



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

ERIKA ROANNA DA SILVA

**MODELAGEM DA TAXA DE RETENÇÃO DE SEDIMENTOS (SDR) EM UMA
BACIA HIDROGRÁFICA DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO UTILIZANDO O
MODELO INVEST**

FORTALEZA

2024

ERIKA ROANNA DA SILVA

MODELAGEM DA TAXA DE RETENÇÃO DE SEDIMENTOS (SDR) EM UMA BACIA
HIDROGRÁFICA DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO UTILIZANDO O MODELO INVEST

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Orientador (a): Prof.^a Dra. Isabel Cristina da Silva Araújo.

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S579m Silva, Erika Roanna da.
Modelagem da Taxa de Retenção de Sedimentos (SDR) em uma Bacia Hidrográfica do semiárido brasileiro utilizando o modelo InVEST / Erika Roanna da Silva. – 2024.
84 f.: il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2024.
Orientação: Prof. Dr. Isabel Cristina da Silva Araújo.

1. Perda de solo. 2. Sedimentos. 3. Modelagem hidrológica. I. Título.

CDD 630

ERIKA ROANNA DA SILVA

MODELAGEM DA TAXA DE RETENÇÃO DE SEDIMENTOS (SDR) EM UMA BACIA
HIDROGRÁFICA DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO UTILIZANDO O MODELO INVEST

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Aprovada em 26 / 01 / 2024

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dra. Isabel Cristina da Silva Araújo (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof.Dr Fernando Bezerra Lopes
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. George Leite Mamede
Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira (UNILAB)

Prof. Dra. Francisca Edineide Lima Barbosa
Universidade Estadual Vale do Acaraú (UVA)

Porque a terra que absorve a chuva que frequentemente cai sobre ela e produz plantas úteis para aqueles que a cultivam recebe bênção da parte de Deus.

Hebreus 6:7

*À Deus,
sempre para Ele.*

AGRADECIMENTOS

Durante a pesquisa, tive a oportunidade de conviver com pessoas que foram fundamentais para que eu seguisse adiante. A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram com este trabalho, minha sincera gratidão. Em especial, quero agradecer a:

Aos meus pais Ronaldo e Erivanda por serem meus primeiros professores na vida.

Aos meus irmãos, Raiza e Ronaldinho, pela amizade, apoio e paciência.

Aos meus avôs Manuel Silva (*in memoriam*) e Raimundo Félix por sempre acreditarem em mim e serem referência na minha educação.

Ao professor José Carlos de Araújo, por me proporcionar o primeiro contato com a pesquisa acerca dos processos erosivos, por suas aulas práticas, por sua atenção todas as vezes que precisei e essencialmente pelas contribuições norteadoras no processo de qualificação.

A professora Isabel Araújo pela orientação, confiança e apoio na pesquisa.

Aos professores participantes da banca examinadora Prof. Dra. Francisca Edineide Lima Barbosa, Prof. Dr. George Mamede e Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões.

Ao DENA/UFC (Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará), pelo acolhimento e disponibilização de suas instalações físicas durante toda a pesquisa, especialmente pelo Laboratório de Geoprocessamento, no qual sua estrutura foi crucial para a pesquisa.

Agradeço também a instituição que deu suporte a esta pesquisa: CNPQ (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pela bolsa de estudo.

E por fim, aos meus colegas e amigos incentivadores e essenciais nesta caminhada, em especial:

Ao Eduardo, meu grande amigo do mestrado, à Gabriela Domingos e Breno Carneiro, pela atenção científica durante o processo, ao Aloys Epondina, Gláuber Pontes, Jéssica Araújo, Arianna Sotomayor, Bruno Pereira, Thales Lima, Karoline Sousa, Arnaldo Sales, Eveline Silva e Camila Lira por fazerem esse período mais leve e agradável.

RESUMO

O processo erosivo do solo atrelado a sua intensidade contribui para o declínio da qualidade da água aumentando a turbidez, reduzindo a concentração de oxigênio dissolvido e a concentração de nutrientes, assim como resulta na perda de nutrientes da camada superficial do solo. Portanto, uma avaliação do comportamento hidrossedimentológico é imprescindível para a identificação de áreas potencialmente erosivas e de locais onde predominam processos de deposição. Com base nas premissas, a hipótese prevê que o modelo InVEST é capaz de quantificar e mapear as variações do processo erosivo com precisão utilizando uma parametrização simples, atuando como uma ferramenta eficaz para a gestão ambiental e prevenção da erosão do solo. Logo, o objetivo geral deste trabalho é analisar espacialmente o comportamento da taxa de retenção de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Seridó, região semiárida entre os estados do Rio Grande do Norte e Paraíba, a partir do cenário atual de uso e cobertura da terra. Para isso, foi utilizado o módulo Sediment Delivery Ratio (SDR) do modelo InVEST em seguida os dados foram calibrados utilizando Nash-Sutcliffe. Conforme os resultados estimados, os valores de Erosividade da região variaram entre 2.208 e 4.802 MJ.mm. ha⁻¹. h⁻¹. ano⁻¹, a erodibilidade (fator K) mostraram que algumas áreas do alto curso dos rios são mais erodíveis o que causa maior transporte de sedimentos pela força de incisão de drenagem. A análise da declividade utilizando o modelo digital de elevação (SRTM) revelou que a inclinação média da bacia é de 8 %, classificando-a como uma região de relevo ondulado. A estimativa média de perda de sedimentos de 26,14 ton. ha⁻¹. ano⁻¹. para toda bacia com 18% de retenção de sedimento na saída da bacia. Notou-se que a retenção de sedimentos é mais baixa nas áreas associadas às atividades humanas (pastagens e agricultura), enquanto a contribuição para a produção de sedimentos é maior nestas áreas e onde o solo está exposto. Pode-se observar que a retenção de sedimentos evita uma média de 32.204.470 toneladas de perda de solo da bacia hidrográfica por ano. Conclui-se que o InVEST é capaz de espacializar e estimar com precisão os processos erosivos visto que, que utiliza dados de entrada acessíveis que necessitam de conhecimentos em sistemas de informações geográficas.

