



TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

PERDA DE SOLO POR EROSÃO LAMINAR E O PAPEL DAS
UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NAS SUB-BACIAS DO RIO
PARDO E SÃO JOÃO DO PARAÍSO, MG.

Jonas Roberto Sousa

Brasília-DF, 04 de julho de 2025

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE TECNOLOGIA



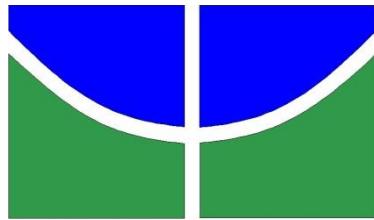
Perda de Solo por Erosão Laminar e o Papel das Unidades de Conservação nas Sub-bacias do Rio Pardo e São João do Paraíso, MG.

Jonas Roberto Sousa

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação apresentado ao Departamento de Engenharia Florestal da Universidade de Brasília, como parte das exigências para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli
Matricardi

Brasília-DF, 04 de julho de 2025



**Universidade de Brasília - UnB
Faculdade de Tecnologia - FT
Departamento de Engenharia Florestal – EFL**

**Perda de Solo por Erosão Laminar e o Papel das Unidades de
Conservação nas Sub-bacias do Rio Pardo e São João do
Paraíso, MG.**

Estudante: Jonas Roberto Sousa

Matrícula: 19/010104

Orientador: Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi

Menção:

Brasília-DF, 04 de junho de 2025.

CIP - Catalogação na Publicação

Sousa, JONAS ROBERTO.
Sa Perda de Solo por Erosão Laminar e o Papel das Unidades de Conservação nas sub-bacias do Rio Pardo e São João do Paraíos, MG / JONAS ROBERTO SOUSA;
Orientador: ERALDO APARECIDO TRONDOLI MATRICARDI. Brasília, 2025.
62 f.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação - ENGENHARIA FLORESTAL) Universidade de Brasília, 2025.

1. Erosão hídrica. 2. EUPs. 3. Mudança no uso da terra.
4. Unidades de Conservação. 5. Uso e ocupação do solo. I. MATRICARDI, ERALDO APARECIDO TRONDOLI, orient. II. Título.

Dedico este trabalho à memória da minha tia Maria Barros, do meu avô Raimundo Joana e do meu primo Ronis Teixeira. Eles partiram, mas suas lições permanecem, sendo a essência de tudo o que representaram em minha vida e em minha formação.

AGRADECIMENTOS

À minha mãe, Maria Nilda, e ao meu pai, Arnaldo, pelo amor incondicional, pelo apoio firme e por acreditarem em mim em cada passo desta jornada.

Às minhas irmãs Andreia, Eva, Antonia e Maiane e ao meu irmão Antônio, por serem presença constante nos momentos decisivos da minha trajetória, sendo minha base e minha rede de apoio.

À minha namorada, Veronica, pela paciência, apoio e escuta desde os tempos do ensino médio, caminhando ao meu lado.

Ao meu orientador, Professor Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi, gratidão pela orientação, pelos ensinamentos e pelo apoio. Seu conhecimento e sua paciência foram essenciais para a realização deste trabalho.

Aos colegas do Instituto Socioambiental, por serem fonte diária de inspiração e por cultivarem em mim o sentimento de pertencimento a uma nova família.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a minha formação, deixando em mim parte de suas vivências, valores e aprendizados.

RESUMO

A erosão hídrica é a principal forma de perda de solo em áreas agrícolas. Estimativas atuais indicam prejuízos globais na ordem de R\$ 10,6 bilhões em decorrência desse processo. A Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) permite quantificar a erosão laminar, fornecendo informações precisas para a tomada de decisão quanto à adoção de medidas para o manejo e conservação do solo. A conversão de áreas naturais em áreas de produção antropogênica tende a intensificar esses processos erosivos, sendo por isso relevante analisar as diferenças entre áreas protegidas e não protegidas. Este estudo teve como área de abrangência as sub-bacias dos rios Pardo e São João do Paraíso. Os fatores K, C e P da EUPS foram obtidos a partir de dados secundários; o fator LS foi calculado para a região, e o fator R foi estimado com base em dados pluviométricos de estações da ANA, utilizando interpolação por Krigagem Ordinária. O fator R apresentou variações temporais, com maiores valores registrados em 1998 e 2013. O fator K foi considerado forte ou muito forte em cinco classes de solos da região. O fator LS variou entre 0 e 717, com média de 2,9, que é considerado um valor elevado em comparação com outras regiões do Brasil. As perdas médias de solo em áreas fora de Unidades de Conservação (UCs) superaram 5 t.ha⁻¹.ano⁻¹, com alta variação em relação à média observada. Em áreas protegidas, como o Parque Estadual de Montezuma e a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras, as perdas foram inferiores a 4,5 t.ha⁻¹.ano⁻¹ e menor variação em relação à média. O Parque Estadual da Serra Nova apresentou erosão laminar superior às demais UCs analisadas, tendo em vista os efeitos do fator CP na estimativa da EUPS em áreas de afloramento rochoso. A erosão laminar estimada variou em escala temporal e espacial, sendo mais intensa em áreas de uso antrópico e fora de UCs. Em síntese, as UCs e as formações naturais demonstraram contribuir com a redução da erosão dos solos, evidenciando sua importância na prestação de serviços ecossistêmicos.

Palavras-Chave: Erosão hídrica; Equação Universal de Perda de Solos; mudança no uso da terra; Unidades de Conservação; Uso e ocupação do solo.

ABSTRACT

Water erosion is the primary cause of soil loss in agricultural areas. Current estimates indicate that this process results in global losses of approximately BRL 10.6 billion. The Universal Soil Loss Equation (USLE) allows for the quantification of sheet erosion, providing essential information for decision-making related to soil management and conservation. The conversion of natural areas into anthropogenic land tends to intensify erosive processes, making it relevant to assess the differences between protected and unprotected areas. This study focused on the sub-basins of the Pardo and São João do Paraíso rivers. The USLE factors K, C, and P were derived from secondary data, while the LS factor was calculated specifically for the region. The R factor was estimated based on rainfall data from ANA stations, using Ordinary Kriging interpolation. Temporal variations in the R factor were observed, with the highest values recorded in 1998 and 2013. The K factor was classified as strong or very strong in five soil classes found in the region. The LS factor ranged from 0 to 717, with an average of 2.9—considered high compared to other regions in Brazil. In areas outside Conservation Units (CUs), average soil loss exceeded $5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$, with considerable variation relative to the mean. In protected areas, such as Montezuma State Park and the Nascentes Geraizeiras Sustainable Development Reserve, losses were below $4.5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$ and exhibited lower variability. Serra Nova State Park showed higher rates of sheet erosion compared to the other CUs analyzed, primarily due to the influence of the CP factor in USLE estimates in areas with rocky outcrops. Estimated sheet erosion varied both temporally and spatially, with greater intensity in anthropogenically used areas and outside protected zones. In conclusion, Conservation Units and natural land formations played a significant role in reducing soil erosion, underscoring their importance in the provision of ecosystem services.

Keywords: Hydric erosion; Land use change; Soil loss; Soil use and occupation; Universal Soil Loss Equation.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
1.1. Problema e Questão de Pesquisa	14
2. OBJETIVO	15
2.1. Objetivo geral	15
2.2. Objetivos específicos	15
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	16
3.1. Erosão Laminar.....	16
3.2. Solos	17
3.2.1. Cambissolos	17
3.2.2. Latossolos.....	18
3.2.3. Neossolos e Luvissolos	18
3.3. <i>Universal Soil Loss Equation (USLE)</i>	19
3.4. Sensoriamento Remoto, Geoprocessamento e Sistemas de Informações Geográficas (SIG).....	22
3.5. Áreas Protegidas e Serviços Ecossistêmicos.....	24
4. MATERIAL E MÉTODOS	25
4.1. Caracterização da área de estudo	25
4.2. Base de Dados.....	27
4.3. Equação Universal da Perda de Solos.....	29
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
5.1. Fator de Erosividade (Fator R)	34
5.2. Fator de Erodibilidade (Fator K)	36
5.3. Fator Topográfico (Fator LS)	36
5.4. Fator de manejo e conservação (Fator CP)	38
5.5. Perda de solo estimada (t/ha.ano)	42
6. CONCLUSÃO.....	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52
APÊNDICE.....	58

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Erosão Laminar	16
Figura 2. Esquema de análise espacial para predição do potencial de erosão do solo utilizando SIG	23
Figura 3. Localização da área de estudo com foco nas Unidades de Conservação	26
Figura 4. Mapa de Localização de municípios da área de estudos e contribuição territorial na área de estudo	27
Figura 5. Modelo de concavidade do terreno. Onde (A) Convexo, (B) Côncavo e, (C) Linear	32
Figura 6. Fator R estimado para a região de estudo com base no método de interpolação Krigagem Ordinária	35
Figura 7. Mapa de solos para área de estudo, onde a) classe de solos e b) Fator K do solo	36
Figura 8. Mapa de distribuição espacial do fator LS na área de estudo, com destaque para a região do PES da Serra Nova	38
Figura 9. Mudança líquida por intervalo de estudo, sendo: a) 1988–1993, b) 1993–1998, e) 2008–2013, f) 2013–2018	40
Figura 10. Mudança líquida por intervalo de estudo, sendo: c) 1998–2003, d) 2003–2008, g) 2018–2023 e h) 1988–2023	41
Figura 11. Perda de solos por classe de uso antrópico para a área de estudo	43
Figura 12. Variação da perda média anual de solo (t.ha-1.ano-1) na classe "Outras Áreas Não Vegetadas" entre 1988 e 2023, na área de estudo	44
Figura 13. Variação da perda média de solos em áreas de uso natural (Formação Florestal, Formação Savânica e Formação Campestre) e em Afloramento Rochoso ao longo da série histórica	45
Figura 14. Comparativo da perda de solos em uma região específica da área de estudo, nos anos de 1988 e 2023, evidenciando o avanço do potencial erosivo associado à conversão de áreas naturais para usos antrópicos	46
Figura 15. Comparativo entre a perda média anual de solo estimada em áreas protegidas e em áreas não protegidas da região de estudo	48
Figura 16. Perda média anual de solo estimada no Parque Estadual da Serra Nova	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Estações Pluviométrica obtida a partir da ANA, para a área de estudo.	30
Tabela 2. Tipos de solos identificados na área de estudo e respectivos valores do Fator K	31
Tabela 3. Valores adotados para o Fator C, com base nos usos de cobertura do MapBiomas.....	32
Tabela 4. Fator R médio anual para cada ano estudado na área de interesse.....	34
Tabela 5. Estatísticas do teste t ($\alpha = 0,05$) para a comparação da perda de solo entre Unidades de Conservação e áreas não protegidas nas sub-bacias hidrográficas da região de estudo.	47

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ANA – Agência Nacional de Água e Saneamento Básico
- CXa - Cambissolo Háplico Alumínico
- CXbd - Cambissolo Háplico Tb Distrófico
- CXbe - Cambissolo Háplico Tb Eutrófico
- CXve - Cambissolo Háplico Ta Eutrófico
- EUPS – Equação Universal de Perda de Solos
- GEE – *Google Earth Engine*
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- LAd - Latossolo Amarelo Distrófico
- LULC - *Land use and Land Cover*
- LVAd - Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico
- MAPBIOMAS - Projeto de Mapeamento Anual de Uso e Cobertura da Terra no Brasil
- MDE – Modelo Digital de Elevação
- MG – Minas Gerais
- PES – Parque Estadual
- RDS - Reserva de Desenvolvimento Sustentável
- RLd - Neossolo Litólico Distrófico
- RYve - Neossolo Flúvico Ta Eutrófico
- SIBCS – Sistema Brasileiro de Classificação de Solos
- SNUC - Sistema Nacional de Unidade de Conservação
- TCp - Luvissolo Crômico Pálico
- UC - Unidades de Conservação
- USLE - *Universal Soil Loss Equation*

1. INTRODUÇÃO

O solo é um dos fatores mais fundamentais para a vida na Terra, pois fornece recursos essenciais para os organismos nele estabelecidos, como as plantas, que crescem e produzem alimentos indispensáveis à manutenção da vida humana e de outros seres vivos, para além disso, o solo atua na regulação do ciclo da água e no sequestro de carbono. Entretanto, o mal uso do solo leva a sua degradação, ocasionando o empobrecimento devido a perda de nutrientes, levando a redução da produtividade agrícola, (Zonta et al., 2012; Xavier et al., 2021; Gomes, Lobo e Alvarenga, 2013).

Conforme Zonta et al., (2012) a erosão hídrica compreende ao principal meio de perda de solos em áreas agrícolas ocasionando prejuízos sociais e ambientais. Hernani et al., (2002) menciona que além dos fatores físicos, químicos e biológicos a erosão é associada a fatores edáficos, climáticos e antrópicos, as ações deste último pode intensificar as ações dos processos erosivos.

Hernani et al., (2002), estimaram que no Brasil os prejuízos advindos da perda de solo em somente em propriedades agrícolas seria de R\$10,6 bilhões, segundo os autores além desses outros prejuízos a erosão do solo causa ainda a necessidade de tratamento da água devido a turbidez.

A erosão laminar, embora seja um processo natural, pode ser significativamente intensificada por ações antrópicas, resultando em impactos econômicos e socioambientais expressivos (Hernani et al., 2002).

Segundo a Iniciativa MapBiomas (<https://brasil.mapbiomas.org>), o Brasil perdeu 13% da sua cobertura natural entre 1985 e 2023, somado a área removida antes de 1985 esse percentual chegou a 33%, sendo que os biomas que mais perderam área foram a Amazônia e o Cerrado. Tal fator pode agravar ainda mais a perda de solos por erosão no país, uma vez que segundo Bertoni e Lombardi Neto (1999), a cobertura vegetal protege o solo evitando que os processos erosivos sejam agravados.

Para Soares-Filho (2016), a maioria das Áreas Protegidas, tem demonstrado serem efetivas na redução desmatamento. Dos Santos (2024), conclui que além da redução do desmatamento estas áreas possuem papel fundamental na conservação da biodiversidade e na manutenção dos Serviços Ecossistêmicos.

Para Xavier et al., (2021), estimar a perda de solos é importante, pois ajuda no planejamento das práticas de manejo e conservação do solo, evitando que seja perdido tanto as camadas do solo quanto os nutrientes nele disponível que podem ser lixiviados pela ação da erosão causada pela chuva.

1.1. Problema e Questão de Pesquisa

O desmatamento tem aumentado em diversas regiões do Brasil, principalmente no cerrado onde segundo o MapBiomas (2023) nesse bioma em 2023 teve aumento de 67,7%, diante ao aumento das mudanças no uso e cobertura da terra, estudos que mostram a relação da perda de solo à essas mudanças, são necessários.

Em estudo, Bahia et al. (1992) estimaram que o Brasil perdia aproximadamente 600 milhões de toneladas de solo agrícola por erosão a cada ano, o que representava prejuízos anuais equivalentes a bilhões de dólares. Esses dados evidenciam a magnitude do problema e a necessidade urgente de monitoramento e mitigação da perda de solos.

A região de estudo, encontra-se numa área de transição entre três diferentes biomas brasileiros, Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica, regiões que são vulneráveis as alterações do meio. Segundo Costa-Coutinho (2019), a evolução do desmatamento pode levar a perda de diversidade genética nos biomas brasileiros, principalmente em áreas sensíveis como os ecótonos.

Para estimar as perdas de solo na área de estudo e compreender os fatores que as influenciam, será utilizada a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978), amplamente aplicada em estudos de conservação do solo.

Diante desse contexto, este estudo foi guiado pelas seguintes questões de pesquisa:

- Qual é a perda de solo por erosão laminar nas sub-bacias hidrográficas do Rio São João do Paraíso e do Rio Pardo, Minas Gerais?
- Como a perda de solo por erosão laminar difere entre as classes de uso e cobertura da terra nas sub-bacias estudadas?
- Existe diferença significativa na perda de solo entre áreas protegidas e áreas não protegidas?

2. OBJETIVO

2.1. Objetivo geral

Avaliar a perda de solo por erosão laminar nas sub-bacias hidrográficas dos rios Pardo e São João do Paraíso, em Minas Gerais, causada pelas mudanças no uso e cobertura da terra.

2.2. Objetivos específicos

- Analisar a perda de solo por erosão laminar em diferentes classes de uso e cobertura da terra, avaliando as tendências e variações nas sub-bacias do Rio Pardo e São João do Paraíso entre 1988 e 2023, utilizando a Equação Universal de Perda de Solos.
- Identificar as classes de uso e cobertura da terra que mais contribuem para a perda de solo e as que promovem sua conservação nas sub-bacias estudadas.
- Avaliar a contribuição das Unidades de Conservação (UCs) no controle da erosão do solo, comparando a perda de solo observada dentro e fora dos seus limites na região de estudo.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Erosão Laminar

A erosão do solo é um processo natural onde ocorre o desagregamento e transporte de partículas, que pode sofrer ação de fatores ativos — como a intensidade das chuvas, a declividade e o comprimento das rampas — e por fatores passivos, onde atua a resistência do solo, assim como densidade de cobertura vegetal (BERTONI, LOMBARDI NETO, 1999). Morgan (2005) ressalta que a erosão resulta da interação entre o agente erosivo e a resistência oferecida pelo solo, sendo condicionada por aspectos físicos - como o uso e a cobertura da terra - e por fatores socioeconômicos, políticos e institucionais.

