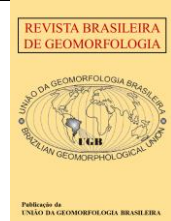


<http://lsie.unb.br/ugb/>  
ISSN 2236-5664

## Revista Brasileira de Geomorfologia

v. 23, nº 1 (2022)

<http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v23i1.2034>



*Artigo de Pesquisa*

# Explorando à álgebra de mapas com a EUPS e a sua utilidade para a gestão integrada: a bacia hidrográfica do córrego Pindaúva, PR, Brasil

*Exploring map algebra with USLE and its usefulness for integrated management: the Pindaúva stream watershed, PR, Brazil*

Laine Milene Caraminan<sup>1</sup> e Eduardo Souza de Morais<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Geografia, Grupo de Estudos Multidisciplinares do Ambiente, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil. [caraminanlaine@gmail.com](mailto:caraminanlaine@gmail.com).

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8239-2578>

<sup>2</sup> Grupo de Estudos Multidisciplinares do Ambiente, Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Geografia, Maringá, Brasil. [esmorais2@uem.br](mailto:esmorais2@uem.br)

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0738-5532>

Recebido: 22/09/2020; Aceito: 06/04/2021; Publicado: 15/01/2022

**Resumo:** A compreensão da erosão dos solos é de grande relevância para o manejo de recursos naturais em bacias hidrográficas. A Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS), que é um dos modelos mais simples e utilizados para a quantificação deste processo, vem sendo aperfeiçoada e sua aplicação estendida à sistêmicas abordagens da paisagem. Neste sentido, os objetivos deste estudo foram (a) avaliar as variações temporais e espaciais das perdas de solos com emprego da EUPS em uma bacia hidrográfica com aumento de vegetação ripária e de lavouras temporárias, (b) demonstrar como a aplicação da álgebra de mapas possibilita identificar áreas de aumento, diminuição e estabilidade das perdas de solos e (c) apontar como a dinâmica de perdas de solo recente pode reorientar tomadas de decisão na restauração vegetal da bacia hidrográfica. Este estudo foi realizado na bacia hidrográfica do córrego Pindaúva (BHCP) para os anos de 1980 e 2018. A BHCP localiza-se no município de Ivaiporã, Paraná, sul do Brasil, sendo de relevante interesse os estudos de perdas de solos, pois há intenso uso agrícola e captação para abastecimento urbano nas proximidades do exutório. Os objetivos foram alcançados a partir de dados de sensoriamento remoto, técnicas de geoprocessamento e com operações booleanas em um Sistema de Informações Geográficas (SIG). Os produtos cartográficos provenientes da EUPS (anuais e álgebras de mapas) foram utilizados para aferir sobre a variação da dinâmica das perdas de solos com a distribuição geográfica das nascentes atendidas em um recente programa de restauração da vegetação. Nos anos de 1980 e 2018 verificamos o predomínio das classes de mínima e máxima perdas de solos 0-25 e >200 ton/ha.ano, respectivamente, na BHCP. Os aumentos espaciais das classes de mínima (45-50%) e máxima (15-22%) perdas de solos entre estes períodos são atribuídos, ao incremento da vegetação ripária e a consolidação das lavouras temporárias. Os menores valores de perdas de solos foram associados às menores declividades, a ordem dos Latossolos e presença de vegetação, enquanto que os maiores valores de perdas de solos foram encontrados nas áreas com as maiores declividades, presença dos Neossolos Litólicos e lavouras temporárias. As demais classes tiveram comportamento estável. Com a álgebra de mapas da EUPS foi possível avaliar a distribuição espacial do aumento (28,67%), diminuição (19,37%) e estabilidade (51,96%) das perdas de solos entre os períodos estudados na bacia hidrográfica. Com estes resultados foi constatado que as nascentes priorizadas em um programa recente de restauração vegetal não estão localizadas em áreas críticas da dinâmica de perdas de solos. A abordagem proposta contribui para enaltecer a análise dos processos erosivos associados às mudanças do uso e cobertura da terra como ferramenta de gestão integrada para diferentes equipes interdisciplinares que possuem interesse comum no manejo de áreas de perdas de solos.

**Palavras-chave:** Erosão. Restauração da vegetação. Geomorfologia Aplicada.

**Abstract:** Soil erosion is a crucial issue for the natural resources management in watersheds. The Universal Soil Loss Equation (USLE), which is one of the simplest and most used models for the quantification of this process, has been improved and its application extended to systemic approaches to the landscape. In this sense, the objectives of this study were to (a) evaluate the temporal and spatial variations of soil losses using USLE in a watershed with increased riparian vegetation and temporary crops, (b) demonstrate how the application of map algebra enables the identification of increase, decrease and stability areas of soil losses from the USLE, and (c) indicate how the dynamics of recent soil losses may address decisions about the vegetal restoration in a watershed. The present work were realized in the Pindaúva stream watershed (BHCP), a 4th order watershed, based for the years 1980 and 2018. The BHCP is located in the municipality of Ivaiporã, Paraná, southern Brazil, being very important soil loss studies, because there is intense agricultural use and application for urban supply. The findings were obtained based on remote sensing, geoprocessing techniques and with Boolean operations in a Geographic Information System (GIS). The cartographic products derived from the USLE (annuals and map algebras) were used to measure the variation in soil loss dynamics with the geographic distribution of headwaters served with a recent vegetation restoration program. We verified the predominance of the classes of minimum and maximum losses of soils 0-25 and >200 ton/ha.year, respectively, in the years 1980 and 2018. The spatial increases in the watershed of the classes of minimum (45-50%) and maximum (15-22%) soil losses between this period are attributed, respectively, to the increase in riparian vegetation and the consolidation of temporary crops. The lowest values of soil loss were associated with the lowest slopes, order of the Oxisols and the presence of vegetation, while the highest values of soil loss were found in the areas with the highest declivity, the presence of the Entisols Lithic and temporary crops. The other classes had stable behavior. Using USLE map algebra was possible to assess the spatial distribution of the increase (28.67%), decrease (19.37%) and stability (51.96%) of soil losses between the periods studied in the watershed. With these results, the headwater initiatives prioritized in a recent plant restoration program are not located in critical areas of soil loss dynamics. The proposed approach contributes to enhance the analysis of erosive processes associated with land use changes as an integrated management tool for different interdisciplinary group that have a common interest in the management of soil loss areas.

**Keywords:** Erosion. Vegetation Restoration. Applied Geomorphology.

---

## 1. Introdução

A erosão dos solos é um problema mundial frente ao gerenciamento dos recursos naturais, especialmente pelos impactos ambientais e econômicos. Os valores de perdas de solos e a produção de sedimentos variam conforme os elementos físicos da paisagem (ex. solos e relevo) (HUGGETT, 2007). Com isso, o mapeamento dos fatores que contribuem para a ocorrência da erosão tornou-se nas últimas décadas uma ferramenta tradicional para o planejamento da conservação dos solos (THOMAS et al, 1991), possibilitando a proposição de ações mitigadoras (GITAS et al., 2009). Diversos avanços foram obtidos com o desenvolvimento de modelagens em Sistemas de Informações Geográficas (PANDEY et al., 2016; ROY, 2018), contribuindo para o aperfeiçoamento sobre a compreensão dos elementos que influenciam os processos erosivos (ZHANG et al., 2017; ALEWELL et al., 2019), com o alcance de resultados de ampla distribuição (PANAGOS et al., 2017) e em diferentes escalas geográficas (AMORE et al., 2004).

Como as perdas de solos podem ser quantificadas através de equações e modelagens empíricas, existem variações quanto a forma de entrada dos dados, as escalas temporais e espaciais e a capacidade e complexidade de representar os processos erosivos frente as características da paisagem (VENTE et al., 2013; PANDEY et al., 2016). Ketema e Dwarakish (2019) tornaram evidente que não existe um único modelo empírico que permite a previsão das perdas de solos a nível global, isso porque cada modelo possui suas potencialidades e limitações, sendo plausível neste caso, escolher o modelo e por vezes, realizar adaptações para que melhores resultados sejam alcançados.

A EUPS (WISCHMEIER; SMITH, 1978) é um dos modelos mais amplamente utilizado pela comunidade científica para prever essas perdas, pois sua aplicação é relativamente fácil devido a maior disponibilidade de dados de entrada, além da melhor precisão na quantificação em bacias hidrográficas e o baixo custo de operacionalização, que pode ser calculado em SIGs de códigos abertos (KETEMA; DWARAKISH, 2019). Em consequência, a EUPS frequentemente é utilizada por pesquisadores que se interessam pelo tema, bem como por equipes interdisciplinares de instituições governamentais como suporte para tomada de decisões.

Com a EUPS também é possível compreender a evolução das perdas de solos ao longo de séries espaço-temporais, com inferências sobre a dinâmica dos processos erosivos e as consequências das atividades antrópicas nos recursos naturais. Os resultados podem abranger estudos que abordam as implicações das transformações recentes da paisagem com as mudanças nos tipos ou no padrão espacial do uso e cobertura da terra (MATA et al., 2007; FENTA et al., 2016; MANCINO et al., 2016; RIZEEI et al., 2016; ZHANG et al., 2017; YAN et al., 2018) a partir do reconhecimento de áreas críticas ou prioritárias (SHIVHARE et al., 2018) para conservação em bacias hidrográficas, principalmente voltadas às ações de restauração ecológica (TRABUCCHI et al., 2014).

Como exemplos, Aguirre-Salado et al., (2017) combinando a EUPS com a Análise de Decisão Multicritério indicaram áreas potencialmente viáveis à restauração da vegetação para a diminuição das perdas de solos na Região Prioritária para a Conservação Xilitla, no estado de San Luis Potosí, México. Meshesha et al., (2012) aplicando a EUPS no Vale do Rift Central, na Etiópia, propuseram oito cenários para reduzir as perdas de solos, dentre estes, apontaram que a restauração da vegetação concomitantemente com estruturas de controle de erosão seriam responsáveis por diminuir em até 76,3% das perdas de solos. Demais utilizações da EUPS estendem-se também as práticas conservacionistas (ANDRIYANTO; SUDARTO; SUPRAYOGO, 2015), a gestão dos recursos hídricos e de reservatórios (AHMAD; VERMA, 2013; SILVA; SANTOS; MONTENEGRO, 2013), a conservação e controle da erosão dos solos (ERDOGAN et al., 2007), zoneamento ambiental (OLIVEIRA et al., 2011), fragilidade de bacias hidrográficas (ROSS, 1994) e ao desenvolvimento sustentável dos ambientes (YOSHINO; ISHIOKA, 2005).