Palavras-chave: perda de solo; sedimentos; modelagem hidrológica.

ABSTRACT

The soil erosion process, coupled with its intensity, contributes to a decline in water quality by increasing turbidity, reducing the concentration of dissolved oxygen and nutrients, as well as resulting in the loss of nutrients from the topsoil. Therefore, an assessment of hydrosedimentological behavior is essential for identifying potentially erosive areas and places where deposition processes predominate. Based on these premises, the hypothesis is that the InVEST model is capable of accurately quantifying and mapping variations in the erosion process using a simple parameterization, acting as an effective tool for environmental management and soil erosion prevention. Therefore, the general objective of this work is to spatially analyze the behavior of the sediment retention rate in the Seridó River basin, a semi-arid region between the states of Rio Grande do Norte and Paraíba, based on the current land use and land cover scenario. To do this, the Sediment Delivery Ratio (SDR) module of the InVEST model was used and the data was then calibrated using Nash-Sutcliffe. According to the estimated results, the Erosivity values for the region varied between 2.208 and 4.802 MJ.mm. ha⁻¹. h⁻¹. year⁻¹, the erodibility (K factor) showed that some areas of the upper reaches of the rivers are more erodible, which causes greater sediment transport by the force of drainage incision. The slope analysis using the digital elevation model (SRTM) revealed that the average slope of the basin is 8%, classifying it as a region of undulating relief. The average estimate of sediment loss was 26.14 tons ha⁻¹. year⁻¹. for the entire basin, with 18% sediment retention at the basin outlet. It was noted that sediment retention is lower in areas associated with human activities (pastures and agriculture), while the contribution to sediment production is greater in these areas and where the soil is exposed. It can be seen that sediment retention prevents an average of 32.204.470 tons of soil loss from the watershed per year. It can be concluded that InVEST is capable of accurately spatializing and estimating erosion processes since it uses accessible input data that requires knowledge of geographic information systems.

Keywords: soil loss; sediment; hydrological modeling.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Movimentação do sedimento em bacia hidrográfica, fontes e depósitos até atingir o exutório.	18
Figura 2- Concepção do Índice de Conectividade.	21
Figura 3- Fluxograma com as etapas metodológicas para a modelagem do SDR no InVEST.....	32
Figura 4- Mapa de localização da Bacia Hidrográfica do Rio Seridó (RN/PB).....	33
Figura 5- Mapa geológico da bacia hidrográfica do rio Seridó	35
Figura 6 - Mapa geomorfológico da bacia hidrográfica do rio Seridó RN/PB	36
Figura 7 - Mapa de solos da bacia hidrográfica do Rio Seridó (PB/RN) com base nos levantamentos pedológicos de EMBRAPA (1971)	37
Figura 8 - Nomograma para determinação do fator erodibilidade do solo.	40
Figura 9 - Concepção do retângulo equivalente.....	42
Figura 10 - Abordagem conceitual utilizada no modelo.....	44
Figura 11 - Função sigmoide utilizada para converter o índice de conectividade IC no fator SDR.	45
Figura 12- Parametrização dos dados para o modelo InVEST . A) Modelo digital de elevação B) Erodibilidade C) Erosividade média mensal D) Drenagem de acordo com a acumulação de fluxo.....	50
Figura 13- Erosividade (fator R) dos municípios do Seridó Potiguar	55
Figura 14- Erosividade (fator R) dos municípios do Seridó Paraibano	56
Figura 15- Erodibilidade (fator K) da bacia hidrográfica do Seridó	57
Figura 16- Classes de declividade da bacia hidrográfica do Seridó	58
Figura 17- Gradiente de declividade (fator LS) da bacia hidrográfica do Seridó.....	59
Figura 18- Uso e ocupação da bacia hidrográfica do rio Seridó	60
Figura 19 - Gráficos de dispersão entre os valores de SDR observados e simulados pelo modelo InVEST 3.13.0	64
Figura 20- Sub-bacias da bacia hidrográfica do Seridó para a validação	66
Figura 21- Desempenho do modelo InVEST em seis sub-bacias do rio Seridó com coeficientes calibrados.	67
Figura 22 – Modelagem da perda de solo da bacia hidrográfica do rio Seridó	68
Figura 23 - Modelagem dos sedimentos exportados da bacia hidrográfica do rio Seridó	70

Figura 24 – Modelagem dos sedimentos depositado da bacia hidrográfica do rio Seridó	71
Figura 25- Taxa de retenção de sedimento (SDR) da bacia hidrográfica do rio Seridó..	73
Figura 26- Dinâmica do SDR em duas sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Seridó..	74
Figura 27 - Índice de conectividade na bacia hidrográfica do rio Seridó	75
Figura 28- Espacialização do indicador “Erosão evitada” de acordo com a avaliação do modelo InVEST	76
Figura 29- Espacialização do indicador “Exportação evitada” de acordo com a avaliação do modelo InVEST.....	77

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Classificação dos modelos hidrológicos e suas respectivas definições.....	23
Quadro 2- Tipos de modelos, características e usos na modelagem hidrológica.....	25
Quadro 3- Caracterização e exemplificação das classes	27
Quadro 4 - Ecossistemas Avaliados pelo InVEST Versão 3.12.....	29

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classe de Erosividade da chuva mensal	34
Tabela 2 - Classe de Erosividade da chuva anual.....	40
Tabela 3 - Classe de Erodibilidade do solo.....	41
Tabela 4 - Classificação da declividade.....	42
Tabela 5 - Solos da bacia hidrográfica do rio Seridó e seus respectivos fatores de erodibilidade.....	49
Tabela 6 - Tabela biofísica com os usos e seus respectivos fatores de cobertura do solo da bacia.....	51
Tabela 7- Seções selecionadas para modelagem do SDR e produção de sedimentos.....	52
Tabela 8- Porcentagem dos usos da bacia de acordo com a área total	60
Tabela 9- Pontos medidos in situ e pontos simulados pelo modelo InVEST para o SDR da bacia.....	62
Tabela 10- Desempenho do modelo InVEST na bacia do rio Seridó para diferentes parametrizações.....	63

