

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

TAILON DAL' MASO LUCAS

**ESTIMATIVA DA PERDA DE SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARANÁ III:
INFLUÊNCIA DE DIFERENTES CENÁRIOS DE CONSERVAÇÃO DO SOLO**

**MEDIANEIRA
2024**

TAILON DAL' MASO LUCAS

**ESTIMATIVA DA PERDA DE SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARANÁ III:
INFLUÊNCIA DE DIFERENTES CENÁRIOS DE CONSERVAÇÃO DO SOLO**

**Estimation of Soil Loss in the Paraná III Watershed: Influence of Different Soil
Conservation Scenarios**

Dissertação apresentada como requisito para
obtenção do título de Mestre em Tecnologias
Ambientais da Universidade Tecnológica Federal do
Paraná (UTFPR).

Orientador: Giovana Clarice Poggere

**MEDIANEIRA
2024**



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



**Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Medianeira**



TAILON DAL MASO LUCAS

**ESTIMATIVA DA PERDA DE SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARANÁ III:
INFLUÊNCIA DE
DIFERENTES CENÁRIOS DE CONSERVAÇÃO DO SOLO**

Trabalho de pesquisa de mestrado
apresentado como requisito para
obtenção do título de Mestre Em
Tecnologias Ambientais da Universidade
Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).
Área de concentração: Tecnologias
Ambientais.

Data de aprovação: 21 de Novembro de 2024

Dra. Giovana Clarice Poggere, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dra. Fabiana Costa De Araujo Schutz, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Helton Aparecido Rosa, Doutorado - Faculdade Assis Gurgacz (Fag)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 21/11/2024.

Dedico este trabalho à minha esposa, pelos momentos de ausência durante esse período e pelo apoio recebido.

AGRADECIMENTOS

A realização desta dissertação não seria possível sem a contribuição de diversas pessoas que, de uma forma ou de outra, estiveram presentes durante estes dois anos de estudo. Eu agradeço a minha orientadora, Prof.(a) Dr.(a) Giovana Clarice Poggere, que, com sua paciência, sabedoria e orientação me guiou ao longo deste caminho.

Não tenho palavras para expressar o quanto sou grato a minha esposa por sua ajuda e paciência, pois estive ao meu lado em todos os momentos, oferecendo apoio e acreditando em mim mesmo quando as dificuldades eram enormes. Com sua sabedoria e compreensão contribuiu para que eu não desanimasse e perde-se o foco conseguindo assim concluir meus objetivos.

Gostaria de estender meus agradecimentos a todos os professores e colegas que, direta ou indiretamente, contribuíram para o enriquecimento deste trabalho. Aos amigos e familiares, que, com palavras de incentivo e gestos de carinho, sempre me motivaram a seguir em frente.

Por fim, deixo aqui o meu reconhecimento e gratidão a todos aqueles que, de alguma forma, fizeram parte desta jornada. Mesmo que seus nomes não estejam mencionados nestas linhas, saibam que são lembrados com muito carinho e respeito

RESUMO

A erosão dos solos é um processo natural que afeta áreas rurais e urbanas, podendo ser intensificado pelas ações humanas. A chuva é um dos principais fatores, afetando a desagregação do solo e o transporte de partículas. Estimar as áreas suscetíveis à erosão hídrica é crucial para o planejamento de práticas conservacionistas, especialmente em regiões agrícolas. O estudo teve como objetivo estimar a perda de solo na Bacia Hidrográfica do Paraná III (BP3), comparando diferentes cenários para o fator práticas conservacionistas. A metodologia consistiu na estimativa da perda de solo com base na Equação Universal de Perda de Solo (EUPES), utilizando o software QGIS (versão 3.28) para mapear os fatores e elaborar os mapas temáticos. Realizou-se o levantamento da erosividade da chuva, erodibilidade do solo, fator topográfico, uso e manejo/cobertura do solo e práticas conservacionistas, sendo simulados diferentes cenários para o fator práticas conservacionista (0,3, 0,5, 0,7 e 1,0). Os resultados, dos diferentes cenários foram reclassificados com base em oito faixas variando de 0 a $> 100 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. O estudo permitiu evidenciar que as regiões Leste e Sul da Bacia da BP3 apresentaram as maiores taxas de aumento na perda de solo à medida que foram atribuídos valores mais elevados ao fator práticas conservacionistas, alguns pontos registraram perdas maiores que $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Os resultados confirmam a necessidade de manejos adequados, mesmo em solos como Latossolo Vermelho e Nitossolos, que, embora aptos para a agricultura, exigem práticas conservacionistas, como o terraceamento, para evitar a degradação, especialmente em terrenos inclinados.

Palavras-chave: erosão; práticas conservacionistas; erosividade; geoprocessamento.

ABSTRACT

Soil erosion is a natural process that affects rural and urban areas, and it can be intensified by human actions. Rainfall is one of the main factors, influencing soil disaggregation and particle transport. Estimating areas susceptible to water erosion is crucial for planning conservation practices, especially in agricultural regions. This study aimed to estimate soil loss in the Paraná III Watershed (BP3), comparing different scenarios for the conservation practices factor. The methodology involved estimating soil loss based on the Universal Soil Loss Equation (USLE), using QGIS software (version 3.28) to map the factors and create thematic maps. Data were collected on rainfall erosivity, soil erodibility, topographic factor, land use and management/cover, and conservation practices, with simulations of different scenarios for the conservation practices factor (0.3, 0.5, 0.7, and 1.0). The results of the different scenarios were reclassified into eight ranges, varying from 0 to $>100 \text{ t.ha}^{-1}.\text{year}^{-1}$. The study highlighted that the Eastern and Southern regions of the BP3 Watershed showed the highest rates of increased soil loss as higher values were assigned to the conservation practices factor, with some points recording losses greater than $100 \text{ t.ha}^{-1}.\text{year}^{-1}$. The results confirm the need for proper management, even in soils such as Red Latosols and Nitisols, which, although suitable for agriculture, require conservation practices such as terracing to prevent degradation, especially on sloping terrain.

Keywords: erosion; conservation practices; erosivity; geoprocessing.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Estado do Paraná - Bacia Hidrográfica do Paraná III.....	25
Figura 2 – Bacia Hidrográfica do Paraná III.....	26
Figura 3 – Fluxograma metodológico.....	27
Figura 4 – Camada de pontos.....	34
Figura 5 – Mapa Pedológico: Bacia Hidrográfica do Paraná III.....	35
Figura 6 – Fator K: Bacia Hidrográfica do Paraná III	38
Figura 7– Fator R para Bacia Hidrográfica do Paraná III	40
Figura 8– Fator LS: Bacia Hidrográfica do Paraná III	41
Figura 9– Fator C: Bacia Hidrográfica do Paraná III.....	42
Figura 10– Fator P: Bacia Hidrográfica do Paraná III.....	44
Figura 11– Fator A: Cenário 1 ($P = 0,3$).....	46
Figura 12– Fator A: Cenário 2 ($P = 0,5$).....	47
Figura 13– Fator A: Cenário 3 ($P = 0,7$).....	48
Figura 14– Fator A: Cenário 4 ($P = 1,0$).....	49
Figura 15– Cenários Fator A – Perda de solo BP3.....	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Fator K.....	29
Tabela 2 - Classificação para o Fator LS.....	30
Tabela 3 – Tabela de reclassificação das classes de Uso e Manejo para a BP3....	31
Tabela 4 - Classificação para o Fator C.....	32
Tabela 5 - Classificação para o Fator P.....	33
Tabela 6 - Classificação para o Fator A.....	33
Tabela 7 - Classes de solo na BP3.....	35
Tabela 8 - Classificação do Fator K para a BP3.....	39
Tabela 9 – Classes de Uso e Manejo para a BP3.....	43
Tabela 10 – Classes de práticas conservacionistas para a BP3.....	45
Tabela 11 – Cenários Fator A – Perda de Solo BP3.....	50
Tabela 12 – Pontos sobre áreas de formação florestal e pastagens.....	52
Tabela 13 – Pontos aleatórios em áreas agrícolas.....	53
Tabela 14 – Pontos aleatórios em áreas de Neossolo.....	55

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

EUPS	Equação Universal de Perda de Solo
SIG	Sistema de Informações Geográficas
BP3	Bacia Hidrográfica do Paraná 3
SR	Sensoriamento Remoto
R	Erosividade da chuva
K	Erodibilidade do solo
L	Comprimento da encosta
S	Declividade da encosta
P	Práticas conservacionistas
C	Cobertura e manejo do solo
QGIS	Softwares de SIG
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
SiBCS	Sistema Brasileiro de Classificação de Solos
MDE	Modelo digital de elevação
SRTM	Shuttle Radar Topographic Mission
USLE	Universal Soil Loss Equation
MDEHC	Modelo digital de elevação hidrologicamente consistente

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	12
2 OBJETIVO GERAL.....	13
2.1 Objetivos específicos.....	14
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
3.1 Processo erosivo.....	15
3.2 Modelos de predição de perda de solos	16
3.3 Equação universal da perda de solos	17
3.4 Práticas conservacionistas	21
3.5 Geoprocessamento	23
3.6 Bacia hidrográfica do Paraná III.....	25
4 MATERIAL E MÉTODOS	26
4.1 Área de estudo.....	26
4.2 Equação de perda de solo	27
4.3 Erosividade da chuva - Fator R.....	28
4.4 Levantamento pedológico e erodibilidade do solo – Fator K.....	28
4.5 Fator topográfico - LS.....	29
4.6 Uso e manejo do solo - Fator C.....	30
4.7 Práticas conservacionistas - Fator P.....	32
4.8 Mapeamento da perda de solo	33
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
5.1 Levantamento pedológico	34
5.2 Erodibilidade do solo - Fator K	37
5.3 Erosividade da chuva - Fator R.....	39
5.4 Fator topográfico - Fator LS	41
5.5 Uso e manejo do solo - Fator C.....	42
5.6 Práticas conservacionistas - Fator P.....	44
5.7 Perda de solo- Fator A	45
5.8 Práticas conservacionistas para diminuição da perda de solo	55
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	58
REFERÊNCIAS.....	59

1 INTRODUÇÃO

A erosão dos solos atinge de forma indiscriminada regiões rurais e áreas urbanas, podendo ser considerada um dos mais importantes problemas ambientais da atualidade (MORAIS; SALES, 2017), porém é praticamente impossível estabelecer uma linha divisória entre erosão natural e erosão induzida pelas atividades antrópicas, sendo adequado considerar que o processo natural de erosão é acelerado pelas atividades realizadas pelo homem (CREPANI *et al.*, 2001).

Diversos autores consideram a chuva como um dos principais fatores influentes na erosão dos solos, esta representa a energia cinética que atua na desagregação do solo e no carregamento das partículas por escoamento superficial (BACK; POLETO, 2018; BACK *et al.*, 2021).

Ademais, considerando que a região Sul do Brasil é caracterizada por extensas áreas de cultivo agrícola, respondendo por 24,74% da produção agrícola nacional, e que o Paraná é o segundo maior produtor de grãos do país (IBGE, 2022), na Bacia Hidrográfica do Paraná III, onde a agricultura é o uso predominante do solo, a perda de solos está fortemente atrelada a qualidade do manejo e da conservação do solo. Dessa forma a erosão do solo pode resultar em perda de produtividade agrícola e aumento dos custos de produção.

Dentre os processos erosivos, a estimativa de áreas suscetíveis a perdas de solo por erosão hídrica torna-se uma informação relevante para o planejamento e adoção de práticas para a conservação da água e do solo (GUERRA, 2005; BACK; POLETO, 2018), constituindo-se como um importante instrumento para auxiliar na gestão ambiental em bacias hidrográficas (MORAIS; SALES, 2017). Estes processos de perda de solo provocam desde a perda de nutrientes e degradação do solo até o assoreamento de corpos hídricos e a contaminação das águas superficiais e subterrâneas (GUERRA; JORGE, 2013).

Para mensurar os problemas relacionados aos processos erosivos é preciso realizar uma avaliação da distribuição espacial dos principais fatores responsáveis pela erosão via operacionalização da Equação Universal de Perda de Solo – EUPS (WISCHMEIER; SMITH, 1978) um dos modelos mais utilizados no estudo da erosão hídrica (SOUSA; PAULA, 2019) em ambiente de Sistema de Informações Geográficas - SIG (FORNELOS; NEVES, 2007; WANG *et al.* 2003). Dentre os fatores da EUPS,

os que podem ser afetados diretamente pela ação humana são o uso do solo e as práticas conservacionistas.

A adoção de práticas conservacionistas como terraceamento, plantio direto e plantio em nível entre outras práticas permitem a mitigação da perda de solos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). Conforme Scopel (1988), a implementação de técnicas conservacionistas tem sido essencial para o controle da erosão em áreas agrícolas, contribuindo para a manutenção da qualidade do solo e, conseqüentemente, da produção agrícola. Na BP3 uma amostragem de 234 produtores rurais constatou que 97% implementaram terraços em suas propriedades (TELLES et al., 2022).

Contudo a obtenção dos valores para práticas conservacionistas é considerada um processo difícil, o que frequentemente leva à adoção do valor de $P = 1,0$ podendo resultar em valores exagerados (STEIN et al., 1987), torna-se assim relevante estimar a perda de solo considerando diferentes cenários de práticas conservacionistas, sendo fundamental não apenas estimar a perda de solo mas analisar o seu comportamento à medida que ocorre uma possível redução na implementação das práticas na Bacia Hidrográfica do Paraná III.

Nesse contexto a integração entre as geotecnologias é de extrema importância para a espacialização, quantificação e gerenciamento dos recursos naturais, permitindo estudar regiões com maior probabilidade de erosão (SILVA; PAIVA; SANTOS, 2009). Elas permitem a integração de dados, bem como a associação entre a suscetibilidade natural da bacia hidrográfica e as intervenções externas, visando abordar diferentes problemas ambientais (WRUBLACK et al., 2018; ELSADEK; IBRAHIM; MAHMOD, 2019).

2 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste estudo é estimar a perda de solo na Bacia Hidrográfica do Paraná III (BP3), comparando diferentes cenários para o fator práticas conservacionistas.

2.1 Objetivos Específicos

- Mapear os fatores relacionados a Equação Universal de Perda de Solo: fator erosividade das chuvas (R), erodibilidade dos solos (K), fator topográfico (LS), forma de uso e cobertura (C) e práticas conservacionistas (P) para a BP3;
- Determinar a Perda de Solo para a BP3 em diferentes condições de conservação do solo em áreas de cultivo agrícola, considerando diferentes cenários do Fator P ($p=0,3$, $p=0,5$, $p=0,7$ e $p=1,0$), a fim de demonstrar como o uso inadequado de práticas conservacionistas pode intensificar a perda de solo;
- Identificar áreas de maior suscetibilidade a erosão na BP3 e relacionar com práticas apropriadas de conservação e redução de perda de solo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Processo erosivo

A erosão do solo é um fenômeno natural que afeta a camada superficial do solo devido às atividades hídricas e eólicas. Esse processo envolve a desagregação, o transporte e a deposição das partículas do solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012), está relacionado a vários fatores, incluindo a intensidade das chuvas ou vento, a declividade do terreno, o tipo de cobertura vegetal, ações humanas e outros (OLIVEIRA; SALLES; ARAÚJO, 2018).

A ação da chuva é considerada um dos principais fatores influentes na erosão fluvial dos solos, devido ao desprendimento das partículas, cujo início ocorre com o impacto das gotas de chuva sobre o solo desprotegido (*splash*), bem como à contribuição para o escoamento superficial (GUERRA, 2005; MORGAN, 2005).

Sua evolução pode ocasionar outras formas de erosão, como laminar, em sulcos, ravinas e voçorocas (GUERRA; SILVA; MACHADO, 2012), ocasionando não apenas problemas locais, como a perda de nutrientes e a degradação do solo, mas também efeitos prolongados ao longo da bacia hidrográfica, como o assoreamento de corpos hídricos e a contaminação das águas superficiais e subterrâneas (GUERRA; JORGE, 2013).

A erosão laminar, segundo Bertoni e Lombardi Neto (2005), refere-se à remoção da camada superficial do solo em uma área. Por outro lado, para Macedo (2009), a erosão linear se manifesta na forma de sulcos, ravinas ou voçorocas, devido à concentração de linhas de fluxo de escoamento superficial. Essa concentração de fluxo nos sulcos aumenta a formação de ravinas, que eventualmente evoluem para voçorocas. Dependendo da forma como a terra é utilizada, considerando as diversas inter-relações do solo com o ambiente e com as ações humanas, o processo erosivo pode ser acelerado (OLIVEIRA; SALLES; ARAÚJO, 2018).

Nos ambientes tropicais, como é o caso do Brasil, o agente erosivo predominante é a água, devido à elevada pluviosidade quando comparada a outras regiões do planeta. As chuvas se apresentam concentradas em determinadas estações do ano, o que intensifica o poder erosivo (GUERRA, 2005). Nesse contexto, o uso racional e a proteção e conservação adequada do solo são imprescindíveis (LERPSCH *et al.* 1991; ZANATTA; LUPINACCI; BOIN, 2017). O planejamento do uso

da terra e a utilização de práticas conservacionistas integradas permitem aumentar a infiltração das águas das chuvas e evitar perdas excessivas de erosão (BASSANI *et al.* 2023).

Dentre as práticas conservacionistas, destacam-se as técnicas vegetativas, edáficas e mecânicas (GUERRA; SILVA; MACHADO, 2012). A prática a ser utilizada depende, dentre outros fatores, das características gerais do solo, clima e estágio de degradação (ZONTA *et al.* 2012).

3.2 Modelos de predição de perda de solos

Diferentes modelos podem ser utilizados para predição da perda de solos permitindo aproximações da realidade, devendo estes ser de simples execução e compreensão pelos usuários (CHECCHIA, 2005).

A USLE (Universal Soil Loss Equation) é um modelo matemático desenvolvido para estimar a taxa média de perda de solo por processos erosivos, proposta por Wischmeier e Smith (1978), sua aplicação é realizada pela multiplicação de cinco fatores: R - fator de erosividade da chuva, K - fator de erodibilidade do solo, LS - fator topográfico, C - fator uso e manejo/cobertura do solo, e P - fator práticas conservacionistas.

É um modelo que comparado a outros requer poucos parâmetros de entrada, essa é uma de suas vantagens além do que se destaca pela razoável exatidão na estimativa da perda de solos em vertentes e pela simplicidade, o que permite aplicação praticamente universal (CHAVES, 2010).

Apesar da USLE ser amplamente utilizada em trabalhos de pesquisa pela facilidade em obter os fatores da equação quando comparado aos modelos mais complexos e ser considerada um bom instrumento para previsão das perdas de solo a equação possui algumas limitações na sua aplicação que precisam ser considerados (CARVALHO; RIBEIRO; ROCHA, 2014).

Outro modelo utilizado é o WEPP - *Water Erosion Prediction Project*, contudo esse modelo é baseado em princípios físicos da erosão do solo levando em consideração a física do solo, o crescimento de plantas, a infiltração e a hidráulica do escoamento para estimar o desprendimento, transporte e deposição de partículas de solo, porém não contempla erosões de grande escala e cursos d'água perenes (AMORIM, 2004).

Este modelo devido a quantidade de fatores de entrada que são necessários e pela especificidade destes requer treinamento intensivo de quem irá implementá-lo e não pode ser aplicado em áreas com formação de voçorocas. Embora existam outros modelos estes ainda são os mais utilizados (CARVALHO, 2012). Em especial a USLE que é considerada a mais utilizada em pesquisas com geoprocessamento (VALENTIN, 2008).

Outros modelos utilizados para predição de perdas de solo são: a MUSLE (equação universal da perda de solos modificada), a AGNPS – *Agricultural Non-Point Source Pollution*, e o modelo EPIC – *Erosion Productivity Impact Calculator*.

3.3 Equação universal da perda de solos

Na USLE, a erosão do solo é estimada a partir da seguinte equação empírica expressa conforme Equação 1 (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

$$A = R * K * LS * C * P \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

A= Unidade de perda de solo por área no tempo em t.ha⁻¹.ano⁻¹

R= Erosividade das chuvas em MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹;

K= Erodibilidade do solo em t.ha.h/ha.MJ.mm;

LS= Fator topográfico (adimensional)

C= Uso e manejo do solo (adimensional);

P= Práticas conservacionistas (adimensional)

O fator A ou perda de solo é obtido por meio da multiplicação dos fatores R, K, LS, C e P, sendo expresso em toneladas por hectare por ano (t.ha⁻¹.ano⁻¹).

