

Universidade de Brasília

Faculdade UnB Planaltina

Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais

**Determinação do fator de erodibilidade K de substratos de
mineração revegetados no Distrito Federal**

Carlos Xisto de Paula Almeida

Planaltina, DF
2018



Universidade de Brasília

Faculdade UnB Planaltina

Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais

**Determinação do fator de erodibilidade K de substratos de
mineração revegetados no Distrito Federal**

Linha de Pesquisa: Manejo e Conservação dos Recursos Naturais

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília, como requisito parcial do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Carlos Xisto de Paula Almeida

Rodrigo Studart Corrêa - Orientador

Planaltina, DF
2018

AC284d Almeida, Carlos
Determinação do fator de erodibilidade K de substratos de
mineração revegetados no Distrito Federal / Carlos Almeida;
orientador Rodrigo Corrêa. -- Brasília, 2018.
51 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Ciências Ambientais)
- Universidade de Brasília, 2018.

1. Erodibilidade de substrato. 2. Erosão laminar. 3.
Mineração. 4. USLE. I. Corrêa, Rodrigo, orient. II. Título.



Universidade de Brasília

Faculdade UnB Planaltina

Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais

Determinação do fator de erodibilidade K de substratos de
mineração revegetados no Distrito Federal

Carlos Xisto de Paula Almeida

Banca Examinadora

Prof. Rodrigo Studart Corrêa
Presidente/PPGCA UnB

Prof. Gustavo Macedo de Mello Baptista
Membro Titular Interno/PPGCA UnB

Prof. Edilson de Souza Bias
Membro Titular Externo/IG UnB

Prof. Antônio Felipe Couto Júnior
Membro Suplente/ PPGCA UnB

Planaltina, DF
2018

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Rodrigo Studart Corrêa, pela orientação e incentivo durante o desenvolvimento deste trabalho.

Aos demais Professores do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, pela transmissão de conhecimentos e convivência acadêmica.

Aos amigos da turma 2016, pelas discussões e auxílios durante a realização das disciplinas.

Determinação do fator de erodibilidade K de substratos de mineração revegetados no Distrito Federal

RESUMO

A exploração mineral causa profundos impactos ao ambiente natural, e as escavações para retirada de minerais expõem à superfície substratos de composição variável e susceptibilidade à erosão (erodibilidade) desconhecida. No Distrito Federal, a mineração de argila em Latossolos, cascalho em Cambissolos e areia em Neossolos Quartzarênicos responde pela maior parcela da degradação causada pela atividade minerária local. A erosão e o assoreamento de linhas de drenagem e corpos hídricos figuram entre os principais impactos causados pela mineração. Nesse sentido, a erodibilidade de substratos expostos pela mineração e posteriormente revegetados é pouco conhecida. Dessa forma, este trabalho visa determinar a erodibilidade de substratos minerados e revegetados por meio do Nomograma de Wischmeier e Equação de Denardin. Os valores do fator de erodibilidade determinados pelo Nomograma de Wischmeier foram superestimados em relação aos valores calculados pela Equação de Denardin, porém mais coerentes. Com base no Nomograma de Wischmeier, os substratos expostos pela mineração apresentaram-se entre 1,7 e 23,5 vezes mais erodíveis do que os solos sobre cobertura vegetal nativa. Após os trabalhos de reabilitação das jazidas, os substratos revegetados permanecerem entre 3,6 e 7,5 vezes mais erodíveis do que os solos nas áreas de Latossolo Vermelho, entre 2,4 e 22,0 vezes mais erodíveis do que os solos nas áreas de Cambissolo e entre 1,4 e 2,1 vezes mais erodíveis do que os solos nas áreas de Neossolo Quartzarênico. Não se encontrou relação entre os níveis de erodibilidade dos substratos revegetados e o tempo decorrido desde a revegetação das jazidas. Isso sugere que a redução da erodibilidade no período avaliado de vinte anos foi resultado principalmente dos trabalhos de revegetação e não do intemperismo biológico após ela.

Palavras-chave: Erosão laminar, mineração, erodibilidade de substrato, USLE.

Determination of K erodibility factor of re-vegetated mining substrates in the Brazilian Federal District

ABSTRACT

Mining causes profound impacts on the natural environment, and excavations for mineral removal expose to surface substrates of varying composition and unknown susceptibility to erosion (erodibility). In the Brazilian Federal District, mining of clay from Oxisols, gravel from Inceptisols and sand from Quartzipsamments accounts for the major part of degradation caused by the local mining activity. Erosion and silting of drainage lines and water bodies are among the main impacts caused by mining. In this sense, the erodibility of substrates exposed by mining and later re-vegetated is little known. Thus, this work aims to determine the erodibility of mined and re-vegetated substrates by means of the Wischmeier Nomogram and Denardin Equation. The values of the erodibility factor determined by the Wischmeier Nomogram were overestimated in relation to the values calculated by the Denardin Equation, but more coherent. Based on the Wischmeier Nomogram, the substrates exposed by mining were between 1.7 and 23.5 times more erodible than the soils under native vegetation cover. After rehabilitation works of mining sites, the re-vegetated substrates remain between 3.6 and 7.5 more erodible than the soils in areas of Oxisol, between 2.4 and 22.0 times more erodible than the soils in areas of Inceptisols and between 1.4 and 2.1 times more erodible than the soils in areas of Quartzipsamments. No relation was found between erodibility levels of re-vegetated substrates and the elapsed time since re-vegetation works. This suggests that the reduction of erodibility within the evaluated period of twenty years was due to the re-vegetation works rather than the biological weathering after them.

Keywords: sheet erosion, mining, substrate erodibility, USLE.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVO GERAL	3
2.1 Objetivos específicos	3
3. HIPÓTESES	3
4. JUSTIFICATIVA	4
5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
5.1 Mineração no Distrito Federal	4
5.2 Erosão	6
5.3 Modelos de mensuração de perdas de partículas por erosão laminar	8
5.3.1 Erosividade das chuvas (fator R)	10
5.3.2 Comprimento da rampa (fator L) e declividade do terreno (fator S) conjugados em fator topográfico (LS)	11
5.3.3 Cobertura da superfície - solo/substrato (fator C)	12
5.3.4 Medidas de controle da erosão (fator P)	13
5.3.5 Erodibilidade de solos (fator K)	14
6. MATERIAL e MÉTODOS	18
6.1 Área de estudo	18
6.2 Critérios de seleção das jazidas estudadas	19
6.3 Análises laboratoriais	20
6.3.1 Granulometria	21
6.3.2 Matéria orgânica	22
6.3.3 Permeabilidade	22

6.3.4 Estrutura	23
6.5. Procedimento para determinação dos valores do Fator de erodibilidade K	24
6.6. Análise dos dados	24
4. RESULTADOS	25
5. DISCUSSÃO	36
6. CONCLUSÕES	42
7. REFERÊNCIAS	43

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Nomograma de Wischmeier et al. (1971). 15
- Figura 2.** Localização do Distrito Federal, com representação enfatizada das duas ordens de solos (Latossolo e Cambissolo) que cobrem 86% do território. 18
- Figura 3.** Localização das áreas de estudo no Distrito Federal. 20
- Figura 4.** Imagem aérea da jazida de argila, em área de Latossolo Vermelho, revegetada em 1997. 20
- Figura 5.** Classificação textural das amostras de solo, substrato revegetado e substrato exposto nas áreas de Latossolo Vermelho (1997, 2011), Cambissolo (2002, 2003, 2008, 2015) e Neossolo Quartzarênico (2004, 2014). 26
- Figura 6.** Análise de Componentes Principais (PCA) dos solos e substratos das áreas de Latossolo Vermelho - LV (1997, 2011), Cambissolo - CX (2002, 2003, 2008, 2015) e Neossolo Quartzarênico - RQ (2004, 2014), baseada nos atributos utilizados para determinar o fator de erodibilidade K (Tabela 5). 30
- Figura 7.** Correlação entre os fatores K determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) (K_W) e pela equação de Denardin (1990) (K_D). 32
- Figura 8.** Gráficos de dispersão dos valores do fator K determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) (K_W) e pela equação de Denardin (1990) (K_D) para as áreas de Latossolo Vermelho (LV) estudadas. 33
- Figura 9.** Gráficos de dispersão dos valores do fator K determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) (K_W) e pela equação de Denardin (1990) (K_D) para as áreas de Cambissolo (LV) estudadas. 33

- Figura 10.** Gráficos de dispersão dos valores do fator K determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) (K_W) e pela equação de Denardin (1990) (K_D) para as áreas de Neossolo Quartzarênico (LV) estudadas. 34
- Figura 11.** Valores do fator de erodibilidade K dos solos, substratos revegetados e substratos expostos das áreas de estudo, determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971). Valores de mesma não são estatisticamente diferentes pelo teste de Wilcoxon Mann-Whitney ($p = 0,05$). 34
- Figura 12.** Valores do fator de erodibilidade K dos solos, substratos revegetados e substratos expostos das áreas de estudo, determinados pela fórmula de Denardin (1990). Valores de mesma não são estatisticamente diferentes pelo teste de Wilcoxon Mann-Whitney ($p = 0,05$). 35
- Figura 13.** Relação entre o tempo passado após a revegetação dos substratos minerados e os valores do fator de erodibilidade K determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) (K_W) e pela equação de Denardin (1990) (K_D). 35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores do fator topográfico (LS) para algumas inclinações e comprimentos de rampa no terreno.	12
Tabela 2. Valores do fator C em função da percentagem (%) de cobertura sobre a superfície.	13
Tabela 3. Classes de erodibilidade e valores do fator K da USLE para alguns solos de brasileiros determinados por meio do Nomograma de Wischmeier et al. (1971).	17
Tabela 4. Ano de revegetação, ordem do solo, material minerado e coordenadas geográficas das áreas de estudo.	21
Tabela 5. Permeabilidade de solos e categorização no Nomograma Wischmeier et al. (1971).	23
Tabela 6. Critérios de classificação da estrutura de solos.	23
Tabela 7. Valores e categorias das propriedades analisadas nos solos sob cobertura nativa, substratos expostos pela mineração e substratos revegetados das oito áreas de estudo.	27
Tabela 8. Valores do fator de erodibilidade K de Latossolos Vermelhos, Cambissolos e Neossolos Quartzarênicos determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) (K_w) e pela equação de Denardin (1990) (K_D).	36

1. INTRODUÇÃO

A exploração de bens minerais pelas sociedades humanas é uma atividade necessária para atender a demanda por metais, bens da construção civil e outros materiais. Todavia, a exploração mineral causa impactos agudos ao ambiente, transforma paisagens, expõe águas subterrâneas, polui o ar, a água e o solo, afeta ciclos biogeoquímicos e retarda a sucessão ecológica em áreas exploradas. Como resultado, o meio natural e saúde e a qualidade de vida de sociedades que habitam áreas próximas a jazidas de mineração são negativamente afetadas por essa atividade (ARRAES, 2010).

Impactos ambientais negativos originados pela mineração e conflitos com outras formas de uso e ocupação do solo, tais como unidades de conservação e reservas indígenas, têm resultado na diminuição jazidas disponíveis para o atendimento da demanda de bens minerais, inclusive aqueles destinados à construção civil nas principais regiões metropolitanas brasileiras (DIAS, 2001; MACHADO, 1989). A área urbanizada no Brasil é inferior a 25 mil quilômetros quadrados (25.000 km²) ou menos de 1% de sua extensão territorial, apesar de mais de 80% da população brasileira viver em áreas urbanas (MIRANDA, 2005). Esses números refletem a alta demanda por bens minerais para a construção civil nas cidades brasileiras.

No caso específico do Distrito Federal (DF), mais de 20% de seu território é destinado à ocupação urbana (DISTRITO FEDERAL, 2009) e a alta demanda por bens minerais da construção civil e na menor unidade da federação brasileira é particularmente preocupante. Segundo levantamento do Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI), em 2014 o DF e outras cinco capitais brasileiras foram os maiores mercados consumidores de areia do país (DNPM, 2015). Nesse sentido, estima-se que 0,6% do território distrital tenha sido minerado para suprir a demanda por cascalho, areia, argila, calcário e cimento, percentual cinco vezes superior à média nacional (CORRÊA et al. 2004).

A partir da década de 1990, a exploração mineral incorporou ao processo produtivo o gerenciamento ambiental de minas para atendimento da legislação, inclusive a obrigatoriedade da recuperação das áreas degradadas pela atividade minerária (FARIAS, 2002). A tecnologia desenvolvida pelo homem ainda não foi capaz de conciliar a atividade minerária a baixos níveis de impacto ambiental. Além disso, a mineração expõe à superfície materiais genericamente denominados substratos, que são inadequados ao estabelecimento e desenvolvimento de plantas e de outros organismos (SILVA & CORRÊA, 2010). Substratos de mineração podem permanecer expostos aos processos de erosão por séculos (DUTTA & AGRAWAL, 2002) e é, portanto, imprescindível que após o encerramento das atividades

minerárias esses locais sejam recuperados, geralmente por meio da revegetação (ALMEIDA et al. 2005).

Algumas áreas degradadas pela mineração no DF nas décadas de 1950, 1960 e 1970 ainda permanecem desprovidas de cobertura vegetal e sofrendo os processos da erosão pluvial (CORRÊA et al., 2015). A erosão pluvial é o processo de desagregação, remoção e transporte de partículas de solo (BAPTISTA, 2003), que acabam por assorear a linha de drenagem e corpos hídricos situados nas partes de menor cota altimétrica no terreno (BARBOSA et al., 2015). A erosão do solo é um processo natural, acelerado pelos fatores do intemperismo (chuva, vento, seres vivos e outros) e retardado por fatores que protegem a superfície do terreno (vegetação) e que aumentam a porosidade e agregação do solo (matéria orgânica e organismos) (BERTONI & LOMBRDI NETO, 2010). No DF há a carência de trabalhos que tenham mensurado a perda de partículas por erosão pluvial em jazidas abandonadas a sucessão.

Atividades humanas, tais como desmatamento, aração, cultivos e mineração, geralmente aceleram os processos erosivos do solo, e perdas econômicas, ecológicas, sanitárias e ambientais são por vezes consequência da erosão acelerada do solo (CORRÊA, 2009). A reabilitação de áreas mineradas deve prover condições topográficas que minimizem o processo erosivo e condições edáficas e biológicas que favoreçam o restabelecimento de processos ecológicos no local sob restauração (ALVES et al., 2007). O controle da erosão é necessário para o estabelecimento do processo de sucessão ecológica em áreas sob restauração, e o monitoramento de perdas decrescentes de partículas pode servir como indicador de reabilitação ambiental (BRANCALION et al., 2012).

Estudos quantificam as perdas de solo por erosão há quase um século, e modelos que tentam mensurar processos erosivos do solo têm sido desenvolvidos em diversas partes do mundo (CARRASCO-LETELIER & BERETTA-BLANCO, 2017; DENARDIN, 1990; WISCHMEIER et al., 1959, 1971, 1978). A maior parte desses modelos demanda a determinação do valor do fator K de erodibilidade do solo, desenvolvido originalmente para uso na Equação Universal de Perda de Solo (USLE) (WISCHMEIER et al., 1971). O fator de erodibilidade K da USLE indica o grau de suscetibilidade à erosão que cada solo apresenta como resultado de algumas de suas propriedades, como textura, capacidade de infiltração de água, coesão estrutural e teor de matéria orgânica (WISCHMEIER & SMITH, 1978).

A Equação Universal de Perda de Solo (USLE) considera como estimadores de erosão o poder de chuvas causarem erosão (fator R), a declividade (fator S) e o comprimento (fator L) de um terreno, a percentagem de superfície coberta (fator C), o manejo dado ao solo (fator P)

e a suscetibilidade que o solo apresenta de ser erodido (fator K). Os fatores R, S e K da USLE são considerados imodificáveis pelo homem e os fatores L, C e P, manejáveis pelo homem. A erodibilidade do solo (fator K) é uma das características mais importantes para a mensuração de perdas de suas partículas por erosão pluvial (BAPTISTA & EID, 2000), e a mensuração de perdas de partículas por erosão é de fundamental importância para o manejo da reabilitação e da restauração de áreas mineradas. O uso de modelos de predição de perdas de partículas de solo é comum em solos agrícolas e florestais (BERTONI & LOMBRDI NETO, 2010), mas não em substratos minerados (CORRÊA, 2009). Além disso, há poucas informações sobre os valores do fator de erodibilidade K de substratos expostos pela mineração (CARDOSO et al., 2012), que devem ser diferentes dos valores medidos na camada superficial dos solos.

A determinação dos valores do fator de erodibilidade K de substratos encontra aplicabilidade na avaliação da eficácia de técnicas de reabilitação de áreas mineradas, reconstrução de solos e na proteção dos recursos hídricos contra o assoreamento. A determinação desses valores permitirá que o manejo de partículas carregadas pela erosão pluvial seja mais eficiente em áreas recém-mineradas e em processo de reabilitação ambiental e restauração ecológica.

2. OBJETIVO GERAL

Determinar os valores do fator de erodibilidade K de substratos que foram expostos pela mineração e posteriormente revegetados no Distrito Federal.

2.1 Objetivos específicos

- 1) Comparar os valores do fator de erodibilidade K de substratos expostos pela mineração, substratos revegetados e camada superficial de solos sob cobertura nativa de Cerrado.
- 2) Avaliar a variação dos valores do fator de erodibilidade K, considerado invariável pela literatura especializada.

3. HIPÓTESES

- 1) O valor do fator de erodibilidade K de um substrato exposto pela mineração difere do valor do mesmo fator medido na camada superficial do solo sob cobertura nativa.

- 2) A revegetação do substrato minerado restaura o valor do fator de erodibilidade K conforme presente no solo sob cobertura vegetal nativa.