Com base neste panorama é destacado que as aplicações da EUPS ainda se denotam promissoras com as perspectivas de análises sistêmicas da paisagem. Neste sentido, os objetivos deste estudo foram (a) avaliar as variações temporais e espaciais das perdas de solos em uma bacia hidrográfica com aumento da vegetação ripária e lavouras temporárias, (b) demonstrar como a aplicação da álgebra de mapas possibilita identificar áreas de aumento, diminuição e estabilidade das perdas de solos e (c) apontar como a dinâmica de perdas de solos recente pode reorientar tomadas de decisão na restauração vegetal da bacia hidrográfica. As avaliações foram realizadas em uma bacia hidrográfica de 4º ordem (HORTON, 1945) no estado do Paraná, sul do Brasil com base nos anos de 1980 e 2018, com notável importância devido a captação de água para o abastecimento urbano nas proximidades do exutório e pelo intenso uso agrícola. A análise contribui com proposições a partir da álgebra de mapas e demonstra que este desenvolvimento se apresenta assertivo por permitir identificar as áreas mais críticas de perdas de solos, contribuindo na orientação de áreas para restauração vegetal.

## 2. Área de Estudo

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do córrego Pindaúva (BHCP) a qual possui uma área de 4.513,79 ha e localiza-se no município de Ivaiporã, no estado do Paraná, sul do Brasil (Figura 1). Esta bacia hidrográfica está inserida na rede de drenagem da bacia hidrográfica do rio Ivaí que tem suas águas drenadas para o rio Paraná, no noroeste do estado.

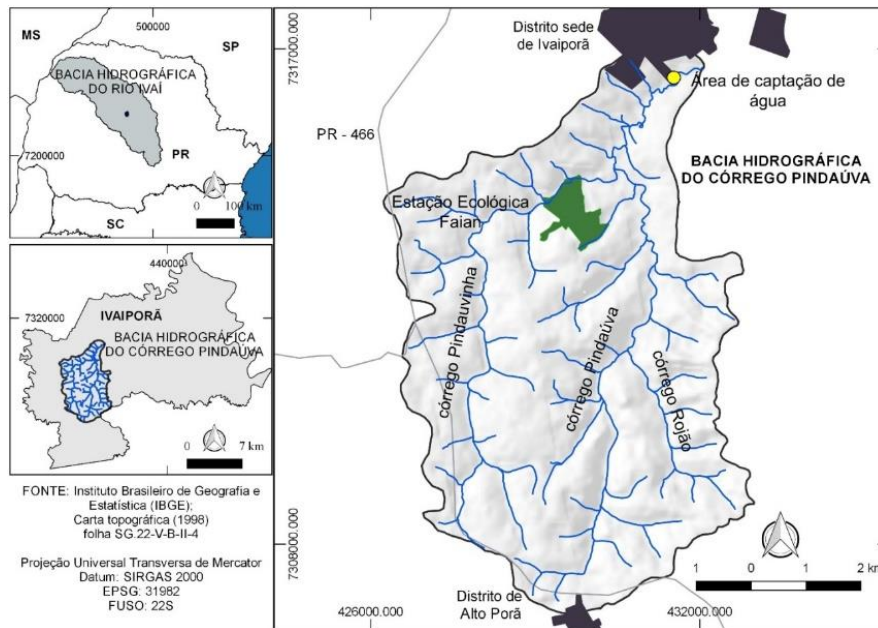


Figura 1. Localização da área de estudo.

A litologia da BHCP é composta por rochas vulcânicas da Formação Serra Geral e Membro Nova Prata, ambos pertencentes ao Grupo São Bento, as quais são representadas em sua maioria por basaltos pórfiros, dacitos, rioclitos e riolitos (MINEROPAR, 2001). O clima na área é classificado em Subtropical Quente (Cfa), onde a temperatura média do verão é superior a 22°C e no inverno as temperaturas podem ser inferiores aos 18°C, com a eventual ocorrência de geadas. A precipitação média anual é de aproximadamente 2000 mm (NITSCHKE et al., 2019). Quanto aos solos, são encontrados os Latossolos Vermelhos que são caracterizados pelo alto grau de intemperização, geralmente profundos (>2 m) e com boa capacidade de drenagem e os Neossolos Litólicos que são solos rasos (entre 30 e 40 cm de profundidade), com ausência de horizonte diagnóstico (IBGE, 2015). Sobre a vegetação, a BHCP está numa área de ecótono entre a Floresta Estacional Semidecidual (FES) e a Floresta Ombrófila Mista (FOM), destacando-se na paisagem a ocorrência de *Araucaria angustiloia* (Bertol.) Kuntze (IBGE, 2012).

### 3. Materiais e Métodos

#### 3.1 Descrição geral da Equação

Para a quantificação das perdas de solos na BHCP foi aplicada a EUPS (WISCHMEIER; SMITH, 1978) conforme a Eq. (1):

$$A = R * K * LS * C * P \tag{1}$$

Em que, A: perdas de solos expressas em toneladas por hectare (ton/ha.ano); R: erosividade das chuvas; K: erodibilidade dos solos; L: comprimento de rampa; S: declividade; C: uso e manejo dos solos e P: práticas conservacionistas. O fator R pode ser compreendido como a capacidade erosiva da chuva diretamente no solo. O fator K está relacionado com a capacidade do solo de resistir aos processos erosivos. O fator L corresponde à remoção, transporte e sedimentação das partículas dos solos frente ao escoamento superficial. O fator S possibilita a aceleração das águas da chuva e do potencial erosivo. Os fatores C e P são as relações de perdas de solos esperadas em áreas com lavouras, vegetação e solo exposto.

#### 3.2 Dados de entrada e geoprocessamento

A EUPS foi calculada no Sistema de Informação Geográfica SPRING (CAMARA et al., 1996) conforme a sistematização proposta por Tomazoni e Guimarães (2005). Os fatores que compõem a EUPS foram gerados através da Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico (LEGAL) com escala 1:50.000, está admitida pelo valor

da escala menor das bases cartográficas, embora a maioria das bases cartográficas possuam escala maior. O fator R de 9.682 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> calculado por Waltrick et al., (2015) foi utilizado para a bacia e para ambos os períodos de análise (1980 e 2018), inserindo-o diretamente na Equação.

Os valores do fator K foram estabelecidos a partir do estudo de Tomazoni e Guimarães (2005). Utilizando o dado geoespacial de solos do estado do Paraná disponibilizado pelo Instituto Água e Terra (IAT) e com escala espacial de 1:250.000, foi atribuído para os Latossolos e os Neossolos seus respectivos valores de erodibilidade (0,03 e 0,11). Este procedimento foi realizado no LEGAL, gerando uma grade numérica do fator K. O fator L foi obtido a partir da vetorização dos interflúvios principais e secundários da BHCP extraídos da carta topográfica IVAIPORÃ-S (folha SG.22-V-B-II-4) com escala 1:50.000, obtida no site do IAT e posterior geração de uma grade numérica retangular (MNT). Os interflúvios receberam um valor de 0 enquanto que a rede de drenagem foi utilizada como linha de quebra, indicando o valor máximo do comprimento da rampa. Posteriormente, foram consideradas as classes de 0-100, 100-200 e 200-500 m de comprimento de rampa. O fator S também foi adquirido a partir da digitalização das curvas de nível da carta topográfica supracitada. Em seguida, foi calculada a declividade em valores percentuais através do comando MNT. Neste caso, foram utilizadas as classes de declividade de acordo com a Embrapa (1979): 0-3, 3-8, 8-20 e de 20-45%. No LEGAL, foram inseridos os fatores L e S conforme a Eq. (2).

$$LS = 0,00984 * L^{0,63} * S^{1,18} \quad (2)$$

Em que, LS: fator topográfico; L: comprimento da rampa e; S: declividade.

Para o fator LS, foram utilizadas três classes: 0-2, 2-4 e >4. O mapeamento dos usos e coberturas da terra da BHCP para os anos de 1980 e 2018 foram necessários para o cálculo dos fatores C e P. Para o ano inicial utilizamos fotografias aéreas do levantamento aerofotogramétrico do estado do Paraná com resolução espacial de 1:25.000. O mosaico e a ortorectificação das fotografias aéreas foram feitas no *Agisoft PhotoScan Professional* (AGISOFT, 2019). Posteriormente, o mosaico foi georreferenciado, realizado a interpretação visual e a digitalização do uso da terra no QGIS versão 2.18 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2019). Para o ano de 2018 utilizamos as imagens do satélite CBERS-4, bandas 3R4G2B com resolução espacial 10 metros e a banda pancromática de 5 metros, do dia 19 de dezembro de 2018. Com a fusão das bandas (composição falsa cor e pancromática) no QGIS, obtivemos uma imagem com resolução espacial de 5,5 metros. O uso e cobertura da terra do ano de 2018 foi gerado no *eCognition Developer* (TRIMBLE GEOSPATIAL, 2009) por meio da classificação orientada a objetos. Foram realizados trabalhos de campo na BHCP para validar as informações. No programa LEGAL, os valores dos fatores C e P (Tabela 1) foram associados aos usos da terra por meio da ponderação das variáveis.

**Tabela 1.** Valores para uso e manejo (fator C) e práticas conservacionistas (fator P).

Fator C	valores	Fator P	valores	Referências
Vegetação	0,001	Cobertura vegetal natural e reflorestamento, ambos com serapilheira	0,04	Tomazoni e Guimarães (2005)
Urbano	1	Área urbana	0,005	Tomazoni e Guimarães (2005)
Água	0	Água	0	Tomazoni e Guimarães (2005)
Lavoura temporária	0,137	Plantio em contorno	0,5	Tomazoni e Guimarães (2005)
Lavoura permanente (café)	0,135	Plantio em contorno	0,5	Vasquez-Fernandez et al., (1996); Tomazoni e Guimarães (2005)
Agropecuária	0,838 <sup>1</sup>	Curvas em nível (2-4 metros)	0,2	Tomazoni e Guimarães (2005) e Vasquez-Fernandez et al., (1996)

<sup>1</sup> Média dos valores de lavouras temporárias e pastagem, isso porque em especial, para o ano de 1980 a interpretação visual das fotografias aéreas foram limitadas, principalmente quanto à distinção desses usos.