A erodibilidade do solo ou fator k é uma propriedade inerente ao tipo de solo e indica sua suscetibilidade e resistência aos processos erosivos. Essa característica pode ser determinada a partir dos teores de silte, argila e areia (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012; EMBRAPA, 1997) ou estimados a partir de consulta à literatura com base nos tipos de solo a serem identificados conforme a área de estudo (SOUZA et al., 2019; SILVA; GAVILAN, 2021).

Ao analisar diferentes tipos de solo observa-se que a resistência ou suscetibilidade natural à erosão varia entre eles. Segundo Pruski (2006) essa

suscetibilidade é uma propriedade intrínseca dos solos e depende do grau de desenvolvimento do solo, incluindo fatores como a capacidade de infiltração e armazenamento de água, além das forças que resistem ao escoamento superficial e ao impacto das gotas de chuva sobre a superfície.

De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (1990), a erodibilidade dos solos é influenciada pela velocidade de infiltração da água, pela permeabilidade, pela capacidade de absorção e por propriedades físicas que resistem à dispersão, ao salpicamento, à abrasão e às forças de transporte da chuva e da enxurrada.

O fator LS ou topográfico considera dois fatores relacionados ao relevo, o comprimento da rampa e o grau de declive (SOUSA; PAULA, 2019), este pode ser determinado considerando a Equação 2 proposta por MOORE e BURCH (1986), que permite representar espacialmente o fator LS em áreas de relevo complexo, como em bacias hidrográficas.

$$LS = \left(\frac{\text{acumulacao de fluxo} * \text{pixel}}{22,13} \right)^{0,4} * \left(\frac{\sin \theta}{0,896} \right)^{1,3} \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

LS = fator topográfico

Pixel = resolução espacial do pixel

Θ = ângulo da declividade em graus

O fator uso e ocupação do solo (C) é adimensional e, segundo Bertoni e Lombardi Neto (2008) expressa a razão entre a perda de um solo cultivado e a perda do mesmo tipo de solo sem cobertura, considerando as mesmas condições. Esse fator varia entre 0 e 1, sendo que valores próximos a 1 indicam menor cobertura vegetal, o que aumenta a vulnerabilidade à erosão hídrica. Em contrapartida, valores próximos a 0 indicam maior proteção do solo devido à cobertura vegetal.

O fator P ou práticas conservacionistas representa à relação entre a perda de solo em áreas com práticas conservacionistas e em áreas sem nenhuma prática conservacionista, sob condições semelhantes (AMARAL, 2006). Este fator também varia de 0 a 1, sendo que valores próximos a 0 indicam melhores condições de proteção, enquanto valores próximos a 1 indicam a ausência ou insuficiência de práticas conservacionistas, resultando em maiores perdas de solo.

O Fator R ou erosividade da chuva é um conceito que descreve a capacidade da chuva de provocar erosão no solo, desenvolvido para estimar numericamente a energia do impacto da gota e do escoamento da chuva em um solo desprovido de vegetação (WISCHMEIER; SMITH, 1978; NASCIMENTO *et. al.* 2018).

Com o intuito de descrever numericamente a erosividade da chuva Wischmeier e Smith (1978) desenvolveram o índice de erosividade médio anual (EI30) que consiste em multiplicar a energia da chuva pela intensidade máxima num período de 30 minutos. Este índice é considerado o melhor estimador da erosividade da chuva em regiões de clima temperado.

A erosividade mensal é obtida somando-se os valores de EI30 de todas as chuvas erosivas no mês, e a soma dos valores mensais ao longo do ano fornece a erosividade anual. A média anual, calculada ao longo de pelo menos vinte anos, resulta no Fator R da EUPS, expresso em $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$ (NASCIMENTO *et. al.* 2018).

Porém este índice não se correlaciona bem com as perdas de solo em regiões tropicais, já que a fórmula foi desenvolvida para os Estados Unidos e subestima a capacidade das chuvas tropicais de causar desagregação e transporte da camada superficial do solo (MARQUES; ALVARENGA; CURI, 1998). No entanto, em regiões de clima tropical e subtropical, onde o uso do índice EI30 não tem proporcionado os melhores resultados na estimativa de perdas de solo, foram desenvolvidos outros índices (LAL, 1976).

No Brasil, o cálculo da intensidade das chuvas é dificultado pela escassez de registros pluviográficos. A rede de pluviômetros é mal distribuída pelo território, os períodos de observação são curtos e há dificuldades no processamento dos dados para geração de informações digitais (OLIVEIRA; ANTONINI; GRIEBELER, 2008). De acordo com Trindade *et al.* (2016), dados climatológicos são escassos no Brasil, complicando o cálculo de erosividade. A avaliação de modelos para estimar a erosividade a partir de dados mais acessíveis, como a média mensal ou anual de precipitação pluviométrica, representa um esforço para aprimorar a estimativa das perdas de solo.

Devido a isso modelos de regressão mais simplificados, capazes de serem relacionáveis ao EI30 e que se valem de dados pluviométricos (registros mensais e anuais), foram desenvolvidos. Um exemplo é apresentado na Equação 3 proposta por Bertoni e Lombardi Neto (2012).

$$R = \sum_{i=1}^{12} 67,355 \left(\frac{r_i}{P} \right)^{0,85} \quad \text{Equação 3}$$

Em que:

R = Fator de erosividade da chuva (MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹);

r = Precipitação média mensal (mm);

P = Precipitação média anual (mm).

Conforme Cassol *et al.* (2008) para obter um valor considerável de erosividade é necessário no mínimo 20 anos dados coletados, para Wischmeier e Smith (1978), um período entre 10 e 20 anos já é considerado suficiente para obter um fator R confiável.

Segundo Wischmeier e Smith (1978) uma chuva é considerada erosiva quando apresenta um volume total de precipitação igual ou superior a 10 mm, ou pelo menos 6 mm em 15 minutos. Precipitações inferiores a 1 mm, ocorrendo com intervalos mínimos de 6 horas, não são classificadas como erosivas.

Estudos que apresentem informações sobre erosividade da chuva, além de ser um dos componentes da EUPS, ainda auxiliam a definir os períodos com maior risco a perda de solos ao longo do ano permitindo entender a dinâmica da produção de sedimentos nas bacias hidrográficas, orientando na escolha das melhores práticas agrícolas, além de contribuir com pesquisas para obtenção de dados para estudos de perda de solo (TAVORA; SILVA; MOREIRA, 1985; VAL *et al.* 1986).

No estado do Paraná, Rufino, Biscaia e Merten (1993) analisaram dados pluviométricos e pluviográficos coletados no período entre 1972 e 1989, e calcularam os índices de erosividade EI30 utilizando a equação proposta por Castro Filho (1982). Através da interpolação dos resultados, determinaram sete linhas isoerodentes para o estado, que variaram de 5.000 a 12.000 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹.

Waltrick *et al.* (2015) estudou um período entre 1986 e 2008 para gerar dados sobre a erosividade considerando 114 locais que possuíam séries históricas completas, para gerar o EI30 dentro da série histórica, encontrando uma erosividade anual que variou de 5.449 até 12.581 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, na qual é possível perceber uma tendência de aumento da erosividade nos últimos anos na comparação com os dados de Rufino, Biscaia e Merten (1993). Para o Paraná, dados de Waltrick *et al.* (2011) demonstram que a região sudoeste apresenta os maiores valores de erosividade, chegando a ultrapassar os 12.000 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ em algumas localidades.

Em decorrência do cenário de mudanças climáticas que afetam os padrões de precipitação, os estudos sobre erosividade têm se tornado mais frequentes (TRINDADE *et al.* 2016; ALMAGRO *et al.* 2017). Nesse contexto, Panagos *et al.* (2022) apontam que as regiões de clima tropical devem apresentar um aumento de aproximadamente 16% na erosividade, com a América do Sul registrando um incremento de 13% até 2050, e reduzindo para 11% até 2070.

Pesquisas indicam uma tendência de aumento das precipitações na região Sul do Brasil ao longo do século XXI, em contraste com a redução das chuvas na região da Floresta Amazônica. Este fenômeno pode elevar a erosividade no estado do Paraná, o qual, sendo um importante produtor agrícola, poderá enfrentar desafios significativos devido a essas variações climáticas (ALMAGRO *et al.* 2017; RIQUETTI *et al.* 2020).

3.4 Práticas conservacionistas

A agricultura conservacionista desenvolve-se com base nos preceitos da ciência e conservação do solo, buscando preservar, manter, restaurar e recuperar as propriedades do solo através do manejo integrado do solo, da água e da biodiversidade (DENARDIN *et al.* 2014). Nesse contexto, o uso racional, juntamente com a proteção e conservação adequada do solo, torna-se imprescindível (LERPSCH *et al.* 1991; ZANATTA; LUPINACCI; BOIN, 2017).

Entre os anos de 2006 e 2017, o Censo Agropecuário revelou mudanças significativas nas práticas agrícolas no Brasil. Em 2006, 28,25% da área total era cultivada em curvas de nível, 8,59% em terraços, 13,39% em rotação de culturas, 11,11% em lavouras para recuperação de pastagens e 7,78% em pousio ou descanso do solo. Já em 2017, observou-se uma redução em várias dessas práticas, com 23,8% da área total em curvas de nível, 7,5% em terraços, 12,1% em rotação de culturas, 10,2% em lavouras para recuperação de pastagens e 6,5% em pousio. Essas mudanças indicam uma leve redução no uso de algumas práticas conservacionistas, refletindo alterações nas dinâmicas de produção e possivelmente nas prioridades econômicas e ambientais do setor agropecuário brasileiro (IBGE, 2006; IBGE, 2019).

Entre as práticas conservacionistas destacam-se as técnicas vegetativas, edáficas e mecânicas (GUERRA; SILVA; MACHADO, 2012). A escolha da prática adequada depende, entre outros fatores, das características gerais do solo, do clima

e do estágio de degradação (ZONTA *et al.* 2012). Uma prática mecânica antiga e eficiente no controle da erosão hídrica é o terraceamento (BACK *et al.* 2021). O estado do Paraná investiu em terraceamento entre 1970 e 1980 e, aliado à adoção do sistema de plantio direto (SPD), que possui como princípios básicos a rotação de culturas, cobertura permanente e o mínimo revolvimento do solo, conseguiu reduzir os efeitos negativos das perdas de solo por erosão (MULLER *et al.* 2023). Com o passar do tempo, o terraceamento passou a ser desfeito e o escoamento superficial e outros problemas decorrentes da erosão tornaram-se mais recorrentes, devido à ausência dessa técnica e de outras práticas de manejo e conservação do solo, como a rotação de culturas e o cultivo em nível (POTT *et al.* 2023; DENARDIN *et al.* 2008).

A introdução do sistema de plantio direto no Brasil iniciou na década de 1970, em substituição ao plantio convencional, consolidando-se em meados da década de 1980 (KOCHHANN; DENARDIN, 2000; ROCHA *et al.* 2022). O plantio direto caracteriza-se pelo acúmulo dos restos culturais na superfície do solo sem mobilização, o que traz benefícios como a manutenção da matéria orgânica, o controle da erosão e a redução dos custos de produção (CAVIGLIONE *et al.* 2010).

Quando o plantio direto ocorre de maneira inadequada, surgem problemas mesmo em solos bem desenvolvidos, como os Latossolos. Esses problemas incluem compactação, alteração da estabilização dos agregados, acidez, variabilidade na condutividade hidráulica e modificações no sistema radicular das plantas (BERTOLLO; LEVIEN, 2019). Outro problema associado ao plantio direto foi o aumento do uso de máquinas e equipamentos pesados no campo, o que, em condições inadequadas de umidade, afeta as propriedades físicas do solo e causa sua compactação (STRECK *et al.* 2004; GUBIANI *et al.* 2015).

A rotação de culturas é uma das práticas adotadas no sistema de plantio direto e consiste em alternar diferentes culturas ao longo do tempo na mesma área e na mesma estação do ano (FRANCHINI *et al.* 2011) Segundo Conceição *et al.* (2005), a matéria orgânica proveniente dos sistemas de rotação de culturas auxilia a aumentar a estabilidade do solo e a reduzir o escoamento de água superficial, diminuindo os riscos de erosão. Conforme Franchini *et al.* (2011), a ausência dessa prática pode acarretar, entre outros problemas, a diminuição do teor de matéria orgânica do solo, a degradação da estrutura do solo, a intensificação dos processos erosivos e a redução da atividade e diversidade biológica.

No Paraná, em geral, predominam dois sistemas de sucessão de culturas: soja no verão e trigo no inverno na metade sul e sudoeste, e soja no verão e milho safrinha no inverno nas regiões norte e oeste (FRANCHINI *et al.* 2011). Contudo devido à dificuldade em estabelecer valores de P (práticas conservacionistas da EUPS) dentro das bacias hidrográficas, Stein *et al.* (1987) adotaram $P = 1$, considerando o pior cenário possível de práticas conservacionistas o que resulta em valores exagerados. Portanto, as práticas conservacionistas do solo mostram-se como solução para mitigar os efeitos da degradação do solo causada pela exploração dos recursos naturais, diminuindo o revolvimento do solo e reduzindo a compactação nos preparos dos cultivos sucessivos (STRECK *et al.* 2004).

3.5 Geoprocessamento

O geoprocessamento pode ser entendido como uma área do conhecimento que emprega técnicas matemáticas e computacionais para manipular informações geográficas, sendo cada vez mais utilizado como suporte à tomada de decisão para o gerenciamento e monitoramento de sistemas geográficos (CAMARA; DAVIS; MONTEIRO, 2001; ROSA, 2013).

O estudo do geoprocessamento envolve diversas etapas, desde a coleta de dados até a geração de mapas temáticos que auxiliam na tomada de decisões. Inicialmente, dados geoespaciais são coletados por meio de Sensoriamento Remoto (SR) ou outras fontes, como levantamentos topográficos e climáticos. Esses dados são, então, integrados em Sistemas de Informações Geográficas (SIG's), onde são processados e analisados (ARONOFF, 1989; CAMARA; DAVIS; MONTEIRO, 2001).

O uso do sensoriamento remoto, representado pela moderna tecnologia de satélites, permite medições abrangentes e repetíveis, realizadas simultaneamente em grandes áreas, muitas vezes de difícil acesso, subsidiando avaliação espacial e análises integradas das informações levantadas, permite o monitoramento da superfície terrestre (SOLOVEY, 2019; JAVID *et al.* 2019; FLORENZANO, 2005).

Dentre as ferramentas tecnológicas, os SIG's destacam-se por incluir softwares capazes de lidar com grandes quantidades de dados espaciais armazenados em arquivos. Essas ferramentas permitem abordagens críticas com o objetivo de compreender, representar, gerenciar e comunicar os aspectos das paisagens (ROSA, 2013; CALIJURI, 2013). A utilização de softwares de SIG, como o

QGIS, para estimar a EUPS tem se mostrado eficiente na interpolação de diferentes dados e na geração de mapeamentos temáticos (GUEDES; VIEGAS; AGUIAR, 2022).

Em estudos relacionados a estimativa da perda de solo por erosão, o geoprocessamento é um aliado essencial, uma vez que permite o cálculo dos parâmetros propostos por Wischmeier e Smith (1978) na Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), a qual leva em consideração fatores como a erosividade da chuva (fator R), a erodibilidade do solo (fator K), o comprimento da encosta (fator L), a declividade da encosta (fator S), a cobertura e manejo do solo (fator C) e as práticas conservacionistas (fator P). Todos esses fatores podem ser analisados através da álgebra de mapas em SIG (BACK; POLETO, 2018; BACK; ALBERTON; POLETO, 2018; CORREA *et al.* 2022), resultando na produção de mapas temáticos que indicam a perda de solo.

Os dados obtidos e gerados através do uso da ferramenta SIG, são fundamentais para gestão no meio urbano e rural contribuindo na avaliação e monitoramento da preservação e conservação de áreas de vegetação natural e agrícolas bem como no planejamento urbano de cidades (WATRIN, 1998; FARINA, 2006).

A espacialização da equação de perda de solo facilita a utilização de dados no planejamento ambiental, contribuindo para a compreensão da dinâmica dos processos erosivos, da evolução espaço-temporal das perdas de solos e das possíveis consequências atreladas às atividades antrópicas (UEMA; SANTIL; BONIFACIO, 2022; CARAMINAN; MORAIS, 2022).

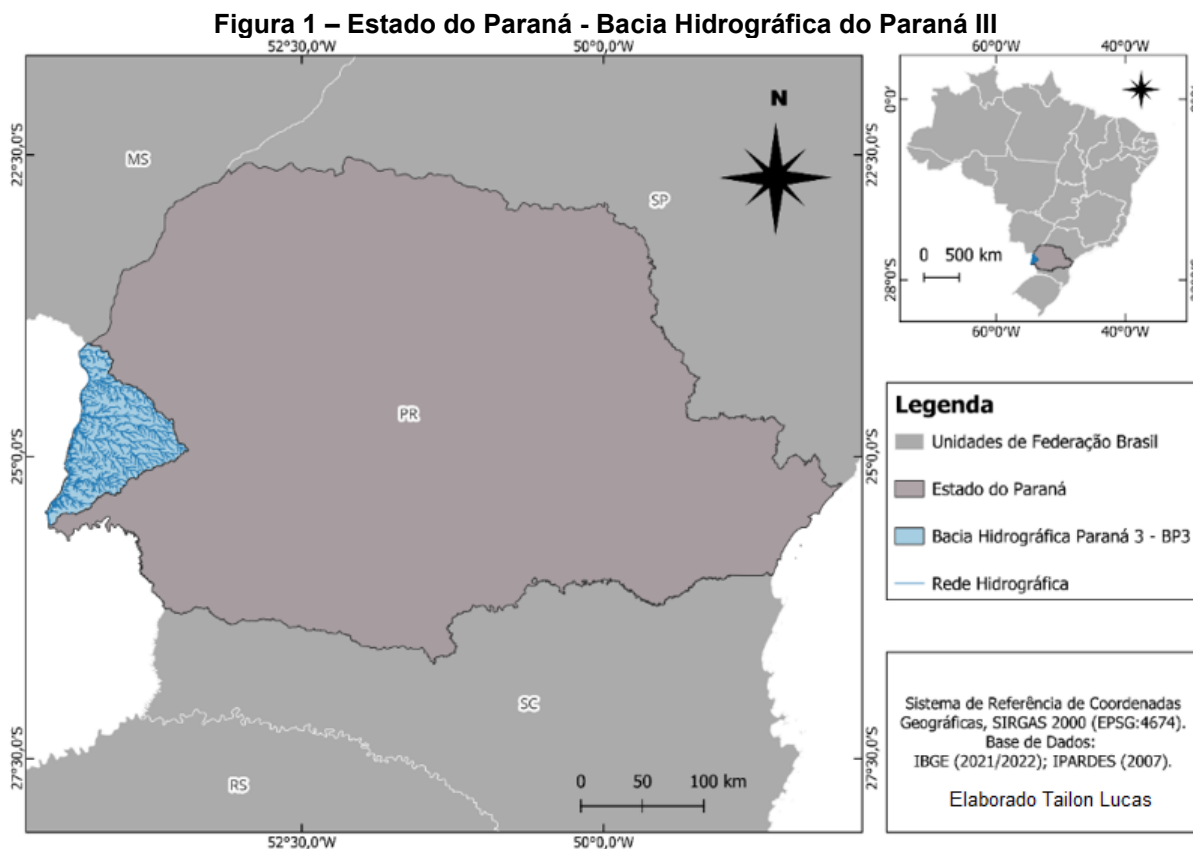
Estudos como os realizados por Oliveira *et.al.* (2015) demonstram a eficácia do geoprocessamento na determinação da perda de solo. Esses autores utilizaram ferramentas de geoprocessamento para calcular os fatores da EUPS e determinaram a perda de solo no município estudado, concluindo que essas ferramentas são essenciais devido à sua capacidade de simular diferentes cenários. Além disso, Barbosa *et al.* (2015) ressaltam a importância do desenvolvimento de SIGs livres para a determinação da perda de solo, considerando que a maioria dos softwares disponíveis no mercado são pagos. Em seu estudo, utilizando exclusivamente softwares livres, calcularam a perda de solo em um município brasileiro, identificando que as estimativas variam de 0 a 1307,32 t.ha-1.ano-1.

3.6 Bacia hidrográfica do paraná III

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH - Lei n  9.433/1997), bem como a Política Estadual de Recurso Hídricos do Estado do Paraná (PERH - Lei N  12726/1999) estabelece a bacia hidrográfica como uma unidade territorial fundamental para implementar essa política e para atuação do Sistema Gerenciamento de Recursos Hídricos. Essa abordagem é complementada pela Lei 8.171/1991 que dispõe sobre a Política Agrícola e reconhece as bacias hidrográficas como unidades básicas de planejamento para o uso, conservação e recuperação dos recursos naturais.