4. JUSTIFICATIVA

A mensuração das perdas por erosão laminar de substratos de mineração expostos e substratos revegetados é essencial para o controle ambiental da atividade minerária e para o manejo de áreas em processo de recuperação. Nesse sentido, o uso da Equação Universal de Perda de Solo (USLE) em áreas mineradas demanda o uso dos valores do fator de erodibilidade K de substratos de mineração e não de solos.

5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

5.1 Mineração no Distrito Federal

Durante os levantamentos de campo para a instalação de Brasília, Belcher (1957) identificou os perigos que a mineração representaria para o meio ambiente da área em que atualmente se situa o Distrito Federal (DF). Devido à susceptibilidade à erosão dos solos locais, a atividade minerária no Distrito Federal foi proibida nos anos 1960s, sendo, entretanto, liberada na década seguinte. A exploração de areia e cascalho no DF foi somente regularizada em 26/01/1971, com a edição do Decreto nº 1.594, apesar de ter sido praticada ilegalmente nos anos anteriores (CORRÊA et al., 2004). A partir de 1971, exploração mineral seguiu então com amparo legal, porém, sem planejamento e controle. O resultado foi o acúmulo de dezenas de lavras exploradas e de locais inutilizados.

A institucionalização do componente ambiental no processo de planejamento e gestão do DF teve início apenas na década 1980, com a criação da Coordenadoria de Assuntos de Meio Ambiente (COAMA) (CASTRO, 2002). Por causa do agravamento dos problemas ambientais, em 1986 foi criado o Programa de Controle e Combate à Erosão (PCCE), posteriormente transformado na Secretaria Extraordinária para Assuntos de Erosão (SEAE). Essa Secretaria tinha as atribuições de planejar e implementar o licenciamento ambiental das atividades que exploravam recursos naturais, tais como a mineração. Concomitantemente à criação da SEAE, foi criada a Secretaria Extraordinária para Assuntos de Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia (SEAMATEC), que congregou as atribuições da COAMA e da SEAE. Em 1989, a Lei nº 040 criou a Secretaria de Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia

(SEMATEC), que tinha a competência de formular, coordenar e executar a Política Ambiental do Distrito Federal.

As primeiras normas legais contemporâneas que tratam do controle ambiental da mineração e obriga a recuperação de jazidas explotadas datam do início da década de 1980. Em 1981, a Lei nº 6.938 de 31/08/1981 determina que a recuperação de áreas degradadas é um dos princípios da Política Nacional do Meio Ambiente. Entretanto, a falta de regulamentação desse dispositivo não permitiu que a questão evoluísse satisfatoriamente no Brasil (CORRÊA et al., 2004). Passaram-se oito anos até que Decreto nº 97.632 de 10/04/1989 definisse que um sítio degradado deveria ser recuperado a uma forma de utilização de acordo com um plano preestabelecido para uso do solo, visando à obtenção de estabilidade ambiental.

A Constituição Federal de 1988 reforça a preocupação ambiental com a mineração. Em seu artigo nº 225, ela determina que “aquele que explorar recursos minerais fica obrigado a recuperar o meio ambiente degradado, de acordo com a solução técnica exigida pelo órgão público competente, na forma da lei”. Outras normas legais foram editadas pela União, Distrito Federal, Estados e Municípios durante os anos 1990s. O Decreto Distrital nº 12.960 de 28/12/1990 considera prioritário projetos e atividades relativos ao controle da erosão do solo, a recuperação de jazidas minerais, entre outros.

A exemplo do que ocorre em outros locais do país (DIAS, 2001), a mineração no Distrito Federal (DF) é uma atividade causadora de relevante impacto ambiental. A extração de areia, saibro, saibro, cascalho, argila e calcário é responsável pela degradação causada pela atividade minerária no DF. A extensão da área minerada e de jazidas no DF é incerta, mas estudo realizado entre 2002 e 2004 (CORRÊA et al., 2004) apontou a existência de 234 sítios minerados, que se estendem por mais de 3.419 ha. Proporcionalmente, a extensão degradada pela mineração no DF é cinco vezes maior que a média brasileira (CORRÊA et al., 2004).

A exploração mineral no DF ocorre principalmente em áreas de Latossolo, Cambissolo, Neossolo Quartzarênico e Nitossolo. Ao longo dos perfis desses solos são explorados argila, cascalho, areia e calcário. A extração argila em áreas de Latossolo contribuía em 2002 com 1.858 ha de minas lavradas, que correspondiam a 54% da extensão degradada pela atividade minerária. Entretanto, pela atividade de curta duração e pelo padrão disperso das jazidas exploradas, as cascalheiras em áreas de Cambissolo são uma fonte significativa de danos que frequentemente fogem ao controle dos órgãos ambientais. Para se evitar custos elevados de transporte, o cascalho é explorado em toda parte e, em 2002, havia 883 ha de Cambissolos lavrados em 115 sítios diferentes. O padrão disperso das jazidas dificulta o controle do órgão

ambiental e aproximadamente metade das jazidas licenciadas foram abandonadas sem recuperação no DF até 2002 (CASTRO, 2002). Essas características da atividade minerária local representam uma ameaça a diversos ecossistemas e paisagens naturais.

Aproximadamente metade do território distrital (55%) é coberto por Latossolos, que fornecem argila, 33% por Cambissolos, que fornecem cascalho, e 0,5% por Neossolos Quartzarênicos (REATTO et al., 2004), que fornecem areia. A facilidade de acesso para exploração do mineral e a qualidade do bem a ser minerado determinam a escolha de um ponto de exploração. No caso do cascalho, as bordas das chapadas apresentam essas características. O cascalho aflora à superfície em áreas de rebordos, que correspondem a 10% do território do DF ou aproximadamente 57.830 ha (MARTINS et al., 2004). O acesso a essas áreas é facilitado pela pouca declividade natural do terreno, que reflete a elevada concentração dos números de pedidos de licenças ambientais para exploração de cascalho.

O assoreamento de linhas de drenagem e corpos d'água pela erosão pluvial de superfícies expostas figura entre os principais impactos causados pela atividade minerária (BAPTISTA, 1997; WIJESEKARA et al., 2016). A mensuração de perdas de partículas de solos e substratos é necessária para embasar decisões sobre recomposição topográfica e revegetação de superfícies expostas. A mensuração de perdas de partículas de solo e substrato serve também como ferramenta de monitoramento do desenvolvimento de coberturas vegetais sobre superfícies expostas (BRANCALION et al., 2012). Nesse sentido, modelos capazes de quantificar a erosão de solos e substratos são ferramentas úteis de gestão de áreas mineradas e de controle ambiental (CORRÊA et al., 2004).

5.2 Erosão

A erosão é um processo de desagregação, transporte e deposição de partículas de solo pela água, gelo ou vento, mesmo sob condições naturais (BAPTISTA, 2003). Porém, a erosão tem sido acelerada pelo homem e a sua forma hídrica representa um dos principais problemas em áreas mineradas e agrícolas no Cerrado brasileiro (CORRÊA, 2009). Após a retirada da cobertura vegetal nativa, os solos das regiões de Cerrado são muito susceptíveis à erosão causada pelas chuvas. Em jazidas exploradas, quando há a canalização das águas pluviais, o substrato exposto é altamente erodível e permite um rápido aprofundamento de ravinas e voçorocas (HARIDASAN, 1994).

A erosão pluvial do solo é seletiva, removendo e transportando preferencialmente argila e matéria orgânica. Essa perda seletiva resulta na desestruturação do solo, redução de sua

capacidade de infiltração de água e perda de fertilidade, prejudicando o desenvolvimento de coberturas vegetais e agravando os problemas causados pela própria erosão (CARDOSO, 2012). O processo erosivo é uma das formas mais prejudiciais de degradação do solo, podendo causar sérios danos ambientais. Além de reduzir o potencial produtivo das culturas, o que representa incalculáveis perdas econômicas na agricultura, pode causar graves danos ao ambiente natural, como poluição recursos hídricos, com a consequente alteração dos ecossistemas aquáticos e assoreamento dos cursos de água (BARBOSA et al., 2015). Anualmente, a erosão do solo remove/distribui lateralmente um montante de 75 Gt de solo superficial no planeta, e esse montante de solo erodido tem sido utilizado para explicar parte da remoção do carbono dos ecossistemas terrestres (BERHE et al., 2014).

Solos de regiões tropicais que recebem de média a alta pluviosidade são muito susceptíveis à erosão quando a cobertura vegetal é removida. O problema se agrava quando há duas estações definidas, uma seca e a outra de chuvas, como ocorre no Cerrado (HARIDASAN, 1994). Há reconhecidamente quatro formas de erosão hídrica: laminar, em sulcos, ravinas e voçorocas. Geralmente a erosão laminar precede à erosão em sulcos que, por sua vez, pode originar ravinas. Quando a água subsuperficial e subterrânea contribuem para erodir as ravinas, criam-se as voçorocas (BAPTISTA, 2003; CORRÊA, 2009).

No processo de erosão laminar, as partículas de solo são superficialmente removidas em finas camadas. Essa remoção é feita de forma homogênea, sendo pouco percebida até que o processo se torne significativo. Desse modo, pela sua capacidade de transporte de grandes volumes de solo, a erosão laminar constitui um dos principais problemas ambientais em bacias hidrográficas antropizadas (BAPTISTA, 1997).

As perdas de partículas de solo por erosão laminar em jazidas mineradas e abandonadas no Distrito Federal (DF) são cerca de duas vezes superiores às perdas de partículas em áreas de monoculturas sazonais mecanizadas, ou três mil vezes maiores que as perdas de sedimentos de solos sob matas nativas (CORRÊA, 2009). Esses valores apontam para a importância de modelos que mensurem as perdas de solo por erosão para que as devidas medidas sejam implantadas. O controle da erosão laminar demanda medidas físicas ou mecânicas (reconstrução de elementos da paisagem, retaludamento), edáficas (escarificação, tratamento do substrato, incorporação de matéria orgânica) e/ou biológicas ou vegetativas (incorporação de matéria orgânica, revegetação). Toda e qualquer medida que diminua a desagregação das partículas de solo ou substrato e o seu carreamento pelas águas ou vento constitui prática de controle da erosão. Incorporar matéria orgânica a substratos e implantar ou otimizar a cobertura vegetal sobre superfícies expostas constituem estratégias

frequentemente empregadas para se controlar a erosão em áreas mineradas (CORRÊA et al., 2017).

5.3 Modelos de mensuração de perdas de partículas por erosão laminar

Equações e modelos hidrosedimentológicos têm sido mundialmente utilizados nos últimos sessenta anos para a mensuração de perdas de solos e geração de sedimentos nos mais diversos tipos de áreas (WISCHMEIER et al., 1959, 1971; WISCHMEIER & SMITH, 1978) inclusive nas áreas degradadas pela mineração (CORRÊA, 1991). A Equação Universal de Perda de Solo (USLE), a Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE) e o Projeto de Predição de Erosão Hídrica (WEPP) figuram entre os modelos mundialmente conhecidos (BAPTISTA, 2003; MACHADO et al., 2003; SANTOS et al., 2014; SILVA et al., 2011; WISCHMEIER & SMITH, 1978). O planejamento de práticas conservacionistas de solo e água em atividades agrícolas e florestais representa a principal aplicação de modelos que estimam de forma indireta a perda de partículas de solos e substratos e a geração de sedimentos pela erosão. Dentre os modelos acima citados, a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) é a mais utilizada e de maior sucesso em todo mundo na mensuração da erosão laminar pluvial. Como todo modelo empírico, entretanto, a USLE é uma aproximação da realidade.

Para o desenvolvimento da USLE, foram reunidos dados de escoamento superficial e perdas de partículas de solo em 48 estações experimentais de 26 estados Norte-Americanos. Esse trabalho foi iniciado em 1953 na Universidade de Purdue (EUA) e organizado pela *Soil and Water Conservation Research Division of the Agricultural Research*. Os resultados do estudo fomentaram importantes inovações que melhoraram as equações até então existentes. O uso integrado de valores de erosividade de chuvas, avaliação dos efeitos de uma cultura sobre o solo, índice de erodibilidade do solo e a análise do efeito integrado de outras variáveis, como produtividade, sequência de culturas e manejo de resíduos culturais, possibilitaram a superação de dificuldades acerca de fatores climáticos e geológicos existentes nas primeiras equações criadas. Dessa maneira, tornou-se possível a aplicação da nova equação em diferentes locais, onde os dados para o cálculo pudessem ser obtidos, dando assim um caráter universal à equação (ALBUQUERQUE et al., 2005).

Os modelos matemáticos de predição de erosão, quando devidamente aplicados, são considerados ferramentas apropriadas para o estudo dos fatores intervenientes no processo erosivo e direcionamento das decisões de gerenciamento do uso do solo. A USLE permite

identificar as perdas de solo decorrentes da ocupação atual, além de possibilitar a simulação de cenários futuros em grandes áreas (BARBOSA, 2015). Baptista (2003) destaca os três fatores que compõem o potencial natural à erosão laminar: o climático, o pedológico e o topográfico, representando respectivamente as ações de erosividade da chuva, erodibilidade do solo e inclinação + comprimento da rampa de um terreno. A partir do potencial integrado desses fatores para a produção de erosão laminar, foi desenvolvida a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) (BORGES, 2012).

A USLE representa adequadamente os efeitos de primeira ordem dos fatores que causam erosão. O planejamento de práticas conservacionistas de solo e água em atividades agrícolas, florestais, minerárias e urbanas representa a principal aplicação de modelos que estimam a perda de partículas pela erosão (WISCHMEIER et al., 1971). Nesse sentido, a USLE é utilizada para avaliar perdas de partículas por erosão laminar, mas não se aplica a sulcos, ravinas e voçorocas. A grande utilidade da USLE em avaliações pontuais e descontínuas é a possibilidade de se trabalhar teoricamente alguns de seus termos, para se decidir sobre a efetividade de determinadas medidas de controle de erosão em determinado local ou situação. Essa equação é também uma boa ferramenta no auxílio de ajustes topográficos, visando à redução de futuros escoamentos d'água que possam carrear sedimentos, romper terraços e provocar erosão. Os termos da equação “erosividade das chuvas” (fator R) e “erodibilidade dos solos/substratos” (fator K) representam fatores naturais que, a princípio, não podem ser controlados ou modificados pelo homem (BAPTISTA, 2003; CORRÊA, 1991; WISCHMEIER et al., 1959, 1971; WISCHMEIER & SMITH, 1978). A USLE encontra-se representada pela Equação 1 abaixo:

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

Em que:

- A → perdas de substrato por erosão, em Mg (ha.ano)⁻¹
- R → erosividade das chuvas, em MJ.mm (ha.h.ano)⁻¹;
- K → índice de erodibilidade, em Mg.h (MJ.mm)⁻¹
- L → comprimento da rampa existente na área, em metro (m). O fator L quando conjugado ao fator S da USLE, tornar-se adimensional;
- S → razão de inclinação da rampa. O fator S quando conjugado ao fator L da USLE, tornar-se adimensional;

- C → fator de cobertura do solo, em porcentagem. O fator C quando conjugado ao fator P da USLE, tornar-se adimensional;
- P → medidas conservacionistas e de controle da erosão. Fator P é adimensional.

Dentre os seis parâmetros que compõem a USLE, três deles podem ser manejados pelo homem (L, C e P) e os outros três (R, K e S) são considerados incontroláveis pelo homem. Uma rampa longa (L) e declivosa (S) pode ser terraceada para se diminuir a velocidade da água que escorre pela superfície do solo, impedindo ou reduzindo a erosão pluvial. A cobertura da superfície do solo (C) pode ser obtida por meio da revegetação, utilização de serapilheira, palha (matéria morta) e outros materiais adequados. As medidas de controle da erosão (P) tem seu valor diretamente afetado por práticas humanas como: plantio em nível ou faixas, terraceamento, gradeação, escarificação e subsolagem, além de sofrer influência dos fatores S, L e C, tornando com isso seu valor o menos preciso na equação, mesmo assim, estas são medidas antrópicas que visam minorar a perda de solo/substrato e que requerem planejamento para sua aplicação. Por outro lado, independente da ação antrópica, o potencial da chuva para erodir (R) e do solo em ser erodido (K), juntamente com a declividade do relevo (S), são fatores considerados regidos pela natureza, de forma que suas particularidades estão associadas aos agentes químicos, físicos e geológicos (CORRÊA, 2009). Os fatores que compõem a USLE são determinados separadamente e de forma independente (SILVA & ALVARES, 2005).

5.3.1 Erosividade das chuvas (fator R)

O fator R representa a erosividade do clima, especialmente das chuvas. A erosividade das chuvas não é distribuída uniformemente ao longo do ano. Uma chuva erosiva é aquela cuja intensidade e duração são capazes de provocar erosão (STEIN et al., 1987). Geralmente, considera-se erosiva uma precipitação de 10 mm ou mais, independentemente de sua duração. Para regiões de clima temperado, espera-se que apenas 5% das precipitações sejam erosivas. Para regiões tropicais, cerca de 40% das chuvas são erosivas (PEEL et al., 2007). Entretanto, a erosividade das chuvas não é homogênea durante o ano. Trabalho desenvolvido na região de Fortaleza (CE) estimou que 70% das chuvas erosivas ocorrem entre fevereiro e março. Ao expandirem a avaliação para janeiro-junho, verificaram que 97% das chuvas erosivas encontravam-se nesse período (DIAS & SILVA, 2003).

O valor numérico de R expressa o efeito erosivo do impacto das chuvas sobre a superfície do terreno. Valores de R são obtidos pela multiplicação da energia cinética de chuvas erosivas (E) pela intensidade máxima em 30 minutos (I_{30}). Consegue-se assim o EI_{30} de uma chuva. A soma dos EI_{30} de cada chuva erosiva em um mês resulta no EI_{30} mensal. A soma dos EI_{30} mensais resulta no EI_{30} anual. A média de EI_{30} anuais para uma série de 20 a 30 anos determina o valor de R da área em questão (BAPTISTA, 2003; CORRÊA, 1991; SILVA & DIAS, 2003).

