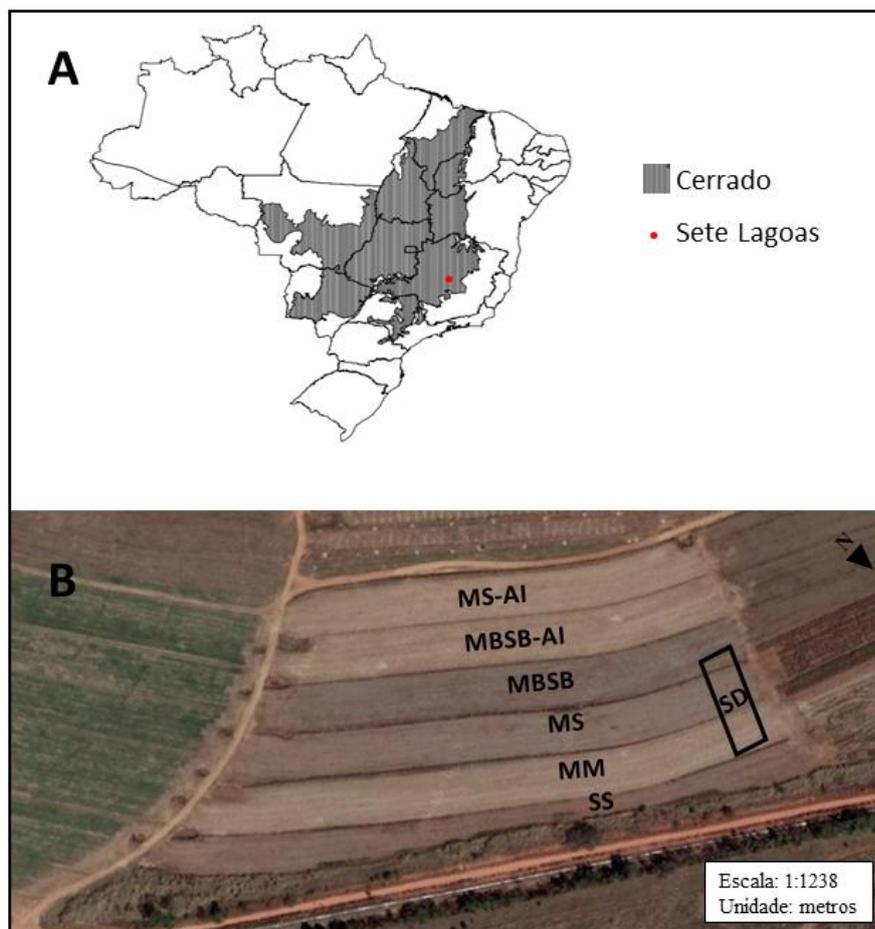
Foram estudados sistemas comparativos de produção de grãos em plantio direto, com níveis crescentes de investimento tecnológico no tocante à fertilidade do solo e intensificação dos sistemas produtivos, com o objetivo de melhorar a produção de palhada no plantio direto e diminuir os impactos do processo erosivo. A adubação caracterizada como nível médio de investimento consistiu em suprir totalmente as demandas nutricionais das culturas, e para o alto investimento, além do suprimento total da demanda das plantas, a adubação suplementar considerou a exportação na colheita. Os tratamentos foram conduzidos de forma mecanizada na semeadura, tratos culturais e colheita, a fim de obter ambientes em condições similares às lavouras comerciais.

Os sistemas de produção de grãos, com níveis de investimento (NI) tecnológico crescentes em adubação e tratos culturais (Figura 1), foram: 1. Soja em monocultura e médio NI (SS); 2. Milho em monocultura e médio NI (MM); 3. Milho e soja rotacionados em médio NI (MS); 4. Rotação milho e soja em médio NI, com inclusão de braquiária em consórcio – BC

(MBSB); 5. Rotação milho e soja em alto NI, com BC (MBSB-AI); 6. Rotação milho e soja em alto NI (MS-AI); e 7. Solo descoberto (SD).

Para a safra 2018/2019, as cultivares semeadas foram RK 5813 RR (soja) em espaçamento de 50 cm e AG 8088 Pro2 (milho) em espaçamento de 70 cm entre as linhas de cultivo. A espécie de braquiária utilizada em consórcio com as culturas principais foi a *Brachiaria brizantha* cv. BRS Piatã, popularmente conhecida com capim-piatã. O consórcio da braquiária com a cultura do milho foi realizado simultaneamente na mesma linha de cultura. Já com a soja, a gramínea foi plantada no estado fenológico R5, em que ocorre o enchimento dos grãos da soja. A semeadura da braquiária neste caso foi realizada à lanço.

Figura 1 - Localização do bioma Cerrado no Brasil e do município de Sete Lagoas – Minas Gerais (A) e imagem aérea da área experimental no período de entressafra, situada na Embrapa Milho e Sorgo (B).



SS: monocultura de soja; MM: monocultura de milho; MS: rotação milho/soja; MBSB: rotação milho/braquiária/soja/braquiária, AI = alto investimento em fertilizantes, SD: solo descoberto.

Fonte: Adaptado de MMA (2021) e Google Earth (2019).

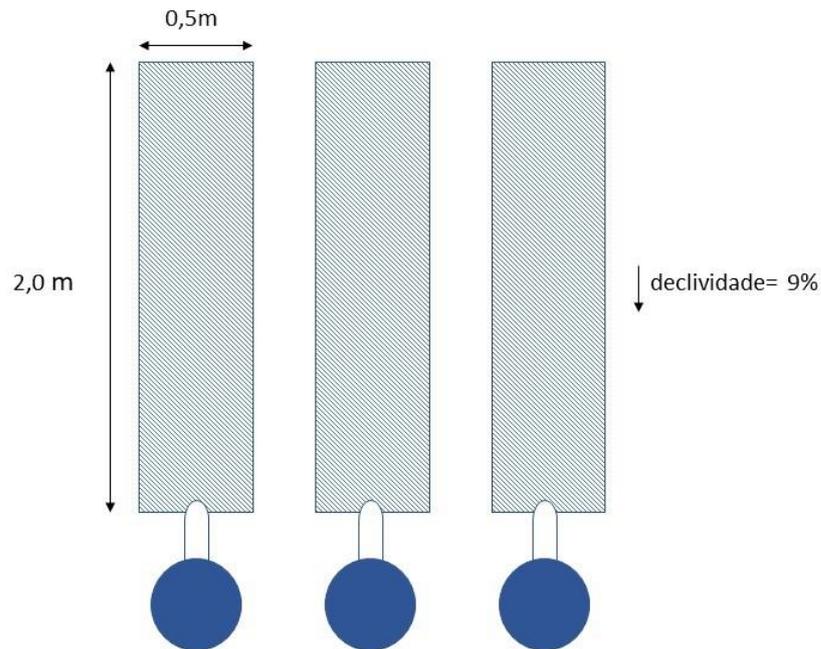
Os níveis de investimento em fertilizantes foram determinados de acordo com as recomendações de Resende et al. (2016) para elevadas produtividades de grãos de milho e soja. A dosagem de aplicação do fertilizante NPK 08-28- 16 + 0,3% de boro e 2,1% de enxofre para os tratamentos SS, MM, MS, MBSB, MBSB-HI e MS-HI foi respectivamente 148, 250, 250, 250, 415 e 415 kg ha⁻¹. Os tratamentos com rotação de culturas MS, MBSM, MBSB-AI e MS-AI, durante a safra 2018/2019 encontravam sob cultivo de milho, milho+braquiária, soja+braquiária e soja, respectivamente. Durante o período de entressafra, apenas MBSB e MBSB-AI permaneciam com a braquiária cultivada, enquanto os demais tratamentos se encontravam em pousio.

