

DINÂMICA ESPACIAL E TEMPORAL DE PERDA DE SOLO COMO GEOINDICADOR PARA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS: BACIA DO RIBEIRÃO PRETO

Spatial and temporal dynamics of soil loss as a geoinicator for water management: Ribeirão Preto's basin

Luiza de Lima Neves*
Raul Sampaio de Lima**
Marcilene Dantas Ferreira***

***Universidade Federal de São Carlos – UFSCar / São Carlos, SP**
luiza.lneves@gmail.com

****Universidade Federal de São Carlos – UFSCar / São Carlos, SP**
raul.sampaio12@gmail.com

*****Universidade Federal de São Carlos – UFSCar / São Carlos, SP**
mdantas@ufscar.br / marcilene.dantas@gmail.com

RESUMO

A difusão de práticas de manejo inadequadas e uso irracional do solo são fatores que intensificam a degradação do solo. Tendo em vista a importância dos estudos voltados à estimativa de erosão, este trabalho teve como objetivo analisar a dinâmica espacial e temporal da perda de solo na bacia do Ribeirão Preto através da aplicação da USLE em interface com softwares de geoprocessamento. A partir da aplicação do modelo, foram obtidas estimativas de taxas médias de perda de solo de 159,5 ton.ha⁻¹.ano⁻¹, em 2005, e de 142,33, em 2015. Comparando os dois períodos, verificou-se que não houve alterações na estimativa de perda de solo em 69,72% da área modelada, da qual, aproximadamente, 45% apresentam erosões de alta intensidade. A conversão total da área rural em cultivo de cana-de-açúcar promoveu um aumento de 90,52 ton.ha⁻¹.ano⁻¹ na taxa média de perda de solo. Por outro lado, a recomposição das APP promoveria a redução de apenas 2 ton.ha⁻¹.ano⁻¹. De forma geral, o estudo permitiu identificar áreas com maior susceptibilidade à ocorrência de processos erosivos e os principais vetores de intensificação desses processos.

Palavras-chave: Erosão. Impacto ambiental. Geoprocessamento.

ABSTRACT

The spread of inappropriate management practices and irrational land use are factors that enhance soil degradation. Considering the importance of studies focused on estimating erosion, this study aimed to analyze the spatial and temporal dynamics of soil loss in the Ribeirão Preto's basin by applying the USLE interface with GIS software. Based on the application of the model, there were obtained estimates of average rates of soil loss from 159.5 ton.ha⁻¹.year⁻¹ in 2005 and 142.33 in 2015. Comparing the two periods, there were verified no changes in estimates of soil loss in 69.72% of the modeled area, of which approximately 45% have high intensity erosion. The total conversion of rural area in sugarcane cultivation promoted an increase of 90.52 ton.ha⁻¹.year⁻¹ on average rates of soil loss. On the other hand, the recovery of riparian areas promote a reduction of only 2 ton.ha⁻¹.year⁻¹. Overall, the study identified areas with greater susceptibility to erosion and the main vectors of intensification of these processes.

Keywords: Erosion. Environmental impact. Geoprocessing.

1 INTRODUÇÃO

A perda de solo é um dos principais problemas enfrentados nos sistemas produtivos, principalmente os agrícolas. Essa forma de degradação do solo potencializa os efeitos negativos sobre sua produtividade, estagnando-a ou, em muitos casos, reduzindo-a (BRITO et al., 1998; KOULI et al., 2009).

O desenvolvimento de atividades humanas na superfície terrestre (e.g. mineração, agricultura, construção civil) causa uma série de distúrbios que impactam a estrutura dos solos, causando sua erosão (KOULI et al., 2009), seja pelo uso irracional do solo ou pela adoção de práticas de manejo agressivas, que contribuem para a degradação dos ambientais naturais no entorno das áreas de cultivo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008).

Os efeitos negativos dos processos erosivos têm sido relatados há séculos. Tem-se conhecimento de que muitas civilizações entraram em declínio por efeitos diretos e indiretos da erosão. Muitos dos desertos atuais estão relacionados ao gradual esgotamento do solo, que ocorre à medida que as exigências crescentes do cultivo e manejo excediam sua resiliência, ocasionando impactos indiretos ao regime hídrico de corpos d'água (SILVA et al., 2007; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008).

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2008), há a necessidade de realização de pesquisas que promovessem a compreensão da ocorrência e desenvolvimento de processos erosivos. As informações obtidas auxiliam na definição de estratégias de conservação e recuperação de solos, possibilitando estimar os custos decorrentes da degradação deste recurso (SANTOS, 2014).

O desenvolvimento dos Sistemas de Informações Geográficas, neste âmbito, promoveu a difusão da aplicação de modelos quantitativos de perda do solo, devido à facilidade de manipulação das informações (BRITO et al., 1998). Os modelos de estimativa de erosão do solo foram desenvolvidos em resposta às dificuldades encontradas para se levantar essas informações em campo (SANTOS, 2014).

Muitos modelos de previsão de perda de solos já foram elaborados ao longo dos anos, cada qual com suas particularidades. Um dos modelos mais difundidos para essa finalidade é a “Equação Universal de Perda de Solo” (*Universal Soil Loss Equation – USLE*), desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978), que considera a ação dos principais fatores do meio físico que influenciam o processo de erosão hídrica e a consequente perda de solo (SILVA et al., 2007).

Este modelo destaca-se pela simplicidade de aplicação, no qual se podem utilizar cálculos automáticos aplicados à determinação dos componentes do modelo. Desta forma, torna-se possível a utilização dessa ferramenta como subsídio ao planejamento territorial e à tomada de decisão, visando ao controle e redução de impactos ambientais decorrentes de processos erosivos (FUJIHARA, 2002).