5.3.2 Comprimento da rampa (fator L) e declividade do terreno (fator S) conjugados em fator topográfico (LS)

Com objetivo de facilitar a obtenção de dados, tabelas que fornecem um valor único para a combinação dos fatores L e S têm sido elaboradas (Tabela 1). Um dos problemas do fator topográfico (LS) é escolher um valor que represente a inclinação e o comprimento médio de toda uma área. Os maiores erros associados a escolhas de valores de LS referem-se ao fator S. Como agravante, a erosão é mais sensível a variações de declividade do terreno do que de seu comprimento. Um erro de 1% na avaliação da declividade pode dobrar o valor das perdas de partículas de solo e substrato aferidas por meio da USLE (CORRÊA, 2009).

Tabela 1. Valores do fator topográfico (LS) para algumas inclinações e comprimentos de rampa no terreno.

Declividade (%)	Comprimento da rampa (m)											
	7,6	15,2	22,8	30,4	45,6	60,8	91,2	122	152	182	243	304
0,2	0,06	0,07	0,08	0,08	0,09	0,09	0,10	0,11	0,11	0,11	0,12	0,13
0,5	0,07	0,08	0,09	0,10	0,10	0,11	0,12	0,13	0,13	0,14	0,15	0,15
0,8	0,09	0,10	0,11	0,11	0,12	0,13	0,14	0,15	0,16	0,16	0,17	0,18
2,0	0,13	0,16	0,19	0,20	0,23	0,25	0,28	0,31	0,33	0,34	0,38	0,40
3,0	0,19	0,23	0,26	0,29	0,33	0,35	0,40	0,44	0,47	0,50	0,54	0,57
4,0	0,23	0,30	0,36	0,40	0,47	0,53	0,62	0,70	0,76	0,82	0,92	1,01
5,0	0,27	0,38	0,46	0,54	0,66	0,76	0,93	1,07	1,20	1,31	1,52	1,69
6,0	0,34	0,48	0,58	0,67	0,82	0,95	1,17	1,35	1,50	1,65	1,90	2,13
8,0	0,48	0,70	0,86	0,99	1,21	1,41	1,72	1,98	2,22	2,43	2,81	3,14
10	0,69	0,97	1,19	1,37	1,68	1,94	2,37	2,74	3,06	2,36	3,87	4,33
12	0,90	1,28	1,56	1,80	2,21	2,55	3,13	3,61	4,04	4,42	5,11	5,71
14	1,15	1,62	1,99	2,30	2,81	3,25	3,98	4,59	5,13	5,62	6,49	7,26
16	1,42	2,01	2,46	2,84	3,48	4,01	4,92	5,68	6,35	6,95	8,03	8,98
18	1,72	2,43	2,92	3,43	4,21	3,86	5,95	6,87	7,68	8,41	9,71	10,9
20	2,04	2,88	3,53	4,03	5,00	5,77	7,07	8,16	9,12	10,0	11,5	12,9

Adaptado de Wischmeier & Smith (1978).

5.3.3 Cobertura da superfície - solo/substrato (fator C)

O estabelecimento de uma cobertura vegetal sobre superfícies expostas é geralmente a primeira meta de projetos de reabilitação, restauração e controle de erosão pluvial e eólica (EPA, 2006). Os valores de C variam de quase zero, para superfícies cobertas que não receberão o impacto direto das chuvas, a 1, para superfícies expostas (Tabela 2).

A aplicação de resíduos vegetais sobre superfícies expostas afeta positivamente o controle de erosão, porque evita ou limita o poder de desagregação das gotas de chuva. Os resíduos servem também como barreira ao escoamento superficial livre (GONÇALVES et al., 2004). A magnitude da importância de uma cobertura vegetal, viva ou morta, sobre a redução da geração de sedimentos pode ser entendida ao ser analisada em conjunto com o regime pluvial, que determina a erosividade das chuvas (fator R). No Distrito Federal (DF), os maiores volumes de pluviométricos e as chuvas mais erosivas (fator R) ocorrem em dezembro, janeiro

e março. Porém, os meses em que mais ocorre erosão e transporte de partículas de solos no DF são outubro e novembro, quando os solos agrícolas estão descobertos (CORRÊA, 2009).

Tabela 2. Valores do fator C em função da percentagem (%) de cobertura sobre a superfície.

Cobertura sobre a superfície (%)	Valor de C	Cobertura sobre a superfície (%)	Valor de C
0	1	55	0,25
5	0,90	60	0,22
10	0,78	65	0,20
15	0,70	70	0,15
20	0,60	75	0,15
25	0,55	80	0,10
30	0,50	85	0,08
35	0,45	90	0,06
40	0,40	95	0,05
45	0,35	100	0,03
50	0,30		

Fonte: Adaptado de Lyle Jr. (1987).

5.3.4 Medidas de controle da erosão (fator P)

Medidas de conservação do solo, que refletem nos valores do fator P da USLE, representam as condições da superfície quando a chuva precipita sobre uma área. Terraceamento, aração, gradeação, escarificação e outras medidas conservacionistas afetam os valores do fator P. Valores de P representam os efeitos gerais de medidas que melhoram a infiltração de água através do perfil do solo, a sua agregação e a dinâmica da água (infiltrar, empocar ou escorrer) ao precipitar sobre uma área (CORRÊA, 2009). A importância dos tratamentos dados a superfícies expostas aumenta proporcionalmente com a declividade (fator S) e com o comprimento da rampa (fator L) do terreno. Para terrenos sem terraços, escarificação ou qualquer outra medida de conservacionista, adota-se $P = 1$. Os valores de P

decrecem à medida que técnicas conservacionistas são empregadas, tais como subsolagem e terraceamento.

5.3.5 Erodibilidade de solos (fator K)

A erodibilidade do solo retrata o efeito integrado da infiltração de água e de sua resistência à desagregação e transporte pelos fatores do intemperismo (SILVA et al., 2000). Essa característica inerente de cada material representa a sua predisposição de ser erodido (SILVA et al., 2000) e relaciona-se a sua textura, estrutura, permeabilidade e conteúdo de matéria orgânica (WISCHMEIER et al., 1959, 1971; WISCHMEIER & SMITH, 1978). Como citado anteriormente, a erodibilidade de um solo (fator K da USLE) não pode ser controlada ou modificada pelo homem (BAPTISTA, 2003; CORRÊA, 1991; WISCHMEIER et al., 1959, 1971; WISCHMEIER & SMITH, 1978). Todavia, como a erodibilidade do solo depende da sua textura, estrutura, permeabilidade e conteúdo de matéria orgânica, a alteração desses atributos teoricamente alteraria a sua erodibilidade.

A avaliação da erodibilidade de solos é considerada uma tarefa complexa, porque depende de vários atributos edáficos e da interação entre eles (LIMA et al., 2007). Há três procedimentos para se determinar o fator de erodibilidade K de solos: o primeiro envolve a determinação do fator K em condições de campo sob chuva natural. O segundo procedimento é semelhante ao primeiro, porém se baseia na quantificação do fator K em razão das perdas de solo e do fator de erosividade K sob condições de chuva simulada. O terceiro procedimento é indireto e se baseia em regressões que contenham como variáveis independentes os atributos do solo, correlacionados ao fator K obtido pelos dois procedimentos anteriores (SILVA et al., 2000). Apresentando boa correlação, valores do fator K obtidos por métodos indiretos podem fornecer uma estimativa confiável da erodibilidade para uso na USLE (MARQUES et al. 1997).

A determinação da erodibilidade de solos e do fator K sob condições de campo é demorada e onerosa (LIMA et al., 2007) e, portanto, o uso de métodos indiretos é frequente e amplamente utilizado em vários países (SILVA et al., 2000). A obtenção do valor do fator K por meio do Nomograma de Wischmeier et al. (1971) é o método indireto mais utilizado para a determinação da erodibilidade solos (BAPTISTA, 2003; SILVA et al., 2000). A utilização desse método requer a determinação da estrutura, permeabilidade e teores de silte, areia muito fina, areia grossa e matéria orgânica do material a ser avaliado (Figura 1).

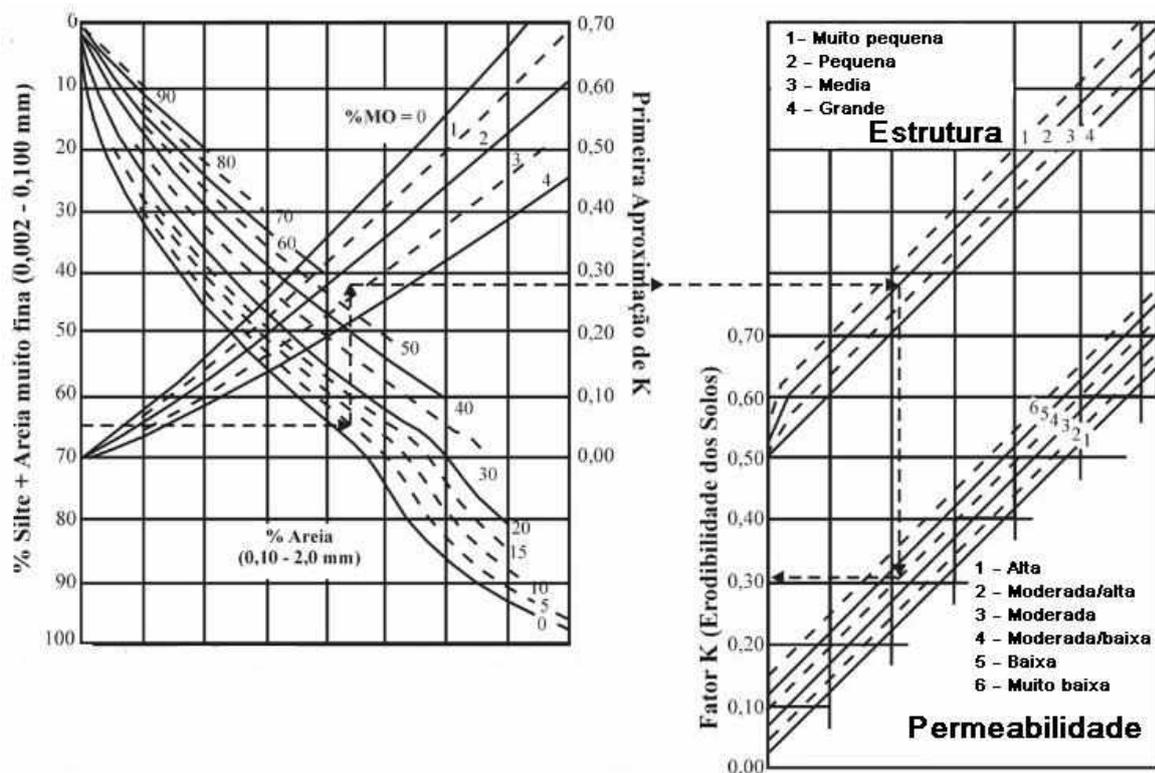


Figura 1. Nomograma de Wischmeier et al. (1971).

Fonte: adaptado de Wischmeier et al. (1971).

A adequação do uso do Nomograma de Wischmeier et al. (1971) e de outros métodos indiretos para obtenção dos valores do fator K de alguns solos brasileiros tem sido questionada em vários estudos, porque esses métodos não consideram o teor de argila dos solos (ARRAES et al., 2010; HENKLAIN; FREIRE, 1983; MARQUES et al., 1997; SILVA et al., 2000). Trabalhos que usaram o Nomograma de Wischmeier et al. (1971) encontraram valores irrealistas de erodibilidade em solos brasileiros (LIMA et al., 2007; SILVA et al. 2000), porque esse método não considera os teores de argila presentes em nossos solos (BAPTISTA et al., 2003; LIMA et al., 2007). Visando criar um método indireto para mais adequado a solos brasileiros, Denardin (1990) desenvolveu um modelo matemático (Equação 2) baseado em parâmetros físicos e químicos de solos associados a métodos diretos de medição, tais como chuva natural e simulada. Para a construção desse método, foram determinados os fatores K de erodibilidade de 31 ordens e subordens de solos brasileiros e 46 solos norte-americanos (CORRÊA et al., 2015; MANNIGEL, et al., 2002). A Equação 2 depende da análise da permeabilidade do solo e de seu teor de silte, areia fina e matéria orgânica:

$$K = 7,48 \times 10^{-6} M + 4,48059 \times 10^{-3} P - 6,31175 \times 10^{-2} DMP + 1,039567 \times 10^{-2} R$$

Em que:

- K = fator de erodibilidade em Mg h (MJ mm)⁻¹
- M (%) = [areia fina (g kg⁻¹) + silte (g kg⁻¹)] x {[areia fina (g kg⁻¹) + de silte (g kg⁻¹)] + areia grossa (g kg⁻¹)};
- P representa o valor da permeabilidade, que é estimado pela análise do perfil do solo até o topo do horizonte C. Adotam-se os seguintes valores:
P: 1 = muito baixa, 2 = baixa, 3 = baixa a moderada, 4 = moderada, 5 = moderada a alta, 6 = alta.
- DMP (diâmetro médio ponderado das partículas de solo, dado em mm) = [0,65 x areia grossa (g kg⁻¹)] + [0,15 x areia fina (g kg⁻¹)] + [0,0117 x silte (g kg⁻¹)] + [0,00024 x argila (g kg⁻¹)]/100
- R = areia grossa (g kg⁻¹) x matéria orgânica (g kg⁻¹) /100

Lima et al. (2007) afirmam que não existe um método indireto considerado o melhor para a estimativa da erodibilidade do solo, mas consideraram a Equação de Denardin (1990) o método mais fidedigno para os solos que estudaram no Distrito Federal. Porém, Henklain & Freire (1983) defendem o Nomograma de Wischmeier et al. (1971) como o melhor entre os métodos indiretos para determinação da erodibilidade de solos brasileiros, apesar de reconhecerem as questões ligadas a sua adequação para solos tropicais (BAPTISTA et al., 2003). Valores do fator de erodibilidade K de solos brasileiros, determinados por meio do Nomograma de Wischmeier et al. (1971), variam de menos 0,10 (solos pouco erodíveis), a mais de 0,50 (solos altamente erodíveis) (Tabela 3). Teores elevados de matéria orgânica, solos com agregados grandes e alta permeabilidade contribuem para reduzir a erodibilidade de solos. Por outro lado, elevados teores de silte e areia fina, agregados pequenos e baixa permeabilidade contribuem para aumentar a erodibilidade de solos (WISCHMEIER et al., 1971). Na prática, solos muito argilosos ou muito arenosos apresentaram valores reduzidos do fator K, restando os maiores valores para materiais de textura média. Isso ocorre porque areia permite uma rápida e boa infiltração da água, que reduz o potencial erosivo, e argila apresenta estrutura coesa, que também oferece maior resistência à erosão (CORRÊA, 2009).

Tabela 3. Classes de erodibilidade e valores do fator K da USLE para alguns solos de brasileiros determinados por meio do Nomograma de Wischmeier et al. (1971).

Classe de erodibilidade	*Valor de K M.h (MJ.mm) ⁻¹	Tipo de solo
Muita alta	> 0,50	30% dos Luvisolos e 50% dos Neossolos Quartzarênicos
Alta	0,35 - 0,50	7% dos Argissolos, 30% dos Planossolos, 30% dos Gleissolos, 20% dos Plintossolos
Média	0,25 - 0,35	17% dos Argissolos, 50% dos Cambissolos, 70% dos Planossolos, 50% dos Gleissolos, 80% dos Plintossolos
Baixa	0,10 - 0,25	12% dos Latossolos Amarelos, 34% dos Latossolos Vermelhos, 48% dos Argissolos, 50% dos Cambissolos, 50% Neossolos Quartzarênicos, 70% dos Luvisolos
Muito baixa	< 0,10	88% dos Latossolos Amarelos, 66% dos Latossolos Vermelhos, 28% dos Argissolos, 100% dos Espodossolos

Fontes: adaptado de Ranzani (1980) e Embrapa (2014).

*Valores tabulados devem ser multiplicados por 0,1317 para conversão das unidades inglesas do fator K para o Sistema Internacional de Unidades - Mg ha h (MJ ha mm)⁻¹ (FOSTER et al., 1981).

6. MATERIAL e MÉTODOS

6.1 Área de estudo

O Distrito Federal (DF) se estende por 5.814 km² no Planalto Central brasileiro, em uma região de topografia suave e altitude média de 1.100 m (Figura 2). O clima predominante no DF é o Tropical de Savana (Aw), de acordo com a classificação de Köppen-Geiger, com verões chuvosos e invernos secos (PEEL et al., 2007). A temperatura média anual varia de 21 a 24°C e a pluviosidade varia de 1.200 a 1.600 mm/ano, dos quais 84% precipitam no verão (INMET, 2017). Os Latossolos cobrem 55% da superfície distrital e os Cambissolos 31% da área (Figura 2). Os demais 14% do território são cobertos por oito diferentes ordens de solo (9%) e corpos d'água (5%) (REATTO et al., 2004). O DF encontra-se na porção central do Bioma Cerrado, e a vegetação predominante no DF é o Cerrado sentido restrito, ocorrendo Matas de Galeria ao longo das drenagens (EITEN, 2001).