3.2 Perdas de solo, água e nutrientes

A avaliação das perdas de solo e água, tal como os nutrientes associados, foram realizadas por meio de parcelas de erosão, configurando 3 repetições para cada tratamento, e adicionalmente o solo descoberto (SD), conforme sugerido para parcela-padrão ou unitária pelos autores Wishmeier e Smith (1978), sempre mantido desprovido de culturas e vegetação espontânea. Foi realizada manualmente a retirada de plantas invasoras no tratamento com solo descoberto.

As parcelas de erosão foram montadas com chapas de aço galvanizado de 0,3 m de largura, as quais foram cravadas a 0,10 m de profundidade no solo perfazendo uma área de 1,0 m² (0,5 x 2,0 m), a maior dimensão foi colocada no mesmo sentido do declive do terreno. Na parte inferior das parcelas de erosão, a fim de direcionar o volume de água e sedimentos para os tanques coletores de 20 L, localizados em trincheiras abertas abaixo das parcelas, adaptou-se um cano de PVC com diâmetro de 75 mm e redução para 50 mm (Figura 2). Após cada evento de chuva erosiva realizou-se as coletas da água do escoamento nos tanques coletores, no período de dezembro de 2018 a março de 2019.

Figura 2 - Esquema de repetição das parcelas de erosão.



Fonte: Do autor (2021).

3.3 Análises de laboratório

O volume de água escoada foi coletado integralmente, sendo o volume de escoamento superficial direto dividido pela área da parcela, correspondente a perda total de água (mm). Para quantificação do solo erodido, amostras de 250 mL, após homogeneização, foram coletadas em triplicata e encaminhadas ao laboratório a fim de quantificar os sedimentos. Adicionou-se 3 gotas de HCl a 50% de concentração em cada recipiente para que ocorresse a floculação e decantação das partículas suspensas. Após secagem por 48h em estufa a 105 °C foi quantificado o peso de sedimento. A perda de solo para cada tratamento foi expressa em perda total de solo (Mg ha^{-1}).

Foi realizada análise química de rotina para obtenção da concentração de nutrientes (P, K, Ca, Mg, S, Cu, Fe, Mn e Zn) nos sedimentos, e multiplicou-se pela perda total de solo, a fim de se obter a perda de nutrientes no sedimento em kg ha^{-1} . Para a determinação do teor de nutrientes dissolvidos na água de escoamento superficial, as amostras de 250 mL foram deixadas em repouso para decantação do sedimento grosseiro. Desta, retirou-se 20 mL para análise de perda de nutrientes dissolvidos (P, K, Ca, Mg, Fe, Zn, Cu e Mn) na água da enxurrada, utilizando a técnica de espectrofotometria de emissão ótica em plasma induzido (ICP). O teor

de nutrientes na água, foi multiplicado pelo total de água escoada, obtendo-se a perda de nutrientes na água de escoamento superficial em kg ha^{-1} . As perdas totais de nutrientes foram determinadas pela soma das perdas de nutrientes nos sedimentos e na água de escoamento superficial.

Para que as declividades das parcelas fossem corrigidas para 9%, conforme padronizado por Wischmeier e Smith (1978), realizou-se a medição da declividade de cada parcela de forma isolada. Como as medições foram realizadas a partir de dezembro, os resultados foram extrapolados para expressar as perdas de água, solo e nutrientes para todo o período da safra.

Para a determinação da taxa de cobertura do solo (TC), coletou-se manualmente toda a cobertura vegetal presente nas parcelas de erosão, sendo posteriormente submetidas à secagem em estufa a $65\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 48 h, a fim de quantificar a biomassa seca residual na superfície do solo, expressas em Mg ha^{-1} .

3.4 Custos internos da erosão

Os custos internos da erosão hídrica foram calculados com base no método do custo de reposição de nutrientes – CRN (TELLES et al., 2013). Para estimar os custos das perdas dos nutrientes, as perdas totais dos macronutrientes P, K, Ca e Mg foram convertidas em fertilizantes comerciais. O P foi expresso na forma de superfosfato simples (P_2O_5 , 18%), o K na forma de cloreto de potássio (KCl, 60%) e o Ca e Mg na forma de calcário dolomítico ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, 32%).

Os preços pagos pelos produtores por esses fertilizantes no estado de Minas Gerais em 2018, foram obtidos no site da Companhia Nacional de Abastecimento (Conab). Foram considerados os preços de fertilizantes em reais (R\$), expressos no Quadro 1.

Quadro 1 - Preços de fertilizantes comerciais em Minas Gerais.

FERTILIZANTE	PREÇO (R\$/TON)
Cloreto de potássio	1701,42*
Superfosfato simples	984,64*
Calcário dolomítico	124,71*

*Preços médios dos meses junho, julho e agosto.

Fonte: Conab (2018).

A estimativa dos custos foi feita com base na Equação 1 (TELLES et al., 2013):

$$CRN = \sum_{i=1}^m QiPi \quad (1)$$

sendo: CRN os custos da erosão do solo referentes às perdas dos nutrientes avaliados (P, K, Ca e Mg) em R\$/ha; Qi a quantidade de fertilizantes perdidos pelo processo de erosão em kg/ha; Pi o preço dos diferentes fertilizantes em R\$/kg; e m os fertilizantes avaliados (superfosfato triplo, cloreto de potássio e calcário dolomítico).

