



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE GEOGRAFIA, GEOCIÊNCIAS E
SAÚDE COLETIVA
TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO



MATHEUS MENEZES DOS SANTOS

IMPACTOS DA VEGETAÇÃO NA COBERTURA DO SOLO E NA PERDA DE SOLO
POR EROSÃO SUPERFICIAL NA BACIA DO RIO GUANDU - ES

Uberlândia - MG

2024

MATHEUS MENEZES DOS SANTOS

IMPACTOS DA VEGETAÇÃO NA COBERTURA DO SOLO E NA PERDA DE SOLO
POR EROÇÃO SUPERFICIAL NA BACIA DO RIO GUANDU - ES

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
Instituto de Geografia da Universidade Federal
de Uberlândia como requisito parcial para
obtenção do título de bacharel em Geografia.

Orientador: Matheus Fonseca Durães

Uberlândia – MG

2024

RESUMO

O uso da terra é uma das variáveis mais importantes que afetam a erosão da água e do solo nas bacias hidrográficas. Este estudo investiga os impactos das mudanças na cobertura do solo sobre o transporte de sedimentos na bacia do rio Guandu, Brasil, após a implementação de uma Política Nacional de Restauração da Vegetação Nativa. Para isso, foi realizada uma abordagem multidisciplinar que combina registros de sedimentos e modelo empírico para estimar a perda potencial de solo para os anos de 2012 e 2021. O efeito das modificações de uso e cobertura do solo na produção de sedimentos foi estudado usando registros de sedimentos suspensos e imagens de satélite. O padrão de amostras de dois períodos de sedimentos do canal principal mudou, o que indica que o NNVRP sofreu progresso após a atividade de recuperação de terras. A produção de sedimentos observada nas estações variou de $0,26 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ a $1,68 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ em 2012, e de $0,40 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ a $0,76 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para o ano de 2021. Em termos de taxa de entrega de sedimentos, mesmo com as menores profundidades médias anuais de precipitação e erosividade, o ano de 2012 apresentou o valor médio anual de 8,5%, enquanto 2021 mostrou um valor médio anual de 6,2%. Esses resultados forneceram informações importantes para medidas associadas à gestão, conservação e planejamento do uso da terra na bacia, o que é altamente relevante para prever o desenvolvimento de vários cenários para a GRB e a aplicação de políticas de conservação em outras bacias.

Palavras-chave: RUSLE, sedimentos, mudança no uso da terra, modelo empírico.

ABSTRACT

Land use is one of the most important variables impacting river basin water and soil erosion. This study investigates the impacts of landcover changes on sediment transport in the Guandu river basin, Brazil after the implementation of a National Native Vegetation Restoration Policy. For this purpose, it was performed a multidisciplinary approach that combines sediment records and empirical model to estimate the potential soil loss for the years 2012 and 2021. The effect of land use/land cover modifications on sediment yield was studied using suspended sediment records and satellite images data. The pattern of two sediment periods samples from the main channel changed, which indicates that the NNVRP experienced progress after the land reclamation activity. Sediment yield observed from the monitoring gauges ranged from 0.26 t·ha⁻¹·year⁻¹ to 1.68 t·ha⁻¹·year⁻¹ in 2012, and 0.40 t·ha⁻¹·year⁻¹ to 0.76 t·ha⁻¹·year⁻¹ for the year 2021. In terms of sediment delivery ratio, even with the lower mean annual rainfall depths and erosivity, the year 2012 presented the mean annual value of 8.5%, while 2021 showed a mean annual value of 6.2%. Those results have provided important information for measures associated with the management, conservation and planning of land use in the basin, which is highly relevant for predicting development of various scenarios for the GRB and the application of conservation policy in other basins.

Key-words: RUSLE, sediments, land use change, empirical model.

Índice de Figuras

Figura 1: Mapa de Localização da bacia do rio Guandu – ES.....	14
Figura 2: Mapa da rede de drenagem da BRG.....	15
Figura 3: Mapa Hipsométrico da BHRG.	18
Figura 4: Mapa de solos da BHRG.	20
Figura 5: Mapa de uso e ocupação dos solos da BHRG, nos anos 2012 e 2021.....	21
Figura 6: Mapa de distribuição dos valores de C para 2012 e 2021.	40
Figura 7: Curva-chave sedimentométrica	41
Figura 8: Mapa da distribuição espacial do fator LS da BHRG.	43
Figura 9: Erosividade das chuvas em 2012 e 2021 da BHRG.....	45
Figura 10: Distribuição espacial da erosão hídrica potencial na BHRG em 2012 e 2021.....	46

Índice de Tabelas

Tabela 1. Distribuição percentual das classes de uso e ocupação do solo.....	21
Tabela 2. Erodibilidade das classes de solo de ocorrência na BHRG	38
Tabela 3. Valores do fator C para as classes de uso e cobertura do solo na BHRG	39
Tabela 4. Estações sedimentométricas na BHRG.....	41
Tabela 5. Intervalo de perda de solo estimado na BHRG nos dois períodos analisados	47
Tabela 6. Taxa de aporte de sedimentos calculada para a BHRG	50

Lista de Siglas

- ANA – Agência Nacional de Águas
- BHRG – Bacia Hidrográfica do Rio Guandu
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
- IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas
- LPVN – Lei de Proteção da Vegetação Nativa
- MFI – Índice de Fournier Modificado
- PNAMC – Plano Nacional de Adaptação às Mudanças Climáticas
- R – Erosividade da Chuva (Fator R)
- RUSLE – Equação Universal de Perda de Solo Revisada
- S – Declividade (Fator S)
- SIG – Sistemas de Informações Geográficas
- USLE – Equação Universal de Perda de Solos
- K – Erodibilidade do Solo (Fator K)
- C – Uso e Manejo do Solo (Fator C)
- P – Práticas Conservacionistas (Fator P)
- LS – Fator Topográfico (Fator LS)

Sumário

1. Introdução.....	9
2. Justificativa.....	11
3. Objetivos	13
3.1 Objetivos Geral	13
3.2 Objetivos específicos.....	13
4. Caracterização da área de estudo	14
4.1 Localização Geográfica.....	14
4.2 Hidrografia	14
4.3 Hipsometria	17
4.4 Solos	19
4.5 Clima	20
4.6 Uso e ocupação do solo	20
5. Fundamentação Teórica.....	22
6. Material e Métodos.....	37
7. Resultados e Discussão	43
8. Conclusões	53
9. Referências Bibliográficas	54

1. Introdução

A erosão do solo é um processo natural de remoção e transporte de material do solo por meio da ação dos agentes erosivos (Panditharathne et al., 2019) e, nos últimos anos tem sido um acelerado por atividades como a agricultura intensiva, manejo inadequado dos solos, desmatamentos e demais perturbações antrópicas (Trenberth, 2011).

O processo erosivo acarreta diretamente na perda dos serviços ambientais através da redução de nutrientes e carbono orgânico do solo (Baldotto et al., 2021), reduzindo a biota da área erodida, além da perda da capacidade de reservatórios, assoreamento de rios por meio do transporte das partículas de solo pela água (Lira et al., 2020).

Para Guedes et al. (2022), a predição das perdas de solo é uma importante ferramenta para avaliar os riscos e determinar a gestão e o uso do solo de forma adequada. Contudo, a obtenção de dados locais para estimar as perdas de solo a nível de bacia hidrográfica é oneroso e prolongado.

Nesse sentido, existem várias abordagens que podem ser utilizadas que variam de modelos empíricos, conceituais e físicos (Singh & Panda, 2017), embarcados em tecnologias que envolvem o uso de sistemas de informação geográfica (SIG's), permitindo o estudo da dinâmica espaço-temporal das variáveis que afetam a geração e o transporte de sedimentos.

Dentre os modelos empíricos existentes, a equação universal de perda de solos revisada (RUSLE), desenvolvida pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (Renard et al., 1997), é uma ferramenta flexível que foi adaptada às escalas de bacia hidrográfica combinada com SIG em avaliações de erosão do solo (Das et al., 2018) e seus resultados podem auxiliar na gestão e conservação de recursos naturais (Lense et al., 2022).

Uma das principais bacias hidrográficas brasileiras é a do rio Doce, a qual possui um histórico de degradação do uso do solo e da água (Pires et al., 2017), com elevados índices de desmatamento seguido de erosão, sedimentação e eutrofização dos seus rios e que teve a situação agravada em novembro de 2015 com o rompimento da barragem de Fundão, na cidade de Mariana em Minas Gerais. Esse desastre ambiental derramou de 40 a 62 milhões de m³ de rejeitos de mineração no rio Doce (Meira et al., 2016).

Fernandes et al. (2016) consideraram que este incidente, além de poluir drasticamente as águas, foi a gota d'água em um processo de degradação de longa duração, com perdas de serviços ecossistêmicos da ordem de 5,21 bilhões de dólares americanos (Garcia et al., 2017).

Após esse incidente, o governo brasileiro se comprometeu num ambicioso plano de recuperação ambiental, através do reflorestamento de 12 milhões de hectares até o ano de 2030 (Pires et al., 2017), por meio de um conjunto de políticas de nível nacional, que incluem: a Lei de Proteção de Vegetação Nativa (LPVN), o Plano Nacional de Adaptação às Mudanças Climáticas (PNAMC) com foco na gestão de recursos hídricos e a Política Nacional de Restauração de Vegetação Nativa (Brançalion et al., 2016; Scarano, 2017).

Espera-se que essas medidas possam trazer benefícios ecossistêmicos, principalmente no que tange a qualidade da água. Contudo, para Pires et al. (2017), tais efeitos depende da região de sua implantação e do parâmetro ecológico estudado, uma vez que ainda não está claro como o cumprimento da LPVN levaria a mudanças na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Doce e como os compromissos nacionais poderiam promover a restauração do uso e cobertura do solo na região.

2. Justificativa

A erosão do solo é um dos principais desafios ambientais que impacta diretamente a sustentabilidade dos ecossistemas, a qualidade da água e a produtividade agrícola em bacias hidrográficas. Na bacia do rio Guandu, situada no estado do Espírito Santo, a erosão tem sido acelerada por práticas de uso da terra inadequadas, como desmatamento e agricultura intensiva. Essas atividades resultam em perda significativa de nutrientes do solo, assoreamento dos corpos d'água e degradação da biodiversidade. Diante desse contexto, compreender a dinâmica da erosão e os fatores que a influenciam é de extrema importância para a formulação de estratégias de manejo sustentável.

Este estudo é justificado pela urgência de avaliar como a cobertura vegetal, em particular, pode atuar como um agente mitigador da erosão. O uso de modelos preditivos, como a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE), combinado com Sistemas de Informações Geográficas (SIG), possibilita uma análise detalhada da perda de solo e da sedimentação ao longo do tempo. Essa abordagem oferece uma base sólida para a tomada de decisões e para a implementação de políticas públicas que visem a conservação do solo e a restauração ambiental.

A pesquisa se torna ainda mais relevante à luz das recentes iniciativas governamentais que buscam restaurar a cobertura vegetal em áreas degradadas. A Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) e o Plano Nacional de Adaptação às Mudanças Climáticas (PNAMC) são exemplos de políticas que, se bem implementadas, podem trazer benefícios significativos para a qualidade do solo e da água. Contudo, a eficácia dessas iniciativas depende de uma avaliação rigorosa dos impactos reais da cobertura vegetal na erosão e na saúde do ecossistema.

Além disso, a recuperação de áreas degradadas não apenas melhora a qualidade da água e do solo, mas também contribui para a resiliência das comunidades locais diante das mudanças

climáticas. A restauração da vegetação nativa pode oferecer serviços ecossistêmicos essenciais, como a regulação do ciclo hídrico, a proteção da biodiversidade e a mitigação de desastres naturais, como deslizamentos e inundações.

Portanto, este trabalho se propõe a gerar conhecimento aplicável que contribua para o manejo sustentável da bacia do rio Guandu e para a promoção de ações que preservem e restaurem a qualidade dos recursos naturais. Através da análise dos dados de erosão e sedimentação, espera-se fornecer subsídios para a elaboração de estratégias que promovam a conservação do solo, a recuperação ambiental e o desenvolvimento sustentável na região. A compreensão das interações entre a cobertura vegetal e a erosão será fundamental para garantir a proteção e a sustentabilidade dos recursos hídricos e do meio ambiente em um cenário de crescente pressão antrópica.

3. Objetivos

3.1 Objetivos Geral

Analisar os impactos da cobertura vegetal na perda de solo por erosão superficial na bacia hidrográfica do rio Guandu, utilizando o modelo Revisado de Perda Universal de Solo (RUSLE) e Sistemas de Informações Geográficas (SIG), com foco nas mudanças ocorridas entre os anos de 2012 e 2021.

3.2 Objetivos específicos

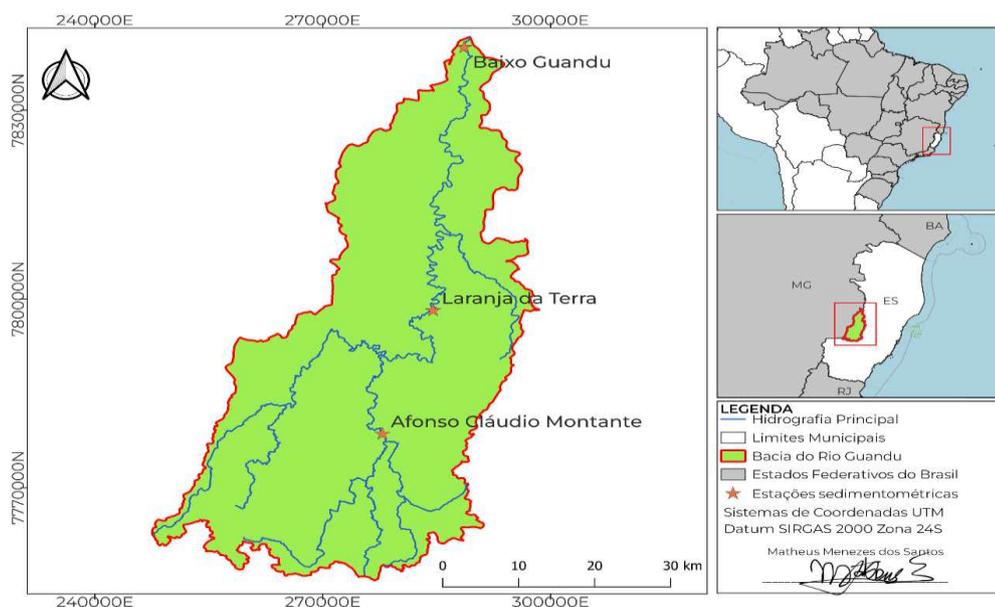
- **Avaliar a Erosão do Solo:** Estimar a perda de solo e a taxa de sedimentação na bacia do rio Guandu nos anos de 2012 e 2021, identificando as áreas mais vulneráveis à erosão hídrica.
- **Analisar o Uso e Ocupação do Solo:** Comparar as mudanças na cobertura do solo entre os anos de 2012 e 2021, destacando o aumento de áreas de vegetação nativa e reflorestamento, bem como a redução de áreas agrícolas e de solo exposto.