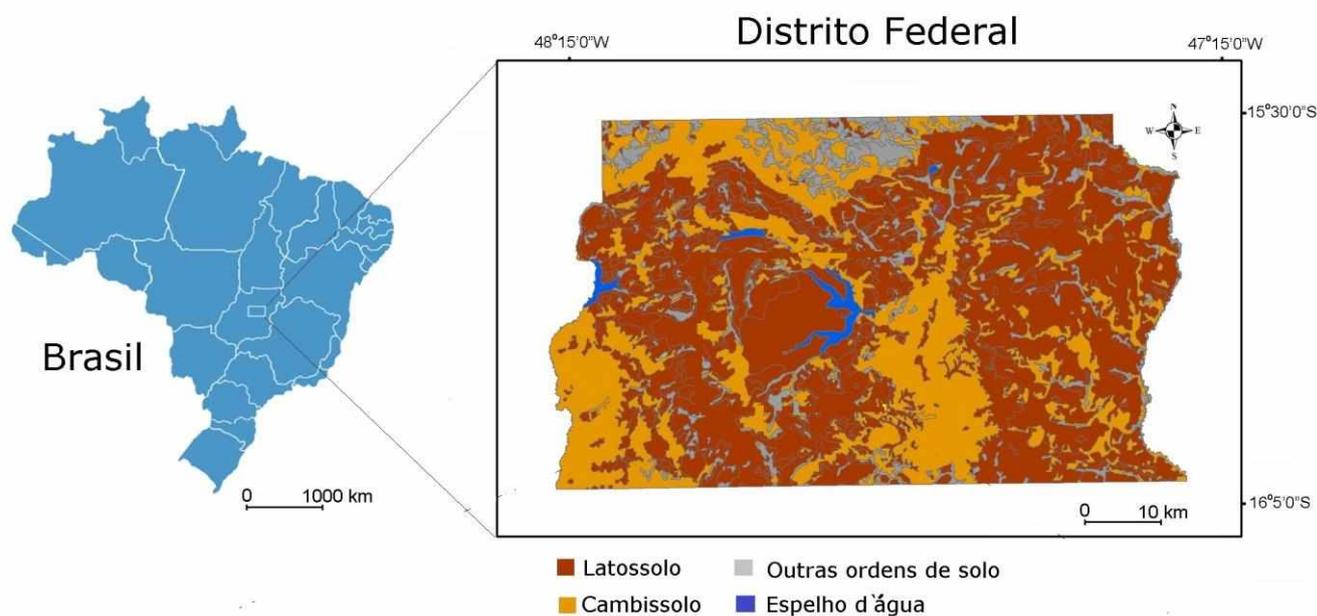


Figura 2. Localização do Distrito Federal, com representação enfatizada das duas ordens de solos (Latossolo e Cambissolo) que cobrem 86% do território.

Fonte: adaptado de Reatto et al. (2004).

6.2 Critérios de seleção das jazidas estudadas

Foram selecionadas para este estudo oito áreas de exploração mineral no Distrito Federal (Figura 3, Tabela 4). Cada área selecionada apresentava uma jazida que fora explorada e posteriormente revegetada e uma mancha de solo sob cobertura nativa (Figura 4). Foram coletadas em cada área de estudo três amostras, compostas por dez subamostras de substrato exposto, substrato revegetado e solo sob vegetação nativa, perfazendo nove amostras compostas por área de estudo, totalizando 72 amostras de solo e de substrato nas oito áreas estudadas. As amostras foram coletadas com o uso de um trado Holandês entre 0 a 10 cm de profundidade. Após serem compostas, as amostras foram deixadas à sombra por duas semanas e passadas em peneiras de 2 mm de abertura (10 Mesh) para obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA).

Das oito áreas selecionadas que cumpriram o critério de apresentaram remanescente de solo sob vegetação nativa, substrato exposto e substrato revegetado, duas se referem à extração de argila em área de Latossolo Vermelho (LV), quatro se referem à extração de cascalho em área de Cambissolo (CX) e duas áreas se referem à extração de areia em área de Neossolo Quartzarênico (RQ) (EMBRAPA, 2014). Os substratos expostos pela mineração foram revegetados entre 1997 e 2015 (Tabela 2).

As jazidas em áreas de Latossolo Vermelho (LV) e Cambissolo (CX) foram revegetadas com o uso de lodo de esgoto (100 Mg ha^{-1}) incorporado à camada de superficial de 0 a 15 cm de profundidade. Densas camadas compostas principalmente por espécies herbáceas cobriam os substratos revegetados dessas jazidas (CORRÊA et al., 2017; SILVA et al., 2013). As duas jazidas em área de Neossolo Quartzarênico (RQ) foram revegetadas com o uso de esterco bovino e se encontravam também cobertas por espécies herbáceas.

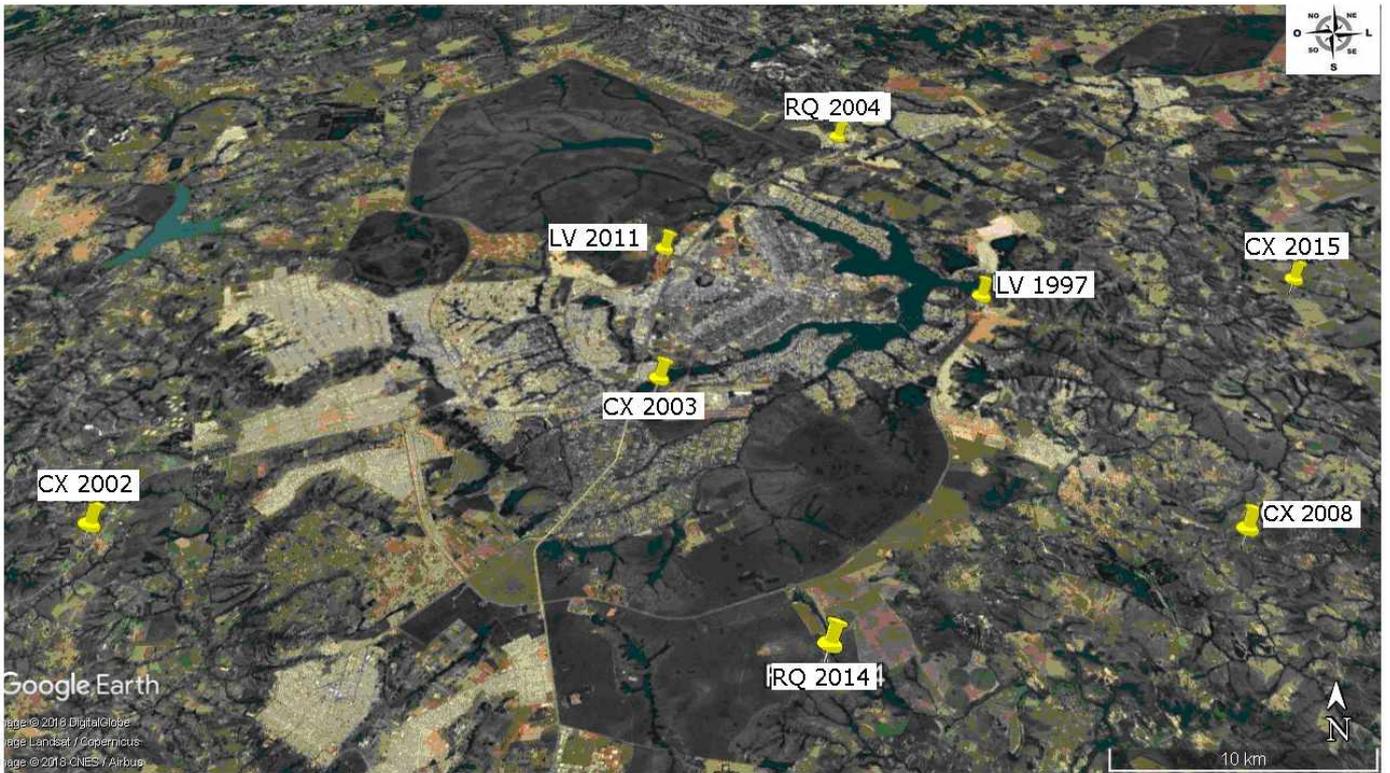


Figura 3. Localização das áreas de estudo no Distrito Federal. Coordenadas das áreas se encontraram na Tabela 4.

Fonte: Aplicativo *Google Earth*, imagem de dezembro de 2016.



Figura 4. Imagem aérea da jazida de argila, em área de Latossolo Vermelho, revegetada em 1997.

Fonte: Aplicativo *Google Earth*, imagem de dezembro de 2016.

Tabela 4. Ano de revegetação, ordem do solo, material minerado e coordenadas geográficas das áreas de estudo.

Ano de revegetação do substrato exposto	Ordem do solo original da área	Material minerado	Latitude*	Longitude*
1997	Latossolo Vermelho	Argila	15°48'45,84"S	47°47'33,71"O
2002	Cambissolo	Cascalho	15°56'56,03"S	48°10'37,43"O
2003	Cambissolo	Cascalho	15°52'5,49"S	47°56'54,83"O
2004	Neossolo Quartzarênico	Areia	15°40'40,66"S	47°51'1,67"O
2008	Cambissolo	Cascalho	15°57'3,69"S	47°42'37,44"O
2011	Latossolo Vermelho	Argila	15°46'37,87"S	47°46'37,87"O
2014	Neossolo Quartzarênico	Areia	16° 0'13,24"S	47°52'58,61"O
2015	Cambissolo	Cascalho	15°47'57,85"S	47°38'8,51"O

*Datum WGS 84

6.3 Análises laboratoriais

As 72 amostras de terra fina seca ao ar (TFSA) foram ensacadas e analisadas para os parâmetros abaixo descritos no laboratório da empresa Campo Fertilidade, Paracatu/MG.

6.3.1 Granulometria

A granulometria das amostras coletadas foi analisada pelo Método do Densímetro (Bouyoucos). Uma alíquota de 50 g de TFSA foi agitada com 25 mL de NaOH 1 N + 20 mL hexametáfosfato de sódio - Calgon (10 mg L^{-1}) por 10 min em um agitador elétrico. Durante a agitação foram adicionadas 300 mL de água destilada ao copo metálico que continha a amostra de solo/substrato. O conteúdo do copo metálico foi transferido para uma proveta e o volume foi completado com água destilada até a marca de 1 L. A solução foi agitada manualmente e um densímetro de Bouyoucos foi introduzido na proveta. Procederam-se as leituras do densímetro após 1 min, 1h, 2h e 24h para obtenção dos teores de areia, silte e argila das amostras, conforme Embrapa (1997). Após as leituras, o conteúdo das provetas foi passado sob água corrente em peneira de 0,053 mm de abertura (270 Mesh) para separação da

areia das demais partículas do solo (silte e argila). A areia apurada foi novamente passada sob água corrente em peneira de 0,210 mm de abertura (70 Mesh) para separação em areia grossa (0,2 mm a 2 mm de diâmetro) e areia fina (0,05 mm a 0,2 mm de diâmetro) (EMBRAPA, 1997).

6.3.2 Matéria orgânica

O teor de matéria orgânica nas amostras de solo/substrato foi determinado pelo Método da Combustão Úmida (Walkley-Black). Uma alíquota de 0,50 g de TFSA de cada amostra foi pesada, colocada em um frasco Erlenmeyer com capacidade de 250 mL e tratada com 10 mL de solução de dicromato de potássio. Os frascos foram aquecidos a 80°C por 10 min em uma chapa e posteriormente deixados retornar à temperatura ambiente. Foram adicionados a cada frasco 80 mL de água destilada, 2mL de ácido fosfórico e 3 gotas do indicador difenilamina. Titulou-se a solução de cada frasco com uma solução de sulfato ferroso amoniacal 0,05 M até que a cor azul desaparecesse e desse lugar a verde. O volume solução de sulfato ferroso amoniacal gasto foi anotado e utilizado para calcular o carbono orgânico presente nas amostras de solo/substrato. Os resultados de carbono orgânico foram multiplicados por 1,724 para se estimar o teor de matéria orgânica das amostras (EMBRAPA, 1997).

6.3.3 Permeabilidade

A permeabilidade do solo sob vegetação nativa, substrato exposto e substrato revegetado foi avaliada pelo Método do Infiltrômetro de Anéis Concêntricos (EMBRAPA, 1997). Os testes foram conduzidos em triplicata e valores de água infiltrada foram obtidos em intervalos de 15 min até que a taxa de infiltração se estabilizasse. Os valores estabilizados das taxas de infiltração, que se aproximam dos valores de condutividade hidráulica dos solos (EMBRAPA, 1997), foram categorizados de acordo com Wischmeier et al. (1971) (Tabela 5).

Tabela 5. Permeabilidade de solos e categorização no Nomograma Wischmeier et al. (1971).

Taxa estabilizada de infiltração de água (mm h ⁻¹)	Categoria no Nomograma Wischmeier et al. (1971)
> 250	1 - Alta
130 - 249	2 - Moderada a alta
65 - 129	3 - Moderada
20 - 64	4 - Moderada a baixa
5 - 19	5 - Baixa
< 5	6 - Muito baixa

Fontes: adaptado de Leprun (1983) e Wischmeier et al. (1971).

6.3.4 Estrutura

A estrutura dos solos, substratos expostos e substratos revegetados foi avaliada em campo conforme IBGE (2007) e classificadas segundo critérios da Tabela 6.

Tabela 6. Critérios de classificação da estrutura de solos.

Classe	Critério (mm)		
	Granular e Laminar	Colunar, Prismática e Cuneiforme	Blocos angulares e subangulares
Muito pequena	< 1	< 10	< 5
Pequena	1 a < 2	10 a < 20	5 a < 10
Média	2 a < 5	20 a < 50	10 a < 20
Grande	5 a < 10	50 a < 100	20 a < 50
Muito grande	≥ 10	100 a < 500	≥ 50
Extremamente grande	-	≥ 500	-

Fonte: IBGE (2007)

6.5. Procedimento para determinação dos valores do Fator de erodibilidade K

O valores e categorias das propriedades analisadas foram inseridos no Nomograma de Wischmeier et al. (1971) e na equação de Denardin (1990) para se obterem os valores do fator K dos solos, substratos expostos e substratos revegetados das áreas estudadas. O Nomograma de Wischmeier et al. (1971) e a equação de Denardin (1990) são os dois métodos indiretos mais utilizados em solos brasileiros para determinação da erodibilidade (ARRAES et al., 2010, BAPTISTA, 2003; DENARDIM, 1990; HENKLAIN; FREIRE, 1983; MARQUES et al., 1997; SILVA et al., 2000).

6.6. Análise dos dados

Os valores dos atributos analisados nas amostras de solo e substrato e os valores dos fatores K derivados desses atributos foram submetidos à estatística descritiva, análises de correlação, regressão e Análise de Componentes Principais no programa XLSTAT v. 2015. Os dados usados na Análise de Componentes Principais (PCA) foram normalizados (Equação 3) e padronizados (Equação 4), conforme recomendado por Legendre & Legendre (1998):

$$Y_i' = \log(Y_i + 1) \quad (\text{Equação 3})$$

$$Z_i = (Y_i' - \bar{Y}')/s_{y'} \quad (\text{Equação 4})$$

Em que:

Z_i é o valor padronizado dos resultados das propriedades analisadas (adimensional)

\bar{Y}' é a média normalizada de cada propriedade analisada

$s_{y'}$ é o desvio padrão das médias normalizadas

4. RESULTADOS

A exploração de argila em Latossolo, cascalho em Cambissolo e areia em Neossolo Quartzarênico expôs à superfície horizontes com pouca variação textural em relação aos respectivos horizontes superficiais (Figura 5). As maiores variações detectadas se referem as duas áreas de Latossolo (1997, 2011) e uma das áreas de Cambissolo (2003), cujos horizontes expostos apresentam textura um pouco mais argiloso que seus respectivos horizontes superficiais (Figura 5).

As camadas superficiais dos Latossolos estudados apresentavam entre 2,6% e 4,2% de matéria orgânica, e a mineração deixou horizontes expostos à superfície com < 0,1% a 0,8% de matéria orgânica. A revegetação desses mesmos horizontes elevou os teores de matéria orgânica para valores entre 1,3% e 4,4%. As áreas de Cambissolos apresentavam entre 3,0% e 4,6% de matéria orgânica na camada superficial do solo quando sob cobertura de vegetação nativa, entre < 0,1% e 1,3% quando expostos pela mineração e entre 4,2% e 4,6% após serem revegetados. Da mesma forma, o teor de matéria orgânica na camada superficial dos Neossolos Quartzarênicos sob cobertura vegetal nativa variou entre 3,9% e 5,15%, os horizontes expostos pela mineração apresentavam < 0,1% de matéria orgânica e o processo de revegetação incorporou entre 0,95% e 1,52% de matéria orgânica ao horizonte exposto pela mineração (Tabela 7).

Apesar da pouca variação textural entre os materiais estudados em cada área (Figura 5), os valores estabilizados das taxas de infiltração, medidas com infiltrômetro de anéis concêntricos (EMBRAPA, 1997), variou em níveis suficientes para que os horizontes superficiais dos solos, dos substratos revegetados e dos substratos expostos fossem classificados em diferentes categorias de permeabilidade (Tabelas 5 e 7). As camadas superficiais de todos os solos sob cobertura nativa apresentaram permeabilidade alta ($> 250 \text{ mm h}^{-1}$). A mineração expôs horizontes de Latossolos com permeabilidades muito baixas e de Cambissolos com permeabilidades variando de muito baixa a baixa (Tabelas 5 e 7). A mineração alterou de maneira menos intensa a permeabilidade da camada superficial em áreas de Neossolos Quartzarênicos, e os horizontes expostos pela mineração mantiveram uma permeabilidade moderada (Tabelas 5 e 7). Os tratamentos dados aos substratos expostos e a cobertura vegetal sobre eles resultaram em aumentos de permeabilidade desses materiais, porém estabilizados em níveis aquém dos solos originais das áreas estudadas (Tabela 7).

A mineração e a posterior revegetação dos substratos minerados alteraram o tamanho das estruturas presentes nas camadas superficiais das áreas estudadas, exceto nas áreas de Neossolo Quartzarênico (Tabelas 6 e 7). Da mesma forma que a permeabilidade, houve

recuperação de parte do tamanho original das estruturas presentes nas camadas superficiais dos Latossolos e Cambissolos (Tabela 7).