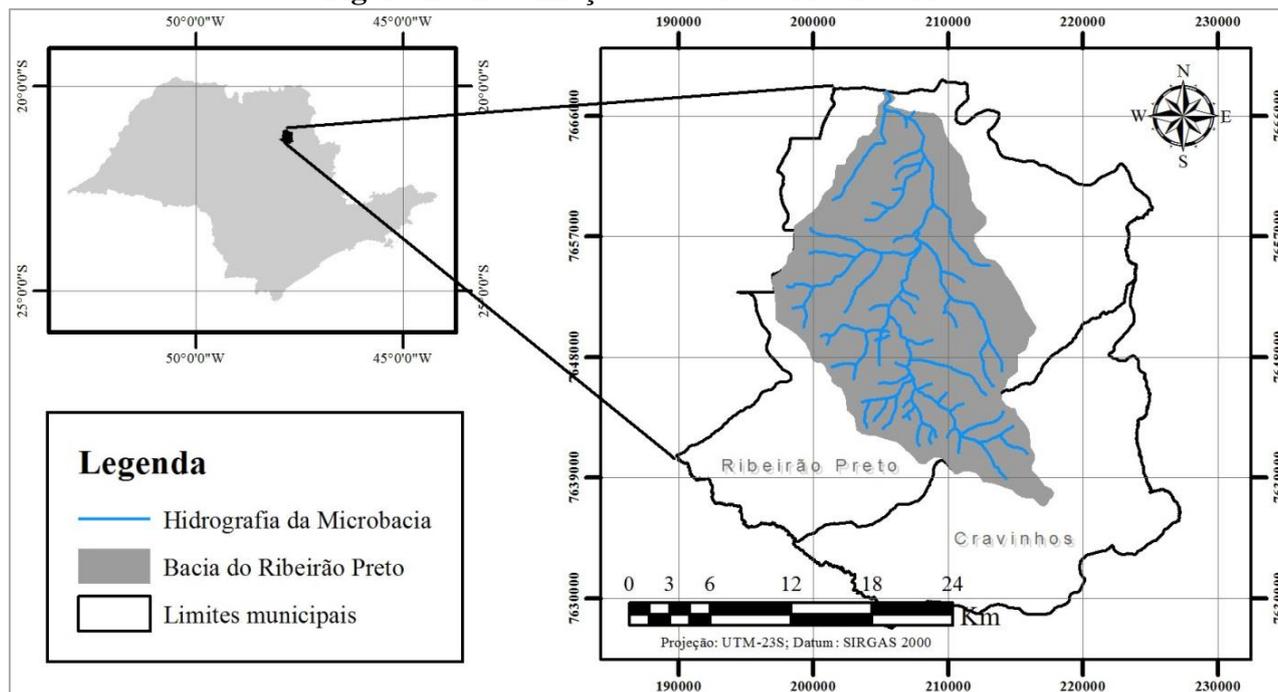
Os geoindicadores (i.e., parâmetros de processos geológicos significantes para o monitoramento em curto prazo) constituem um conjunto de ferramentas fundamentais para a compreensão dos fatores que influenciam a intensidade de alguns fenômenos, como a erosão e assoreamento (SOARES et al., 2006).

Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo analisar a perda de solo em duas situações temporais (2005 e 2015) na bacia do Ribeirão Preto (Ribeirão Preto e Cravinhos/SP), a partir da aplicação de geoprocessamento, a fim de classificar áreas quanto à sua susceptibilidade à erosão e avaliar os efeitos da dinâmica territorial sobre esse processo através de cenários.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A bacia do Ribeirão Preto (Figura 1) está majoritariamente localizada no município de Ribeirão Preto – SP à 21° 4'51"S e 47°49'50"O. Seu principal rio, que dá nome à bacia, é um dos afluentes da margem direita do Rio Pardo, que por sua vez pertence à Bacia do Rio Paraná.

Figura 1 – Localização da bacia do Ribeirão Preto

Fonte: Elaborado pelos autores (2016).

A área de estudo possui aproximadamente 34.700 hectares, e sua altitude varia de 500 a 850m. O clima da região é tropical de altitude com diminuição de chuvas no inverno e temperatura média anual de 21,7°C, tendo invernos secos e frios e verões chuvosos com temperaturas moderadamente altas (CEPAGRI, 2015). A declividade é pouco acentuada, com declive máximo de 31,6%.

O uso e ocupação do solo da bacia é relativamente homogêneo, sendo caracterizado, principalmente, pela malha urbana do município de Ribeirão Preto (42% da área de estudo) e pelo cultivo de cana de açúcar (40% da área de estudo).

2.2 Estimativa de perda de solo pela USLE

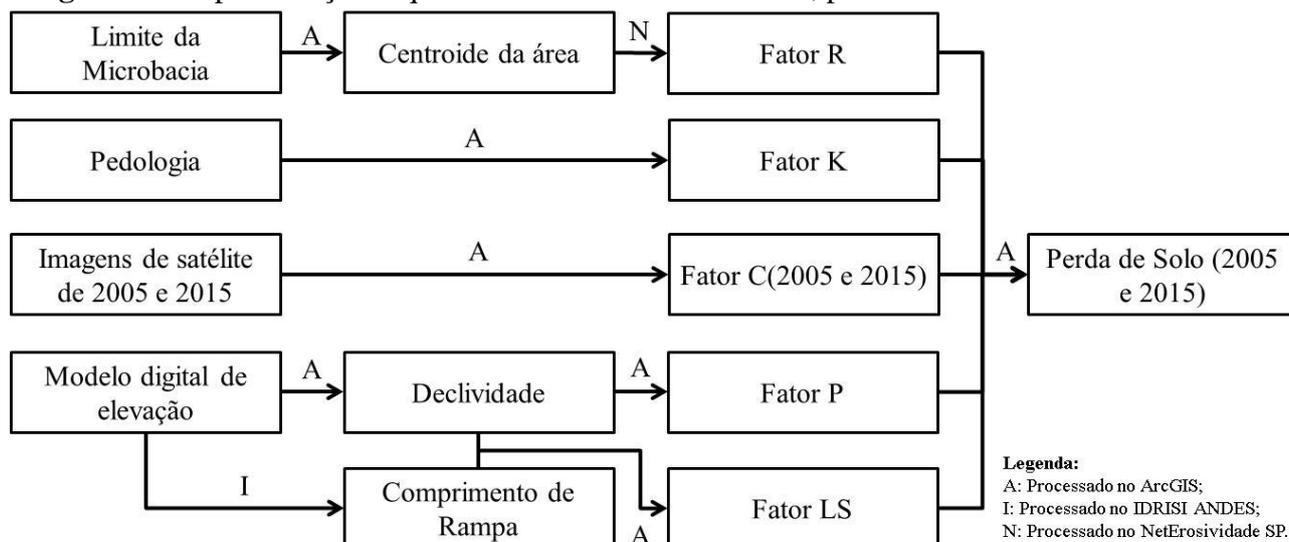
A Equação Universal de Perda de Solos (*Universal Soil Loss Equation* - USLE), elaborada por Wischmeier e Smith (1978), é o modelo mais utilizado para a análise da ocorrência de erosão em determinado local. Segundo Fujihara (2002), sua ampla utilização ocorre em razão da simplicidade e da facilidade de utilização. Silva et al. (2007) relaciona sua ampla utilização no Brasil à escassez de informações e dados, que torna inviável a aplicação de modelos mais complexos que este. A USLE [equação (1)] estima a perda de solo a partir da multiplicação de seis fatores:

$$A = R.K.L.S.C.P \quad (1)$$

Onde: A = Perda de solo, em $\text{ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$; R = Fator erosividade da chuva, em $\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$; K = Fator erodibilidade do solo, em $\text{ton.h.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$; L = Fator comprimento de rampa; S = Fator declividade; C = Fator uso do solo e manejo; e P = Fator práticas conservacionistas.

2.3 Obtenção e digitalização de dados de entrada da USLE

A metodologia desenvolvida para a obtenção e digitalização dos dados de entrada para o modelo está esquematizada conforme apresentado na Figura 2.

Figura 2 – Representação esquemática dos dados de entrada, processamento e saídas do trabalho

Fonte: Elaborado pelos autores (2016).