### 3.3 Obtenção do aumento, diminuição e estabilidade das perdas de solos entre 1980 e 2018

A partir do mapeamento das perdas de solos nos anos de 1980 e 2018 foi gerado o mapa síntese da BHCP contendo as áreas de diminuição, aumento e estabilidade das perdas. A diminuição das perdas de solo foi constatada quando uma área da bacia apresentou valores menores de perdas de solos em 2018 quando comparado com 1980. O inverso foi identificado como áreas de aumento e as áreas de estabilidade foram indicadas como locais que mantiveram as mesmas perdas de solos ao longo dos 38 anos analisados. A síntese cartográfica foi gerada com o uso das operações booleanas juntamente com a álgebra de mapas no LEGAL. Para isso, considerou-se um valor máximo limitado a 200 ton/ha.ano. Com esse valor, foram calculados os intervalos de cada classe, segundo a Eq. (3).

$$K = 1 + 3,322 (\log N) \quad (3)$$

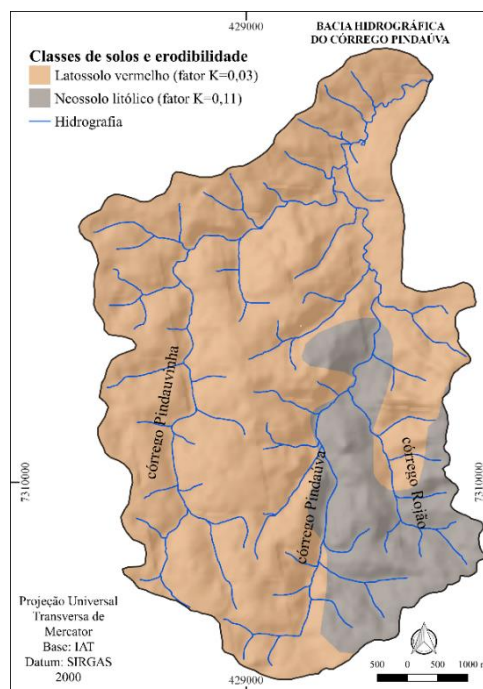
Em que: K: quantidade de classes e; N: valor limite. As classes obtidas foram padronizadas em percentuais, os quais tiveram mínimos e máximos de  $\pm 200$  e  $\pm 800\%$ , respectivamente. Os positivos foram entendidos como cenários de aumento e os negativos como diminuição das perdas de solos. Os valores de 0% foram interpretados como cenário de estabilidade das perdas.

Para aferição das EUPS para o ano de 2018 e a indicação de áreas críticas à restauração da vegetação foram plotados os pontos de localização de cada nascente da BHCP contemplada pelos projetos Cultivando Água Limpa e Biodiversidade, Nosso Patrimônio e posteriormente, realizada a análise das áreas de contribuição de cada nascente e suas respectivas perdas de solos.

## 4. Resultados

### 4.1 Fatores da EUPS para os anos de 1980 e 2018

Para compreensão dos elementos da paisagem considerados na quantificação das perdas de solos são apresentados os fatores da EUPS e suas respectivas variações espaciais que possuem relevância para a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do córrego Pindaúva. O fator R anual de  $9,682 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  do município de Ivaiporã (WALTRICK et al., 2015) destaca-se como um dos mais elevados na bacia hidrográfica do rio Ivaí. Quanto a erodibilidade, a ordem dos Latossolos Vermelhos e Neossolos Litólicos abrangem, respectivamente, 80,74% e 19,76% da bacia hidrográfica (Figura 2).



**Figura 2.** Solos e erodibilidade da BHCP.



A classe mais expressiva do fator L foi a de 0-100 m, abrangendo 69,55%, a classe 100-200 m possui 23,18% e a classe 200-500 m possui menor ocorrência, com apenas 7,27% (Figura 3A). Para o fator S (Figura 3B), a classe de 0-3% está localizada nas áreas de topos, destacando os interflúvios da BHCP. Além disso, esta classe também é encontrada nos vales dos córregos Pindaúva, Pindaúvina e Rojão, abrangendo 32,29% da área total da bacia hidrográfica.

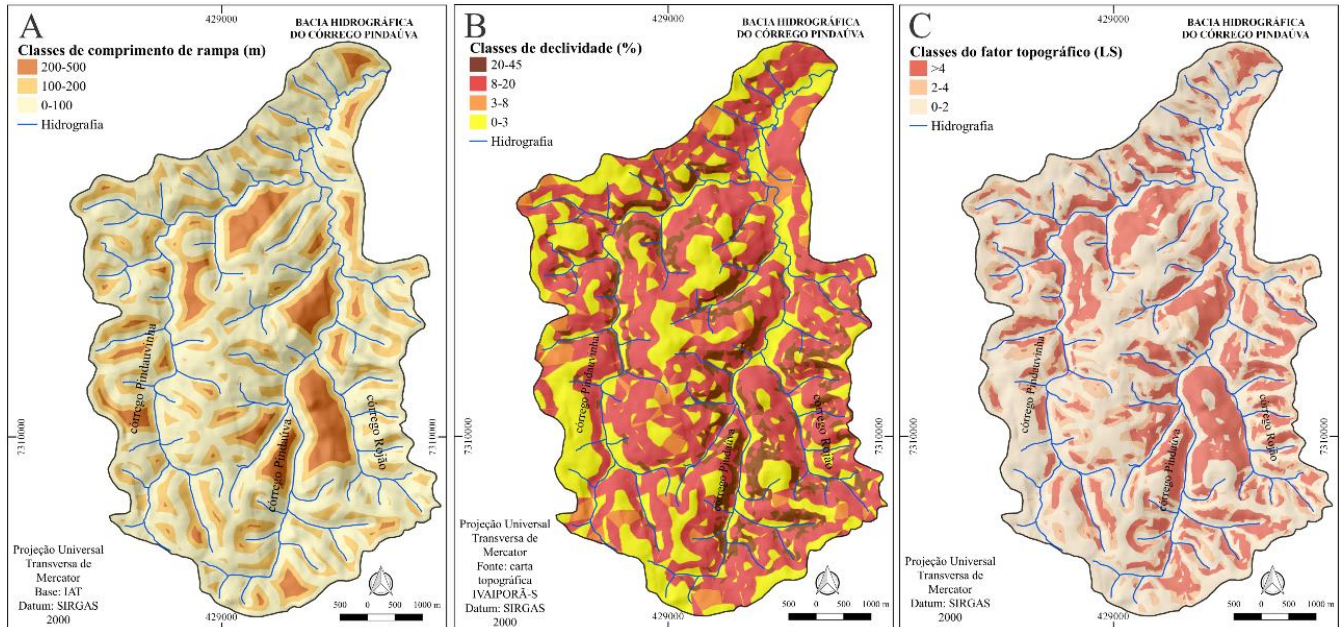
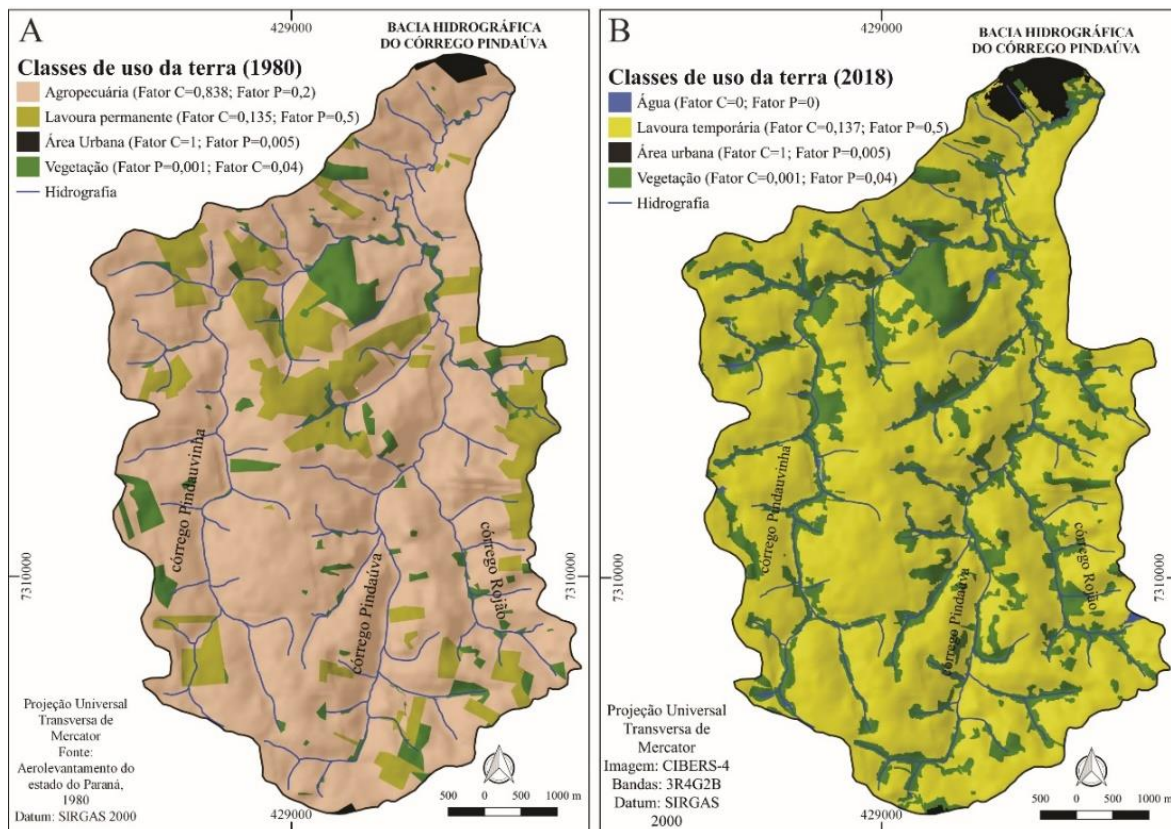


Figura 3. A) Comprimento de rampa; B) Declividade e C) Fator topográfico (LS) da BHCP.

A classe de declividade 3-8% está situada em apenas 8,35% da BHCP. É encontrada nas médias vertentes, com destaque para algumas cabeceiras de drenagem, onde há a incisão dos canais de primeira ordem. A classe 8-20% predomina na bacia, compreendendo 49,35% e pode ser encontrada nas médias e baixas vertentes. Pontualmente, as médias vertentes das porções sudeste e noroeste da BHCP apresentam os maiores percentuais de declividades (20-45%), no entanto, esta classe também é encontrada em outras porções da bacia, como constatado na transição da média para a baixa vertente do córrego Pindaúvina. A área de ocorrência é de 10,01%.

A classe 0-2 do fator LS (Figura 3C) está situada nos topos e nas proximidades dos canais de drenagem da BHCP, ocupando 52,60% da área total e indicando que nessas áreas existe um menor potencial erosivo. Por outro lado, as classes do fator topográfico (2-4 e >4) abrangem 47,40% da bacia hidrográfica e estão localizadas predominantemente nas médias vertentes com declividades superiores a 8%, evidenciando maior potencial erosivo.