De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (1999), diversos fatores atuam no processo erosivo, incluindo as características da precipitação (como intensidade, duração e frequência), o relevo, a permeabilidade do solo, suas propriedades físicas e a presença de cobertura vegetal.

A erosão hídrica pode ser classificada em laminar, em sulcos e em voçorocas, sendo a laminar a mais insidiosa, consistindo no escoamento superficial do solo desprendido em finas camadas inicialmente, assim essas finas camadas do solo de forma removidas de forma quase imperceptível (BERTONI, LOMBARDI NETO, 1999; PENNOCK, 2019).

A Figura 1 ilustra esse tipo de erosão, evidenciando a remoção da camada superficial do solo pela ação da água da chuva.

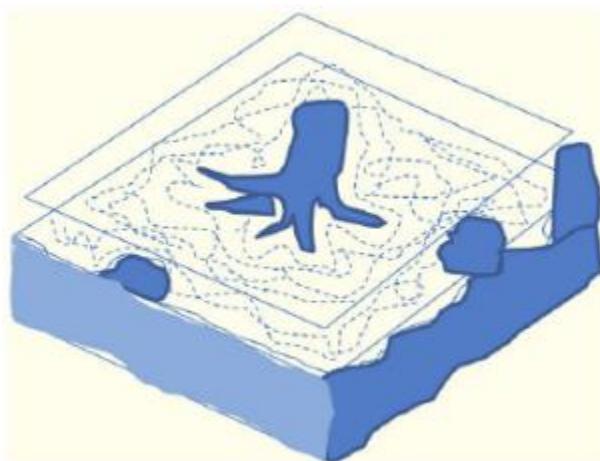


Figura 1. Erosão Laminar
Fonte: Kumawat et al., (2020)

A ação antrópica intensifica significativamente os processos erosivos, especialmente devido ao uso e manejo inadequado da terra (HERNANI et al., 2002). A erosão hídrica é responsável pela remoção da camada superficial do solo rica em matéria orgânica e nutrientes, sendo a principal forma de degradação dos solos no Brasil (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999; HERNANI et al., 2002). Essa perda compromete a fertilidade, reduz a umidade, a profundidade efetiva e, por consequência, a produtividade agrícola (MORGAN, 2005). Além disso, a erosão provoca impactos ambientais como o assoreamento de corpos hídricos, a poluição da água e o aumento dos custos de produção.

3.2. Solos

No Brasil, a classificação dos solos é dada conforme o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), esse projeto vem sendo aperfeiçoado desde a década de 1970, permitindo a inclusão de novas classes (SANTOS et al., 2018). A área de estudo possui extensão de aproximadamente 8.402 km², contendo 9 diferentes tipos de solos, conforme o 3º Nível Categórico proposto pelo IBGE (2007) e por Santos et al. (2018), sendo eles: Cambissolo Háplico Alumínico (CXa), Cambissolo Háplico Tb Distrófico (CXbd), Cambissolo Háplico Tb Eutrófico (CXbe), Cambissolo Háplico Ta Eutrófico (CXve), Latossolo Amarelo Distrófico (LAd), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd), Neossolo Litólico Distrófico (RLd), Neossolo Flúvico Ta Eutrófico (RYve) e Luvissolo Crômico Pálico (TCp).

3.2.1. Cambissolos

Conforme Santos et al., (2018), os Cambissolos são formados por material de origem mineral, possuindo como principal característica o horizonte B incipiente, além da textura francoarenosa ou mais argilosa. Essas características podem variar conforme o local que ocorrem, devido a heterogeneidade do material (IBGE, 2007).

Os Cambissolos Háplicos são divididos em CXa, CXbd, CXbe e CXve. As principais distinções entre eles residem nos atributos diagnósticos relacionados à atividade da argila e à saturação por bases, ou à presença do caráter alumínico (SANTOS et al., 2018).

Para Santos et al., (2018), no contexto da classificação os solos do tipo CXa possui como característica que o diferencia dos demais a presença do caráter alumínico em grande parte dos 100 primeiros centímetros do horizonte B. A classe

CXbd é definida pela predominância de argila de atividade baixa e por apresentar baixa saturação por bases <50%, o que a enquadra na condição distrófica. Em contraste, a classe CXbe também possui argila de baixa atividade, mas apresenta alta saturação por bases ($\geq 50\%$), o que a classifica como eutrófica. Por fim, a classe CXve distingue-se pela presença de argila de atividade alta e, similarmente à CXbe, apresenta alta saturação por bases $\geq 50\%$, sendo também classificada como eutrófica (SANTOS et al., 2018).

Conforme o IBGE, (2007), esses solos possuem drenagem que varia de acentuada a imperfeita, ou seja, a água pode ser mover rapidamente ou lentamente através do solo, o que implica na forma como os processos erosivos irão atuar neste tipo de solo.

3.2.2. Latossolos

Para Santos et al., (2018), os Latossolos são solos antigos e muito intemperizados, além disso, esses solos são profundos e variam de bem drenados a fortemente drenados (SANTOS et al., 2018). Os Latossolos Amarelos Distróficos (LAd), apresentam saturação por bases <50% nos 100 primeiro centímetros do horizonte B, assim como os LAd, os Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos (LVAd), apresentam saturação por base <50%, porém o que diferencia do outro são as cores vermelho-amareladas (SANTOS et al., 2018), essas características conferem aos Latossolos baixo valor de erodibilidade (Silva et al., 2020).

3.2.3. Neossolos e Luvissolos

Os Neossolos são solos que evoluíram pouco, sendo constituídos por material mineral ou orgânico nos 20 primeiros centímetros (SANTOS et al., 2018, p. 219). Os Neossolos Litólicos Distróficos (RLd), se diferencia dos Neossolos Flúvicos Ta Eutróficos (RYve), por possuírem saturação por base <50%, já os RYve, possuem argila de atividade alta com saturação por bases $\geq 50\%$ (SANTOS et al., 2018). Para Silva et al., (2020) estes solos são maior vulnerabilidade à erodibilidade do solo.

Os Luvissolos são solos que apresentam alta saturação por base e argila de alta atividade, além disso os Luvissolos Crômico Pálicos possuem esse caráter na maior parte dos 100 centímetros iniciais e são solos com mais de 80 cm (SANTOS et al., 2018).

3.3. *Universal Soil Loss Equation (USLE)*

Os primeiros modelos que permitiram estimar a perda de solo por erosão hídrica surgiram nos Estados Unidos nos anos 1940. Estudos pioneiros como os de Zingg (1940), que analisou a influência do comprimento e da inclinação das encostas; Smith (1941), que estudou práticas conservacionistas; e Musgrave (1947), que propôs uma das primeiras equações abrangentes para estimar perdas por erosão, estabeleceram as bases para a modelagem empírica do fenômeno.

A partir dessas contribuições e com base em décadas de dados experimentais, Wischmeier e Smith (1978) desenvolveram a *Universal Soil Loss Equation (USLE)*, amplamente utilizada para estimar a perda média anual de solo com base em fatores climáticos, edáficos, topográficos e de manejo. Para além disso, a USLE permite comparar como as práticas de uso e manejo do solo atuam sobre o processo de erosão.

A equação é expressa por:

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

Em que:

A representa a perda média anual de solo ($t.ha^{-1}.ano^{-1}$); R é o fator de erosividade da chuva ($MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$), que reflete a capacidade erosiva das precipitações; K é a erodibilidade do solo ($t.ha.h.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}$), indicando a suscetibilidade intrínseca do solo à desagregação e transporte; L e S são, respectivamente, os fatores de comprimento e declividade do terreno (adimensionais), que expressam a influência da topografia na concentração do fluxo de água; C representa o fator de uso e manejo da cobertura do solo (adimensional), relacionado à proteção proporcionada pela vegetação ou cultivo; P corresponde às práticas conservacionistas adotadas (adimensional), como terraceamento, plantio em nível e curvas de nível (Wischmeier e Smith, 1978; Bertoni e Lombardi Neto, 1999).

O fator R, por representar a energia disponível da chuva para causar erosão, merece atenção especial. Originalmente definido com base no índice El_{30} (energia cinética da chuva multiplicada pela intensidade máxima em 30 minutos), sua determinação requer séries pluviométricas detalhadas (Wischmeier e Smith, 1978). No Brasil, foram desenvolvidas equações empíricas alternativas com a finalidade de estimar a erosividade baseado em dados pluviométricos convencionais. Dentre essas,

destaca-se a proposta de Bertoni e Lombardi Neto (1999), que estimam a erosividade mensal por meio da equação:

$$EI = 67,355 \left(\frac{r^2}{P} \right)^{0,85} \quad (2)$$

Onde o EI é a média mensal do índice de erosão (MJ.mm.ha⁻¹.h.ano); r é a precipitação média mensal (mm); e, P igual a precipitação média anual (mm). Tal formulação facilita a estimativa do fator R para regiões brasileiras, onde a escassez de dados de intensidade da chuva dificulta a aplicação do índice EI₃₀ (Bertoni e Lombardi Neto, 1999).

O fator K, é determinado por um conjunto complexo de interações entre suas propriedades físicas, químicas e biológicas, que afetam o desprendimento e transporte de partículas de solo. De acordo com Wischmeier e Smith (1978), sua obtenção direta em campo é um processo trabalhoso, demorado e de alto custo, pois envolve experimentos detalhados e contínuos. Bertoni e Lombardi Neto (1999) reforçam que atributos como estrutura das partículas, densidade, textura e permeabilidade, além das condições biológicas do solo, influenciam diretamente na resistência às forças erosivas.

No entanto, com os avanços dos estudos ao longo do tempo, foram desenvolvidas equações para estimar o fator K, e pesquisas como as de Denardin (1990), Morais e Sales (2017), Costa et al. (2005) e Lanza (2011) demonstram que é possível estimá-lo de forma mais prática por meio de fórmulas empíricas que relacionam as características físico-químicas do solo com sua erodibilidade. Tais abordagens, frequentemente associadas a Sistemas de Informação Geográfica (SIG), têm possibilitado a geração de mapas de erodibilidade mais acessíveis e eficientes, contribuindo significativamente para o planejamento do uso e conservação dos solos.

Para Wischmeier e Smith (1978) os fatores L (comprimento da rampa) e S (declividade) são obtidos em condições de campo. Embora possa ser calculado de forma separada, são comumente considerados como um único fator combinado, denominado LS, que representa a influência conjunta do comprimento e da inclinação da encosta na erosão do solo. Posteriormente, Moore e Burch (1986) propuseram uma abordagem alternativa para o cálculo do fator topográfico, fundamentada na teoria da potência unitária da corrente. Segundo os autores, essa formulação teórica é mais apropriada para aplicações práticas EUPS em bacias hidrográficas reais — sejam elas

de pequena ou grande extensão —, pois representa com maior precisão diferentes condições topográficas e formas de escoamento, tanto em lâmina quanto concentrado (como em sulcos). A equação proposta é expressa da seguinte forma:

$$LS = \left(\frac{As}{22,13} \right)^{0,4} \times \left(\frac{\sin(\theta)}{0,0896} \right)^{1,2} \quad (3)$$

em que LS é o fator topográfico; As é o produto da acumulação de fluxo pelo tamanho da célula; e θ é o ângulo de declividade, em radianos.

O fator C representa o uso e manejo fornecendo a razão entre a perda de solo sob determinadas condições de uso e manejo e a perda sob uma condição padrão de solo descoberto, refletindo o efeito conjunto da cobertura vegetal e das práticas de manejo (Wischmeier e Smith, 1978). De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (1999), a vegetação exerce um papel fundamental na contenção da erosão: ao interceptar as gotas da chuva, a copa das árvores reduz a energia cinética. Além disso, a presença de material orgânico decomposto no solo melhora sua estrutura e aumenta a capacidade de retenção de água, contribuindo para que reduzir os efeitos do escoamento superficial.

As práticas conservacionistas (fator P) é calculada pela razão entre perde de solo com prática de suporte como por exemplo preparo do solo em curvas de nível, e a perda no sentido do declive máximo do terreno (Wischmeier e Smith, 1978; Bertoni e Lombardi Neto, 1985).

O fator P representa o efeito das práticas conservacionistas na redução da erosão hídrica, sendo definido como a razão entre a perda de solo com determinada prática e a perda sem controle, em condições padrão de escoamento (Wischmeier e Smith, 1978). Em muitas regiões do Brasil, especialmente onde não há adoção sistemática de técnicas conservacionistas, é comum considerar P igual a 1, o que indica a ausência de medidas de controle e reflete uma situação crítica quanto ao manejo do solo (COSTA et al., 2005).

Embora a EUPS seja amplamente utilizada para estimar perdas de solo por erosão laminar, apresenta limitações na modelagem de processos erosivos mais intensos, como a formação de sulcos e voçorocas. Chaves (2010) discute essas limitações, destacando que a equação tende a superestimar ou subestimar as perdas de solo em determinadas condições, especialmente em áreas com relevo acidentado ou sob práticas de manejo inadequadas. Para além disso, Beskow et al., (2009),

aponta que além das questões quanto a diferenciação dos tipos de erosão, a EUPS possui também como limitação a obtenção de dados de longo prazo, principalmente em países desenvolvimento onde esses dados são escassos.

3.4. Sensoriamento Remoto, Geoprocessamento e Sistemas de Informações Geográficas (SIG)

O Sensoriamento Remoto é uma ciência que estuda objetos, áreas ou fenômenos por meio da aquisição de dados coletados por sensores que podem estar em contato direto ou não com o alvo de interesse (Lillesand, Kiefer e Chipman, 2015). A evolução dessa ciência foi marcada por importantes avanços tecnológicos, como o lançamento do satélite Landsat-1 em 1972, considerado um marco histórico por ser o primeiro satélite projetado para observação sistemática da superfície terrestre. Esse satélite permitiu a aquisição de imagens com repetição temporal e análise multiespectral, abrindo novas possibilidades para o monitoramento ambiental (Campbell e Wynne, 2011).

Com mais de 40 anos de operação contínua, a série Landsat consolidou-se como a maior base temporal de imagens de observação da Terra. Satélites consecutivos, como Landsat-2, 3, 4, 5, 7, 8 e 9, proporcionaram um extenso acervo de dados com resolução espacial de 30 metros, permitindo análises históricas detalhadas sobre o uso e a cobertura da terra em escala global (Roy et al., 2014).

As imagens provenientes do Sensoriamento Remoto são amplamente utilizadas para a classificação de uso e cobertura do solo, servindo a diversos públicos e finalidades. Apesar dos avanços nas técnicas de geoprocessamento, a classificação de imagens ainda representa um processo complexo, que exige a consideração de fatores como o sistema de classificação adotado, a escala do estudo e as condições de treinamento do usuário (Lu e Weng, 2007).

Esses dados adquiridos por Sensoriamento Remoto podem ser processados por meio de técnicas computacionais conhecidas como Geoprocessamento, que consistem em um conjunto de métodos voltados à coleta, ao armazenamento, à análise e à visualização de informações geográficas (Câmara e Davis, 2001).

Por sua vez, os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) permitem a integração de dados espaciais com atributos temáticos, possibilitando a visualização, manipulação e interpretação de informações georreferenciadas. Além disso, os SIG

viabilizam o registro e a análise de características descritivas das feições espaciais, tornando-se ferramentas fundamentais para o monitoramento e a gestão ambiental (Lillesand, Kiefer e Chipman, 2015).

Segundo Bolstad (2016), os SIG possibilitam análises espaciais tanto em formato vetorial quanto matricial, sendo essenciais para a modelagem da distribuição e da intensidade de impactos ambientais, como a perda de solo, contribuindo diretamente para o planejamento territorial e a tomada de decisões sustentáveis. A Figura 2 ilustra um esquema de análise espacial preditiva do potencial de erosão do solo utilizando dados de entrada temáticos e modelos analíticos integrados em ambiente SIG.