Considera-se bacia hidrográfica como uma área delimitada por divisores topográficos e drenada por um curso de água e seus afluentes, que conduzem as águas superficiais para um exutório (CALIJURI, 2013).

No estado do Paraná são consideradas 16 bacias hidrográficas que, dentre elas destaca-se nesse estudo a Bacia Hidrográfica do Paraná III (BP3), localizada na Mesorregião Oeste do Paraná, conforme apresentado na Figura 1.



Fonte: Autoria própria (2024)

A BP3 contempla 28 municípios do estado com região caracterizada por sistemas de plantio direto voltados à produção agrícola (soja, milho e trigo) e pastagens (WEGNER *et al.* 2020). No Brasil, o reservatório ITAIPU Binacional (Paraguai e Brasil) realiza o aproveitamento hidrelétrico dos recursos hídricos do Rio Paraná, cobrindo uma extensão de 1.049,56 km², inundando terras de 16 municípios (ITAIPU BINACIONAL, 2022b; LORENZON *et al.* 2018).

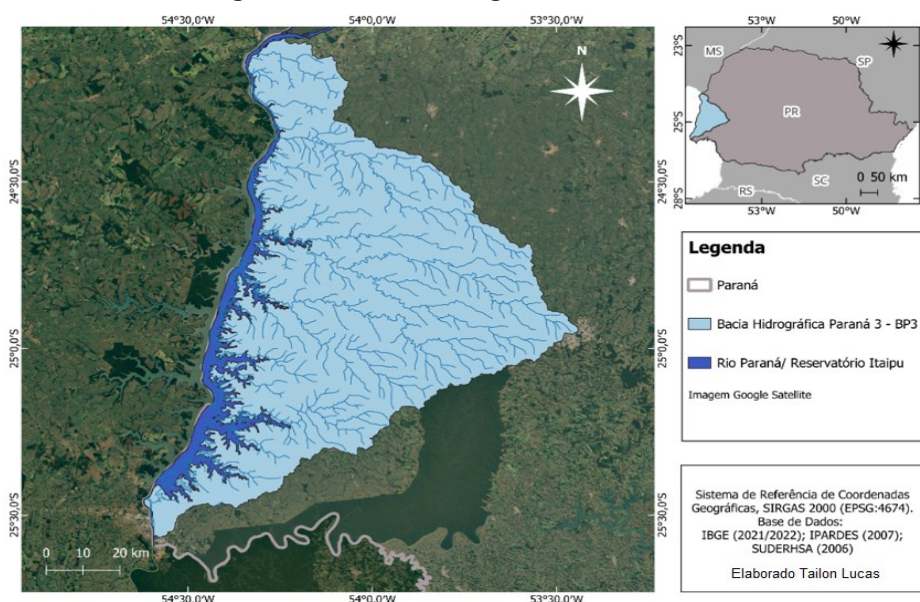
Principalmente pela Itaipu estar situada em uma das regiões agrícolas mais produtivas do Brasil e do Paraguai, as massas de água que conectam o território ao reservatório ficam sujeitas a ameaças ambientais, dentre elas a erosão do solo (ITAIPU BINACIONAL, 2019a) assim uma das ferramentas de diagnóstico utilizadas para preservar o recurso natural existente em uma região, se torna o monitoramento ambiental do reservatório (BURDA *et al.*,2021).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A área de estudo, Figura 2, está inserida no estado do Paraná e compreende a área de abrangência da Bacia Hidrográfica do Paraná III – BP3, entre as latitudes 24° 01' S e 25° 35' S e as longitudes 53° 26' O e 54° 37' O, uma área estimada em 8.000 Km² com clima temperado chuvoso (Cfa) conforme Köppen (IAT, 2014).

Figura 2 – Bacia Hidrográfica do Paraná III



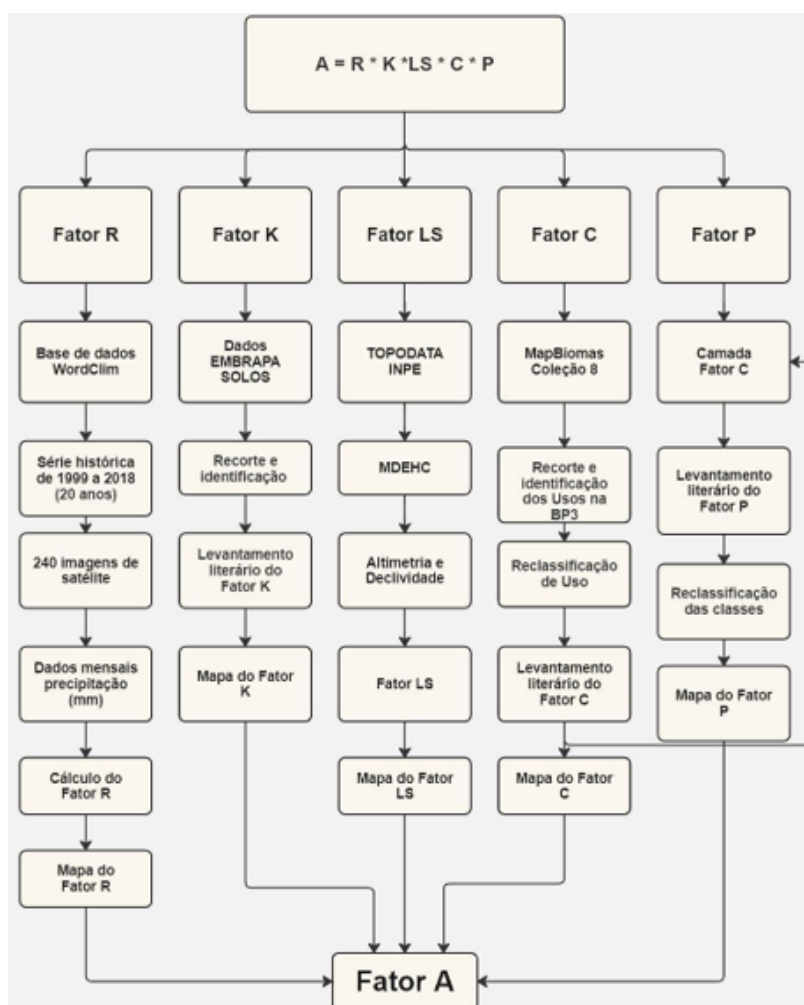
Fonte: Autoria própria (2024)

4.2 Equação de perda de solo

Para a quantificação da perda de solo foi utilizado o modelo matemático proposto por Wischmeier e Smith (1978). O software de sistema de informação geográfica (SIG) gratuito e de código aberto QGIS (versão 3.28) foi utilizado para mapear os fatores associados à Equação Universal de Perda de Solo e elaborar os mapas temáticos relacionados à área de estudo. O mapeamento foi realizado considerando o sistema de coordenadas geográficas, Datum SIRGAS 2000. O software também permite a integração das variáveis e a estimativa da perda de solo para a BP3, possibilitando a análise e representação das informações geoespaciais.

A Figura 3 apresenta o fluxograma metodológico no qual são detalhados os bancos de dados utilizados em cada fator e os procedimentos adotados para determinar cada um dos fatores.

Figura 3 – Fluxograma metodológico



Fonte: Autoria própria (2024)

4.3 Erosividade da chuva - Fator R

A equação para determinação da erosividade da chuva considera valores de precipitação média mensal e anual (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012). Para a caracterização pluviométrica, utilizaram-se dados mensais históricos provenientes de imagens de satélites disponíveis da base de dados WordClim (HARRIS *et al.* 2014; FICK; HIJMANS, 2017).

Considerando a série histórica de 1999 a 2018, empregaram-se 240 imagens de satélite. A camada da Bacia Hidrográfica do Paraná III (BP3) serviu para o recorte da área de interesse nas imagens.

O valor de precipitação de cada pixel foi extraído das imagens, no software Qgis, para todos os meses da série. Os dados foram exportados para CSV e utilizados no Excel para a preparação da série histórica.

O fator de erosividade da chuva (R) conforme Bertoni e Lombardi Neto (2012), foi determinado considerando o mínimo de 20 anos de séries completas de dados de precipitação, conforme recomendado para determinar o fator R segundo a EUPS (WALTRICK *et al.* 2015; WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Os dados obtidos foram importados para o QGIS para a espacialização utilizando a interpolação pelo método espacial *Inverse Distance Weighted* (IDW) Equação 4.

$$Z = \frac{\sum_{j=1}^n Z_i - P \, d_{ij}}{\sum_{j=1}^n 1 - P \, d_{ij}} \quad \text{Equação 4}$$

Em que:

Z = valor interpolado

n = total de pontos medidos

Z_i = valor observado da amostra na posição i

d_{ij} = distância entre o valor observado e o interpolado

P = parâmetro empírico coeficiente de ponderação do inverso da distância

4.4 Levantamento pedológico e erodibilidade do solo – Fator K

O levantamento quanto ao tipo de solo para a Bacia do Paraná III foi realizado considerando a base de dados disponibilizada pela EMBRAPA SOLOS para o estado

do Paraná (BHERING; SANTOS, 2008), realizando o recorte, identificação e quantificação dos tipos de solo para a Bacia Hidrográfica do Paraná III (BP3).

Considerando os diferentes tipos de solos realizou-se o levantamento literário dos valores referentes a erodibilidade do solo (Fator K) até o segundo e o terceiro nível da classificação do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) para a área de contribuição da BP3, conforme Tabela 1.

No software Qgis realizou-se os procedimentos para representação temática da pedologia e do fator K, bem como a quantificação quanto a área para ambos os fatores.

Tabela 1 - Fator K

Ordem	SBCS	Fator K	Revisão
GLEISSOLO HÁPLICO	GX	0,0420	Chagas <i>et al.</i> , (2011)
LATOSSOLO VERMELHO Distroférrico	LVdf	0,0190	Correchel, 2003
LATOSSOLO VERMELHO Distrófico	LVd	0,0204	Caviglione <i>et al.</i> , (2010)
LATOSSOLO VERMELHO Eutroférrico	LVef	0,0072	Chagas <i>et al.</i> , (2011)
LATOSSOLO VERMELHO Eutrófico	LVe	0,0285	Uema, Santil e Bonifacio (2022)
CHERNOSSOLO RÊNDZICO	MD	0,0309	Silva e Alvares (2005)
NITOSSOLO VERMELHO Distroférrico	NVdf	0,0297	Caviglione <i>et al.</i> , (2010)
NITOSSOLO VERMELHO Eutroférrico	NVef	0,0170	Chagas <i>et al.</i> (2011)
ORGANOSSOLO HÁPLICO	OX	0,0610	Silva e Alvares (2005)
ARGISSOLO VERMELHO Eutrófico	PVe	0,0107	Leite (2016)
NEOSSOLO REGOLÍTICO	RR	0,0184	Silva e Andrade (1984)
NEOSSOLO FLÚVICO	RY	0,0190	Amaral (2016)

Fonte: Adaptado Fornelos e Neves (2007).

4.5 Fator topográfico - LS

O fator topográfico (LS) foi determinado considerando a equação proposta por MOORE e BURCH (1986). Para obtenção do fator LS foi realizado o mosaico das 4

folhas (24_555; 25_555; 24_54; e, 25_54) que abrangem toda a cobertura da bacia de estudo, bem como a obtenção do modelo digital de elevação hidrologicamente consistente (MDEHC).

A estimativa do comprimento de rampa (L) se deu pelo conceito de área de contribuição que indica o grau de confluência do escoamento (SOUSA; PAULA, 2019; SILVA *et al.* 2022) e o grau de declive (S) foi determinado a partir do processamento do modelo digital de elevação oriundo do projeto TOPODATA/INPE (VALERIANO *et al.* 2006) que possuem imagens SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*) com resolução espacial de 30 metros.

Os valores do fator topográfico LS foram reclassificados com base nos valores descritos por Fornelos e Neves (2007), conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Classificação para o Fator LS	
Fator LS	Classes
0,0 – 1,0	Muito Baixo
1,1 – 2,0	Baixo
2,1 – 5,0	Moderado
5,0 – 10,0	Moderadamente Forte
10,1 – 50,0	Forte
> 50,0	Muito Forte
Fonte: Adaptado Fornelos e Neves (2007).	

4.6 Uso e manejo do solo - Fator C

Para obtenção do fator C foi necessário identificar o uso e a ocupação do solo na BP3, para tanto foi utilizado o mapeamento de uso e cobertura fornecido pelo projeto MapBiomias, Coleção 8, proveniente da coleção do Satélite Landsat 8 e da classificação supervisionada utilizando o algoritmo Random Forest (SOUZA *et al.* 2020).

Após o recorte para a BP3, foi realizada a identificação das classes segundo a coleção MapBiomias e realizada a reclassificação considerando 10 classes de interesse para o estudo, conforme apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Tabela de reclassificação das classes de Uso e Manejo para a BP3

Códigos MapBiomas	Reclassificação		Classes	Legenda
3	2,5	3,5	1	Formação Florestal
9	8,5	9,5	2	Áreas de Reflorestamento
11	10,5	11,5		
15	14,5	15,5	3	Pastagem
39	38,5	39,5	4	Cultura de soja
20	19,5	20,5	5	Cana-de-açúcar
41	40,5	41,5		
21	20,5	21,5	6	Outras culturas (Milho e trigo)
46	45,5	46,5		
48	47,5	48,5	7	Café e Outras Lavouras Perenes
33	32,5	33,5	8	Água
24	23,5	24,5	9	Área Urbanizada
25	24,5	25,5	10	Solo exposto

Fonte: Autoria própria (2024)

Para a Classe 1 - Formação florestal considerou-se os atributos dos códigos 3 (Formação Florestal), para a Classe 2 – Áreas de Reflorestamento, atribuiu-se os códigos 11 (Campo Alagado) e 9 (Silvicultura), para as Classes 3, 4 e 5 manteve-se os respectivos códigos 15 (Pastagem), código 39 (Soja), e código 20 (Cana-de-açúcar), para Classe 6 – Outras Culturas foram consideradas a união das culturas de códigos 41 (Outras Lavouras Temporárias) e 21 (Mosaicos de Usos), para as Classes 8, 9 e 10 manteve-se os respectivos códigos, código 33 água (Rio, Lago e Oceano), código 24 (Área Urbanizada) e código 25 para (Outras Áreas não Vegetadas) que correspondem ao Solo Exposto.

A cada classe de uso e a ocupação foi atribuído um valor correspondente ao fator de Uso e Manejo do Solo (C), tendo como base o levantamento literário apresentado na Tabela 4, permitindo a posterior quantificação quanto a área correspondente a cada Uso e Manejo.

Tabela 4 - Classificação para o Fator C

Fator C	Tipo de cobertura	Revisão
0,001	Áreas de Reflorestamento (Áreas de vegetação densa - Florestas, arbustos)	Morgan (2005)
0,003	Formação Florestal (Áreas de Reflorestamento ou vegetação secundária)	Morgan (2005)
0,1154	Outras culturas Temporárias (Milho/trigo)	Fernandez <i>et al.</i> (1996); Morgan (2005)
0,20	Soja	Morgan (2005)
0,0087	Pastagens	Frota, Soune e Wendland (2020)
0,0608	Cana-de-açúcar	Frota, Soune e Wendland (2020)
0,05	Café e Outras Lavouras Perenes	Morgan (2005)
0	Área Urbanizada/Água	Fernandez <i>et al.</i> (1996)
1	Solo exposto	Fernandez <i>et al.</i> (1996)

Fonte: Autoria própria (2024)

Os valores associados ao fator C podem variar conforme o tipo de cobertura e seu estágio de desenvolvimento em uma determinada área, segundo Brady e Weil (2013) o fator C tende a se aproximar de um em áreas com pouca cobertura e zero em locais com cobertura vegetal densa cobrindo o solo o que indicam solos bem protegidos pela vegetação.

4.7 Práticas conservacionistas - Fator P

A mesma camada de mapeamento de uso e manejo do solo (fator C) foi manipulada e reclassificada com base em dados levantados na literatura para definição do valor correspondente ao Fator P.

Este representa a relação entre a intensidade de perda de solo com as práticas conservacionistas adotadas, quanto mais próximo de 1,0 indica que menos práticas conservacionistas são adotadas, como plantio em contorno, plantio em faixas, terraceamento, plantio direto e outras, manejo de pastagens (COSTA *et al.* 2007; SOUSA; PAULA, 2019; SILVA; GALVANI, 2021), quando presentes essas práticas de conservação tendem a reduzir o fator P, visto que limitam o volume de escoamento e a velocidade de deposição de sedimentos (ALLAFTA; OPP, 2022).

O levantamento literário do fator de Práticas Conservacionistas (Fator P) está apresentado na Tabela 5.

Tabela 5 - Classificação para o Fator P

Fator P	Tipo de Uso do solo	Revisão
1,00	Área Urbana	Souza e Gasparetto (2012)
1,00	Solo exposto	Souza e Gasparetto (2012)
0,40	Pastagem	Righetto (1998)
0,01	Formações florestais	Tomazoni e Guimarães (2005)
0,04	Áreas de Reflorestamento	Tomazoni e Guimarães (2005)

Fonte: Autoria própria (2024)

Os cultivos agrícolas (soja, café e outras lavouras perenes, outras culturas temporárias (milho/trigo e cana de açúcar) foram unificadas para criar a classe agricultura na qual testou-se os diferentes valores do fator P, simulando condições com e sem adoção de práticas conservacionistas, com o objetivo de observar os impactos das variações da perda de solo quando as práticas conservacionistas são negligenciadas ou realizadas de forma inadequada. Os cenários analisados utilizaram valores de 0,3, 0,5, 0,7 e 1,0 para o Fator P em relação a classe de agricultura, na avaliação dos diferentes cenários foram mantidos iguais os valores em relação às demais classes.

4.8 Mapeamento da perda de solo

Os fatores mapeados foram utilizados para quantificação da perda de solo para a BP3, e os resultados foram reclassificados com base nos valores descritos por Tomazoni e Guimarães (2005) conforme Tabela 6, e quantificados quanto à extensão de área de cada classe para a BP3.

Tabela 6 - Classificação para o Fator A
(continua)

Perda de Solo - Fator A (t.ha⁻¹.ano⁻¹)
0 – 2,50
2,51 – 5,00
5,01- 10,00
10,01 – 15,00
15,01 – 20,00

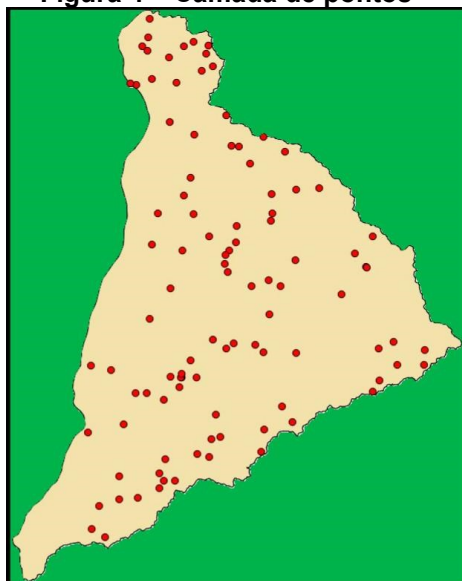
**Tabela 6 - Classificação para o Fator A
(conclusão)**

Perda de Solo - Fator A (t.ha⁻¹.ano⁻¹)
20,01 – 50,00
50,01 – 100,00
> 100,00

Fonte: Adaptado Tomazoni e Guimarães (2005).

No software QGIS, utilizou-se a ferramenta Point Sampling Tool para gerar uma camada contendo 100 pontos distribuídos aleatoriamente sobre a área em estudo da BP3, conforme mostrado na Figura 4. Em seguida, os dados de perda de solo de cada um desses pontos foram extraídos e exportados para o Excel, onde foi realizada a análise das informações.