3.5 Análise estatística

O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado (DIC) por se configurar como um único grande bloco experimental, conforme recomendado por Ferreira, Cargnelutti Filho e Lúcio (2012) e adotado por Cecagno et al. (2016). Verificou-se heteroscedasticidade na distribuição de perda de água (PA) por escoamento superficial, perda de solo (PS) e perda de nutrientes, então, utilizou-se quadrados mínimos generalizados (GLS) para analisar os dados, de forma a permitir a estimativa da variância para cada tratamento separadamente (CLEASBY; NAKAGAWA, 2011; SILVA JUNIOR et al., 2017). Procedeu-se com a realização da análise de variância (ANOVA) e em seguida foi aplicado o teste de *Tukey* ao nível de 5% de probabilidade para a comparação das médias. Usou-se o software R Studio.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

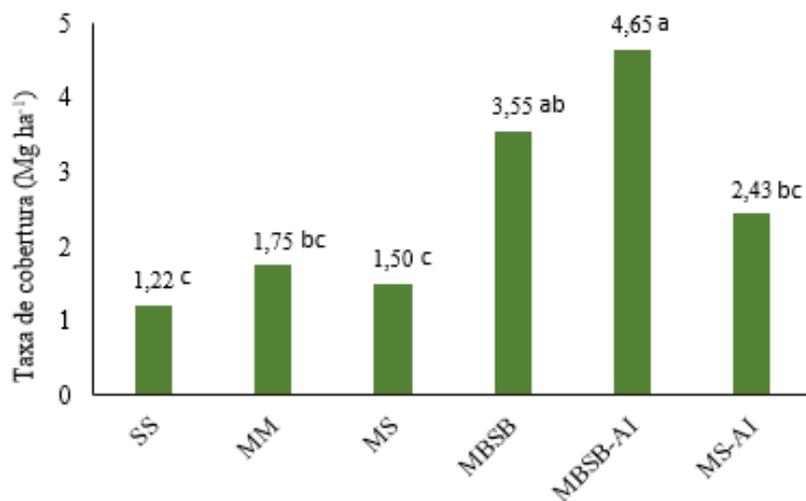
4.1 Cobertura do solo, perda de solo, perda de água e perda de nutrientes

A quantidade de resíduos vegetais que permaneceram sobre o solo após colheita da safra 2018/19 foi expressa por meio da taxa de cobertura do solo (TC) na Figura 3. Os sistemas de manejo SS e MS apresentaram as menores TC. Já os sistemas com rotação de culturas consorciados com braquiária (MBSB e MBSB-AI) apresentaram as maiores TC, no entanto, sem diferença estatística ($p < 0,05$), independentemente do nível de investimento em fertilizantes. O resultado mostrou a eficiência da consorciação de plantas produtoras de grãos com forrageiras tropicais em SPD para a produção de palhada. Destaca-se que a braquiária possui tolerância à deficiência hídrica, sistema radicular vigoroso e profundo, o que garante bom desempenho mesmo frente a condições ambientais desfavoráveis (CRUSCIOL et al., 2009). A monocultura de milho (MM) e a rotação milho/soja com alto nível de investimento

em fertilizantes (MS-AI) apresentaram taxas de cobertura intermediárias, entretanto de acordo com a análise estatística esses sistemas não diferiram de SS, MS e MBSB.

Avaliando-se de forma isolada, a cobertura do solo por resíduos vegetais é o fator mais importante no controle da erosão hídrica em diferentes sistemas de cultivo por meio da dissipação da energia de impacto direto das gotas da chuva (PANACHUKI et al., 2011). O uso de plantas de cobertura do solo para formação de palhada apresenta-se vantajoso ao prevenir a erosão e melhorar as propriedades do solo, proporcionando resiliência aos sistemas de cultivo (CARDOSO et al., 2012). As plantas de cobertura protegem o solo da erosão por meio do aumento da taxa de cobertura do solo e da influência do sistema radicular, proporcionando maior infiltração de água e redução do escoamento superficial (CARDOSO et al., 2013). Dentre os benefícios do uso das plantas de cobertura há o condicionamento físico do solo, como por exemplo redução da resistência do solo à penetração, e químico por meio da absorção de nutrientes nas camadas subsuperficiais do solo e disponibilização na superfície, após a decomposição da palhada (CARDOSO et al., 2012). A rotação de culturas também é fator importante na manutenção permanente de quantidade mínima de palhada na superfície do solo no SPD (CRUSCIOL et al., 2009).

Figura 3 - Taxa de cobertura do solo para cada sistema de manejo estudado em um Latossolo Vermelho distrófico em Sete Lagoas-MG na safra 2018-2019. Médias seguidas por letras diferentes diferem entre si pelo teste de *Tukey* ($p < 0,05$).

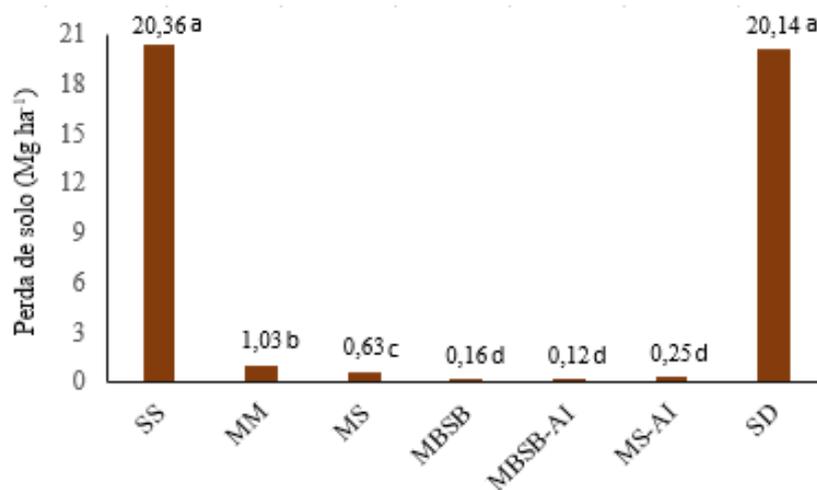


SS: monocultura de soja; MM: monocultura de milho; MS: rotação milho/soja; MBSB: rotação milho/braquiária/soja/braquiária, AI = alto investimento em fertilizantes, SD: solo descoberto.

Fonte: Do autor (2019).

Na Figura 4 apresentam-se as perdas de solo em cada um dos tratamentos. O manejo SS foi quantificado as maiores taxas de PS, e equiparou-se ao solo sem cobertura vegetal (SD). Isto indica a vulnerabilidade desse sistema de manejo ao processo erosivo devido à baixa ou ausência de cobertura vegetal do solo (Figura 3). No caso da cultura da soja, a baixa relação carbono/nitrogênio da palhada desta leguminosa contribui para a rápida decomposição desta pelos microrganismos e conseqüentemente deixa o solo mais exposto aos efeitos da erosão, desfavorecendo a eficiência da cobertura vegetal (ANDRADE et al., 2018). Os sistemas de manejo MBSB, MBSB-AI e MS-AI apresentaram as menores PS, seguidos, em ordem crescente, por MS e MM.

Figura 4 - Perdas de solo por erosão hídrica em função de cada sistema de manejo em um Latossolo Vermelho distrófico em Sete Lagoas-MG na safra 2018/2019, considerando declividade = 9%, usando mínimos quadrados generalizados devido à heterocedasticidade. Médias seguidas por letras diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).