4. Caracterização da área de estudo

4.1 Localização Geográfica

A sub-bacia Guandu está localizada na porção centro-oeste do estado do Espírito Santo sob as coordenadas 19°26' e 20°20' de latitude sul e 40°55' e 41°23' longitude oeste (Figura 1), abrangendo os municípios Laranja da Terra, Brejetuba, Afonso Cláudio e Baixo Guandu, ocupando uma área de aproximadamente 2.148km², com população aproximada de 74 mil pessoas (IGAM, 2010). Pertence à rede hidrográfica do Rio Doce, com nascente no município de Afonso Cláudio e com desaguamento no município de Baixo Guandu, percorrendo cerca de 160km e drenando uma área de aproximadamente 2.141,2 km².

Figura 1: Mapa de Localização da bacia do rio Guandu – ES.



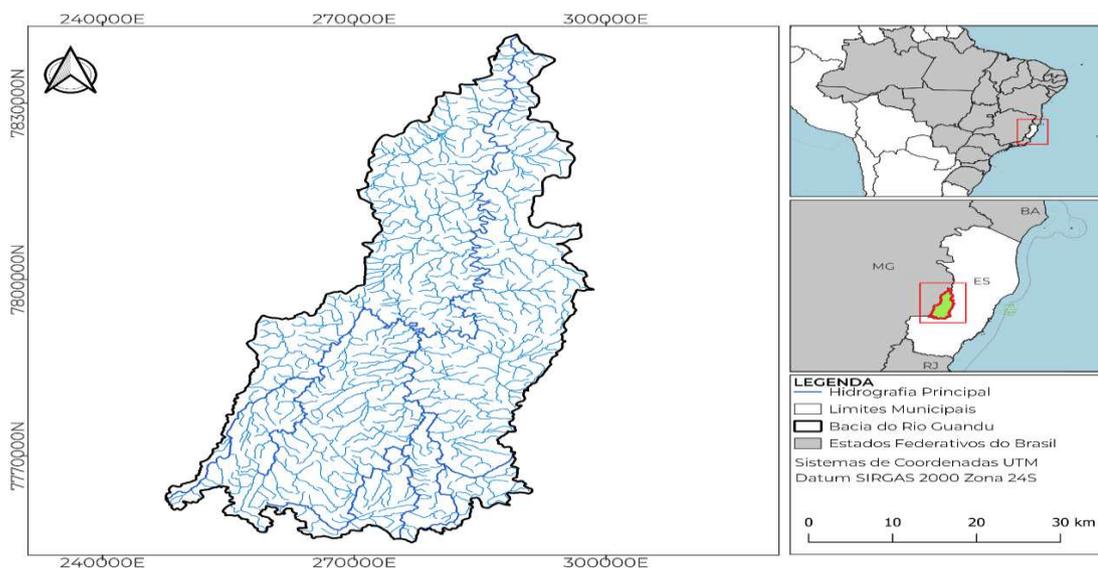
Fonte: Sistemas de Coordenadas UTM SIRGAS 2000. Elaboração: Menezes dos Santos (2024).

4.2 Hidrografia

A bacia hidrográfica do rio Guandu, localizada no estado do Espírito Santo, possui uma rede hidrográfica diversificada e desempenha um papel vital tanto para o ambiente quanto para as atividades econômicas da região (Figura 2). O rio Guandu é o principal curso d'água da bacia,

e seu trajeto tem importância fundamental no abastecimento de água, na irrigação agrícola e no suporte aos ecossistemas locais. Com uma extensão significativa de aproximadamente 71 km e diversos afluentes, o Guandu percorre áreas de relevo variado, influenciando diretamente os processos de drenagem e a distribuição dos recursos hídricos (IEMA, 2018).

Figura 2: Mapa da rede de drenagem da BRG.



Fonte: Sistemas de Coordenadas UTM SIRGAS 2000. Elaboração: Menezes dos Santos (2024).

O rio Guandu nasce nas áreas montanhosas do município de Afonso Cláudio, região central do Espírito Santo, em altitudes superiores a 1.000 metros. À medida que o rio desce em direção ao litoral, ele atravessa diferentes formações geográficas, e seu curso é alimentado por diversos afluentes, que desempenham um papel crucial no equilíbrio hidrológico da bacia. Os principais afluentes incluem os rios Pardo, São José e Braço Sul, cada um contribuindo para o volume e a dinâmica da água no rio Guandu (IGAM, 2010).

4.2.1 Características dos Cursos d'Água

Os cursos d'água da bacia do Guandu são caracterizados por uma topografia variada, que influencia diretamente o comportamento dos rios. Nas porções mais altas da bacia, predominam encostas íngremes e vales estreitos, onde os rios apresentam um fluxo mais rápido e energético. Nessa região, o relevo montanhoso imprime características de alta energia aos

rios, o que resulta em um processo contínuo de erosão e transporte de sedimentos. Segundo EMBRAPA (2006), "os rios que percorrem as áreas montanhosas têm uma energia potencial elevada, o que acelera o transporte de sedimentos e molda as paisagens fluviais com maior intensidade".

À medida que o rio Guandu avança para as áreas de menor altitude, o relevo torna-se mais suave e o comportamento dos cursos d'água se modifica. O fluxo das águas perde intensidade, permitindo o alargamento dos canais e a deposição de sedimentos nas áreas de planície. Nessas regiões, o Guandu e seus afluentes formam planícies aluviais e áreas inundáveis, importantes tanto para a recarga dos aquíferos quanto para o desenvolvimento de atividades agrícolas, que dependem do regime hídrico local. Pires et al. (2017) afirmam que "nas áreas de planície, os rios assumem um caráter mais meândrico, o que favorece a deposição de sedimentos e a criação de áreas férteis para a agricultura".

4.2.2 Importância Ecológica e Socioeconômica

A importância ecológica da bacia do rio Guandu é expressa tanto na sua função como sustentáculo para uma vasta diversidade de ecossistemas aquáticos e terrestres quanto na manutenção da qualidade da água. Os rios da bacia abrigam uma rica biodiversidade, sendo que a vegetação ciliar ao longo de suas margens desempenha um papel fundamental na proteção dos corpos d'água, prevenindo a erosão das margens e preservando a qualidade da água. Contudo, a degradação das matas ciliares, especialmente nas áreas agrícolas e urbanas, representa uma ameaça à integridade da rede hidrográfica, conforme observado por Pires et al. (2017), que destacam que "a redução da cobertura vegetal ciliar aumenta o risco de assoreamento dos rios e compromete a biodiversidade aquática".

Do ponto de vista socioeconômico, a bacia do Guandu é de extrema relevância para a agricultura e para o abastecimento de água da população local. A agricultura irrigada, especialmente o cultivo de café e hortaliças, é uma das atividades que mais dependem dos

recursos hídricos da bacia. Além disso, o rio Guandu é uma fonte vital de abastecimento de água para diversos municípios, incluindo a cidade de Baixo Guandu. A presença da água disponível em quantidade e qualidade adequada é fundamental para o desenvolvimento das atividades econômicas e para a qualidade de vida das populações que vivem na bacia (IGAM, 2010).

4.2.3 Desafios Hidrológicos

Apesar da sua importância, a bacia hidrográfica do rio Guandu enfrenta sérios desafios em termos de gestão dos seus recursos hídricos. Um dos principais problemas é o assoreamento dos rios, causado principalmente pela erosão nas áreas de relevo mais acidentado e pela degradação das matas ciliares. O acúmulo de sedimentos no leito dos rios reduz sua capacidade de armazenamento de água e aumenta o risco de inundações em períodos de chuvas intensas.

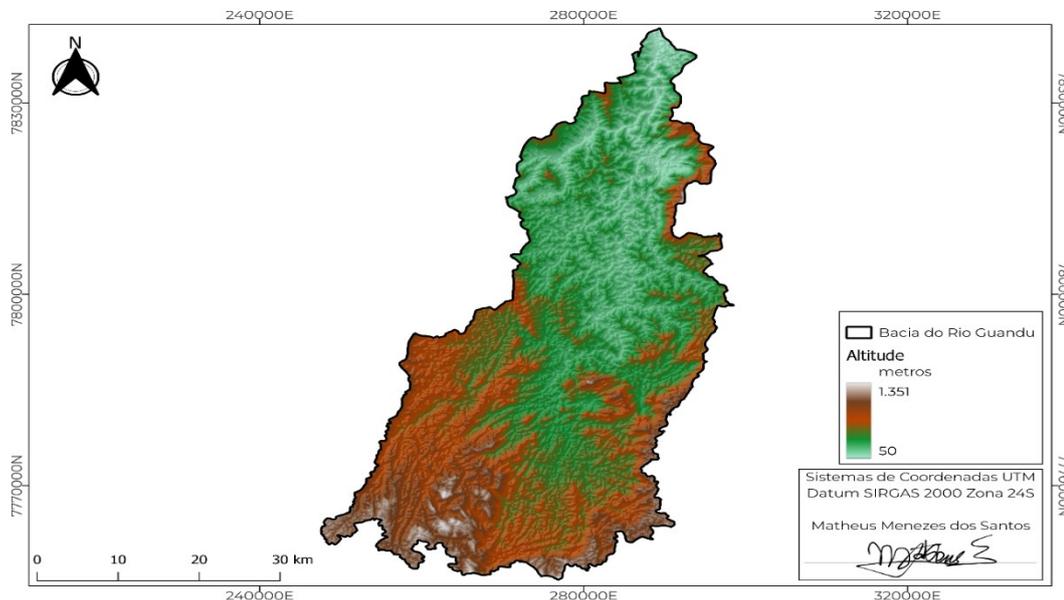
Além disso, o uso intensivo dos recursos hídricos para a irrigação agrícola e o crescimento urbano desordenado também colocam pressão sobre a bacia. O manejo inadequado do solo nas encostas contribui para o aumento da erosão e para a sedimentação dos cursos d'água, o que tem impactado diretamente a disponibilidade e a qualidade da água. Segundo Pires et al. (2017), “a gestão inadequada dos recursos hídricos e a expansão agrícola sem medidas de conservação agravam a vulnerabilidade da bacia frente à escassez de água em períodos críticos”.

4.3 Hipsometria

A hipsometria da bacia hidrográfica do rio Guandu, no Espírito Santo, revela uma paisagem de grande diversidade altitudinal, refletindo a complexidade geomorfológica da região (Figura 3). O relevo da bacia varia de altitudes baixas, em torno de 50 metros nas áreas mais próximas da foz, até altitudes superiores a 1.200 metros nas partes montanhosas, onde se localizam as nascentes do rio Guandu, no município de Afonso Cláudio. Essa variação de altitudes molda não apenas as características físicas da bacia, mas também os processos naturais

que ocorrem ao longo do seu território, incluindo a dinâmica hidrológica e a formação de diferentes tipos de solo.

Figura 3: Mapa Hipsométrico da BHRG.



Fonte: Sistemas de Coordenadas UTM SIRGAS 2000. Elaboração: Menezes dos Santos (2024).

Nas áreas de maior altitude, predominam as formações montanhosas, que são compostas por rochas ígneas e metamórficas, altamente resistentes à erosão. Essas áreas montanhosas são marcadas por encostas íngremes, vales profundos e paisagens acidentadas, que são características típicas de terrenos formados por processos geológicos antigos. Essas formações rochosas são responsáveis por esculpir um relevo acentuado e dramático, onde as nascentes dos rios se formam e os fluxos de água têm alta energia potencial devido à força da gravidade em declividades tão elevadas (IGAM, 2010). A resistência das rochas ígneas e metamórficas, comuns nessas áreas de altitude, impede que o processo erosivo avance rapidamente, preservando as características acidentadas da paisagem por longos períodos (Pires et al., 2017)

Nas porções intermediárias e mais baixas da bacia, as encostas tornam-se menos íngremes e os vales se alargam, criando planícies fluviais nas proximidades dos principais cursos d'água. Essas áreas de menor altitude são formadas, em grande parte, por sedimentos transportados das partes mais altas da bacia, que se acumulam nas planícies ao longo do tempo.

Aqui, o relevo suave permite a deposição de materiais mais finos, como argila e silte, que ajudam a criar solos férteis utilizados para atividades agrícolas. Segundo estudos da bacia, esses sedimentos finos provenientes das áreas montanhosas são depositados ao longo dos rios, criando solos ricos e propícios para a agricultura (IEMA, 2018; ANA, 2006).

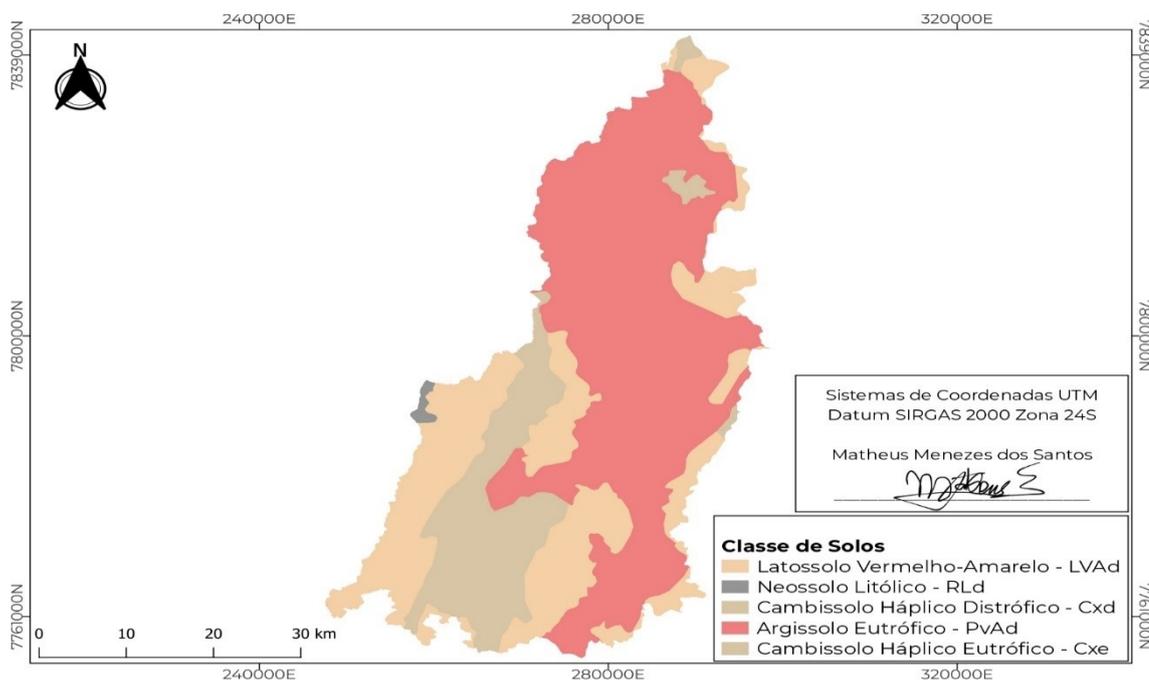
A análise hipsométrica da bacia mostra que a maior parte do relevo elevado está concentrada nas porções superiores da bacia, enquanto as áreas mais baixas tendem a ser encontradas nas regiões próximas à foz do rio, em Baixo Guandu. A transição entre essas duas regiões gera uma variedade de formações de encostas e vales, que influenciam diretamente o comportamento dos rios e a distribuição dos sedimentos ao longo da bacia. Segundo Bertoni & Lombardi Neto (2012), "o relevo montanhoso apresenta grande influência sobre a organização dos fluxos hídricos e sobre a distribuição do material sedimentar, sendo uma característica essencial na definição da paisagem da bacia".