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1	Erosão hídrica	16
2.2	Taxa de Retenção de sedimentos (SDR)	19
2.3	Conectividade em bacias hidrográficas	20
2.4	Modelagem hidrossedimentológica	21
2.5	Modelo Integrated Valuation Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST)	26
3	MATERIAL E MÉTODOS	30
3.1	Área de estudo	30
3.2	Modelagem da erosão bruta (USLE)	36
3.3	Cálculo da Taxa de Retenção de Sedimentos	41
3.4	Sedimentos exportados	44
3.5	Sedimentos depositados	44
3.6	Indicadores de serviços ecossistêmicos	45
3.7	Parâmetros de entrada	46
3.8	Parâmetros de calibração	50
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
4.1	Fatores erosivos da bacia	53
4.2	Parametrização do modelo	60
4.3	Perda de solo e Taxa de Retenção de Sedimentos	65
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	77
	REFERÊNCIAS	78

1 INTRODUÇÃO

O processo erosivo é parte complexa e comum em uma bacia hidrográfica, que depende dos subprocessos que ocorrem nas encostas, leitos e margens das áreas de drenagem. Sua complexidade envolve três fases distintas: remoção, transporte e deposição dos sedimentos, cuja intensidade é determinada pelo tipo de material sedimentar e a energia do fluxo. Tais processos sedimentológicos são variáveis diretas na dinâmica da bacia de drenagem, ou seja, o deslocamento dos sedimentos carregados pelo escoamento superficial e outras fases causam o remanejo e a redistribuição das partículas pela bacia alterando o fluxo de água.

Além dos fatores naturais, os usos antrópicos de uma bacia hidrográfica influenciam diretamente no comportamento hidrológico, bem como na produção dos serviços ecossistêmicos. Os usos resultantes da ação humana intensificam os processos erosivos resultando em assoreamento dos recursos hídricos (redução da capacidade de armazenamento) e alteração dos padrões de qualidade da água (eutrofização) (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1985).

Para mais, o assoreamento e a eutrofização de reservatórios, incluem a redução das camadas férteis do solo, aumento do risco de desertificação e erosão na rede de drenagem (ROMSHOO et al. 2021; FERREIRA et al. 2022; WESLATI, 2024).

A intensificação desses processos erosivos é influenciada principalmente pela erosividade da precipitação, medida principalmente pela sua intensidade; a erodibilidade, definida pelas características físicas e químicas do solo; a cobertura vegetal, pela sua maior ou menor proteção do solo, a declividade e comprimentos das encostas; e as práticas de conservação e manejo dos solos existentes (XU e ZHANG, 2020; ZHANG et al. 2021; JIN et al. 2021).

O modelo empírico mais utilizado para estimar as taxas de perda de solo devido à erosão é a Equação Universal de Perda de Solo (Universal Soil Loss Equation- USLE), desenvolvida em 1954 no National Runoff and Soil Loss Data Center (Purdue University, USA), e posteriormente revisada por Wischmeier e Smith (1978). A partir dela, modelos hidrológicos foram desenvolvidos para quantificar a perda de solo de pequenas e grandes bacias.

A variedade de modelos busca representar o comportamento dos sistemas naturais com intuito de entender melhor o impacto de diferentes práticas de gestão em atividades e processos de uso da terra que afetam a superfície e subsuperfície da água, a erosão do solo, e o destino de constituintes químicos nas bacias hidrográficas (GOLMOHAMMADI *et al.*, 2014; NASIRI *et al.*, 2020; JANABI *et al.*, 2021) alterando direta e indiretamente os serviços ecossistêmicos.

Modelos como o SWAT, Hidrosed e ARIES apresentam a modelagem hidrológica utilizando o sensoriamento remoto, assim como o InVest (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs), modelo escolhido para este estudo.

Desenvolvido pelo Projeto Capital Natural (<http://www.naturalcapitalproject.org>), o modelo acopla um conjunto de modelos ambientais livremente disponível, de código livre, que funciona em ambiente GIS. Dentre os módulos é possível a quantificação, espacialização e valoração dos benefícios providos pelos sistemas terrestre, marinho e de água doce. Para este trabalho, será utilizado o Sediment Delivery Ratio (SDR) que baseia na equação física de perda de solo (USLE).

Sabe-se que a modelagem da taxa de retenção de sedimentos desempenha um papel fundamental na promoção da sustentabilidade ambiental, na preservação dos recursos naturais e na proteção dos ecossistemas, contribuindo para a gestão responsável do meio ambiente, com base nas premissas, a hipótese prevê que o modelo InVEST é capaz de quantificar e mapear as variações do processo erosivo com precisão utilizando uma parametrização simples, atuando como uma ferramenta eficaz para a gestão ambiental e prevenção da erosão do solo.

Logo, o objetivo geral deste trabalho é analisar espacialmente o comportamento da taxa de retenção de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Seridó destacando a acurácia dos dados. São objetivos específicos: (1) Caracterizar os fatores erosivos da bacia; (2) Calibrar o modelo InVEST com base nas características da bacia; e por fim, (3) Avaliar a distribuição espacial do processo erosivo na bacia.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Erosão hídrica