O mapeamento dos usos e cobertura da terra dos anos de 1980 e 2018 possibilitou avaliar mudanças na paisagem da bacia hidrográfica. No ano de 1980 (Figura 4A) a agropecuária (77,73%) já ocupava a maior parte da área da BHCP. A pequena porção da área ocupada por lavoura permanente (14,45%) demonstra o resquício do cultivo de café na mesorregião Norte Paranaense. Notou-se também que as áreas de vegetação (7,28%) da bacia hidrográfica neste ano apresentavam-se fragmentadas, perturbadas (corte seletivo) e com indicativo de progressivo desmatamento, que possivelmente estava associado à incorporação de novas áreas agrícolas. Em menor proporção, as áreas urbanas de Ivaiporã e do distrito de Alto Porã contribuíram com apenas 0,54%.



**Figura 4.** A) Uso e cobertura da terra utilizado para os e fatores C e P do ano de 1980; B) Uso e cobertura da terra utilizado para os e fatores C e P do ano de 2018.

Os usos e coberturas da terra do ano de 2018 (Figura 4B) indicam que ao longo dos 38 anos ocorreram duas principais mudanças na BHCP. A primeira deve-se a supressão das lavouras permanentes e o predomínio das lavouras temporárias. A erradicação do café contribuiu para o incremento do cultivo de soja, milho e trigo, entretanto, o aumento das lavouras temporárias foi de apenas 0,2% na BHCP. A segunda mudança expressiva no uso e cobertura da terra da BHCP esteve associada ao aumento de aproximadamente três vezes (278%) da área de vegetação. Atualmente, há uma faixa de vegetação ripária considerável (Áreas de Preservação Permanente - APP), sendo poucos os trechos ausentes ao longo da rede de drenagem e também fragmentos florestais, como uma Unidade de Conservação (UC) e reservas legais (conectadas ou não) à mata ripária. Dentre os existentes, destaca-se a Estação Ecológica Faian, criada pela Lei Municipal 2.917, de 29 de dezembro de 2016 (IVAIPORÃ, 2016) que converteu uma área de 73,51 ha em Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN).

#### 4.2 EUPS para os anos de 1980 e 2018

A BHCP apresentou pequena variabilidade das perdas de solos entre os anos de 1980 e 2018, porém, essa amplitude torna-se relevante considerando as classes com maior variação, a respectiva distribuição espacial e o significado destas mudanças frente à dinâmica da paisagem da bacia hidrográfica (Figura 5A e B).



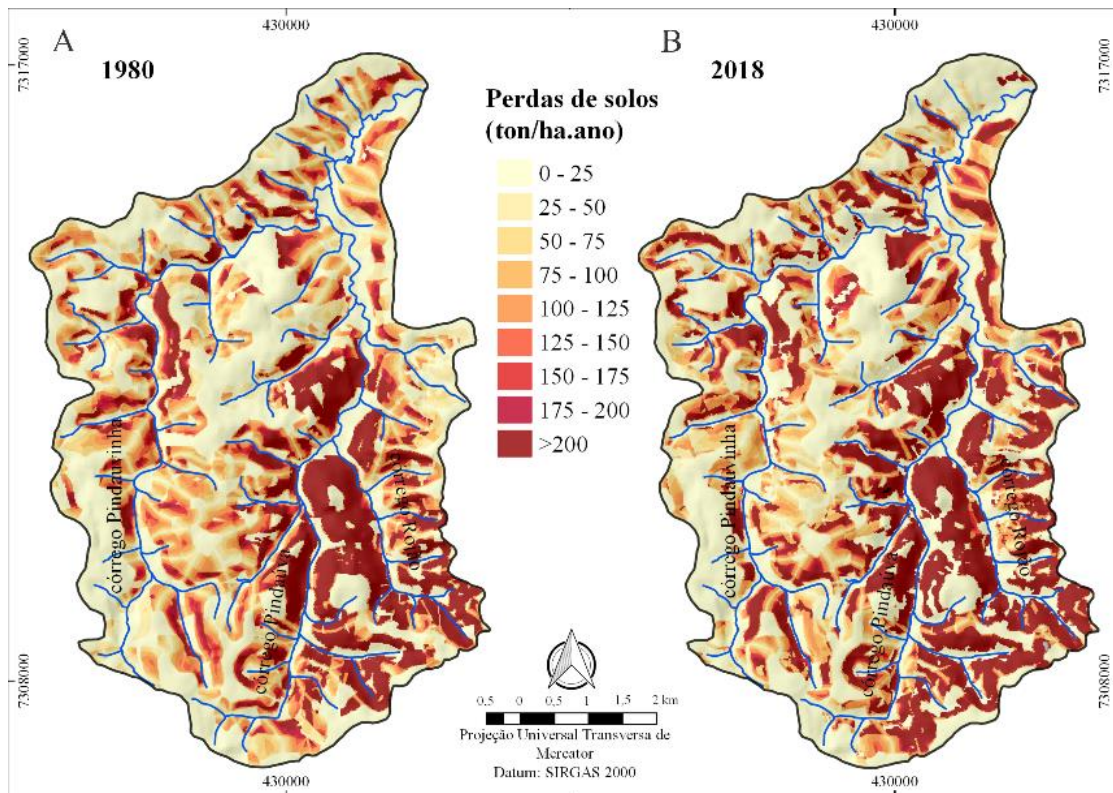


Figura 5. A) Perdas de solos em 1980 e B) Perdas de solos em 2018.

Para a ano de 1980, predominou a classe de 0-25 ton/ha.ano (45,23%) que se configura como a classe de menor perdas de solos (Figura 5A). Esta classe é encontrada principalmente nos topos de vertentes, com declividades entre 0-8% (relevo plano a suave ondulado), com a presença de Latossolos Vermelhos, fragmentos de vegetação e por vezes, lavoura temporária, além também de estar presente nas planícies de alguns canais de drenagem (Figura 6A). Em contrapartida, a abrangência secundária da classe >200 ton/ha.ano (15,03%) que ilustra as maiores perdas de solos, demonstra o contraste dos processos morfodinâmicos na BHCP. Estes valores maiores de perdas de solos ocorrem nas porções central, leste e sudeste da bacia (sub-bacias do córrego Pindaúva e Rojão) associadas às declividades entre 20-45% (relevo fortemente ondulado) e a presença dos Neossolos Litólicos (Figura 6B). As demais classes abrangem áreas inferiores a 10% na BHCP.

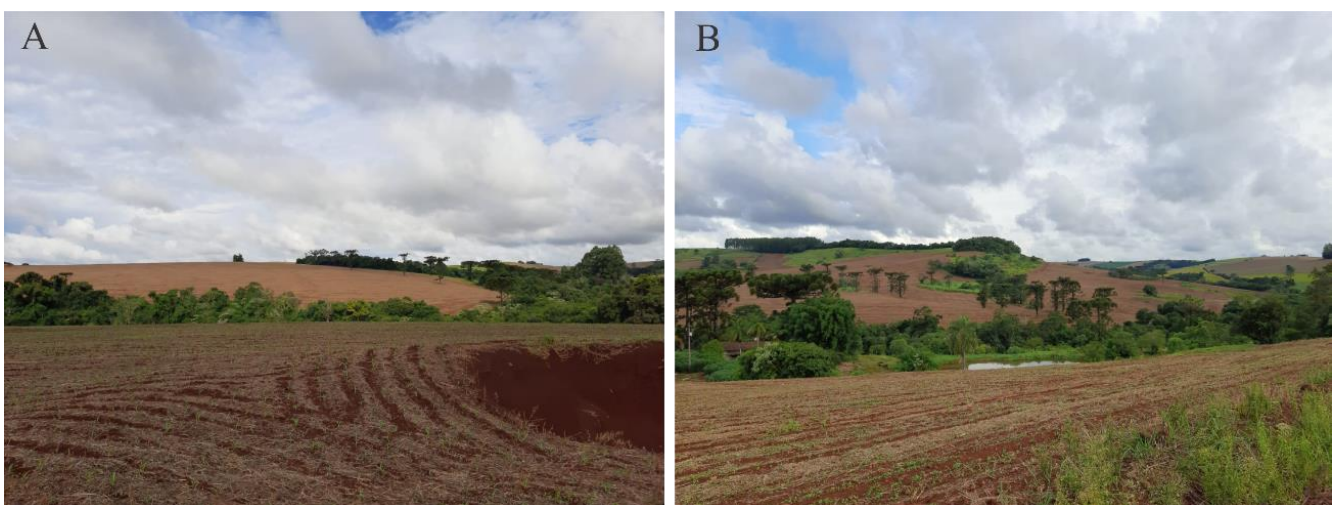


Figura 6. A) Área representativa das menores perdas de solo e B) Área representativa das maiores perdas de solo.

Assim como no ano de 1980, para o ano de 2018 as classes com menores e maiores perdas de solos (0-25 ton/ha.ano e >200 ton/ha.ano) ocuparam maiores áreas da BHCP, com respectivos percentuais de 49,8 e 21,7%

(Figura 5B). As demais classes tiveram ocorrência individual inferior a 6% na área da bacia e totalizaram 28,46%. As maiores perdas de solos se mantiveram nas porções central, leste e sudeste. Complementarmente, notou-se a expansão dessa classe para as porções norte, oeste e sudeste da bacia hidrográfica, onde preponderava anteriormente (1980) as classes de 25-50, 100-125 e 125-150 e 175-200 ton/ha.ano. As classes com as menores e maiores perdas de solos aumentaram em área, respectivamente, 4,58 e 6,70% entre os anos de 1980 e 2018. Secundariamente, as sete classes restantes demonstraram diminuição de áreas entre 0,4 e 3,2% durante esse período. A expansão da classe com os menores valores de perdas de solos pode ser explicada pelo aumento de fragmentos florestais. Por outro lado, acredita-se que o aumento das áreas com os valores mais drásticos de perdas é devido a consolidação das lavouras temporárias na BHCP.

4.3 Dinâmica das perdas de solos entre 1980 e 2018

Os resultados indicaram que em 28,67% da BHCP houve um aumento das perdas de solos entre os anos de 1980 e 2018 (Figura 7), com predomínio de áreas com aumento de 200 e 400%. Estas classes concentram-se principalmente nas porções norte, centro e sul e são inexpressivas na porção sudeste da BHCP. As classes de aumento de 600 e 800% abrangem porções do extremo leste, sudeste e noroeste, apesar da limitada ocorrência (apenas 2,13%) destaca-se a necessidade de uma exímia atenção em razão do aumento acentuado das perdas de solos.