Nas porções mais baixas da bacia, o relevo suave facilita o uso do solo para atividades agrícolas e para a ocupação humana. Essas áreas, especialmente nas proximidades dos rios, são amplamente utilizadas para o cultivo de culturas como café e hortaliças, que dependem da fertilidade dos solos e da proximidade com os recursos hídricos. A presença de planícies fluviais ao longo do curso do rio Guandu cria um ambiente ideal para essas atividades, permitindo que a população local aproveite os recursos naturais de maneira sustentável (Pires et al., 2017).

4.4 Solos

Os solos da bacia foram classificados de acordo com o mapa de solos do Brasil (EMBRAPA, 2006) em uma escala de 1:5.000.000, com predominância de Argissolo Vermelho (53,31%), Latossolo Vermelho-Amarelo (29,09%), Cambissolo Háplico Distrófico (16,14%), Cambissolo Háplico Eutrófico (1,06%) e Neossolo Litólico (0,40%). A Figura 4 mostra a distribuição espacial das classes de solo na bacia.

Figura 4: Mapa de solos da BHRG.



Fonte: Sistemas de Coordenadas UTM SIRGAS 2000. Elaboração: Menezes dos Santos (2024).

4.5 Clima

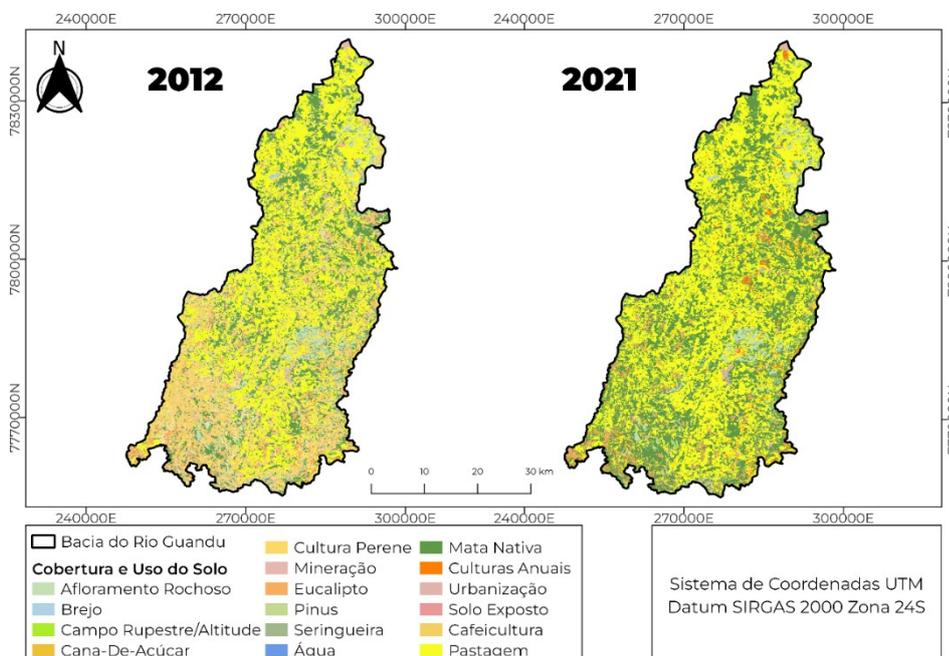
De acordo com a classificação de Köppen, grande parte do estado possui o clima tropical úmido (Am), com temperaturas médias acima dos 18°C (AGERH, 2018). Com influências marítima e continental, além da localização e topografia suscetíveis a processos de desertificação, a área de estudo possui uma diversidade climática com períodos bem definidos. De outubro a março possui períodos chuvosos com maiores índices de precipitação ocorrendo em dezembro, e de abril a setembro um período de estiagem com mínimas ocorrendo em agosto (JÚNIOR, 2012, p. 6).

4.6 Uso e ocupação do solo

Em relação ao uso e ocupação do solo, a BHRG apresenta 12 classes para o ano de 2012 e 14 para o ano de 2021, com destaque para pastagem e áreas de cultivo, como café. A Figura 5 apresenta, respectivamente, a distribuição espacial das classes de uso de solo para os anos de 2012 e 2021, enquanto a Tabela 1 tem-se a destruição percentual.

Tabela 1. Distribuição percentual das classes de uso e ocupação do solo

Classes de cobertura da terra	2012	2021	Classes de cobertura da terra	2012	2021
	Área	Área		Área	Área
	(km ²)	(km ²)		(km ²)	(km ²)
Pastagem	985,22	1016,22	Brejo	5,42	3,82
Vegetação nativa	550,71	708,85	Mineração	1,14	0,80
Urbanização	6,26	14,77	Campo rupestre	1,10	0,78
Cultura anual	35,47	12,19	Pinus	1,21	0,85
Água	7,51	7,51	Seringueira	0,10	0,07
Cultivo de café	285,01	200,89	Eucalipto	94,11	66,33
Solo descoberto	75,46	42,63	Afloramento rochoso	80,60	56,82
Cana-de-açúcar	0,26	0,18	Cultura perene	10,48	7,39

Figura 5: Mapa de uso e ocupação dos solos da BHRG, nos anos 2012 e 2021.

Fonte: Sistemas de Coordenadas UTM SIRGAS 2000. Elaboração: Menezes dos Santos (2024).

5. Fundamentação Teórica

5.1 Processo de erosão do solo

A erosão do solo é um fenômeno natural que envolve a remoção, transporte e deposição de partículas do solo pela ação de agentes como a água, o vento e a gravidade. Embora seja um processo natural, as atividades humanas, como o desmatamento, a agricultura intensiva e a expansão urbana, podem acelerar significativamente esse fenômeno. Isso resulta em consequências negativas, como a degradação da qualidade do solo, a perda de fertilidade e o assoreamento dos rios e reservatórios, com impactos significativos tanto para o ambiente quanto para a economia local (Bertoni & Lombardi Neto, 2012).

No caso da erosão hídrica, que é o foco principal deste estudo, o processo começa quando as gotas de chuva atingem a superfície do solo, desagregando suas partículas e preparando o terreno para que elas sejam transportadas pela água corrente. Esse processo ocorre em três etapas principais: desagregação, transporte e deposição dos sedimentos. A intensidade da erosão é influenciada por fatores como a cobertura vegetal, a topografia, a erosividade da chuva, a erodibilidade do solo e as práticas de manejo aplicadas (Bertoni & Lombardi Neto, 2012).

5.1.1 Desagregação do Solo

O primeiro estágio da erosão hídrica começa com a desagregação das partículas do solo, que acontece quando as gotas de chuva atingem o solo com intensidade suficiente para romper os agregados que o compõem (Renard et al., 1997). Segundo os autores "a energia cinética das gotas de chuva, ao atingir o solo, provoca o desprendimento de partículas finas, como argila e silte, que são facilmente transportadas pela água". Esse impacto é amplificado em solos expostos, onde não há cobertura vegetal para dissipar a força da chuva. Em áreas desmatadas ou com pouca vegetação, o solo torna-se mais vulnerável à desagregação, o que aumenta a

possibilidade de erosão e com o rompimento dos agregados do solo, partículas menores ficam prontas para serem transportadas pela água, iniciando o transporte das partículas sólidas (Renard et al., 1997).

5.1.2 Transporte de Sedimentos

O segundo estágio é o transporte das partículas desagregadas pela ação da água do escoamento superficial (Renard et al., 1997). Dependendo da intensidade do escoamento, o transporte pode ocorrer de maneira uniforme (erosão laminar) ou concentrada em canais (erosão em sulcos) (Bertoni & Lombardi Neto, 2012). Bertoni & Lombardi Neto (2012) explicam que "quanto maior o volume e a velocidade da água, maior será sua capacidade de transportar partículas de solo por distâncias mais longas".

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2012), no escoamento laminar, a água move-se de forma relativamente uniforme pela superfície do solo, arrastando partículas pequenas e leves; enquanto na erosão em sulcos o fluxo de água concentra-se em canais ou sulcos naturais, o que aumenta sua capacidade de mover partículas maiores e de cavar o solo com mais força. Este tipo de transporte, além de agravar a perda de solo, também altera a estrutura do terreno, causando erosão intensa em áreas vulneráveis (Renard et al., 1997).

5.1.3 Deposição de Sedimentos

A última etapa do processo de erosão é a deposição dos sedimentos transportados (Baldotto et al., 2021; Batista Júnior, 2012). Quando a água perde força, seja ao atingir áreas de menor declividade ou ao chegar a corpos d'água, como rios e lagos, ela não consegue mais carregar as partículas de solo e assim, os sedimentos são depositados em planícies e áreas de baixa declividade, onde o fluxo de água diminui consideravelmente. Esse acúmulo de sedimentos pode causar o assoreamento de rios, afetando diretamente sua profundidade e capacidade de armazenar água (Bendito et al., 2023).

O assoreamento dos cursos d'água é um dos impactos mais críticos da deposição de sedimentos, reduzindo a profundidade dos rios e reservatórios, comprometendo o armazenamento de água e os ecossistemas aquáticos (Baldotto et al., 2021; Bendito et al., 2023). Além disso, os sedimentos depositados podem carregar nutrientes ou poluentes, afetando a qualidade da água e prejudicando tanto a fauna aquática quanto as populações que dependem desses recursos. Conforme Bertoni & Lombardi Neto (2012), "o assoreamento pode comprometer a eficiência de reservatórios e barragens, levando à necessidade de intervenções dispendiosas para a remoção dos sedimentos acumulados".

5.1.4 Fatores que Influenciam a Erosão

Para Baldotto et al. (2021), a intensidade da erosão do solo varia de acordo com uma série de fatores interligados, sendo os principais:

- **Erosividade da chuva:** a erosividade está relacionada à capacidade da chuva de desagregar e transportar partículas de solo. Segundo Renard et al. (1997), "chuvas intensas, com alta energia, têm maior potencial erosivo, especialmente quando caem sobre solos desprotegidos".
- **Erodibilidade do solo:** refere-se à facilidade com que o solo é erodido, dependendo de suas características físicas e químicas, como textura e estrutura. Solos arenosos, por exemplo, são mais suscetíveis à erosão, enquanto solos argilosos, com maior coesão entre as partículas, tendem a ser mais resistentes.
- **Topografia:** a inclinação e o comprimento das encostas determinam a velocidade do escoamento superficial. Bertoni & Lombardi Neto (2012) destacam que "áreas com maior inclinação estão mais expostas a um escoamento acelerado, o que aumenta a intensidade da erosão".
- **Cobertura do solo:** a presença de vegetação é essencial para proteger o solo contra a erosão. Renard et al. (1997) afirmam que "a vegetação intercepta as gotas de chuva,

reduz o escoamento superficial e promove a infiltração de água no solo, diminuindo a erosão".

- **Práticas de manejo:** Práticas inadequadas, como o cultivo em áreas íngremes sem técnicas de conservação, podem acelerar a erosão. Entretanto, técnicas como o terraceamento e o plantio em nível podem minimizar significativamente a perda de solo (Bertoni & Lombardi Neto, 2012).

5.1.5 Impactos da Erosão

Os impactos da erosão do solo são amplos e profundos, afetando tanto o meio ambiente quanto as atividades humanas, Baldotto et al. (2021) e Batista Júnior (2012). A perda de solo fértil compromete a capacidade produtiva das terras agrícolas, resultando em uma menor produção e na necessidade de maiores investimentos em insumos (Baldotto et al., 2021; Bertoni & Lombardi Neto, 2005).

Além disso, a erosão contribui para o assoreamento dos corpos d'água, reduzindo a capacidade de armazenamento e a qualidade da água, com consequências para a fauna, flora e para as comunidades humanas que dependem desses recursos.

Renard et al. (1997) observam que "a erosão do solo não apenas afeta a superfície terrestre, mas também altera o equilíbrio dos sistemas hídricos e a sustentabilidade dos ecossistemas". Assim, é essencial adotar práticas de manejo sustentável que preservem o solo e minimizem os impactos da erosão no longo prazo.

5.2 Modelos de estimativa da erosão do solo

A erosão do solo é um dos principais problemas ambientais que afeta a sustentabilidade dos ecossistemas terrestres e a produtividade agrícola. Desde o século passado, cientistas e engenheiros têm se empenhado em desenvolver modelos capazes de estimar a perda de solo e seus impactos nas bacias hidrográficas. Esses modelos são ferramentas fundamentais para o

planejamento de medidas de conservação do solo e da água, além de serem essenciais para a tomada de decisões em projetos de engenharia e manejo sustentável.

Os modelos de estimativa da erosão do solo evoluíram ao longo do tempo, passando de abordagens simples e empíricas para métodos complexos e integrados, que utilizam grandes volumes de dados geoespaciais. A seguir, apresentamos uma visão detalhada dos principais modelos de estimativa da erosão, suas origens, conceitos e aplicações práticas.

5.2.1 Equação Universal de Perda de Solo (USLE)

A Equação Universal de Perda de Solo (USLE) é, sem dúvida, o modelo mais amplamente utilizado e conhecido para a estimativa da perda de solo por erosão hídrica. Desenvolvida por Wischmeier e Smith na década de 1960, a USLE foi criada para fornecer uma ferramenta prática para agricultores e engenheiros florestais, que precisavam de uma maneira de prever a quantidade de solo que poderia ser perdida em um determinado local com base em diferentes fatores ambientais.