Para a elaboração dos mapas temáticos, foi utilizado o software ArcGIS v. 10.3. O limite da bacia foi vetorizado a partir da hidrografia e das curvas de nível da região e do trabalho realizado por Freitas (2006).

As imagens de satélite para classificação dos usos do solo de 2005 e 2015 são datadas de 11 de abril de 2005 e 17 de janeiro de 2015 e fazem parte dos satélites Landsat5 e 8, respectivamente, ambas obtidas do catálogo de imagens do INPE.

A imagem de elevação (SRTM) utilizada para a elaboração do mapa de declividade foi extraída do portal da Embrapa (Brasil em Relevo) com resolução espacial de 90 metros.

Os valores da erosividade da chuva (Fator R), foram obtidos por meio do software netErosividade SP (MOREIRA et al., 2006), desenvolvido pelo Grupo de Pesquisas em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Viçosa (GPRH/UFV) e pelo Instituto Agrônomo de Campinas (IAC). A coordenada utilizada na obtenção deste fator foi a centroide da bacia (COUTINHO, 2010; DEMARCHI, 2012).

O plano de informação relativo à pedologia foi elaborado com base no “Levantamento Pedológico do Estado de São Paulo – Quadrícula de Ribeirão Preto”, com escala de 1:100.000. Foi utilizado como base o trabalho de Jacomine (2008), a fim de estabelecer a relação entre a classificação utilizada no mapa pedológico e classificação atual de solos, conforme a Tabela 1.

Tabela 1 – Relação entre a classificação utilizada pelo mapa pedológico e a atual Classificação Brasileira de Solos

Classificação do Mapa Pedológico	Classificação atual
Latossolo Roxo	Latossolo
Latossolo Vermelho Escuro	
Solo Litólico	Neossolo
Areia Quartzosa Profunda	
Solo Hidromórfico	Gleissolo
Terra Roxa Estruturada	Nitossolo

Fonte: Jacomine (2008).

Os valores do Fator K utilizados são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Valores utilizados para o fator K

Classe de solo	Fator K
Latossolo	0,0162
Gleissolo	0,0361
Neossolo	0,0351
Nitossolo	0,0237

Fonte: adaptado de Silva e Alvares (2005).

Para a obtenção do mapa de declividade da área, utilizou-se o Modelo Digital de Elevação (MDE) na interface de processamento do software ArcGIS. Este modelo foi aplicado como informação de entrada na ferramenta “*Slope*”. O comprimento de rampa foi obtido por meio do software IDRISI Andes. O cálculo do fator LS foi desenvolvido a partir da aplicação dos valores de comprimento de rampa e de declividade na equação (2) (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008):

$$LS = 0,00984.C^{0,63}.s^{1,18} \quad (2)$$

Onde: LS = Fator topográfico (adimensional); C = Comprimento médio de rampa, em m; e s = declividade, em %.

Os valores do fator C utilizados neste trabalho foram definidos a partir de revisão da literatura e são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Valores utilizados para o fator C

Classe	Fator C
Afloramentos	0,0010
Cana-de-açúcar	0,3066
Edificações	0,0010
Pasto Sujo	0,0100
Vegetação florestal	0,0010

Fonte: extraídos de Silva (2004), Farinasso et al. (2006), Weill e Spavorek (2008), Coutinho (2010) e Souza e Gasparetto (2013).

Por fim, o fator de práticas conservacionistas (P) foi calculado a partir da metodologia utilizada por Oliveira et al. (2007), que considera a declividade como determinante para o desenvolvimento destas práticas. Desta forma foram definidos os seguintes valores: se a declividade for menor ou igual a 0,5%, P = 0,6; se a declividade for um valor entre 0,5 e 20%, aplica-se a equação (3); e, se a declividade for maior que 20%, P = 1.

$$P = 0,69947 - 0,0899.s + 0,01184.s^2 + 0,00035.s^3 \quad (3)$$

Onde: P = fator das práticas conservacionistas (adimensional); e s = declividade, em %.

2.4 Cenários propostos e avaliação espacial e temporal da perda de solo

Tendo em vista a avaliação da influência da cobertura do solo sobre os processos erosivos, foram modelados dois cenários neste trabalho: 1) respeito às áreas de preservação permanente (APP), conforme o Código Florestal (BRASIL, 2012); e 2) conversão total da área não urbana da bacia em cultivo de cana-de-açúcar. Estes cenários foram baseados no uso digitalizado para 2015.

As APP foram delimitadas a partir da hidrografia obtida das cartas topográficas na escala 1:50.000 do IBGE.

A avaliação espacial e temporal da perda de solo foi realizada através da ferramenta “*Raster Calculator*” do software ArcGIS.

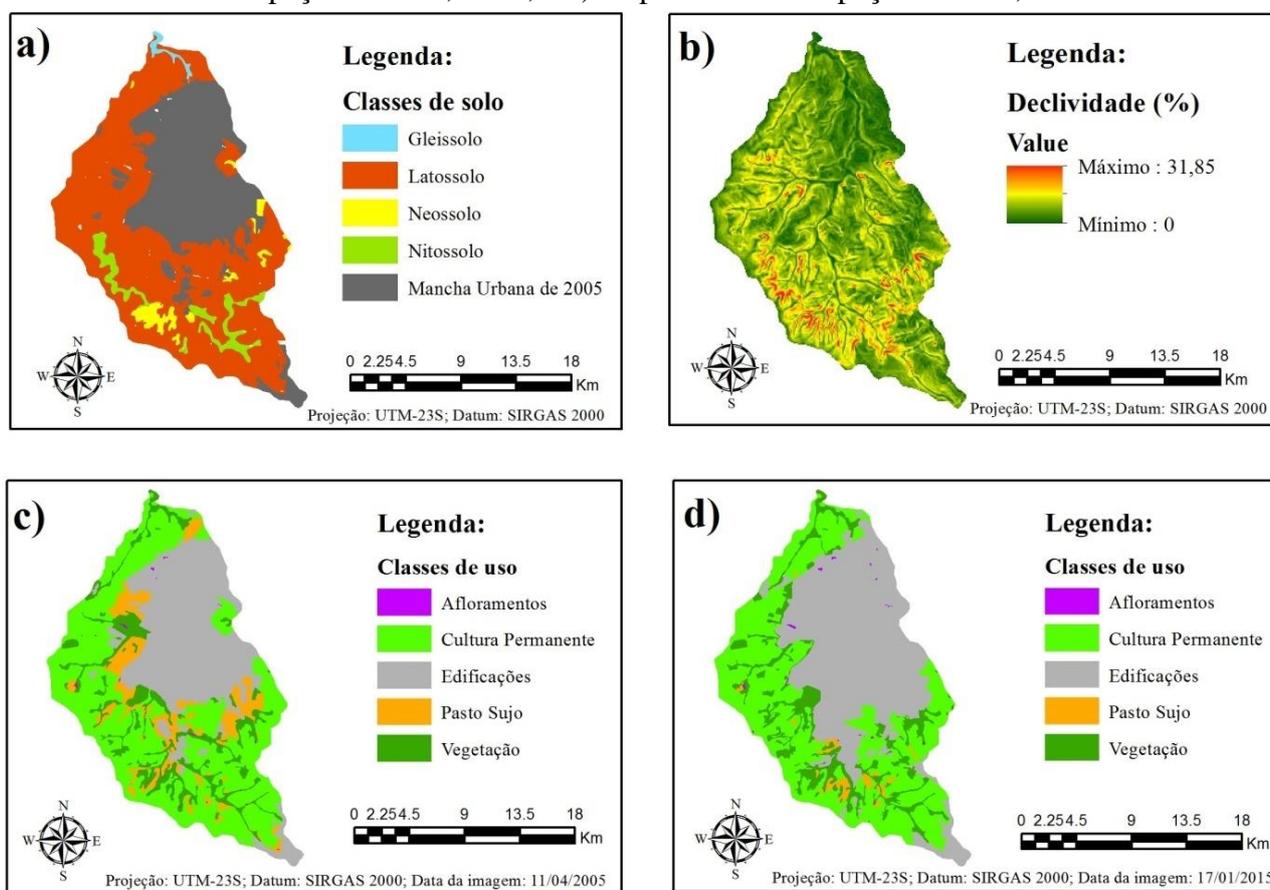
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Fatores do modelo