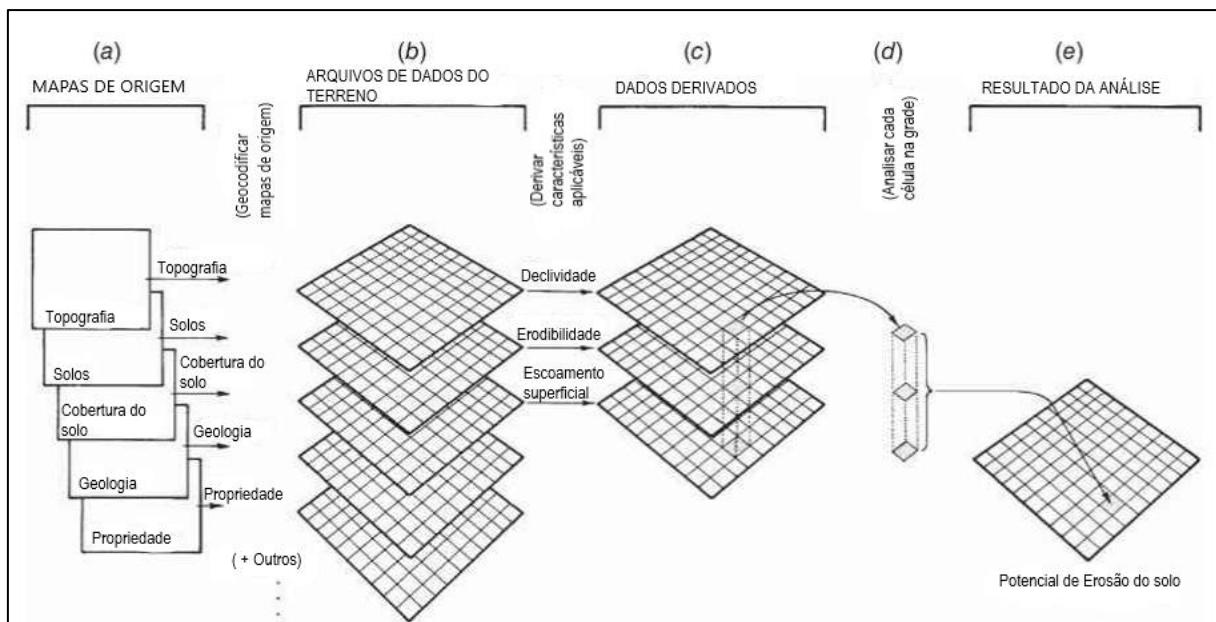


Figura 2. Esquema de análise espacial para predição do potencial de erosão do solo utilizando SIG.

Fonte: Adaptado de Lillesand, Kiefer e Chipman (2015).

Nesse contexto, os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) têm se consolidado como ferramentas essenciais para a análise e gestão ambiental, especialmente no mapeamento e monitoramento de processos erosivos. Diversos estudos, como os de Da Silva (2004), Moraes e Sales (2017), Aquino e Oliveira (2018), Guedes, Viegas e Aguiar (2022) e Bendito, Chaves e Scariot (2023), demonstram a aplicação dessas tecnologias na estimativa da perda de solo por meio de modelos empíricos, como a USLE, sua versão revisada (RUSLE) ou modelos equivalentes.

3.5. Áreas Protegidas e Serviços Ecossistêmicos

Conforme o Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), todos os seres humanos dependem direta ou indiretamente dos ecossistemas da Terra, pois estes fornecem serviços essenciais à vida, como a produção de alimentos e água, a regulação climática, o controle de doenças, além de influências positivas sobre o bem-estar físico e mental. No entanto, nas últimas cinco décadas, as atividades humanas têm causado alterações sem precedentes na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas, comprometendo significativamente a oferta desses serviços.

Entre os serviços ecossistêmicos mais afetados destaca-se a regulação da erosão do solo, que exerce papel fundamental tanto na manutenção da fertilidade quanto na estabilidade dos serviços hidrológicos. A degradação desse serviço tem contribuído para a perda de nutrientes, o assoreamento de corpos hídricos e a redução da produtividade agrícola (MEA, 2005; Adhikari & Hartemink, 2016).

Nesse contexto, políticas públicas voltadas à conservação ambiental desempenham um papel estratégico. A Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), com o objetivo de garantir a proteção da biodiversidade e a manutenção dos serviços ecossistêmicos a longo prazo (Ferraz et al., 2019). O SNUC organiza as Unidades de Conservação (UC's) em duas categorias principais: Unidades de Proteção Integral e Unidades de Uso Sustentável, ambas com atribuições específicas, mas complementares, para assegurar a conservação dos recursos naturais e os benefícios associados aos ecossistemas.

As UC's, portanto, são instrumentos fundamentais para a manutenção dos serviços ecossistêmicos, oferecendo benefícios como regulação climática, proteção da biodiversidade, abastecimento hídrico, polinização, controle de pragas e doenças, além da prevenção da erosão do solo (MEA, 2005; TEEB, 2010).

Dentre esses serviços, a proteção e conservação dos solos merece atenção especial. Solos saudáveis são essenciais para o funcionamento dos ecossistemas, pois regulam o ciclo hidrológico, promovem o armazenamento de carbono, atuam na filtragem da água e oferecem suporte à biodiversidade do subsolo e da vegetação. Em áreas protegidas, onde a cobertura vegetal é mantida e o uso do solo é controlado, esses serviços tendem a ser mais eficientes, contribuindo para a mitigação dos impactos das mudanças climáticas (FAO, 2015; Adhikari & Hartemink, 2016).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Caracterização da área de estudo

As sub-bacias hidrográficas Otto 5, correspondentes ao Rio São João do Paraíso (1345368) e ao Rio Pardo (1345369), ocupam uma área total de 8.312 km² e estão localizadas no norte do estado de Minas Gerais. Segundo Neto (2018), a bacia hidrográfica do Rio Pardo é uma das mais importantes da região. Vale destacar que ambas as sub-bacias analisadas compreendem as cabeceiras do Rio Pardo que nascem no estado de Minas Gerais, o rio Pardo também percorre em território do estado da Bahia.

Na área de estudo, há unidades de conservação que estão total ou parcialmente inseridas nos limites das sub-bacias. Um exemplo é o Parque Estadual (PES) da Serra Nova, que possui apenas parte de sua área dentro da bacia. Já a Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Nascentes Geraizeiras e o Parque Estadual de Montezuma estão totalmente inseridos na sub-bacia do Rio Pardo. Por outro lado, a sub-bacia do Rio São João do Paraíso não possui nenhuma unidade de conservação em seu território. Na Figura 3 é apresentado a localização das sub-bacias hidrográficas e das unidades de conservação situadas dentro de seus limites.

A região de estudo abrange sete municípios: Indaiabira, Montezuma, Rio Pardo de Minas, Santo Antônio do Retiro, São João do Paraíso, Taiobeiras e Vargem Grande do Rio Pardo (Figura 4).

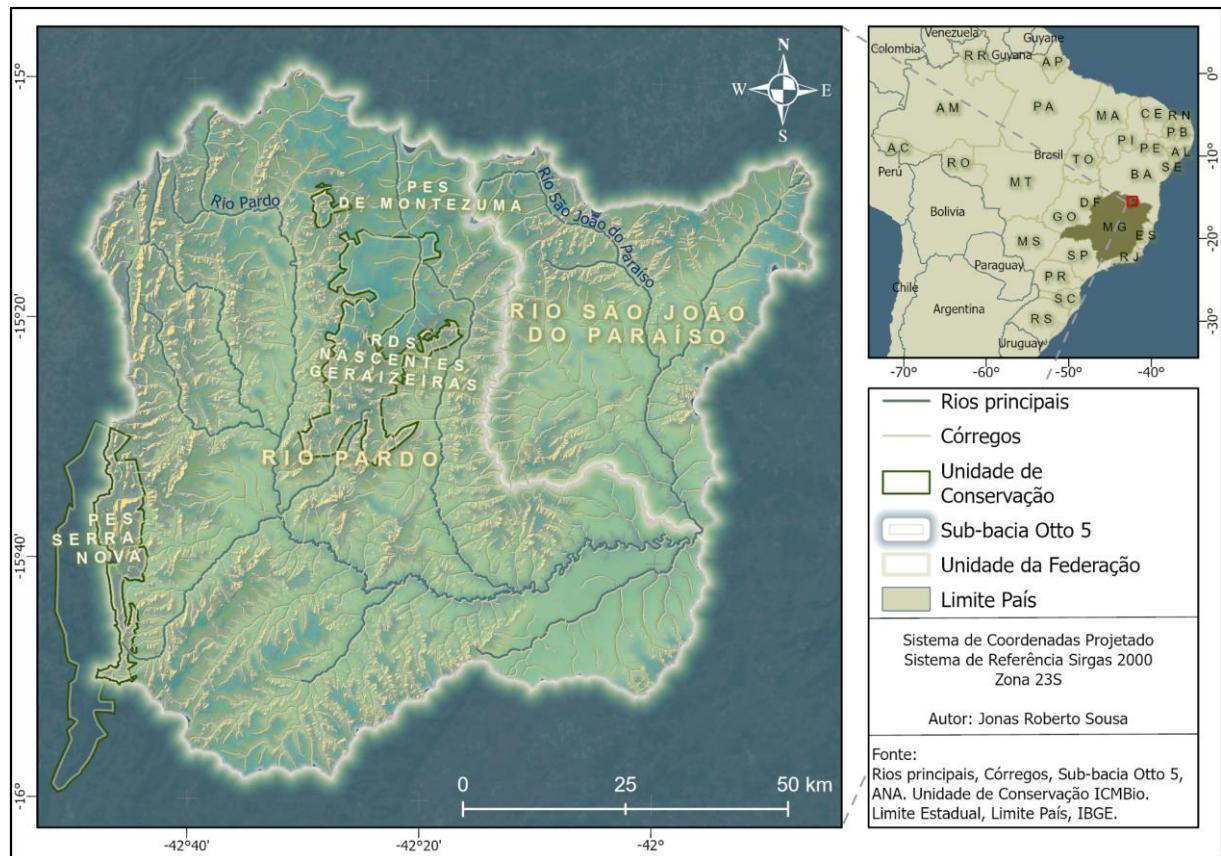


Figura 3. Localização da área de estudo com foco nas Unidades de Conservação.
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

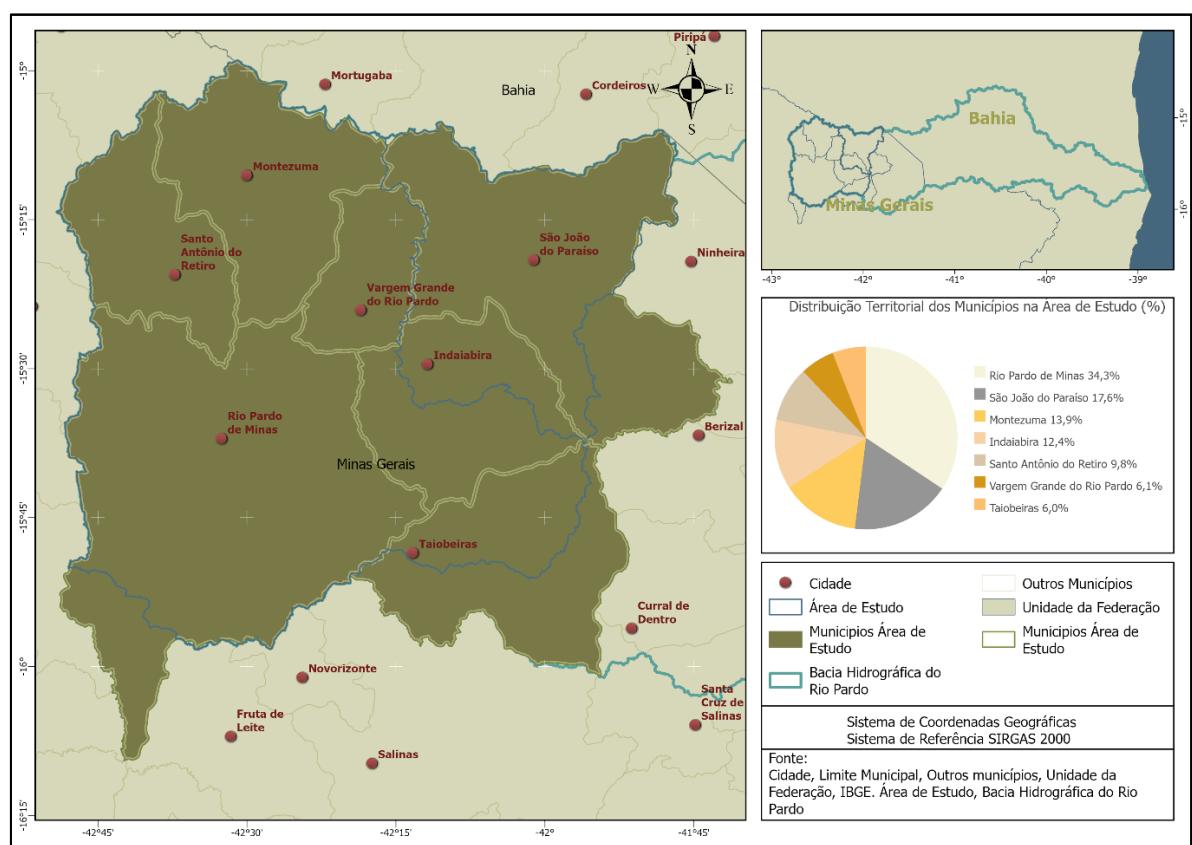


Figura 4. Mapa de Localização de municípios da área de estudos e contribuição territorial na área de estudo.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Conforme classificação de Köppen, a área de estudo apresenta os tipos climáticos As, Cwb e Cwa, com precipitações médias anuais de 880,4 mm, 887,3 mm e 903,4 mm, respectivamente (Alvares et al. 2013). Esses dados reforçam a variabilidade climática da região, a qual pode influenciar diretamente os processos hidrológicos e erosivos.

4.2. Base de Dados

Para a aplicação do modelo EUPS, são necessários dados relacionados a precipitação, solos, Modelo Digital de Elevação (MDE) e uso e cobertura da terra. Esses dados foram obtidos por meio de diferentes plataformas e instituições, conforme descrito a seguir.

A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), instituída pela Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, é responsável por implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos e coordenar o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Além disso, cabe à ANA estabelecer normas de referência para a regulação da prestação dos serviços públicos de saneamento básico (BRASIL, 2000). Por meio do Portal HidroWeb, a ANA disponibiliza o banco de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), com dados provenientes da Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN).

Neste estudo, os dados de precipitação foram obtidos a partir de séries históricas de estações pluviométricas localizadas dentro e nas proximidades da bacia hidrográfica, priorizando aquelas com maior continuidade e confiabilidade nos registros, de modo a garantir a representação mais precisa possível da variabilidade espacial e temporal das chuvas.

Entretanto, apesar da existência de diversas estações na região de estudo, muitas delas se encontram fora de operação ou apresentam falhas nas séries temporais, limitando a disponibilidade de dados consistentes. Essa limitação pode influenciar a acurácia da estimativa do fator de erosividade da chuva (R), especialmente considerando-se a grande extensão territorial da área estudada. Conforme destaca Panagos et al. (2015), a densidade e a distribuição das estações

pluviométricas têm impacto direto na precisão da interpolação espacial da erosividade, sendo este um desafio metodológico comum em regiões com cobertura irregular de monitoramento hidrometeorológico.

Os dados de solos foram obtidos a partir de cartas pedológicas disponibilizadas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), na escala 1:250.000. Esta escala ainda é considerada pequena, o que dificulta a precisão da modelagem, uma vez que com mapas mais detalhados pode ser realizado estudos mais precisos.

O Modelo Digital de Elevação (MDE) foi fornecido pelo projeto Topodata, desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), que segue a metodologia de Valeriano e Rossetti (2011), e, oferecem dados com cobertura nacional baseados na missão Shuttle Radar Topography Mission (SRTM).

O MapBiomas é uma rede colaborativa fundada em 2015, composta por organizações não governamentais, universidades, laboratórios e startups de tecnologia. A iniciativa realiza o mapeamento anual do uso e cobertura da terra no Brasil, a partir de imagens de satélite Landsat, disponibilizando dados desde 1985. Neste trabalho, foram utilizados dados de uso e cobertura da terra para os anos de 1988, 1993, 1998, 2003, 2008, 2013, 2018 e 2023, portanto, o estudo seguiu esses anos para a análise. Esses dados foram extraídos da Coleção 9 do MapBiomas, por meio do toolkit disponível na plataforma Google Earth Engine (GEE).

Estes dados foram processados usando o ArcGIS Pro que é uma ferramenta de Sistema de Informação Geográfica (SIG) amplamente utilizada para análise espacial e manipulação de dados geográficos (ESRI, 2022).

Os dados obtidos foram usados no Sistema de Coordenadas Projetados em *Universal Transverse Mercator* (UMT) e Sistema de Referência SIRGAS 2000 Zona 23 Sul, os rasters seguiram a resolução espacial de pixel de 30m x 30m.

Prontos os mapas de erosão estimada para a região usaram-se ferramentas embutidas no ArcGis Pro que permitem que os dados sejam extraídos em formatos de tabelas como o *Zonal Statistics Table*, posteriormente facilitando a análise do resultado. Dispostos os dados em formatos de tabela, usou-se os softwares da Microsoft Excel e o RStudio para realizar as análises e elaborar os gráficos da perda de solos para a região de estudo.

Para análises da perda líquida entre área natural e não natural usou-se o TerrSet, que incorpora o LibreGIS, oferecendo um conjunto simplificado de

ferramentas permitindo a análise espacial. Dentre essas ferramentas, destaca-se o Land Change Modeler (LCM), que permite a análise de dados de uso e cobertura da terra, sendo especialmente relevante para a avaliação da dinâmica temporal das mudanças registradas nos dados do MapBiomas (CLARK LAB, 2020).