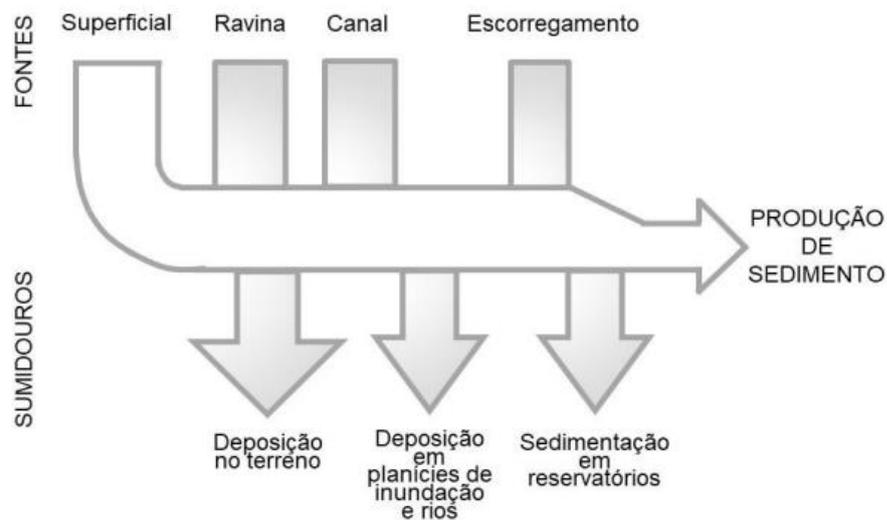
O solo é um recurso vital global formado por materiais minerais e orgânicos com matéria viva que atende a sustentação das plantas e às necessidades humanas (BREVIK et al. 2020). A Organização das Nações Unidas estima para a Alimentação e a Agricultura (FAO), que a América Latina tem um potencial agrícola de 576 milhões de hectares, 45% dos quais estão afetados, sofrendo vários graus de erosão impulsionada pelo uso intensivo e pelas mudanças nos regimes climáticos (GARDI, *et al.*, 2015).

A dinâmica da erosão do solo é um processo cíclico e equilibrado que contribui para a transformação dos modelos paisagísticos. Contudo, a pressão humana devido ao uso intensivo do solo continua a alterar o equilíbrio dos ciclos de erosão, exacerbando a perda dos materiais constituintes do solo.

O fenômeno da perda de solo em bacias hidrográficas, denominada erosão, consiste na remoção, transporte e deposição de partículas. A erosão do solo é favorecida por fatores naturais (clima, relevo, geologia e vegetação) e fatores antrópicos (políticos, sociais, econômicos, tecnológicos e institucionais). Segundo Santos et al. (2008), os processos erosivos causados pela chuva são bem mais elevados em áreas com clima tropical onde os totais pluviométricos são mais elevados, isso ocorre pelo fato das chuvas se concentrarem em certas estações do ano.

Baseado nisso, a erosão hídrica, que será o enfoque deste projeto, pode ser dividida por Hillel (1998) em erosão laminar, erosão em sulcos, erosão em canais ou por voçorocas e erosão de canais de rio (ARAGÃO,2011). Agassi (1996) definiram a erosão hídrica como o processo natural de desprendimento, transporte e deposição de partículas do solo causada pela ação da água.

Figura 1 – Movimentação do sedimento em bacia hidrográfica, fontes e depósitos até atingir o exutório.



Fonte: Adaptado de Capital Natural Project.

A erosão hídrica está atrelada a uma série de transferências de matéria e energia, com início na energia cinética de uma gota de chuva ao cair até o impacto ao atingir o solo. Nesse processo, a gota age como um desagregador, que “quebra” pelo seu impacto, desagrega e desprende as partículas do solo para transportá-las (FROTA, 2013).

Para Wischmeier e Smith (1978), a erosão hídrica ocorre devido a combinação dos fatores: precipitação, infiltração, tipos de solo, topografia, manejo e práticas do solo. Quando algum desses fatores sofre intervenções, ocorre um desequilíbrio nos mecanismos de cooperação responsáveis pelos processos erosivos em bacias hidrográficas. A precipitação interfere nos processos erosivos por meio do impacto das gotas de chuva no solo e o desprendimento das partículas do solo, promovendo também a impermeabilização da superfície minimizando a permeabilidade do solo (CAPRARIO, 2017).

Segundo Trindade (2018), a capacidade das chuvas em causar erosão depende da quantidade, intensidade, frequência e duração. A chuva forte por um determinado período pode causar grandes danos à erosão devido à enorme energia cinética gerada pelas gotas de chuva. Durante a precipitação, as gotas de chuva aumentam de velocidade com cada vez menos aceleração até atingirem um valor final ou constante.

Tucci (2004) afirma que a infiltração se refere ao processo pelo qual a água da chuva penetra no solo. Esse processo é uma parte importante do ciclo hidrológico, que é o movimento da água na superfície da Terra e nos sistemas subterrâneos, essa água infiltrada no solo pode ser armazenada em poros e zonas de escoamento profundo, ou pode fluir para o lençol freático e alimentar os rios e lagos (ZHANG, 2021).

A infiltração pode ser afetada pela atividade humana, como a urbanização e a agricultura intensiva, que têm o potencial de compactar o solo e reduzir a taxa de infiltração.

As práticas de conservação do solo, como a agricultura de conservação e a construção de infraestrutura verde, podem ajudar a aumentar a taxa de infiltração e melhorar a qualidade da água (VERSTRAETEN *et al.*, 2006). Neste processo, o solo tem influência direta decorrente da sua propriedade biológica, química, mineralógica e física, principalmente, estrutura, textura, densidade e permeabilidade. Dependendo do manejo do solo, a superfície do solo sofre mudanças nas suas características físicas, modificando a taxa de infiltração, rugosidade e porosidade (ALBUQUERQUE *et al.*, 2002).

Segundo Cardoso (2023), a topografia reflete os efeitos do comprimento e da inclinação da rampa. Assim, com outros fatores mantidos constantes, quanto maior a inclinação, maior a erosão devido à velocidade do escoamento. A erosão aumenta de côncavo para convexo e, por linear, apresenta maior estabilidade. Uma forma côncava indica ineficiência na remoção de sedimentos e refere-se a uma forma de água mais convergente, enquanto uma forma convexa indica uma maior divergência (BARBOSA *et al.*, 2020).