Figura 4 – Camada de pontos



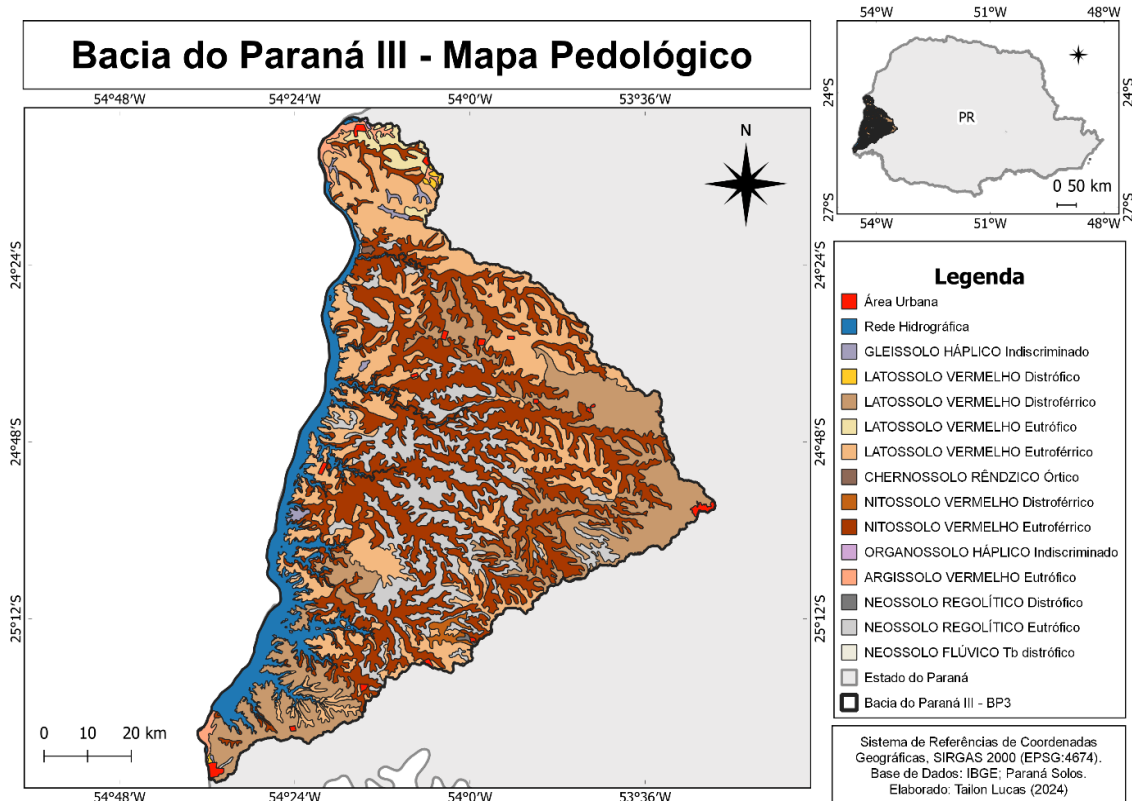
Fonte: Autoria própria (2024)

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Levantamento pedológico

Considerando a base de dados disponibilizada pela EMBRAPA SOLOS para o estado do Paraná, e de acordo com o SiBCS, foi possível identificar os solos até o terceiro nível categórico (grandes grupos), e como resultado identificou-se treze tipos de solos para a região da BP3, conforme apresentado na Figura 5.

Figura 5 – Mapa Pedológico: Bacia Hidrográfica do Paraná III



Fonte: Autoria própria (2024)

Na Tabela 7 estão indicadas as áreas de cada tipo de solo identificado na BP3, os resultados indicaram que NITOSSOLO, LATOSSOLO E NEOSSOLO são as classes que predominam na bacia hidrográfica.

Tabela 7 - Classes de solo na BP3

(continua)

Classes de solo	Sigla	Área km ²	% área
NITOSSOLO VERMELHO Eutróférrico	NVef	2932,2	37,36%
LATOSSOLO VERMELHO Eutróférrico	LVef	2022,54	25,77%
LATOSSOLO VERMELHO Distróférrico	LVdf	1546,33	19,70%
NEOSSOLO REGOLÍTICO Eutrófico	RRe	1069,69	13,63%
LATOSSOLO VERMELHO Eutrófico	LVe	92,95	1,18%
ARGISSOLOSVERMELHO Eutrófico	PVe	65,26	0,83%

Tabela 7 - Classes de solo na BP3

(conclusão)			
Classes de solo	Sigla	Área km ²	% área
GLEISSOLO HÁPLICO Indiscriminado	GX1	49,03	0,62%
NITOSSOLO VERMELHO Distroférrico	NVdf	47,78	0,61%
LATOSSOLO VERMELHO Distrófico	LVd	11,18	0,14%
NEOSSOLO REGOLÍTICO Distrófico	RRd	4,75	0,06%
CHERNOSSOLO RÊNDZICO	MDo	4,56	0,06%
ORGANOSSOLO HÁPLICO	OX1	1,66	0,02%
NEOSSOLO FLÚVICO Tb Distrófico	RYbd	1,04	0,01%

Fonte: Autoria própria (2024)

As classes NITOSSOLO VERMELHO Eutroférrico e LATOSSOLO VERMELHO Eutroférrico e Distroférrico representam juntos 82,82% da área da bacia, logo a maior proporção de solos são profundos e com boa drenagem sendo menos suscetíveis a erosão (EMBRAPA, 2006).

A classe de solo predominante na BP3 é o NITOSSOLO VERMELHO Eutroférrico, abrangendo cerca de 37,36% da área, o que equivale a aproximadamente 2.932 km². Os resultados encontrados corroboram com Fronza, Rocha e Pletsch (2022), no estudo das bacias do São Francisco Verdadeiro e do São Francisco Falso, as quais integram a BP3, 45,52% e 46,34% da área é predominada por NITOSSOLO, respectivamente.

Os NITOSSOLOS geralmente apresentam variações de moderadamente a bem drenados, com boa profundidade e possuindo uma coloração avermelhada devido à presença de óxidos de ferro. Sua textura é predominantemente argilosa ou muito argilosa. Esses solos estão associados a paisagens de relevo suavemente ondulado a ondulado e são considerados adequados para a agricultura. No entanto, devido à sua localização em áreas mais declivosas, esses solos tendem a ser mais suscetíveis à erosão quando manejados inadequadamente (MANZATTO *et al.* 2002; PRADO, 1995).

Em relação aos LATOSSOLOS VERMELHOS identificou-se quatro grandes grupos (3º nível categórico do SiBCS) sendo os de maior proporção os Eutroférricos e Distroférricos, cobrindo uma área 2.022,54 e 1.546,33 km² respectivamente

correspondendo a 25,77% e 19,70% da extensão da BP3 e em menor escala os LATOSSOLO VERMELHO Eutrófico e Distrófico cobrindo áreas respectivas de 92,95 km² e 11,18 km² ou 1,18% e 0,14% da área total.

Em geral, os LATOSSOLOS são solos profundos, com textura predominantemente argilosa ou muito argilosa, devido a sua porosidade são altamente permeáveis mesmo quando muito argilosos, variando de fortemente a bem drenados. Eles tendem a se desenvolver principalmente em paisagens de relevo plano e suavemente ondulado, embora também possam ocorrer em áreas de relevo montanhoso (EMBRAPA, 2018; KER, 1997). De acordo com Paranhos Filho (2000), embora esse solo, por suas características, apresente boa resistência à erosão, é necessário adotar práticas conservacionistas adequadas, levando em consideração a inclinação do terreno e o tipo de uso.

Os NEOSSOLOS REGOLÍTICOS abrangem uma área de 1.069 km², o que representa 13,63% do total. Estes solos são considerados menos desenvolvidos, caracterizando-se por sua superficialidade e menor capacidade de drenagem (EMBRAPA, 2006). São solos jovens, compostos por material mineral ou orgânico, geralmente com menos de 20 cm de espessura. Essa classe de solo está associada a paisagens de relevo acidentado, tornando-os mais suscetíveis à erosão hídrica e menos adequados para a prática agrícola (EMBRAPA, 2018; MANZATTO *et al.* 2002).

Os solos do tipo ARGISSOLO VERMELHO Eutrófico estão presentes em apenas 0,83% da área, localizados principalmente próximo ao leito e às margens do reservatório de Itaipu, segundo Leite (2016) estes solos são formados principalmente por depósitos de materiais transportados.

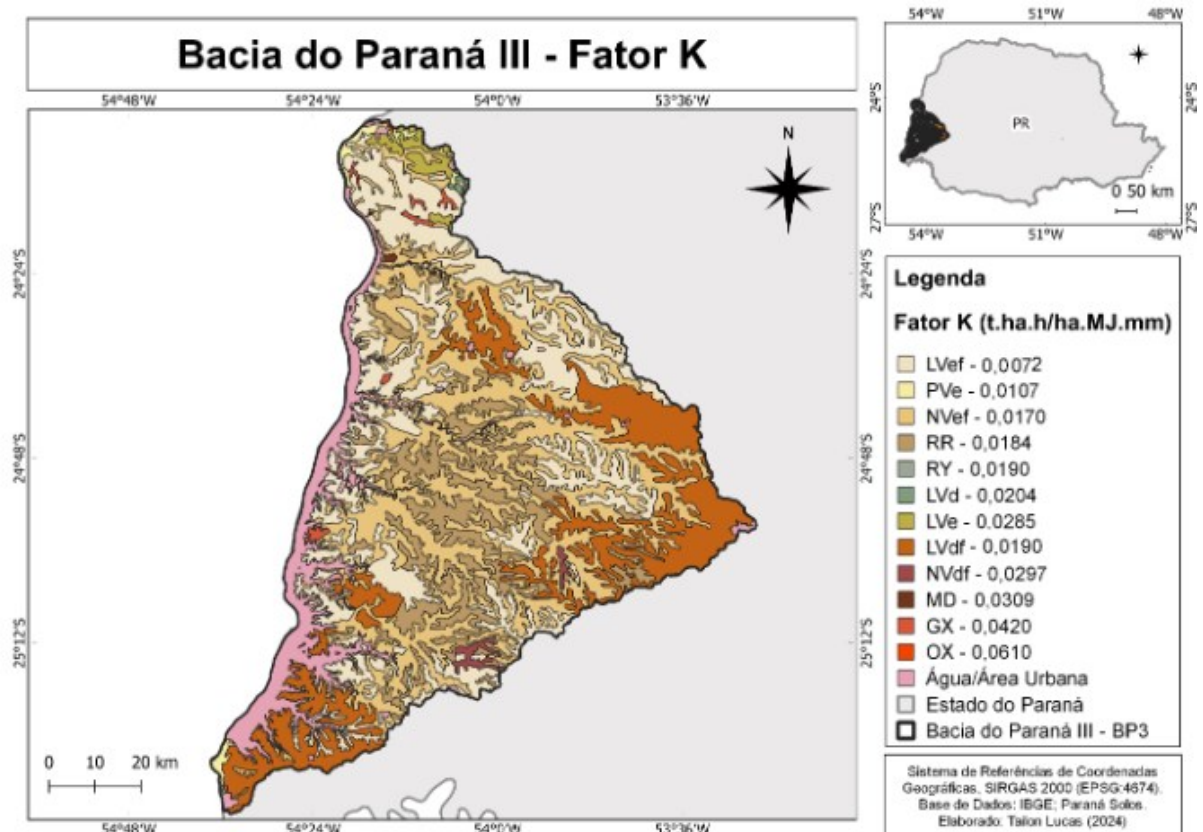
Os demais solos somados ocupam menos de 1,5% da área da bacia (108 km² aproximadamente), são compostos por: GLEISSOLO HÁPLICO (0,62%), NITOSSOLO VERMELHO distroférico (0,61%), NEOSSOLO REGOLÍTICO distrófico (0,06%), CHERNOSSOLO RÊNDZICO (0,06%), ORGANOSSOLO HÁPLICO (0,02%) e NEOSSOLO FLÚVICO (0,01%).

5.2 Erodibilidade do solo - Fator K

A espacialização do mapeamento do fator de erodibilidade do solo (K) para a BP3 está presente na Figura 6. Os resultados consideram os dados do levantamento literário apresentado no estudo, contudo a classe dos NEOSSOLOS REGOLÍTICOS

Distróficos e Eutróficos foi combinada devido a identificação da baixa proporção dos NEOSSOLOS REGOLÍTICOS Distróficos encontrados na extensão da bacia, bem como pela dificuldade em determinar o valor correspondente do fator K para sua classe pela literatura.

Figura 6 – Fator K: Bacia Hidrográfica do Paraná III



Fonte: Autoria própria (2024)

Relacionando o levantamento com a classificação proposta por Mannigel *et al.* (2002), conforme Tabela 8, foi possível constatar que a maior parte da Bacia do Paraná III, 72,70% da área, possui solos com Média susceptibilidade a processos erosivos. Nessa classe estão os NEOSSOLOS REGOLÍTICOS e FLÚVICOS, os NITOSSOLO VERMELHO Eutroférico e Distroférico e os LATOSSOLOS VERMELHOS Distrófico, Eutrófico e Distroférico.

Tabela 8 - Classificação do Fator K para a BP3

Fator K t.ha.h/ha.MJ.mm	Classificação	Distribuição do Fator K	Área (km²)
< 0,0090	Muito Baixa	25,77%	2022,54
0,0090 e 0,0150	Baixa	0,83%	65,26
0,0150 e 0,0300	Média	72,70%	5705,92
0,0300 e 0,0450	Alta	0,68%	53,59
0,0450 e 0,0600	Muito Alta	0,00%	0
> 0,0600	Extremamente Alta	0,02%	1,66

Fonte: Adaptado de Mannigel *et al.* (2002)

A região classificada como de muito baixa suscetibilidade a processos erosivos é representada pelo LATOSSOLO VERMELHO Eutrófico, este solo ocupa 25,77% da área de estudo. O solo do tipo ARGISSOLO VERMELHO Eutrófico ocupa a classe de baixa suscetibilidade, sendo de baixa representatividade, ocupa 0,83% da área.

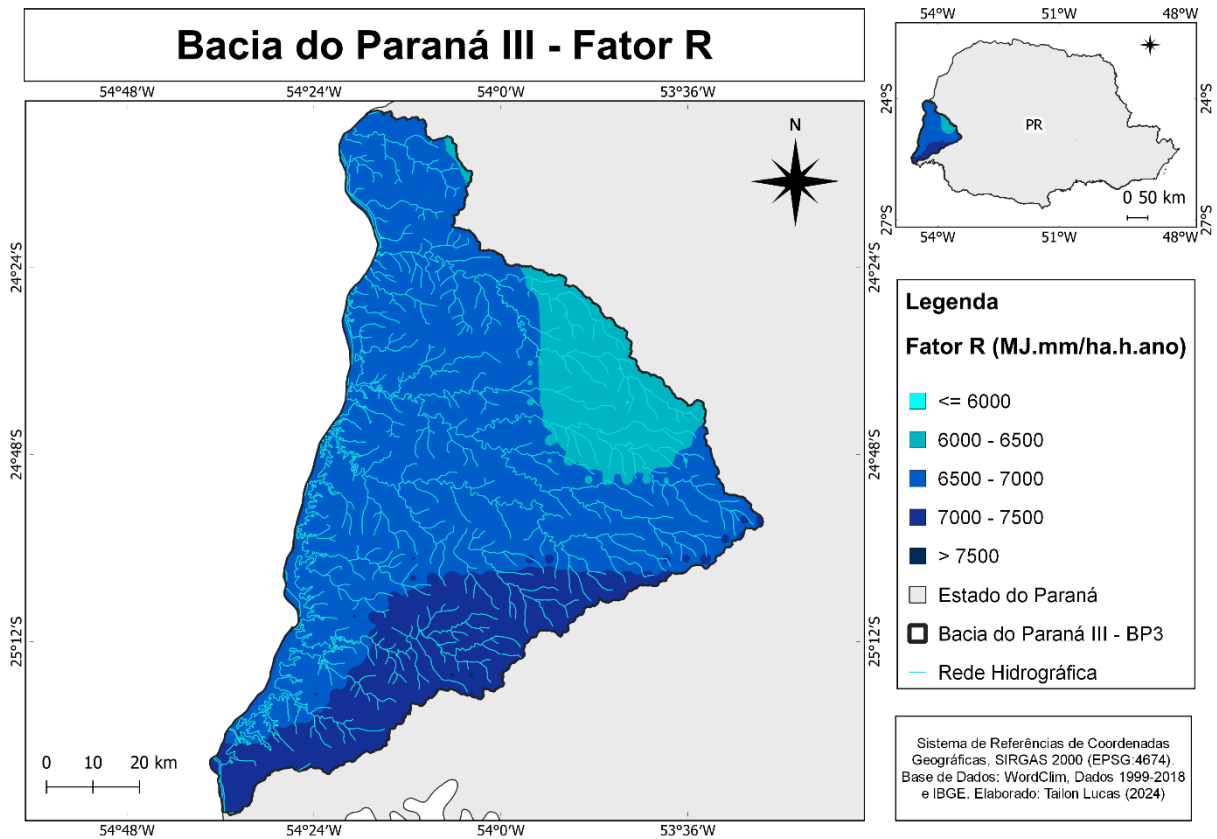
Apenas 0,68% e 0,02% da área se enquadram em Alta e Extremamente Alta susceptibilidade, respectivamente. Os solos extremamente suscetíveis à erosão pertencem aos ORGANOSSOLOS e apresentam baixa representatividade na BP3 ocupando apenas 0,02% da área, localizado exclusivamente ao norte da bacia. Na classe alta de suscetibilidade a erosão ficou o solo do tipo GLEISSOLO HÁPLICO e CHERNOSSOLO RÊNDZICO ambos com baixa representatividade na BP3 onde mesmo somados não correspondem a nem 1% da área total.

5.3 Erosividade da chuva - Fator R

Na Figura 7 tem-se o mapeamento de erosividade da chuva (R) para a BP3, determinado com base nos dados pluviométricos de série histórica de 1999 a 2018 oriunda de imagens de satélite, com precipitação anual variável de 1433 mm a 1893 mm, uma amplitude de 460 mm.

A Erosividade da chuva para a BP3 variou entre 5.9976,7 e 7.5565,7 MJ.mm.h⁻¹ .ha⁻¹, apresentados considerando cinco classes de igual amplitude para permitir melhor visualização.

Figura 7– Fator R: Bacia Hidrográfica do Paraná III



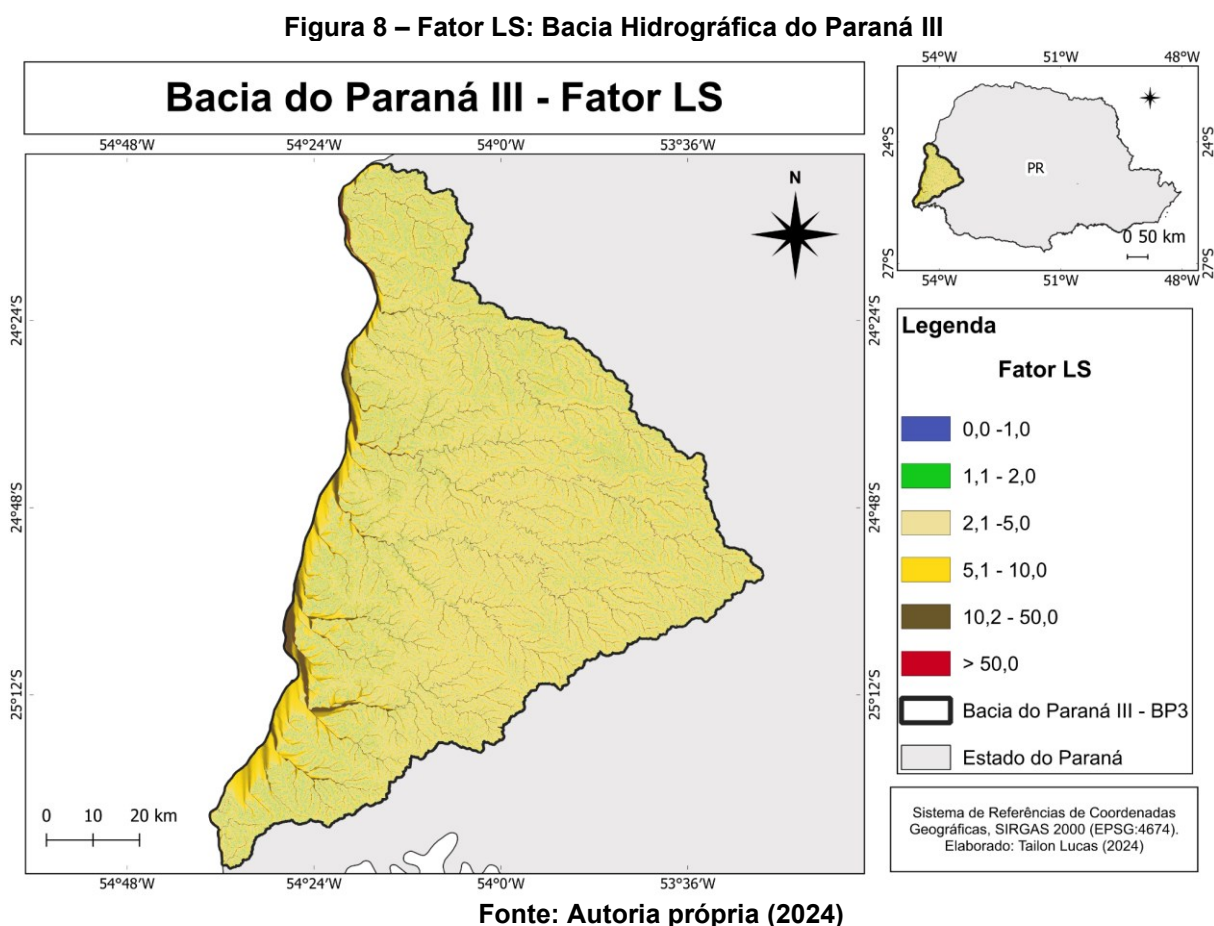
Fonte: Autoria própria (2024)

Os resultados permitem inferir que regiões ao Sul da BP3 são mais suscetíveis a erosividade da chuva (R) visto que segundo Carvalho (2008) valores entre 4.905 a 7.357 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹ indicam áreas com erosividade da chuva média a forte e valores maiores que 7.357 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹ indicam áreas com forte erosividade da chuva.