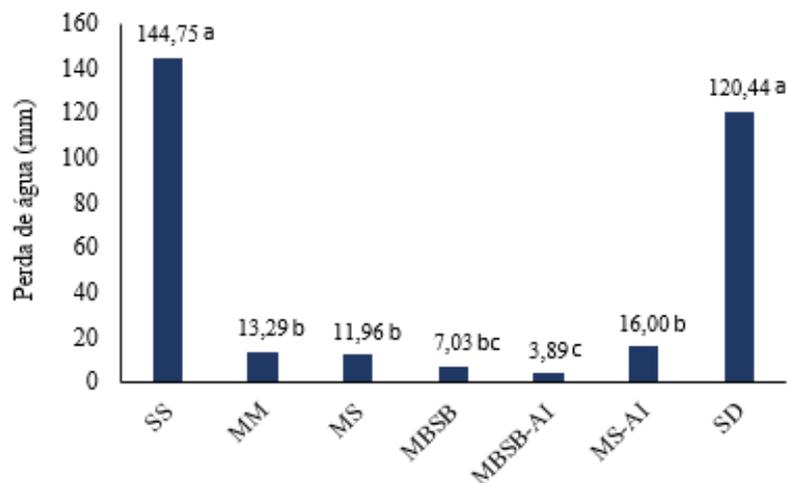
SS: monocultura de soja; MM: monocultura de milho; MS: rotação milho/soja; MBSB: rotação milho/braquiária/soja/braquiária, AI = alto investimento em fertilizantes, SD: solo descoberto.

Fonte: Do autor (2019).

Para perdas de água por escoamento superficial (Figura 5), os tratamentos SS e SD apresentaram os maiores valores e não diferiram ($p < 0,05$) entre si, o que mostrou a suscetibilidade deste manejo frente ao processo erosivo. Por outro lado, o tratamento MBSB-AI apresentou a menor perda, diferindo de todos os sistemas exceto de MBSB. As menores PA (Figura 5), bem como PS (Figura 4) foram obtidas nos tratamentos que apresentaram maiores TC (Figura 3), evidenciando que o fator de cobertura do solo tem influência direta no processo

erosivo, dado que o aumento da taxa de cobertura do solo foi capaz de controlar tanto as perdas de solo como as perdas de água, assim como no estudo de Dechen et al. (2015).

Figura 5 - Perdas de água por escoamento superficial em função de cada sistema de manejo em um Latossolo Vermelho distrófico em Sete Lagoas-MG na safra 2018/2019, considerando declividade = 9%, usando mínimos quadrados generalizados devido à heterocedasticidade. Médias seguidas por letras diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).



SS: monocultura de soja; MM: monocultura de milho; MS: rotação milho/soja; MBSB: rotação milho/braquiária/soja/braquiária, AI = alto investimento em fertilizantes, SD: solo descoberto.

Fonte: Do autor (2019).

Na Tabela 1 apresentam-se as concentrações de nutrientes na água de escoamento e no sedimento erodido. As perdas de nutrientes via erosão hídrica (Tabela 2) foram influenciadas pela concentração dos nutrientes no sedimento e na água e pelas perdas de água e solo (Figura 4 e 5). Nota-se que a concentração de nutrientes no sedimento é substancialmente mais elevada que a concentração de nutrientes na água (Tabela 1). Portanto, as perdas de nutrientes na água de escoamento se devem aos grandes volumes de perdas de água, enquanto as perdas de nutrientes no sedimento se devem às altas concentrações dos nutrientes no sedimento. As maiores perdas de nutrientes foram observadas para o sistema de monocultura de soja (Tabela 2), da mesma forma que foi observado para as perdas de solo e água (Figuras 4 e 5) em que este sistema apresentou as maiores taxas de perda, sendo estatisticamente similares às da parcela de solo descoberto.

De modo geral, as perdas de nutrientes (Tabela 2), foram menores nos tratamentos que envolveram a rotação com braquiária (MBSB e MBSB-HI), seguidos pelos tratamentos de

rotação milho/soja e pela monocultura de milho, e as maiores perdas na água de escoamento superficial, nos sedimentos e totais, expressas em kg ha^{-1} , foram observadas para K, Ca, Mg e Fe nos tratamentos SS e SD.

As maiores perdas de macronutrientes na água proveniente de escoamento superficial direto, em geral, foram observadas para Ca, K, Mg e P, em ordem decrescente. A tendência de perdas de macronutrientes nos sedimentos da erosão foi Ca, Mg, K e P, em ordem decrescente. As perdas totais dos macronutrientes (soma das perdas na água da enxurrada e nos sedimentos erodidos) obedeceu a mesma ordem da água da enxurrada, apresentando as maiores perdas para Ca, K, Mg e P.

O macronutriente Ca apresentou maiores perdas nos sedimentos da erosão, enquanto para K observou-se maiores perdas na água de escoamento superficial. As maiores perdas de Ca no sedimento, bem como as perdas de Mg podem estar associadas à fração orgânica acumulada no plantio direto que compõe o sedimento e possui elevada capacidade de reter esses nutrientes (MENDONÇA; ROWELL, 1994). Já as elevadas perdas de K na água são explicadas pelo fato de o elemento não ser componente estrutural de nenhuma molécula orgânica, sendo, portanto, facilmente lixiviado dos tecidos vegetais (TORRES; PEREIRA, 2008). O Fe apresentou taxas elevadas por se tratar de um Latossolo Vermelho distrófico, que pode apresentar de médio a alto teor de ferro devido à intemperização da argila.

Tabela 1 - Concentração de nutrientes na água de escoamento e no sedimento erodido em função de cada sistema de manejo do solo em um Latossolo Vermelho distrófico em Sete Lagoas-MG na safra 2018/2019.

Manejo do solo	Concentração de nutrientes na água de escoamento (mg L ⁻¹)								
	K	P	Ca	Mg	S	Zn	Fe	Cu	Mn
SS	2,84	0,26	3,73	1,21	0,16	0,03	7,21	0,00	0,06
MM	0,90	0,16	1,28	0,45	0,03	0,01	5,95	0,00	0,03
MS	1,26	0,23	1,41	0,56	0,14	0,03	7,83	0,00	0,03
MBSB	2,07	0,18	2,21	0,64	0,34	0,03	2,69	0,00	0,03
MBSB-AI	2,42	0,32	2,80	0,79	0,60	0,03	1,73	0,00	0,02
MS-AI	6,35	0,40	3,98	1,48	0,96	0,01	3,02	0,00	0,05
SD	2,98	0,37	4,52	1,58	0,19	0,03	10,22	0,01	0,11

	Concentração de nutrientes no sedimento (mg dm ⁻³)								
	K	P	Ca	Mg	S	Zn	Fe	Cu	Mn
SS	161,02	21,45	978,62	168,16	8,30	64,57	48,01	0,35	38,21
MM	104,97	26,38	969,94	164,92	4,62	74,59	47,99	0,71	52,51
MS	149,35	41,25	909,82	147,09	7,62	199,25	45,76	1,00	95,75
MBSB	167,57	39,96	883,76	143,04	7,20	31,88	43,32	0,79	51,68
MBSB-AI	126,32	46,26	967,26	172,21	9,53	44,50	42,14	0,51	57,74
MS-AI	367,63	45,29	1028,05	191,25	16,18	45,61	49,43	0,55	44,09
SD	109,82	52,77	1125,58	224,89	8,21	94,08	45,98	0,40	70,10

SS: monocultura de soja; MM: monocultura de milho; MS: rotação milho/soja; MBSB: rotação milho/braquiária/soja/braquiária, AI = alto investimento em fertilizantes, SD: solo descoberto.