A inclinação do terreno controla a velocidade do escoamento superficial. Além disso, a magnitude da infiltração, precipitação e sensibilidade à erosão dependem da aceleração do fluxo de água sobre a terra. Dessa forma, as áreas de solo descoberto constituem fator fundamental para acelerar a erosão, pois o solo descoberto é diretamente afetado pelas gotas de chuva, quebrando as partículas (BARROS, 2012).

Quanto à cobertura vegetal, SOUSA SILVA (2013) afirma que a proteção natural de uma área é pertinente contra a erosão, atuando na proteção direta contra os impactos das gotas de chuvas; Dispersão da água, evaporando ou interceptando antes que atinja o solo; Decompõe as raízes das plantas que forma canalículos e aumenta a infiltração da água; Melhora a estrutura do solo, com acumulação de matéria orgânica, com isso aumentando a retenção de água no solo, e; Diminui a velocidade do escoamento superficial através do aumento do atrito na superfície (MACHADO, 2003).

Todos os fatores citados acima e sua interação no meio ocorrem constantemente, sendo o processo mais intenso em algumas zonas e menos em outras. Neste processo, percebe-se que parte dos sedimentos desagregados ficam depositados depois de carreados, assim como outros são transportados para a saída da área de controle (e.g. bacia ou microbacia) (ALVES *et al.*, 2007).

A produção ou exportação de sedimentos trata-se da quantidade de partículas que evadem a área de controle e que transportados passam em uma seção transversal de um curso d'água num determinado intervalo de tempo (OLIVEIRA MARTINS, 2014). Este processo, está diretamente influenciado pelos mesmos fatores da perda de solo, destacado a influência das chuvas.

Já a deposição de parte dos sedimentos produzidos durante o processo erosivo ocorre de forma natural onde, a magnitude dessa retenção depende da interconexão de fatores da paisagem, como, por exemplo, relevo e cobertura do solo, e da flora e da fauna, ou seja, dependente das conexões ecossistêmicas (FREITAS, 2018). A proporção de sedimentos que chega ao ponto de controle após passar por essas fases é quantificada através da Taxa de Retenção de Sedimentos (SDR), que é derivada da Equação Universal de Perda de Solo (USLE).

2.2 Taxa de Retenção de sedimentos (SDR)

A USLE de Wischmeier e Smith (1978) tem grande contribuição nos estudos acerca da erosão, entretanto a equação foi criada para estimar a erosão bruta em escala de lotes e não para bacias hidrográficas, porém, sabe-se que existem processos de deposição que não são relevantes na escala de lotes. Com o intuito de solucionar essa questão, estudiosos indicaram relacionar a erosão bruta total de uma bacia por um fator multiplicativo, a taxa de retenção de sedimentos (WALLING, 2008).

Essa taxa, refere-se à capacidade de um sistema em reter partículas sólidas carregadas pela água. Assim como a USLE, a taxa é influenciada pela topografia, a vegetação, a cobertura do solo, a intensidade das chuvas e as práticas de uso da terra.

Para Maner (1958) o SDR é uma função de duas variáveis: o comprimento máximo em linha reta de uma bacia de drenagem medida paralelamente ao rio principal e a diferença entre a cota média da bacia de drenagem e a cota da saída. O modelo de Roehl (1962) apresenta uma modificação da equação de Maner (1958). A correção introduz razão de bifurcação e área da bacia entre as variáveis independentes do SDR. O modelo de Williams e Berndt (1972) define o SDR como uma função apenas da encosta principal do rio (Hambirwadi; Rogowski, 1984).

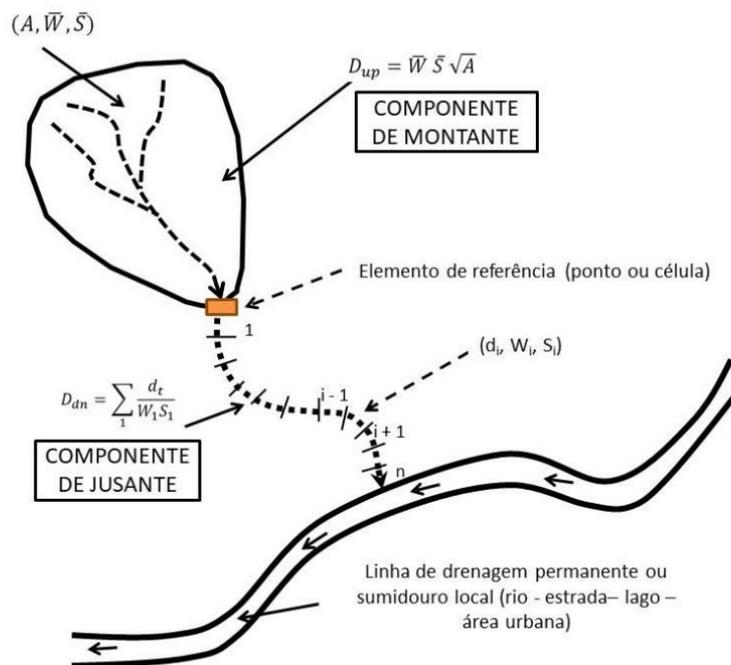
De acordo com Pinheiro (2013), entendendo a geração de sedimentos, a distribuição dentro das unidades de paisagem pode ser fornecida pela relação entre solos e capacidade de transporte.

Dessa forma, foi desenvolvido novos métodos para a estimativa do SDR. Vigiak et al. (2012), indicaram uma metodologia correlacionada com o Índice de Conectividade (IC). Este índice melhora a compreensão dos fatores geomorfológicos na estimativa por utilizar o gradiente de declividade, área da bacia, caminho percorrido pelo curso d'água para cada ponto da bacia.

2.3 Conectividade em bacias hidrográficas

A conectividade de sedimentos resulta como a potencialidade das partículas específicas em se locomover através de paisagens e zonas ambientais permitindo a transferência de sedimentos até o exutório. Esta pode ser de natureza estrutural, transmitida através do contato físico dos compartimentos, ou de natureza funcional dentro e entre compartimentos (SOUZA, MARÇAL, 2015).