Waltrick *et al.* (2015) observaram que a erosividade da chuva no Paraná apresenta variação temporal ao longo dos meses, principalmente nas regiões sudoeste e oeste. A média anual da erosividade da chuva variou de 5.449 a 12.581 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹. Contudo os resultados obtidos corroboram com Fronza, Rocha e Pletsch (2022) onde a faixa encontrada para a Bacia do São Francisco Falso e Verdadeiro, sub-bacias localizadas na região da BP3, variaram entre 6.423,28 e 7.404,10 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹.

5.4 Fator topográfico - Fator LS

Na Figura 8 tem-se o mapeamento do Fator Topográfico em relação a área da BP3, determinado com base no Modelo Digital de Elevação (MDE) hidrologicamente consistente.



Os valores do Fator LS para a BP3 variaram de 0 a 50, sendo apresentados em seis classes distintas, variando de muito baixo a muito forte. Observa-se que a maior parte da bacia se enquadra na classe de 2,1 a 5,0, o que, segundo Fornelos e Neves (2007), caracteriza regiões de moderada influência do relevo.

De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2005), o volume e a velocidade das enxurradas estão intimamente ligados ao grau de declividade do terreno. Dessa forma, áreas com maior inclinação apresentam um Fator LS mais elevado.

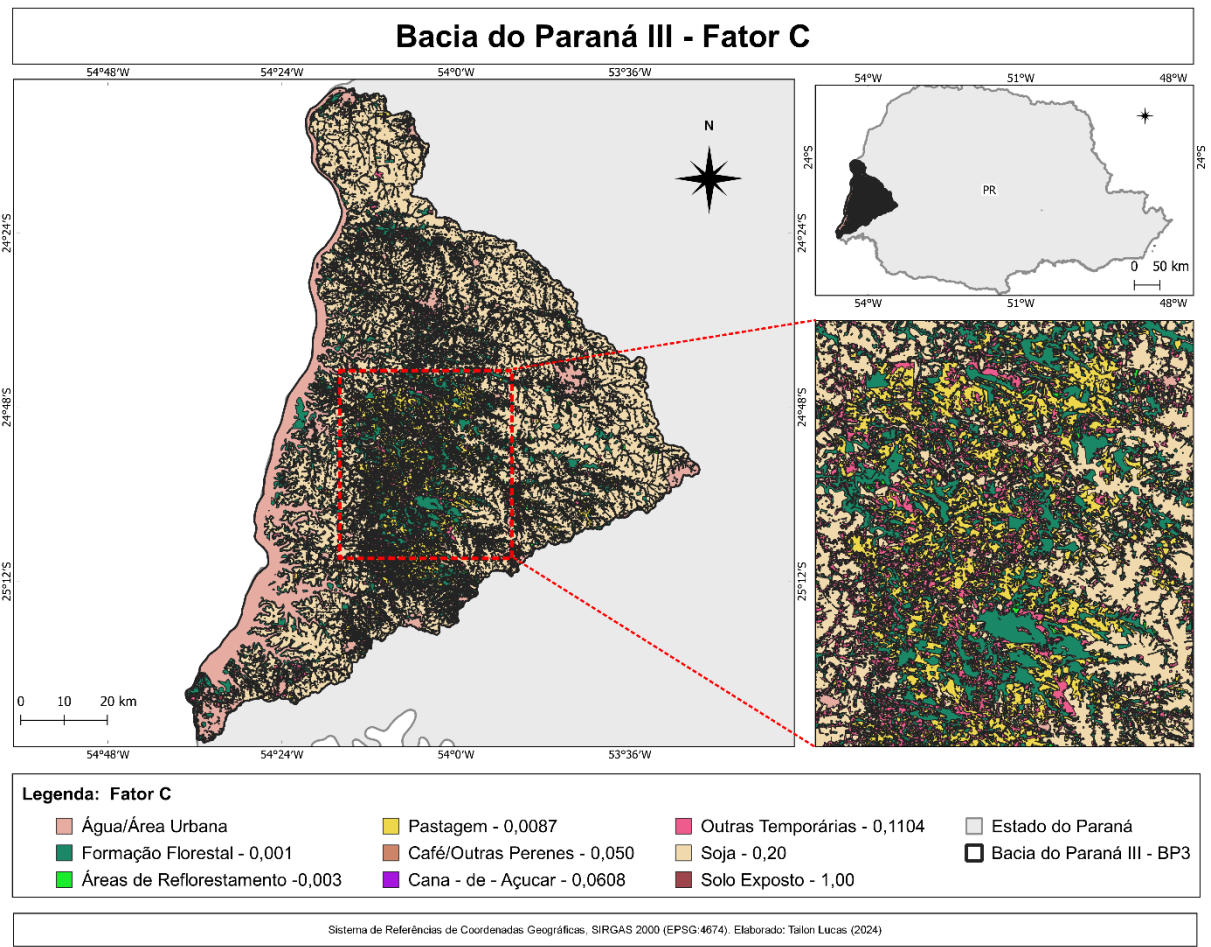
Conforme Tomazoni e Guimarães (2005), valores mais elevados de LS são decorrentes de encostas mais acentuadas. Na Bacia do Rio Jirau, localizada no município de Dois Vizinhos, no Sudoeste do Paraná, os menores valores de LS, entre 0 e 1,2, abrangem uma maior quantidade de área. Isso destaca que, mesmo em

regiões onde o relevo não é acentuado, o Fator LS exerce influência sobre o processo erosivo, embora não possa ser considerado o principal agente causador da erosão.

5.5Uso e manejo do solo - Fator C

Na Figura 9 é apresentado o mapeamento do uso e manejo do solo, considerando as classes indicadas no estudo para a BP3 e o mapeamento das respectivas áreas.

Figura 9 – Fator C: Bacia Hidrográfica do Paraná III



Fonte: Autoria própria (2024)

As áreas correspondentes a cada classe são apresentadas na Tabela 9 e permitem observar predominância de usos agrícolas na maior parte da BP3, compostos principalmente por áreas com cultura de soja (48%), seguida por outras culturas (16,56% como o milho e o trigo), pequena extensão de cultura do café e outras culturas perenes (0,04%) e de cana-de-açúcar (0,002%).

Tabela 9 – Classes de Uso e Manejo para a BP3

Classe	Área Km²	% Área
Formação Florestal	1405,82	16,36
Áreas de Reflorestamento	63,35	0,74
Pastagem	608,38	7,08
Cultura de soja	4124,68	48,00
Cana-de-açúcar	0,014	0,0002
Outras culturas (Milho e trigo)	1422,77	16,56
Café e Outras Lavouras Perenes	3,74	0,04
Corpo D'água	704,97	8,20
Área Urbana	229,21	2,67
Solo exposto	30,49	0,35

Fonte: Autoria própria (2024)

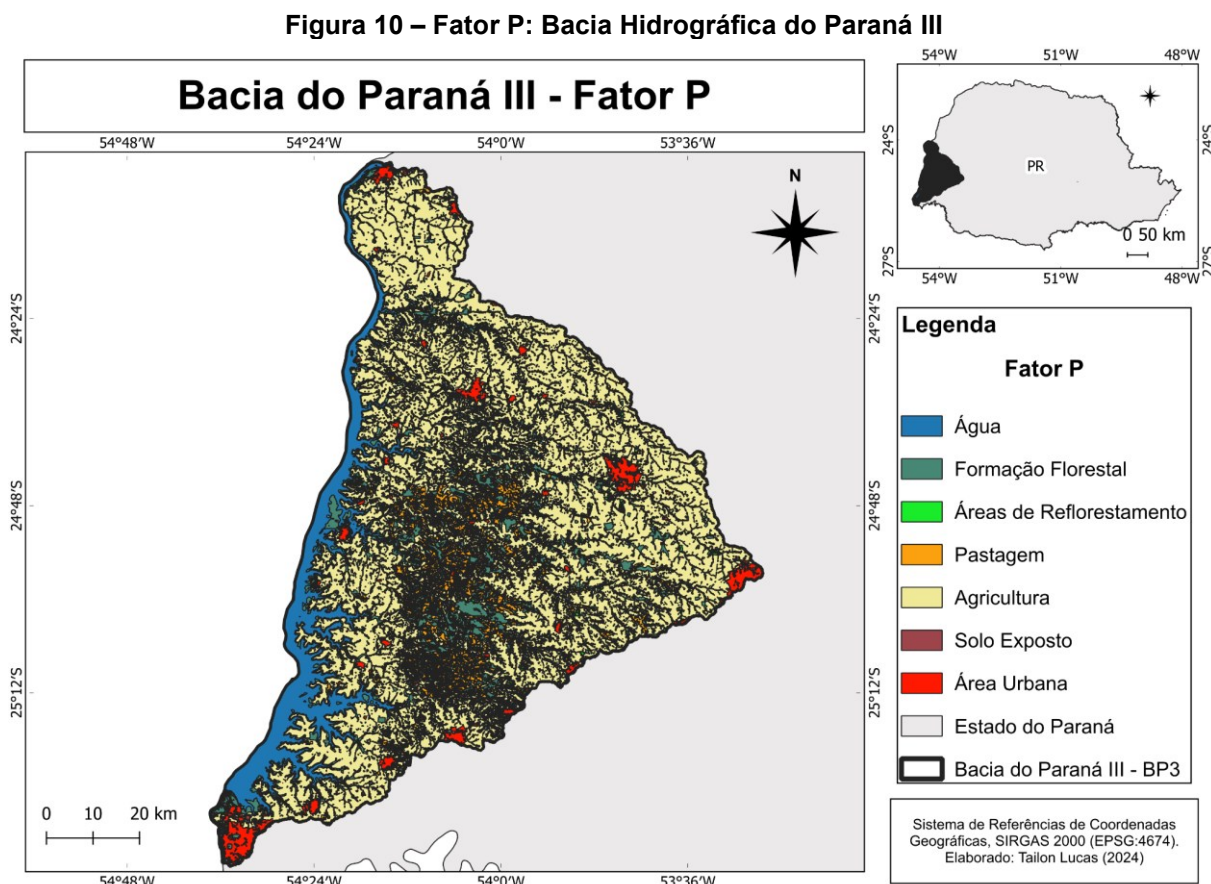
A distribuição de uso e manejo na BP3 reflete uma predominância significativa do uso agrícola em relação aos demais usos, representando 64,60% da área total, e corroboram com os dados apresentados pelo IAT (2014), que concluíram que a agricultura intensiva ocupa a maior parte da área da bacia, representando 72,23%.

A área agrícola dedicada principalmente ao cultivo de soja durante a maior parte do ano está localizada em áreas, identificadas prioritariamente por Latossolos e Nitossolos Vermelhos. Conforme Bognola *et. al* (2020) a inclinação dessas áreas permite a mecanização em todas as etapas, desde o plantio até a colheita, facilitando práticas como o plantio direto. O uso combinado dessas técnicas com o terraceamento contribui para redução dos processos erosivos.

A área ocupada por pastagens está localizada principalmente no interior da BP3, representando 7,08% da área total da bacia, corroborando com Rocha *et. al*. (2018) os quais indicaram que as áreas de pastagem ocupam principalmente a região intermediária da bacia associadas com terrenos mais acidentados e irregulares, representados pelos Nossolos Regolíticos (Figura 5). As áreas de formação florestal compreendem 16,36% da área total da BP3 localizadas principalmente nas regiões de matas ciliares e corpos hídricos.

5.6 Práticas conservacionistas - Fator P

Na Figura 10 está apresentado o mapeamento da área em relação ao Fator P para a BP3 considerando as respectivas classes.



Fonte: Autoria própria (2024)

A Tabela 10 permite observar que a agricultura representa 64,60% da área total da bacia, seguida pelas demais classes. Durante a safra 2016/2017, foi realizada uma pesquisa pelo Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná — (IDR-Paraná) e da Universidade Estadual de Londrina (UEL) com 234 produtores rurais distribuídos ao longo da BP3, a fim de avaliar como os agricultores entendem as práticas de conservação do solo. Constataram que 88% conheciam práticas como o plantio direto, manutenção contínua de cobertura vegetal no solo e rotação de culturas. Entre as práticas conservacionistas, o Plantio Direto se destacou como a mais conhecida entre os agricultores, os resultados indicaram que 80% dos entrevistados utilizam a técnica de semeadura em nível e que 97% implementaram terraços em suas propriedades (TELLES *et al.*, 2022).

Tabela 10 – Classes de práticas conservacionistas para a BP3

Classes	Área km²	% Área
Formação Florestal	1405,82	16,36
Áreas de Reflorestamento	63,35	0,74
Agricultura	5551,19	64,60
Pastagem	608,38	7,08
Corpo D'água	704,97	8,20
Área Urbanizada	229,21	2,67
Solo exposto	30,49	0,35

Fonte: Autoria própria (2024)

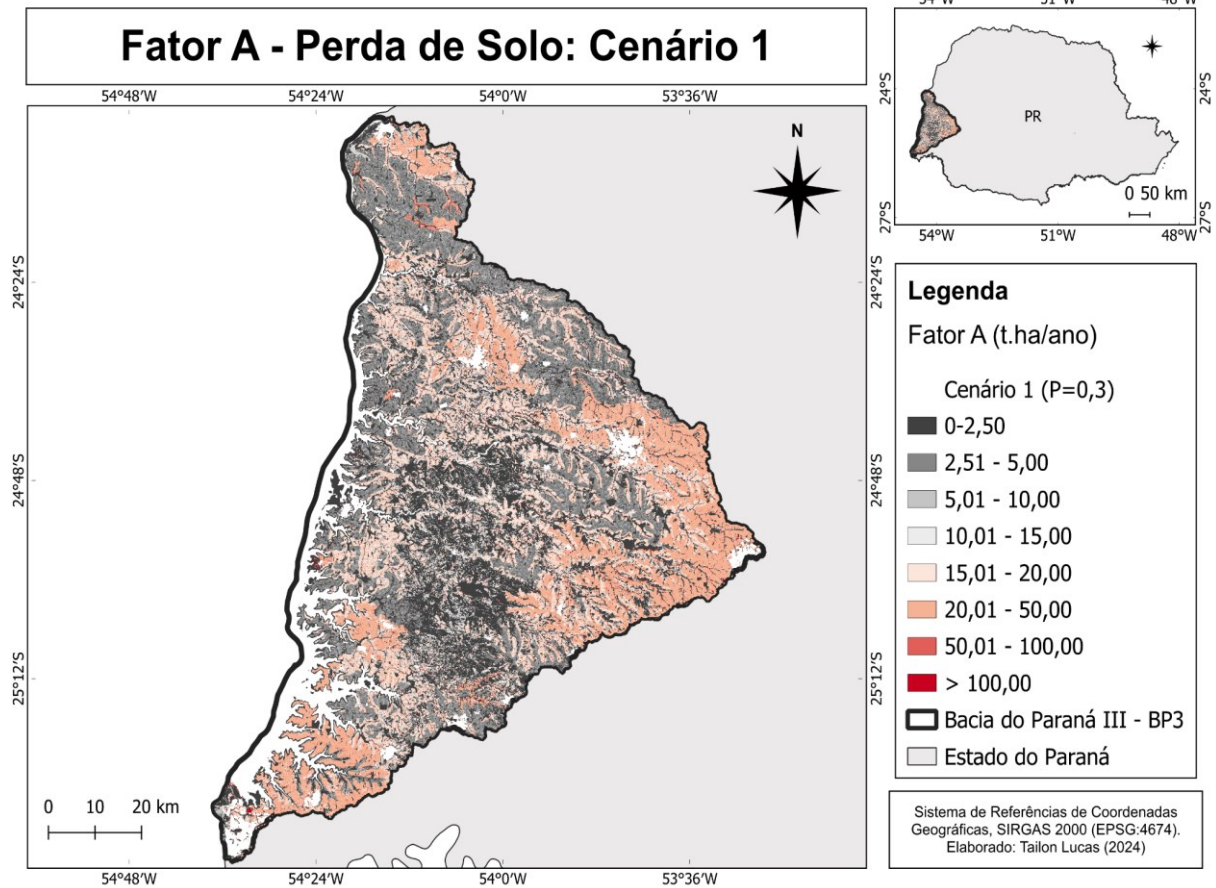
Além da agricultura, as demais áreas relacionadas às práticas conservacionistas foram formações florestais com 16,36%, e pastagens com 7,08% de área ocupada. Apesar da classe de agricultura ser apresentada de forma mais segregada para o Fator C, observa-se que os resultados em relação ao Fator P vem de encontro com os demais resultados apresentados. Os fatores C e P estão relacionados às formas de ocupação e uso das terras, considerados com maior influência antrópica quando comparados com os demais fatores da perda de solo (PEREIRA, 2002).

5.7 Perda de solo- Fator A

Os resultados do mapeamento e quantificação da perda de solo (Fator A) para a BP3, considerando a Equação Universal de Perda de Solos (EUPS) e os diferentes cenários em relação ao Fator P, são apresentados e discutidos a seguir, todos os cenários foram analisados considerando as oito classes descritas por Tomazoni e Guimarães (2005), com valores de perda de solo variando entre 0 a $>100 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

O mapeamento da EUPS considerando o Cenário 1 ($P=0,3$) está apresentado na Figura 11. Os resultados demonstram que, em cenários mais conservadores a distribuição da perda de solo torna-se mais uniforme entre as diferentes faixas, com 63,97% da área concentrada nas quatro faixas mais baixas, variando de 0 a $15 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. O restante da área apresenta perdas de solo entre 15,01 e mais de $100 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, sendo que a maior proporção, 22,86% da BP3, encontra-se na faixa de 20,01 a $50 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$.

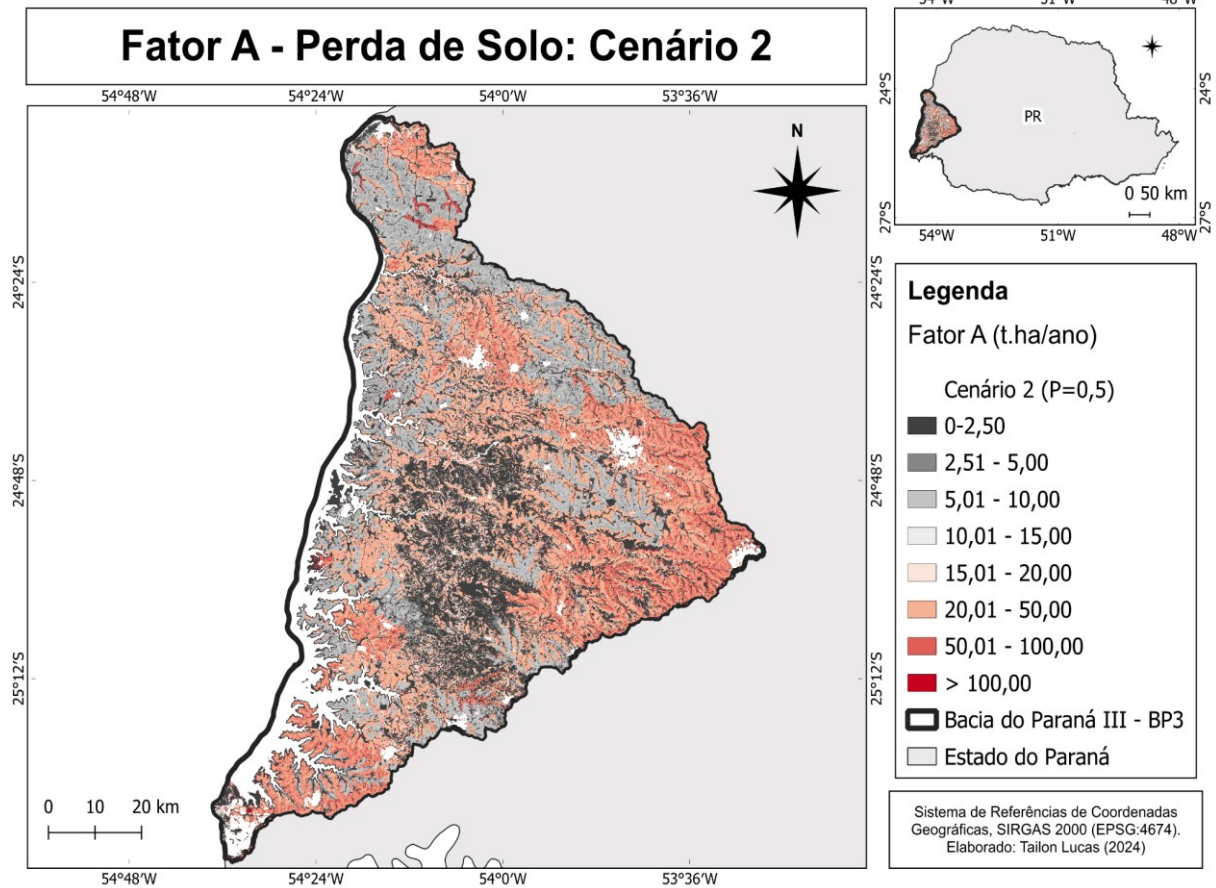
Figura 11– Fator A: Cenário 1 (P = 0,3).