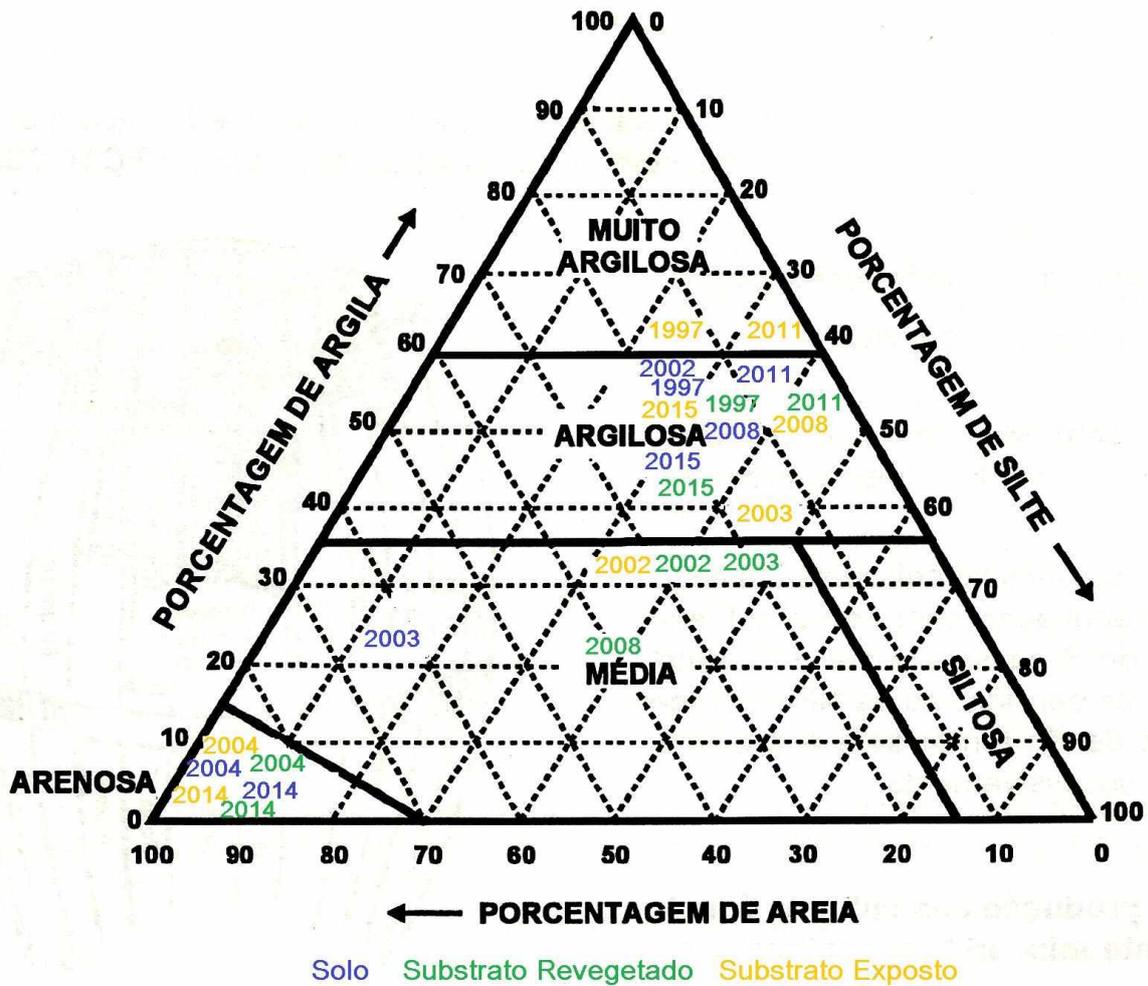


Figura 5. Classificação textural das amostras de solo, substrato revegetado e substrato exposto nas áreas de Latossolo Vermelho (1997, 2011), Cambissolo (2002, 2003, 2008, 2015) e Neossolo Quartzarênico (2004, 2014).

Tabela 7. Valores e categorias das propriedades analisadas nos solos sob cobertura nativa, substratos expostos pela mineração e substratos revegetados das oito áreas de estudo.

Amostra	Silte	Argila	Areia fina	Areia grossa	Mat. Org.	Fator Permeab.	Fator Estrut.	*K _w	*K _D
			%			Adimensional		Mg h (MJ mm) ⁻¹	
Área de Latossolo Vermelho (LV) revegetada em 1997									
Solo A	22,8	60,0	12,3	5,0	2,6	1	1	0,02	0,02
Solo B	38,9	44,0	11,4	5,5	3,7	1	1	0,05	0,03
Solo C	24,7	58,0	11,7	5,6	3,0	1	1	0,03	0,02
Reveg. A	31,2	40,0	11,0	17,8	4,4	4	3	0,15	0,03
Reveg. B	29,4	54,0	7,9	8,7	3,0	4	3	0,18	0,04
Reveg. C	28,7	60,0	5,5	5,9	3,9	4	3	0,14	0,03
Subst. A	13,5	66,0	5,9	14,7	<0,1	6	4	0,29	0,04
Subst. B	23,2	62,0	5,1	9,6	0,2	6	4	0,26	0,04
Subst. C	14,3	64,0	7,0	14,7	<0,1	6	4	0,25	0,04
Área de Latossolo Vermelho (LV) revegetada em 2011									
Solo A	30,4	58,0	4,1	7,3	3,0	1	1	0,03	0,02
Solo B	33,5	56,0	3,6	6,8	4,1	1	1	0,03	0,02
Solo C	33,7	56,0	4,0	6,3	4,2	1	1	0,04	0,02
Reveg. A	29,1	58,0	5,3	7,6	1,3	4	3	0,16	0,03
Reveg. B	36,2	54,0	4,2	5,7	2,0	4	3	0,15	0,04
Reveg. C	28,9	60,0	4,7	6,2	2,3	4	3	0,15	0,03
Subst. A	31,8	62,0	2,7	3,5	0,8	6	4	0,24	0,04
Subst. B	35,1	58,0	3,4	3,4	0,8	6	4	0,26	0,04
Subst. C	30,0	62,0	3,7	4,5	0,2	6	4	0,25	0,04
Área de Cambissolo (CX) revegetada em 2002									
Solo A	28,4	56,0	3,3	12,4	4,4	1	2	0,02	0,03
Solo B	17,5	58,0	3,8	20,6	4,6	1	2	0,03	0,03
Solo C	17,6	59,0	3,6	19,8	4,4	1	2	0,02	0,03
Reveg. A	36,4	26,0	8,1	29,4	4,8	4	3	0,26	0,07
Reveg. B	43,7	20,0	8,1	28,2	4,4	4	3	0,32	0,07
Reveg. C	31,2	32,0	8,0	28,9	4,2	4	3	0,33	0,06
Subst. A	25,7	26,0	12,8	35,5	0,8	6	4	0,50	0,07

Subst. B	31,7	28,0	10,8	29,3	<0,1	6	4	0,51	0,06
Subst.C	30,0	26,0	9,6	34,6	<0,1	6	4	0,52	0,06

Área de Cambissolo (CX) revegetada em 2003

Solo A	10,5	18,0	18,3	53,1	1,9	1	2	0,11	0,06
Solo B	13,4	21,0	15,4	50,1	2,3	1	2	0,09	0,06
Solo C	8,9	22,0	16,0	51,1	1,6	1	2	0,08	0,05
Reveg. A	34,1	54,0	4,8	7,1	2,3	4	3	0,18	0,04
Reveg. B	36,8	50,0	5,9	7,2	0,8	4	3	0,22	0,04
Reveg. C	38,7	48,0	5,3	7,9	0,7	4	3	0,19	0,04
Subst. A	34,6	44,0	8,6	13,0	2,3	6	4	0,28	0,05
Subst. B	33,7	44,0	9,1	13,2	0,8	6	4	0,20	0,05
Subst.C	33,8	44,0	7,1	15,2	1,9	6	4	0,18	0,05

Área de Cambissolo (CX) revegetada em 2008

Solo A	27,8	50,0	7,6	14,3	3,5	1	2	0,05	0,03
Solo B	28,5	50,0	8,9	12,6	4,2	1	2	0,04	0,03
Solo C	28,7	50,0	8,9	12,2	3,5	1	2	0,05	0,03
Reveg. A	32,2	26,0	13,8	28,1	4,4	4	3	0,22	0,06
Reveg. B	38,4	21,0	11,7	28,9	4,4	4	3	0,25	0,05
Reveg. C	43,2	15,0	12,3	29,5	4,6	4	3	0,29	0,05
Subst. A	22,5	54,0	11,7	11,9	1,3	5	4	0,25	0,04
Subst. B	26,5	52,0	11,6	9,8	1,3	5	4	0,28	0,05
Subst. C	30,2	52,0	10,6	7,1	0,2	5	4	0,30	0,05

Área de Cambissolo (CX) revegetada em 2015

Solo A	24,7	51,0	7,2	17,1	3,9	1	2	0,04	0,03
Solo B	24,9	48,0	7,2	19,7	3,7	1	2	0,03	0,03
Solo C	25,4	50,0	6,4	18,1	3,0	1	2	0,04	0,03
Reveg. A	38,6	38,0	5,3	18,1	4,4	4	3	0,18	0,05
Reveg. B	36,1	38,0	6,2	19,8	4,4	4	3	0,18	0,06
Reveg. C	38,7	38,0	5,1	7,7	4,6	4	3	0,19	0,05
Subst. A	27,7	54,0	5,7	12,5	1,3	5	4	0,24	0,05
Subst. B	26,3	53,0	6,1	14,4	0,2	5	4	0,26	0,05
Subst. C	27,1	51,0	5,9	15,9	0,7	5	4	0,27	0,05

Área de Neossolo Quartzarênico (RQ) revegetada em 2004

Solo A	7,2	6,1	23,5	63,2	3,58	1	2	0,12	0,09
Solo B	8,1	7,4	31,3	53,2	3,19	1	2	0,15	0,08

Solo C	7,8	5,8	27,5	58,9	3,31	1	2	0,14	0,09
Reveg. A	3,2	1,2	19,2	76,4	1,52	2	2	0,17	0,07
Reveg. B	4,5	1,9	21,4	72,2	1,43	2	2	0,24	0,07
Reveg. C	5,1	2,6	23,1	69,2	1,49	2	2	0,21	0,08
Subst. A	3,4	5,6	17,9	73,1	<0,1	3	2	0,21	0,08
Subst. B	2,9	1,4	22,7	73,0	<0,1	3	2	0,25	0,08
Subst. C	4,5	3,1	17,9	74,5	<0,1	3	2	0,26	0,08

Área de Neossolo Quartzarênico (RQ) revegetada em 2014

Solo A	10,2	4,1	33,2	52,5	5,15	1	2	0,18	0,10
Solo B	9,8	3,9	27,2	59,1	4,13	1	2	0,13	0,09
Solo C	7,9	5,1	35,2	51,8	4,92	1	2	0,17	0,10
Reveg. A	3,4	2,8	35,5	58,3	1,21	2	2	0,23	0,07
Reveg. B	5,1	3,6	28,8	62,5	0,95	2	2	0,27	0,07
Reveg. C	6,7	4,3	27,6	61,4	1,13	2	2	0,25	0,07
Subst. A	7,1	5,7	25,9	61,3	<0,1	3	2	0,21	0,08
Subst. B	6,3	4,7	30,8	58,2	<0,1	3	2	0,30	0,08
Subst. C	7,7	3,9	27,4	61,0	<0,1	3	2	0,31	0,08

*Valores tabulados devem ser multiplicados por 0,1317 para conversão das unidades inglesas do fator K para o Sistema Internacional de Unidades - Mg ha h (MJ ha mm)⁻¹ (FOSTER et al., 1981). K_W - Nomograma de Wischmeier et al. (1971); K_D - Denardin (1990).

Os autovalores das Componentes Principais 1 e 2 (PC1 e PC2) da Análise de Componentes Principais (PCA) dos atributos (Tabela 7) utilizados para a determinação do fator de erodibilidade K por meio do Nomograma de Wischmeier et al. (1971) e pela equação de Denardin (1990) explicaram 83,1% da variância existente no conjunto analisado e gerou cinco grupos de solos/substratos (Figura 6). Latossolos e Cambissolos sob cobertura vegetal nativa se agruparam no quadrante inferior direito, e as duas áreas de Neossolo Quartzarênico se posicionaram no quadrante inferior esquerdo (Figura 6). A área de Cambissolo revegetada em 2003, que apresenta mais de 60% de areia em sua composição granulométrica (Figura 5), associou-se aos Neossolos Quartzarênicos (Figura 6). Os substratos expostos pela mineração nas áreas de Latossolo e de Cambissolo agruparam-se no quadrante superior direito, e os substratos expostos nas áreas de Neossolo Quartzarênico se isolaram no quadrante superior esquerdo (Figura 6). Os solos das áreas de Latossolo e Cambissolo sob cobertura vegetal nativa se associaram aos teores medidos de matéria orgânica (MO) e os substratos expostos

dessas mesmas áreas se associaram às categorias de permeabilidade (Perm) e estrutura (Estr) (Tabelas, 5, 6 e 7; Figura 6). Os substratos revegetados das áreas estudadas agruparam-se entre os solos sob cobertura nativa e os respectivos substratos expostos (Figura 6).

A PCA individualizada por ordem de solo dos atributos usados para a determinação do fator de erodibilidade K separou em grupos diferentes as amostras de substrato exposto (Figura 6, planos de cor laranja), substrato revegetado (Figura 6, planos de cor verde) e solos sob cobertura vegetal nativa (Figura 6, planos de cor azul) nas áreas de Latossolo Vermelho e de Cambissolo. Nas áreas de Neossolo Quartzarênico houve sobreposição parcial entre os atributos analisados nas amostras de substrato exposto e substrato revegetado (Figura 6, plano cinza). As amostras de substrato exposto se alinharam ao vetor da estrutura e permeabilidade e as amostras de solo ao vetor de matéria orgânica (Figura 6). As amostras de substrato revegetado se posicionaram entre esses dois primeiros conjuntos (Figura 6).

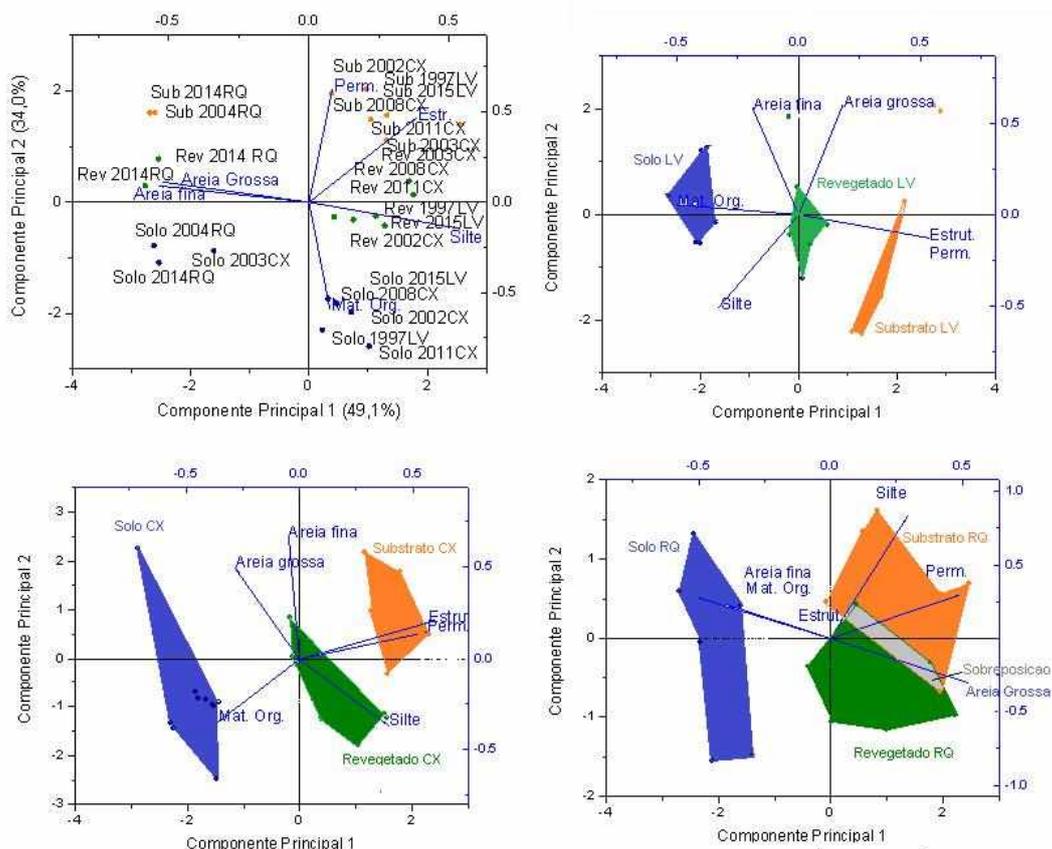


Figura 6. Análise de Componentes Principais (PCA) dos solos e substratos das áreas de Latossolo Vermelho - LV (1997, 2011), Cambissolo - CX (2002, 2003, 2008, 2015) e Neossolo Quartzarênico - RQ (2004, 2014), baseada nos atributos utilizados para determinar o fator de erodibilidade K (Tabela 5). Rev - substrato revegetado. Sub - substrato exposto.