4.3. Equação Universal da Perda de Solos

Neste estudo, foi utilizada a Equação Universal de Perda de Solos (EUPS ou USLE, sigla em inglês), proposta por Wischmeier e Smith (1978). A escolha da EUPS para este trabalho está relacionada a sua simplicidade comparada a outros modelos, permitindo sua aplicação em estudos que envolvem séries temporais longas e áreas extensas, como análises de mudanças no uso da terra com dados de sensoriamento remoto, sem comprometer a consistência dos resultados (Renard et al., 1997; Beskow et al., 2009). A EUPS é apresentada na Equação 1:

$$A = R * K * L * S * C * P \quad \text{Equação 1.}$$

Onde, segundo Wischmeier e Smith (1978):

A: média anual da perda solo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);

R: erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);

K: erodibilidade do solo ($t \cdot \text{ha} \cdot \text{h} \cdot \text{há}^{-1} \cdot \text{MJ}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$);

L: comprimento da encosta (adimensional);

S: declividade da encosta (adimensional);

C: uso e manejo da cobertura do solo (adimensional);

P: práticas conservacionistas adotadas (adimensional).

Cada fator da EUPS pode ser calculado de forma independente, por meio de equações específicas. Para o cálculo do fator R, há diferentes fórmulas disponíveis na literatura. Neste estudo, foi adotada a equação proposta por Bertoni e Lombardi Neto (1999), por ser mais adequada ao contexto climático brasileiro. A equação é apresentada a seguir:

$$EI = 67,355 \left(\frac{r^2}{P} \right)^{0,85} \quad \text{Equação 2.}$$

Onde,

EI: erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);

r: média mensal de precipitação (mm);

P: média anual de precipitação (mm).

A partir do Fator R calculado, usou-se o valor calculado para obter o Fator R estimado para a área de estudo. Dessa forma, usou o método da *Ordinary Kriging Prediction*, foram consideradas 11 estações pluviométricas que apresentavam séries históricas compatíveis com o período de análise. As informações dessas estações são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Estações Pluviométrica obtida a partir da ANA, para a área de estudo.

Estação	Lat	Long	Nome	Operadora	Município
1541010	-15,5808	-41,4086	Itamarati	SGB-CPRM	Águas Vermelhas - MG
1541013	-15,4897	-41,4578	Vereda do Paraíso	SGB-CPRM	São João do Paraíso - MG
1542014	-15,3167	-42,0228	São João do Paraíso	SGB-CPRM	São João do Paraíso - MG
1542015	-15,5983	-42,5475	Rio Pardo de Minas	SGB-CPRM	Rio Pardo de Minas - MG
1442031	-14,7603	-42,6561	Urandi	SGB-CPRM	Urandi - BA
1542016	-15,6367	-42,9436	Serra Branca	SGB-CPRM	Porteirinha - MG
1641011	-16,2300	-41,4808	Medina	SGB-CPRM	Medina - MG
1543013	-15,7756	-43,2797	Janaúba	SGB-CPRM	Janaúba - MG
1641010	-16,6181	-41,7675	Itinga	SGB-CPRM	Itinga - MG
1642002	-16,6131	-42,1869	Coronel Murta	SGB-CPRM	Coronel Murta - MG
1642007	-16,6789	-42,4856	Porto Mandacaru	SGB-CPRM	Grão Mogol - MG

Fonte: Elaboração do autor a partir de dados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA).

Com base nos dados edáficos disponibilizados pelo IBGE, foram identificadas nove classes de solos na área de estudo, conforme a Tabela 2. Embora existam fórmulas específicas para a estimativa do fator K da EUPS, nesta pesquisa optou-se pela adoção de valores obtidos diretamente da literatura, com base em diferentes estudos. Uma vez, que estimar esses dados dependendo do modelo pode aumentar as incertezas, visto que exige informações sobre a permeabilidade e estruturas (Godoi et al., 2021).

Tabela 2. Tipos de solos identificados na área de estudo e respectivos valores do Fator K.

Legenda	Fator K (t·ha·h·há ⁻¹ ·MJ ⁻¹ ·mm ⁻¹)	Fonte
Área Urbana	0	Bendito, Chaves e Scariot (2023)
Corpo d'água continental	0	Bendito, Chaves e Scariot (2023)
CXa – Cambissolo Háplico Alumínico	0,024	Macedo et al. (2010)
CXbd – Cambissolo Háplico Tb Distrófico	0,0254	Morais e Sales (2017)
CXbe – Cambissolo Háplico Tb Eutrófico	0,0441	Mannigel et al. (2008)
CXve – Cambissolo Háplico Ta Eutrófico	0,045	Costa et al. (2005)
LAd – Latossolo Amarelo Distrófico	0,012	Bendito (2024)
LVAd – Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico	0,012	Bendito (2024)
RLd – Neossolo Litólico Distrófico	0,0362	Morais e Sales (2017)
RYve – Neossolo Flúvico Ta Eutrófico	0,03	Bendito (2024)
TCp – Luviissolo Crômico Pálico	0,0384	Morais e Sales (2017)

Fonte: Adaptado de Bendito, Chaves e Scariot, (2023); Macedo et al., (2010); Morais e Sales (2017); Mannigel et al., (2008); Costa et al., (2005); Bendito, (2024).

Para os fatores L e S, foi adotada a equação proposta por Moore e Burch (1986), que permite seu cálculo conjunto, sendo especialmente útil em análises realizadas com ferramentas de SIG.

$$LS = \left(\frac{As}{22,13} \right)^{0,4} \times \left(\frac{\sin(\theta)}{0,0896} \right)^{1,2} \quad \text{Equação 3.}$$

Onde,

LS - Fator topográfico (adimensional);

As – Produto da acumulação de fluxo pela dimensão da célula (em metros); e,

Θ - Ângulo de declividade, expresso em radianos.

Depois de calculado o fator LS, foram aplicadas correções baseadas no modelo de concavidade do terreno, uma vez que há limitações na EUPS para representar adequadamente a perda de solo em áreas de acumulação de fluxo, como em terrenos que apresentam concavidade (RENARD et al., 1997). Portanto, considerou-se perda de solo nula em áreas que apresentavam concavidade superior a 0,2. A Figura 5

mostra um exemplo do modelo de concavidade, em que (A) e (C) representam terrenos convexos e lineares, enquanto (B) corresponde a terrenos côncavos.

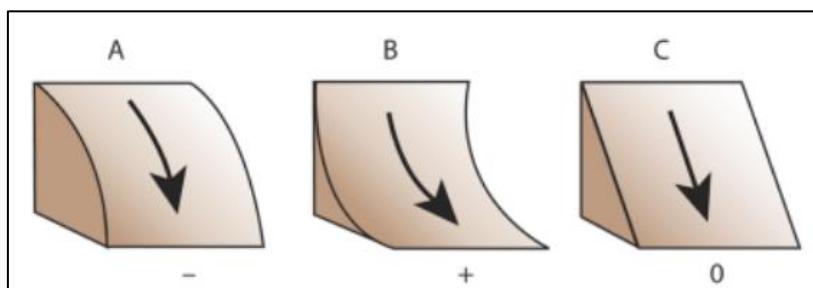


Figura 5. Modelo de concavidade do terreno. Onde (A) Convexo, (B) Côncavo e, (C) Linear. Fonte. Esri, 2024.

Um alto fator C, representa que aquele tipo de uso será mais suscetível à erosão. O presente estudo, foram utilizados valores de fator C associados às classes de uso e cobertura da terra disponibilizadas pelo projeto MapBiomas – Coleção 9. A Tabela 3 apresenta os valores adotados para cada classe de uso.

Tabela 3. Valores adotados para o Fator C, com base nos usos de cobertura do MapBiomas.

Uso do Solo	Descrição (MapBiomas coleção 9)	Fator C	Fonte
Formação Florestal	Vegetação arbórea, predominantemente perene, com dossel fechado e altura superior a 20 metros.	0,004	Wischmeier e Smith (1978)
Formação Savânica	Vegetação arbórea, predominantemente decidual, com dossel aberto e altura entre 5 e 20 metros.	0,012	Wischmeier e Smith (1978)
Silvicultura	Plantios florestais homogêneos, geralmente de espécies exóticas, para fins comerciais.	0,0085	Costa et al. (2005)
Formação Campestre	Vegetação herbácea e arbustiva em áreas não sujeitas a inundação.	0,01	Lanza (2011)
Pastagem	Vegetação herbácea, predominantemente gramíneas, usada para criação de gado.	0,0288	Costa et al. (2005)
Cana-de-açúcar	Cultivo extensivo de cana-de-açúcar para produção de açúcar e etanol.	0,05	Lanza (2011)
Mosaicos de Usos	Combinação de diferentes usos do solo em uma mesma área, sem predomínio de um único uso.	0,01	Estimativa

Área Urbanizada	Áreas com edificações, infraestrutura urbana e baixa densidade de vegetação.	0,001	Farinasso et al. (2006)
Outras Áreas não Vegetadas	Áreas desprovidas de vegetação, como mineração, solo exposto e afloramentos rochosos.	0,2	Estimativa
Afloramento Rochoso	Exposição de rochas na superfície, com vegetação ausente ou muito esparsa.	0,01	Costa et al. (2005)
Rio, Lago e Oceano	Corpos d'água.	0	Wischmeier e Smith (1978)
Outras Lavouras Temporárias	Cultivos agrícolas de ciclo curto, como soja, milho e algodão.	0,2	Lanza (2011)
Café	Cultivo de café em áreas montanhosas ou planaltos.	0,1126	Prochnow et al. (2005)
Outras Lavouras Perenes	Cultivos agrícolas de ciclo longo, como laranja, banana e frutas em geral.	0,25	Lanza (2011)

Fonte: Elaboração do autor com base em revisão bibliográfica

O fator P, foi considerado igual a 1, o que indica a ausência de medidas de controle de erosão, considerou-se a metodologia conforme descrita por Costa et al., (2005), a qual é a mais crítica para o processo de erosão, posto que, não existe práticas conservacionistas. Tal medida é tomada devido ao não conhecimentos destes dados para a região estudada.

Como a EUPS foi desenvolvida para modelar principalmente a erosão laminar, perdas de solo superiores a 100 t/ha.ano podem indicar a presença de processos mais intensos, como ravinas e voçorocas, que não são adequadamente representados pela equação. Por isso, conforme alertado por Chaves (2010), é recomendável limitar o valor máximo de perda de solo estimado pelo modelo, considerando as incertezas envolvidas na predição em áreas com essas características.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Fator de Erosividade (Fator R)

A estimativa do índice de erosividade da chuva (fator R), componente fundamental da Equação Universal de Perda de Solo (EUPs), foi efetuada mediante aos dados das estações pluviométrica da região de estudo. Os anos de 1998 e 2013 apresentaram os índices de erosividade mais elevados, com variação de 6.673 a 8.612 e de 7.444 a 9.072 MJ mm $ha^{-1} h^{-1} ano^{-1}$, respectivamente. Em contraste, os menores valores foram registrados em 1993 (3.882 a 4.407), 2003 (2.876 a 5.897) e 2023 (3.779 a 5.100 MJ mm $ha^{-1} h^{-1} ano^{-1}$). Na Tabela 4 é apresentado os valores médios do R calculado para os anos analisados e, na Figura 6 mostra a variação anual do fator R estimado.

Os valores fator R estimado pelo método da *Ordinary Kriging Prediction* são similares aos reportados por Aquino (2005), que encontrou uma faixa de 2.173 a 8.410 MJ mm $ha^{-1} h^{-1} ano^{-1}$ para o estado de Minas Gerais, e, Marques et al. (2005), que estimaram 5.835 MJ mm $ha^{-1} h^{-1} ano^{-1}$ para a região de Sete Lagoas (MG).

Tabela 4. Fator R médio anual para cada ano estudado na área de interesse.

Ano	Fator R médio anual da área de estudo (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹)
1988	5438,59
1993	4385,13
1998	7845,34
2003	4775,95
2008	6592,71
2013	8467,28
2018	5846,08
2023	4406,50

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

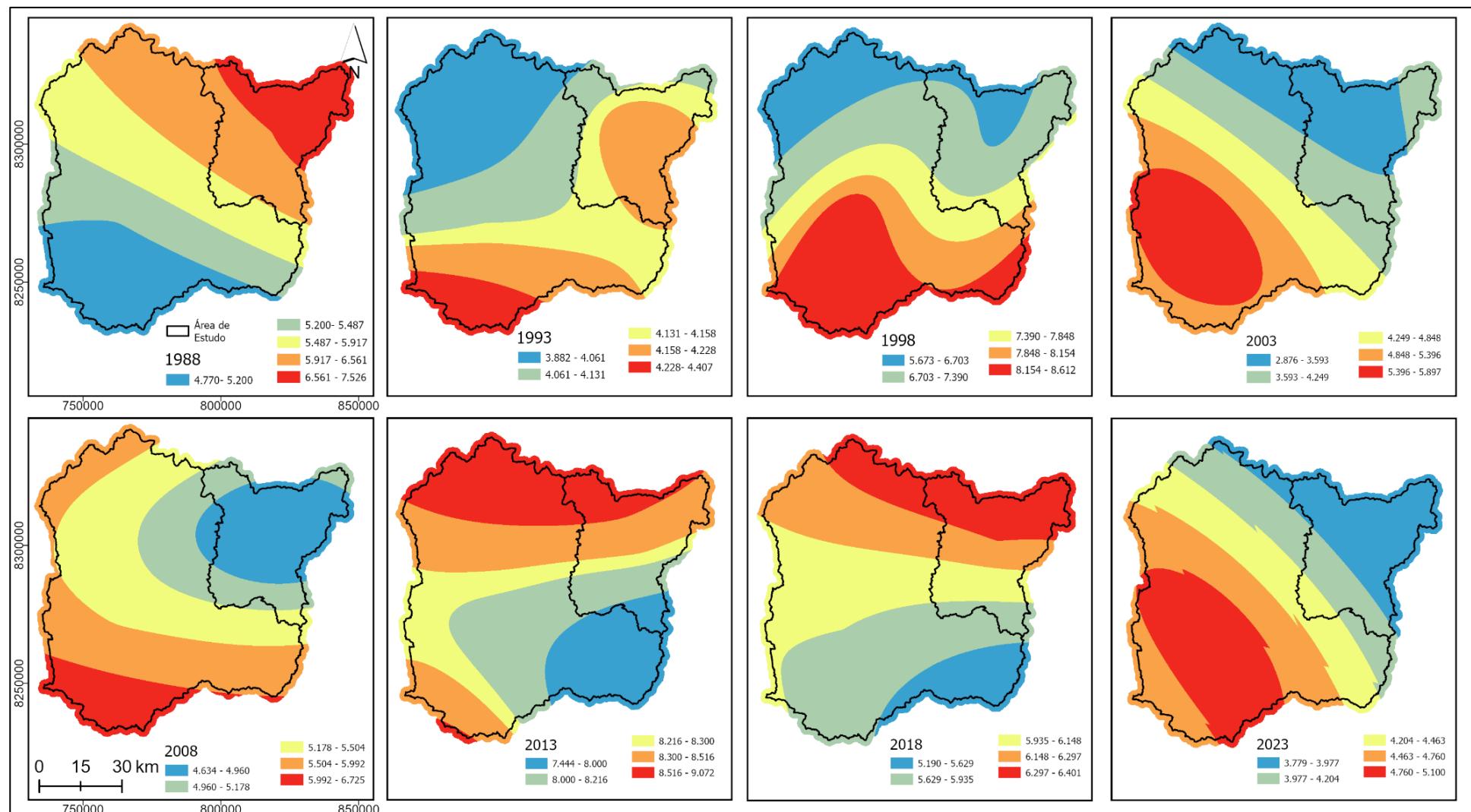


Figura 6. Fator R estimado para a região de estudo com base no método de interpolação Krigagem Ordinária.