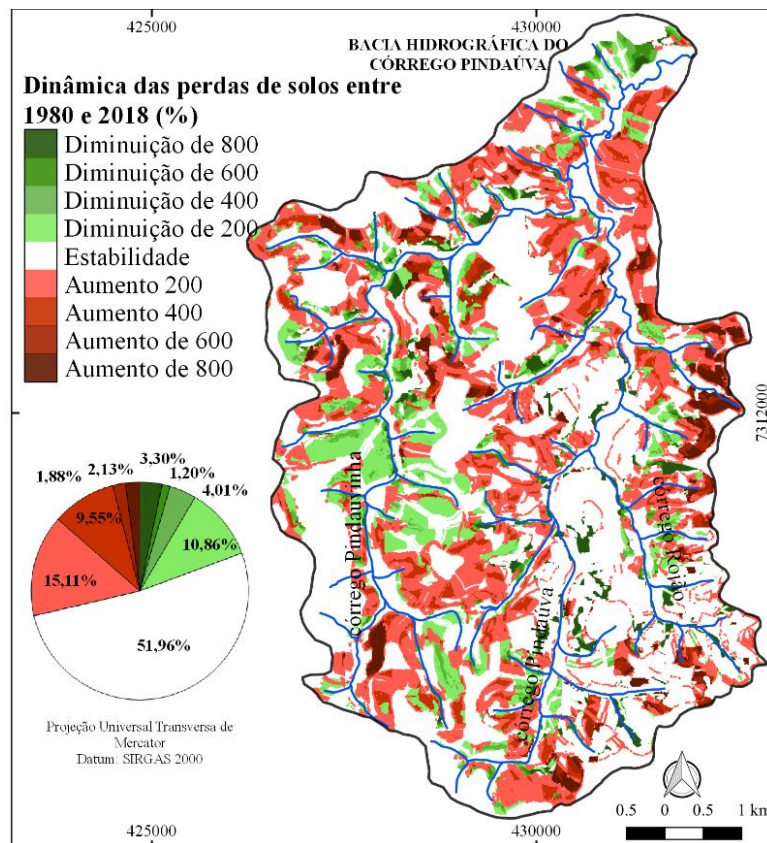


Figura 7. Aumento, diminuição e estabilidade das perdas de solos entre os anos de 1980 e 2018.

As áreas com estabilidade correspondem a 51,96% da bacia hidrográfica. Essa classe está distribuída nos interflúvios da porção norte, noroeste, oeste, sudoeste, sudeste e em áreas restritas da porção leste. Também ocorrem predominantemente na porção sudeste da bacia, nos vales dos córregos Pindaúva, Pindaúvinha e Rojão.

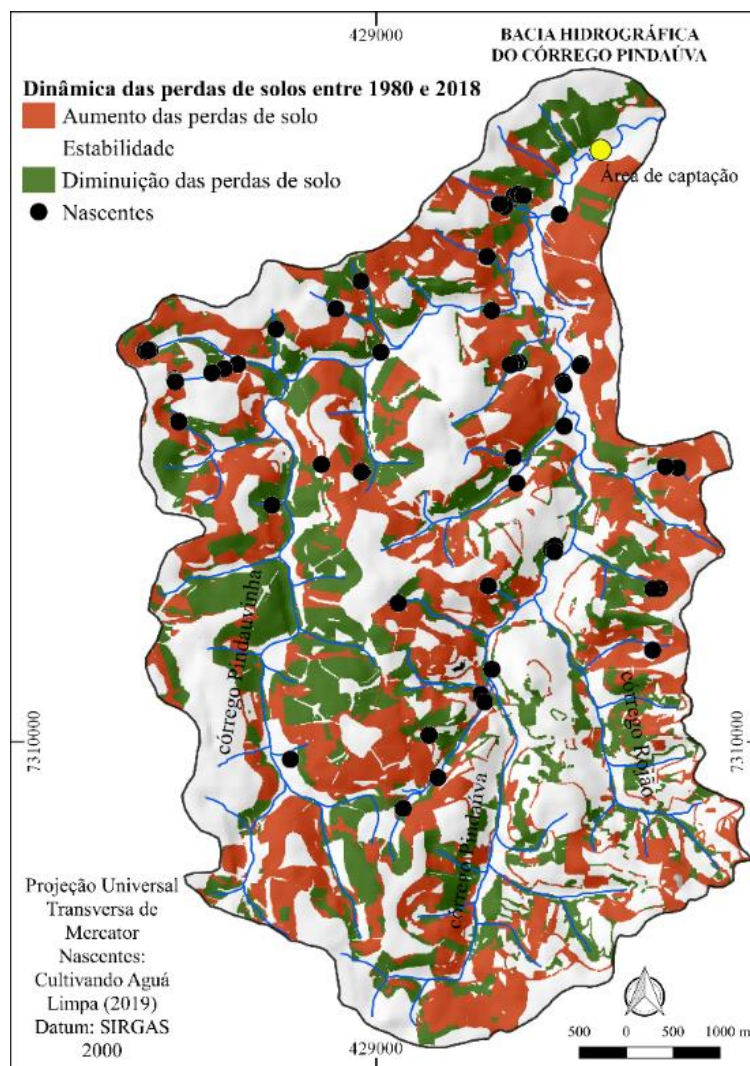
As análises também indicaram que em 19,37% da bacia hidrográfica houve diminuição de perdas de solos entre os anos de 1980 e 2018. A abrangência dessa classe ocupa uma área 9,3% menor quando comparada com a condição de aumento das perdas na BHCP. A classe de diminuição de 200% é a que possui maior ocorrência e está localizada principalmente na porção centro-oeste, em áreas restritas da porção extremo norte, leste e sudoeste da BHCP. A classe de diminuição de 400% abrange 4,01% da bacia e pode ser encontrada na porção extremo norte,



oeste e sudoeste da bacia, associada principalmente à classe de diminuição de 600%. As classes de diminuição de 600 e 800% nos valores de perdas de solos correspondem a 4,50% da bacia e são encontradas na porção oeste, em áreas restritas nas porções extremo norte, leste e sudoeste.

#### 4.4 Aplicação da EUPS para a gestão integrada de bacias hidrográficas

A interpretação dos produtos cartográficos permitiu identificar as áreas que necessitam de maior atenção no planejamento e gestão da BHCP. Dentre as medidas de gestão de bacias hidrográficas, se destaca a restauração da vegetação em APPs ao longo da rede de drenagem. Desde 2015 a BHCP vem sendo alvo dessas ações por meio da implementação do Projeto Cultivando Água Limpa, instituído pela Lei Municipal 2.596 (IVAIPORÃ, 2015) e que promoveu a restauração vegetal em 90 nascentes (PREFEITURA MUNICIPAL DE IVAIPORÃ, 2019). Após 2017, foi dada continuidade das ações de restauração a partir do Projeto Biodiversidade, Nosso Patrimônio (Figura 8).



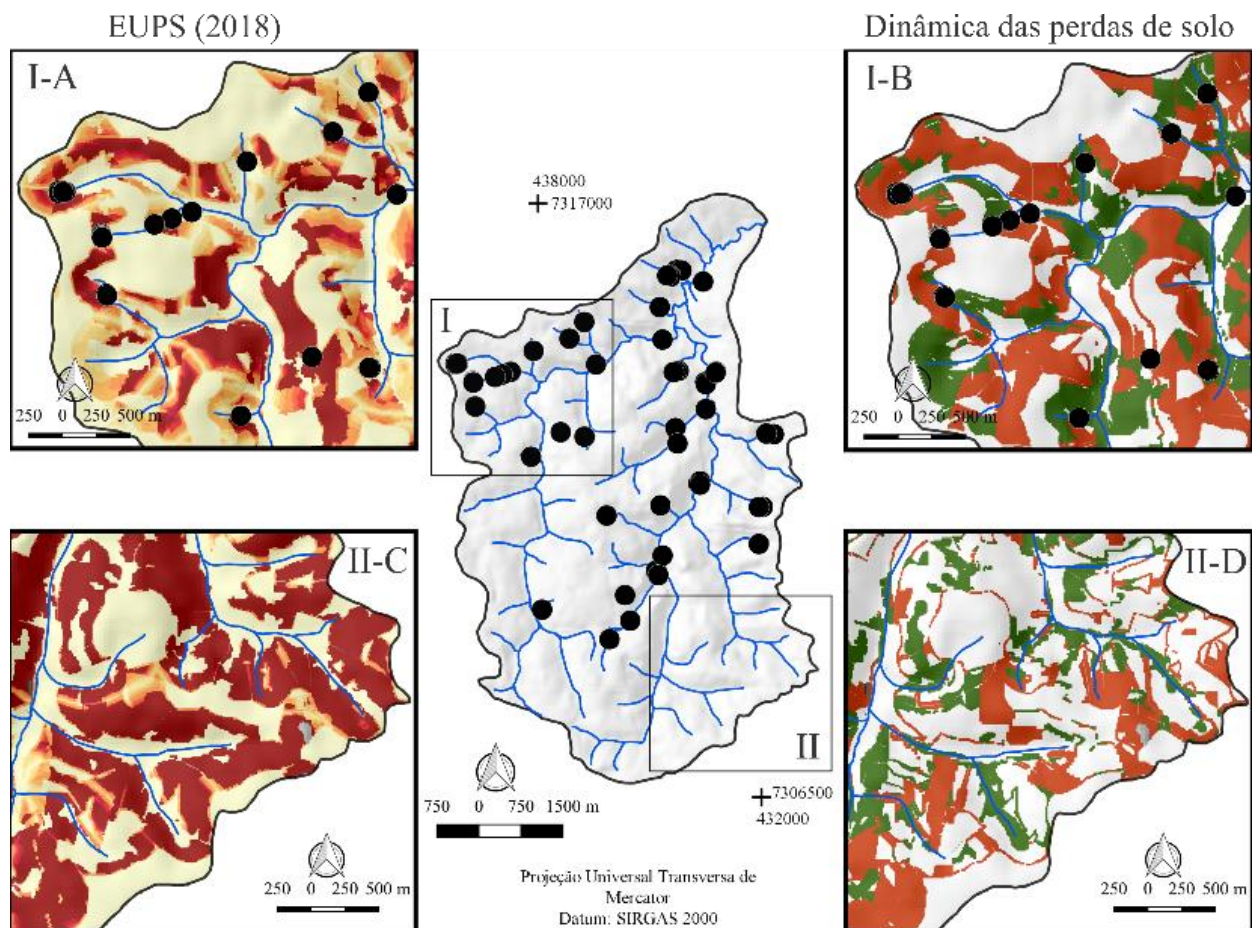
**Figura 8.** Nascentes do Projeto Cultivando Água Limpa e Biodiversidade, Nosso Patrimônio e a dinâmica das perdas de solos na BHCP.