Os atributos mensurados nas amostras de solo e substrato (Tabela 7) foram inseridos no Nomograma de Wischmeier et al. (1971) (Figura 1) e na equação de Denardin (1990) (Equação) para obtenção dos respectivos valores dos fatores de erodibilidade K_W e K_D (Tabela 7). A regressão múltipla entre os valores dos fatores K e os atributos que os originaram obteve $R^2 = 0,80$, $p < 0,01$ para K_W ($K_W = - 0,12 - 1,10 \text{ Silte} - 0,20 \text{ Areia fina} - 0,04 \text{ Areia grossa} + 0,01 \text{ Mat. Org.} + 0,03 \text{ Perm.} + 0,01 \text{ Estrut.}$) e $R^2 = 0,32$, $p < 0,05$ para K_D . A correlação entre os valores de K_W e K_D não foi significativa ($p > 0,10$) quando as três ordens de solo foram analisadas juntas. As correlações foram significativas e positivas entre os valores de K_W e K_D nas áreas de Latossolo Vermelho e de Cambissolo (Figura 7). Nas áreas de Neossolo Quartzarênico, as correlações foram significativas, mas invertidas: valores crescentes de K_W associaram-se a valores decrescentes K_D . O coeficiente de correlação de Pearson apresentou o maior grau de correlação entre os dois métodos de determinação da erodibilidade nas áreas de Latossolo Vermelho, apesar das críticas sobre o uso Nomograma de Wischmeier et al. (1971), em Latossolos (LIMA et al., 2007). Houve forte correlação entre K_W e K_D nas áreas de Cambissolo e uma fraca correlação entre esses fatores nas áreas de Neossolo Quartzarênico (Figura 6). Não existe um método indireto considerado universal para a determinação da erodibilidade, e cada um deles parece ser influenciado pelo tipo de solo (LIMA et al., 2007).

O conjunto de dados gerados pela determinação dos fatores de erodibilidade K_W e K_D não apresentou distribuição normal e, portanto, foi analisado por estatística não paramétrica. Dentro de cada área estudada, a análise de dispersão dos dados mostrou que o solo sob vegetação nativa apresentou o menor valor de erodibilidade, seguido pelo substrato revegetado e pelo substrato expostos pela mineração. De uma forma em geral, esse padrão foi mais evidente na análise de dispersão dos valores de K_W do que para os valores de K_D (Figuras 8 a 10).

O teste não paramétrico de Wilcoxon Mann-Whitney identificou cinco grupos de valores de erodibilidade determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) - K_W (Figura 11) e pela fórmula de Denardin (1990) - K_D (Figura 12). O referido teste agrupou em um mesmo nível de erodibilidade Latossolos e Cambissolos sob cobertura nativa, exceto a área de Cambissolo revegetada em 2003 (Figuras 11 e 12). Solos em áreas de Neossolo Quartzarênico apresentaram valores dos fatores K_W e K_D significativamente diferentes dos valores dos mesmos parâmetros determinados nas áreas de Latossolo e Cambissolo. Os valores de K_W separaram em quatro das seis as áreas de Latossolo e Cambissolo os substratos revegetados dos substratos expostos, e os valores de K_D os agruparam no mesmo nível de erodibilidade

(Figuras 11 e 12). Os solos sob cobertura nativa em áreas de Neossolo Quartzarênico apresentaram valores do fator K_W menores que os substratos expostos e revegetados nas respectivas áreas (Fotografia 10). Não houve diferença significativa dos valores de K_W entre os substratos revegetados e expostos nessas mesmas áreas. O cálculo da erodibilidade por meio da fórmula de Denardin (1990) obteve valores que não diferenciaram os solos sob cobertura nativa dos substratos expostos e revegetados nas áreas de Neossolo Quartzarênico (Figura 12).

Não se encontrou relação entre o tempo de revegetação dos substratos e os valores dos fatores de erodibilidade K_W e K_D (Figura 13). Análises de regressões multivariadas mostraram que os atributos utilizados para obtenção dos valores do fator de erodibilidade K_W apresentaram importâncias diferentes de acordo com o tipo de solo das áreas estudadas. Análises de regressão mostraram que os atributos que mais influenciaram os valores de K_W nas áreas de Latossolo (LV) e Cambissolo (CX) foram permeabilidade e estrutura. Nas áreas de Neossolo Quartzarênico (RQ), o teor de matéria orgânica foi o atributo que mais influenciou os valores do fator de erodibilidade K_W .

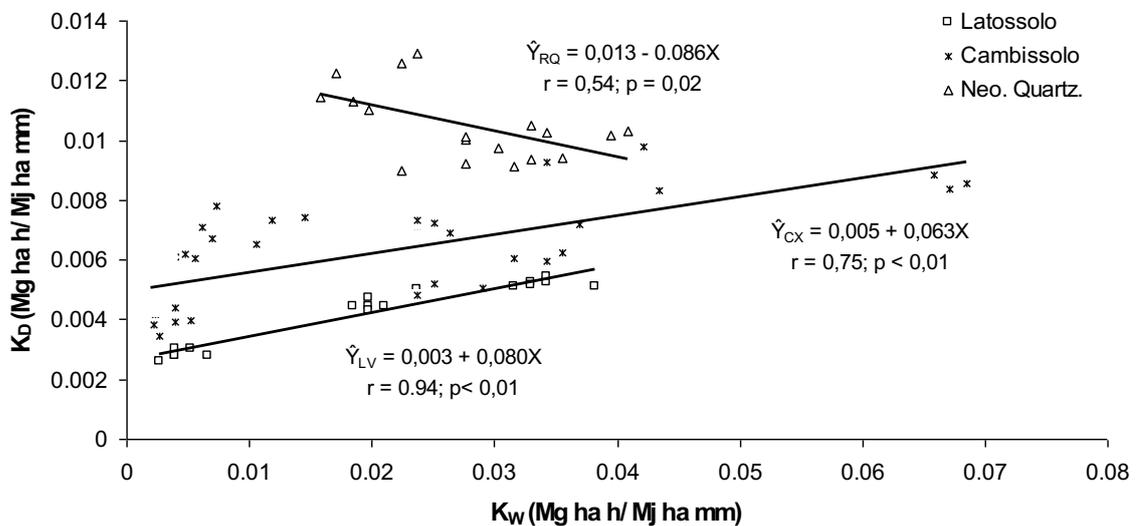


Figura 7. Correlação entre os fatores K determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) (K_W) e pela equação de Denardin (1990) (K_D).

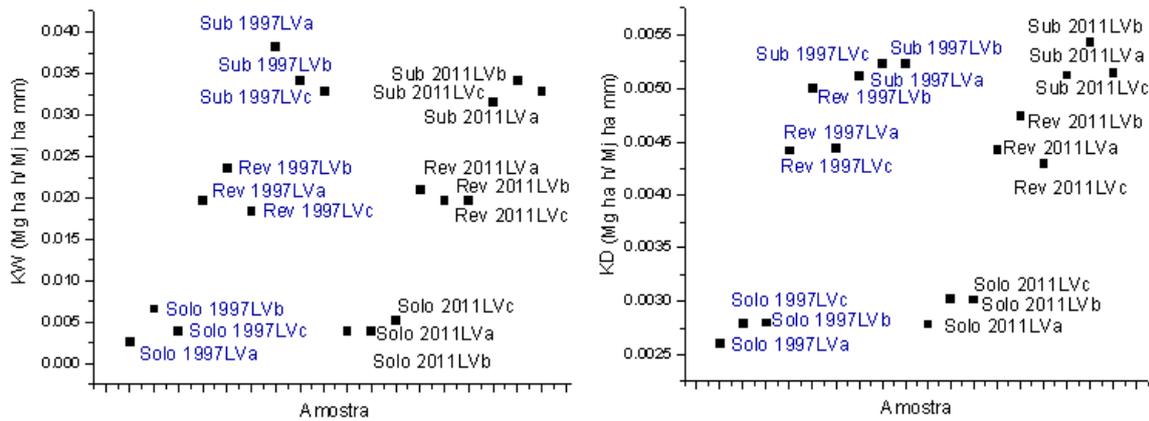


Figura 8. Gráficos de dispersão dos valores do fator K determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) (K_w) e pela equação de Denardin (1990) (K_d) para as áreas de Latossolo Vermelho (LV) estudadas.

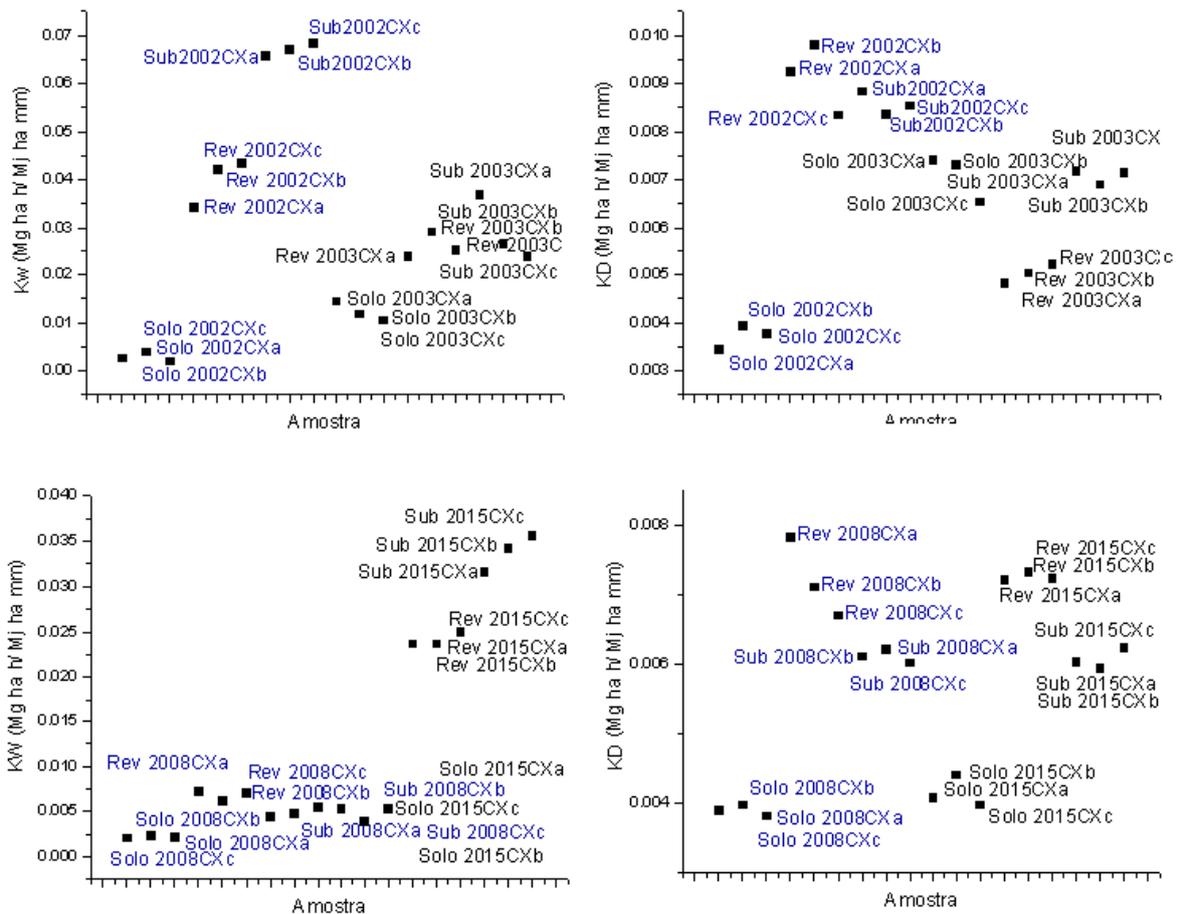


Figura 9. Gráficos de dispersão dos valores do fator K determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) (K_w) e pela equação de Denardin (1990) (K_d) para as áreas de Cambissolo (CX) estudadas.

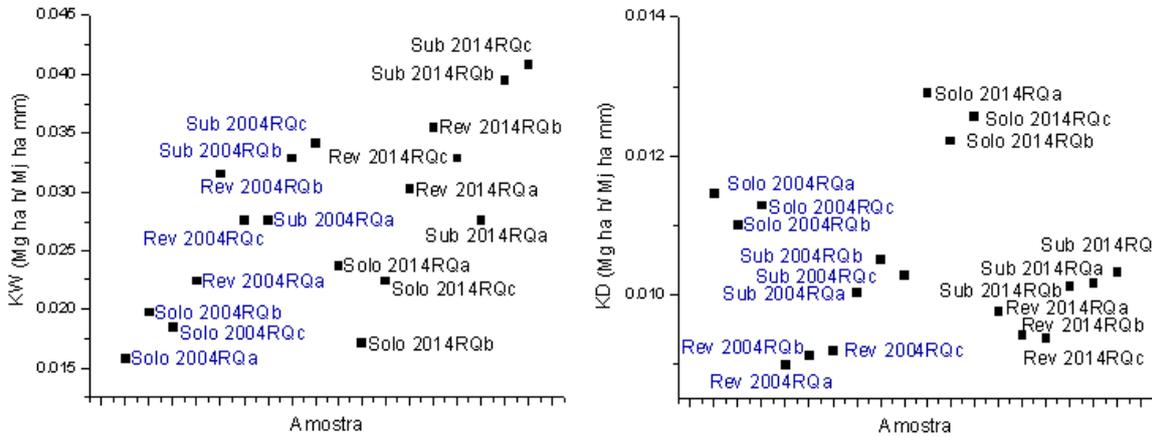


Figura 10. Gráficos de dispersão dos valores do fator K determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) (K_W) e pela equação de Denardin (1990) (K_D) para as áreas de Neossolo Quartzarênico (RQ) estudadas.

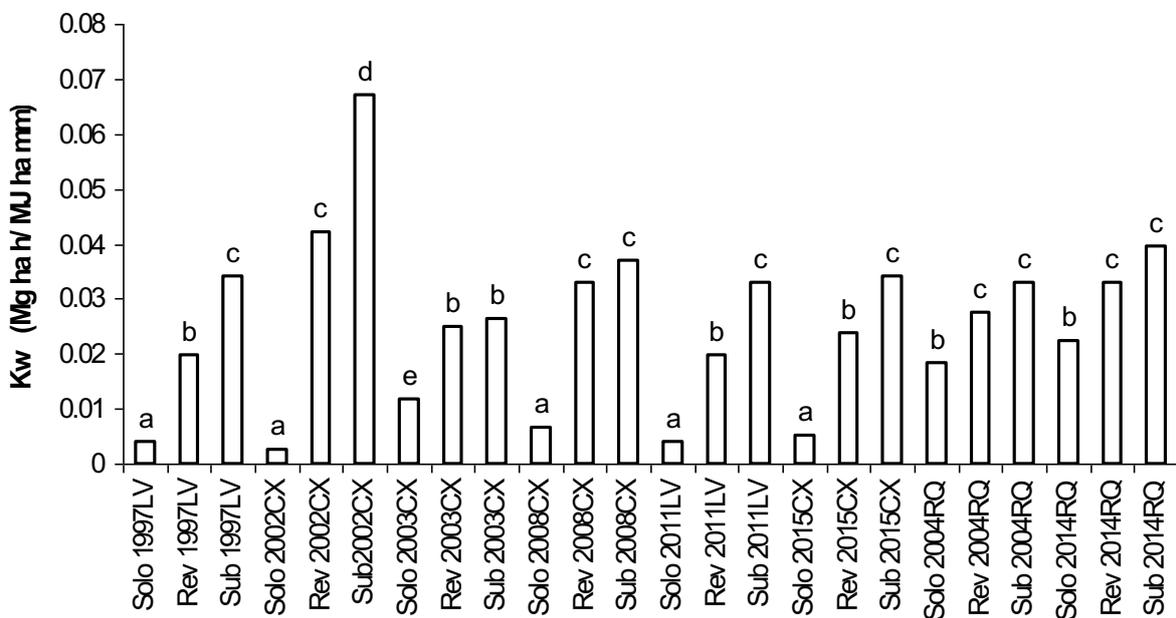


Figura 11. Valores do fator de erodibilidade K dos solos, substratos revegetados e substratos expostos das áreas de estudo, determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971). Valores de K_W com mesma não são estatisticamente diferentes pelo teste de Wilcoxon Mann-Whitney ($p = 0,05$).

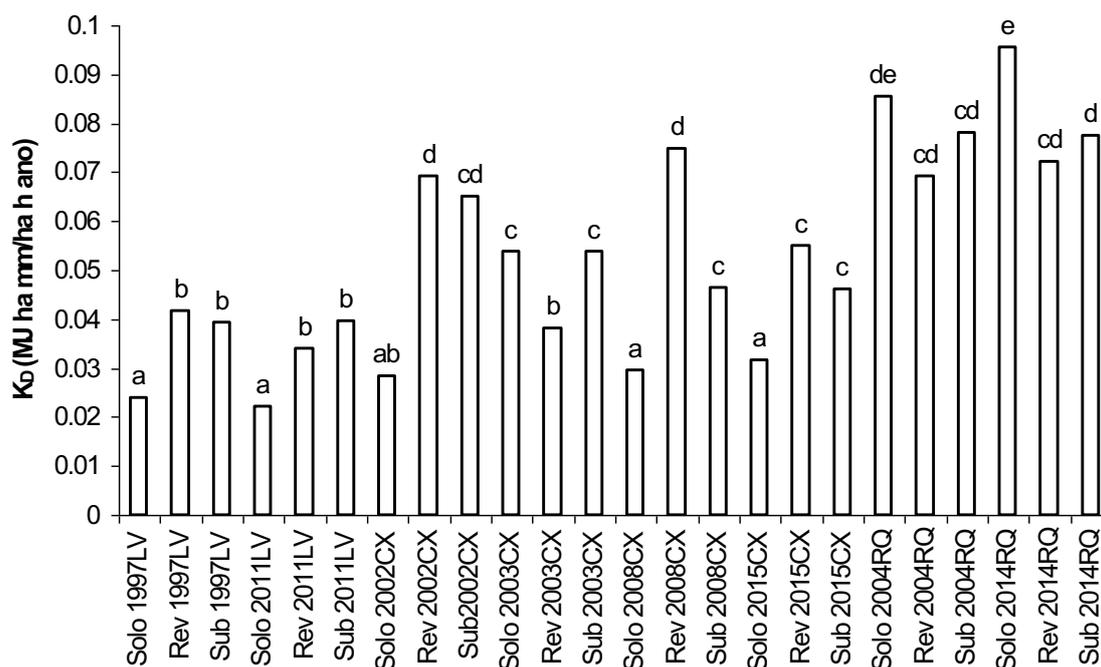


Figura 12. Valores do fator de erodibilidade K dos solos, substratos revegetados e substratos expostos das áreas de estudo, determinados pela equação de Denardin (1990). Valores de K_D com mesma letra não são estatisticamente diferentes pelo teste de Wilcoxon Mann-Whitney ($p = 0,05$).