Fonte: Do autor (2019).

Tabela 2 - Perdas de nutrientes via erosão hídrica (água, sedimento e total) em função de cada sistema de manejo do solo em um Latossolo Vermelho distrófico em Sete Lagoas-MG na safra 2018/2019, considerando declividade = 9%, usando mínimos quadrados generalizados devido à heterocedasticidade. Médias seguidas por letras diferentes diferem entre si pelo teste de *Tukey* ($p < 0,05$).

Manejo do solo	Nutrientes na água de escoamento (kg ha ⁻¹)								
	K	P	Ca	Mg	S	Zn	Fe	Cu	Mn
SS	4,076 a	0,372 a	3,641 b	1,252 b	0,372 abc	0,039ns	9,852 a	0,004 ab	0,084 b
MM	0,123 c	0,022 bcd	0,171 d	0,060 de	0,003 c	0,002	0,855 bc	0,001 b	0,004 cd
MS	0,147 c	0,026 c	0,167 d	0,065 d	0,017 c	0,003	0,856 b	< 0,001 b	0,003 cd
MBSB	0,171 c	0,013 cd	0,157 d	0,051 de	0,028 c	0,002	0,240 bc	< 0,001 b	0,003 cd
MBSB-AI	0,096 c	0,012 d	0,109 d	0,031 e	0,024 c	0,001	0,070 c	< 0,001 b	0,001 d
MS-AI	0,997 b	0,064 b	0,634 c	0,235 c	0,148 b	0,002	0,480 b	< 0,001 b	0,008 c
SD	4,827 a	0,591 a	7,334 a	2,515 a	0,362 a	0,033	12,378 a	0,012 a	0,181 a
Manejo do solo	Nutrientes no sedimento (kg ha ⁻¹)								
	K	P	Ca	Mg	S	Zn	Fe	Cu	Mn
SS	3,081 a	0,306 b	19,934 a	3,374 a	0,122 a	1,231 a	0,985 a	0,009 abc	0,784 a
MM	0,107 b	0,041 cd	0,906 b	0,146 b	0,005 b	0,076 b	0,049 b	0,001 b	0,054 b
MS	0,091 bc	0,034 c	0,706 b	0,140 b	0,005 b	0,125 b	0,029 bc	0,001 b	0,061 b
MBSB	0,027 cd	0,002 d	0,138 c	0,024 c	0,001 c	0,006 c	0,007 d	< 0,001 c	0,008 c
MBSB-AI	0,016 d	0,002 d	0,119 c	0,021 c	0,001 c	0,005 c	0,005 d	< 0,001 c	0,008 c
MS-AI	0,089 bc	0,003 d	0,243 c	0,034 c	0,004 bc	0,010 c	0,012 cd	< 0,001 c	0,011 c
SD	2,212 a	0,941 a	22,706 a	3,948 a	0,108 a	2,723 a	1,222 a	0,012 a	1,419 ab
Manejo do solo	Nutrientes totais (kg ha ⁻¹)								
	K	P	Ca	Mg	S	Zn	Fe	Cu	Mn
SS	7,158 a	0,839 a	23,574 a	4,625 a	0,494 ab	1,270 a	10,837 a	0,013 ab	0,868 a
MM	0,231 cd	0,063 bc	1,077 b	0,207 bc	0,008 c	0,078 b	0,904 bc	0,001 b	0,057 b
MS	0,238 c	0,059 b	0,873 b	0,205 bc	0,022 c	0,128 b	0,885 b	< 0,001 b	0,063 b
MBSB	0,198 cd	0,015 cd	0,295 c	0,075 cd	0,029 c	0,008 c	0,247 bc	< 0,001 b	0,010 c
MBSB-AI	0,112 d	0,014 d	0,228 c	0,052 d	0,025 c	0,006 c	0,076 c	< 0,001 b	0,009 c
MS-AI	1,085 b	0,067 b	0,877 b	0,269 b	0,152 b	0,012 c	0,492 b	< 0,001 b	0,019 c
SD	7,039 a	1,351 a	30,041 a	6,423 a	0,470 a	2,764 a	13,601 a	0,023 a	1,599 a

SS: monocultura de soja; MM: monocultura de milho; MS: rotação milho/soja; MBSB: rotação milho/braquiária/soja/braquiária, AI = alto investimento em fertilizantes, SD: solo descoberto.

Fonte: Do autor (2019).

4.2 Custos associados às perdas de nutrientes

Os custos da erosão e as quantidades de fertilizantes (cloreto de potássio, superfosfato simples e calcário dolomítico) para reposição dos macronutrientes K, P, Ca e Mg estão apresentadas nas Tabelas 3 e 4. As perdas de micronutrientes não foram contabilizadas para estimativa dos custos. Entretanto, sabe-se que estes fertilizantes possuem um alto custo.

As perdas de K, na forma de cloreto de potássio variaram de 0,22 kg ha⁻¹ para MBSB-AI a 14,38 kg ha⁻¹ para SS. A parcela de solo descoberto apresentou perda equivalente a 14,14 kg ha⁻¹. Embora de modo geral não tenha sido o K o nutriente mais perdido em termos quantitativos (Tabela 3), os maiores custos para reposição de nutrientes foram atribuídos às perdas de KCl (Tabela 4), conforme constatado também por Bertol et al. (2007) e Dechen et al. (2015). Em trabalhos que consideraram as perdas de nitrogênio para o cálculo do custo de reposição de nutrientes (CRN), a reposição deste nutriente representou maiores valores (MARQUES, 1998; RODRIGUES, 2005); entretanto, esse nutriente não foi avaliado no presente estudo. Os custos das perdas de KCl em razão das perdas representaram de 37,36% a 52,21% dos CRN, devido ao valor de mercado do fertilizante cloreto de potássio. Ressalta-se que no Brasil, a maior parte do potássio usado na agricultura é importado e a precificação depende da taxa cambial dólar/real (SANTOS, 2015).

As perdas de P, na forma de superfosfato simples variaram de 0,18 kg ha⁻¹ para MBSB-AI a 10,67 kg ha⁻¹ para SS. Já para SD a perda foi de 17,20 kg ha⁻¹, resultado superior à SS. Além disso, como no tratamento SD não há plantas vivas, nem cobertura vegetal, não há retirada de nutrientes do solo via absorção por raízes e isso pode explicar a maior perda de fósforo para SD quando comparado à SS, mesmo apresentando perdas similares de água e sedimentos. Os custos para reposição de superfosfato simples representaram de 16,38% a 36,35% dos custos totais, para MS-AI e MS, respectivamente.