As nascentes contempladas com a atuação dos projetos estão distribuídas principalmente nas porções central, noroeste, norte e nordeste da BHCP, enquanto que as porções sudeste, sul e sudoeste não apresentam nascentes contempladas pelas ações de restauração da vegetação. Diante da atuação dos projetos desenvolvidos na BHCP,

nosso estudo enaltece a possibilidade de se considerar dois cenários: o primeiro relacionado com a perda de solos do ano de 2018 (Figura 9A e C) e o segundo, com a dinâmica das perdas de solos entre 1980 e 2018 (Figura 9B e D).

As perdas de solos recentes (2018) apontam que as nascentes com atuação dos projetos de restauração vegetal estão principalmente em áreas de drenagem com perdas entre 0-25 ton/ha.ano (Figura 9A). No entanto, nota-se que há também nascentes com intervenções dos projetos em áreas de drenagem em que as perdas de solos são elevadas (>100 ton/ha.ano), as quais estão localizadas predominantemente nas porções central e leste da bacia. Essas áreas apresentam os piores cenários de perdas de solos. Nesse sentido, foram identificadas três principais condições para as nascentes envolvidas nos programas de restauração vegetal e suas perdas de solos distintas. A primeira contempla 36 nascentes localizadas em áreas da BHCP com a classe de perdas de solos de 0-25 ton/ha.ano. A segunda é composta por 13 nascentes que apresentam a ocorrência de perdas de solos de 75-100 ton/ha.ano e a terceira condição abrange 41 nascentes que predominam em suas áreas de contribuição a classe de perdas de solos >200 ton/ha.ano.

As nascentes com atuação dos referidos projetos possuem áreas de drenagem com um crescente aumento das perdas de solos. Entretanto, é possível verificar que existem nascentes com intervenção em áreas de diminuição das perdas de solos e estabilidade.



**Figura 9.** I-A e B) Perdas de solos no ano de 2018 e dinâmica das perdas de solos, respectivamente, em porção da bacia hidrográfica contemplada pelo projeto de restauração vegetal das nascentes; II-C e D) Perdas de solos no ano de 2018 e dinâmica das perdas de solos, em porção da bacia hidrográfica não contemplada pelos projetos de restauração da vegetação das nascentes.

Destaca-se também que há ainda diversas nascentes que possuem áreas de drenagem com expressivo aumento das perdas de solos que não foram contempladas pelos projetos, acrescenta-se também que em algumas dessas áreas, como na porção sudeste da bacia hidrográfica (Figura 9C e D), além do aumento há também condições naturais (ex. declividade) e antrópicas (uso e cobertura da terra e práticas conservacionistas) que favorecem os valores elevados de perda de solos. Neste caso, essas áreas devem ser priorizadas frente as ações de restauração da vegetação na BHCP.

As classes de perdas de solos recentes e a dinâmica dessas perdas ao longo das últimas décadas na BHCP em conjunto com a localização das nascentes contempladas pelos projetos Cultivando Água Limpa e Biodiversidade, Nosso Patrimônio apontam para a possibilidade de aprimoramento na tomada de decisão. Nesse sentido, bacias hidrográficas de primeira ordem em que ocorrem o predomínio dos maiores valores de perdas de solos (>200 ton/ha.ano) e aumento decadal da pressão antrópica, poderão subsidiar delimitações para futuras revitalizações.

## 5. Discussão

A predominância dos Latossolos na BHCP implica no uso intensivo na BHCP para a agricultura, uma vez que são solos com textura argilosa a muito argilosa e apresentam baixa suscetibilidade a erosão (LARACH et al., 1984). No caso do fator erosividade, foi constatado que diversos municípios que estão localizados na bacia hidrográfica do Ivaí apresentam valores ainda maiores para o fator K (WALTRICK et al., 2015), no entanto, o valor de 9.682 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> encontrado para Ivaiporã, quando associado à outros fatores da EUPS, torna-se relevante para a elevada produção de sedimentos na bacia hidrográfica, como verificado nos resultados obtidos.

Os menores valores de perdas de solos (0-25 ton/ha.ano) foram observados nos topos das vertentes e próximo da rede de drenagem, onde o relevo possui as menores declividades e vegetação. Enquanto que a classe de >200 ton/ha.ano que ocorre de modo secundário, está concentrada em áreas com as maiores declividades e lavouras temporárias. Estes valores mínimos e máximos de perdas de solos existentes na BHCP são classificados pela FAO (1967), respectivamente, em perdas de solos moderada e muito elevada. Entretanto, deve-se atentar que para ao menos 50,2% da bacia hidrográfica (perdas >25 ton/ha.ano) os valores de perdas de solos do ano de 2018 excedem à tolerância máxima indicada para essas classes de solo (LOMBARDI NETO; BERTONI, 1975; MANNINGEL et al., 2002). Estas perdas de solos excedentes são também reportadas para o caso do cultivo da cana-de-açúcar no estado de São Paulo (COUTO JÚNIOR et al., 2019). Em ambos os cenários (1980 e 2018) nota-se que os valores > 200 ton/ha.ano foram encontrados nas porções que apresentam os maiores percentuais de declividade. Frequentemente este parâmetro morfométrico do relevo tem sido associado, em paisagens distintas, aos maiores valores de perdas de solos (INÁCIO et al., 2007; VIEL; ROSA; HOFF, 2017; RABELO; ARAÚJO, 2019).

O fator LS encontrado para a BHCP permitiu verificar que existem áreas (leste e sudeste), principalmente nas proximidades dos canais de primeira ordem, que possuem as maiores declividades da bacia e os menores comprimentos de rampa. Essas áreas também apresentam os maiores valores do fator LS, indicando que provavelmente, a declividade seja o fator de maior influência, neste caso, no fator topográfico. Em estudos relacionados à quantificação das perdas de solos em bacias hidrográficas, condições similares foram observadas, em que vertentes que apresentaram as maiores declividades também apresentaram valores elevados de LS (RUTHES et al., 2013; SILVA et al., 2013; SOUZA; GALVANI, 2017).

A predominância do fator C relacionado à lavoura temporária na bacia contribuiu com valores elevados de perdas de solos, isso porque o uso e cobertura da terra desempenha papel importante na quantificação das perdas (NOWAK; SCHNEIDER, 2017), mesmo ao considerar a implementação de práticas conservacionistas (fator P), como o plantio em contorno, curvas de nível e outros. Neste período a transição do uso e cobertura da terra foi marcada por duas situações. Primeiro, a eliminação dos resquícios da lavoura cafeeira que foi incorporada pelos cultivos de soja, milho e trigo (CUNHA, 2006) e em segundo, a substituição de áreas cultiváveis por vegetação ripária.

No caso da retirada do café e incorporação da soja, Castro e Queiroz Neto (2009) apontaram as principais diferenças entre essas culturas, centralizando a discussão na possibilidade de mecanização intensa e contínua, que por outro lado, favoreceu a intensificação dos processos erosivos, refletindo conseqüentemente em valores elevados de perdas dos solos. Leite, Fujaco e Silva (2014) ao estudarem as perdas de solos em diferentes tipos de culturas agrícolas, verificaram que o milho e a soja apresentaram os maiores valores de perdas de solos, enquanto a pastagem e o café apresentaram os menores. Adicionalmente, destacaram que apesar da implementação de práticas conservacionistas, especialmente com o uso do plantio direto que contribui com a redução das perdas de solos, ainda há elevada produção de sedimentos nas fases de preparação do solo e plantio.

O aumento da classe com os menores valores de perdas de solos deve-se ao aumento de vegetação ripária como já atestado e desempenha papel importante na proteção dos horizontes superficiais dos solos frente aos impactos da precipitação (ANDRIYANTO; SUDARTO; SUPRAYOGO, 2015). Mesmo apresentando variações de áreas proporcionalmente pequenas na BHCP, reafirmando que mudanças nos usos e coberturas da terra têm influência direta na produção de sedimentos (SÁNCHEZ-CANALES et al., 2015). Neste caso, estas mudanças



indicam um potencial para atenuação dos processos morfodinâmicos a partir da diminuição das perdas de solos, retenção de sedimentos (HECKMANN et al., 2018) e alteração dos processos hidrológicos (ALADEJANA; SALAMI; ADETORO, 2018), sendo razoável a conjectura de diminuição da conectividade estrutural dos sedimentos (Wainwright et al., 2011). Efeitos similares têm sido reportados em outras localidades, motivados por iniciativas de restauração florestal (WANG et al., 2020) ou mesmo indiretamente pela diminuição das áreas agricultáveis (Mancino et al., 2016) ao reduzir o risco de intensificação dos processos erosivos (KERTÉSZ; NAGY; BALÁSZ, 2019). Este é um fator positivo para o planejamento e gestão da bacia hidrográfica estudada, principalmente quando comparado com os outros casos ocorridos no Brasil, em que bacias hidrográficas registraram ao longo das últimas décadas uma tendência de aumento das perdas de solos (MATA et al., 2007).

No contexto regional é imprescindível salientar a dinâmica distinta com os resultados reportados. Na bacia hidrográfica do rio Mourão, que também compõe a rede de tributários do rio Ivaí, as perdas de solos entre os anos de 1985 e 2013 indicaram diminuição das classes com valores menores e maiores das perdas de solos e concentração de ocorrência na classe 10-50 ton/ha.ano. Porém essas diferenças explicam-se pelos arranjos geossistêmicos que envolvem diferentes transições do agronegócio, neste caso marcado pela substituição das pastagens pelas lavouras temporárias (fator C) e a recuperação de vegetação ripária (fator P) (GRAÇA et al., 2015). Ainda em contraponto, na região oeste do estado do Paraná, os menores valores de perdas de solos ocorreram associados aos Latossolos e Neossolos com uso destinado à agricultura, em áreas com LS baixo, enquanto que os valores mais expressivos foram encontrados em Cambissolos, Neossolos Regolíticos e Litólicos, associados à altos valores do fator topográfico e sob usos da pastagem e extração de rochas vulcânicas. Complementarmente, os resultados de Souza e Gasparetto (2012) são mais similares ao registro dos maiores valores de perdas de solos obtidos para os Latossolos, Argissolos e Neossolos com uso de lavouras temporárias.