Fonte: Autoria própria (2024)

O mapeamento da EUPS considerando o Cenário 2 (P=0,5), com uma pequena redução no uso de práticas conservacionistas, está apresentado na Figura 12. Observa-se que houve um aumento da perda de solo, principalmente na faixa que varia entre 5,01 a 10,00 t ha⁻¹ ano⁻¹, que passou de 8,4% para 15,75%, e na faixa que varia de 20,01 a 50,00 t ha⁻¹ ano⁻¹, que passou de 22,86% para 32,69%, indicando um aumento significativo na perda de solo.

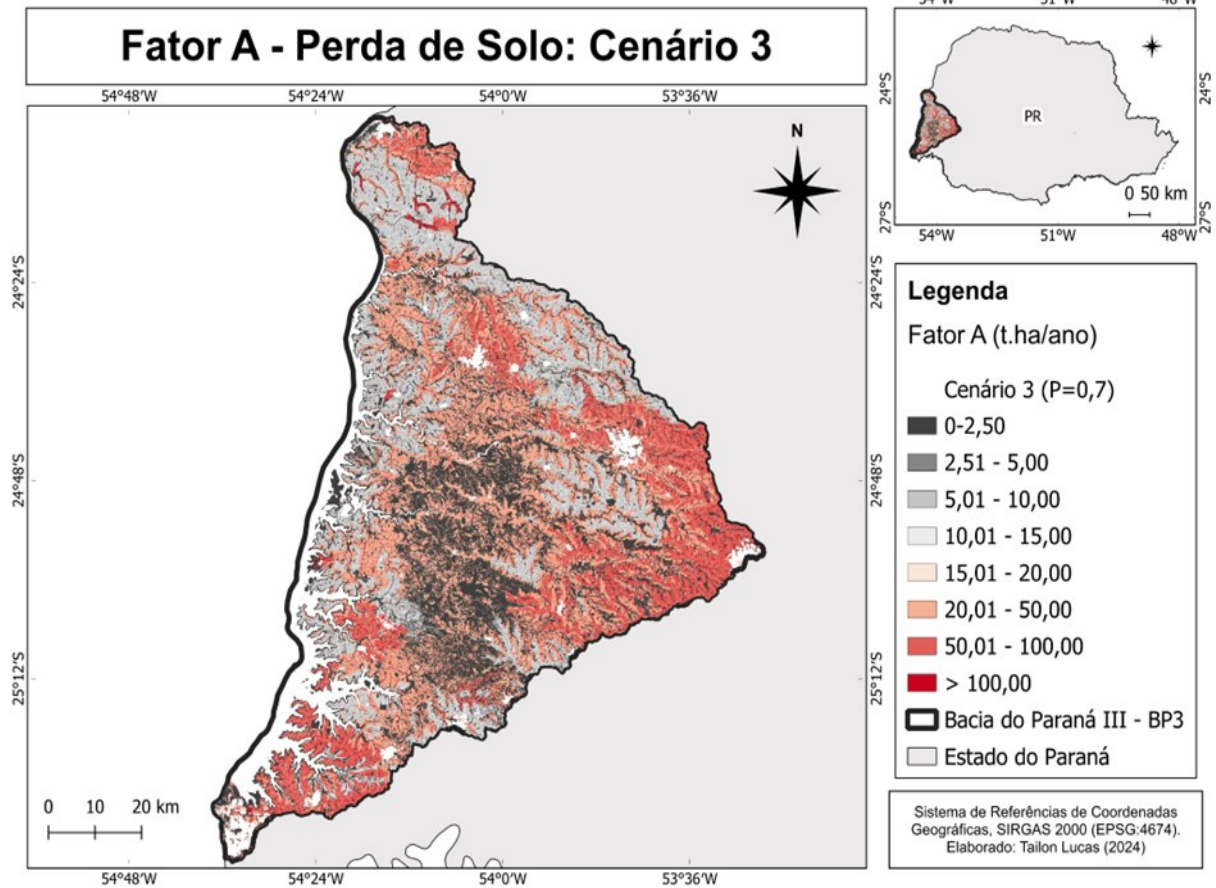
Figura 12– Fator A: Cenário 2 (P = 0,5)



Fonte: Autoria própria (2024)

O mapeamento da EUPS considerando o Cenário 3 (P=0,7) está apresentado na Figura 13. Observa-se que a perda de solo não foi tão significativa nas faixas intermediárias; contudo, na faixa de 50,01 a 100 t ha⁻¹ ano⁻¹, ocorreu um aumento na área com essa perda considerável, passando de 1,19% no cenário 1 para 8,66% no cenário 2 e chegando a 18,15% no cenário 3. Embora a maior perda de solo esteja concentrada na faixa de 20,01 a 50 t ha⁻¹ ano⁻¹, que corresponde a 27,61% da BP3, as faixas superiores totalizam mais de 45% da área.

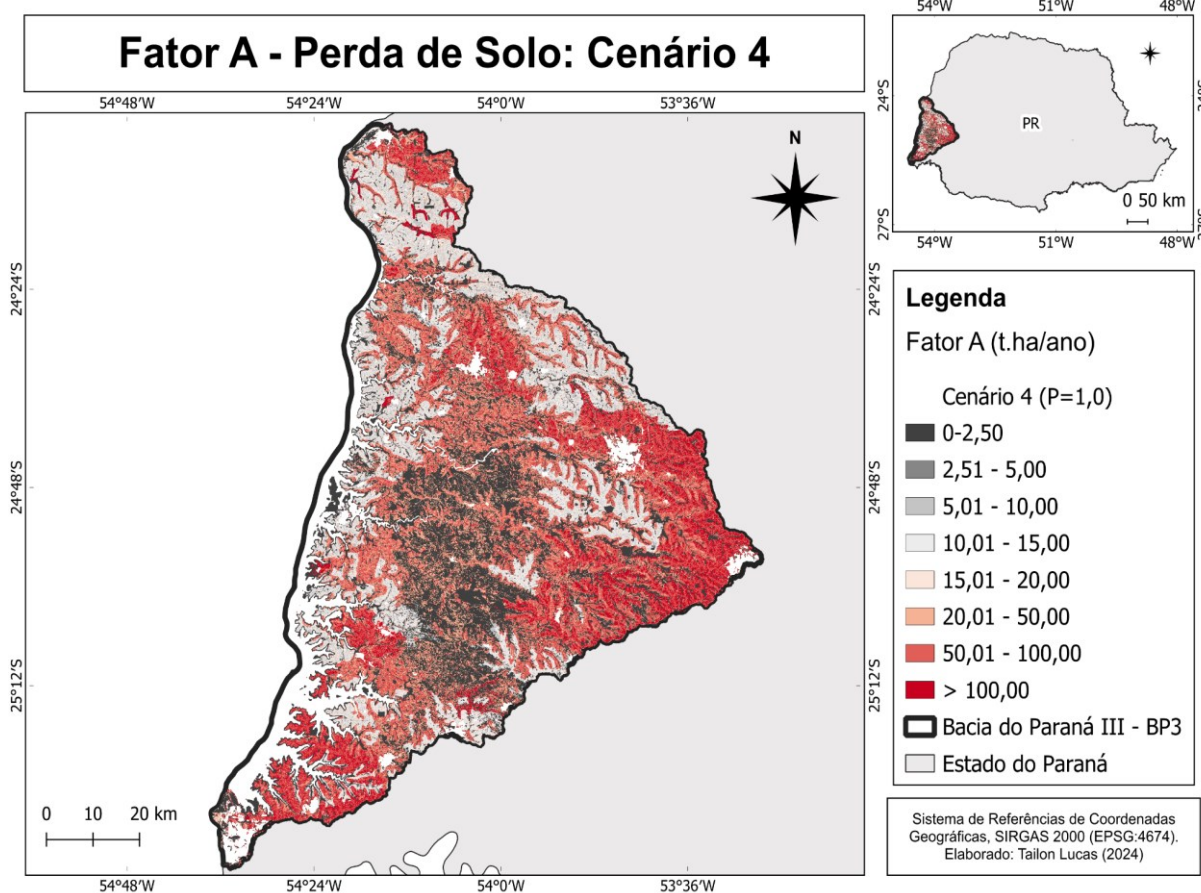
Figura 13– Fator A: Cenário 3 (P = 0,7)



Fonte: Autoria própria (2024)

O mapeamento da EUPS considerando o Cenário 4 (P=1,0) está apresentado na Figura 14. Os resultados mostram que, em cenários sem a utilização de práticas conservacionistas na agricultura, 55,25% da área da BP3 apresenta perda de solo entre 15,01 a $>100 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. A maior proporção de perda de solo se concentra na faixa de 50,01 a $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, correspondendo a 25,78% da BP3, e na faixa de 20,01 a $50 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, com 16,41%. A faixa de 0 a $15 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ representa 44,72% da área.

Figura 14– Fator EUPS: Cenário 4 (P = 1,0)



Fonte: Autoria própria (2024)

Ao analisar os resultados da perda de solo nos diferentes cenários, observa-se a relevante influência da implementação ou não de práticas conservacionistas com a perda de solo para a BP3. Os resultados da perda de solo nos diferentes cenários, demonstram que a faixa de perda de solo entre 0 e 2,5 t ha⁻¹ ano⁻¹ está associada a classes de cobertura vegetal mais densa, indicando baixa variação nas simulações. O acúmulo de material orgânico na superfície do solo minimiza o efeito do impacto da chuva, melhora a estabilidade dos agregados e reduz a velocidade do escoamento superficial (CONCEIÇÃO *et al.* 2005). Em contrapartida, as regiões que apresentaram maior perda de solo, apesar da influência de outros fatores (erosividade da chuva, tipo de solo e fator LS), demonstraram estar diretamente relacionadas ao uso do solo e às práticas conservacionistas adotadas.

As regiões Leste e Sul da BP3 apresentaram as maiores taxas de aumento na perda de solo à medida que os cenários atribuíram valores mais elevados ao fator P. De acordo com as condições do estudo, essas áreas são as mais suscetíveis aos processos erosivos, podendo estar associadas ao fator R, classificado como de média

a forte e forte erosividade na bacia, e ao fator topográfico LS. Quando combinado com o tipo de solo e o uso agrícola sem práticas conservacionistas adequadas, tendendo a gerar perdas de solo mais elevadas. Esses dados corroboram com Santos (2000), que afirmam que, quando a cobertura vegetal é comprometida, o escoamento superficial é alterado, o que pode aumentar o arraste de sedimentos.

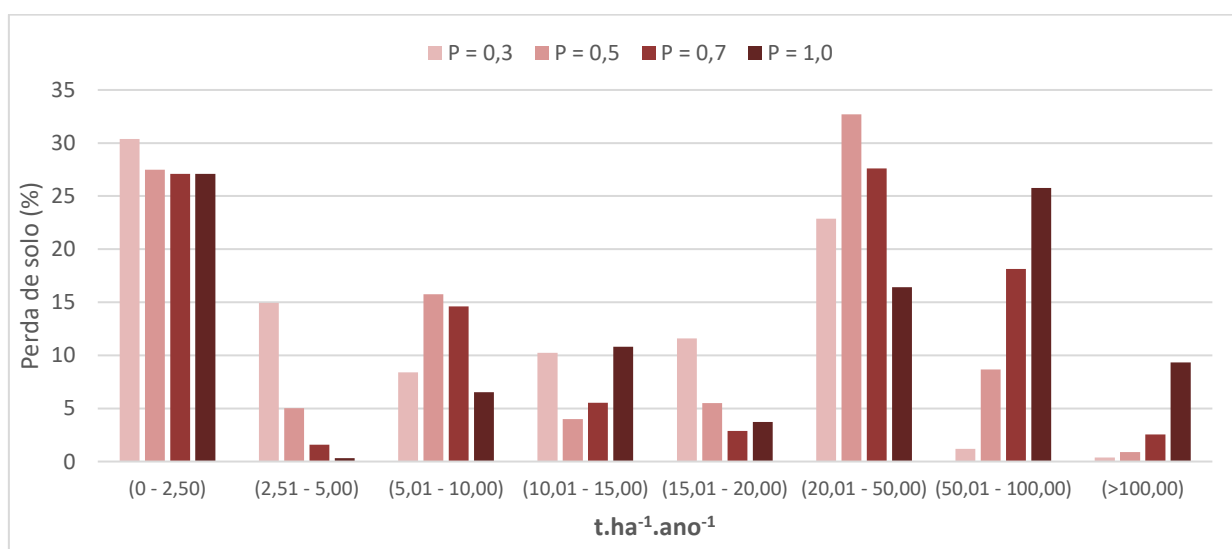
Os resultados da comparação entre os diferentes cenários estão apresentados na Tabela 11 e figura 15.

Tabela 11 – Cenários Fator A – Perda de Solo BP3

	CENÁRIO 1 P = 0,3		CENÁRIO 2 P = 0,5		CENÁRIO 3 P = 0,7		CENÁRIO 4 P = 1,0	
Perda de solo (t.ha⁻¹.ano⁻¹)	Área (km²)	%	Área (km²)	%	Área (km²)	%	Área (km²)	%
0 - 2,50	2312,72	30,39	2092,77	27,5	2063,2	27,11	2060,67	27,08
2,51 - 5,00	1135,98	14,93	382,83	5,03	119,95	1,58	25,02	0,33
5,01 - 10,00	639,59	8,4	1198,57	15,75	1111,62	14,61	497,66	6,54
10,01 - 15,00	780,3	10,25	303,38	3,99	420,47	5,52	822,18	10,8
15,01 - 20,00	881,94	11,59	419,21	5,51	218,98	2,88	284,95	3,74
20,01 - 50,00	1739,82	22,86	2487,9	32,69	2101,57	27,61	1249,07	16,41
50,01 - 100,00	90,92	1,19	659,34	8,66	1381,25	18,15	1962,07	25,78
>100,00	29,55	0,39	66,8	0,88	193,78	2,55	709,19	9,32

Fonte: Autoria própria (2024)

Figura 15– Cenários Fator A – Perda de Solo BP3



Fonte: Autoria própria (2024)

Ao comparar dois limiares extremos, ou seja, o Cenário 1 com maior nível de proteção para a agricultura (P=0,3) com o Cenário 4 considerado o mais crítico (P=1,0), observa-se um aumento de 24,59% na perda de solo na faixa de 50,01 a 100

t ha⁻¹ ano⁻¹. Os valores encontrados de perda de solo obtidos estão em conformidade com os resultados de Fronza, Rocha e Pletsch (2022) nas bacias do Rio São Francisco Falso e Verdadeiro. Utilizando um valor de P = 0,5 para agricultura e pastagens, ao realizar a espacialização da EUPS, também observou que aproximadamente 20% da área das bacias apresenta uma perda média de solo na faixa de 20 a 50 t ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto 6,93% da área excede as 50 t ha⁻¹ ano⁻¹.

Independente do cenário analisado para o Fator A, observa-se que as regiões onde a perda anual de solo se encontra, entre 0 e 2,5 t ha⁻¹ ano⁻¹, geralmente estão associadas a classes de cobertura vegetal mais densa como formações florestais ou áreas de pastagens indicando baixa variação nos diferentes cenários.

Na tabela 12 estão apresentados os pontos em áreas de formação florestal e pastagens. Essas áreas oferecem proteção ao solo e atenuam o impacto das gotas de chuva, o que contribui para a diminuição da velocidade do escoamento superficial, resultando em baixas perdas de solo por erosão laminar, mesmo em locais onde foram identificados solos de suscetibilidade média e fator LS classificado como moderado ou moderadamente forte conforme exemplificados na Tabela 12. Os resultados corroboram com Valentin (2008) o qual destaca que em função do acúmulo de material orgânico na superfície do solo o efeito do impacto da chuva é reduzido, bem como a velocidade do escoamento superficial.

Segundo Martins Filho, Liccioti e Pereira (2009) a manutenção da palhada reduz em mais de 60% as perdas de solo por erosão, além de promover o enriquecimento do sedimento com matéria orgânica e nutrientes. Sousa *et al.* (2012) concluem que a presença de palhada na superfície do solo diminui essas perdas, independentemente da declividade do terreno.

Tabela 12 – Pontos sobre áreas de formação florestal e pastagens

Pontos	Fator A	Fator P	Fator LS	Fator C	Fator K	Fator R
5	1,221	0,4	Moderado	Pastagem	Média	Média a Forte
21	0,992	0,01	Moderadamente Forte	Formação Florestal	Média	Média a Forte
33	0,0006	0,01	Moderado	Formação Florestal	Muito Baixa	Média a Forte
50	0,0060	0,01	Moderadamente Forte	Formação Florestal	Média	Média a Forte
59	0,0046	0,01	Moderado	Formação Florestal	Média	Média a Forte
64	0,0012	0,01	Moderadamente Forte	Formação Florestal	Muito Baixa	Média a Forte
73	0,016	0,01	Forte	Formação Florestal	Média	Média a Forte
89	1,43	0,4	Moderado	Pastagem	Média	Média a Forte

Fonte: Autoria própria (2024)

Em contrapartida, as regiões que apresentaram maior perda de solo, apesar da influência de outros fatores (erosividade da chuva, tipo de solo e fator (LS), demonstraram estar diretamente relacionadas ao uso do solo e às práticas conservacionistas adotadas conforme apresentado na tabela 13.

Comparando os diferentes cenários, observa-se que as áreas onde ocorreram perdas de solo nas faixas de 20,01 a 50,00, 50,01 a 100,00, e >100 t ha⁻¹ ano⁻¹ estão localizadas em regiões destinadas ao uso agrícola sobre LATOSSOLO VERMELHO Distroférico de muito baixa suscetibilidade a erosão e outros solos de média suscetibilidade a erosão como os NITOSSOLOS, NEOSSOLOS e LATOSSOLOS VERMELHOS distroférico, eutrófico e distrófico. Esses solos em geral são

considerados adequados para a agricultura devido ao seu bom desenvolvimento e boa drenagem, exceto os Neossolos. No entanto, Manzatto *et al.* (2002) e Prado (1995) afirmam que, quando manejados inadequadamente, esses solos se tornam mais suscetíveis à erosão. Resultados similares foram encontrados por Tomazoni e Guimarães (2005) para Latossolos e Nitossolos na bacia do rio Jirau, onde ocorreram perdas de solo superiores a $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em áreas de cultivo agrícola.

O fator LS também foi determinante. Ao analisar os pontos amostrados em áreas de solo com a mesma suscetibilidade à erosão, o mesmo uso e o mesmo valor de práticas conservacionistas, observa-se que o aumento nas faixas do fator LS influencia diretamente na perda de solo, conforme apresentado na Tabela 13. Conforme Silva e Galvani (2021), a inclinação e o comprimento da rampa, representados pelo fator LS, são fundamentais para entender as perdas de solo. Neste sentido, o terraceamento agrícola age em uma das etapas do processo erosivo, isto é, no controle da energia associada ao escoamento superficial, dado que tal obra hidráulica tem como função primordial seccionar o comprimento de rampa (fator LS) e evitar que o escoamento ganhe volume e velocidade e, conseqüentemente, energia com potencial erosivo.