Em termos quantitativos, o Ca+Mg na forma de calcário dolomítico representou as maiores perdas para todos os sistemas de manejo, apesar disso, de forma geral, apresentou as menores perdas monetárias devido ao seu menor valor de mercado. As perdas variaram de 1,00 kg ha⁻¹ para o tratamento MBSB-AI a 131,43 kg ha⁻¹ para SD. Com exceção do SD, a maior perda de Ca+Mg em forma de calcário dolomítico foi para SS (103,14 kg ha⁻¹) seguida em ordem decrescente pelo tratamento MM (4,71 kg ha⁻¹), com resultado 95% inferior em relação ao tratamento SS. As perdas de calcário dolomítico para os tratamentos MS, MBSB, MS-AI foram respectivamente 3,82, 1,29 e 3,84 kg ha⁻¹.

Os custos financeiros advindos da erosão relacionados às perdas de nutrientes variaram de R\$ 0,68 ha⁻¹ para MBSB-AI a R\$ 57,38 ha⁻¹ para SD. Para o manejo SS, o CRN foi R\$ 47,83 ha⁻¹, o que correspondeu a 68,33% do preço da saca de 60 kg de soja (R\$ 70,00) em março de 2019. O sistema de manejo com rotação de milho/soja consorciado com a braquiária em alto nível de investimento em fertilizantes apresentou o melhor resultado, com as menores perdas de fertilizantes e corretivo, redução de 98,56% no CRN comparado ao tratamento SS. Em contrapartida, a rotação de milho/soja com alto nível de investimento em fertilizantes sem consorciação com a braquiária, dentre os manejos com rotação de culturas, foi o mais suscetível à perda de nutrientes. Assim, o alto investimento em fertilizantes pode ser ineficiente se as perdas de nutrientes não forem controladas, como foi observado no tratamento MS-AI.

Tabela 3 – Perdas de fertilizantes calculadas a partir da perda de nutrientes total em função de cada sistema de manejo em um Latossolo Vermelho distrófico em Sete Lagoas-MG na safra 2018/2019, considerando declividade = 9%.

Manejo do solo	Perdas de fertilizantes (kg ha ⁻¹)		
	KCl 60%	P ₂ O ₅ 18%	Calcário Dolomítico
SS	14,38	10,67	103,14
MM	0,46	0,80	4,71
MS	0,48	0,76	3,82
MBSB	0,40	0,20	1,29
MBSB-AI	0,22	0,18	1,00
MS-AI	2,18	0,85	3,84
SD	14,14	17,20	131,43

SS: monocultura de soja; MM: monocultura de milho; MS: rotação milho/soja; MBSB: rotação milho/braquiária/soja/braquiária, AI = alto investimento em fertilizantes, SD: solo descoberto.

Fonte: Do autor (2021).

Tabela 4 – Custo de reposição de nutrientes convertidos em fertilizantes em função de cada sistema de manejo em um Latossolo Vermelho distrófico em Sete Lagoas-MG na safra 2018/2019, considerando declividade = 9%.

Manejo do solo	Custo de reposição de nutrientes (R\$ ha ⁻¹)						
	KCl 60%		P ₂ O ₅ 18%		Calcário Dolomítico		Custo total
SS	R\$	24,46	R\$	10,51	R\$	12,86	R\$ 47,83
MM	R\$	0,79	R\$	0,79	R\$	0,59	R\$ 2,17
MS	R\$	0,81	R\$	0,75	R\$	0,48	R\$ 2,04
MBSB	R\$	0,68	R\$	0,19	R\$	0,16	R\$ 1,03
MBSB-AI	R\$	0,38	R\$	0,18	R\$	0,12	R\$ 0,69
MS-AI	R\$	3,71	R\$	0,84	R\$	0,48	R\$ 5,03
SD	R\$	24,06	R\$	16,93	R\$	16,39	R\$ 57,38

SS: monocultura de soja; MM: monocultura de milho; MS: rotação milho/soja; MBSB: rotação milho/braquiária/soja/braquiária, AI = alto investimento em fertilizantes, SD: solo descoberto.

Fonte: Do autor (2021).

As elevadas perdas de fertilizantes no tratamento SS (Tabela 3) estão associadas a baixa taxa de cobertura proporcionada pela palhada da monocultura da soja (Figura 3), que se decompõe rapidamente e deixa o solo desprotegido. Por outro lado, a palhada do milho e da braquiária são persistentes (CALONEGO et al., 2012), o que ajuda no incremento da taxa de cobertura, protegendo o solo contra a erosão, além de propiciar maior retenção de umidade, o que é importante para o desenvolvimento das culturas em condições de déficit hídrico (PARIZ et al., 2011). A rotação de culturas milho/soja foi benéfica para a redução dos custos da erosão. Contudo, os menores CRN foram observados para os tratamentos que aliaram a rotação milho/soja à consorciação de braquiária, evidenciando que a alta taxa de cobertura permanente no solo propiciada por esse sistema de manejo também traz benefícios econômicos.

Controlar as perdas de insumos nas lavouras representa economia para o produtor rural (BERTOL et al., 2007), ao reduzir os prejuízos financeiros decorrentes das perdas de nutrientes na forma de fertilizantes e de calcário via erosão hídrica. Além disso, a perda de nutrientes pode interferir na produtividade das culturas, e desse modo gerar perdas financeiras (PANAGOS, 2018). Destaca-se que os fertilizantes representam alto percentual dos custos de produção agrícola, cerca de 24% e 22% dos custos totais para a produção de milho e soja, respectivamente, em plantio direto no estado de Minas Gerais para a safra 2018/2019 (CONAB, 2019). O efeito da erosão sobre o solo é cumulativo no que tange as perdas e os custos, e quando o solo é exposto por um longo período à intensificação do processo erosivo pela ação antrópica,

pode se tornar inviável economicamente a restauração da fertilidade na tentativa de se obter produtividade adequada (DECHEN et al, 2015).

O CRN permitiu comparar diferentes práticas sob plantio direto quanto à sustentabilidade ambiental dos manejos, embora se trate apenas parcialmente do custo real da erosão. Os manejos mais sustentáveis foram aqueles sistemas que obtiveram menores perdas de solo, água e nutrientes, e conseqüente diminuição dos prejuízos financeiros decorrentes das perdas de nutrientes. Esse método de custo de reposição de nutrientes valora apenas os custos internos da erosão que oneram o produtor agrícola, no entanto a erosão atinge além dos limites da propriedade privada e gera custos externos que são pagos pela sociedade (PANAGOS et al., 2018; TELLES et al., 2013). Na literatura, os custos externos da erosão estão relacionados principalmente aos impactos ambientais nos recursos hídricos, como assoreamento e eutrofização, e são superiores aos custos internos (GRAVES et al.; 2015; MARQUES, 1998; RODRIGUES, 2005).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

De forma geral, a taxa de cobertura do solo foi importante como fator regulador dos processos de escoamento superficial direto, perdas de solo e perdas de nutrientes nas condições estudadas.