A equação original da USLE é expressa da seguinte forma:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (1)$$

Em que: A é a perda de solo estimada (toneladas por hectare por ano); R é o fator de erosividade da chuva, que representa o impacto e a energia das precipitações ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$); K é o fator de erodibilidade do solo, que reflete a suscetibilidade do solo à erosão ($\text{t} \cdot \text{h} \cdot \text{MJ}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$); LS é o fator relacionado ao comprimento e à inclinação das encostas; C é o fator que leva em conta a cobertura do solo e o manejo agrícola; P é o fator de práticas conservacionistas, que mede a eficácia das práticas adotadas para reduzir a erosão.

Conforme Wischmeier e Smith (1978), “a USLE foi projetada para ser uma ferramenta simples, mas eficaz, capaz de auxiliar no planejamento e implementação de práticas conservacionistas no campo”. Um dos principais atrativos da USLE é sua facilidade de uso e a possibilidade de aplicação em diferentes regiões, com ajustes nos fatores baseados nas

condições locais. No entanto, o modelo tem limitações, como a falta de precisão em eventos de chuva extrema e a subestimação de processos erosivos concentrados, como a erosão em sulcos.

5.2.2 Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE)

Enquanto a USLE é eficaz para prever a perda de solo anual, ela ainda possui limitações quanto ao aspecto de sua aplicabilidade às bacias hidrográficas, bem como estimar a erosão causada por eventos individuais de precipitação (Renard et al., 1997). Uma primeira tentativa para tornar a estimativa de perda de solo mais ampla, foi desenvolvido a Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE), em 1975 (Williams, 1975).

A MUSLE é uma modificação do modelo proposto por Wischmeier & Smith (1965; 1978), em que o fator de energia cinética da chuva (R) foi substituído por um fator de escoamento superficial (Williams, 1975), gerado com base no volume escoado e na vazão de pico (Avanzi et al., 2008), permitindo estimar a produção de sedimentos em eventos isolados de chuva intensa e seu equacionamento é apresentado abaixo:

$$A = a \times (D \times Q_p)^b \times K \times LS \times CP \quad (2)$$

Em que A: representa as perdas de solo (t), “a” e “b”: coeficientes de ajuste (calibração); K: erodibilidade média da bacia ($t \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$); LS: fator topográfico (adimensional); CP: fatores de cobertura do solo e práticas conservacionistas (adimensionais); D: deflúvio ou escoamento superficial direto (mm) e Q_p: vazão de pico ($m^3 \cdot s^{-1}$) (Williams, 1975; Renard et al., 1997).

Segundo Renard et al. (1997), “a MUSLE se mostrou especialmente eficaz na previsão de erosão em bacias hidrográficas sujeitas a precipitações intensas, sendo útil para engenheiros e gestores de recursos hídricos que precisam lidar com os efeitos imediatos de tempestades severas”. A MUSLE é amplamente aplicada em estudos que envolvem o transporte de sedimentos para corpos d'água, especialmente em áreas sujeitas a inundações e desastres naturais.

5.2.3 Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE)

À medida que a ciência do solo avançava, as limitações da USLE se tornaram mais evidentes, levando ao desenvolvimento da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) nos anos 1990 (Renard et al., 1997). A RUSLE foi desenvolvida para atualizar e aprimorar a USLE, incorporando novos dados, técnicas de modelagem e variáveis ambientais (Baldotto et al., 2021).

Essa versão revisada incorporou novos algoritmos e dados mais detalhados, refinando a forma de calcular fatores como o relevo e a cobertura do solo. Renard et al. (1997) explicam que "a RUSLE foi desenvolvida para aumentar a precisão da USLE original, incorporando dados mais detalhados sobre a erosão e permitindo o uso em um número maior de condições ambientais".

Uma das inovações mais significativas da RUSLE foi a capacidade de integrar informações de sensoriamento remoto e de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), permitindo uma análise mais detalhada e precisa das variações no terreno e na vegetação. Além disso, a RUSLE trouxe melhorias no cálculo do fator LS, relacionado à topografia, e do fator C, que considera a variação sazonal da cobertura vegetal. Essas alterações tornaram a RUSLE uma ferramenta essencial para o planejamento ambiental e agrícola em larga escala.

5.2.4 WEPP (Water Erosion Prediction Project)

Outro modelo amplamente utilizado na estimativa da erosão do solo é o WEPP (Water Erosion Prediction Project), desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) nos anos 1980. O WEPP é um modelo baseado em processos físicos, ao contrário da USLE e suas variações, que são modelos empíricos. Ele utiliza princípios de física para simular o movimento da água e o transporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica.

O WEPP é considerado um dos modelos mais avançados de previsão de erosão, pois leva em consideração processos como infiltração de água no solo, escoamento superficial,

transporte de sedimentos, e mudanças nas condições do solo ao longo do tempo. Conforme Nearing et al. (1989), “o WEPP fornece uma abordagem mais detalhada e dinâmica para prever a erosão, com a capacidade de simular cenários complexos de uso da terra e práticas de manejo”. Uma das grandes vantagens do WEPP é a sua capacidade de integrar informações espaciais de SIG e imagens de satélite, oferecendo uma visão precisa e em tempo real das áreas críticas para a erosão.

5.2.5 SWAT (Soil and Water Assessment Tool)

O SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) é outro modelo desenvolvido para avaliar a erosão do solo e o transporte de sedimentos em bacias hidrográficas. Diferente da USLE e RUSLE, que são modelos específicos para a erosão, o SWAT é um modelo hidrológico que incorpora a erosão como uma de suas variáveis. Desenvolvido pelo USDA, o SWAT é amplamente utilizado em estudos de gestão de recursos hídricos, especialmente em áreas agrícolas.

De acordo com Arnold et al. (1998), “o SWAT é um modelo de largo alcance, que permite simular a dinâmica dos recursos hídricos em bacias complexas, considerando os impactos da erosão, qualidade da água e uso do solo”. O SWAT é amplamente aplicado em projetos de grande escala, como o planejamento de bacias hidrográficas, a análise de qualidade da água, e a modelagem de impactos das mudanças climáticas sobre a erosão.

5.2.6 Aplicações e Relevância dos Modelos

Os modelos de estimativa da erosão do solo são aplicados em uma ampla gama de contextos, desde a gestão de bacias hidrográficas até o planejamento agrícola e a conservação do solo. Eles oferecem uma maneira prática de quantificar a perda de solo e identificar áreas críticas onde intervenções são necessárias. Além disso, modelos como a RUSLE, o WEPP e o SWAT têm sido amplamente utilizados em estudos de mudanças climáticas, ajudando a prever

como o aumento da intensidade das chuvas e a variação na cobertura vegetal podem afetar a erosão no futuro.

Segundo Renard et al. (1997), “os modelos de erosão fornecem uma base sólida para a tomada de decisões, permitindo que gestores ambientais e planejadores urbanos implementem práticas de conservação baseadas em dados concretos”. Esses modelos também são fundamentais para o planejamento de infraestruturas de controle de erosão, como terraços e barragens de contenção, que visam reduzir os impactos da erosão em áreas vulneráveis.

Com o advento das tecnologias de SIG e sensoriamento remoto, esses modelos se tornaram ainda mais precisos e acessíveis, permitindo uma integração dinâmica de dados geoespaciais em tempo real. Isso facilita a identificação de áreas de risco, a análise dos impactos da erosão em bacias hidrográficas e a implementação de medidas corretivas mais eficazes.

5.3 A importância da Família USLE

Hoje, a Família USLE continua a desempenhar um papel central na conservação do solo e no manejo dos recursos hídricos em todo o mundo. Desde a simplicidade inicial da USLE, passando pelas melhorias da MUSLE e chegando à sofisticação da RUSLE, esses modelos evoluíram para atender às crescentes demandas da ciência ambiental. Cada versão trouxe avanços significativos: a USLE, com sua equação simples e eficaz, tornou o conceito de controle da erosão acessível para agricultores e engenheiros; a MUSLE aprimorou a capacidade de prever os impactos de eventos climáticos extremos; e a RUSLE elevou o nível da precisão, permitindo que o modelo fosse aplicado em uma variedade maior de cenários e com uma maior riqueza de dados.

Renard et al. (1997) deixaram um legado de ferramentas essenciais para a gestão sustentável do solo, que continuam a ser usadas em programas de conservação, estudos de impacto ambiental e gestão de bacias hidrográficas. A relevância desses modelos vai além das

questões agrícolas, sendo também fundamentais para a gestão de áreas urbanas e para projetos de infraestrutura que buscam mitigar os impactos da erosão (Renard et al., 1997).

Assim, ao longo de décadas, a Família USLE se consolidou como uma base sólida para a previsão de erosão e a implementação de práticas de manejo sustentável. Hoje, ela permanece como uma ferramenta indispensável na proteção dos recursos naturais, sempre se adaptando às novas tecnologias e às mudanças no entendimento dos processos erosivos.

5.4 Uso de SIG na modelagem

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) têm se consolidado como ferramentas indispensáveis na análise ambiental, principalmente para modelar processos complexos, como a erosão do solo. Os SIG oferecem a capacidade de integrar, analisar e visualizar dados espaciais de diversas fontes, permitindo que o estudo da erosão seja conduzido de maneira muito mais precisa e detalhada. Isso possibilita uma compreensão espacial dos fenômenos erosivos, fornecendo subsídios fundamentais para a criação de soluções eficientes para o controle da erosão e a gestão dos recursos naturais. Conforme Renard et al. (1997), “a integração de SIG com modelos preditivos permite uma análise mais robusta e confiável dos processos erosivos”

A principal vantagem dos SIG é a integração de dados geoespaciais variados, como informações topográficas, climáticas, dados de uso do solo e cobertura vegetal (Bertoni & Lombardi Neto, 2005; Beskow et al., 2009). Esses dados, quando analisados em conjunto, formam uma base sólida para a criação de modelos ambientais que levam em consideração múltiplos fatores simultaneamente. Renard et al. (1997) destacam que “a combinação de variáveis espaciais em SIG permite a criação de modelos preditivos que consideram tanto as características do terreno quanto as práticas de manejo”.

5.4.1 Integração de Dados Espaciais

Uma das contribuições mais valiosas dos SIG é a capacidade de integrar dados espaciais de diversas origens, como imagens de satélite, dados meteorológicos, mapas topográficos e dados de campo. Essa integração proporciona uma visão abrangente da área de estudo, permitindo que os fatores que influenciam a erosão sejam analisados em conjunto. Renard et al. (1997) afirmam que “a integração de dados em plataformas SIG possibilita uma visão holística dos processos erosivos, permitindo análises mais detalhadas”.

Nas áreas com variação topográfica significativa, essa integração é especialmente importante. A declividade e o comprimento das encostas influenciam diretamente a intensidade da erosão, e os SIG permitem a criação de mapas de relevo detalhados que destacam as áreas mais suscetíveis ao problema. Esses mapas podem ser cruzados com informações sobre o uso do solo, facilitando a identificação de práticas agrícolas ou de ocupação que contribuem para a perda de solo.

5.4.2 Análise Espacial e Modelagem da Erosão

Além de integrar dados, os SIGs oferecem uma poderosa ferramenta de análise espacial, tornando possível identificar padrões e relações entre as variáveis que influenciam a erosão, como a precipitação, o tipo de solo, o relevo e a cobertura vegetal (Bertoni & Lombardi Neto, 2005; Beskow et al., 2009). Essas variáveis podem ser analisadas de forma espacialmente explícita, considerando sua distribuição geográfica e a interação entre elas. Renard et al. (1997) apontam que "os SIG permitem calcular fatores críticos como a declividade e o comprimento das encostas, que são fundamentais na modelagem da erosão". Ainda, segundo esses mesmos autores, a RUSLE quando aplicada em ambientes SIG, oferece uma precisão sem precedentes na identificação de áreas críticas para a erosão”.

Portanto, uma das vantagens mais evidentes do uso de SIG é a visualização dos dados, que permite representar os resultados das análises em mapas temáticos e gráficos de maneira clara e intuitiva. Essa visualização facilita a comunicação das informações para diferentes

públicos, incluindo gestores ambientais e comunidades locais. A capacidade de representar dados geoespaciais em forma de mapas facilita a tomada de decisões informadas. Conforme Renard et al. (1997), “a visualização de áreas suscetíveis à erosão, por meio de SIG, permite a priorização de intervenções com base em dados precisos”.

Além disso, os SIG permitem que os resultados das análises sejam atualizados continuamente, de acordo com novos dados que são coletados. Isso garante que as intervenções possam ser ajustadas ao longo do tempo, conforme mudam as condições ambientais, como o uso do solo e o clima. A capacidade de monitorar em tempo real oferece um controle e precisão significativos, permitindo intervenções oportunas e mais eficazes.

Outro ponto relacionado ao uso de SIG como suporte à modelagem ambiental é que não se limita à análise e visualização; mas é uma ferramenta essencial para o monitoramento contínuo dos processos erosivos e das práticas de manejo aplicadas.

Com o uso de imagens de satélite e sensoriamento remoto, é possível acompanhar as mudanças na cobertura do solo ao longo do tempo, avaliando os efeitos das práticas de conservação e as dinâmicas de erosão. Renard et al. (1997) enfatizam que “a capacidade de monitoramento contínuo proporcionada pelos SIG permite que gestores ajustem suas estratégias conforme as condições ambientais mudam”.

Por fim, o uso de SIG na modelagem da erosão do solo garante que as decisões sobre práticas de manejo sejam baseadas em evidências sólidas, ao combinar informações geográficas com modelos preditivos como a RUSLE, fornecendo uma base científica robusta para a tomada de decisões e permitindo que intervenções sejam planejadas com precisão. Renard et al. (1997) observam que “a modelagem da erosão em SIG torna a tomada de decisões mais transparente, garantindo que os gestores baseiem suas ações em dados concretos e precisos”.

Além disso, a visualização dos resultados facilita a comunicação das decisões e das prioridades para diferentes partes interessadas, como agricultores, autoridades públicas e

planejadores ambientais. Isso torna o processo de gestão dos recursos naturais mais eficiente e orientado por dados, contribuindo para a sustentabilidade a longo prazo.

5.5 Taxa de aporte de sedimento

A taxa de aporte de sedimentos (TAS) é um conceito fundamental na ciência da conservação do solo e na gestão de bacias hidrográficas, sendo utilizada para entender como os sedimentos gerados pela erosão se movem e se depositam nos corpos d'água (Baldotto et al., 2021). Embora a erosão seja um processo natural, o impacto sobre sistemas fluviais e reservatórios depende da quantidade de sedimentos que efetivamente são transportados até os cursos d'água e esse processo é quantificado pela TAS.