Com base nos valores interpolados do fator R pelo software netErosividade SP, verificou-se que o valor desse fator para a bacia é $7.918 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$.

Com base na digitalização da pedologia da área (Figura 3a), verifica-se que, com base no perímetro urbano de 2005, a bacia é ocupada, principalmente, por Latossolos (59,76%), apresentando também Neossolos (2,55%), Nitossolos (4,07%) e Gleissolos (0,65), em menor proporção. Ressalta-se que 32,97% da área da bacia é relativa a áreas urbanas, nas quais não foi realizada a digitalização de dados.

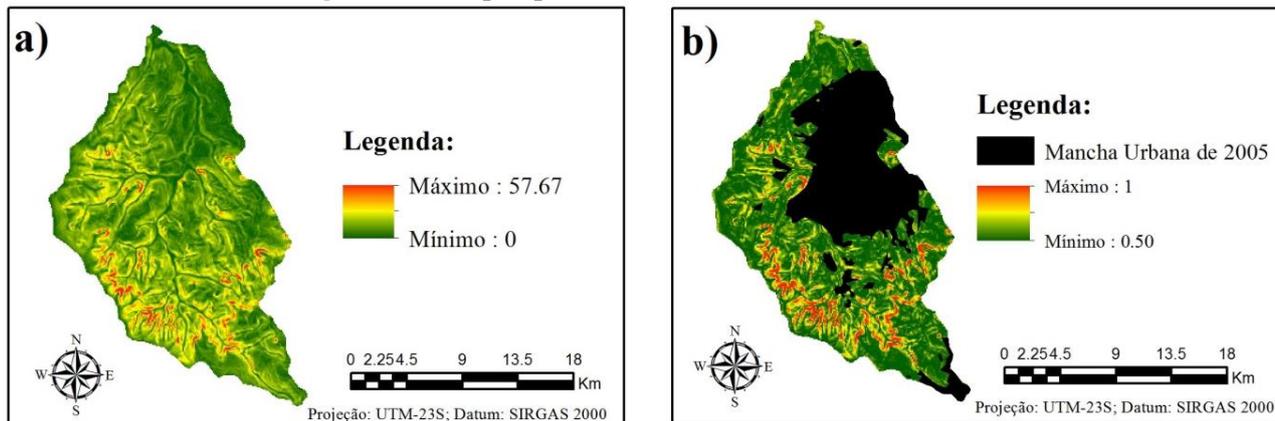
Figura 3 – Mapas de entrada do modelo: a) mapa pedológico; b) mapa de declividade; c) mapa de uso e ocupação do solo, 2005; e d) mapa de uso e ocupação do solo, em 2015



Fonte: Elaborado pelos autores (2016).

Em relação à declividade da bacia (Figura 3b), a classe mais frequente na área é a inferior a 3%. Apenas 6,29% da área possuem declividade superior a 12%, indicando poucas áreas onde os processos de escoamento superficial são mais intensos (OLIVEIRA et al., 2007).

A partir do produto obtido do software IDRISI Andes, foi obtido um comprimento de rampa de 1.463,11 metros. Com base nessa informação e na declividade, foi obtido o fator topográfico da bacia (Figura 4a). A classe desse fator que mais ocorre na área é menor que 15 (88,54%).

Figura 4 – Mapas produzidos: a) Fator LS; e b) Fator P

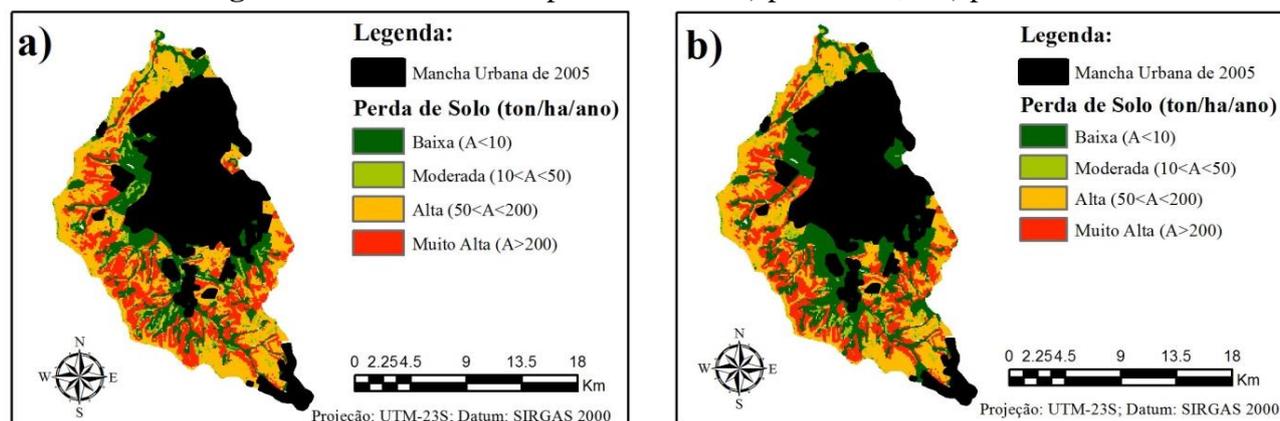
Fonte: Elaborado pelos autores (2016).

As principais classes de cobertura do solo na área são as áreas destinadas ao plantio de cana-de-açúcar e às edificações (Figuras 3c e 3d). A dominância dessa classe propicia maiores taxas de perda de solo, tendo em vista que o cultivo de cana-de-açúcar possui o maior valor do fator C.

A partir da metodologia de Oliveira et al. (2007), pode-se verificar que a classe de fator P mais frequente é entre 0,5 e 0,6, representando 79% da área (Figura 4b).