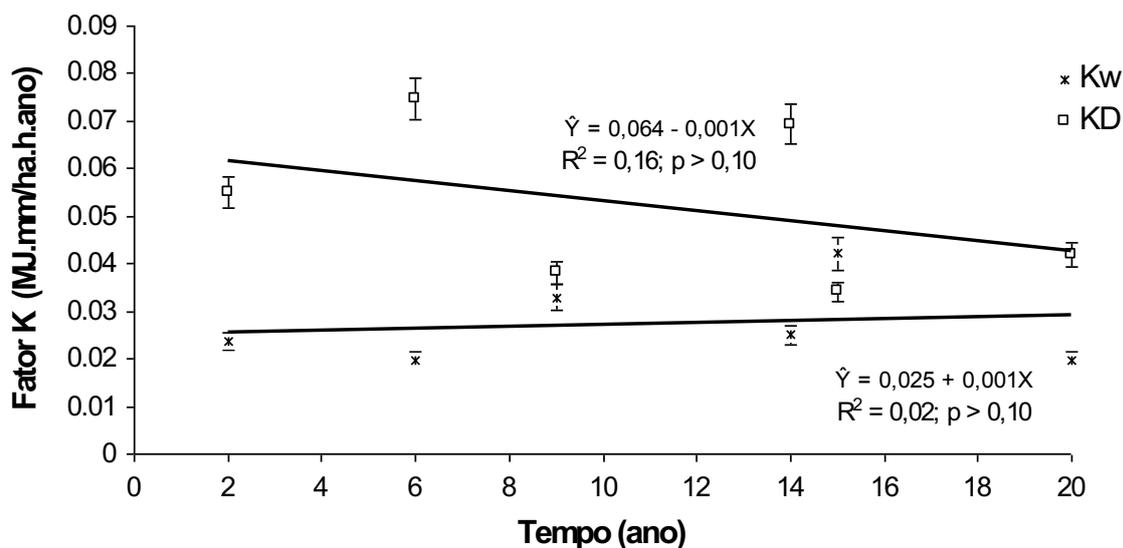


Figura 13. Relação entre o tempo passado após a revegetação dos substratos minerados e os valores do fator de erodibilidade K determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) (K_W) e pela equação de Denardin (1990) (K_D).

5. DISCUSSÃO

Os solos sob vegetação nativa e os substratos expostos pela mineração e posteriormente revegetados apresentaram distintos conjuntos de valores dos atributos utilizados para a determinação de suas respectivas erodibilidades (Tabela 7). Não se encontram na literatura valores do fator K de substratos expostos pela mineração ou revegetados. Todavia, a comparação dos valores do fator K dos solos deste trabalho (Tabela 7) encontram-se no intervalo dos valores do fator K determinados por outros trabalhos (Tabela 8). Esse fato reforça que as análises das amostras de solo e substrato coletadas no campo (Tabela 7) e a determinação da erodibilidade a partir dos resultados obtidos (Figura 1 e Equação 2) foram conduzidas com a devida técnica.

Tabela 8. Valores do fator de erodibilidade K de Latossolos Vermelhos, Cambissolos e Neossolos Quartzarênicos determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) (K_w) e pela equação de Denardin (1990) (K_D).

Solo	* K_w	* K_D
Latossolo Vermelho	0,040 - 0,335	0,360 - 1,305
Cambissolo	0,075 - 0,440	0,205 - 1,763
Neossolo Quartzarênico	0,205	0,455

*Valores tabulados devem ser multiplicados por 0,1317 para conversão das unidades inglesas do fator K para o Sistema Internacional de Unidades - $Mg\ ha\ h\ (MJ\ ha\ mm)^{-1}$ (FOSTER et al., 1981). K_w - Nomograma de Wischmeier et al. (1971); K_D - Denardin (1990).

Fonte: Embrapa (1978).

Os substratos revegetados nas áreas de Latossolo e Cambissolo apresentaram teores de matéria orgânica acima dos medidos nos respectivos solos usados como referência (Tabela 7). Apesar disso, os atributos influenciados majoritariamente pelas propriedades físicas, tais como permeabilidade (Tabela 5) e estrutura (Tabela 6), não foram reabilitados às categorias originalmente presentes nos solos sob cobertura vegetal nativa (Tabela 7). Latossolos, Cambissolos e Neossolos Quartzarênicos apresentam permeabilidade suficiente para drenar as precipitações características da região do Cerrado brasileiro e, portanto, são poucos susceptíveis à erosão quando protegidos por cobertura vegetal nativa (HARIDASAN, 1994).

Jazidas revegetadas no Distrito Federal têm acumulado significativas concentrações de matéria orgânica em seus substratos (SILVA et al., 2013). Elevados teores de matéria orgânica aceleram a reabilitação dos atributos químicos e biológicos desses substratos, apesar da reduzida recuperação da qualidade física deles mesmo após duas décadas de revegetação dessas jazidas (CORRÊA & BENTO, 2010). As três ordens de solo estudadas apresentaram alta permeabilidade quando se encontravam sob cobertura vegetal nativa (Tabelas 5 e 7). Os horizontes expostos pela mineração (substrato exposto) apresentaram permeabilidade moderada (Neossolo Quartzarênico - RQ), baixa e muito baixa (Latossolo Vermelho - LV e Cambissolo CX). Apesar do reduzido teor de matéria orgânica nos substratos revegetados nas áreas de RQ, a permeabilidade dos substratos revegetados foi maior que as mensuradas nas áreas de LV e CX (Tabela 7).

Neossolos Quartzarênicos são caracterizados por apresentarem mais de 80% de areia em sua composição granulométrica (EMBRAPA, 2014), e a mineração não alterou a classificação textural dos horizontes expostos, como ocorreu nas áreas de Latossolo e em duas das quatro áreas de Cambissolo - 2002 e 2003 (Figura 5). Atributos físicos de solos são muito influenciados pela composição granulométrica (WHITE, 1997), e a homogeneidade textural entre a camada superficial dos Neossolos Quartzarênicos (RQ) estudados e os respectivos horizontes expostos pela mineração refletiu em pouca alteração dos atributos físicos utilizados para se determinar a erodibilidade de solos (Figura 1, Tabela 7). A escavação nas áreas de RQ não causou sequer alterações nas categorias de estrutura entre o solo, o substrato exposto e o substrato revegetado, apesar das diferenças entre os teores de matéria orgânica desses três materiais (Tabela 7).

Dos seis atributos utilizados para se determinar a erodibilidade de solos, cinco referem-se a atributos físicos e apenas um se refere a atributo químico: matéria orgânica (Figura 1 e Equação 2). O teor de matéria orgânica no Nomograma de Wischmeier et al. (1971) varia de 0% a 4% (Figura 1), e uma diferença de cinco níveis no teor de matéria orgânica (0 a 4) resulta em uma diferença máxima de 29% no valor do fator de erodibilidade K (Figura 1). Em solos argilosos, o teor de matéria orgânica exerce pouca influência sobre os valores do fator de erodibilidade K_w determinado pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971), sendo quase exclusivamente determinados pela permeabilidade do solo (LIMA et al., 2007). Nesse sentido, a matéria orgânica exerce mais influência sobre as propriedades de solos arenosos do que de solos argilosos (BERTONCINI et al., 2008). O teor de matéria orgânica foi único atributo entre os mensurados (Tabela 7) que se relacionou significativamente com os valores do fator

K_W nas áreas de Neossolo Quartzarênico ($R^2 = 0,75$ e $p < 0,01$), enquanto permeabilidade e estrutura se relacionaram com os respectivos fatores K_W nas áreas de Latossolo ($R^2 = 0,98$ e $p < 0,01$) e Cambissolo ($R^2 = 0,65$ e $p < 0,01$).

A Análise de Componentes Principais (PCA), baseada nos seis atributos usados para a determinação do fator de erodibilidade K (K_W e K_D), isolou os solos e substratos arenosos dos demais solos e substratos com textura média, argilosa e muito argilosa (Figuras 5 e 6). Todavia, a distribuição e o agrupamento das amostras seguiram o mesmo padrão em todas as áreas estudadas: solos sob cobertura nativa opoando-se a substratos expostos pela mineração e substratos revegetados aparecendo entre esses dois conjuntos (Figura 6). A PCA revelou maior semelhança entre Latossolo e Cambissolo sob cobertura vegetal nativa do que entre a camada superficial de cada um desses solos e seus horizontes expostos pela mineração. Da mesma forma, substratos expostos e substratos revegetados dessas duas diferentes ordens de solo se assemelharam mais entre si do que aos seus respectivos horizontes superficiais (Figura 6). Espera-se, portanto, que os valores dos fatores de erodibilidade determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) e pela Equação de Denardin (1990) (Equação 2) variem (hipótese 1), conforme variaram os atributos analisados (Figura 6). Neste caso, a erodibilidade de solos e substratos não seria um fator de valor fixo e poderia ser modificada e controlada pelo manejo humano (WISCHMEIER et al., 1959, 1971; WISCHMEIER & SMITH, 1978).

Os valores dos fatores de erodibilidade K determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) - K_W e pela Equação de Denardin (1990) - K_D (Equação 2) se correlacionaram significativamente quando a análise foi individualizada por ordem de solo (Figura 7). Não houve uma correlação significativa entre K_D e K_W quando as ordens de solo foram agrupadas em uma única análise, o que pode suscitar dúvidas quanto à confiabilidade e precisão dos métodos indiretos de determinação da erodibilidade de solos (ARRAES et al., 2010, DENARDIM, 1990; HENKLAIN; FREIRE, 1983; MARQUES et al., 1997; SILVA et al., 2000). As correlações entre os valores de K_D e K_W nas áreas de Latossolos e Cambissolos mostram-se coerentes, mas nas áreas de Neossolo Quartzarênico houve uma correlação negativa entre os fatores (Figura 7) e uma explicação razoável para isso não pôde ser encontrada.

A análise de dispersão dos valores dos fatores K_W e K_D nas áreas de Latossolo Vermelho posicionou as amostras de solo sob cobertura vegetal nativa e de substrato exposto nos extremos inferiores e superiores dos valores medidos e as amostras de substrato revegetado

entre esses dois grupos (Figura 8). Esse padrão de distribuição corrobora o resultado da Análise de Componentes Principais - PCA (Figura 6), que empregou os mesmos seis atributos utilizados para a determinação dos fatores K_W e K_D (Figura 1 e Equação 2). Todavia, nos gráficos de dispersão a separação foi mais evidente entre os valores do fator K determinados por meio do Nomograma de Wischmeier et al. (1971) - K_W do que pela fórmula de Denardin (1990) - K_D (Figura 8).

Nas áreas de Cambissolo, o fator K_W foi geralmente mais eficiente para separar os três grupos de amostras, e a Equação de Denardin (1990) indicou valores do fator de erodibilidade K_D mais elevados para os substratos revegetados do que para os substratos expostos (Figura 9). Nas áreas de Neossolo Quartzarênico, a dispersão de K_W manteve o padrão de separação entre três grupos de amostras (Figura 10), apesar de menos evidente que nas áreas de Latossolo Vermelho (Figura 8). Já os valores do fator de erodibilidade obtidos nas áreas de Neossolo Quartzarênico com a Equação de Denardin (1990) - K_D indicaram que os solos sob cobertura vegetal nativa são mais erodíveis que os substratos que foram expostos pela mineração e posteriormente revegetados (Figura 10).

Os resultados do teste de Wilcoxon Mann-Whitney mostraram que, nas áreas de Latossolo Vermelho, a erodibilidade determinada pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) é muito baixa nos solos sob cobertura vegetal nativa, baixa nos substratos revegetados e média nos substratos expostos pela mineração (Tabela 3 e Figura 11). Da mesma forma, nas áreas de Cambissolo a erodibilidade se mostrou baixa nos solos sob cobertura vegetal nativa, média nos substratos revegetados e variando de média a alta nos substratos expostos pela mineração (Figura 11 e Tabela 3). A erodibilidade dos dois Neossolos Quartzarênicos estudados se mostrou baixa sob cobertura vegetal nativa. Quando expostos pela mineração, a erodibilidade se tornou alta, permanecendo categorizada como alta após a revegetação (Tabela 3), mas em patamares menores dessa mesma categoria (Figura 11).

O teste de Wilcoxon Mann-Whitney diferenciou o nível de erodibilidade do Latossolo Vermelho sob cobertura vegetal nativa dos níveis medidos no substrato exposto e no substrato revegetado, que não se diferenciaram significativamente (Figura 12). A erodibilidade do solo sob cobertura nativa foi categorizada como muito baixa e dos substratos expostos e revegetados como média (Tabela 3). Nas demais ordens de solo estudadas, alguns valores de erodibilidade obtidos com a Equação de Denardin (1990) - K_D (Equação 2) foram mais elevados em solos sob cobertura vegetal nativa que em substratos (Figura 12). Da mesma

forma, alguns substratos se mostraram mais erodíveis quando revegetados do que quando expostos (Figura 12).

Os valores de K_W dos substratos expostos nas áreas de Latossolo Vermelho foram entre 7,5 e 8,0 vezes mais elevados do que dos solos sob cobertura vegetal nativa e entre 1,6 e 1,7 do que dos substratos revegetados (Tabela 7). Nas áreas de Cambissolo, valores de K_W dos substratos expostos foram entre 2,2 e 23,5 vezes maiores do que nos solos e entre 1,1 e 1,7 mais elevados do que nos substratos revegetados. Nas áreas de Neossolo Quartzarênico, substratos expostos apresentaram valores de K_W 1,7 vezes mais elevados do que os solos e entre 1,1 e 1,2 maiores do que nos substratos revegetados (Tabela 7). Estudo no Distrito Federal encontrou valores do fator de erodibilidade K_W entre duas e quatro vezes mais elevados em substratos expostos pela mineração do que nas camadas superficiais de Latossolos e Cambissolos (MAFRA, 2007).

Os resultados do teste de Wilcoxon Mann-Whitney para valores de K_W (Figura 11) foram mais coerentes com a literatura (EMBRAPA, 1978) e com os resultados obtidos com a Análise de Componentes Principais - PCA (Figura 6) do que os resultados obtidos com a Equação de Denardin (1990) - K_D (Equação 2). A resultados da PCA (Figura 6), da análise de dispersão dos valores de K_W (Figuras 8 a 10) e do teste de Wilcoxon Mann-Whitney (Figura 11), indicam que erodibilidade dos substratos expostos pela mineração nas áreas estudadas é significativamente mais elevada que na camada superficial do solo sob cobertura nativa (hipótese 1). Os valores do fator de erodibilidade K_D (DENARDIN, 1990) não confirmam a hipótese 1 deste trabalho. A escarificação/subsolagem, incorporação de matéria orgânica e revegetação dos substratos expostos pela mineração reduziu a erodibilidade deles, mas não a níveis do fator de erodibilidade K presente no solo sob cobertura vegetal nativa (hipótese 2).

O Nomograma de Wischmeier et al. (1971) - K_W apresenta dois atributos categorizados (estrutura e permeabilidade) e a Equação de Denardin (1990) - K_D apresenta um atributo categorizado (permeabilidade). A categorização de valores numéricos confere subjetividade a índices e parâmetros deles derivados, tais como K_W e K_D (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). Apesar disso, os valores de K_W resguardaram mais coerência entre os testes executados do que os valores de K_D (Figuras 5, 7 a 11). Os valores do fator de erodibilidade K_W e K_D correlacionaram-se significativamente, mas os valores de K_W foram entre 1,01 e 7,47 vezes mais elevados do que os valores de K_D na área de Latossolo Vermelho, entre 0,52 e 8,02 na área de Cambissolo e entre 1,38 e 3,96 mais elevados na área de Neossolo Quartzarênico (Tabela 7). Esses resultados corroboram os estudos que relatam valores superestimados de

erodibilidade determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) em solos brasileiros (BAPTISTA et al., 2003; HENKLAIN; FREIRE, 1983). Todavia, as amostras de Neossolo Quartzarênico, cujos teores de argila variaram de 3,9% a 7,4%, apresentaram também valores de K_W entre 1,38 e 3,96 vezes mais elevados que K_D .

Alguns trabalhos comparam métodos indiretos de estimativa de erodibilidade e concluíram que todos eles diferiram significativamente dos dados medidos em campo (LIMA et al., 2007; MARQUES et al. 1997; SILVA et al., 2000). Lima et al. (2007) encontraram valores superestimados de erodibilidade com o uso da Equação de Denardin (1990) e valores subestimados de erodibilidade ao utilizarem o Nomograma de Wischmeier et al. (1971). Arraes et al. (2010) também encontram valores superestimados de erodibilidade ao usarem a Equação de Denardin (1990) em solos brasileiros.