Figura 2 – Concepção do Índice de Conectividade.



Fonte: Adaptado de Borselli et al. (2014).

Várias partes da bacia hidrográfica podem contribuir ativamente com sedimentos num efeito cascata entre unidades de paisagem (FRYIRS, 2013) devido à obstrução dos elementos de conectividade dentro da bacia hidrográfica e ao seu tempo de residência dos sedimentos.

Em contrapartida a conectividade, a desconexão é definida como qualquer processo ou estruturas que limitam o contato físico ou a transferência de sedimentos (FRYIRS, 2013; WESTER et al., 2014). Este processo é perturbado pelos chamados buffers (barreiras naturais como o terreno), barreiras (barragens artificiais nos canais dos rios) e mantas (terrenos de menor escala que alteram a direção da drenagem).

Em pesquisa utilizando o modelo WASA-SED, Medeiros et al. (2010) encontraram redução da conectividade sedimentológica na bacia do rio Benguê, no semiárido cearense. Segundo citação do autor, o padrão espacial de conectividade nas áreas semiáridas não está

relacionado apenas à precipitação, mas também às características do solo. A combinação desses dois fatores (chuva e solo) limita a capacidade de transporte de sedimentos, fazendo com que uma parcela significativa da massa erodida seja depositada ao longo da trajetória reduzindo a conectividade.

Além disso, Lima Neto et al. (2011) mostraram que a densa rede de reservatórios presente na bacia semiárida brasileira interfere severamente na retenção de sedimentos durante o transporte, reduzindo a conectividade em aproximadamente metade.

Medeiros (2009) afirma a partir da intensificação das atividades antrópicas nas bacias hidrográficas, pesquisadores têm avaliado as alterações no escoamento e no transporte de sedimentos a partir da perda de solo relacionando os resultados com a conectividade sedimentológica.

2.4 Modelagem hidrossedimentológica

Todas as fases do processo erosivo podem ser determinadas por diversos métodos, sejam eles diretos, como dados medidos em rios, levantamentos topo-batímetros de reservatórios; ou métodos indiretos como a aplicação de modelagens e correlação de descarga sólida coma turbidez (LOPES, 2010). Estes métodos, de modo geral, utilizam dados observados em campo para gerar informações que não foram mensuradas.

Os modelos podem ser classificados sob diferentes aspectos. Usualmente, a classificação dos modelos é feita a partir do tipo de variáveis utilizadas na modelagem (estocásticos ou determinísticos), o tipo de relação entre essas variáveis (empíricos ou conceituais), a forma como os dados são representados (discretos ou contínuos), se tem ou não a existência de relações espaciais (concentrados ou distribuídos) e a existência da dependência temporal (estacionários ou dinâmicos) (MOREIRA, 2019). O Quadro 1 mostra que os modelos podem ser classificados através de diferentes aspectos.

Quadro 1- Classificação dos modelos hidrológicos e suas respectivas definições.

Classificação	Definição
Modelos Determinísticos	São aqueles modelos que produzem respostas lânticas para o mesmo conjunto de entradas, mesmo quando uma variável de entrada tiver caráter aleatório.
Modelos Estocásticos	Modelos que quando uma ou mais variáveis envolvidas na modelagem tem um comportamento aleatório, possuindo distribuição.

Modelos Empíricos	São ditos empíricos quando sua formulação não possui nenhuma representação explícita dos processos físicos da bacia, podendo possuir uma característica regionalista.
Modelos Conceituais	Os modelos conceituais são baseados nas equações que descrevem o processo físico conceitual ou hipotético, não sendo necessariamente baseado no processo real.
Modelos Concentrados	Neste modelo, a área da bacia é representada de forma única, isto é, homogênea, não sendo possível a distribuição das características físicas relacionadas ao solo, vegetação e a chuva. No seu desenvolvimento são atribuídos valores médios representativos para toda área de acordo com cada parâmetro do modelo.
Modelos Distribuídos	Estes modelos permitem que toda a área seja dividida em unidades irregulares ou regulares, consideradas como homogêneas, reconhecendo desta forma a distribuição espacial das variáveis e dos parâmetros considerados. Este tipo de modelo permite a manipulação de dados de pluviometria levando em consideração sua variabilidade espacial, sendo, portanto, mais representativa do que real.

Fonte: adaptado de Fayal (2008).

Os modelos hidrológicos são críticos para prever e quantificar fenômenos físicos que ocorrem na natureza porque tais fenômenos não podem ser quantificados diretamente. Como tal, são considerados ferramentas importantes para preencher as lacunas de informação necessárias para o planejamento e gestão dos recursos hídricos. Lou (2010) lista as principais aplicações da modelagem hidrológica como:

- Análise de consistência e preenchimento de lacunas - devido à facilidade e custo, é normal que as sequências de precipitação sejam mais longas que a vazão. Diante disso, a partir do modelo é possível, após ajuste, estender a série de vazão com base na precipitação. O modelo também é utilizado para analisar a consistência da curva-chave, dos níveis e precipitações observados, além de permitir a verificação de alterações no rio e na bacia.
- Previsão de Fluxo - Controle de enchentes, operações de engenharia hidráulica, navegação etc., tudo depende do conhecimento prévio das ocorrências de fluxo. Esse

tipo de estimativa de fluxo pode ser obtido a partir de precipitação conhecida, fluxo de estações a montante ou uma combinação correspondente. As características das simulações utilizadas para esse fim são diferentes de outras simulações, porém, modelos semelhantes podem ser utilizados, mas com estruturas computacionais diferentes. Um modelo de previsão de tempo atual deve tentar atualizar parâmetros e/ou variáveis para aproveitar ao máximo as informações disponíveis no momento da previsão.