Tabela 13 – Pontos aleatórios em áreas agrícolas

(Continua)

Fator A nos diferentes cenários de P						Fatores		
Pontos	0,3	0,5	0,7	1	LS	C	K	R
16	5,39	8,98	12,57	17,97	Moderado	Soja	Muito Baixo	Média a Forte
17	23,34	38,90	54,46	77,80	Moderado	Soja	Médio	Média a Forte
28	1,71	2,851	3,99	5,70	Baixo	Outras Culturas	Muito Baixo	Média a Forte
30	2,43	4,063	5,68	8,12	Baixo	Soja	Muito Baixo	Média a Forte

Tabela 13 – Pontos aleatórios em áreas agrícolas

(Conclusão)

Fator A nos diferentes cenários de P					Fatores			
Pontos	0,3	0,5	0,7	1	LS	C	K	R
31	3,95	5,53	7,90	7,90	Baixo	Soja	Muito Baixo	Média a Forte
62	11,11	18,51	25,92	37,03	Moderado	Outras Culturas	Médio	Média a Forte
71	14,91	24,86	34,80	49,72	Moderado	Soja	Médio	Média a Forte
81	30,90	51,50	72,10	103,00	Moderadamente Alto	Soja	Médio	Média a Forte
85	18,69	27,75	41,58	63,18	Moderado	Soja	Médio	Média a Forte
96	19,29	32,16	45,03	64,33	Moderadamente Alto	Outras Culturas	Médio	Média a Forte

Fonte: Autoria própria (2024)

A introdução de práticas conservacionistas contribui para melhorar a infiltração de água e reduzir as perdas excessivas devido ao escoamento superficial (PAIVA; ARAÚJO, 2012; SANTOS *et al.* 2012). Uma prática mecânica antiga e eficiente que auxilia no controle da erosão hídrica é o terraceamento (BACK *et al.* 2021), que pode ser associado ao plantio direto para minimizar a perda de solo.

O Neossolo Regolítico classificado como de média susceptibilidade a erosão, conforme Manzatto *et al.* (2002), geralmente está associado a relevos acidentados, o que os torna mais suscetíveis à erosão hídrica e menos adequados para a prática agrícola. Na BP3, a maior parte desse solo encontra-se com fator topográfico na faixa de 2,1 a 5,0, considerado moderado. Quando ocupado por cultivos agrícolas, apresentou, em geral, perda de solo na faixa de 10 a 15 t ha⁻¹ ano⁻¹ no Cenário 01, essa perda progrediu à medida que houve aumento do fator P, chegando, no Cenário 04, à faixa de 20 a 50 t ha⁻¹ ano⁻¹. Em alguns casos, a perda de solo alcançou a faixa

de 50 a 100 t ha⁻¹ ano⁻¹. Por outro lado, quando o uso do solo foi destinado a pastagens e formação florestal, a perda de solo permaneceu na faixa de 0 a 2,5 t ha⁻¹ ano⁻¹ conforme tabela 14. Esses dados corroboram a afirmação de que esses solos não são adequados para a prática agrícola, mesmo quando adotadas práticas conservacionistas adequadas em locais com o fator LS mais elevado.

Tabela 14 – Pontos aleatórios em áreas de Neossolo

Fator A nos diferentes cenários de P							Fatores	
Pontos	P	0,3	0,5	0,7	1	LS	C	R
19	1,0560	-	-	-	-	Moderado	Pastagem	Média a Forte
39	1,04	-	-	-	-	Moderado	Pastagem	Média a Forte
40	-	11,00	18,34	25,68	36,69	Moderado	Outras Culturas	Média a Forte
46	-	17,37	29,56	41,38	59,12	Moderado	Soja	Média a Forte
54	0,0062	-	-	-	-	Moderado	Formação Florestal	Média a Forte
66	0,0023	-	-	-	-	Baixo	Formação Florestal	Média a Forte
88	-	11,11	18,51	25,92	37,03	Moderado	Outras Culturas	Média a Forte
95	-	13,60	22,67	31,74	45,34	Baixo	Soja	Média a Forte

Fonte: Autoria própria (2024)

5.8 Práticas conservacionistas para diminuição da perda de solo

Considerando os cenários de perda de solo em função das práticas conservacionistas, observa-se que esta é uma das principais formas de se evitar a

perda de solo, uma vez que os outros fatores considerados na equação universal de perda de solo são, na sua maioria, não são dependentes de ação humana. Neste sentido, dentre as principais práticas conservacionistas que auxiliam na diminuição da perda de solo estão as práticas vegetativas como a adoção do plantio direto juntamente com a prática mecânica do terraceamento.

A adoção dessas práticas em conjunto, na década de 70, permitiu a efetividade do controle erosivo, o que levou alguns técnicos e agricultores a retirada parcial ou total dos terraços para proporcionar maior praticidade no plantio na década de 80. Com isso, como efeito prático, quando as premissas construtivas do terraço estão inadequadas, menor é a eficiência do terraceamento na diminuição da perda de solo e água (CAVIGLIONE *et al.* 2010). A intensidade dessa consequência será maior quanto maior for a declividade do terreno e quanto menor for a capacidade de infiltração do solo, seja por suas características de formação ou por aspectos do manejo que promovam maior compactação e menor cobertura de solo.

O aumento dos espaçamentos entre terraços e a declividade parece ter muita influência na perda de solo. Conforme discutido por Didoné *et al.* (2020), o plantio direto realizado no estado do Paraná não pode ser dissociado do uso de terraços e de práticas conservacionistas complementares como rotação de culturas e plantio em nível, por exemplo. Meyer (2021) avaliou as perdas de solo e o escoamento superficial em plantio direto com e sem terraço em solo de textura média em Ponta Grossa e constatou que a parcela com terraços reduziu, em média, o volume total escoado em 49,6%, a vazão de pico em 72,1% e a concentração de sedimentos em suspensão em 70,8%, em comparação ao plantio direto sem uso dos terraços. Analisando situações semelhantes na literatura em que foram avaliados os espaçamentos entre terraços e o controle do escoamento, Silva e De Maria (2011) avaliaram a perda de água por erosão em uma área de Latossolos Vermelho Distroférico típico de textura argilosa, sob plantio direto com declividade de 6% e espaçamento entre terraços de 25, 50 e 75 m. Os principais resultados observados nesta área estão relacionados aos volumes totais escoados, que foram de 6.329, 6.267 e 7.129 L para os espaçamentos de 25, 50 e 75 m respectivamente.

Embora não quantificado neste trabalho, a perda de nutrientes e outros compostos está relacionada à perda de solo e água. Neste sentido, a presença de terraços contribui de forma efetiva também para a qualidade dos corpos hídricos. Inicialmente, pode-se abordar a perda de nutrientes considerando a) os nutrientes

solúveis (cátions como Ca, Mg, K e ânions como o NO_3^-) que são perdidos juntamente com a água por escoamento superficial, sendo o nitrogênio o elemento mais avaliado em experimentos dessa natureza e; b) os elementos associados à perda de solo no qual destaca-se o fósforo; por apresentar alta afinidade com a fração argila dos solos, o fósforo fica retido de forma bastante estável sendo perdido principalmente por erosão, juntamente com o sedimento. No trabalho desenvolvido por Martini *et al.* (2021), que avaliaram a perda de água, sedimentos e nutrientes em duas microbacias hidrográficas, localizadas na Região do Planalto Médio Gaúcho, os principais resultados apontaram que: i) o maior risco de degradação dos recursos hídricos, por perda de água, sedimentos e nutrientes ocorreu no sistema sem terraceamento, com vegetação ciliar inadequada, em eventos de maior precipitação e no cultivo de inverno (pela menor cobertura do solo); ii) do nitrogênio avaliado, 60% encontrava-se na fração solúvel (nitrato + amônio) na microbacia com terraceamento aumentando para 70% (principalmente nitrato) na microbacia sem terraceamento; iii) para fósforo, da concentração total na água, mais de 78% encontrava-se como fósforo particulado em ambas as microbacias; iv) a qualidade da água de ambas as microbacias estava comprometida pelas elevadas concentrações de fósforo.

Além de nutrientes, pode também ocorrer a perda de outros produtos aplicados na lavoura para controle de pragas e doenças. Exterkoetter *et al.* (2019) avaliaram a perda de água e sedimentos e quantificaram o teor de glifosato e do principal produto da transformação, ácido aminometilfosfônico (AMPA), na água numa área da BP3 no município de Toledo. A área agrícola estava sobre Latossolo Vermelho e o experimento contemplou condição com e sem terraço. Os principais resultados observados foram i) as concentrações de glifosato na água variaram de 24,5 a 0,75 $\mu\text{g L}^{-1}$ na área com terraço e de 31,25 a 0,56 $\mu\text{g L}^{-1}$ na área sem terraço; ii) as concentrações de AMPA na água variaram de 3,97 a 0,50 na área com terraço e de 4,36 a 0,15 $\mu\text{g L}^{-1}$ na área sem terraço; iii) na área sem terraço, o volume de escoamento foi maior, o que teve como consequência maior quantidade de glifosato e AMPA transportados; iv) o terraço foi eficiente na diminuição do escoamento superficial e na quantidade de glifosato e AMPA que atingiu os corpos d'água, reduzindo assim, o risco de contaminação, sendo essa diminuição da ordem de 2,2 vezes. Assim, observa-se que além de melhorar a infiltração de água e diminuir as perdas de sedimento por erosão, o terraceamento também contribui para a qualidade da água.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O mapeamento e quantificação da perda de solo com base na Equação Universal de Perda de Solos (EUPS) permitiu evidenciar a influência crítica do uso do solo e das práticas conservacionistas na dinâmica erosiva da região da bacia hidrográfica do Paraná III (BP3).

A bacia apresentou predominância de uso agrícola, ao avaliar a erodibilidade do solo estimou-se que 72,70% da área da BP3, possui solos com média susceptibilidade natural a processos erosivos, faixa de 0,0150 e 0,0300 t.ha.h/ha.MJ.mm. O estudo aponta que a vulnerabilidade dos solos a processos erosivos quando submetidos a manejo inadequado aumenta, mesmo em solos como LATOSSOLO VERMELHO e NITOSSOLOS, que, embora adequados para a agricultura, requerem a implementação de práticas conservacionistas para minimizar a perda de solo.

Os diferentes cenários relacionados as práticas conservacionistas indicaram que áreas com maior cobertura vegetal apresentaram perdas significativamente menores (0 a 2,5 t ha⁻¹ ano⁻¹), contudo em cenários com práticas conservacionistas reduzidas ou ausentes, observa-se um aumento expressivo na perda de solo, especialmente nas faixas mais elevadas (50,01 a 100 t ha⁻¹ ano⁻¹), destacando a importância da preservação da cobertura vegetal e do manejo adequado do solo para mitigar os efeitos erosivos, principalmente a se considerar a influência do fator topográfico e da erosividade da chuva na região.

As regiões Leste e Sul da BP3 apresentaram as maiores taxas de aumento na perda de solo à medida que foram atribuídos valores mais elevados ao fator de práticas conservacionistas. Portanto, a implementação de práticas conservacionistas, como o terraceamento e o plantio direto, além da manutenção da palhada, é fundamental para a redução da perda de solo e a conservação dos recursos naturais.

REFERÊNCIAS

- ALLAFTA, H.; OPP, C. Soil Erosion Assessment Using the RUSLE Model, Remote Sensing, and GIS in the Shatt Al-Arab Basin (Iraq-Iran). **Appl. Sci.**, v. 12, p. 7776, 2022.
- ALMAGRO, A.; OLIVEIRA, P. T. S.; NEARING, M. A.; HAGEMANN, S. Projected climate change impacts in rainfall erosivity over Brazil. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–12, 2017.
- AMARAL, A.J. **Fator cobertura e manejo da Equação Universal de Perda de Solo para soja e trigo em um Cambissolo Húmico Aluminico submetido a diferentes sistemas de manejo**. Lages, 2006. 112 p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) -Universidade do Estado de Santa Catarina, 2006.
- AMARAL, B. S. D. do. **Análise espacial das perdas de solo no Estado da Paraíba**. 2016. Monografia (Bacharel em Geografia) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2016.
- AMORIM, R. S. S. Avaliação dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para condições edafoclimáticas brasileiras. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.
- ARONOFF, S. **Geographic information systems: a management perspective**. Ottawa: WDI Publications, 1989.
- BACK, A. J.; ALBERTON, J. V.; POLETO, C. Erosivity Index and Characteristics of Erosive Rainfall from the Far Western Region of Santa Catarina, Brazil. **Journal of Environmental Engineering**, v. 144, n. 7, 2018.
- BACK, A. J.; GARCEZ, J. G.; WILDNER, L. DO. P.; BASSANI, M. H.; GOLIN, A. S. O. Reconhecimento do terraceamento como prática de agricultura conservacionista em Santa Catarina, Brasil. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 7, n. 12, 2021.
- BACK, A. J.; POLETO, C. Distribuição espacial e temporal da erosividade das chuvas no estado de Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 22, 2018.
- BARBOSA, A. F.; OLIVEIRA, E. F. de.; MIOTO, C. L.; FILHO, A. C. P. Aplicação da Equação Universal de Perda do Solo (USLE) em Softwares Livres e Gratuitos. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v. 38, p. 170, 2015.
- BASSANI, M. H.; GARCEZ, J. G.; BORTOLANZA, D. R.; SOCCOL, J. J.; PERGHER, M.; MOTA, M. R.; RAMOS, J. C.; WILDNER, L. P.; JUSTEN, J. G. K. **O terraceamento passo a passo**. Florianópolis: Epagri: Boletim Didático 170, 2023.
- BERTOLLO, A. M.; LEVIEN, R. Compactação do solo em Sistema de Plantio Direto na palha. **Pesquisa Agropecuária Gaúcha**, v. 25, n. 3, p. 208-218, dez. 2019.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. São Paulo: Ícone, 1990.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 2005.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo** 6.ed. São Paulo: Ícone, 2008.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8. ed. São Paulo: Ícone, 2012.

BHERING, S. B.; SANTOS, H. G. (Ed.). **Mapa de solos Estado do Paraná**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos; Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2008.

BOGNOLA, I. A. et al. Atualização do levantamento de reconhecimento de solos dos municípios da Bacia do Paraná 3 e Palotina. In: GOMES, J. B. V.; WREGE, M. S. (Ed.). **Municípios formadores da Bacia do Paraná 3 e Palotina: estudos de clima, solos e aptidão das terras para o cultivo do eucalipto**. Brasília, DF: Embrapa, 2020.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

BURDA, N. A.; NASCIMENTO, K. R.; WEGNER, N.; OLIVEIRA, F. B. de; SILVA, J. L. G. da; OLIVEIRA, D. S. de; CRISTINA, C.; GABRIEL, E.; SILVA, P. G. da; MELLO, K. F. de; DUARTE, R. F.; SOUZA, J. E. de. O uso de imagens orbitais de média e alta resolução para o monitoramento do reservatório de Itaipu. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, XXIV, 2021, ABRHidro. **Anais [...]**. Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2021.

CALIJURI, M. do C.; CUNHA, Davi Gasparini Fernandes. **Engenharia Ambiental: Conceitos, tecnologia e gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.

CAMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. **Introdução à Ciência da Geoinformação**. São José dos Campos: INPE, 2001.

CARAMINAN, L. M.; MORAIS, E. D. de. Explorando à álgebra de mapas com a EUPS e a sua utilidade para a gestão integrada: a bacia hidrográfica do córrego Pindaúva, PR, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 23, n. 1, 2022.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

CARVALHO, A. C. B. de. Avaliação da perda de solo por fluxo superficial em cultivos puro e consorciado. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2012.

CARVALHO, A. C. B.; RIBEIRO, C. B. M.; ROCHA, W. S. D. Erosão potencial laminar hídrica sob três formas de cultivo: Conceitos, modelos e aplicações. 2014

CASSOL, E. A.; FOLETTTO ELTZ, F. L.; MARTINS, D.; MINOSSI DE LEMOS, A.; SILVA DE LIMA, V.; CÂMARA BUENO, A. Erosividade, padrões hidrológicos, período de retorno e probabilidade de ocorrência das chuvas em São Borja, RS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1239–1251, 2008.

CAVIGLIONE, J. H.; FIDALSKI, J.; ARAUJO, A. G.; BARBOSA, G. M. C.; LLANILO, R. F.; SOUTO, A. R. **Espaçamento entre terraços em plantio direto**. Boletim Técnico IAPAR, n. 71. Londrina, 2010.

CHAGAS, C. S.; BHERING, S. B.; SILVA, E. F.; COELHO, M. R.; AMARAL, F. C. S.; ZARONI, M. J.; PEREIRA, N. R.; CARVALHO JUNIOR, W.; GONÇALVES, A. O.; DART, R. O.; AGLIO, M. L. D.; LOPES, C. H. L.; DANIEL FILHO, A. C. B.; EARP, C. G. de S. **Zoneamento agroecológico do município de Dois Irmãos do Buriti - MS**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

CHAVES, H. M. L. Incertezas na predição da erosão com a USLE: impactos e mitigação. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v.34, 2010.

CHECCHIA, T. Avaliação de Perda de Solo por Erosão Hídrica e Estudo de Emergia na Bacia do Rio Caeté, Alfredo Wagner – Santa Catarina. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

CONCEIÇÃO, P. C.; AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 777-788, 2005.

CORREA, F. N.; RIBEIRO, V. de O.; CARVALHO, L. A. de; PARANHOS FILHO, A. C.; MENDES, Y. S. **Álgebra de mapas na estimativa qualitativa de perda de solo anual por erosão hídrica laminar na Bacia do Rio Dourados**. Ponta Grossa, v. 16, p. 1-24, 2022.

CORRECHEL, V. **Avaliação de índices de erodibilidade do solo através da técnica da análise da redistribuição do “FALLOUT” do 137 Cs**. Tese (Doutorado em Ciências Agrárias) - Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2003.

COSTA, C. A. G.; COSTA, A. C.; TEIXEIRA, A. S.; ALVES, N. N. L.; ANDRADE, E. N.; SOUSA, B. F. S.; LEÃO, A. O. Uso do SRTM para delimitação automática e caracterização fisiográfica de uma meso-bacia hidrográfica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 2007, Jaboticabal-SP. **Anais [...]**. SBEA, v. 1, p. 1-4, 2007.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. D.; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. 1. ed. São José dos Campos: INPE/Ministério da Ciência e Tecnologia, 2001. 74 p.

DENARDIN, J. E.; KOCHHANN, R. A.; FAGANELLO, A.; SATTTLER, A.; MANHAGO, D. D. Vertical mulching como prática conservacionista para manejo de enxurrada em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2847-2852, 2008.

DENARDIN, J. E.; KOCHHANN, R. A.; FAGANELLO, A.; COGO, N. P. **Agricultura conservacionista no Brasil - uma análise do conceito a adoção**. In: LEITE, L. F. C.; MACIEL, G. A.; ARAUJO, A. S. F. (Orgs.). **Agricultura Conservacionista no Brasil**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. v. 1, p. 23-41.

DIDONÉ, E. J., DE CESARE BARBOSA, G. M., OLIVEIRA, J. F., DE OLIVEIRA, L. H. P., DE OLIVEIRA, J. C. S., RODRIGUES, R. J., MERTEN, J.H., MINELLA, J. P. G. Monitoramento do impacto da agricultura conservacionista no comportamento hidrossedimentológico em uma encosta agrícola. **XIV Encontro Nacional de Engenharia De Sedimentos**. Campinas, 2020.

ELSADEK, W. M.; IBRAHIM, M. G.; MAHMOD, W. E. Runoff hazard analysis of Wadi Qena Watershed, Egypt based on GIS and remote sensing approach. **Alexandria Engineering Journal**, v. 58, p. 377-385, 2019.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília, DF, 2018.

EXTERKOETTER, R., ROZANE, D. E., DA SILVA, W. C., TOCI, A. T., CORDEIRO, G. A., BENASSI, S. F., BOROSKI, M. Potential of terracing to reduce glyphosate and AMPA surface runoff on Latosol. **Journal of Soils and Sediments**, 19(5), 2240-2250, 2019.

FARINA, F. C. Abordagem sobre as técnicas de geoprocessamento aplicadas ao planejamento e gestão urbana. **Cadernos EBAPE. br**, v.4, p. 01-13, 2006.

FERNANDEZ, G. A. V.; FORMAGGIO, A. R.; EPIPHANIO, J. C. N.; GLERIANI, J. M. Determinação de sequências culturais em microbacia hidrográfica para caracterização do fator C da EUPS, utilizando fotografia aérea. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, VIII, 1996, Salvador. Anais [...]. 1996.

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 37, n. 12, p. 4315, 2017.