Apesar do potencial uso para o planejamento, são reconhecidas limitações na aplicação dessa equação (CHAVES, 2010; BENAVIDEZ et al., 2018). Foi notado que alguns elementos da paisagem são um desafio para a representação da dinâmica de sedimentos que decorre em função da necessidade de generalização cartográfica. Como é o caso de diminutas áreas de pastagens (fator C), caixas de contenção de sedimentos (fator P) e o nível de detalhamento pedológico (fator K). Estes elementos, que contribuem ou limitam as perdas de solos devem ser considerados como desafios para futuras abordagens direcionadas para investigações locais, tal como os valores da EUPS considerados com parcimônia em razão da escala empregada. Contudo, a tentativa de avançar na aplicação da ciência na sociedade, em especial para o planejamento e gestão da BHCP a partir do uso da EUPS e álgebra de mapas para recuperação ecológica, é condizente com a escala cartográfica e mostrou-se promissora.

## 6. Conclusão

Este artigo utilizou a EUPS para quantificar as perdas de solos na bacia hidrográfica do córrego Pindaúva nos anos de 1980 e 2018, associando o potencial destas métricas geomorfológicas para atividades de planejamento e gestão ambiental da bacia com ênfase na restauração vegetal de nascentes. A bacia hidrográfica, que é manancial de abastecimento urbano, demonstra que há uma considerável porção com elevadas perdas de solos que demanda de manejos para atenuar as perdas deste recurso e efeitos deletérios. Além dos elementos físicos da paisagem que influenciam nessas perdas de solos, as mudanças do uso do solo com a consolidação das lavouras temporárias, regulamentações ambientais e as práticas conservacionistas também corroboraram para o quadro atual da BHCP. Considerando os valores das perdas de solos, apontamos que é necessário controlar a produção de sedimentos nas áreas com declives mais acentuados e uso e cobertura da terra destinado às lavouras temporárias. Evidenciamos ainda que seja prudente dar importância às áreas que apresentam os piores cenários de perdas de solos para a restauração vegetal das nascentes, principalmente pelo potencial de agradação dos canais, perda de qualidade da água e dos demais recursos naturais. Nesta perspectiva, este estudo reitera a necessidade de atrelar o papel da geomorfologia às medidas de restauração ecológica, planejamento e gestão de bacias hidrográficas.

**Contribuições dos Autores:** Concepção, L.M.C. e E.S.M.; metodologia, L.M.C. e E.S.M.; software, L.M.C. e E.S.M.; validação, L.M.C. e E.S.M.; análise formal, L.M.C. e E.S.M.; pesquisa, L.M.C. e E.S.M.; preparação de dados, L.M.C.; escrita do artigo, L.M.C. e E.S.M.; revisão, E.S.M.; supervisão, E.S.M.; Todos os autores leram e concordaram com a versão publicada do manuscrito".

**Financiamento:** Esta pesquisa não recebeu nenhum financiamento externo.

**Conflito de Interesse:** Os autores declaram não haver conflito de interesse.

## Referências

1. AGISOFT. **Agisoft PhotoScan User Manual Professional Edition**, Version 1.5.5. 2019. Disponível em: <agisoft.com/downloads/installer/>.
2. AGUIRRE-SALADO, C. A.; MIRANDA-ARAGÓN, L.; POMPA-GÁRCIA, M.; REYES-HERNÁNDEZ, H.; SOUBERVIELLE-MONTALVO, C.; FLORES-CANO, J. A.; MÉNDEZ-CORTÉS, H. Improving identification areas for ecological restoration for conservation by integrating USLE and MCDA in a GIS-Environment: a pilot study in a Priority Region Northern Mexico. **International Journal of Geo-Information**, v. 6, p. 1-17, 2017. DOI:10.3390/ijgi6090262
3. AHMAD, I.; VERMA, M. K. Application of USLE Model & GIS in Estimation of Soil Erosion for Tandula Reservoir. **International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering**, v. 3, p. 570-576, 2013.
4. ALADEJANA, O. O.; SALAMI, A. T.; ADETORO, O. O. Hidrological responses to land degradation in the Northwest Benin Owena River Basin, Nigeria. **Journal of Environmental Management**, v. 225, p. 300-312, 2018. DOI:10.1016/j.jenvman.2018.07.095
5. ALEWELL, C., BORRELLI, P., MEUSBURGER, K., PANAGOS, P. Using the USLE: chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, v.7, p. 203-225, 2019. DOI:10.1016/j.iswcr.2019.05.004
6. AMORE, E.; MODICA, C.; NEARING, M. A.; SANTORO, V. C. Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basins. **Journal of Hydrology**, v. 293, p. 100-114, 2004. DOI:10.1016/j.jhydrol.2004.01.018
7. ANDRIYANTO, C.; SUDARTO, D.; SUPRAYOGO, D. Estimation of soil erosion for a sustainable land use planning: RUSLE model validation by remote sensing data utilization in the Kalikonto watershed. **Journal of Degraded and Mining Lands Management**, v. 3, p. 459-468, 2015. DOI:10.15243/jdmlm.2015.031.459
8. BENAIDEZ, R.; JACKSON, B.; MAXWELL, D.; NORTON, K. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R)USLE): with a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 22, p. 6059-6086, 2018. DOI:10.5194 / hess-2018-68
9. CAMARA, G.; SOUZA, R. C. M.; FREITAS, U. M. SPRING: integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. **Garrido J Computers & Graphics**. v.20, p.395-403, 1996. DOI:10.1016/0097-8493(96)00008-8
10. CASTRO, S. S.; QUEIROZ NETO, J. P. Soil erosion in Brazil from coffee to the present-day soy bean production. **Developments in Earth Surface Process**, v. 13, p. 195-221, 2009. DOI:10.1016/S0928-2025(08)10011-6
11. CHAVES, H. M. L. Incertezas na predição da erosão com a USLE: impactos e mitigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 2021-2029, 2010. DOI: 10.1590/S0100-06832010000600026
12. COUTO JÚNIOR, A. A.; CONCEIÇÃO, F. T.; FERNANDES, A. M.; SPATTI JÚNIOR, E. P.; LUPINACCI, C. M.; MORUZZI, R. B. Land use changes associated with the expansion of sugar cane crops and their influences on soil removal in a tropical watershed in São Paulo State (Brasil). **Catena**, v. 172, p. 313-323, 2019. DOI:10.1016/j.catena.2018.09.001
13. CUNHA, L. A. G. Paraná: desenvolvimento rural e gestão regional. **Revista Eletrônica Polidisciplinar Voos**, n. 2, p. 68-79, 2006.
14. EMBRAPA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1979, 83p.
15. ERDOGAN, E. H.; ERPUL, G.; BAYRAMIN, I. Use of USLE/GIS Methodology for predicting soil loss in a semiarid agricultural watershed. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 131, p. 153-161, 2007. DOI: 10.1007/s10661-006-9464-6
16. FAO. **Food and Agriculture Organization. La erosión del suelo por el agua. Algunas medidas para combatirla em las tierras de cultivo**. Cuadernos agropecuario. Roma. Org. de Las Naciones Unidas, n. 81, 1967.
17. FENTA, A. A.; YASUDA, H.; SHIMIZU, K.; HAREGEWEYN, N.; NEGUSSIE, A. Dynamics of soil erosion as influenced by watershed management practices: a case study of the Agula Watershed in the Semi-Arid Highlands of Northern Ethiopia. **Environmental Management**, v. 58, p. 889-905, 2016. DOI:10.1007/s00267-016-0757-4

18. GITAS, I. Z.; DOUROS, K.; MINAKOU, C.; SILLEOS, G. N.; KARYDAS, C. G. Multi-temporal soil erosion risk assessment in N. Chalkidik using a modified USLE raster model. **EARSel eProceedings**, v. 8, n. 1, p. 40-52, 2009.
19. GRAÇA, C. H.; PASSIG, F. H.; KELNIAR, A. R.; PIZA, M. A.; CARVALHO, K. Q.; ARANTES, E. J. Multitemporal analysis of estimated soil loss for the river Mourão watershed, Paraná – Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, p. 120-130, 2015. DOI:10.1590/1519-6984.00613suppl
20. HECKMANN, T.; CAVALLI, M.; CERDAN, O.; FOERSTER, S.; JAVAUX, M.; LODE, E.; SMETANOVA, A.; VERICAT, D.; BRARDIDONI, F. Indices of sediment connectivity: opportunities, challenges and limitations. **Earth-Science Reviews**, v. 187, p. 77-108, 2018. DOI:10.1016/j.earscirev.2018.08.004
21. HORTON, R. E. Drainage basin characteristics. **Transactions of the American Geophysical Union**, v. 13, p. 350-361, 1932. DOI:10.1029/TR013i001p00350
22. HUGGETT, R. J. **Fundamentals of Geomorphology**. 2º ed. New York: Routledge, 2007. 458p.
23. IBGE. **Manual técnico de pedologia**. Rio de Janeiro: IBGE, 2015. 134p.
24. IBGE. **Manual Técnico de Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271p.
25. INÁCIO, E. S. B.; CANTALICE, J. R. B.; NACIF, P. G. S.; ARAUJO, Q. R.; BARRETO, A. C. Quantificação da erosão em pastagem com diferentes declives na microbacia do Ribeirão Salomea. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 355-360, 2007. DOI: 10.1590/S1415-43662007000400002
26. IVAIPORÃ. **Lei municipal**. Lei nº 2586 de 26 de fevereiro de 2015.
27. IVAIPORÃ. **Lei municipal**. Lei nº 2917 de 29 de dezembro de 2016.
28. KERTÉSZ, A.; NAGY, L. A.; BALÁSZ, B. Effect of land use change on ecosystem services in Lake Balaton Catchment. **Land Use Policy**, v. 80, p. 430-438, 2019. DOI:10.1016/j.landusepol.2018.04.005
29. KETEMA, A.; DWARAKISH, G. S. Water erosion assessment methods: a review. **Journal of Hydraulic Engineering**, 2019. DOI: 10.1080 / 09715010.2019.1567398
30. LARACH, J. O. I.; CARDOSO, A.; CARVALHO, A. P. de; HOCHMÜLLER, D. P.; MARTINS, J. S.; RAUEN, M. de J.; FASOLO, P. J.; PÖTTER, R. O. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Paraná**. Londrina: EMBRAPA/IAPAR, 1984.
31. LEITE, M. G. P.; FUJACO, M. A. G.; SILVA, G. C. Perda de solo em diferentes culturas agrícolas sobre Latossolo vermelho no município de Patrocínio, MG. **Engenharia na Agricultura**, v. 22, n. 5, p. 433-441, 2014. DOI:10.13083/reveng.v22i5.514
32. LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. Tolerância de perdas de terra para solos do estado de São Paulo. Boletim Técnico, Instituto Agrônomo, Campinas, 1975. 12p.
33. MANCINO, G.; NOLÈ, A.; SALVATI, L.; FERRARA, A. In-between forest expansion and cropland decline: a revised USLE model for soil erosion risk under land-use change in a Mediterranean region. **Ecological Indicators**, v. 71, p. 544-550, 2016. DOI:10.1016/j.ecolind.2016.07.040
34. MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 24, p. 1335-1340, 2008. DOI:10.4025/actasciagron.v24i0.2374
35. MATA, C. L.; CARVALHO JUNIOR, O. A.; CARVALHO, A. P. F.; GOMES, R. A. T.; MARTINS, E. S.; GUIMARAES, R. F. Avaliação multitemporal da suscetibilidade erosiva na bacia do rio Urucuia (MG) por meio da Equação Universal de Perdas de Solos. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 8, n. 2, p. 57-71, 2007. DOI:10.20502/rbg.v8i2.94
36. MESHESHA, D. T.; TSUNEKAWA, A.; TSUBO, M.; HAREGEWEYN, N. Dynamics and hotspot of soil erosion and management scenarios of Central Rift Valley of Ethiopia. **International Journal of Sediment Research**, v. 27, p. 84-99, 2012. DOI:10.1016/S1001-6279(12)60018-3
37. MINEROPAR. **Atlas Geológico Do Estado Do Paraná**. Curitiba, 2001. 125p.
38. NITSCHKE, P. R.; CARAMORI, P. H.; RICCE, W. S.; PINTO, L. F. D. **Atlas climático do estado do Paraná**. Londrina, PR: Instituto Agrônomo do Paraná, 2019. 216p.
39. NOWAK, A.; SCHNEIDER, C. Environmental characteristics, agricultural land use, and vulnerability to degradation in Malopolska Province (Poland). **Science of the Total Environment**, v. 590-591, p. 620-632, 2017. DOI:10.1016/j.scitotenv.2017.03.006
40. OLIVEIRA, P. T. S.; ALVES SOBRINHO, T.; RODRIGUES, D. B. B.; PANACHUKI, E. Erosion risk mapping applied to environmental zoning. **Water Resour Manage**, v. 25, p. 1021-1036, 2011. DOI:10.1007/s11269-010-9739-0

41. PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; YU, B.; KLIK, A.; LIM, K. J.; YANG, J. E.; NI, J.; MIAO, C.; CHATTOPADHYAY, N.; SADEGHI, S. H.; HAZBAVI, Z.; ZABIHI, M.; LARIONOV, G. A.; KRASNOV, S. F.; GOROBETS, A. V.; LEVI, Y.; ERPUL, G.; BIRKEL, C.; HOYOS, N.; NAIPAL, V.; OLIVEIRA, P. T. S.; BONILLA, C. A.; MEDDI, N.; NEL, W.; DASHTI, H. A.; BONI, M.; DIODATO, N.; OOST, K. V.; NEARING, M.; BALLABIO, C. Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 4175, 2017. DOI: 10.1038/s41598-017-04282-8
42. PANDEY, A.; HIMANSHU, S. K.; MISHRA, S. K.; SINGH, V. P. Physically based soil erosion and sediment yield models revised. **Catena**, v. 147, p. 595-620, 2016. DOI:10.1016/j.catena.2016.08.002
43. PREFEITURA MUNICIPAL DE IVAIPORÃ. Cultivando Água Limpa: Bacia hidrográfica do rio Pindaúva manancial de Ivaiporã. 2019.
44. QGIS Development Team (2019). **QGIS Geographic Information System**. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: <[https://qgis.org/pt\\_BR/site/](https://qgis.org/pt_BR/site/)>.
45. RABELO, D. R.; DE ARAÚJO, J. C. Estimativa e mapeamento da erosão bruta na bacia hidrográfica do rio Seridó, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 20, n. 2, 2019. DOI:10.20502/rbg.v20i2.1414
46. RIZEEL, H. M.; SAHARKHIZ, M. A.; PRADHAN, B.; AHMAD, N. Soil erosion prediction based on land cover dynamics at the Semenyh watershed in Malaysia using LTM and USLE models. **Geocarto International**, v. 31, n. 10, p. 1158-1177, 2016. DOI: 10.1080/10106049.2015.1120354
47. ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, n. 8, p. 63-74, 1994.
48. ROY, P. Application of USLE in a GIS environment to estimate soil erosion in the Irga watershed, Jharkhand, India. **Physical Geography**. 2018. DOI:10.1080/02723646.2018.1550301.
49. RUTHES, J. M.; TOMAZONI, J. C.; GUIMARÃES, E.; GOMES, T. C. Uso de Sistema de Informação Geográfica na Determinação do Fator Topográfico da Bacia do Rio Catorze, Sudoeste do PR. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 5, p. 1099-1109, 2012. DOI: 10.26848/rbgf.v5.5.p1099-1109
50. SÁNCHEZ-CANALES, M.; LÓPES-BENITO, A.; ACUÑA, V.; ZIV, G.; HAMEL, P.; CHAPLIN-KRAMER, R.; ELORZA, F. J. Sensitivity analysis of a sediment dynamics model applied in a Mediterranean river basin: Global change and management implications. **Science of the Total Environment**, v. 502, p. 602-610, 2015. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.09.074
51. SHIVHARE, N.; RAHUL, A. K.; OMAR, P. J.; CHAUHAN, M. S.; GAUR, S.; DIKSHIT, P. K. S.; DWIVEDI, S. B. Identification of critical soil erosion prone areas and prioritization of micro-watersheds using geoinformatics techniques. **Ecological Engineering**, v. 121, p. 26-34, 2018. DOI:10.1016/j.ecoleng.2017.09.004
52. SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; MONTENEGRO, S. M. G. L. Identification of critical erosion prone áreas and estimation of natural potential for erosion using GIS and remote sensing. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 5, n. 65, p. 881-894, 2013.
53. SOUZA, V.; GALVANI, E. Determinação do potencial natural à erosão laminar na bacia do rio Jacaré Guaçú (SP). **Revista Ra'e Ga Espaço Geográfico em Análise**, v. 39, p. 08, 2017. DOI:10.5380/raega.v39i0.40661
54. SOUZA, V.; GASPARETTO, N. V. L. Aplicação da Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS) na bacia do córrego Pinhalzinho Segundo, Noroeste do Paraná. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 13, n. 3, p. 267-278, 2012. DOI:10.20502/rbg.v13i3
55. THOMAS, A. W.; SNYDER, W.M.; MILLS, A. W. C.; DILLARD, A. L. Erosion risk assessment for soil conservation planning. **Soil Technology**, v. 4, p. 373-389, 1991. DOI:10.1016/0933-3630(91)90015-F
56. TOMAZONI, J. C.; GUIMARÃES, E. A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para a quantificação da erosão laminar na bacia do rio Jirau. **Revista Brasileira de Cartografia**, n.57, p.235-244, 2005.
57. TRABUCCHI, M.; O'FARREL, J.; NOTIVOL, E.; COMÍN, F. A. Mapping ecological processes and ecosystem services for prioritizing restoration efforts in a Semi-arid Mediterranean River Basin. **Environmental Management**, v. 53, p. 1132-1145, 2014. DOI:10.1007/s00267-014-0264-4
58. TRIMBLE GEOSPATIAL. **Definiens eCognition developer**. Version 8. Munich: Trimble GeoSpatial, 2009. Disponível em:< <https://geospatial.trimble.com/products-and-solutions/ecognition>>.
59. VÁZQUEZ-FERNANDEZ, G. A.; FORMAGGIO, A. R.; EPIPHANIO, J. C. N.; GLERIANI, J. M. Determinação de sequências culturais em microbacia em hidrográfica para caracterização do Fator C da EUPS, utilizando

- fotografia aérea. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 1996, Salvador. **Anais...** Salvador: INPE, 1996, p. 63-67.
60. VENTE, J.; POESEN, J.; VERSTRAETEN, G.; GOVERS, G.; VANMAERCKE, M.; ROMPAEY, A. V. ARABKHEDRI, M.; BOIX-FAYOS, C. Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: Where do we stand?. **Earth-Science Reviews**, v.127, p.16-29, 2013. DOI:10.1016/j.earscirev.2013.08.014
61. VIEL, J. A.; ROSA, K. K.; HOFF, R. Estudo da erosão superficial do solo por meio de SIG na região da denominação de origem Vale dos Vinhedos (Brasil). **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 18, n. 3, p. 521-533, 2017. DOI:10.20502/rbg.v18i3.1197
62. WAINWRIGHT, J.; TURNBULL, L.; IBRAHIM, T. G.; LEXARTA-ARTZA, I.; THORNTON, S. F.; BRAZIER, R. E. Linking environmental régimes, space and time: Interpretations of structural and functional connectivity. **Geomorphology**, v. 126, p. 387-404, 2011. DOI:10.1016/j.geomorph.2010.07.027
63. WALTRICK, P. C.; MACHADO, M. A. M.; DIECKOW, J.; OLIVEIRA, D. Estimativa da erosividade de chuvas no estado do Paraná pelo método da pluviometria: atualização com dados de 1986 a 2008. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.39, p. 256-267, 2015. DOI:10.1590/01000683rbcs20150147
64. WANG, H.; SUN, B.; YU, X.; XIN, Z.; JIA, G. The driver-pattern-effect connection of vegetation dynamics in the transition area between semi-arid and semi-humid northern China. **Catena**, v. 194, p. 104713, 2020. DOI:10.1016/j.catena.2020.104713
65. WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington, DC: USDA, 1978, [S.I].
66. YAN, R.; ZHANG, X.; YAN, S.; CHEN, H. Estimating soil erosion response to land use/cover change in a catchment of the Loess Plateau, China. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 6, p. 13-22, 2018. DOI:10.1016/j.iswcr.2017.12.002
67. YOSHINO, K.; ISHIOKA, Y. Guidelines for soil conservation towards integrated basin management for sustainable development: a new approach based on the assessment of soil loss risk using remote sensing and GIS. **Paddy Water Environ**, v. 3, p. 235-247, 2005. DOI:10.1007/s10333-005-0023-5
68. ZHANG, H.; WEI, J.; YANG, Q.; BAARTMAN, J. E. M.; GAI, L.; YANG, X.; LI, S.; YU, J.; RITSEMA, G. J.; GEISSEN, V. An improved method for calculating slope length ( $\lambda$ ) and the LS parameters of the Revised Universal Soil Loss Equation for large watersheds. **Geoderma**, v. 308, p. 36-45, 2017. DOI:10.1016/j.geoderma.2017.08.006



Esta obra está licenciada com uma Licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>) – CC BY. Esta licença permite que outros distribuam, remixem, adaptem e criem a partir do seu trabalho, mesmo para fins comerciais, desde que lhe atribuam o devido crédito pela criação original.