A monocultura de soja e o solo descoberto se mostraram vulneráveis ao processo erosivo e apresentaram os maiores custos de reposição de nutrientes, o que alerta para a necessidade de diversificação dos cultivos e produção de cobertura do solo adequada a fim de reduzir os impactos ambientais e econômicos.

O aumento na cobertura vegetal, propiciado pelo uso da braquiária no sistema de produção de grãos, contribuiu para redução do escoamento superficial e da produção de sedimentos, resultando em menores perdas financeiras.

A rotação milho/soja consorciada com braquiária em médio e alto nível de investimento em fertilidade apresentaram as maiores taxas de cobertura do solo, o que foi essencial para a redução das perdas de solo, água, nutrientes e por conseguinte menor custo de reposição de nutrientes.

O Cálcio e o Magnésio apresentaram as maiores perdas quantitativas na forma de calcário dolomítico e o Potássio apresentou os maiores custos de reposição na forma de cloreto

de potássio; o sistema de manejo SS perdeu 36% da quantidade de potássio em relação à adubação da safra 2018/2019.

A valoração econômica da erosão por meio do custo reposição de nutrientes forneceu dados relevantes que permitiram comparar diferentes sistemas de manejo para orientação do manejo eficiente da adubação, à fim de reduzir as perdas de fertilizantes aplicados nas lavouras.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, A. T. et al. Desafios do Sistema Plantio Direto no Cerrado. **Informe Agropecuário**, v. 39, n. 302, p. 18-26, 2018.

ANDRADE, N. S. F. et al. Impacto técnico e econômico das perdas de solo e nutrientes por erosão no cultivo da cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 3, p. 539-550, 2011.

AYER, J. E. B. et al. Erosão hídrica em Latossolos Vermelhos distróficos. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 45, n. 2, p. 180-19, 2015.

BAHIA, V. G. et al. Fundamentos de erosão do solo: tipos, formas, mecanismos, fatores determinantes e controle. **Informe Agropecuário**, v. 16, p. 25-31, 1992.

BALBINO, L. C et al. Agricultura sustentável por meio da Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF). **Informações Agronômicas IPNI**, n. 138, p. 1-18, jul. 2012.

BENNETT, H.H. The cost of soil erosion. **Ohio Journal of Science**, v. 33, p. 271-279, 1933.

BERTOL, I. et al. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 133-142, 2007.

BERTOL, I.; COGO, N. P.; LEVIEN, R. Erosão hídrica em diferentes preparos do solo logo após as colheitas de milho e trigo, na presença e na ausência dos resíduos culturais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, p. 409-418, 1997.

BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R. **Principles of Soil Conservation and Management**. 2008.

CALONEGO, J. C. et al. Persistência e liberação de nutrientes da palha de milho, braquiária e labe-labe. **Bioscience Journal**, v. 28, n.5, p. 770-781, 2012.

CARDOSO, D. P. et al. Atributos fitotécnicos de plantas de cobertura para a proteção do solo. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 1, p. 19-24, 2013.

CARDOSO, D.P. et al. Espécies de plantas de cobertura no condicionamento químico e físico do solo. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 8, n. 3, p. 375-382, 2013.

CARDOSO, D.P. et al. Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.6, p.632 - 638, 2012.

CEGAGNO, D. et al. Least limiting water range and soybean yield in a long-term, no-till, integrated crop livestock system under different grazing intensities. **Soil and Tillage Research**, v. 156, p. 54– 62., 2016.

CLEASBY, I. R.; NAKAGAWA, S. Neglected biological patterns in the residuals. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 65, p. 2361–2372, 2011.

COGO, N. P. **Effect of residue cover, tillage induced roughness, and slope length on erosion and related parameters**. 1981. 346p. Tese (doutorado) - Purdue University, West Lafayette. 1981.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 743-753, 2003.

CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da safra brasileira de grãos**, v. 7, n. 12, 2020. 68p.

CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da safra brasileira de grãos**, v. 8, n. 6, 2020. 106p.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. **Insumos agropecuários**, 2018. Disponível em:

<<https://consultaweb.conab.gov.br/consultas/consultaInsumo.do?method=acaoCarregarConsulta>>. Acesso em: 10 de abr. de 2021.

CRUSCIOL, C. A. C. et al. Integração lavoura-pecuária: benefícios das gramíneas perenes nos sistemas de produção. **Informações agrônomicas**, n. 125, 2009.

CRUSCIOL, C. A. C. et al. Intercropping soybean and palisade grass for enhanced land use efficiency and revenue in a no till system. **European Journal of Agronomy**, v. 58, p. 53-62, 2014.

CUNHA, G. Plantio direto. 39. ed. São Paulo: IEA, 1997. 28p. *In:* RODRIGUES, W. Valoração econômica dos impactos ambientais de tecnologias de plantio em região de Cerrados. **Revista Economia e Sociologia Rural**, v. 43, p. 135-153, 2005.

DANIEL, L. A. **Análise do comportamento da cultura do milho (*Zea mays* L.) em rotação com soja (*Glycine max* L. Merrill) cultivadas através dos sistemas de “plantio direto” e “convencional” em diferentes épocas do ano, com e sem irrigação.** 1981. 98p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1981.

DANTAS, K. P.; MONTEIRO, M. S. L. Valoração econômica dos efeitos internos da erosão: impactos da produção de soja no cerrado piauiense. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 48, n. 4, p. 619-633, 2010.

DECHEN, S. C. F. et al. Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. **Bragantia**, Campinas, v. 74, n. 2, p. 224-233, 2015.

FERREIRA D. F.; CARGNELUTTI FILHO A.; LÚCIO, A. D. **Procedimentos estatísticos em planejamentos experimentais com restrição na casualização.** Boletim Informativo Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.37, p.9–9, 2012.

GILIO, L.; RENNÓ, N. O crescimento do agronegócio realmente tem se refletido em maior demanda para agentes do setor. **Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada – CEPEA**, 3 de set. de 2018. Disponível em: < <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/opiniaocpepa/o-crescimento-do-agronegocio-realmente-tem-se-refletido-em-maior-renda-para-agentes-do-setor.aspx>>. Acesso em: 03 de mar. de 2021.

GRAVES, A.R. et al. The total costs of soil degradation in England and Wales. **Ecological Economics**, v. 119, p. 399-413, 2015.

GUERRA A. J. T.; BOTELHO, R. G. M. Características e propriedades dos solos relevantes para os estudos pedológicos e análise dos processos erosivos. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 19, 1996.

GUERRA, A.J.T. **Soil characteristics and erosion, with particular reference to organic matter content.** 1991. 441 p. Tese (doutorado) - Universidade de Londres. 1991.

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

HERNANI, L. C.; KURIHARA C. H.; SILVA W. M. Sistemas de manejo de solo e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 145-154, 1999.