FLORENZANO, T. G. Geotecnologias na Geografia Aplicada: difusão e acesso. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 17, p. 24-29, out. 2005.

FORNELOS, L. F.; NEVES, S. M. A. da. Uso de modelos digitais de elevação (MDE) gerados a partir de imagens de radar interferométrico (SRTM) na estimativa de perdas de solo. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 59/01, 2007.

FRANCHINI, J. C.; COSTA, J. M.; DEBIASE, H.; TORRES, E. **Importância da rotação de culturas para a produção agrícola sustentável no Paraná**. Londrina: Embrapa Soja, 2011.

FRONZA, F. L.; ROCHA, A. S.; PLETSCH, A. L. Estimativa de perda de solos por erosão laminar em duas bacias hidrográficas do Oeste Paranaense. **Nature and Conservation**, v.15, n.1, p.129-140, 2022.

FROTA, N. V. S.; SOUNE, J. S.; WENDLAND, E. C. Variação espaço-temporal do fator cobertura e manejo do solo (fator c) para principais usos do solo no cerrado. **XIV Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos**, Campinas - SP, 2020.

GUBIANI, P. I.; VAN LIER, Q.de J.; DRESCHER, M. S.; MEZZOMO, H. C.; VEIGA, C. M. C. Relação entre densidade do solo e conteúdo de água em repetidos ciclos de contração e expansão em um latossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S.L.], v. 39, n. 1, p. 100-108, fev. 2015.

GUEDES, F. C.; VEIJAS, J. A.; AGUIAR, M.C.P. **Aplicação da Equação Universal de Perda do Solo (USLE) na Bacia Hidrográfica Urbana do Córrego Carneirinhos, na cidade de João Monlevade –MG**. Research, Society and Development, v. 11, n.7, 2022.

GUERRA, A. J. T. Processos erosivos nas encostas. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Org.). **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 149–210. 2005.

GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S. DA.; MACHADO, R. G. **Erosão e Conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 8º ed, 2012.

GUERRA, A. J. T.; JORGE, M. C. O. **Processos erosivos e recuperação de áreas degradadas**, São Paulo, 2013.

HARRIS, I.; JONES, P.D.; OSBORN, T. J.; LISTER, D. H. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations – the CRU TS3.10 Dataset. **International Journal of Climatology**, v. 34, p. 623-642, 2014.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2006**: resultados preliminares. Rio de Janeiro: IBGE, 2006. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/51/agro_2006.pdf. Acesso em: 12 ago. 2024.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2017**: resultados definitivos. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. Disponível em: <https://censoagro2017.ibge.gov.br/>. Acesso em: 12 ago. 2024.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola**: Estatística da Produção Agrícola, Outubro 2022. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: https://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Levantamento_Sistematico_da_Producao_Agricola_%5Bmensal%5D/Fasciculo_Indicadores_IBGE/2022/estProdAgri_202210.pdf

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ - AGUASPARANÁ. **Plano da bacia hidrográfica do Paraná 3 (BP3)**. Uso e ocupação do solo (Produto 6). Cascavel: Unioeste e colaboradores, 2014. Disponível em: https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/202005/produto_06_uso_e_ocupacao_do_solo_bp3_2014_v06_final.pdf>. Acesso em: 27 Abril 2024.

ITAIPU BINACIONAL. Fortalecer os meios de implementação e revitalizar a parceria global para o desenvolvimento sustentável / Itaipu Binacional. Dirección de

Coordinación Ejecutiva. Diretoria de Coordenação. Central Hidrelétrica de Itaipu: Itaipu Binacional, 44p., 2019a. Disponível em <https://www.itaipu.gov.br/sites/default/files/af_df/Estudo_de_caso_Itaipu_ODS_17.pdf>. Acesso em: 30/08/2023.

ITAIPU BINACIONAL. Relatório Anual Itaipu Binacional ano 2022. Itaipu Binacional, 174p., 2022b. Disponível em <https://www.itaipu.gov.br/sites/default/files/af_df/RelAnual_2022_.pdf>. Acesso em: 30/08/2023.

JAVID, K., AKRAM, M. A. N. , MUMTAZ, M. SIDDIQUI, R. Modeling and mapping of climatic classification of Pakistan by using remote sensing climate compound index (2000 to 2018). **Appl. Water Sci.**, v. 9, n. 152, p.9, 2019.

KER, J. C. Latossolos do Brasil: Uma revisão. **Geonomos**, v. 5, n. 1, 1997.

KOCHHANN, R. A.; DENARDIN, J. E. **Implantação e manejo do sistema de plantio direto**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2000.

LAL, R. Soil erosion on alfisols in Western Nigeria, III. **Effects of rainfall characteristics**. *Geoderma*, 16:389-401, 1976.

LEITE, D. S. **Mapeamento da erodibilidade e erosividade na Bacia Hidrográfica do São Francisco Verdadeiro – Oeste do Paraná. 2016**. 56 p. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Medianeira, 2016.

LERPSCH, I. F.; BELLINAZI JUNIOR, R.; BERTOLINI, D.; ESPÍNDOLA, C. R. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação do solo de terras no sistema de capacidade de uso**. 4ª aproximação. 2. ed. Campinas, SP: Sociedade Brasileira de Ciência do solo, 1991. 175 p

LORENZON, A.S.; RIBEIRO, C. A. A. S.; SANTOS, A. R DOS.; CASTRO, N. L. M DE; MARCATTI, G. E.; DOMINGUES, G. F.; TEIXEIRA, T. R.; SILVA, E.; SOARES, V. P. MENEZES, S. J. M. DA C. DE.; TELLES, L. A. DE A. MOTA, P. H. S. A new methodology for royalties distribution of the Itaipu hydroelectric plant: The hydrographic basin as the unit of analysis. **Journal of Environmental Management**. v 217, 710–717, 2018.

MACEDO, I. L. **Estudo de Modelos em Ambiente de Geoprocessamento para a Previsão de Erosão e Assoreamento de Reservatórios: O Caso da Bacia do Rio Indaiá - UHE Três Marias, MG**. Tese de Doutorado em Geotecnia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. Brasília, DF, 2009.

MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. P.; MORETTI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância à perda de solos no Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum: Agronomy**, v. 24, p. 1335-1340, 2002.

MANZATTO, C. V; RAMALHO FILHO, A; COSTA, T. C. e C. da; SANTOS, M. de L. M., COELHO, M. R., SILVA, E. F. da; OLIVEIRA, R. P. de. Potencial de uso e uso atual das terras. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JUNIOR, E. de; PERES, J. R. R. (Ed.). **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002.

MARQUES, J.G.S.M.; ALVARENGA, R. C.; CURI, N. Erosividade das chuvas da região de Sete Lagoas, MG. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.33, p.761-768, 1998.

MARTINI, A. F., FAVARETTO, N., DE BONA, F. D., DURAES, M. F., DE PAULA SOUZA, L. C., GOULARTE, G. D. Impacts of soil use and management on water quality in agricultural watersheds in Southern Brazil. **Land Degradation & Development**, 32(2), 975-992, 2021.

MARTINS FILHO, M. V.; LICCIOTI, T. T.; PEREIRA, G. T.; et al. **Perdas de solo e nutrientes por erosão num Argissolo com resíduos vegetais de cana-de-açúcar**. Engenharia Agrícola, v. 29, n. 1, p. 8–18, 2009.

MEYER, C.L. Capacidade de armazenamento e controle da erosão e do escoamento superficial de terraços em nível em sistema de plantio direto. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Universidade Estadual de Ponta Grossa. 85f. 2021.

MOORE, I. D.; BURCH, G. J. Physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 50, n. 5, p. 1294-1298, 1986.

MORAIS, R. C. DE S.; SALES, M. C. L. Estimation of the Natural Soil Erosion Potential of the Upper Gurguéia Basin, Piauí Brazil, using Geographic Information System. **Caderno de Geografia**, v.27, Número Especial 1, 2017.

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. 3ed, Blackwell Science, 2005.

MULLER, M.M.L.; FAVARETTO, N. FONSECA, A. F. DA.; LONDERO, A. L.; CASALI, C. A.; RUIZ, D. B.; SCHMIDT FILHO, E.; PRADO, L. L.DO; CANALLI, L. B. DOS S.; CAMILO, E. L. Atributos químicos do solo e erosão hídrica. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. DE C. **Manejo e conservação de solo e água. Volume 1** - formação, implantação e metodologias. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada. Curitiba: SENAR-PR, 2023.

NASCIMENTO, M.C.; LOMBARDO, M.A.; GUIMARÃES JUNIOR, S.A.M.; ANDRADE, E.L. **Análise da vulnerabilidade físico-ambiental causada pelas chuvas intensas na região metropolitana de Maceió**. Caminhos da Geografia, v. 19, n. 67, p. 268-288, 2018.

OLIVEIRA, L.F.C. de; ANTONINI, J.C. dos A; GRIEBELER, N.P. Estimativas de chuvas intensas para o Estado de Goiás. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, n. 1, p. 22-33, jan./mar. 2008.

OLIVEIRA, J. A.; DOMINGUEZ, J. M. L.; NEARING, M. A.; OLIVEIRA, P. T. S. A **GIS-Based procedure for automatically calculating soil loss from the universal soil loss Equation**: GISus-M. Applied Engineering in Agriculture, v. 31, p. 907-917, 2015.

OLIVEIRA, F. F.; SALLES, R. E. S.; ARAÚJO, R. C. Dinâmica, agentes causadores e fatores condicionantes de processos erosivos: aspectos teóricos. **Revista Brasileira de Iniciação Científica**, v. 5, n. 3, p. 60-83, 2018.

PAIVA, A.Q.; ARAÚJO, Q.R. **Fundamentos do manejo e da conservação dos solos na região produtora de cacau da Bahia**. In: VALLE, R.R., ed. Ciência, tecnologia e manejo do cacaueiro. 2.ed. Brasília, Ceplac/CEPEC/SEFIS, 2012.

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MATTHEWS, F.; LIAKOS, L.; BEZAK, N.; DIODATO, N.; BALLABIO, C. Global rainfall erosivity projections for 2050 and 2070. **Journal of Hydrology**, v. 610, p. 127865, 2022.

PARANHOS FILHO, A. C. **Análise geo-ambiental multitemporal: o estudo de caso da região de Coxim e da Bacia do Taquarizinho (MS – Brasil)**. Universidade Federal do Paraná, Tese de Doutorado, 213p, 2000.

PEREIRA, L. C. **Aptidão agrícola das terras e sensibilidade ambiental: Proposta metodológica**. Tese de Doutorado. Unicamp, Campinas, São Paulo, 2002.

POTT, C. A.; BARBOSA, G. M. DE C.; PELLEGRINI, A.; OLIVEIRA, J. F. DE.; DIDONÉ, E. J.; MANNIGEL, A. R.; BARBOSA, E. A. A.; RUIZ, D. B. **Monitoramento hidrossedimentométrico em bacias hidrográficas**. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. DE C. Manejo e conservação de solo e água. Volume 1 - formação, implantação e metodologias. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada. Curitiba: SENAR-PR, 2023.

PRADO, H. **Pedologia simplificada**. Arquivo Agrônomo nº 1. 2ª Edição. 16 p. 1995.

PRUSKI, F. F. **Conservação do solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**, Viçosa: Ed. UFV, 2006.

QGIS Development Team. (2020). QGIS Geographic Information System (versão 3.28). <http://qgis.osgeo.org>.

RIGHETTO, A. M. **Hidrologia e Recursos Hídricos**. São Paulo: EESC/USP, 1998.

RIQUETTI, N. B.; MELLO, C. R.; BESKOW, S.; VIOLA, M. R. Rainfall erosivity in South America: current patterns and future perspectives. **Science of The Total Environment**, v. 724, n. 138315, 2020.

ROCHA, A. S da.; NÓBREGA, M. T de.; CUNHA, J. E da.; BADE, M. R. Mapeamento da capacidade de uso das terras na bacia hidrográfica do Paraná 3: contribuições para o planejamento rural e ambiental. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia – MG, v. 19, n. 68, p. 266–285, 2018.

ROSA, R. **Introdução ao geoprocessamento**. Instituto de Geografia, 2013.

RUFINO, R. L; BISCAIA, R. C. M; MERTEN, G. H. Determinação do potencial erosivo da chuva do estado do Paraná através da pluviometria: Terceira aproximação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 17, p. 439–444, 1993.

SANTOS, S.S.; ESPÍNDOLA, J.A.A.; GUERRA, J.G.M.; LEAL, M.A.A. & RIBEIRO, R.L.D. **Produção de cebola orgânica em função do uso de cobertura morta e torta de mamona**. Hortic. Bras., 30:549-552, 2012.

SANTOS, C. A. G. et al. Influência do Tipo da Cobertura Vegetal Sobre a Erosão no Semiárido Paraibano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.4, n.1, p.92-96, 2000.

SCOPEL, I. **Avaliação da erosão com auxílio de técnicas de sensoriamento remoto e equação universal de perdas de solo à nordeste de Cornélio Procopio (PR)**. 1988. 142 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, 1988.

SILVA, I.F., ANDRADE, A.P. **Relatório de pesquisa sobre conservação do solo 1977-1984**. Areia: Convênio SUDENE-UFPB, 59p, 1984.

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

SILVA, R. M.; PAIVA, F. M DE L. SANTOS, C. A. G. Análise do grau de erodibilidade e perdas de solo na bacia do Rio Capiá baseado em SIG e sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife-PE, vol.2, n.01, p. 26-40, 2009.

SILVA, M. de F. da; GALVANI, E. Impacto das mudanças climáticas na erosão hídrica e no carbono orgânico no solo em cenários de mudança do uso e cobertura da terra. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 45, 2021.

SILVA, D. F. DA; NETO, M. V.B.; MIRANDA, M. R. B DE, SILVA, J. F.L. Analysis of soil loss potential in the area of Jaboatão river hydrographic basin – PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.15, n. 04, 2025-2041, 2022.

SILVA, R. L.; DE MARIA, I. C. Erosão em sistema plantio direto: influência do comprimento de rampa e da direção de semeadura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 554-561, 2011.

SOLOVEY, T. An analysis of flooding coverage using remote sensing within the context of risk assessment. **Geologos**, v. 25, n. 3, p. 241-248, 2019.

SOUSA, G. B.; MARTINS FILHO, M.; MATIAS, S. S. Perdas de solo, matéria orgânica e nutrientes por erosão hídrica em uma vertente coberta com diferentes quantidades de palha de cana-de-açúcar em Guariba - SP. **Engenharia Agrícola**, 2012.

SOUSA, F. R. C. de; PAULA, D. P. de. Análise de perda do solo por erosão na bacia hidrográfica do rio Coreaú (Ceará-Brasil). **Revista Brasileira de Geomorfologia**, São Paulo, v. 20, n. 3, p. 491-507, jul./set. 2019.

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, 2012.

SOUZA, A. R. de; DUPAS, F. A.; DRUMMOND, I. N.; COSTA, C. W. Zoneamentos da vulnerabilidade ambiental e expectativa de perda de solo: é possível usar a USLE na determinação de vulnerabilidade ambiental. **Geociências**, São Paulo, v. 38, n. 4, p. 1105-1119, 2019.

SOUZA, C. M. JR.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A. A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; FERREIRA, L. G.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E. J.; LENTI, F. E. B.; PATERNOST, F. F.; PAREYN, F. G. C.; SIQUEIRA, J. V.; VIERA, J. L.; NETO, L. C. F.; SARAIVA, M. M.; VENDAS, M. H.; SALGADO, M. P. G.; VASCONCELOS, R.; GALANO, S.; MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, n. 12, p. 2735-2753, 2020.

STEIN, D. P.; DONZELLI, P. L.; GIMENEZ, F. A.; PONÇANO, E. L.; LOMBARDI NETO, F. Potencial de erosão laminar, natural e antrópica na bacia do Peixe-Parapanema. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSIÃO, 4., 1987, Marília. **Anais...** Marília: ABGE/DAEE, 1987.

STRECK, C. A.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; KAISER, D. R. Modificações em propriedades físicas com a compactação do solo causada pelo tráfego induzido de um trator em plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 3, p. 755-760, jun. 2004.

TAVORA, M. R. P.; SILVA, J. R. C.; MOREIRA, E. G. S. Erodibilidade de dois solos da região de Ibiapaba, Estado do Ceará. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 9, p. 59-62, 1985.

TELLES, T. S.; MELO, T. R.; RIGHETTO, A.; DIDONÉ, E. J.; BARBOSA, G. M. C. Soil management practices adopted by farmers and how they perceive conservation agriculture. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 46, 2022.

TOMAZONI, J. C.; GUIMARÃES, E. A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na bacia do Rio Jirau. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 57, n. 3, p. 235-244, jan. 2005.

TRINDADE, A. L. F.; OLIVEIRA, P. T. S. de; ANACHE, J. A. A.; WENDLAND, E. Variabilidade espacial da erosividade das chuvas no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 12, p. 1918-1928, 2016.

UEMA, D. Y.; SANTIL, F. L. de P.; BONIFÁCIO, C. M. **Comparação da perda de solos em bacias hidrográficas de diferentes escalas por meio da EUPS no Noroeste do Paraná**. Geofronter, Campo Grande, v. 9, p. 01-20, 2022.

VAL, L. A.; BAHIA, V. G.; FREIRE, J. C.; DIAS, J. M. S. Erosividade das chuvas em Lavras, MG. **Ciência e Prática**, 1986.

VALENTIN, E. F. D.; Modelagem Dinâmica de Perdas de Solo: o Caso do Alto Curso da Bacia Hidrográfica do Rio Descoberto – DF/GO. Tese (Doutorado em Geologia), Programa de Pós-Graduação em Geologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

VALERIANO, M. M.; KUPLICH, T. M.; STORINO, M.; AMARAL, B. D.; MENDES JR, J. N.; LIMA, D. J. Modeling small watersheds in Brazilian Amazonia with shuttle radar topographic mission-90m data. **Computers & Geosciences**, v. 32, p. 1169-1181, 2006.

WALTRICK, P. C.; MACHADO, A. M.; OLIVEIRA, D.; GRIMM, A. M.; DIECKOW, J. Erosividade de chuvas no estado do Paraná: atualização e influência dos eventos "El Niño" e "La Niña". **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Curitiba, Boletim Técnico n. 01, 2011.

WALTRICK, P. C. et al. 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, n. 1, p. 256-267, jan. 2015.

WANG, G.; GERTNER, G.; FRANG, S.; ANDERSON, A. B. Mapping multiple variables for predicting soil loss using geostatistical methods with TM images and a slope map. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, Falls Church, v. 69, n. 8, p. 889-898, 2003.

WATRIN, O. S.; SHIMABUKURO, Y. E.; CRUZ, C. B. M.; SOUZA, I. M. **Bandas sintéticas derivadas de modelo de mistura espectral na avaliação da dinâmica da paisagem em assentamento rural na fronteira agrícola amazônica**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 1998, São Paulo. **Anais...** São Paulo, 1998.

WEGNER, N.; MERCANTE, E.; MENDES, I. S. M.; GANASCINI, D.; CORREA, M. M.; MAGGI, M. F.; BOAS, M. A. V.; WRUBLACK, S. C.; SIQUEIRA, J. A. C. Hydro energy potential considering environmental variables and water availability in Paraná Hydrographic Basin 3. **Journal of Hydrology**, v. 580, 2020.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington, DC: USDA, 1978.

WRUBLACK, S. C.; MERCANTE, E.; VILAS BOAS, M. A.; PRUDENTE, V. H. R.; SILVA, J. L. G. Variação da qualidade da água ao longo de um rio em bacia agrícola com apoio aos sistemas de informação geográfica e análise multivariada. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n. 1, p. 74-81, 2018.

ZANATTA, F. A. S.; LUPINACCI, C. M. BOIN, M. N. Morfometria do relevo e dinâmica erosiva linear em área rural degradada no oeste paulista. **Revista o Espaço Geográfico em Análise**. Curitiba, v.41 Temático de Geomorfologia, p. 82 - 97, 2017.

ZONTA, J. H.; SOFIATTI, V.; COSTA, A. G. F.; SILVA, O. R. R. F. DA; BEZERRA, J. R. C.; SILVA, C. A. D. DA; BELTRÃO, N. E. DE M.; ALVES, I.; JÚNIOR, A. F. C.; CARTAXO, W. V.; RAMOS, E. N.; OLIVEIRA, M. C. DE; CUNHA, D. DA S.; MOTA, M. O. S. DA; SOARES, A. N.; BARBOSA, H. F.; Circular Técnica 133: **Práticas de Conservação de Solo e Água**. EMBRAPA/MAPA; Campina Grande, PB, 2012.