Esse conceito foi amplamente discutido a partir do século XX, quando se percebeu que a erosão, por si só, não era suficiente para prever os impactos sobre os corpos d'água. Era necessário compreender como os sedimentos gerados pela erosão chegavam e se acumulavam nos rios e reservatórios. Walling (1983) foi um dos pioneiros na introdução do termo "taxa de entrega de sedimentos", definindo-a como a razão entre a quantidade de sedimentos transportados até uma seção de controle de um curso d'água e a quantidade total de sedimentos gerada pela erosão dentro da bacia hidrográfica. Segundo Walling, "a taxa de entrega de sedimentos fornece uma medida crítica da eficiência com que os sedimentos gerados são transportados do ponto de origem até os canais fluviais".

A taxa de aporte de sedimentos é importante porque, enquanto a erosão pode ocorrer de forma difusa em uma bacia hidrográfica, nem todo o sedimento erodido alcança os corpos d'água. Parte desse sedimento é retida nas encostas, vegetação ou depressões topográficas, sendo apenas uma fração efetivamente transportada até os cursos fluviais. Walling (1983) destacou que "a taxa de entrega de sedimentos mede a proporção de sedimentos que realmente se deslocam ao longo do sistema, oferecendo uma visão mais realista dos impactos da erosão sobre o ambiente aquático".

Walling (1983) introduziu métodos para quantificar sistematicamente a taxa de entrega de sedimentos em bacias hidrográficas, observando que “apenas a estimativa da erosão do solo não era suficiente para prever o assoreamento dos rios e reservatórios”. Dessa forma, a abordagem evoluiu para comparar a quantidade de sedimentos gerados nas encostas com a quantidade que chegava aos corpos d'água, levando ao cálculo da taxa de aporte.

A taxa de aporte pode ser expressa da seguinte maneira:

$$TAS = \frac{Y_{obs}}{Y_{est}} \quad (3)$$

Em que: TAS é a taxa de aporte de sedimentos; Y_{obs} é a quantidade de sedimentos transportados até a seção de controle (geralmente um curso d'água) observados a partir de uma estação sedimentométrica, em toneladas por hectare; e Y_{est} é a quantidade de sedimentos estimados pela na bacia hidrográfica, em toneladas por hectare (Baldotto et al., 2021; Beskow et al., 2009).

Em bacias com alta declividade, espera-se uma taxa de aporte maior, uma vez que o escoamento superficial tem mais energia para transportar sedimentos. Já em bacias com vegetação densa ou práticas de manejo eficientes, a taxa de aporte tende a ser menor, com maior retenção de sedimentos nas encostas (Bertoni & Lombardi Neto, 2005).

5.5.3 Estudos sobre a Taxa de Aporte de Sedimentos

A taxa de aporte de sedimentos tem sido amplamente utilizada em estudos de conservação do solo e gestão de bacias hidrográficas. Renard et al. (1997) explicam que “a capacidade de prever a taxa de entrega de sedimentos é fundamental para o planejamento de bacias hidrográficas e para a gestão de reservatórios, fornecendo uma medida direta do impacto da erosão sobre os corpos d'água”.

A modelagem espacial da erosão tem ganhado destaque através do uso de dados integrados de SIG (Sistemas de Informações Geográficas) e sensoriamento remoto, que permitem uma análise mais detalhada dos fatores erosivos (Baldotto et al., 2021; Beskow et al.,

2009). Renard et al. (1997) apontam que “a aplicação da taxa de entrega de sedimentos em modelos SIG permite uma análise espacial detalhada, ajudando a identificar as áreas de maior contribuição sedimentar dentro da bacia”.

Em um cenário de mudanças climáticas, onde se espera o aumento da intensidade das chuvas, a previsão da taxa de aporte de sedimentos torna-se ainda mais crucial. Eventos extremos de precipitação podem causar grandes volumes de escoamento superficial, transportando sedimentos para os rios e agravando problemas de assoreamento, erosão dos leitos e poluição da água.

Assim, desde sua introdução por Walling (1983), a taxa de aporte de sedimentos continua a ser uma métrica central para entender e gerenciar os impactos da erosão em bacias hidrográficas. Como Walling destaca, “sem uma compreensão clara da taxa de entrega de sedimentos, as previsões de erosão permanecem incompletas, e os impactos reais sobre os corpos d'água são subestimados”.

6. Material e Métodos

6.1 Modelo RUSLE

O modelo RUSLE foi estruturado em ambiente SIG, permitindo a geração de mapas individuais das variáveis de forma espacializada, com o objetivo de aplicar a álgebra de mapas para identificação das áreas mais vulneráveis à erosão hídrica em cada um dos períodos selecionados. A RUSLE faz parte de uma adaptação e refinamento da USLE desenvolvido por Renard et al. (1997) para permitir seu emprego a nível de bacia hidrográfica através de um ajuste no cálculo do fator topográfico. Sua estrutura é apresentada da seguinte forma:

$$Y=R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (4)$$

Em que, Y representa a perda de solo ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$), R é a erosividade das chuvas ($MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot ano^{-1}$), K é a erodibilidade dos solos ($t \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$), LS representa o fator topográfico (adimensional), C denota o uso e manejo do solo (adimensional) e P representa as práticas conservacionistas (adimensional).

a. Fator Erosividade da Chuva – R

Conceitualmente, a erosividade representa o potencial da chuva em causar erosão pelo desprendimento de partículas sólidas do solo devido à energia cinética da chuva com intensidade de até 30 minutos consecutivos (Wischmeier e Smith, 1978). Para sua estimativa, foram empregados dados de 13 postos pluviométricos, tanto dentro quanto fora da área, fazendo a ponderação destes pelo método dos polígonos de Thiessen. Utilizou-se ainda o índice modificado de Fournier (Fournier, 1956) com os coeficientes locais (Oliveira et al., 2009), descritos pelas equações 5 e 6:

$$MFI = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N \sum_{i=1}^{12} p_{ij}^2 / P_j \quad (5)$$

$$R = 129,39 \cdot MFI^{0,7982} \quad (6)$$

Em que, R é a erosividade da chuva ($\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$). MFI é o Índice de Fournier Modificado, p_{ij} é a precipitação total mensal (mm), P_j é a precipitação total anual (mm) e N é o número de anos da série histórica.

b. Fator Erodibilidade do Solo – K

O fator erodibilidade do solo representa a sua susceptibilidade à erosão hídrica, a qual pode ser determinada diretamente em campo durante eventos de chuva em parcelas experimentais ou, por meio de métodos empíricos que utilizam informações a respeito da textura e do teor de matéria orgânica. Os valores de K aplicados a este estudo e as respectivas citações, estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Erodibilidade das classes de solo de ocorrência na BHRG

Solo	Código	K ($\text{t}\cdot\text{h}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$)	Fonte
Argissolo Vermelho	PvAd	0,013	Sá et al. (2004)
Cambissolo Háptico Distrófico	CXd	0,024	EMBRAPA (1984)
Cambissolo Háptico Eutrófico	CXe	0,035	EMBRAPA (1984)
Latossolo Vermelho-Amarelo	LVAd	0,0112	Mannigel et al. (2002)
Neossolo Litólico	RLd	0,044	Pereira & Cabral (2021)

Fonte: Menezes dos Santos (2024).

c. Fator Comprimento e Declividade – LS

Para o cálculo do fator LS, utilizou-se a metodologia proposta por Engel (2003) que substitui a área acumulada pelo produto entre o fluxo acumulado e o tamanho da célula, conforme procedimento de cálculo de Moore e Bruch (1986) e apresentado pela equação 7:

$$LS = \left[FA \cdot \left(\frac{CS}{22,13} \right) \right]^{0,4} \cdot \left(\frac{\text{sen}(S)}{0,0896} \right)^{1,3} \quad (7)$$

Em que, FA representa o acúmulo de fluxo ou área de contribuição, CS é o tamanho da célula do modelo digital de elevação, correspondente a 30 metros de resolução espacial da imagem de acúmulo de fluxo e S é a declividade em radianos calculada para cada pixel.

Ressalta-se que o valor do denominador do segundo membro da Equação 4 refere-se ao seno do ângulo que corresponde à declividade da parcela padrão de onde inicialmente foi derivado o fator LS ($9 \text{ cm}\cdot\text{m}^{-1}$).

d. Fator Práticas e Conservação do Solo – CP

De acordo com Wischmeier e Smith (1978), o fator P representa as práticas culturais que podem contribuir com o manejo da erosão hídrica. Contudo, dada à impossibilidade de se obter esse fator a partir de imagens de satélite, adotou-se procedimento semelhante ao de Pradhan et al. (2012), Oliveira et al. (2014), Durães et al. (2016), onde o valor de P foi igual a 1. Para corpos d'água e áreas urbanas o valor de P é nulo.

Por outro lado, os valores de C no presente estudo foram obtidos da literatura disponível para os usos existentes na bacia, considerando que para a classe de solos expostos o valor de C igual a 1. Os valores para as demais coberturas e uso do solo são apresentados com as respectivas fontes na tabela 3. A distribuição espacial do fator C na Bacia do Rio Guandu é apresentada pela Figura 6 por meio de mapas. Esses mapas ilustram a variação do fator C em diferentes áreas da bacia, evidenciando como as práticas de uso do solo influenciam o potencial de erosão.

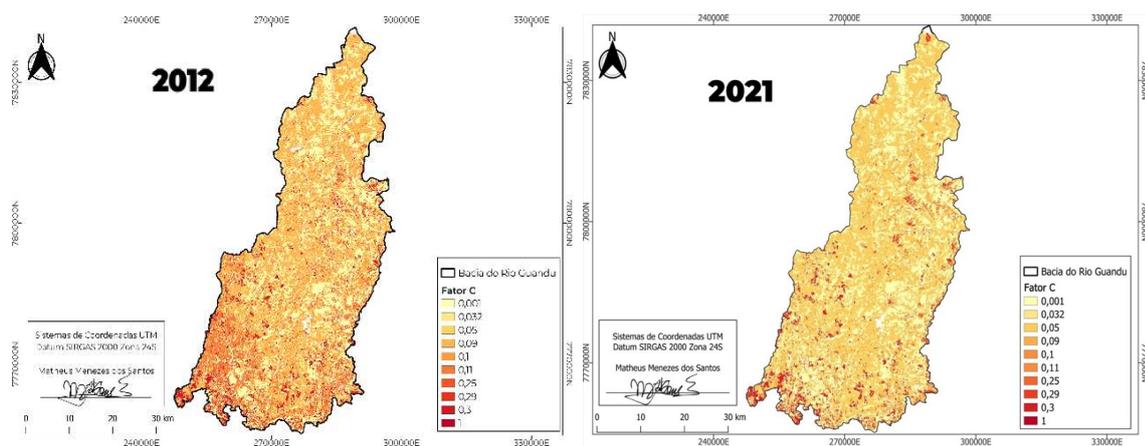
Tabela 3. Valores do fator C para as classes de uso e cobertura do solo na BHRG.

Cobertura da terra	Fator C	Fonte
Pastagem	0,09	Martins et al. (2010)
Vegetação nativa	0,001	Beskow, Mello & Norton (2009)
Urbanização	0	-
Cultura anual	0,25	Bertoni & Lombard Neto (2005)
Água	0	-
Cultivo de café	0,11	Prochnow et al. (2005)
Solo descoberto	1	-

Cana-de-açúcar	0,05	Donzeli et al. (1994)
Brejo	0	-
Mineração	1	-
Campo rupestre	0,1	Quinto et al. (2013)
Pinus	0,3	Martins et al. (2010)
Seringueira	0,032	Silva (2007)
Eucalipto	0,3	Ozsoy et al. (2012)
Afloramento rochoso	0,001	Ribeiro & Alves (2007)
Cultura perene	0,29	Ruhoff et al. (2006)

Fonte: Menezes dos Santos (2024).

Figura 6: Mapa de distribuição dos valores de C para 2012 e 2021.



Fonte: Sistemas de Coordenadas UTM SIRGAS 2000. Elaboração: Menezes dos Santos (2024).

6.2 Taxa de Aporte de Sedimentos

Segundo Walling (1983), a taxa de aporte de sedimentos é definida como a relação entre o sedimento transportado (valor médio obtido pela descarga sólida ou erosão observada) até a seção de controle e a erosão potencial média estimada para a bacia, expressa pela equação 3, já mencionada no texto.

Para estimar a produção de sedimentos da BHRG e, posteriormente sua TAS, é necessário determinar a curva-chave sedimentométrica com base nos dados monitorados de sedimentos, disponibilizados pela Agência Nacional das Águas (ANA), em 3 pontos na bacia (Tabela 4). As equações 8, 9 e 10 representam, respectivamente, as estações Afonso Cláudio Montante, Laranja da Terra e Baixo Guandu (Figura 7).

$$Q_{ss} = 0,9115 \cdot Q^{1,8929} \quad R^2 = 0,89 \quad (8)$$

$$Q_{ss} = 0,2702 \cdot Q^{2,2639} \quad R^2 = 0,82 \quad (9)$$

$$Q_{ss} = 0,2826 \cdot Q^{2,2501} \quad R^2 = 0,79 \quad (10)$$

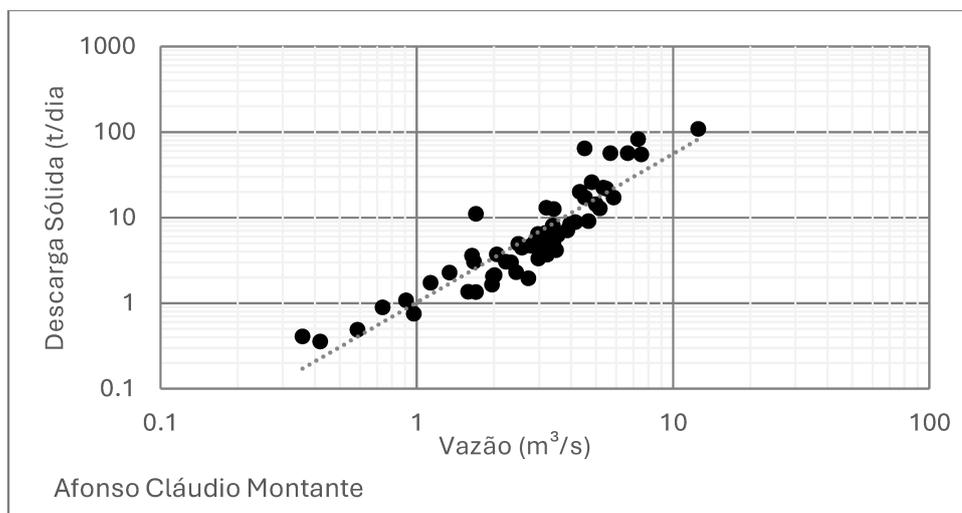
Em que, Q_{ss} é a descarga sólida ($t \cdot dia^{-1}$) e Q é a vazão média diária ($m^3 \cdot s^{-1}$).