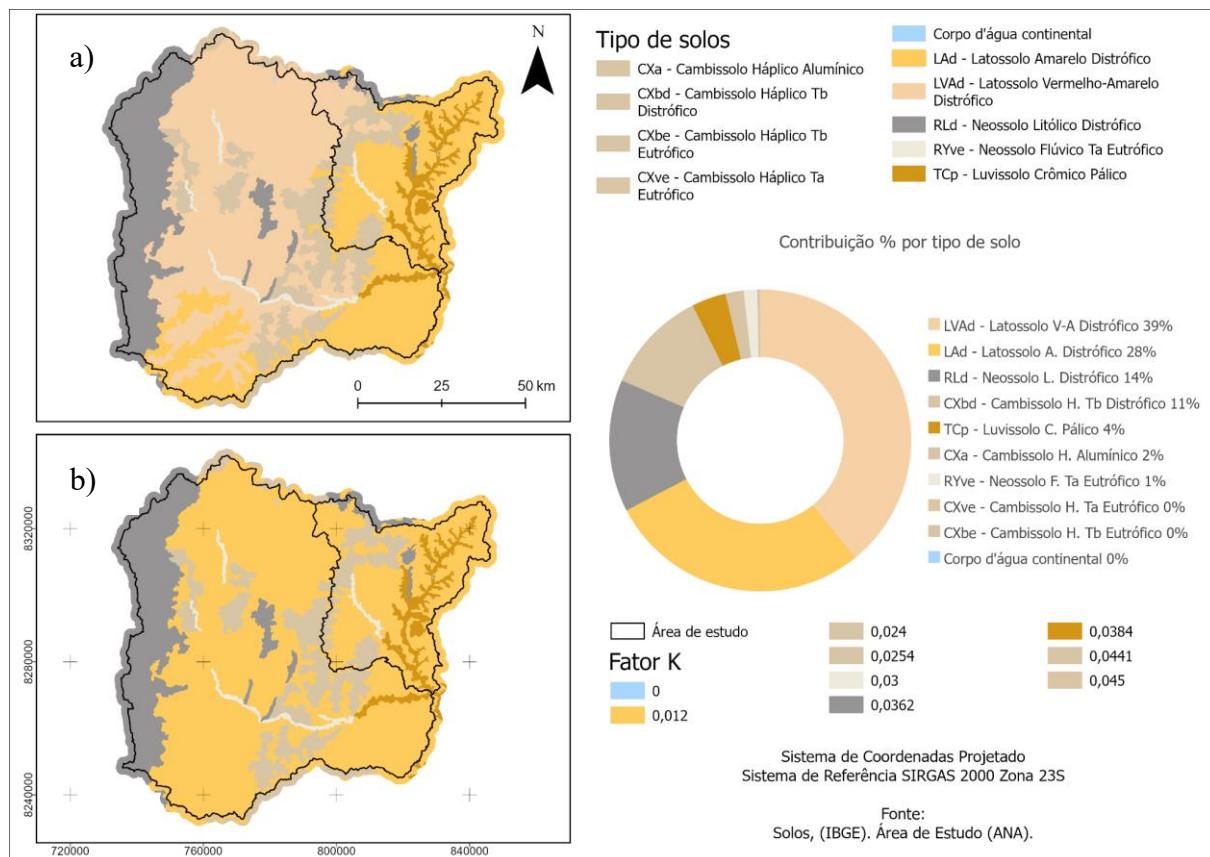
Fonte: Elaborado pelo autor (2025)

5.2. Fator de Erodibilidade (Fator K)

Na área de estudo, predomina a classe de solo LVAd, que representa 39% da área total, seguida pelas classes LVD (28%) e RLD (14%). O fator de erodibilidade do solo variou de 0,012 a 0,045 $t\cdot ha\cdot h\cdot ha^{-1}\cdot MJ^{-1}\cdot mm^{-1}$.

Fator de erodibilidade acima de 0,03 segundo Costa et al., (2005) indica que o solo apresenta maior propensão a erosão, dessa forma, 32% da área de estudo apresentou fator k maior ou igual a esse valor, demonstrando que o solo em alguns locais é mais vulnerável.

A distribuição espacial das classes de solo na área de estudo, bem como os respectivos valores do fator K são apresentados na Figura 7.



5.3. Fator Topográfico (Fator LS)

O fator topográfico (LS) apresentou ampla variação na área de estudo, com valores entre 0 e 717,2 e média de 2,9 (Figura 8). Essa amplitude reflete a heterogeneidade do relevo local, influenciado por variações na declividade e no comprimento das rampas.

Em comparação, estudos realizados em outras regiões do Brasil indicam valores menores. Cardoso (2023), ao estudar a perda de solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, em São Paulo, encontrou valores de LS variando entre 0 e 31. Na bacia dos ribeirões Taquaruçu Grande e Taquaruçuzinho, em Palmas (TO), Batista e Cabral (2021) identificaram valores entre 0,02 e 51. Já na bacia do rio Piririm, no Amapá, em estudo realizado por Hyslop et al. (2019) os valores de LS variou entre 0,78 e 97,49. O alto fator LS nas sub-bacias do rio Pardo e São João do Paraíso e a diferença entre estudos em outras regiões do Brasil indica que está área pode sofrer maior influência do relevo sobre o potencial de erosão hídrica.

O alto fator LS na parte do PES da Serra Nova indica maior suscetibilidade à erosão. Conforme Hyslop et al. (2019), áreas com elevado fator LS demandam estratégias de manejo mais criteriosas, tal fato reforça a importância dessa Unidade de Conservação.

Oliveira e Leite (2018) encontraram valores para o fator topográfico variando entre 0,03 e 175,84 na área de drenagem do Rio Juramento, em Minas Gerais. Os autores atribuíram os valores mais elevados à presença de áreas montanhosas com escarpas erosivas ou abruptas pertencentes ao Espinhaço, caracterizadas por grandes comprimentos de rampa e alta declividade. De forma semelhante, na área de estudo, os maiores valores do fator LS foram observados em regiões de relevo acidentado, indicando que o fator topográfico é influenciado pela morfologia do terreno.

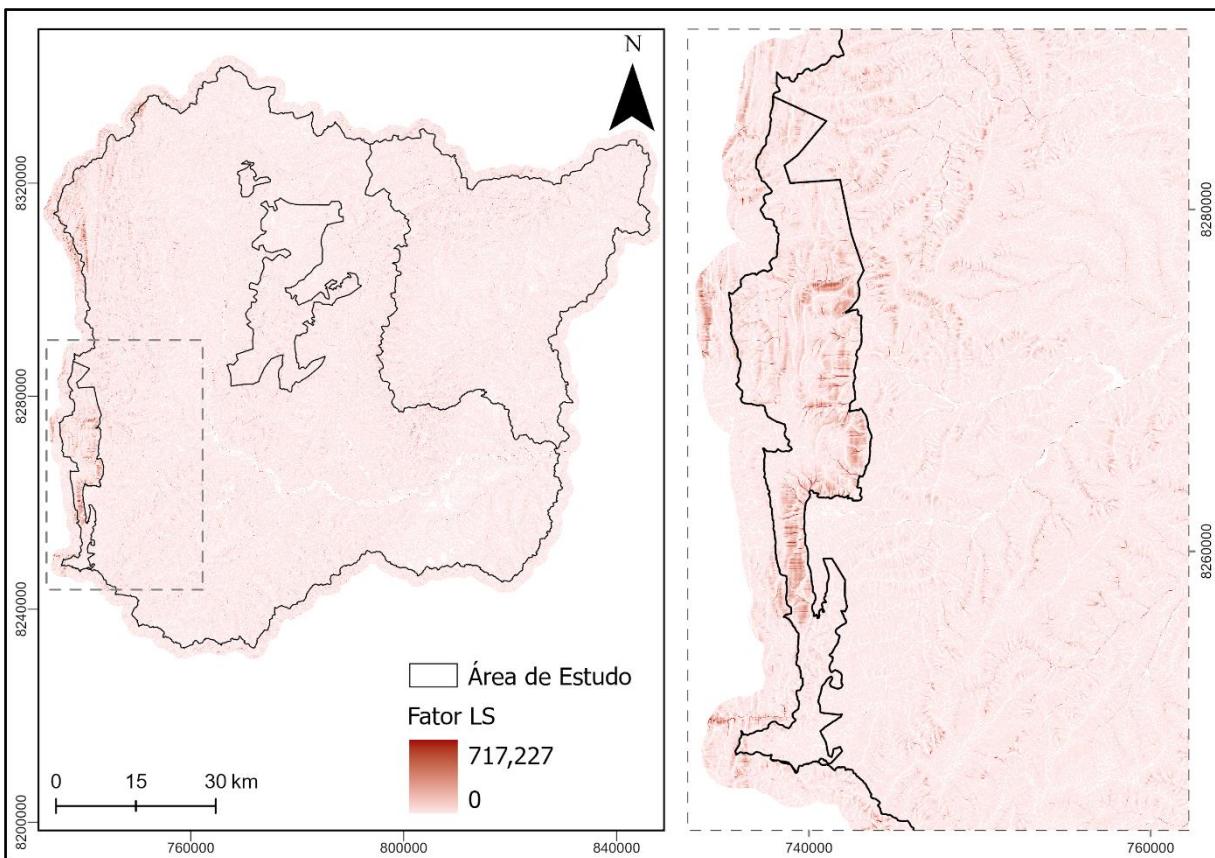


Figura 8. Mapa de distribuição espacial do fator LS na área de estudo, com destaque para a região do PES da Serra Nova.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

5.4. Fator de manejo e conservação (Fator CP)

O fator C, em conjunto com o fator R, apresentaram maior variação temporal ao longo da análise. O uso e a cobertura da terra sofreram mudanças em todos os anos observados. No entanto, as 13 classes identificadas em 1988 mantiveram-se constantes ao longo do tempo, com exceção do ano de 2023, no qual surgiu a classe Cana-de-açúcar, elevando o total para 14 classes no período analisado. A Figura 9 ilustra as mudanças líquidas entre as diferentes classes de cobertura da terra.

Entre 1988 e 1993, a maior mudança líquida ocorreu na classe Formação Savânica, com uma redução superior a 30.000 hectares (Figura 9a). Por outro lado, as classes Silvicultura e Pastagem foram as que mais ganharam áreas, ambas com acréscimos em torno de 20.000 hectares. Na Figura 9b, representa o intervalo de 1993 a 1998, a classe Silvicultura foi a que mais perdeu área (cerca de 16.000 hectares), perda que pode ser atribuída ao período de colheita.

No intervalo de 2003 a 2008, a Formação Savânica foi a classe com maior ganho de área, enquanto Silvicultura e Pastagem foram as que mais perderam. Essas perdas podem estar associadas, principalmente no caso da silvicultura, aos períodos

de colheita e replantio, nos quais as áreas podem ter sido temporariamente classificadas como vegetação natural. Tais padrões de transição se repetem ao longo dos anos (Figura 9).

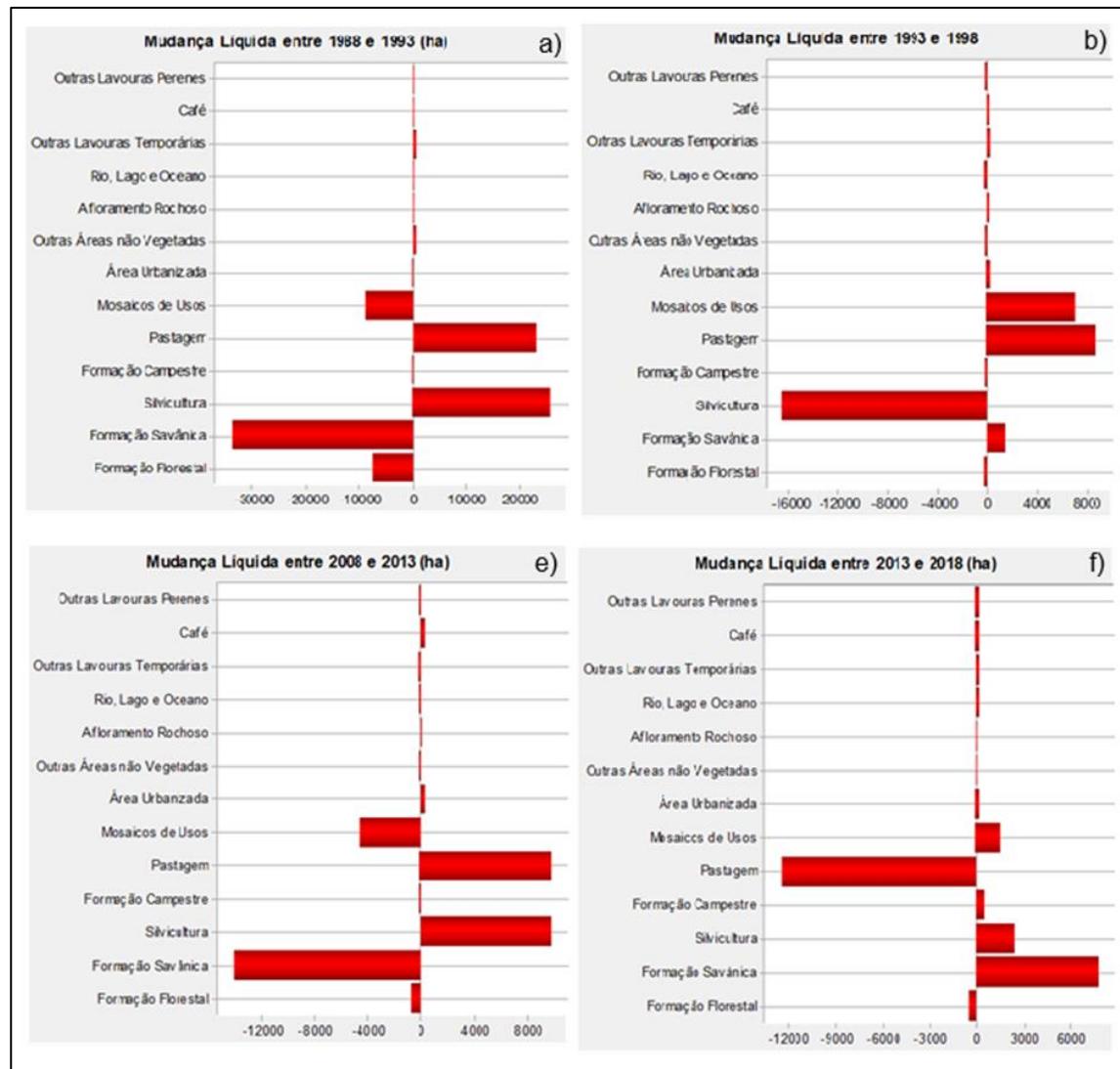


Figura 9. Mudança líquida por intervalo de estudo, sendo: a) 1988–1993, b) 1993–1998, e) 2008–2013, f) 2013–2018. *Fonte: Elaborado pelo autor (2025).*

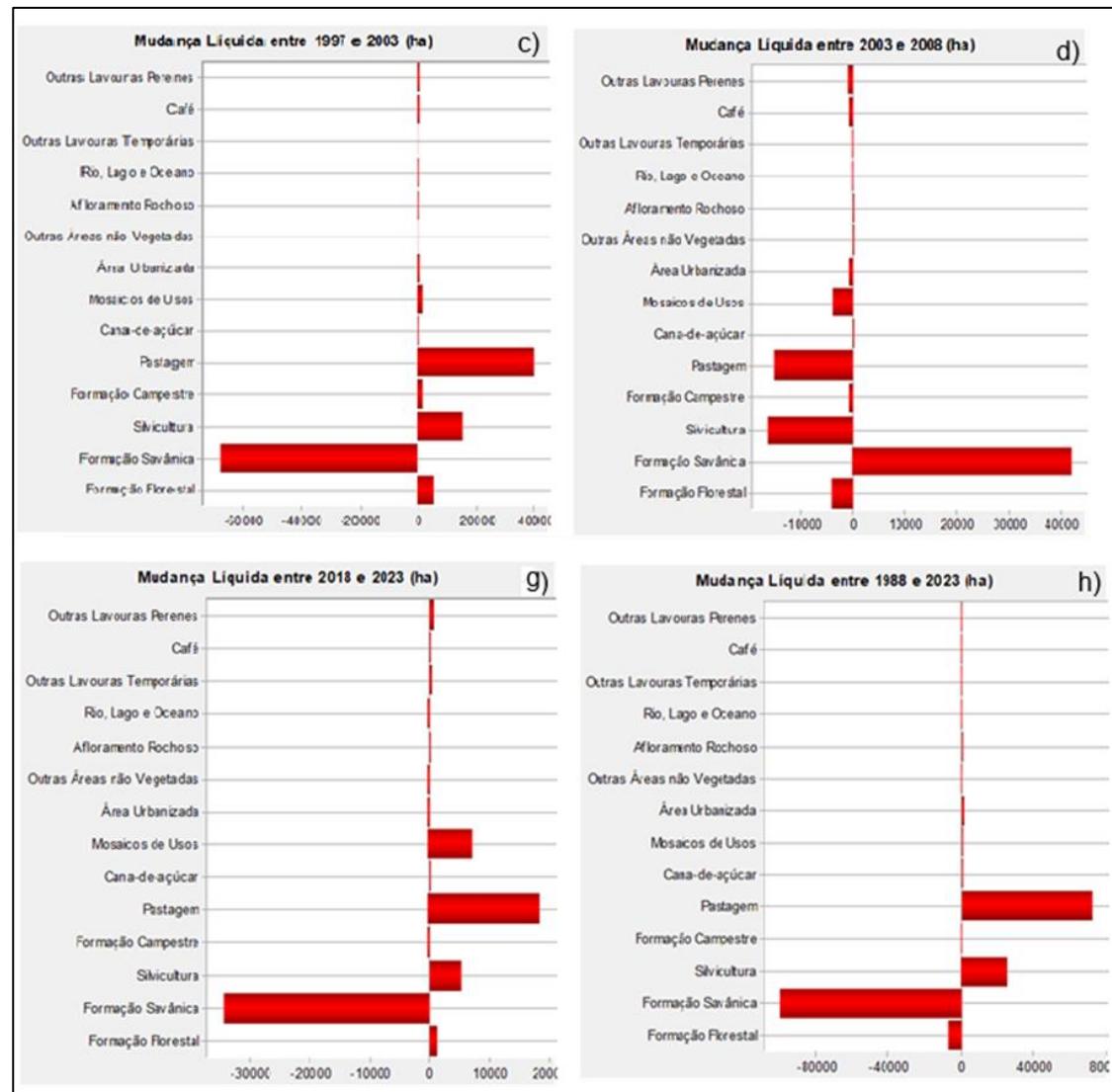


Figura 10. Mudança líquida por intervalo de estudo, sendo: c) 1998–2003, d) 2003–2008, g) 2018–2023 e h) 1988–2023. Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Ao se observar a Figura 8h, que representa a mudança líquida acumulada entre 1988 e 2023, nota-se que as classes naturais Formação Florestal e Formação Savânica apresentaram as maiores perdas, com reduções superiores a 11.000 hectares e 131.000 hectares, respectivamente. Por outro lado, as classes Pastagem e Silvicultura foram as que mais expandiram no período, com ganhos de aproximadamente 87.288 hectares e 53.017 hectares, respectivamente.