3.2 Perda de solo real

A estimativa de perda de solo (Figura 5) foi obtida pela sobreposição dos planos de informação referentes aos fatores que compõem a USLE. Desta forma, verificou-se que, em 2005 (Figura 5a), a bacia do Ribeirão Preto apresentava uma taxa média de perda de solo por erosão hídrica de $159,5 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, variando entre 0 e $4.261,54$. Além disso, verificou-se que as taxas de perda de solo mais frequentes estavam entre 50 a $200 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, que pode ser classificada como erosão de alta intensidade (GASPARI; BRUNO, 2003).

Figura 5 – Estimativas de perda de solo: a) para 2005; e b) para 2015

Fonte: Elaborado pelos autores (2016).

No ano de 2015 (Figura 5b), a taxa média de perda de solo obtida para bacia foi de $142,33 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, apresentando amplitude de 0 a $4.027,57 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Verificou-se uma redução das áreas referentes a erosões de alta intensidade (de 37,88 para 34,01%; Tabela 4), que está relacionada com a conversão de áreas agrícolas em área urbana. Como consequência deste processo, houve um aumento das áreas de baixa intensidade de erosão (menor que $10 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), passando de 28,7 para 37,41%.

Tabela 4 – Classe de perda de solo ($\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$), nos anos de 2005 e 2015, e classificação de intensidade de erosão

Perda de Solo ($\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$)	Intensidade de erosão	2005		2015	
		Área (ha)	%	Área (ha)	%
$A \leq 10$	Baixa	6.609,57	28,70	8.620,60	37,41
$10 < A \leq 50$	Moderada	1.668,02	7,24	1.118,06	4,85
$50 < A \leq 200$	Alta	8.724,47	37,88	7.836,15	34,01
$A > 200$	Muito Alta	6.029,18	26,18	5.468,49	23,73

Fonte: Elaborado pelos autores (2016).

Em relação tipo de solo, verificou-se que o Latossolo é o que mais contribuiu (79,93% e 80,98%) para a perda de solo na bacia (Tabela 5), devido à sua ocorrência abundante na área. Contudo, os Nitossolos apresentaram a maior taxa média de perda de solo (348,13 e 305,79 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) contribuindo em, aproximadamente, 13% no total da perda de solo.

Tabela 5 – Perda de solo por tipo de solo na bacia

Tipo de Solo	2005			2015		
	Média de Perda de Solo ($\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$)	Perda de Solo ($\text{ton}\cdot\text{ano}^{-1}$)	%	Média de Perda de Solo ($\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$)	Perda de Solo ($\text{ton}\cdot\text{ano}^{-1}$)	%
Latossolo	144,24	2.990.928,91	79,93	130,21	2.700.005,91	80,98
Neossolo	284,46	251.616,25	6,72	218,52	193.289,68	5,80
Gleissolo	32,57	7.303,17	0,20	37,90	8.498,32	0,25
Nitossolo	348,13	492.088,72	13,15	305,79	432.240,28	12,96

Fonte: Elaborado pelos autores (2016).

No que se refere à perda de solo em relação à declividade, verificou-se que a taxa de perda de solo aumenta de acordo com a declividade (Tabela 6), variando de 30,9 (em declives menores que 3%) até 457,55 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (para declives acima de 12%). Esse resultado é explicado pelo aumento do potencial erosivo do escoamento superficial em relação ao aumento do grau de declividade.

Tabela 6 – Perda de solo por classe de declividade na bacia.

Classes de Declividade	2005			2015		
	Média de Perda de Solo ($\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$)	Perda de Solo ($\text{ton}\cdot\text{ano}^{-1}$)	%	Média de Perda de Solo ($\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$)	Perda de Solo ($\text{ton}\cdot\text{ano}^{-1}$)	%
0 - 3%	34,17	110.653,74	2,98	30,90	100.064,40	3,02
3 - 6%	91,95	732.138,08	19,69	81,68	650.364,75	19,60
6 - 9%	157,93	1.078.521,34	29,01	142,27	971.577,48	29,29
9 - 12%	263,84	839.789,53	22,59	236,42	752.513,04	22,68
> 12%	457,55	956.544,88	25,73	403,17	842.859,14	25,41

Fonte: Elaborado pelos autores (2016).

O tipo de cobertura que mais contribui para a perda de solo, em 2005, foi o cultivo de cana-de-açúcar, totalizando 3.619.094,01 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Tabela 7). Além disso, esta cobertura apresentou a maior taxa média de perda de solo entre os usos (227,26 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$), sendo, aproximadamente, 9 vezes mais intensa do que as taxas em afloramentos (25,19 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$). Rodrigues et al. (2015), Weill e Spavorek (2006) obtiveram resultados semelhantes em suas pesquisas, onde a erosão foi mais intensa em áreas ocupadas por cultivos agrícolas.

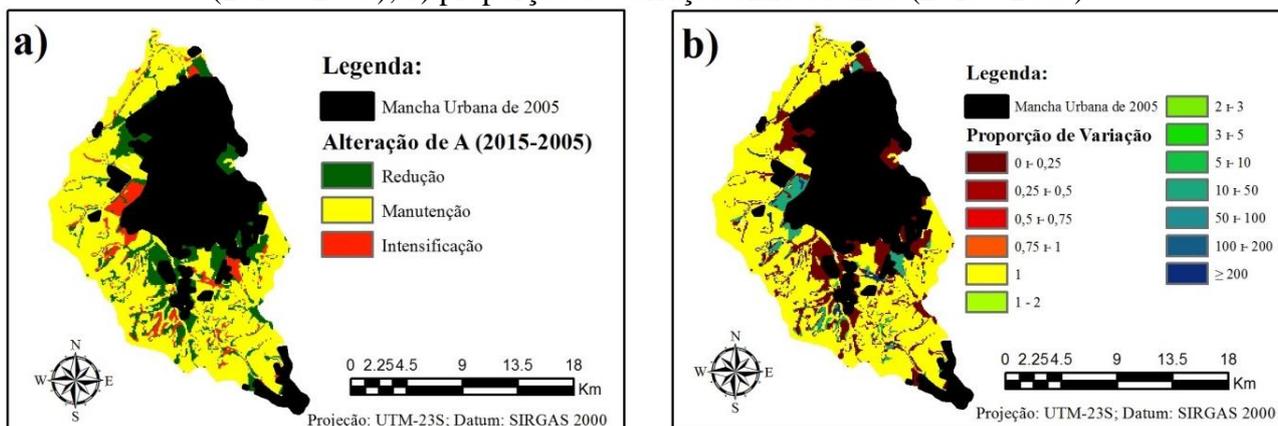
Em contrapartida à intensificação da perda de solo causada pelo cultivo de cana-de-açúcar, a área de expansão do perímetro urbano, em 2015, contribuiu com 0,6% do total de perda de solo.