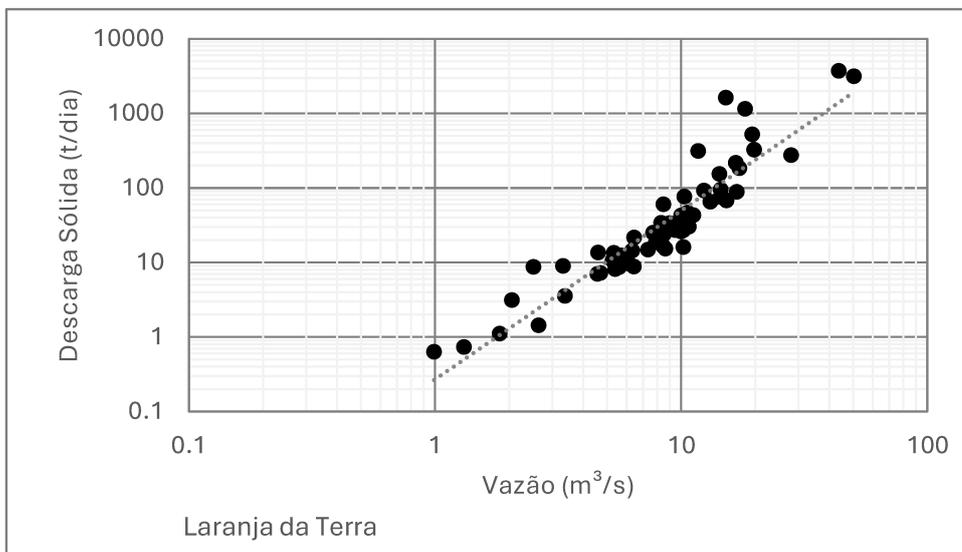
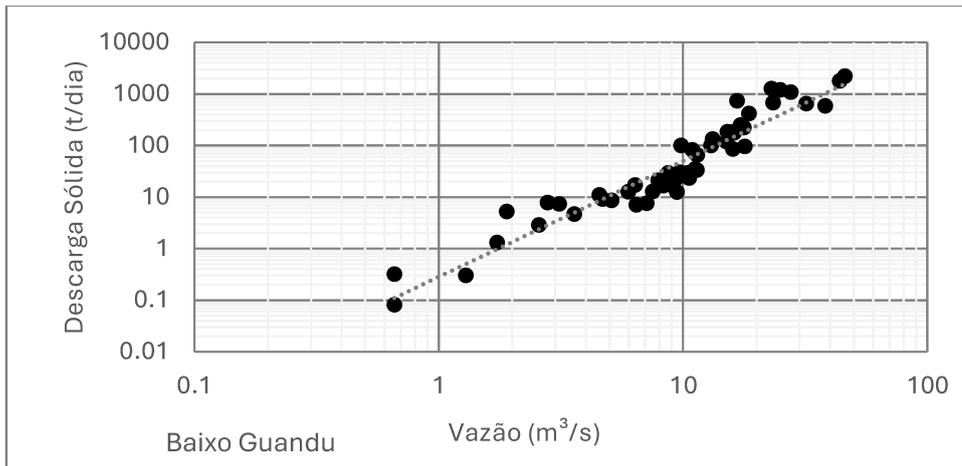
Tabela 4. Estações sedimentométricas utilizadas

Nome	Código	Área	Lat.	Long.	Série
	ANA	(km ²)			Histórica
Afonso Cláudio Montante	56990990	435	-20,0775	-41,1242	1998-2022
Laranja da Terra	56991500	1330	-19,9011	-41,0581	1998-2022
Baixo Guandu	56992000	2130	-19,5236	-41,0142	1998-2022

Fonte: Menezes dos Santos (2024).

Figura 7: Curva-chave sedimentométrica





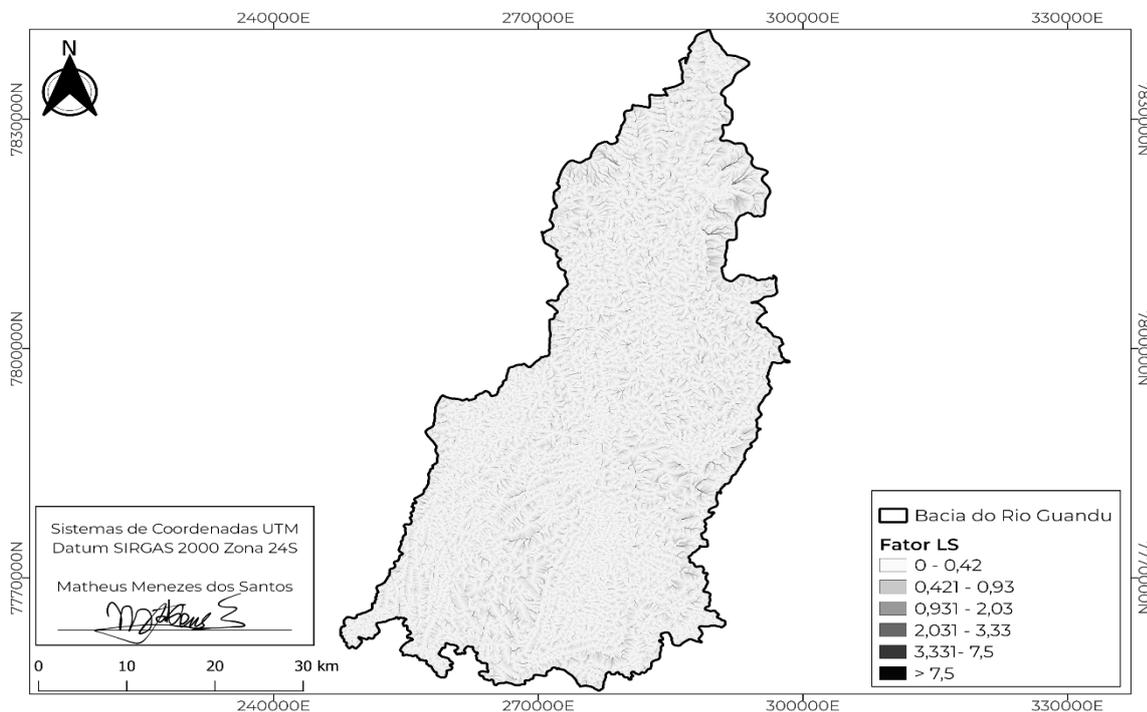
Fonte: HIDROWEB/ANA (2024). Elaboração: Menezes dos Santos.

7. Resultados e Discussão

A bacia do rio Guandu apresenta um padrão de uso do solo diversificado, incluindo áreas urbanas, agrícolas e preservação de vegetação nativa. A análise da cobertura do solo revelou que as áreas urbanizadas ocupam uma parte significativa da bacia, enquanto as práticas agrícolas correspondem a uma porção considerável. A vegetação nativa, embora fragmentada, ainda representa uma parte importante da bacia.

A distribuição do fator LS na bacia do Guandu, conforme apresentado na Figura 8, mostra que as áreas com maior declividade e comprimento de encosta são predominantes na região montanhosa ao norte e nordeste, onde os valores do fator variam de 3,331 a 7,5. Esse padrão sugere um maior potencial de erosão nessas regiões.

Figura 8: Mapa da distribuição espacial do fator LS da BHRG.



Fonte: Sistemas de Coordenadas UTM SIRGAS 2000. Elaboração: Menezes dos Santos (2024).

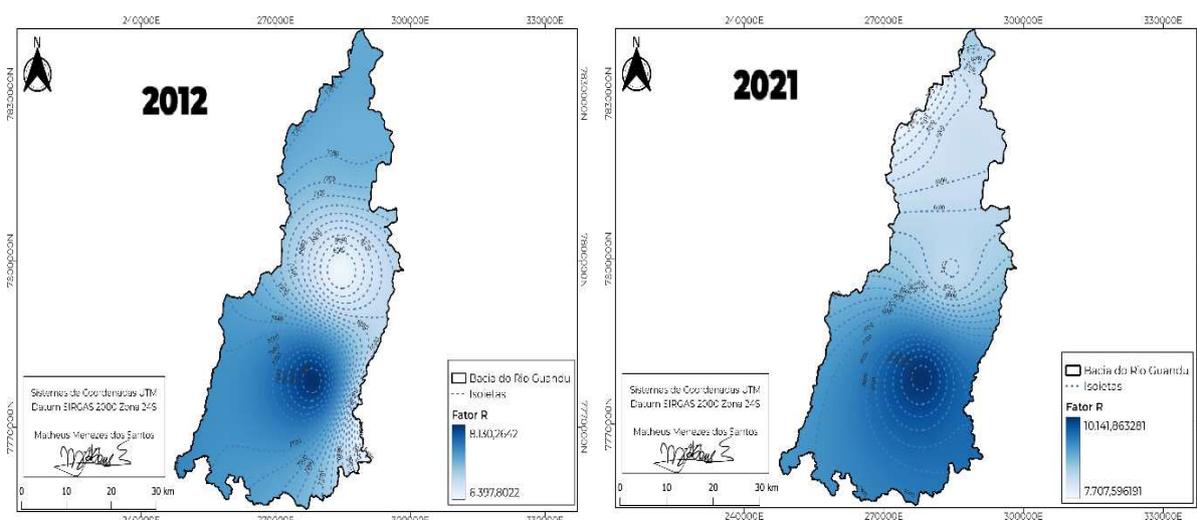
A importância do manejo adequado nessas áreas é ressaltada por Oliveira et al. (2009), que destacam que o uso de práticas de conservação do solo pode reduzir significativamente a erosão e o transporte de sedimentos. As áreas com menor valor do fator LS, entre 0 a 0,42, estão mais concentradas nas regiões onde a vegetação nativa é preservada, indicando que a cobertura vegetal pode atuar como um protetor eficaz contra a erosão.

Os dados obtidos na bacia do rio Guandu são consistentes com os achados de Ribeiro (2012), que estudou a relação entre uso do solo e erosão em bacias hidrográficas adjacentes, encontrando que áreas com vegetação densa apresentam uma taxa de erosão significativamente menor. Essa relação reforça a necessidade de integrar práticas de manejo sustentável na gestão das bacias hidrográficas, especialmente nas regiões mais vulneráveis, a fim de garantir a preservação dos recursos hídricos e a qualidade ambiental da bacia.

A bacia do rio Guandu tem duas estações bem definidas: chuvosa e seca. A estação chuvosa começa em outubro e vai até março, enquanto a estação seca começa em abril e vai até setembro. A precipitação média anual na bacia variou de 808 a 1150 mm para os anos de 2012 e 2021, respectivamente. Esses valores de precipitação média anual são próximos aos encontrados no trabalho de Schwambach et al. (2020), que variaram de 770 mm a 1297 mm.

A aplicação da equação 3 aos dados de precipitação permitiu estimar a erosividade para cada estação, variando de 6.397 a 8.130 $\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ no ano de 2012 e de 7.707 a 10.141 $\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para o ano de 2021. A distribuição espacial da erosividade (Figura 9) mostra que os valores mais altos ocorreram na região superior do Guandu, influenciados pelo fator topográfico e pela maior altitude. De acordo com a interpretação do índice de erosividade adotada por Carvalho (2008) e Foster et al. (1981), a erosividade da GRB é classificada como “moderada” a “muito alta”.

Figura 9: Erosividade das chuvas em 2012 e 2021 da BHRG.



Fonte: Sistemas de Coordenadas UTM SIRGAS 2000. Elaboração: Menezes dos Santos (2024).

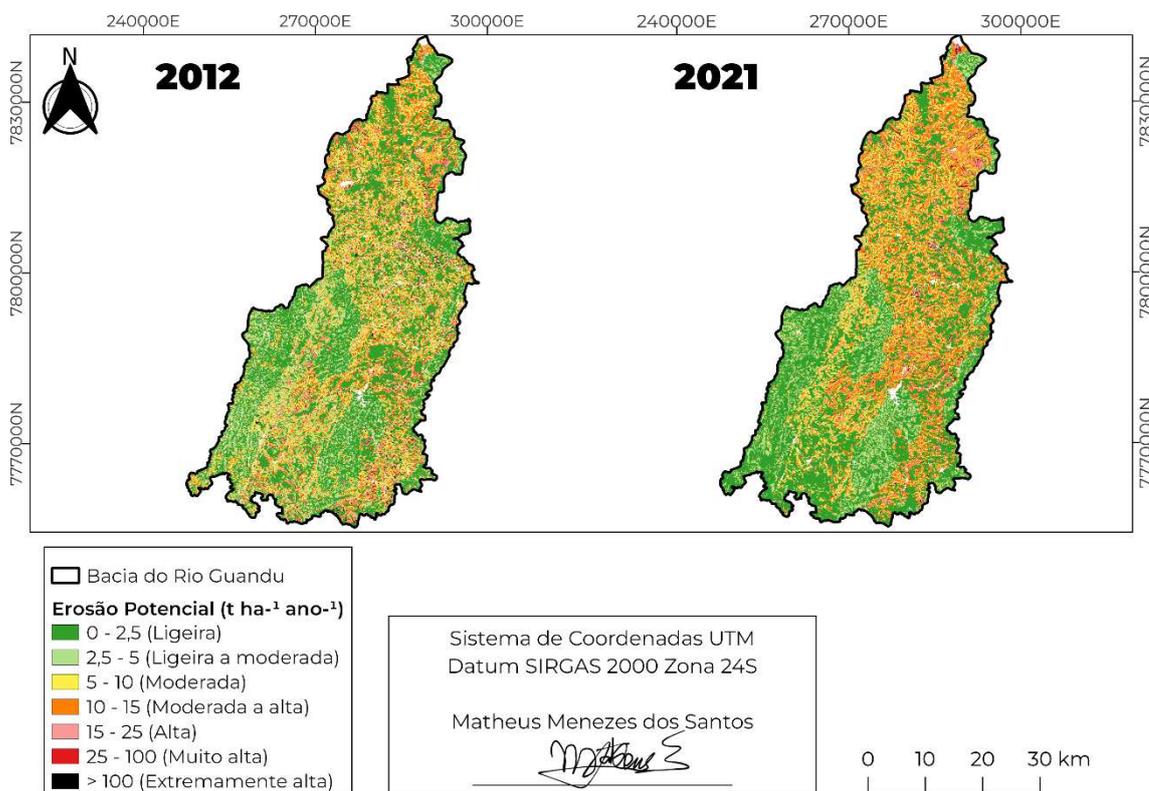
Ribeiro (2012) aplicou a metodologia proposta por Bertoni e Lombardi Neto (1990) a 7 estações pluviométricas na GRB, com uma série histórica de 64 anos, observando que a erosividade variou de 5.220 a 6.986 $\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. Silva et al. (2010) usaram a mesma metodologia para 55 estações pluviométricas no estado do Espírito Santo, com uma série histórica mínima de 33 anos.