Nas Unidades de Conservação da área de estudo, as classes de uso antrópico com maior representatividade foram Silvicultura, Pastagem e Mosaico de Usos. A Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Nascentes Geraizeiras foi a que mais sofreu avanço antrópico, especialmente pelas classes de Silvicultura, cuja área passou de 157,3 hectares em 1988 para 747,9 hectares em 2023, e Pastagem, que aumentou de 693,4 hectares em 1988 para 1.665,3 hectares em 2023 (Tabela do Apêndice A).

5.5. Perda de solo estimada (t/ha.ano)

A erosão calculada para a área de estudo apresentou alta variabilidade temporal, especialmente entre as classes de uso antrópico do solo. Dentre essas, destacam-se as Outras Lavouras Perenes, com perdas médias anuais variando de 6,00 t.ha⁻¹.ano⁻¹ em 2003 a 21,56 t.ha⁻¹.ano⁻¹ em 1998, resultando em uma média histórica de 14,09 t.ha⁻¹.ano⁻¹. De forma semelhante, as Outras Lavouras Temporárias apresentaram perda média de 12,95 t.ha⁻¹.ano⁻¹, com valores oscilando entre 8,56 t.ha⁻¹.ano⁻¹ e 18,41 t.ha⁻¹.ano⁻¹ ao longo da série temporal. Essas classes agrícolas, por envolverem preparo frequente do solo e baixa cobertura vegetal entre os ciclos de cultivo, tendem a apresentar maior vulnerabilidade à erosão hídrica, conforme observado por Merten e Minella (2013).

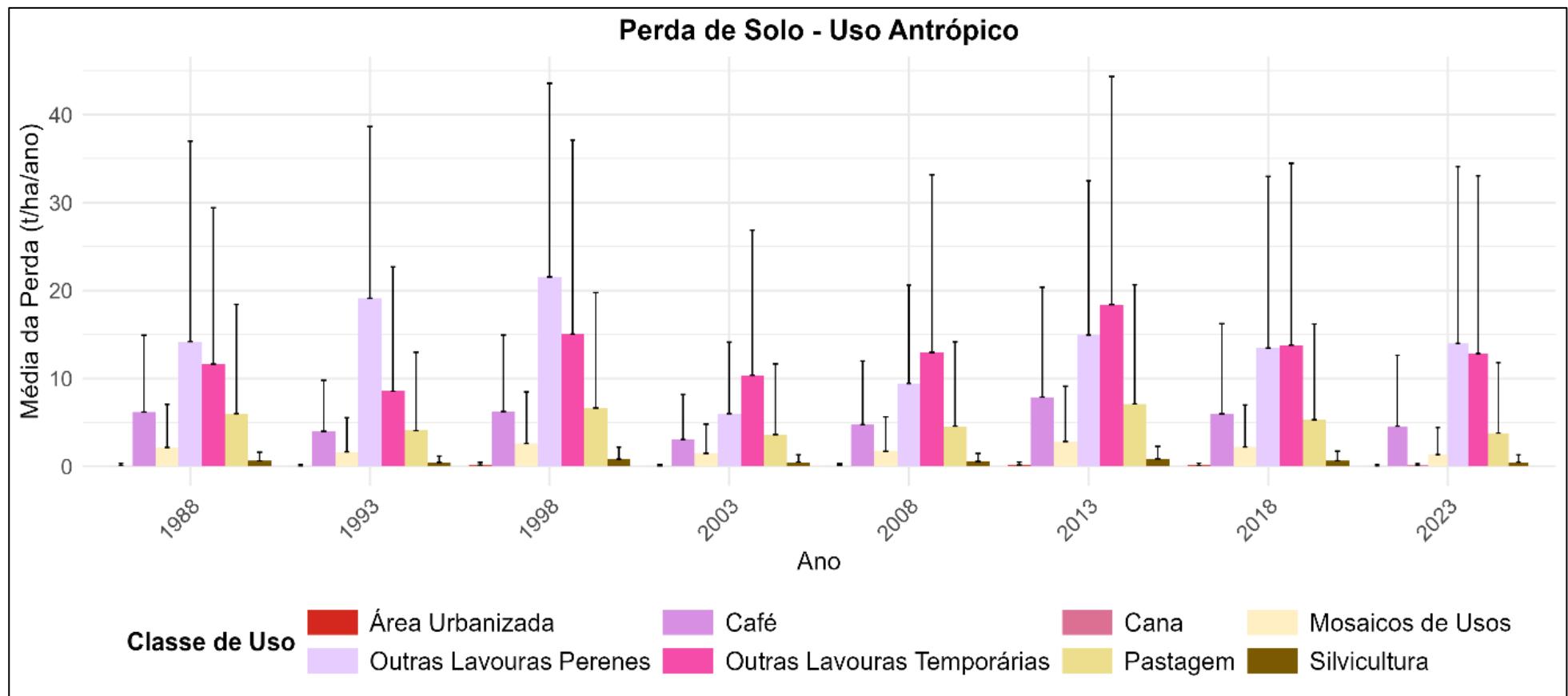


Figura 11. Perda de solos por classe de uso antrópico para a área de estudo.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A classe Outras Áreas Não Vegetadas apresentou os maiores valores de perda média de solo ao longo da série histórica, com valores variando entre $14,51 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (1993) e $34,27 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (2018). Essa alta perda pode ser atribuída ao fator C adotado, visto que nessa classe pode ocorrer regiões de solo exposto, áreas de cultivo em entressafra, segundo os critérios adotados pela coleção 9 do MapBiomas. A Figura 12 ilustra a dinâmica temporal da perda de solo dessa classe ao longo do período analisado.

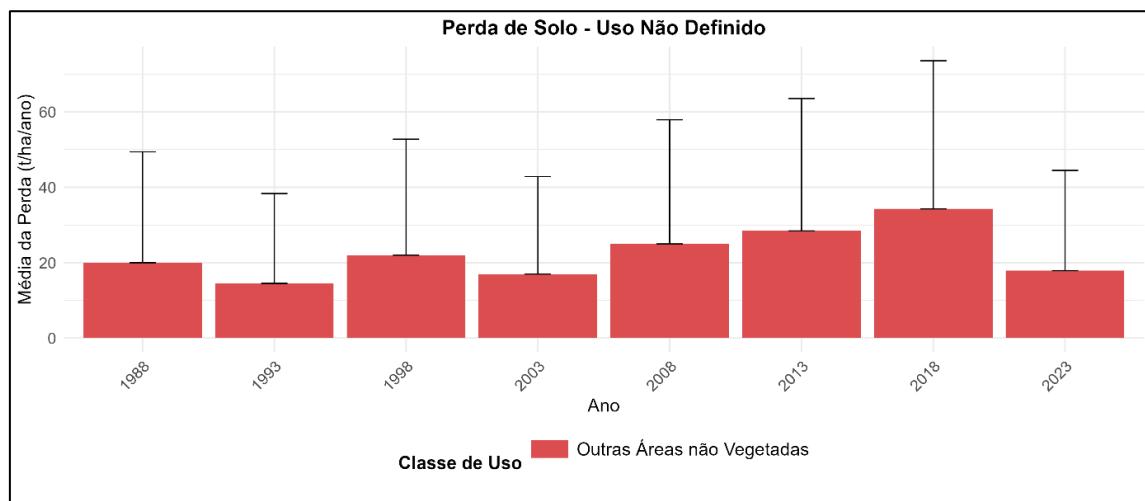


Figura 12. Variação da perda média anual de solo ($\text{t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) na classe "Outras Áreas Não Vegetadas" entre 1988 e 2023, na área de estudo.
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

As áreas de uso natural, como Formação Florestal, Formação Savânica e Formação Campestre, apresentaram menores taxas médias de perda de solos em comparação com áreas antrópicas como pastagens e usos agrícolas.

As áreas de Formação Florestal apresentaram perdas variando entre $1,39$ e $2,89 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$; Formação Savânica, entre $2,32$ e $4,77 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$; e a Formação Campestre, entre $1,77$ e $3,53 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Por outro lado, a classe Afloramento Rochoso apresentou valores elevados de perda de solo, destoando do que é geralmente reportado na literatura. Essa discrepância pode estar relacionada ao valor atribuído ao fator de manejo ($CP = 0,01$) neste estudo, além do fato de que essas áreas, por ocorrerem em regiões montanhosas, estão associadas a elevados valores do fator topográfico (LS), o que contribui para o aumento da estimativa de perda de solos.

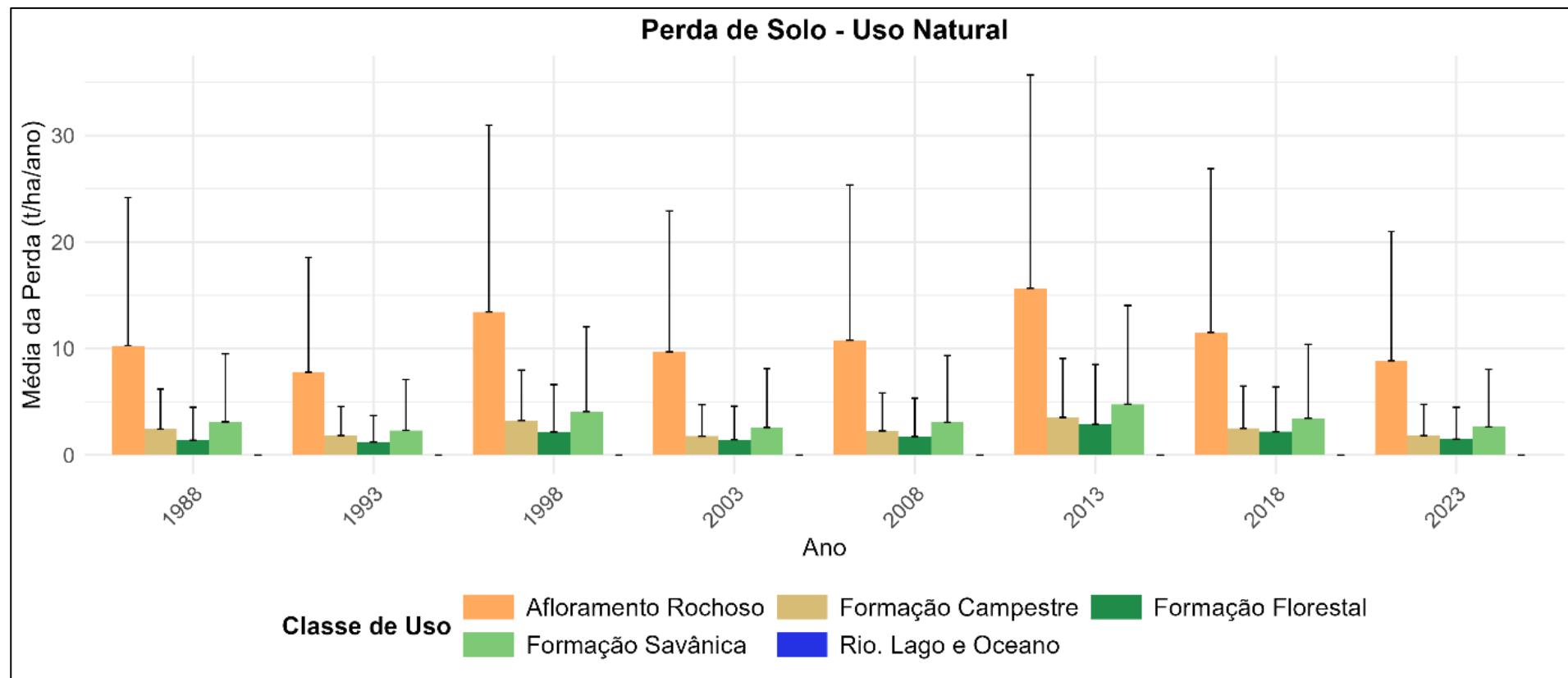


Figura 13. Variação da perda média de solos em áreas de uso natural (Formação Florestal, Formação Savânica e Formação Campestre) e em Afloramento Rochoso ao longo da série histórica.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A Figura 13 mostra que o uso do solo pode agravar processos de erosivos, na figura é mostrado um comparativo para a mesma região para o ano de 1988 e 2023, ficando evidente a perda de solos mais acentuada conforme ocorre a conversão de áreas naturais. Já o Apêndice C, mostra os mapas de perda de solos elaborados para cada ano, onde é possível notar regiões de maior fator LS apresentaram maior perda de solos.

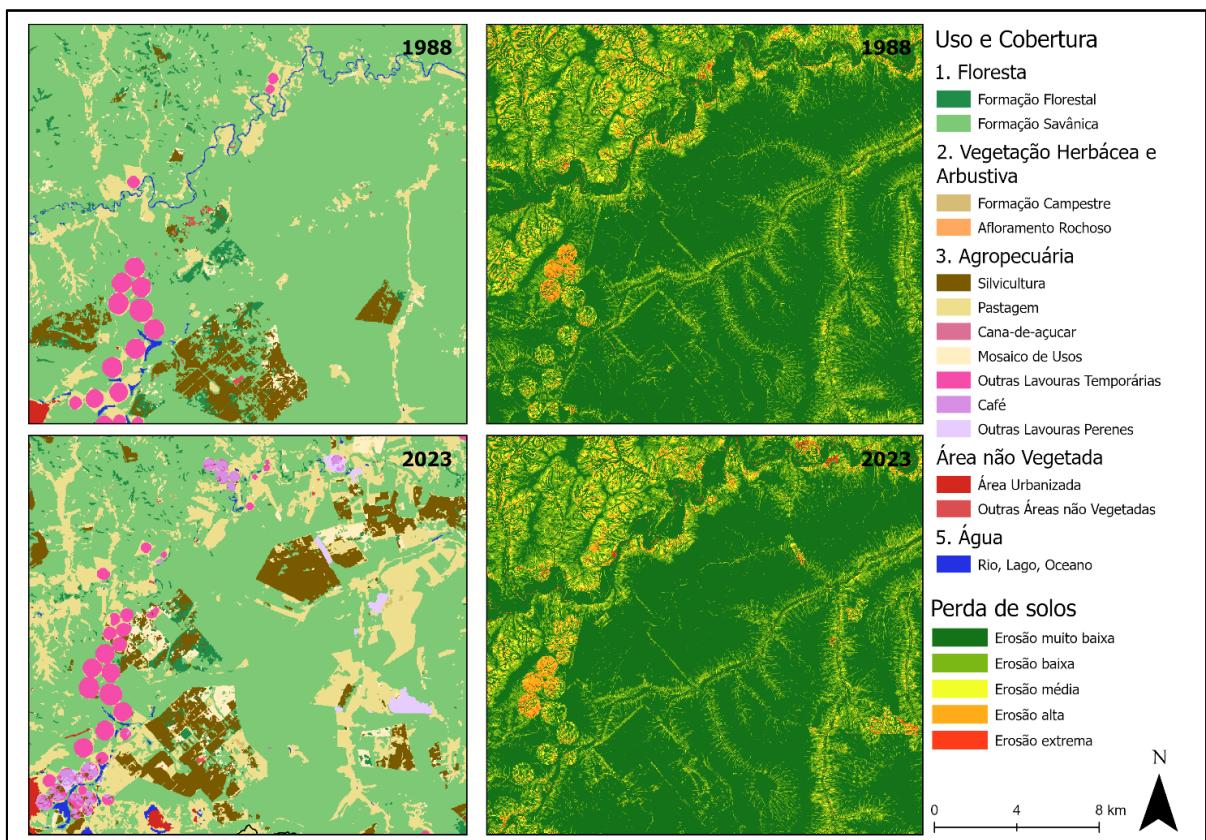


Figura 14. Comparativo da perda de solos em uma região específica da área de estudo, nos anos de 1988 e 2023, evidenciando o avanço do potencial erosivo associado à conversão de áreas naturais para usos antrópicos.