- Dimensionamento e Previsão de Cenários de Planejamento - Conhecer a precipitação e os riscos de sua ocorrência permite estimar as vazões resultantes para cenários de uso e modificação de bacias hidrográficas, visando desenvolver sistematicamente o dimensionamento ou planejamento de alternativas. Neste caso, o modelo hidrológico utilizado pode ter algumas limitações na simulação de certos cenários de desenvolvimento que não sejam ajustes, por exemplo, mudança de uso da terra.
- Efeitos da Mudança no Uso da Terra - A análise do escoamento devido à mudança no uso da terra é um problema complexo que requer métodos mais sofisticados do que aqueles usados em aplicações anteriores. Os modelos existentes de melhoramento do solo são principalmente conceituais, com muitas fórmulas empíricas para representar o processo, de modo que os parâmetros estão relacionados às propriedades físicas da bacia hidrográfica e não qualitativamente. Mesmo nessas condições, várias feições da bacia são incluídas nos parâmetros, dificultando a análise dos resultados da modificação de qualquer feição da bacia. Isso pode acontecer, por exemplo, com desmatamento generalizado, aumento da urbanização de bacias hidrográficas etc.

Modelos que representam processos físicos com mais detalhes e são menos empíricos têm limitações severas devido à heterogeneidade da bacia (MACHADO, 2002). Diante disso, alguns tipos de modelos, características e aplicações na modelagem hidrológica são apresentados no Quadro 2.

Quadro 2- Tipos de modelos, características e usos na modelagem hidrológica.

Nome	Tipo	Estrutura	Características	Usos
Precipitação- Vazão	Determinístico Empírico	Comportamento	Calcula a vazão de uma bacia a partir da precipitação.	Extensão de séries de vazão; dimensionamento;

	Conceitual			previsão em tempo atual; avaliação do uso da terra.
Vazão- Vazão	Determinístico Empírico Conceitual		Calcula a vazão de uma bacia a partir de um ponto a montante.	Extensão de séries de vazões; dimensionamento; previsão de cheia.
Geração estocástica de vazão	Estocástico		Calcula a vazão com base nas características da série histórica.	Dimensionamento do volume de um reservatório.
(fluxo saturado)	Determinístico		Determina o movimento, vazão potencial subterrâneas a partir de dados de realimentação, bombeamento etc.	Capacidade de bombeamento; nível do lençol freático; interação rio-aquífero etc.
Hidrodinâmico	Determinístico		Sintetiza vazões em rios e rede de canais	Simulação de alterações do sistema; efeitos de escoamento de jusante.
Qualidade da água (de rios e reservatórios)	Determinístico		Simula a concentração de parâmetros de qualidade de água.	Impacto de efluentes; eutrofização de reservatórios; condições ambientais.
Rede de canais e condutos	Determinístico	Comportamento e otimização	Otimiza o diâmetro dos condutos e verifica as condições de projetos	Rede de abastecimento de água; rede de irrigação.
(operação de reservatórios)	Estocástico Determinístico		Determina a operação ótima de sistemas de reservatórios	Usos múltiplos
Planejamento e gestão de	Estocástico Determinístico	Comportamento, otimização e planejamento	Simula condições de projeto e operação de	Reservatórios, canais, estações de tratamento,

sistemas múltiplos			sistemas (usa vários modelos)	irrigação, navegação fluvial etc.
--------------------	--	--	-------------------------------	-----------------------------------

Fonte: adaptado de Fayal (2008)

A modelagem hidrológica está associada à compreensão e representação da função das bacias hidrográficas simulando diferentes cenários dentro delas. Porém, para utilizá-lo, é necessário definir bem os objetivos da pesquisa envolvidos, pois isso definirá o nível de detalhamento do modelo a ser empregado (PABÓN, 2009). Fatores como a variabilidade temporal e espacial, características físicas e climáticas de uma bacia hidrográfica em estudo, devem ser considerados na seleção de um modelo (ALMEIDA, 2017).

Além disso, a disponibilidade de informações é um fator importante na escolha de qual modelo utilizar, pois, em geral, quanto mais detalhado o modelo, maior a necessidade de dados. De maneira geral, a modelagem hidrológica é um recurso importante para auxiliar a tomada de decisões em projetos envolvendo recursos hídricos, podendo ser adotadas técnicas mais eficazes na implantação de projetos (LOU, 2010).

Os modelos empíricos, no geral, são os mais utilizados, visto que são baseados em medidas de campo, dados hidrológicos e topográficos buscando correlacionar largura e profundidade das seções por meio de dados de vazão, declividade, tensão crítica, número de Manning, entre outros. Por serem mais simples com equações (USLE, MUSLE, RUSLE) baseadas na análise de observações a resposta é estimada a partir dos dados de entrada (DANIEL, 2023).

A partir disso, foram desenvolvidos diversos modelos especializados para a avaliação de serviços ecossistêmicos aplicados para a tomada de decisões envolvendo opções mais sustentáveis, como inteligência artificial para serviços ecossistêmicos (ARIES) (BAGSTAD *et al.*, 2012), avaliação integrada de serviços ecossistêmicos e compensações (InVEST) (SHARP *et al.*, 2015) e outros modelos. Esses modelos são fáceis de usar e contêm menos algoritmos abrangentes apresentando a maioria dos seus resultados em mapas espaciais (VIGERSTOL e AUKEMA, 2011).

Lopes (2010) faz uma revisão da classificação das categorias de modelos partindo dos modelos de base física no qual representam os processos de natureza física a través de equações matemáticas.

Quadro 3- Caracterização e exemplificação das classes

Tipos de Modelos	Características	Exemplos
------------------	-----------------	----------

Modelos de evento único	Têm como interesse inicial a elaboração do hidrograma de cheia e por esse motivo não é preciso calcular a evapotranspiração, mudanças no solo e nem o detalhamento do processo do fluxo de base.	TR-20, ILLUDAS, DR3M KINEROS2 e AGNPS.
Modelos de Simulação de Vazão contínua	Consideram a variação temporal da precipitação e o movimento da água em toda bacia hidrográfica até a sua foz. Descrevem a maioria dos processos hidrológicos que governam o movimento da água em uma bacia	SWRRB, PRMS, SWAT e SHE.
Modelos Hidráulicos de Inundação	Computam o perfil da superfície da água em canal aberto e representam o fluxo em canais naturais como rios, onde a geometria do perfil muda a cada seção.	WSPRO, FLDWAV e DHM.
Modelos de Qualidade de Água	Juntam a determinação da quantidade de água com a análise da qualidade da mesma. Normalmente necessitam que as características hidráulicas e de cargas lançadas no corpo hídrico sejam dados de entrada.	SWMM, HSPF, QUAL2E, WASP4, HEC-HMS e MIKE11.