Tabela 7 – Perda de solo por tipo de uso do solo na bacia

Tipo de Uso	2005			2015		
	Média de Perda de Solo (ton.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Perda de Solo (ton.ano ⁻¹)	%	Média de Perda de Solo (ton.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Perda de Solo (ton.ano ⁻¹)	%
Afloramentos	25,19	1.540,62	0,04	21,27	1.571,43	0,05
Pastagem	16,21	54.692,05	1,46	39,57	20.875,55	0,61
Cana-de-açúcar	227,26	3.619.094,01	96,36	220,82	3.182.384,97	92,92
Vegetação	20,26	80.495,82	2,14	47,93	199.546,01	5,83
Edificações	-	-	-	4,79	20.553,60	0,60

Fonte: Elaborado pelos autores (2016).

Considerando a diferença na perda de solo nos dois períodos analisados (Figura 6a), verificou-se que foram identificados extremos de redução de 4.247,64 ton.ha⁻¹.ano⁻¹ e de aumento de 3.183,445 ton.ha⁻¹.ano⁻¹, de 2005 para 2015.

Figura 6 – Comparações em relação à perda de solo na área: a) diferença de perda entre os anos (2015 - 2005); b) proporção de variação entre os anos (2015 / 2005)

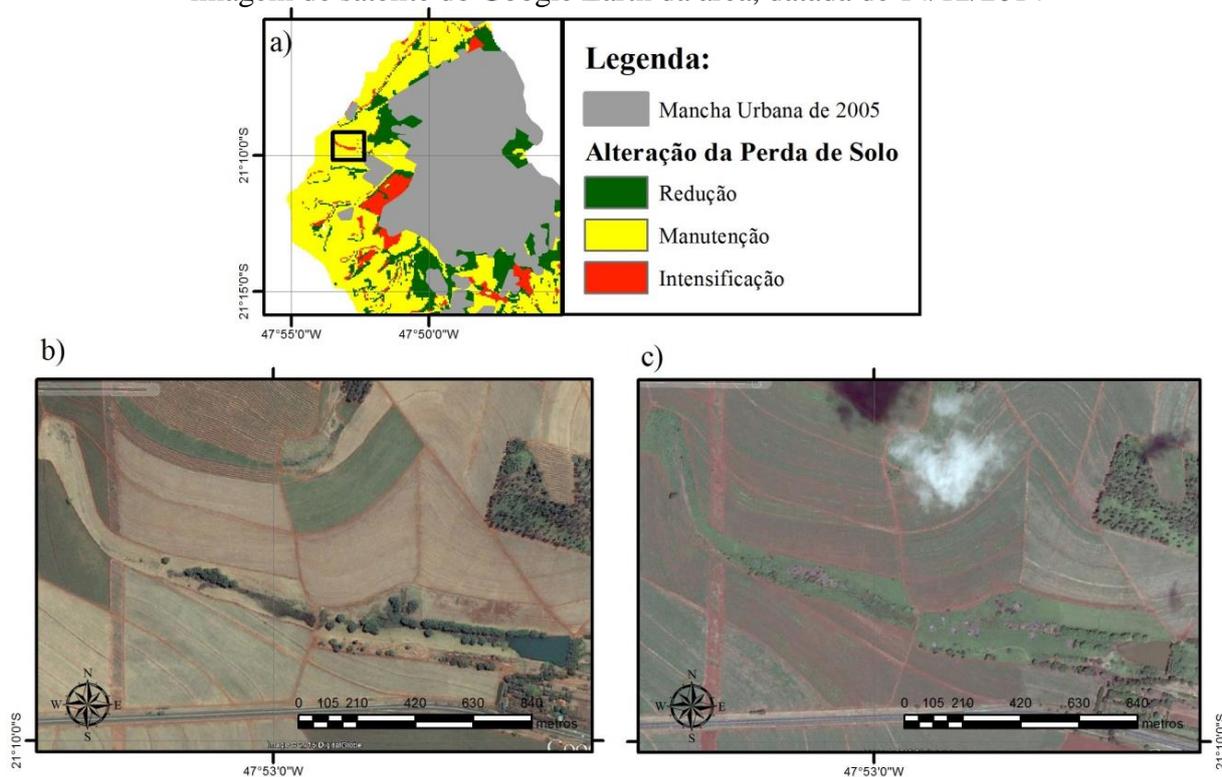
Fonte: Elaborado pelos autores (2016).

Em relação à razão da perda de solo entre 2015 e 2005 (Figura 6b), verifica-se que em algumas áreas houve aumento de 306 vezes na taxa de perda de solo. Em contrapartida, foram identificadas áreas nas quais ocorreu a redução das taxas de perda de solo, principalmente onde houve a conversão dos cultivos de cana-de-açúcar para usos menos impactantes neste ponto de vista (i.e., vegetação nativa, edificação).

A Figura 7a apresenta um trecho de um corpo hídrico onde foi identificado intensificação de perda de solo, em relação a 2005. Pode-se verificar que, na imagem mais antiga (Figura 7b), o rio possui, ainda que de forma escassa, mata ciliar em seu entorno. No entanto, no período posterior (Figura 7c), essa cobertura é suprimida, promovendo a intensificação de processos erosivos. Nota-se que há alteração na coloração da água entre os dois períodos, sendo um provável efeito do aumento no transporte de sedimentos nesta região.