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A comparação entre a áreas protegidas e não protegidas mostrou que a perda média de solos em áreas protegidas tende a ser menor, principalmente no PES de Montezuma, onde média e o desvio padrão da perda de solo histórica foi significativa pelo Teste-t a 5% de significância. A RDS Nascentes Geraizeiras embora a média não foi significativa o desvio padrão da perda de solos. No caso do PES da Serra Nova, não foram observadas diferenças significativas, possivelmente em decorrência da elevada proporção de afloramentos rochosos na parte do parque inserida na bacia do rio Pardo, (mais 57% da área total, ver Apêndice A), classe à qual foi atribuído um

fator C de 0,01, aumentando substancialmente os valores estimados de perda de solo na modelagem e estudos indicam que para esse tipo de uso usa-se valores nulos, como o estudo realizados por Bendito, Chaves e Scariot (2023) e Borges et al., (2013).

Tabela 5. Estatísticas do teste t ($\alpha = 0,05$) para a comparação da perda de solo entre Unidades de Conservação e áreas não protegidas nas sub-bacias hidrográficas da região de estudo.

Unidade de Conservação	Sub-Bacia	Teste-t (0,05)	
		Média	Desvio Padrão
PES da Serra Nova	Rio Pardo (1345369)	-	-
RDS Nascentes Geraizeiras	Rio Pardo (1345369)	0,20216	0,04091*
PES de Montezuma	Rio Pardo (1345369)	0,01764*	0,00005*
PES Serra Nova	São João do Paraíso (1345368)	-	-
RDS Nascentes Geraizeiras	São João do Paraíso (1345368)	0,25109	0,01705*
PES de Montezuma	São João do Paraíso (1345368)	0,03066*	0,00008*

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

* Valores com diferença significativa ($p < 0,05$).

As Figuras 14 e 15 ilustram a estimativa da perda de solo nas diferentes áreas avaliadas. A Figura 14 mostra que, nas áreas fora das UCs, a perda média anual de solo manteve-se próxima de $5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ ao longo dos anos analisados, com elevados desvios padrão, indicando alta variabilidade temporal e espacial. Na mesma figura, observa-se que a RDS Nascentes Geraizeiras e o PES de Montezuma apresentaram perdas médias variando entre 1 e $4,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, com menor dispersão dos dados.

O PES da Serra Nova registrou valores médios de perda superiores aos das demais áreas, inclusive às áreas não protegidas. Esse comportamento pode estar associado à superestimação do fator C aplicado aos afloramentos rochosos, impactando negativamente a acurácia dos resultados da modelagem. Autores como Bendito, Chaves e Scariot (2023), Borges et al. (2013) e Wischmeier e Smith (1978) consideram valores nulos para essa classe específica. Dessa forma, recomenda-se que estudos futuros na região se atentem a esse fator, a fim de garantir maior precisão nos resultados da modelagem da perda de solo, uma vez, Fator C diferente de 0 pode aumentar a incertezas do modelo.

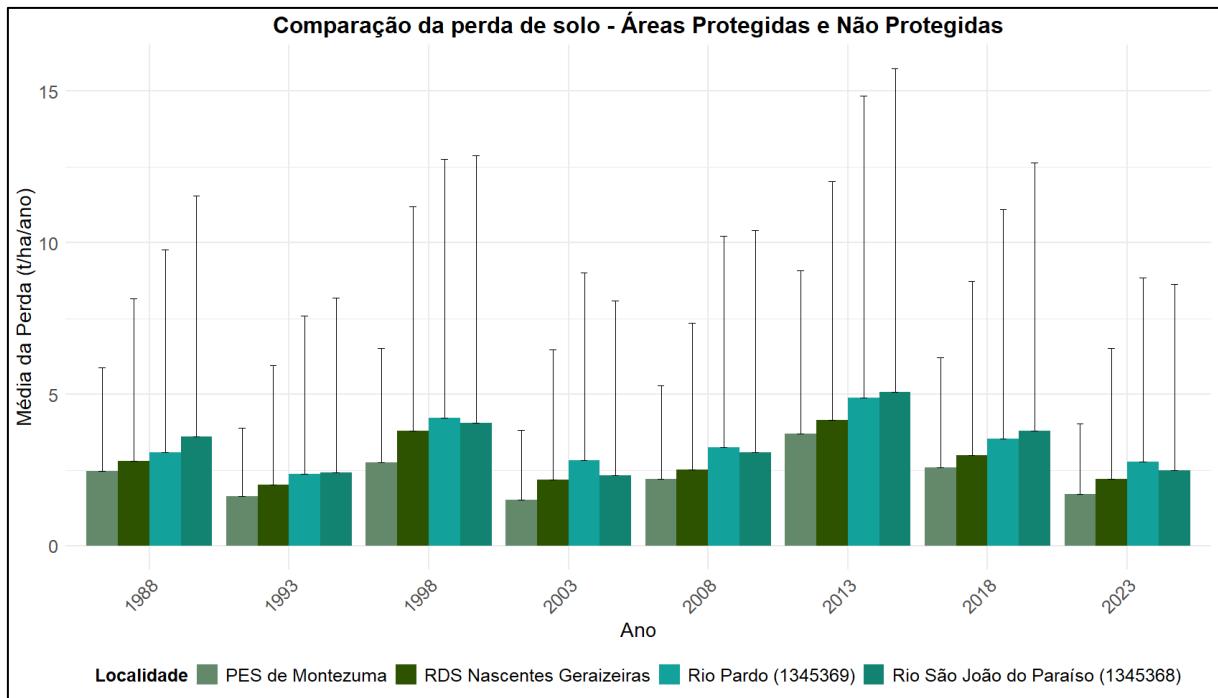


Figura 15. Comparativo entre a perda média anual de solo estimada em áreas protegidas e em áreas não protegidas da região de estudo.
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

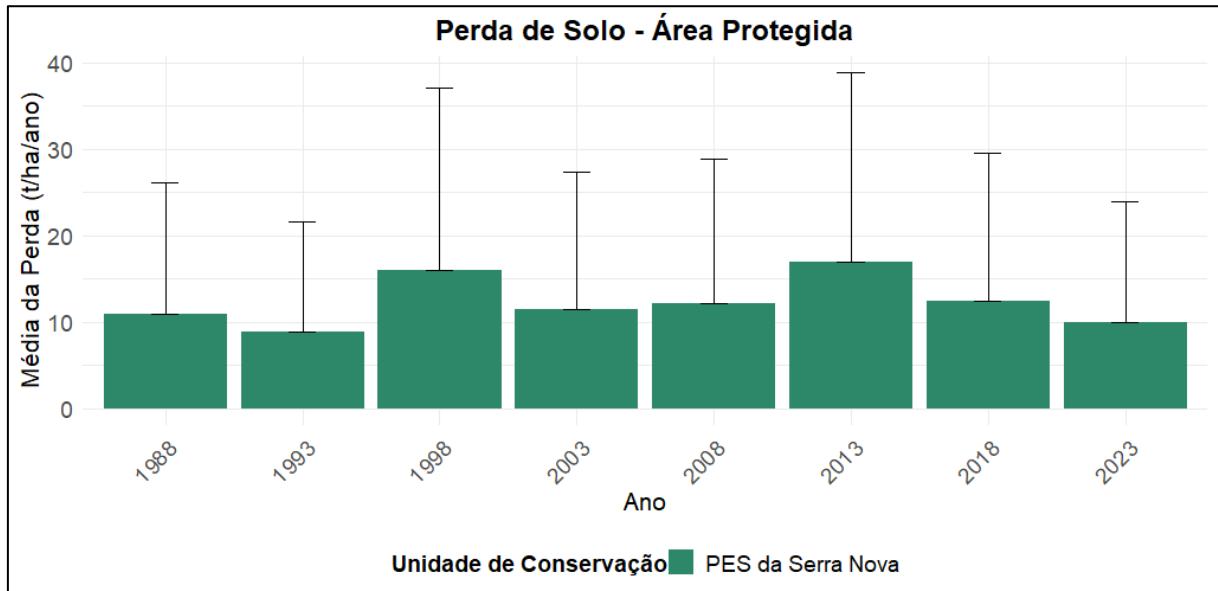


Figura 16. Perda média anual de solo estimada no Parque Estadual da Serra Nova.
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Embora os dados do PES da Serra Nova tenham se diferenciado das demais áreas avaliadas, observa-se que os picos de perda de solo ocorreram nos anos de 2013 ($16,94 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) e 1998 ($16,00 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$), coincidentes com os maiores valores estimados do fator R (erosividade da chuva). Nos demais anos, as perdas permaneceram abaixo de $13 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, estando, portanto, dentro do limite de

tolerância para perdas máximas de solo estabelecido por Bertoni e Lombardi Neto (1999).

As áreas protegidas demonstraram maior eficiência na contenção da perda de solo em comparação às áreas não protegidas. Esse desempenho superior está diretamente relacionado ao elevado percentual de cobertura vegetal natural ainda presente nessas unidades. Conforme destacado por Bertoni e Lombardi Neto (1999), a vegetação natural exerce papel fundamental na redução da perda de nutrientes, evidenciando a importância das Unidades de Conservação na manutenção dos serviços ecossistêmicos.

As sub-bacias dos rios Pardo e São João do Paraíso apresentaram perdas de solo inferiores às observadas por Bendito, Chaves e Scariot (2023), os quais reportaram perdas médias de superior a $10 \text{ t} \cdot \text{há}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ para a sub-bacia do rio Pardo. Apesar dos menores valores observados neste estudo, os dados ainda indicam significativa vulnerabilidade à erosão, principalmente associada aos fatores topográficos (LS) e à erosividade (R), conforme também apontado pelos autores citados acima.

A modelagem realizada por Bendito, Chaves e Scariot (2023) para diferentes cenários na sub-bacia do rio Pardo indica que ao adotar no solo as práticas conservacionistas e o manejo adequado podem mitigar significativamente as perdas de solo na região, dada sua reconhecida suscetibilidade à erosão hídrica.

As maiores taxas médias de erosão laminar foram observadas em áreas de atividades antropogênicas, com destaque nas classes de Outras Lavouras Temporárias e Perenes, além das áreas não vegetadas. Em contraste, as menores taxas de erosão laminar foram observadas em áreas com cobertura natural, que mantiveram valores estáveis dos processos erosivos no período analisado.

Dada a importância da vegetação nativa para a dinâmica dos processos ecológicos e a regulação dos serviços ecossistêmicos em especial o controle da erosão e a manutenção da fertilidade do solo, é fundamental o fortalecimento de políticas públicas voltadas à proteção e conservação dos remanescentes naturais. Para as demais áreas sob uso antrópico intensivo, torna-se imprescindível a adoção de práticas conservacionistas que mitiguem os processos erosivos. Nesse sentido, Zonta et al. (2012) destacam a necessidade de estratégias integradas de controle da erosão, envolvendo práticas de natureza edáfica (como correção e conservação do

solo), vegetativa (como o uso de cobertura vegetal permanente) e mecânica (como terraceamento e plantio em nível), especialmente em áreas destinadas à agricultura de cultivos temporários e perenes, classes essas que apresentaram maior perda de solos quando considerando que não há tais práticas.

6. CONCLUSÃO

Observou-se que a perda de solos por erosão laminar variou ao longo do tempo, refletindo as mudanças de uso e cobertura da terra na região das sub-bacias do Rio Pardo e São João do Paraíso, Minas Gerais, entre 1988 e 2023, por meio do modelo EUPS.

A quantificação por classe revelou que áreas de Outras Lavouras Temporárias, Outras Lavouras, Café e Pastagem que apresentaram perda máxima de 21,56, 18,41, 7,89 e $7,11 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, respectivamente, assim, foram as mais suscetíveis à perda de solo por erosão laminar. Em contrapartida, as classes de formações florestais, campestres e savânicas apresentaram menores índices de erosão, destacando sua função na conservação do solo.

A avaliação da contribuição das Unidades de Conservação mostrou o papel destas áreas na conservação do solo. As análises estatísticas indicaram que a perda média de solo em áreas protegidas, tendem a ser significativamente menor em comparação com áreas não protegidas, o que demonstra a efetividade dessas unidades na redução da erosão. Portanto, este estudo demonstrou que as Unidades de Conservação e áreas de formações naturais fornecem Serviços Ecossistêmicos relacionados ao solo, principalmente no controle de erosão.

Recomenda-se que em estudos futuros na região adote fator C para a classe de afloramento rochoso igual a 0, a fim de minimizar as incertezas na predição do modelo da EUPS, principalmente em relação ao Fator C.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADHIKARI, Kabindra; HARTEMINK, Alfred E. Linking soils to ecosystem services—A Global Review. *Geoderma*, [S. I.], v. 262, p. 101-111, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>. Acesso em: 15 maio 2025.

Agência Nacional de Águas (ANA), Hidroweb: sistemas de informações hidrológicas. Disponível em: <https://www.snh.gov.br/hidroweb>. Acessado em: 01 de dezembro de 2024.

BATISTA, Marcelo Divino Ribeiro Pereira; CABRAL, João Pereira. Perda de solo no alto curso das bacias hidrográficas dos ribeirões Taquaruçu Grande e Taquaruçuzinho, Palmas (TO). *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 14, n. 1, p. 332–339, 2021. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.01.p332-339>

BENDITO, Bianca Pietsch Cunha. Modelagem hidrossedimentológica e dos serviços ecossistêmicos da Bacia do Rio Pardo (MG) em função do uso e cobertura do solo e do clima. 2024.

BENDITO, Bianca Pietsch Cunha; CHAVES, Henrique Marinho Leite; SCARIOT, Aldcir. Erosion and sedimentation processes in a semi-arid basin of the Brazilian Savanna under different land use, climate change, and conservation scenarios. *Water*, v. 15, n. 3, p. 563, 2023.

BERTONI, José; LOMBARDI NETO, Francisco. Conservação do solo. 4. ed., Ícone, 1999.

BESKOW, Samuel et al. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. *Catena*, v. 79, n. 1, p. 49-59, 2009.

BOLSTAD, P. GIS Fundamentals: A First Text on Geographic Information System 5th Edition. Manual of Geospatial Science and Technology, p. 1-3, 2016.

BORGES, Kelly Maria Resende et al. Vulnerabilidade natural: a perda de solo da bacia do rio Carinhanha (MG/BA) usando uma abordagem qualitativa da equação universal de perda de solos. *Geographia*, v. 14, n. 27, p. 101-125, 2013.

BRASIL. Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA, entidade autárquica de administração da gestão de recursos hídricos, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 jul. 2000.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 19 jul. 2000.

CÂMARA, G.; DAVIS, C. Fundamentos de Geoinformática. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, 2001. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro>. Acesso em: 15 maio 2025.

CAMPBELL, J. B.; WYNNE, R. H. *Introduction to Remote Sensing*. 5th ed. New York: Guilford Press, 2011.

CARDOSO, Edson Lopes. Perda de solo por erosão usando USLE e SIG no manancial da bacia hidrográfica do Córrego Rico. 2023. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2023.

CHAVES, Henrique Marinho Leite. Incertezas na predição da erosão com a USLE: impactos e mitigação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, p. 2021-2029, 2010.

CLARK LAB. TerrSet Geospatial Monitoring and Modeling System: IDRISI GIS Analysis, Land Change Modeler, Habitat and Biodiversity Modeler, Earth Trends Modeler. Worcester: Clark University, 2020. Disponível em: <https://clarklabs.org/terrsset/>. Acesso em: 21 maio 2025.

COSTA, T. C. et al. Estimativas de perdas de solo para microbacias hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 29, n. 6, p. 909-921, 2005.

COSTA-COUTINHO, Joxleide M. et al. Conexões biogeográficas de savanas brasileiras: participação da diversidade marginal e disjunta e conservação do trópico ecotonal setentrional em um hotspot de biodiversidade. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 12, n. 7, p. 2406-2427, 2019.

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

DENARDIN, José Eloir. Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos. 1990.

DOS SANTOS, Thaylla Araujo; LIVIZ, Cleber do Amaral Mafessoni. O Papel Crucial das Áreas Protegidas no Combate ao Desmatamento na Amazônia. *Revista Jurídica da Amazônia*, v. 1, n. 2, p. 205-225, 2024.

ESRI. ArcGIS Pro 3.0: Overview and Capabilities. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, 2022. Disponível em: <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-pro/overview>. Acesso em: 21 maio 2025.

ESRI. Função Curvatura – ArcGIS Online. 2024. Disponível em: <https://doc.arcgis.com/pt-br/arcgis-online/analyze/curvature-function.htm>. Acesso em: 22 maio 2025.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Rome: FAO, 2015. Disponível em: <https://www.fao.org/3/i5199e/I5199E.pdf>. Acesso em: 15 maio 2025.

FERRAZ, Rodrigo Peçanha Demonte et al. Marco referencial em serviços ecossistêmicos. Brasília, DF: Embrapa, 2019. 160 p. Disponível em:

<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1116335/marco-referencial-em-servicos-ecossistemicos>. Acesso em: 15 maio 2025.

GODOI, Raquel de Faria et al. High-resolution soil erodibility map of Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 781, p. 146673, 2021.