Os autores constataram que a variação média da erosividade da chuva estava entre 5.665 e 6.813 $\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. Por outro lado, Schwambach et al. (2020) aplicaram uma metodologia baseada na equação desenvolvida por Oliveira et al. (2009), adequada para a região do rio Doce, e encontraram valores entre 7.297 e 8.948 $\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. A diferença entre os valores obtidos nos trabalhos de Schwambach et al. (2020), Ribeiro (2012) e Silva et al. (2010) e este estudo pode ser atribuída ao número de anos usados para obter a erosividade média anual e ao aumento do volume de chuvas na região sudeste nos meses de verão na última década (Ferreira, 2023).

Uma vez que as variáveis da RUSLE foram estabelecidas e geoespacializadas, o potencial de erosão hídrica na bacia foi então calculado, considerando também as estimativas

para o Alto, Médio e Baixo Guandu, por meio da técnica de álgebra de mapas representada pela equação 4. A distribuição espacial da vulnerabilidade à erosão hídrica estimada por meio da RUSLE é apresentada na Figura 10 e classificada em classes que variam de Leve a Extremamente Alta, conforme Durães et al. (2016). A Tabela 5 mostra a distribuição final das classes de erosão do solo no BHRG.

Figura 10: Distribuição espacial da erosão hídrica potencial na BHRG em 2012 e 2021.



Fonte: Sistemas de Coordenadas UTM SIRGAS 2000. Elaboração: Menezes dos Santos (2024).

Tabela 5. Intervalo de perda de solo estimado na BHRG nos dois períodos analisados (2012 e 2021).

Erosão		Área (%)					
Potencial (t·ha ⁻¹ ·ano ⁻¹)	Classificação	ACM		LT		BG	
		2012	2021	2012	2021	2012	2021
0-2,5	Ligeira	44,29	54,89	43,29	51,55	40,72	43,99
2,5-5	Ligeira à Moderada	17,55	15,56	18,87	14,67	15,14	11,53
5-10	Moderada	16,44	11,01	17,74	13,16	19,33	15,73
10-15	Moderada a Alta	8,32	9,04	8,39	9,97	14,20	19,17
15-25	Alta	8,25	4,95	7,01	5,63	7,39	7,21
25-100	Muito Alta	4,02	4,36	3,92	4,79	2,31	2,03
>100	Extremamente Alta	1,13	0,19	0,78	0,23	0,91	0,34

Fonte: Menezes dos Santos (2024).

As perdas de solo modeladas em toda a bacia para o ano de 2012 apresentaram uma média de 12,38 t·ha⁻¹·ano⁻¹, variando de 0,022 t·ha⁻¹·ano⁻¹ a 2.281,48 t·ha⁻¹·ano⁻¹. Em comparação, as perdas de solo estimadas para o ano de 2021 mostraram uma redução de aproximadamente 11,4% no potencial médio de erosão hídrica devido às mudanças na cobertura da terra. Foi observado um aumento de aproximadamente 3% na classe de pastagem e 28% na classe de floresta, combinado com uma redução na agricultura anual e perene, no solo descoberto e em outras classes de cobertura da terra, o que resultou em um valor médio de 10,97 t·ha⁻¹·ano⁻¹, variando de 0,028 a 829,8 t·ha⁻¹·ano⁻¹.

Em termos de erosão potencial para a sub-bacia de Afonso Cláudio, foi estimado um valor médio de 12,5 t·ha⁻¹·ano⁻¹ para o ano de 2012, enquanto para o ano de 2021 esse valor foi de 7,9 t·ha⁻¹·ano⁻¹. Para a sub-bacia Laranja da Terra, os valores médios estimados para 2012 e 2021 foram 11,34 t·ha⁻¹·ano⁻¹ e 8,91 t·ha⁻¹·ano⁻¹, respectivamente.

Essa redução no potencial de erosão nas sub-bacias pode ser correlacionada com a mudança na cobertura da terra durante o período analisado. Essa mudança no uso da terra, especialmente nas classes de solo exposto e agricultura, mostra que, mesmo com o aumento da erosividade das chuvas, o reflorestamento e a restauração de pastagens desempenham um papel importante no controle da erosão (Han et al., 2023), reduzindo os efeitos de respingos de chuva, cobrindo o solo e diminuindo as partículas do solo a serem destacadas (Hong et al., 2020).

De acordo com Milagre et al. (2024), a cobertura vegetal nativa (formação natural florestal e não florestal) aumentou aproximadamente 12% em GRB, entre 1985 e 2020. Uma das razões para esse cenário foi o estabelecimento do programa de reflorestamento no Espírito Santo, iniciado em 2012. Essa iniciativa teve como objetivo a recuperação e a proteção de fragmentos florestais para garantir a disponibilidade de água e a conservação do solo e da biodiversidade, compensando os agricultores pela conservação e restauração de mais de 2.100 ha de 2015 a 2019 (SEAMA, 2021).

Além disso, deve-se observar que a expansão das áreas de vegetação nativa ocorreu predominantemente em áreas usadas para atividades agrícolas, devido ao aumento das exigências de regularização ambiental das propriedades rurais após a implementação do novo código florestal brasileiro em 2012 (Parras et al., 2020).

Em termos de produção de sedimentos calculada por meio da curva de classificação de sedimentos, é importante destacar que esse procedimento decorre do fato de que registros e amostragens diárias são economicamente inviáveis em grandes bacias. No entanto, mesmo supondo que a descarga de fluxo seja um bom indicador da concentração de sedimentos, essa técnica pode ser imprecisa (Hicks et al., 2004) devido à influência de algumas variáveis no processo de transporte de sedimentos que variam no espaço e no tempo. Por outro lado, essa técnica é amplamente usada em bacias maiores porque as flutuações entre os fluxos médios diários máximo e mínimo não são significativas (Córdova e González, 1997).

A produção de sedimentos observada nas estações de monitoramento variou de 0,26 t·ha⁻¹·ano⁻¹ a 0,40 t·ha⁻¹·ano⁻¹ nos anos de 2012 e 2021, respectivamente, em Afonso Cláudio Montante. As principais características da bacia delimitada até esse ponto são a agricultura e os trechos com relevo mais elevado, contribuindo para o transporte de sedimentos nesses locais.

No médio Guandu, representado pela estação Laranja da Terra, a produção de sedimentos foi de 1,14 t·ha⁻¹·ano⁻¹ em 2012 e de 0,58 t·ha⁻¹·ano⁻¹ em 2021. Nessa seção, houve uma diminuição na área de pastagem e um aumento na classe de floresta. De acordo com Martins et al. (2021), um aumento na cobertura florestal pode contribuir para uma redução de mais de 30% no transporte de sedimentos, seja pela redução do efeito da erosão pluvial ou do escoamento superficial direto.

Para a estação de Baixo Guandu, também houve uma redução na produção de sedimentos. Em 2012, a produção de sedimentos foi de 1,68 t·ha⁻¹·ano⁻¹, enquanto em 2021 foi de 0,76 t·ha⁻¹·ano⁻¹, uma redução de 45%. Nesse ponto, há um terreno mais suave e menor fator de erosividade das chuvas que contribuem para a menor perda de solo e de nutrientes (Wang et al., 2023), bem como para a recomposição da área florestal. Essas reduções na descarga sólida observadas para a GRB média e baixa em 2021 em comparação com 2012 indicam que as ações propostas pelo plano nacional de recuperação ambiental por meio da LPVN tiveram um efeito positivo.

De acordo com Martins et al. (2021), o uso de terras agrícolas aumenta a erosão do solo, além de contribuir para a poluição da água pelos sedimentos transportados a montante. Por outro lado, Bendito et al. (2023) mostraram que, em diferentes cenários de conservação, a restauração ecológica e as práticas de conservação em uma bacia hidrográfica no cerrado brasileiro reduziram a perda de solo e a exportação de sedimentos. Nesse sentido, o florestamento bem manejado de terras degradadas contribui para a conservação do solo (Valente et al., 2021), enquanto a recuperação e o manejo de pastagens, embora exijam práticas de

manejo adequadas, conservam o solo e, sobretudo, os recursos hídricos, reduzindo sua turbidez e assoreamento.

Soares et al. (2024) modelaram a perda de solo utilizando o software InVEST em uma bacia hidrográfica localizada no estado de Minas Gerais, considerando o efeito dos impactos de três cenários de conservação em relação ao uso atual da terra e, segundo os autores, enquanto o cenário atual apresentou uma erosão média anual de 2. 75t-ha-1, todos os outros cenários que apresentavam reflorestamento e preservação de matas ciliares, juntamente com práticas de conservação do solo, mostraram uma redução na perda de solo, no transporte e no aumento da deposição de sedimentos, contribuindo como uma importante alternativa no manejo de áreas degradadas pela erosão, como também observado neste estudo.

Os resultados em termos de potencial de erosão hídrica e produção de sedimentos permitiram calcular o SDR e explicar a heterogeneidade espacial e temporal do transporte de sedimentos e sua interação com a precipitação e as características do terreno em toda a GRB. O SDR é um fator de escala usado para acomodar as diferenças médias na produção de sedimentos, variando de 0 a 1. Os valores encontrados neste estudo são mostrados na Tabela 6.

Tabela 6. Taxa de aporte de sedimentos calculada para a BHRG

Estação	Y _{obs} (t·ha ⁻¹ ·ano ⁻¹)		Y _{est} (t·ha ⁻¹ ·ano ⁻¹)		TAS	
	2012	2021	2012	2021	2012	2021
sedimentométrica						
ACM	0,26	0,40	12,5	7,9	0,021	0,051
LT	1,14	0,58	11,34	8,91	0,100	0,065
BG	1,68	0,76	12,38	10,97	0,136	0,069

Fonte: Menezes dos Santos (2024).

O valor médio anual para o TAS foi de 8,5% para 2012, mostrando que apenas 13,6% da perda de solo na bacia (estimada usando o modelo RUSLE) foram transportados e exportados para além do escoamento, mesmo com as menores profundidades médias anuais de precipitação

e erosividade em comparação com o ano de 2021, que apresentou um valor médio anual para o TAS de 6,2% e com até 6,9% dos sedimentos atingindo o escoamento, podendo, portanto, indicar condições de baixa conectividade hidrológica (Fryirs, 2013; Santos et al, 2017) e alta influência da cobertura da terra, considerando o sobrepastoreio identificado em 2012.

Os valores calculados para o BHRG variam em dimensão entre as sub-bacias de 2,1% a 13,6% para 2012 e de 5,1 a 6,9% em 2021. Essas variabilidades espaciais foram observadas em outros estudos, como De Vente et al. (2008), que encontraram uma SDR variando de 0,03 a 55% em 61 sub-bacias na Espanha, e Verstraeten et al. (2007), que estimaram valores de SDR de 20 e 39% para bacias de 167 a 2173 km² na Austrália.

Em relação às bacias hidrográficas brasileiras, é importante destacar os achados de Silva e Schulz (2007), que estudaram a dinâmica hidrossedimentológica na Bacia do Rio Água Fria, no estado do Tocantins, e obtiveram um valor médio de TAS de 6,2%. Beskow et al. (2009), examinando a Bacia do Rio Grande no estado de Minas Gerais, encontraram um valor médio de 1,62% para uma área de drenagem maior que 6.000 km², enquanto Durães, Coelho Filho e Oliveira (2016), realizando um estudo para fornecer informações importantes para medidas associadas ao manejo, conservação e planejamento do uso da terra no estado do Paraná, Brasil, estimaram valores de RDS variando de 6,6% a 88%.

Os fatores naturais que controlam o processo de transporte de sedimentos podem ser resumidos em sete categorias, como hidrologia, topografia, formato da bacia, textura do solo, geomorfologia, cobertura vegetal e área de captação (Wu et al, 2017) e, de acordo com Lin et al. (2015), a cobertura vegetal tem efeitos atenuantes sobre o transporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica e, por esse motivo, Silva et al. (2020) afirmam que a seleção de forragem adequada para terras suscetíveis à erosão é crucial para reduzir a pegada ambiental do setor pecuário e melhorar a conservação do solo e da água.

Além disso, como a área da bacia hidrográfica é inversamente proporcional ao valor do TAS (Wang et al., 2016) e depende de suas formas de relevo (Jing et al., 2010), a probabilidade de deposição de sedimentos em uma bacia hidrográfica grande é maior do que em uma bacia hidrográfica pequena nas mesmas circunstâncias (Zhang et al., 2013).

Nesse contexto, Jovino et al. (2022) mencionaram que o pagamento por serviços ambientais (PSA) tem como objetivo aumentar a renda dos agricultores, substituindo suas atividades agrícolas e pecuárias por uma agricultura menos agressiva, por meio da implementação de programas e políticas públicas para promover a restauração ambiental e, conseqüentemente, reduzir o transporte de sedimentos, conforme estabelecido na LPVN.

8. Conclusões

Este estudo explorou a eficiência da implementação de um plano de recuperação ambiental para áreas agrícolas no controle da erosão do solo, com base na modelagem matemática da erosão hídrica e na taxa de entrada de sedimentos. Descobriu-se que a erosão estimada do solo apresentou uma tendência decrescente, enquanto a erosividade da chuva foi mais alta no ano de 2021, com um valor médio de $8,578 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$.

A distribuição espacial da erosão hídrica mostrou que houve uma redução nas áreas mais propensas à erosão, especialmente nas regiões sudoeste da GRB, com predominância geral das classes leve e leve a moderada, compreendendo mais de 55% de toda a área.

Em relação ao transporte de sedimentos observado nas estações sedimentométricas analisadas, observou-se uma tendência de queda em todos eles, mostrando o efeito positivo da recuperação de áreas degradadas e da política de pagamento por serviços ambientais adotada na bacia durante o período estudado, demonstrando que os benefícios da restauração ecológica sobre a erosão hídrica foram positivos, e os benefícios do florestamento foram mais fortes do que os da restauração de pastagens.

Sugere-se que a restauração ecológica futura se concentre mais em áreas onde os tipos dominantes de erosão do solo estão mudando, pois essas áreas são sensíveis às mudanças climáticas e às atividades antropogênicas. Os tomadores de decisão podem otimizar as estratégias de restauração ecológica selecionando medidas apropriadas de restauração da vegetação e coordenando a restauração da vegetação com o balanço hídrico, o bem-estar humano e as mudanças climáticas para aliviar a degradação da terra e promover o desenvolvimento sustentável da região seguindo políticas públicas que aumentem a renda dos agricultores e a preservação e restauração da natureza.