Os substratos das áreas de estudos foram revegetados entre 2 e 20 anos atrás, mas não se encontrou relação entre os valores dos fatores de erodibilidade (K_W e K_D) e o tempo em que os substratos permaneceram revegetados (Figura 2). Conforme relatado anteriormente, jazidas revegetadas no Distrito Federal apresentam uma rápida reabilitação dos atributos químicos e biológicos, mas uma lenta recuperação de sua qualidade física (CORRÊA & BENTO, 2010; SILVA et al., 2013). O desenvolvimento da estrutura e da porosidade de solos demanda um período superior a duas décadas aqui analisado (WHITE, 1997). Em um prazo de até 20 anos, a recuperação da estrutura e da permeabilidade dos substratos revegetados não foi suficiente para equiparar os seus fatores de erodibilidade aos dos solos usados como referência. Substratos expostos pela mineração apresentam pouca alteração e decomposição dos constituintes minerais, predominando neles propriedades relacionadas ao material de origem não consolidado (EMBRAPA, 2014). A estruturação do solo, que lhe confere o caráter poroso, demanda a atuação dos fatores do intemperismo por longo tempo (LEMOS et al., 1984).

6. CONCLUSÕES

Os seis atributos edáficos usados para determinação dos fatores de erodibilidade K por meio do Nomograma de Wischmeier et al. (1971) e pela Equação de Denardin (1990) (silte, areia grossa, areia fina, matéria orgânica, estrutura e permeabilidade) foram eficientes para separar/agrupar substratos expostos de substratos revegetados e de solos sob cobertura vegetal nativa quando analisados por estatística multivariada.

Os mesmos atributos geraram valores do fator de erodibilidade K pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) que apresentaram comportamento similar ao verificado pela análise multivariada. Todavia, a Equação de Denardin (1990) gerou valores do fator K com padrões diferentes dos verificados na análise multivariada e no Nomograma de Wischmeier et al. (1971).

Apesar dos padrões diversos, as correlações entre os valores do fator K determinados pelo Nomograma de Wischmeier et al. (1971) e pela Equação de Denardin (1990) foram muito fortes nas áreas de Latossolo Vermelho, fortes nas áreas de Cambissolo e fracas nas áreas de Neossolo Quartzarênico.

Com base nos valores do fator K obtidos com o Nomograma de Wischmeier et al. (1971), os substratos expostos pela mineração apresentaram-se entre 1,7 e 23,5 vezes mais erodíveis do que os solos sobre cobertura vegetal nativa. Após os trabalhos de reabilitação das jazidas, os substratos revegetados permanecerem entre 3,6 e 7,5 vezes mais erodíveis do que os solos nas áreas de Latossolo Vermelho, entre 2,4 e 22,0 vezes mais erodíveis do que os solos nas áreas de Cambissolo e entre 1,4 e 2,1 vezes mais erodíveis do que os solos nas áreas de Neossolo Quartzarênico.

Não se encontrou relação entre os níveis de erodibilidade dos substratos revegetados e o tempo decorrido desde a revegetação das jazidas. Isso sugere que a redução da erodibilidade no período avaliado de vinte anos foi resultado principalmente dos trabalhos de revegetação e não do intemperismo biológico após ela.

7. REFERÊNCIAS

ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; SUZUKI, L. E. A. S. 2007. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, p. 617-625.

ALBUQUERQUE, A. W.; FILHO, G. M.; SANTOS, J. R.; COSTA, J. P. V.; SOUZA, J. L. 2005. Determinação de fatores da equação universal de perda de solo em Sumé, PB. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, n. 2, p. 153-160.

ARRAES, C. L.; BUENO, C. L. P.; PISSARA, T. C. T. 2010. Estimativa da erodibilidade do solo para fins conservacionistas na microbacia Córrego do Tijuco, SP. *Bioscience Journal*, Uberlândia, v. 26, n. 6, p. 849-857.

ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. 2005. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. *Revista Árvore*, v. 21, n.1, p.47-54.

BAPTISTA, G. M. M. 1997. Diagnóstico Ambiental da Perda laminar de Solos, no Distrito Federal, por meio do Geoprocessamento. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 112p.

BAPTISTA, G. M. M. 2003. Diagnóstico Ambiental de erosão laminar: modelo geotecnológico e aplicação. Brasília: Universa.

BAPTISTA, G. M. M.; N. J. EID. 2000. Análise de quatro métodos indiretos de determinação da erodibilidade (fator da USLE) dos grandes grupos de solos do Distrito Federal. *Revista Sociedade & Natureza*, v. 12, n. 24.

BARBOSA, A. F.; OLIVEIRA, E. F.; MIOTO, C. L.; FILHO, A. C. P. 2015. Aplicação da Equação Universal de Perda de Solos (USLE) em softwares livres e gratuitos. *Anuário do Instituto de Geociências, UFRJ*, v. 38, p. 170-179.

BELCHER, D. 1957. Relatório técnico sobre a nova capital da república: Relatório Belcher. Rio de Janeiro: Departamento Administrativo do Serviço Público. 2ed., 291p.

BERHE, A. A.; ARNOLD, C.; STACY, E.; LEVER, R.; MCCORKLE, E.; ARAYA, S. N. 2014. Soil erosion controls on biogeochemical cycling of carbon and nitrogen. *Nature Education Knowledge*, v. 5, n. 8, 2p.

BERTONCINI, E. I.; D’ORAZIO, V.; SENESI, N.; MATTIAZZO, M. E. 2008. Effects of sewage sludge amendment on the properties of two Brazilian Oxisols and their humic acids. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 4972–4979.

BERTONI, J.; LOMBRDI NETO, F. 2010. *Conservação do Solo*. 7^a ed. Editora Ícone. São Paulo. 355p.

BORGES, K. M. R.; JÚNIOR, O. A. C.; MARTINS, E. S.; GOMES, R. A. T.; GUIMARÃES, R. F. 2012. Vulnerabilidade natural: A perda de solo da bacia do Rio Caririnha (MG/BA) usando uma abordagem qualitativa da equação Universal de Perda de Solos. Niterói, UFF, *Revista GEOgraphia*, v. 14, n. 27.

BRANCALION P. H. S., VIANI R. A. G., RODRIGUES R. R., GANDOLFI S. 2012. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Martins SV, editor. *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Viçosa: Editora UFV.

CARDOSO, P. D.; SILVA, M. L. N.; CARVALHO, G. J.; FREITAS, D. A. F.; AVANZI, J. C. 2012. Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 6, n. 6, p. 632-638.

CARRASCO-LETELIER, L.; BERETTA-BLANCO, A. 2017. Soil erosion by water estimated for 99 Uruguayan basins. *Ciencia e Investigación Agraria*, v. 44, n. 2, p. 184 - 194.

CASTRO, A. J. R. 2002. Licenciamento ambiental de cascalheira no Distrito Federal, Brasil. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Planejamento e Gestão Ambiental. Universidade Católica de Brasília. Brasília, 106p.

CORRÊA, R. S. 1991. Soil problems in connection with mining activities in Brazilian Amazonian region. Dissertação UNEP/UNESCO International Postgraduate Course in

Environmental Management for Developing Countries. Universidade Tecnológica de Dresden – Alemanha, 54p.

CORRÊA, R. S. 2009. Recuperação de áreas degradadas pela mineração no Cerrado: manual para revegetação. 2º ed. Brasília-DF. Universa. 174p.

CORRÊA, E. A.; MORAES, I. C.; PINTO, S. A. F. 2015. Estimativa da erodibilidade e tolerância de perdas de solo na região do centro leste paulista. São Paulo, UNESP, Geociências, v. 34, p. 848-860.

CORRÊA, R. S.; BALDUÍNO, A. P. C.; TEZA, C. T. V.; BAPTISTA, G. M. M.; SILVA, D. J. 2017. Recuperação da cobertura vegetal e da atividade fotossintética em jazidas revegetadas no Distrito Federal. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, n. 46, p. 75 - 87.

CORRÊA, R. S.; BENTO, M. A. B. 2010. Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no Distrito Federal. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 34, p. 1435-1443.

CORRÊA, R. S.; BIAS, E. S.; BAPTISTA, G. M. M. 2004. Áreas degradadas pela mineração no Distrito Federal. In: CORRÊA, R. S.; BAPTISTA, G. M. M. (orgs). Mineração e áreas degradadas no Cerrado. Brasília: Universa. p. 9 - 21.

CORRÊA, R. S.; MÉLO FILHO, B. PINHEIRO, C. Q.; SANTOS P. F. 2015. Floristic wood composition of revegetated mining sites in the Brazilian Federal District. Bioscience Journal, v. 31, n. 3, p. 908 - 922.

DENARDIN, J. E. 1990. Erodibilidade de solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos. Tese (Doutorado em Agronomia - Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1990; 81p.

DIAS, A. S.; SILVA, J. R. C. 2003. A erosividade das chuvas em Fortaleza (CE). I - distribuição, probabilidade, de ocorrência e período de retorno - 1ª aproximação. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 27, p. 335-345.

DIAS, E. G. C. S. 2001. Avaliação de impacto ambiental de projetos de mineração no Estado de São Paulo: a etapa de acompanhamento. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral) Universidade de São Paulo.

DISTRITO FEDERAL, 2009. Plano de Ordenamento Territorial do Distrito Federal – PDOT. Lei Complementar nº 803/2009.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL - DNPM. 2015 -. Sumário Mineral 2015 - Areia para construção/Brita e cascalho por Yara Kulaif, SP, e Júlio César Recuero, SC, 2015. <www.dnpm.gov.br>. Acesso em: 08/09/2016.

DUTTA, R. K.; AGRAWAL, M. 2002. Effect of tree plantations on the soil characteristics and microbial activity of coal mine spoil land. *Tropical Ecology*, v.43, p.315-324.

EITEN, G. 2001. Vegetação natural do Distrito Federal. Brasília: Editora Universidade de Brasília/SEBRAE-DF, 162 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. 1978. Boletim Técnico nº 53. Levantamento de Reconhecimento dos Solos do Distrito Federal. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos - SNLCS. Rio de Janeiro, 455 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. 1997. Manual de métodos de análise de solos. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2ed. rev. Rio de Janeiro, 121p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, 2014. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos / Humberto Gonçalves dos Santos... [et al.]. - 4. ed. Brasília, 376p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AUTHORITY - EPA, 2006. Guidance for the Assessment of Environmental Factors in accordance with the Environmental Protection Act 1986. Rehabilitation of Terrestrial Ecosystems No. 6. Western Australia.

FARIAS, C. E. G.; COELHO, J. M. 2002. Mineração e Meio Ambiente no Brasil. Relatório preparado para o CGEE PNUD-Contrato 2002/001604.

FOSTER, G. R.; McCOOL, D. K.; RENARD, K. G.; MOLDENHAUER, W. C. 1981. Conversion of the Universal Soil Loss Equation to SI metric units. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 36, n. 6, p. 355-359.

GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L.; BENEDETTI, V.; FESSEL, V. A. G.; GAVA, J.L. 2004. An evaluation of minimum and intensive soil preparation regarding fertility and tree nutrition. In: GONÇALVES, J. L. M. & BENEDETTI, V. (orgs). Piracicaba. Forest nutrition and fertilization. Instituto de Pesquisas Florestais e Estudos Florestais, il. São Paulo, p.13-64.

HARIDASAN, M. 1994. Solos do Distrito Federal. In: Cerrado: Caracterização, Ocupação e Perspectivas. MARIA NOVAES PINTO (org.). Brasília. Ed. Universidade de Brasília. 2ª edição. Brasília, p.321-344.

HENKLAIN, J. C.; FREIRE, O. 1983. Avaliação do método nomográfico para determinação da erodibilidade de Latossolos no Estado do Paraná. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 7, n. 2, p. 191 - 195.

IBGE 2007. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual Técnico de Pedologia. 2ª ed. Manuais Técnicos em Geociência nº 4. Rio de Janeiro, 316p.

IBGE 2017. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=530010>>. Acesso em 17 de abril de 2017.

INMET 2017. Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/>> Acesso em 21 de Outubro de 2017.

LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. Numerical ecology: Developments in Environmental Modelling. 2nd ed. Elsevier, Amsterdam. 853p.

LEPRUN, J. C. 1983. Relatório de fim de convênio de manejo e conservação do solo no nordeste brasileiro (1982-1983). Recife: Sudene/Orston. 291p.

LEPSCH, I. F. 2010. Formação e conservação dos solos, 2. ed. São Paulo; Oficina de Textos.

LIMA, J. E. W.; E. M.; EID, N. J.; MARTINS, E. S. 2007. Desenvolvimento e verificação de métodos indiretos para a estimativa da erodibilidade dos solos da bacia experimental do alto Rio Jardim - DF. Revista Brasileira de Geomorfologia, v. 8, n. 2, p. 23 - 36.

LYLE JR., E.S. 1987. Surface mine reclamation manual. School of Forestry, Auburn University. Elsevier, NY, 266p.

MACHADO, C. C.; GARCIA, A. R.; SILVA, E.; FONTES, A. M. 2003. Comparação de taxas de erosão em estradas florestais estimadas pelo modelo WEPP (Water Erosion Prediction Project) modificado em relação a medições experimentais. Revista Árvore, v. 27, n. 2, p. 295-300.

MACHADO, I. F. 1989. Recursos minerais, política e sociedade. São Paulo:Edgard Brücher.

MAFRA, B. F. 2007. Determinação da erodibilidade de substrato minerado por meio do Nomograma de Wischmeier et al. 1971. Monografia de Graduação. Curso de Engenharia Ambiental, Taguatinga/DF. Universidade Católica de Brasília. 71p.

MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. 2002. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. Acta Scientiarum, Maringá, v.24, n.5, p. 1335-1340.

MARQUES, J. J. G. S. M.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; LIMA J. M.; SILVA, M. L. N.; CAROLINO DE SÁ, M. A. 1997. Adequação de métodos indiretos para estimativa da erodibilidade de solos com horizonte B textural no Brasil. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 21, p. 447-456.

MARTINS, C. R.; BAPTISTA G. M. M.; CARVALHO, J. C. Caracterização geológica e geomorfológica de depósitos de cascalho laterítico no Distrito Federal. In: CORRÊA, R. S.; BAPTISTA, G. M. M. 2004. *Mineração de áreas degradadas no Cerrado*. Brasília: Universa, p 69 - 80.

MIRANDA, E. E. 2005. Áreas urbanas ou urbanizadas? *EcoRio*, v. 15, p. 22-23.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; McMAHON, T. A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, Göttingen, v. 4, p. 439-473.

PULIDO GÓMES, J. D. 2012. Estimativa de erosão pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e transferência de sedimentos para todo território brasileiro. Piracicaba, ESALQ/USP, Dissertação (Mestrado), 89p.

RANZANI, C. 1980. Erodibilidade de alguns solos do Estado do Amazonas. *Acta Amazônica*, v. 10, n. 2, p. 263-269.

REATTO, A.; MARTINS, E. S.; FARIAS, M. R. S.; SILVA, A. V.; CARVALHO JR, O. A. 2004. Mapa pedológico digital - SIG atualizado do Distrito Federal, escala 1:10.000 e uma síntese do texto explicativo. Documentos 120, Embrapa cerrados, Planaltina-DF, 29 p.

SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E. M.; MEDEIROS, P. H. A.; ARAÚJO NETO, J. R.; PALÁCIO, H. A. Q.; RODRIGUES, R. N. 2014. Determinação do fator de cobertura e dos coeficientes da MUSLE em microbacias no semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, n. 11, p. 1157-1164.

SANTOS, R. D.; LEMOS, R.C.; SANTOS, H. G.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C. 2005. Manual de descrição e coleta de solo no campo. 5 ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 100p.

SILVA, A. M.; ALVARES C. A. 2005. Levantamento de informações e estruturação de um banco dados sobre a erodibilidade de classes de solos no estado de São Paulo. São Paulo, UNESP, Geociências, v. 24, n. 1, p. 33- 41.

SILVA, C. R.; CHAVES, H. M. L.; CAMELO, A. P. 2011. Calibração e validação da Equação Universal de Perda de Solos Modificada (MUSLE) utilizando dados hidrossedimentológicos locais. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 35, n. 4, p. 1431-1439.

SILVA, J. R. C.; DIAS, A. S. 2003. A erosividade das chuvas em Fortaleza (CE). II – correlação com o coeficiente de chuva e atualização do fator R no período de 1962 a 2001. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 27, p. 347-354.

SILVA, L. C. R.; CORRÊA, R. S. 2010. Evolução da qualidade do substrato de uma área minerada no Cerrado revegetada com *Stylosanthes* spp. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, p. 835-841.

SILVA, L. C. R.; CORRÊA, R. S.; DOANE, T. A.; PEREIRA, E. I. P; HORWATH, W. R. 2013. Unprecedented carbon accumulation in mined soils: the synergistic effect of resource input and plant species invasion. Ecological Applications, v. 23, n. 6, p. 1345-1356.

SILVA, M. L. N.; CURI, N.; LIMA, J. M.; FERREIRA, M. M. 2000. Avaliação de métodos indiretos de determinação da erodibilidade de Latossolos brasileiros. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.35, n.6, p. 1207-1220.

STEIN, D. P.; DONZELLI, P. L.; GIMENEZ, A.F.; PONÇANO, W. L.; LOMBARDI NETO, F. 1987 Potencial de erosão laminar, natural e antrópica, na bacia do PeixeParanapanema. In: Simpósio Nacional de Controle da Erosão, 4. , Marília, Anais. São Paulo, Dept. Tec. Águas e Energia Elétrica, p 105-135.

WHITE, R. E. 1997. Principles and practices of soil science: the soil as a natural resource. Victoria: Blackwell Science, 356 p.

WIJESEKARA H., BOLAN N. S., VITHANAGE M., XU Y., MANDAL S., BROWN S. L. 2016 Utilization of biowaste for mine spoil rehabilitation. *Advances in Agronomy* v. 138, p. 97-173.

WISCHMEIER, W. H. 1959. A rainfall erosion index for a universal soil-loss equation. *Soil Science Society of America Journal*, v. 23, n. 4, p. 322-326.

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

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