GOMES, M. A.; LOBO, L. M.; ALVARENGA, A. P. Conservação dos solos: percepção, conhecimento e adequação do manejo. Viçosa, MG: EPAMIG Zona da Mata, 2013. 94 p. ISBN 978-85-99764-33-6.

GUEDES, Flávio Cota; VIEGAS, Jean Aparecido; AGUIAR, Maisa Comar Pinhotti. 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, p. e40411730094-e40411730094, 2022.

HERNANI, Luís Carlos et al. A erosão e seu impacto. 2002.

HYSLOP, Kevin et al. Estimativa do fator topográfico da Equação Universal de Perda de Solo (USLE) utilizando o InVEST, na bacia Piririm, Amapá. In: *Anais da Embrapa Amapá*, 2019. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1111429>. Acesso em: 22 maio 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Manual Técnico de Pedologia. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2007. 300 p. (Manuais Técnicos em Geociências, n. 4). ISBN 978-85-240-4020-3. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv37318.pdf>. Acesso em: 25 mar. 2025.

KUMAWAT, Anita et al. Soil and water conservation measures for agricultural sustainability. In: *Soil moisture importance*. IntechOpen, 2020.

LANZA, D. S. Diagnóstico da erosão laminar na alta e média bacia do rio Paraopeba. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

LILLESAND, Thomas; KIEFER, Ralph W.; CHIPMAN, Jonathan. *Remote sensing and image interpretation*. John Wiley & Sons, 2015.

LOMBARDI NETO, Francisco; MOLDENHAUER, William Calvin. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). *Bragantia*, v. 51, p. 189-196, 1992.

LU, D.; WENG, Q. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing*, v. 28, n. 5, p. 823–870, 2007. <https://doi.org/10.1080/01431160600746456>.

MANNIGEL, Anny Rosi et al. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. 2008.

MapBiomass – Coleção 9 da série anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil, acessado em 25 de janeiro de 2025 através do link: <https://brasil.mapbiomas.org/>.

MapBiomass. (2023). Relatório Anual de Desmatamento (RAD) - Bioma Cerrado. Disponível em: https://storage.googleapis.com/alerta-public/rad_2023/RAD2023_COMPLETO_FINAL_28-05-24.pdf. Acessado em 08 de julho de 2025.

MARQUES, João José Granate de Sá e Melo; ALVARENGA, Ramon Costa; CURI, Nílton. Rosividade das chuvas da região de Sete Lagoas (MG). Lavras: UFLA, 2005. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/482771/1/Erosividadechuvas.pdf>. Acesso em: 22 maio 2025.

MEA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and human well-being: synthesis. Washington, DC: Island Press, 2005. Disponível em: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Acesso em: 15 maio 2025.

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, RC De S.; SALES, Marta Celina Linhares. Estimativa do potencial natural de erosão dos solos da bacia hidrográfica do Alto Gurguéia, Piauí-Brasil, com uso de Sistema de Informação Geográfica. *Caderno de Geografia*, v. 27, n. 1, p. 84-105, 2017.

MORGAN, R. P. C. *Soil Erosion and Conservation*. 3. ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. Disponível em: https://svgaos.nl/wp-content/uploads/2017/02/Morgan_2005_Soil_Erosion_and_Conversation.pdf. Acesso em: 14 maio 2025.

MUSGRAVE, G. W. The quantitative evaluation of factors in water erosion, a first approximation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1 v. 2, n. 3, p. 133-138, 1947.

NASA JPL (2020). NASADEM Merged DEM Global 1 arc second V001 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. Acesso em 30/12/2020 em doi:10.5067/MEaSUREs/NASADEM/NASADEM_HGT.001

NETO, Rodrigo Lacerda Brito. Simulação Hidrológica para a Bacia Hidrográfica do Rio Pardo em Diferentes Cenários de Uso e Ocupação do Solo. 2018.

OLIVEIRA, Willer Fagundes; LEITE, Marcos Esdras. Perda de Solo por Erosão Hídrica em Bacia Hidrográfica: o caso da área de drenagem da barragem do Rio Juramento, no Norte do estado de Minas Gerais. *Caminhos de Geografia*, v. 19, n. 67, p. 16-37, 2018.

PANAGOS, Panos et al. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental science & policy*, v. 54, p. 438-447, 2015.

PENNOCK, Dan. Soil erosion: the greatest challenge for sustainable soil management. Rome: FAO, 2019.

RENARD, K. G. et al. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington: USDA, Agriculture Handbook, n. 703, 1997.

RIBEIRO, L. S. Análise Qualitativa e Quantitativa de Erosão Laminar no Município de Campos dos Goytacazes/RJ através de técnicas de Geoprocessamento. 2006. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)–Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Campos dos Goytacazes, 2006. (Unpublished).

ROY, D. P. et al. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sensing of Environment*, v. 145, p. 154–172, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.001>.

SANTOS, Humberto Gonçalves dos et al. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 356 p. ISBN 978-85-7035-809-9. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1094003/sistema-brasileiro-de-classificacao-de-solos>. Acesso em: 16 Maio 2024.

Silva, M. L. N. et al. (2017). Estimativa da erodibilidade de solos do cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 41.

SILVA, Ana Clara Alves et al. Análise temporal da suscetibilidade do entorno do parque nacional da Chapada dos Veadeiros–Goiás. *Geoambiente On-line*, n. 37, p. 261-281, 2020.

SMITH, D. D. Interpretation of soil conservation data for field use. *Agricultural Engineering*, v. 22, n. 5, p. 173-175, 1941.

SOARES-FILHO, Britaldo Silveira. O papel das áreas protegidas da Amazônia, em especial as com apoio do ARPA, na redução do desmatamento. Rio de Janeiro: Funbio, 2016.

TEEB – THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY. The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. Geneva: UNEP, 2010. Disponível em: <https://teebweb.org/publications/teeb-for/policy-makers/>. Acesso em: 15 maio 2025.

Valeriano, M. M.; Rossetti, D. F. Topodata: Brazilian full coverage refinement of SRTM data. *Applied Geography* (Sevenoaks), v. 32, p. 300-309, 2011.

WISCHMEIER, Walter H.; SMITH, Dwight David. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1978.

XAVIER, F. A. da S.; SOUZA, L. da S.; BORGES, A. L.; SOUZA, L. D. Manejo e conservação do solo. In: BORGES, A. L. (ed.). Recomendações de calagem e adubação para abacaxi, acerola, banana, citros, mamão, mandioca, manga e maracujá. Brasília, DF: Embrapa, 2021. Cap. 3, p. 51-63. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1134661>. Acesso em: 28 maio 2025.

ZINGG, A. W. Degree and length of land slope as it affects soil loss in runoff. *Agricultural Engineering*, v. 21, n. 2, p. 59-64, 1940.

ZONTA, João Henrique et al. Práticas de conservação de solo e água. 2012.

APÊNDICE

APÊNDICE A – Uso por Unidade de Conservação e fora da Unidade de Conservação nos anos de 1988 e 2023

Tabela A.1 – Comparativo do uso e cobertura da terra (em hectares) nas Unidades de Conservação e áreas fora de UC, nos anos de 1988 e 2023.

Região	Uso	Área 1988 (ha)	Ocupação%	Área 2023 (ha)	Ocupação %
RDS Nascentes Geraizeiras	Formação Savânica	33.853,30	88,67%	32.785,90	85,88%
	Pastagem	693,6	1,82%	1.665,30	4,36%
	Afloramento Rochoso	1.139,10	2,98%	1.137,70	2,98%
	Mosaico de Usos	1.062,50	2,78%	826,3	2,16%
	Silvicultura	157,3	0,41%	747,9	1,96%
	Formação Florestal	494	1,29%	565,2	1,48%
	Formação Campestre	707	1,85%	443,5	1%
	Outras Áreas não Vegetadas	36,3	0,10%	2,5	0%
	Rio, Lago e Oceano	34,1	0,09%	1,8	0%
	Outras Lavouras Temporárias	0	0,00	100%	0,00%
Total		38.177	1,00	38.177	1,00
Pes da Serra Nova	Afloramento Rochoso	9.084,20	57,54%	9.082,00	57,53%
	Formação Savânica	5.826,80	36,91%	5.723,20	36,25%
	Formação Florestal	337,9	2,14%	435,4	2,76%
	Mosaico de Usos	215,4	1,36%	270	1,71%
	Formação Campestre	146,3	0,93%	131,6	0,83%
	Pastagem	174,7	1,11%	81,9	0,52%
	Silvicultura	0	0,00%	54	0,34%
	Outras Lavouras Temporárias	0	0,00%	6,2	0,04%

	Outras Áreas não Vegetadas	2,2	0,01%	3,4	0,02%
Total	15.788	100,00%	15.788	100%	
PES de Montezuma	Formação Savânica	1.575,10	90,45%	1.509,10	86,66%
	Formação Campestre	53,3	3,06%	78	4,48%
	Afloramento Rochoso	60,5	3,47%	60,5	3,47%
	Formação Florestal	30	1,72%	30,5	1,75%
	Pastagem	2,1	0,12%	24	1,38%
	Mosaico de Usos	17,1	0,98%	18,9	1,09%
	Silvicultura	3,5	0,20%	14,2	0,81%
	Área Urbanizada	0	0,00%	5	0,29%
	Rio, Lago e Oceano	0	0,00%	1,2	0%
	Total	1.742	100%	1.741	100%
Rio Pardo	Formação Savânica	466.082,20	81,18%	392.841,40	68,42%
	Pastagem	26.802,50	4,67%	78.732,90	13,71%
	Silvicultura	35.200,90	6,13%	53.672,90	9,35%
	Afloramento Rochoso	13.507,20	2,35%	13.506,50	2,35%
	Mosaico de Usos	11.981,60	2,09%	13.166,00	2,29%
	Formação Florestal	11.877,70	2,07%	9.461,80	1,65%
	Formação Campestre	5.158,50	0,90%	5.971,20	1,04%
	Outras Lavouras Temporárias	1.603,70	0,28%	2.217,70	0,39%
	Área Urbanizada	605,5	0,11%	1.587,70	0,28%
	Outras Áreas não Vegetadas	315,7	0,05%	1.055,50	0,18%
	Café	0,5	0%	755,4	0,13%

	Outras Lavouras Perenes	1,3	0%	638,7	0,11%
	Rio, Lago e Oceano	1.009,20	0,18%	538,4	0,09%
	Cana	0	0,00%	0,5	0%
Total		574.147	100%	574.147	100%
Rio São João do Paraiso	Formação Savânica	136.215,20	73,35%	112.018,70	60,32%
	Pastagem	18.661,40	10,05%	38.531,90	20,75%
	Silvicultura	8.081,00	4,35%	15.378,10	8,28%
	Formação Florestal	12.136,00	6,54%	7.960,90	4,29%
	Mosaico de Usos	8.146,60	4,39%	7.868,40	4,24%
	Formação Campestre	802	0,43%	1.399,30	0,75%
	Outras Áreas não Vegetadas	796,7	0,43%	799,7	0,43%
	Área Urbanizada	170	0,09%	631,8	0,34%
	Outras Lavouras Perenes	248,8	0,13%	341,3	0,18%
	Rio, Lago e Oceano	83,4	0,04%	241,8	0,13%
	Afloramento Rochoso	230,6	0,12%	235,7	0,13%
	Outras Lavouras Temporárias	0	0,00%	150,2	0,08%
	Café	126,3	0,07%	139,6	0,08%
	Total	185.698	100%	185.697	100%

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

APÊNDICE B – Estimativas de perda de solo por classe de uso e cobertura da terra entre os anos de 1988 e 2023

Tabela B.2 – Perda média anual de solo ($t.ha^{-1}.ano^{-1}$) por classe de uso e cobertura da terra na área de estudo entre 1988 e 2023.

Uso do Solo	Perda média de solo anual ($t.ha^{-1}.ano^{-1}$)							
	1988	1993	1998	2003	2008	2013	2018	2023
Afloramento Rochoso	10,27	7,78	13,44	9,69	10,78	15,66	11,51	8,86
Área Urbanizada	0,11	0,08	0,15	0,08	0,10	0,16	0,11	0,08
Café	6,19	3,99	6,24	3,06	4,76	7,89	5,98	4,58
Cana	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	0,12
Formação Campestre	2,44	1,84	3,25	1,77	2,27	3,53	2,51	1,83
Formação Florestal	1,39	1,23	2,17	1,45	1,74	2,89	2,20	1,49
Formação Savânica	3,13	2,32	4,09	2,60	3,08	4,77	3,46	2,65
Mosaicos de Usos	2,16	1,67	2,62	1,50	1,72	2,84	2,22	1,35
Outras Áreas não Vegetadas	19,98	14,51	21,99	16,98	24,99	28,44	34,27	17,89
Outras Lavouras Perenes	14,20	19,11	21,56	6,00	9,44	14,96	13,46	13,99
Outras Lavouras Temporárias	11,64	8,56	15,04	10,37	12,96	18,41	13,79	12,84
Pastagem	6,00	4,08	6,65	3,63	4,58	7,11	5,32	3,79
Rio, Lago e Oceano	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Silvicultura	0,64	0,46	0,84	0,50	0,57	0,87	0,65	0,48

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

APÊNDICE C.

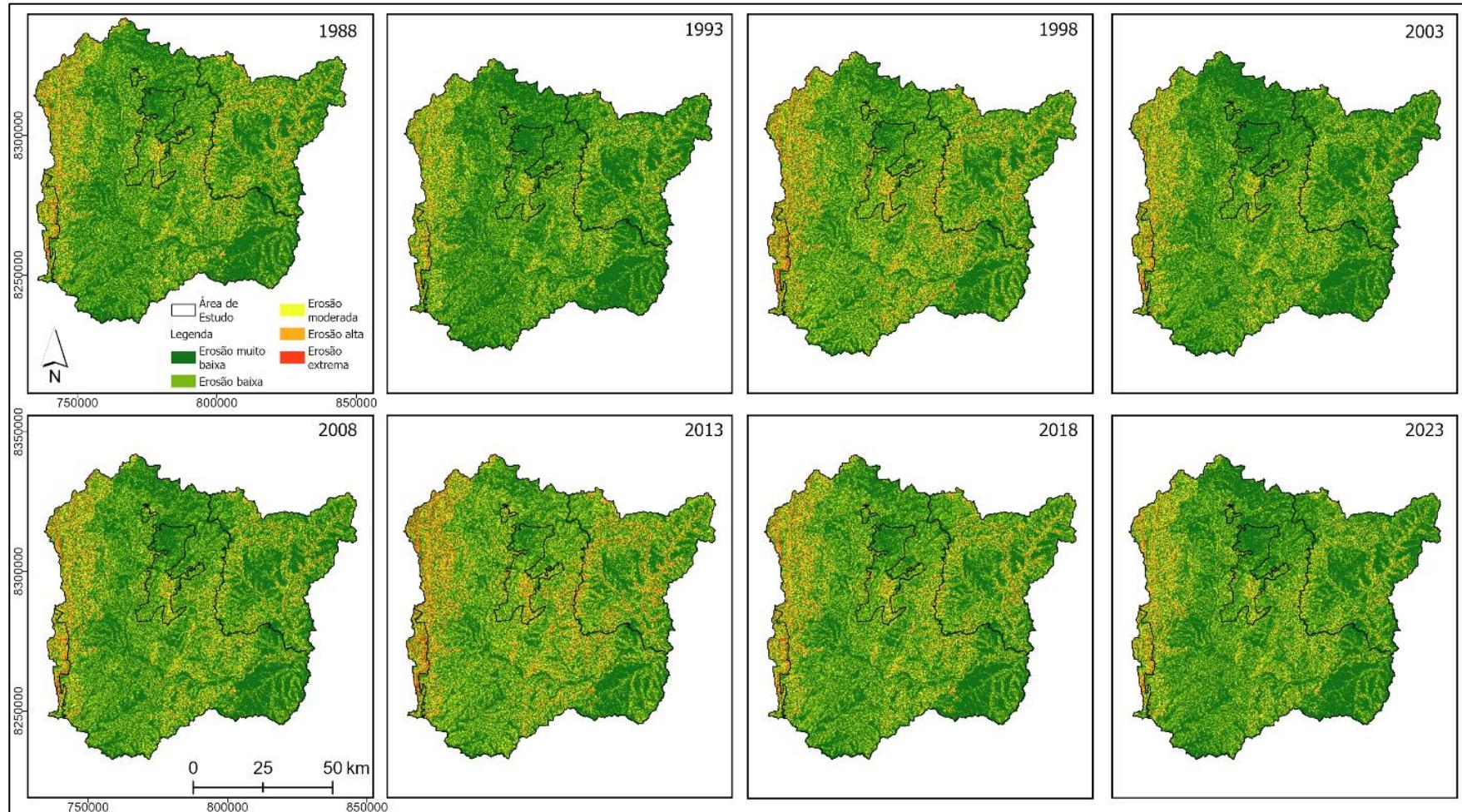


Figura 16 – Mapas de perda de solo (t/ha/ano) para os anos analisados na área de estudo.
Fonte: Elaborado pelo autor (2025).