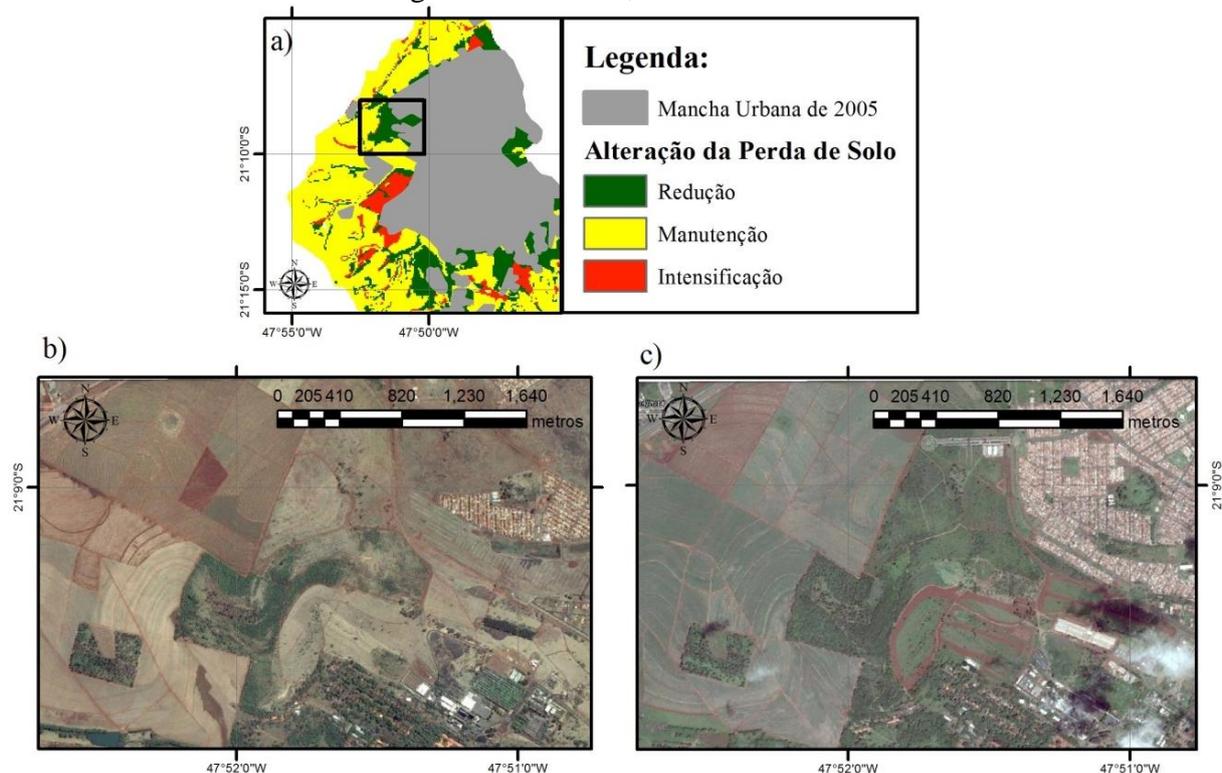
Um exemplo da situação inversa (redução das taxas de perda de solo) é apresentado na Figura 8a. Nesta área houve um processo de regeneração da vegetação, passando de pastagem (Figura 8b) para vegetação mais densa (Figura 8c). Outro processo que se desenvolveu nessa área foi a expansão da mancha urbana em alguns pontos, diminuindo o valor do Fator C, em comparação com a pastagem. A redução dessas taxas se deve à alteração da proteção que a cobertura do solo promove contra o impacto direto da chuva (NASCIMENTO et al., 2014).

Figura 7 – Exemplo de área com ocorrência de intensificação da taxa de perda de solo: a) localização da área; b) imagem de satélite do Google Earth da área, datada de 28/9/2004; e c) imagem de satélite do Google Earth da área, datada de 14/12/2014



Fonte: Elaborado pelos autores (2016).

Figura 8 – Exemplo de área com ocorrência de redução da taxa de perda de solo: a) localização da área; b) imagem de satélite do Google Earth da área, datada de 28/9/2004; e c) imagem de satélite do Google Earth da área, datada de 14/12/2014



Fonte: Elaborado pelos autores (2016).

Apesar das alterações nas taxas de perda de solo em decorrência das alterações da cobertura do solo, deve-se destacar que em 69,72% da bacia não ocorreu alteração destas taxas (Figura 6). Nestas áreas, a classe de erosão mais frequente é a de alta intensidade (45,14%), em 2015, indicando que houve manutenção de áreas que contribuem de maneira significativa para a perda de solo.

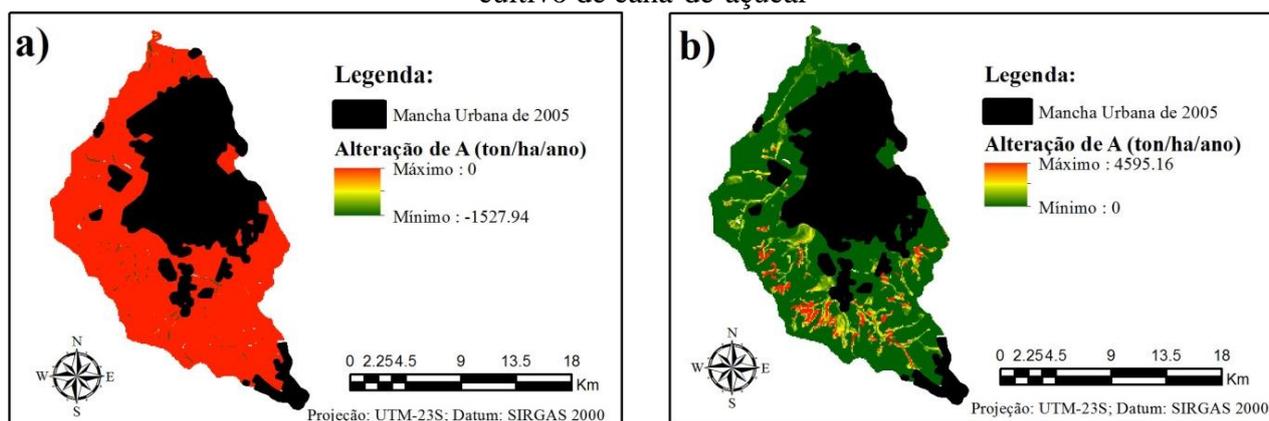
3.3 Cenários de perda de solo

Com base no uso e ocupação do solo digitalizado para o ano de 2015, foram gerados os cenários de perda de solo na área.

A recomposição de áreas de vegetação nativa, principalmente, às de preservação permanente (APP), possibilita a redução das taxas de perda de solo, conforme verificou Coutinho (2010).

A partir dos resultados obtidos, pode-se verificar a mesma situação (Figura 9a). No entanto, a redução média das taxas de perda de solo promovida pela recomposição dessas áreas foi pequena ($2,02 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$). Este resultado pode ser explicado pela presença dessas áreas em regiões de declividade baixa, onde os processos erosivos são menos intensos. Além disso, grande proporção das APP está abrangida por edificações (40,15%), que, apesar de estar em desacordo com as exigências legais, possui o mesmo valor do fator de cobertura do solo.

Figura 9 – Comparações em relação aos cenários modelados: a) alteração da perda de solo pela recomposição de APP hídricas; b) alteração da perda de solo pela conversão total da área rural em cultivo de cana-de-açúcar



Fonte: Elaborado pelos autores (2016).

Apesar do resultado obtido, Daniels e Gilliam (1996) verificaram que a presença de vegetação nestas áreas é capaz de reduzir consideravelmente a quantidade de sedimentos e nutrientes que são transportados até os corpos d'água. Desta forma, a recuperação da vegetação nas APP constitui uma importante ferramenta para a conservação do solo, assim como para a qualidade dos recursos hídricos.

Em relação à conversão total da área rural em cultivo de cana-de-açúcar, verificou-se um aumento médio das taxas de perda de solo de $90,52 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Figura 9b). A principal causa desse resultado está relacionada à supressão de áreas de vegetação para a instalação desse cultivo. Desta forma, verifica-se a importância da manutenção de áreas de vegetação para a conservação do solo. Como já discutido, a recomposição da vegetação, além da manutenção, também se constitui como uma importante ferramenta de gestão do manejo do solo.

4 CONCLUSÃO

A análise da perda de solo na bacia do Ribeirão Preto (em 2005 e 2015), a partir da aplicação de geoprocessamento possibilitou a identificação das áreas de maior intensidade de perda de solo e

as características físicas que mais a influenciam na área.