9. Referências Bibliográficas

Agência Nacional de Águas (ANA). (2006). *Plano estratégico de recursos hídricos das bacias hidrográficas dos rios Guandu, da Guarda e Guandu-Mirim*. Brasília: ANA

Avanzi, J. C., Silva, M. L. N., Curi, N., & Mello, C. R. (2008). Calibração e aplicação do modelo MUSLE em uma microbacia hidrográfica nos Tabuleiros Costeiros brasileiros. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 12(6), pp. 563-569. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662008000600001>

Baldotto, J. B., Buarque, D. C., & de Oliveira, E. M. (2021). Levantamento da perda de solo e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Santa Maria do Doce (Espírito Santo) por modelagem matemática. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, 9(3), pp. 2-23.

Bendito, B. P. C., Chaves, H. M. L., & Scariot, A. (2023). Erosion and sedimentation processes in a semi-arid basin of the Brazilian savanna under different land use, climate change, and conservation scenarios. *Water*, 15(3), pp. 563. <https://doi.org/10.3390/w15030563>

Bertoni, J., & Neto, F. L. (2005). *Conservação do solo*. (5ª ed.). Ed. Ícone.

Beskow, S., Mello, C. R., & Norton, L. D. (2009). Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. *Catena*, 79(1), pp. 49-59.

Brançalion, P. H. S., Garcia, L. C., Loyola, R., & et al. (2016). A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): Updates and ongoing initiatives. *Natureza & Conservação*, 14(1), pp. 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.004>

Carvalho, N. D. O. (2008). *Hidrossedimentologia prática*. (2ª ed.). CPRM – Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais.

Córdova, J. R., & González, M. (1997). Sediment yield estimation in small watersheds based on streamflow and suspended sediment discharge measurements. *Soil Technology*, 11(1), pp. 57-65. [https://doi.org/10.1016/S0933-3630\(96\)00115-8](https://doi.org/10.1016/S0933-3630(96)00115-8)

Das, B., Paul, A., Bordoloi, R., et al. (2018). Soil erosion risk assessment of hilly terrain through integrated approach of RUSLE and geospatial technology: A case study of Tirap District, Arunachal Pradesh. *Modeling Earth Systems and Environment*, 4(1), pp. 373–381. <https://doi.org/10.1007/s40808-018-0425-9>

De Vente, J., Poesen, J., Verstraeten, G., et al. (2008). Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain. *Global and Planetary Change*, 60(3-4), pp. 393–415. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2007.05.002>

Donzeli, P. L., Pinto, S. A. F., Neto, F. L., Filho, M. V., & Valeriano, M. M. (1994). Modelo MUSLE e sistemas de informações geográficas aplicados ao estudo de pequenas bacias hidrográficas. In *Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água*. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Resumos, p. 140.

Durães, M. F., Coelho Filho, J. A. P., & Oliveira, V. A. D. (2016). Water erosion vulnerability and sediment delivery rate in upper Iguaçu river basin – Paraná. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 21(4), pp. 728–741. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.211620160011>

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (1984). *Levantamento de reconhecimento de solos do Estado do Paraná*. 2 tomos. Boletim Técnico, 57. EMBRAPA-SNLCS/SUCESUL/IAPAR, p. 785.

Fernandes, G. W., Goulart, F. F., Ranieri, B. D., et al. (2016). Deep into the mud: Ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza & Conservação*, 14(2), pp. 35–45. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.10.003>

Fryirs, K. (2013). (Dis)Connectivity in catchment sediment cascades: A fresh look at the sediment delivery problem. *Earth Surface Processes and Landforms*, 38(1), pp. 30–46. <https://doi.org/10.1002/esp.3242>

Garcia, L. C., Ribeiro, D. B., Roque, F. de O., et al. (2016). Brazil's worst mining disaster: Corporations must be compelled to pay the actual environmental costs. *Ecological Applications*, 26(4), pp. 1031–1039. <https://doi.org/10.1890/15-1660.1>

Guedes, F. C., Viegas, J. A., & Aguiar, M. C. P. (2022). 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*, 11(7), e40411730094. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i7.30094>.

Hicks, D., Gomes, B., et al. (2004). Event suspended sediment characteristics and the generation of hyperepycnal plumes at river mouths: East Coast continental margin, North Island, New Zealand. *Journal of Geology*, 112(4), pp. 471-485. <https://doi.org/10.1086/421075>.

Hong, C., Chenchen, L., et al. (2020). Wind erosion rate for vegetated soil cover: A prediction model based on surface shear strength. *Catena*, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104398>

Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA). (2018). *Relatório de monitoramento dos recursos hídricos do Estado do Espírito Santo: bacia do rio Guandu*. Vitória: IEMA.

Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM. (2010). *Plano de ação de recursos hídricos da unidade de análise Guandu - PARH Guandu* (p.88). Belo Horizonte: IGAM.

Jovino, E. S., Angelini, R., Bressiani, D. A., et al. (2022). Impactos do uso e cobertura do solo na produção de sedimentos em área de manancial peri-urbano tropical. *Sociedade & Natureza*, 34(1), e64640. <https://doi.org/10.14393/SN-v34-2022-64640>.

Júnior, W. B. (2012). Identificação e avaliação dos fatores de ocorrência de secas na Bacia do Rio Guandu – Espírito Santo. (Publicação) [Tese de doutorado, Universidade Federal de Viçosa].

Júnior, W. B. (2012). Identificação e avaliação dos fatores de ocorrência de secas na Bacia do Rio Guandu - Espírito Santo. (Tese de doutorado, Universidade Federal de Viçosa). Repositório Institucional da UFV.

Lense, G. H. E., Servidoni, L. E., et al. (2022). Modeling of soil loss by water erosion in the Tietê River Hydrographic Basin, São Paulo, Brazil. *Semina: Ciências Agrárias*, 43(4), pp. 1403–1422. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2022v43n4p1403>

Lira, C. C. S., Medeiros, P. H. A., & Neto, I. E. L. (2020). Modelling the impact of sediment management on the trophic state of a tropical reservoir with high water storage variations. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 92(1), e20181169. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020181169>.

Mannigel, A. R., Carvalho, M. D. P., Moreti, D., et al. (2008). Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 24, p. 1335. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v24i0.2374>

Martins, S. G., Silva, M. L. N., Avanzi, J. C., et al. (2010). Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. *Scientia Forestalis*, 38(87), pp. 517–526.

Martins, W. A., Martins, L. L., Maria, I. C. de, et al. (2021). Reduction of sediment yield by riparian vegetation recovery at distinct levels of soil erosion in a tropical watershed. *Ciência e Agrotecnologia*, 45, e028220. <https://doi.org/10.1590/1413-7054202145028220>

Meira, R. M. S. A., Peixoto, A. L., Coelho, M. A. N., et al. (2016). Brazil's mining code under attack: Giant mining companies impose unprecedented risk to biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 25, pp. 407–409. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1050-9>

Milagre, J. C., & Mendes, L. J. (2024). Native forest cover dynamics in the Guandu River hydrographic basin, Espírito Santo state, Brazil. *Journal of Environmental Management & Sustainability*. <https://doi.org/10.5585/2024.24448>

Moore, I. D., & Burch, G. J. (1986). Modeling erosion and deposition: Topographic effects. *Transactions of the ASAE*, 29, 1624-1630.

Oliveira, F. P., Silva, M. L. N., Curi, N., et al. (2009). Potencial erosivo da chuva no vale do rio Doce, região centro-leste do estado de Minas Gerais: Primeira aproximação. *Ciência e Agrotecnologia*, 33(6), pp. 1569–1577. <https://doi.org/10.1590/s1413-70542009000600016>

Oliveira, V. A., Mello, C. R., Durães, M. F., et al. (2014). Soil erosion vulnerability in the Verde River basin, southern Minas Gerais. *Ciência e Agrotecnologia*, 38(3), pp. 262–269. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542014000300006>

Ozsoy, G., Aksoy, E., Dirim, M. S., et al. (2012). Determination of soil erosion risk in the Mustafakemalpaşa River Basin, Turkey, using the Revised Universal Soil Loss Equation, Geographic Information System, and Remote Sensing. *Environmental Management*, 50(4), pp. 679–694. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-012-9904-8>

Panditharathne, D. L. D., Abeysingha, N. S., Nirmanee, K. G. S., et al. (2019). Application of Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) model to assess soil erosion in "Kalu Ganga" River Basin in Sri Lanka. *Applied and Environmental Soil Science*, 2019, pp. 1–15. <https://doi.org/10.1155/2019/4037379>

Parras, R., De Mendonça, G. C., Araújo Costa, R. C., et al. (2020). The configuration of forest cover in Ribeirão Preto: A diagnosis of Brazil's Forest Code implementation. *Sustainability*, 12, 5686. <https://doi.org/10.3390/su12145686>

Pereira, M. D. R., & Cabral, J. B. P. (2021). Perda de solo no alto curso das bacias hidrográficas dos ribeirões Taquaruçu Grande e Taquaruçuzinho, Palmas (TO). *Revista Brasileira de Geografia Física*, 14(1), pp. 332–339. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.1.p332-339>

Pires, A. P. F., Rezende, C. L., Assad, E. D., & et al. (2017). Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(3), pp. 187–193. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.003>

Pradhan, B., Chaudhari, A., Adinarayana, J., & et al. (2012). Soil erosion assessment and its correlation with landslide events using remote sensing data and GIS: A case study at Penang Island, Malaysia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, pp. 715–727. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-1996-8>

Prochnow, D., Dechen, S. C. F., De Maria, I. C., & et al. (2005). Razão de perdas de terra e fator C da cultura do cafeeiro em cinco espaçamentos, em Pindorama (SP). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29, pp. 91–98. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000100010>

Quinto, V. M. (2013). Análise espaço-temporal do potencial erosivo anual da chuva no Estado do Espírito Santo. v. 8, 2013.

Renard, K. G., Foster, G. R., et al. (1997). Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). *Agriculture Handbook*, 703, USDA-ARS.

Ribeiro, A. P. L. (2012). Aperfeiçoamento do emprego da equação universal de perda de solo na aplicação do pagamento por serviços ambientais da política Espírito-Santense de recursos hídricos. (Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo). Repositório Institucional da UFES.

Ribeiro, L. S., & Alves, M. G. (2007). Quantificação de perda de solo por erosão no município de Campos de Goytacazes/RJ através de técnicas de Geoprocessamento. In *Anais Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Florianópolis, pp. 3039-3046.

Ruhoff, A. L. (2006). Avaliação dos processos erosivos através da equação universal de perdas de solos, implementada com algoritmos em LEGAL. v. 1.

Sá, M. A. C. de, Lima, J. M. de, Curi, N., et al. (2004). Estimativa da erodibilidade pela desagregação por ultra-som e atributos de solos com horizonte B textural. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39(7), pp. 691–699. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2004000700011>

Santos, J. C. N., Andrade, E. M., Medeiros, P. H. A., et al. (2017). Sediment delivery ratio in a small semi-arid watershed under conditions of low connectivity. *Revista Ciência Agronômica*, 48(1), pp. 49-58. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20170006>

Scarano, F. R. (2017). Ecosystem-based adaptation to climate change: Concept, scalability and a role for conservation science. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(2), pp. 65–73. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.05.003>

Schwambach, D., Moreira, L. L., & Rigo, D. (2020). Effects of native vegetation recovery on soil loss. *Journal of Applied Water Engineering and Research*, 8(3), pp. 194–204. <http://dx.doi.org/10.1080/23249676.2020.1787244>

SEAMA. (2021). Resultados do Programa Reflorestar. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Disponível em: https://seama.es.gov.br/resultados_programa

Silva, A. M. da, & Schulz, H. E. (2007). Hydrosedimentological dynamic on Água Fria Watershed. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50(5), pp. 861–870. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132007000500014>

Silva, F. S., Domiciano, L. F., Gomes, F. J., Sollenberger, L. E., Pedreira, C. G., Pereira, D. H., Pedreira, B. C. (2020). Herbage accumulation, nutritive value and beef cattle production on marandu palisadegrass pastures in integrated systems. *Agroforestry Systems*, pp. 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10457-020-00491-2>

Silva, L. F. (2007). A construção de um índice de sustentabilidade ambiental agrícola (ISA): uma proposta metodológica. Instituto de Economia. *Universidade Estadual de Campinas*.

Silva, S. D. A., Lima, J. S. D. S., Souza, G. S. D., et al. (2010). Variabilidade espacial do potencial erosivo das chuvas para o estado do Espírito Santo, Brasil. *Irriga*, 15(3), pp. 312–323. <https://doi.org/10.15809/irriga.2010v15n3p312>

Singh, G., & Panda, R. K. (2017). Grid-cell based assessment of soil erosion potential for identification of critical erosion prone areas using USLE, GIS and remote sensing: A case study in the Kapgari watershed, India. *International Soil and Water Conservation Research*, 5(3), pp. 202–211. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.05.006>

Soares, A. K., Crestana, S., et al. (2024). Assessment of the impact of conservation measures by modeling soil loss in Minas Gerais, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*.

Trenberth, K. E. (2011). Changes in precipitation with climate change. *Climate Research*, 47(1), pp. 123–138. <http://dx.doi.org/10.3354/cr00953>

Valente, M. L., Reichert, J. M., Cavalcante, R. B. L., et al. (2021). Afforestation of degraded grasslands reduces sediment transport and may contribute to streamflow regulation in small catchments in the short-run. *Catena*, 204, 105371. <https://cea.hal.science/cea-03215180v1>

Verstraeten, G., Prosser, I. P., & Fogarty, P. (2007). Predicting the spatial patterns of hillslope sediment delivery to river channels in the Murrumbidgee catchment, Australia. *Journal of Hydrology*.

Wang, L., Li, Y., Wu, J., et al. (2023). Effects of the rainfall intensity and slope gradient on soil erosion and nitrogen loss on the sloping fields of Miyun Reservoir. *Plants*, 12(3), 423. <https://doi.org/10.3390/plants12030423>

Wang, W., Wang, L. L., & Fan, D. M. (2016). Scale effects on sediment transport in small cascading dammed Loess Hilly-Gully watershed. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 30, pp. 108-112.

Williams, J. R. (1975). Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In *Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yield and Sources* (pp. 244-252). USDA Agricultural Research Service, Washington, DC.

Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1965). Prediction rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: A guide for selection of practices for soil and water conservation. *Agricultural Handbook*, 282, 47. U.S. Department of Agriculture, Washington.

Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. *Agricultural Handbook*, 537. U.S. Department of Agriculture, Science and Education Administration, Washington.

Wu, L., Liu, X., & Ma, X. (2018). Research progress on the watershed sediment delivery ratio. *International Journal of Environmental Studies*, 75(4), pp. 565–579. <http://dx.doi.org/10.1080/00207233.2017.1392771>

Zhang, X., Wu, S., Cao, W., et al. (2015). Dependence of the sediment delivery ratio on scale and its fractal characteristics. *International Journal of Sediment Research*, 30(4), pp. 338–343. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijsrc.2015.03.011>