HIRAKURI, M. H.; LAZZAROTTO, J. J. **O agronegócio da soja nos contextos mundial e brasileiro**. Embrapa: Londrina, 2014. 37p. (Documentos n. 349)

KASSAS, M. Desertification: a general review. **Journal of Arid Environments**, v. 30, p. 115-128, 1995.

KLUTHCOUSKI, J. et al. **Sistema Santa Fé - Tecnologia Embrapa**: integração lavoura-pecuária pelo consórcio de culturas anuais com forrageiras, em áreas de lavoura, nos sistemas direto e convencional. Embrapa Arroz e Feijão: Santo Antônio de Goiás, p.28, 2000. (Circular Técnica, 38).

LAL R. Soil-peace nexus: Our common future. *Soil Science and Plant Nutrition*, **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 61, p. 566–578, 2015.

LEMMA, B. et al. Quantifying annual soil and nutrient lost by rill erosion in continuously used semiarid farmlands, North Ethiopia. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n.190, 2017.

LIMA, J. W. C. Custo da erosão hídrica para diferentes usos no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 11, n. 6, p. 1772 - 1783, 2017.

MARQUES, J. F. Custos da erosão em razão dos seus efeitos internos e externos à área de produção agrícola. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 36, n. 1, p. 61-80, 1998.

MARQUES, J. Q. A.; BERTONI, J.; BARRETO, G. B. Perdas por erosão no estado de São Paulo. **Bragantia**, v. 20, n. 47, p. 1143-1182, 1961.

MENDONÇA, E. S.; ROWEL, D. L. Dinâmica do alumínio e de diferentes frações orgânicas de um Latossolo argiloso sob cerrado e soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.18, p.295-303, 1994.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Mapeamento de Cobertura Vegetal do Bioma Cerrado**. Edital Probio 02/2004 Projeto Executivo B.02.02.109. Relatório Final, 2007. Disponível em: <http://mapas.mma.gov.br/geodados/brasil/vegetacao/vegetacao2002/cerrado/documentos/relatorio_final.pdf>. Acesso em: 21 abr. 2021.

MOMOLI, R. S.; COOPER, M. Erosão hídrica em solos cultivados e sob mata ciliar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1295-1305, 2016.

MOMOLI, R.S. et al. Aplicação da dendrogeomorfologia no estudo da deposição de sedimentos do solo no tronco de árvores de Guarea guidonea em mata ciliar antropizada no Estado de Goiás, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 40, p. 7-14, 2012.

MORAIS, L. F. B.; COGO, N. P. Comprimentos críticos de rampa para diferentes manejos de resíduos culturais em sistema de semeadura direta em um Argissolo Vermelho da Depressão Central (RS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 1041-1051, 2001.

MORGAN, R.P.C. **Soil erosion and conservation**. Longman Group, 1986. 298p.

NASCENTE, A. S., CRUSCIOL, C. A. C., COBUCCI, T. The no-tillage system and cover crops — Alternatives to increase upland rice yields. **European Journal of Agronomy**, v. 45, p. 124-131, 2013.

PANACHUKI, E. et al. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo Vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1777-1785, 2011.

PANAGOS, P. et al. Cost of agricultural productivity loss due to soil erosion in the European Union: From direct cost evaluation approaches to the use of macroeconomic models. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 3, p. 471–484, 2018.

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

PARIZ, C. M. et al. Straw decomposition of nitrogen-fertilized grasses intercropped with irrigated maize in an integrated crop livestock system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 6, p. 2029-2037, 2011.

PEARCE, D. W.; PRETTY, J. N. **Economic values and the natural world**. London, 1993. 129p.

PRETTY, J.N. et al. An assessment of the total external costs of UK agriculture. **Agricultural Systems**, v. 65, p. 113-136, 2000.

PUGLIESI, A. C. V. et al. Valoração econômica do efeito da erosão em sistemas de manejo do solo empregando o método custo de reposição. **Bragantia**, v. 70, n. 1, p. 113-121, 2011.

RODRIGUES, M. N. **Atributos físicos, químicos e microbiológicos do solo em sistema de integração lavoura – pecuária - floresta**. 2013. 81 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros, 2013.

RODRIGUES, W. Avaliação econômica dos impactos econômicos da produção agrícola nos Cerrados brasileiros. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECONOMIA E SOCIOLOGIA RURAL, 37., Foz do Iguaçu, 1999. **Anais [...]**. 1999.

RODRIGUES, W. Valoração econômica dos impactos ambientais de tecnologias de plantio em região de Cerrados. **Revista Economia e Sociologia Rural**, v. 43, p. 135-153, 2005.

ROTSTEIN, J. **Brasil: século XXI**. Rio de Janeiro: Espaço e Tempo, 1996. 141p.

SANTOS, H. G. et al. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, 3. ed. revista e ampliada. 2013.

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 Oriçandinha. **Informações Econômicas**, v. 39, n. 4, p. 5-16, 2001.

SCHICK, J. et al. A. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: I. **Perdas de solo e água**. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 427-436, 2000.

SILVA JUNIOR, E. C. et al. Natural variation of selenium in Brazil nuts and soils from the Amazon region. **Chemosphere**, v. 188, p. 650–658, 2017.

SIQUEIRA, R. **Sistemas de preparo em diferentes tipos de coberturas vegetais do solo**. 1999. 191p. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1999.

SORRENSON, W. J.; MONTOYA, L. J. **Implicações econômicas da erosão do solo e do uso de algumas práticas conservacionistas no Paraná**. Londrina: Iapar, 1989. (Boletim Técnico, 21)

TELLES, T. S. et al. Valuation and assessment of soil erosion costs. **Scientia Agricola**, v. 70, p. 209-216, 2013.

TELLES, T. S.; GUIMARÃES, M. F.; DECHEN, S. C. F. The costs of soil erosion. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 2, p. 287-298, 2011.

THOMAZ, E.L. Rill erosion on an oxisol influenced by a thin compacted layer. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, p. 1383-1392, 2013.

TORRES, J. L. R.; PEREIRA, M. G. Dinâmica do potássio nos resíduos vegetais de plantas de cobertura no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1609–1618, 2008.

TRACY, B. F.; ZHANG, Y. Soil compaction, corn yield response, and soil nutrient pool dynamics within an integrated crop-livestock system in Illinois. **Crop Science**, v. 48, p. 1211-1218, 2008.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS. Biblioteca Universitária. **Manual de normalização e estrutura de trabalhos acadêmicos: TCCs, monografias, dissertações e teses**. 3. ed. rev., atual. e ampl. Lavras, 2020. Disponível em: <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/11017>. Acesso em: data de acesso.

USDA – United States Department of Agriculture. **World Agricultural Supply and Demand Estimates**, mar. 2021

WANG, X. at al. Assessment of soil erosion change and its relationships with land use/cover change in China from the end of the 1980s to 2010. **Catena**, v.137, p.256-268, 2016.

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

WISCHMEIER, W.H. A rainfall erosion index for a universal soil loss equation. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 23, p. 246-249, 1959.