Verificou-se que o cultivo de cana-de-açúcar, apesar de apresentar redução na contribuição no total de perda, possui elevadas taxas médias de perda de solo. Desta forma, devem ser desenvolvidas estratégias para o melhor manejo e implementação de ações corretivas, quando necessário, para reduzir os impactos negativos da erosão nessas áreas, que, além de causar a degradação do meio biótico e abiótico, pode causar impactos financeiros devido aos custos de reposição de nutrientes no solo (SANTOS, 2014).

Deve atentar para as áreas de maior declividade, pois foi verificado que estas também apresentam taxas elevadas de perda de solo. A locação de usos menos degradantes nesta área, em relação à perda de solo, é uma das estratégias aplicáveis, tendo em vista a conservação do solo.

A aplicação dessa ferramenta como geoindicador para a gestão de recursos hídricos permitiu identificar os principais fatores que influenciam a perda de solo por erosão hídrica (cobertura do solo e relevo), devendo-se atentar para a consistência de dados de entrada do modelo. Além disso, há a necessidade de promover um monitoramento contínuo da região, de forma a garantir a obtenção regular de dados primários para a construção e aplicação de geoindicadores (SOARES et al., 2006).

Para a gestão de recursos hídricos, contudo, ainda são necessários estudos locais e mais detalhados, de forma a garantir a construção de geoindicadores eficazes no que diz respeito à promoção da sustentabilidade hídrica.

Tendo em vista a limitação da USLE de não permitir a quantificação e espacialização das áreas de deposição de sedimentos, torna-se necessária a utilização de modelos mais complexos que permitam uma representação mais aproximada da realidade, de forma a contribuir com mais subsídios para o planejamento e ordenamento da área de estudo.

Neste contexto, a aplicação da USLE permite identificar as áreas com maior susceptibilidade à ocorrência de processos erosivos, fornecendo subsídios iniciais de planejamento para as etapas que constituem a conservação e manejo adequados do solo.

REFERÊNCIAS

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 2008.

BRASIL. **Lei Federal n. 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 18 jul. 2015.

BRITO, J. L. S.; LIMA, S. C.; SHIKI, S.; MOREIRA, M. R. Uso do Geoprocessamento na estimativa da perda de solos por erosão laminar em Iraí de Minas–MG. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), **Anais...** v. 9, p. 501-512, 1998.

CEPAGRI. CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA. **Clima dos municípios paulistas**. Disponível em: <<http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>>. Acesso em: 09 jun. de 2015.

COUTINHO, L. M. **Impacto das Áreas de Preservação Permanente sobre a erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio da Prata, Castelo-ES**. Jerônimo Monteiro, 2010. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo.

DANIELS, R. B.; GILLIAM, J. W. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. **Soil Science Society of America Journal**, v. 60, n. 1, p. 246-251, 1996.

DEMARCHI, J. C. **Geotecnologias aplicadas à estimativa de perdas de solo por erosão hídrica na sub-bacia do Ribeirão das Perobas, município de Santa Cruz do Rio Pardo–SP**. Botucatu, 2012. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Estadual Paulista “Júlio De Mesquita Filho”.

FARINASSO, M.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; GUIMARÃES, R. F.; GOMES, R. A. T.; RAMOS, V. M. Avaliação Qualitativa do Potencial de Erosão Laminar em Grandes Áreas por Meio da EUPS Equação Universal de Perdas de Solos Utilizando Novas Metodologias em SIG para os Cálculos dos seus Fatores na Região do Alto Parnaíba PI-MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 7, n. 2, 2006.

FREITAS, G. V. A Bacia Hidrográfica como unidade territorial para o Planejamento e Gestão Ambiental: Estudo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Preto no município de Ribeirão Preto – SP. **DIALOGUS**, Ribeirão Preto, v.1, n.2, p.65-84, 2006.

FUJIHARA, A. K. **Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do oeste paulista com suporte de geoprocessamento**. Piracicaba, 2002. 118 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.

GASPARI, F. J.; BRUNO, J. E. Diagnóstico de degradación ambiental por erosión hídrica em La cuencadel arroyo Napostá Grande. **Ecol. austral**, Córdoba, v. 13, n. 1, jun. 2003.

JACOMINE, P. K. T. A nova classificação brasileira de solos. **Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agrônômica, Recife**, v. 5/6, p. 161-179, 2008.

KOULI, M.; SOUPIO, P.; VALLIANATOS, F. Soil erosion prediction using the revised universal soil loss equation (RUSLE) in a GIS framework, Chania, Northwestern Crete, Greece. **Environmental Geology**, v. 57, n. 3, p. 483-497, 2009.

MOREIRA, M. C.; CECÍLO, R. A.; PINTO, F. A. C.; LOMBARDI NETO, F.; PRUSKI, F. F. Programa computacional para estimativa da erosividade da chuva no Estado de São Paulo utilizando redes neurais artificiais. **Eng. Agric**, v. 14, p. 88-92, 2006.

NASCIMENTO, A. T. P.; PEREIRA, B. S.; MEDEIROS, P. H. A. Revisão dos valores do fator de cobertura vegetal da USLE para condições brasileiras. In: XI ENES - ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 11, 2014, João Pessoa. **Anais...**, João Pessoa: ABRH. Disponível em: <https://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles/Sumarios/08041b314cea05484b0b2177ca298f00_159794c4ce4e2d169eed6b089d9dfc0b.pdf>. Acesso em: 8 jun. 2015. ISSN: 2539-2441.

OLIVEIRA, A. M. M.; PINTO, S. A. F.; LOMBARDI NETO, F. Caracterização de indicadores da erosão do solo em bacias hidrográficas com o suporte de geotecnologias e modelo predictivo. **Estudos Geográficos**, v. 5, n. 1, p. 63-86, 2007.

SANTOS, A. C. N. **Análise do custo da erosão do solo na microbacia hidrográfica do Ceveiro**. 2014. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

SILVA, A. M.; ALVARES, C. A. Levantamento de informações e estruturação de um banco de dados sobre a erodibilidade de classes de solos no Estado de São Paulo. **Geociências**, v. 24, n. 1, p. 33-42, 2005.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**, 2ª. Edição revisada e ampliada. São Carlos, Rima Editora, 2007, 153 p.

SILVA, V. C. Estimativa da erosão atual da bacia do Rio Paracatu (MG/GO/DF). **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 34, n. 3, p. 147-159, 2004.

SOARES, P. V.; PEREIRA, S. Y.; SIMÕES, S. J. C.; BERNARDES, G. P. Aplicação do conceito de geoindicadores na avaliação da disponibilidade hídrica em bacias hidrográficas– Uma abordagem introdutória. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 1, p. 117-117, 2006.

SOUZA, V.; GASPARETTO, N. V. L. Aplicação da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) na Bacia do Córrego Pinhalzinho Segundo, noroeste do Paraná. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 13, n. 3, 2013.

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

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

Data de submissão: 28.07.2015

Data de aceite: 29.05.2018

License information: This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.