Fonte: Adaptado de DeVries e Hromadka, 1992.

Equações como a Universal Soil Loss Equation (USLE ou EUPS, em português) embasam as estimativas dos modelos apresentados.

A Equação Universal de Perda de Solo (equação 1) se apresenta como um modelo empírico desenvolvida para a estimativa média de perda do solo por erosão laminar e por sulcos (USDA, 1978). Esta, foi elaborada pelo governo norte americano em 1970 e revisada pela versão atualmente conhecida por Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (RENARD *et al.*, 1997) incorporando resultados de investigação recentes adicionais para melhorar a sua capacidade de prever a erosão hídrica, integrando a informação disponibilizada (GHOSAL, 2020).

O modelo Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs Sediment Delivery Ratio (InVEST SDR) , por exemplo, relaciona o uso da RUSLE, para estimativa da erosão, com a taxa de transferência de sedimento (SDR).

2.5 Modelo Integrated Valuation Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST)

O *Integrated Valuation Ecosystem Services and Tradeoffs* (InVEST), desenvolvido pelo Capital Natural Project em uma parceria entre a Universidade de Stanford, The Nature Conservancy (TNC) e World Wildlife Fund (WWF), com o objetivo de avaliar e mapear os serviços ecossistêmicos para auxiliar no processo de tomada de decisão (DENNEDY-FRANK

et al., 2016). O modelo se baseia em mapas quadriculados e pertence a um conjunto de modelos que podem ser classificados em três categorias: serviços de suporte, serviços finais e ferramentas para facilitar a análise de serviços ecossistêmicos simples e com menor demanda.

O InVEST delinea a relação entre a oferta (o que o ecossistema pode fornecer) – serviço (demanda) – benefício, permitindo o cálculo de métricas econômicas e sociais, por exemplo, danos evitados de erosão e inundações e o número de pessoas afetadas (SHARP *et al.*, 2015). Os resultados podem contribuir para a construção de modelos de gestão de áreas terrestres, costeiras ou marinhas fornecendo um conjunto de benefícios para a sociedade, a partir de componentes e ferramentas mostrados no Quadro 4.

Quadro 4 - Ecossistemas Avaliados pelo InVEST Versão 3.12.1

<i>Freshwater</i>	<i>Marine</i>	<i>Terrestrial</i>
<i>1.Hydropower</i> <i>1.1Water Yield</i> <i>1.2Water Scarcity</i> <i>1.3Valuation</i>	<i>1.Aesthetic Quality</i> <i>2.Finfish Aquaculture</i> <i>3.Habitat Risk Assessment</i> <i>4.Overlap Analysis</i> <i>5.Wave Energy</i>	<i>1.Biodiversity</i> <i>2.Carbon</i> <i>3.Pollination</i> <i>4.Timber</i>
<i>2.Nutrient Retention</i> <i>2.1Water Yield (2)</i> <i>2.2Nutrient Retention</i> <i>2.3Valuation</i>	<i>6.Coastal Protection</i> <i>6.10a Fetch Calculator</i> <i>6.20b Vulnerability Index</i>	
<i>3.Sediment</i> <i>3.1Soil Loss</i> <i>3.2Valuation</i>		

Fonte: Baseado em Tallis et al. (2011).

Os resultados podem subsidiar a elaboração de modelos de gestão de áreas terrestres, costeiras ou marinhas que possam prover um mix de benefícios para a sociedade (Quadro 1). O pacote de modelos do InVEST utiliza mapa como fonte de informações com os resultados quase todos expressos em mapas com termos econômicos (ex: custo de tratamento evitado devido a alteração na carga de sedimentos) ou termos biofísicos (toneladas de sedimentos retidos ou a porcentagem alterada na retenção de sedimentos), que se divide em quantidades absolutas ou relativas. Para resultados em quantidades absolutas é necessário à validação e calibração do modelo, caso contrário somente teremos resultados relativos (SHARP *et al.*, 2015).

A partir do modelo é possível criar cenários para elevar o nível de informação sobre a área em avaliação com resolução espacial flexível que permite escala local, regional ou global.

Segundo DENNEDY-FRANK et al. (2016), a ferramenta InVEST é simples e requer pouca entrada de dados, portanto todos podem utilizá-la, inclusive não profissionais. Além do que, vários submodelos da ferramenta podem ser aplicados simultaneamente para considerar os trade-offs entre os serviços ecossistêmicos, evitando os efeitos adversos de aumentar um serviço ecossistêmico e reduzir outro serviço ecossistêmico.

Vários pesquisadores usaram a ferramenta InVEST para avaliar os serviços ecossistêmicos em toda a bacia hidrográfica. Nelson et al. (2009) aplicaram a ferramenta InVEST a três possíveis cenários de mudança de uso da terra (cenário de planejamento, cenário de desenvolvimento e cenário de conservação) na Bacia de Willamette -EUA, mostrando como esses diferentes cenários afetam os serviços hidrológicos (qualidade da água e proteção contra inundações), conservação do solo, sequestro de carbono, a conservação da biodiversidade e o valor de mercado de várias mercadorias. Como resultado, o cenário de conservação mostrou o maior ganho com uma menor perda nos serviços ecossistêmicos e na conservação da biodiversidade.

Outros pesquisadores usaram a ferramenta InVEST para avaliar os serviços ecossistêmicos em toda a bacia hidrográfica. Bai et al. (2011) investigaram as características da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos usando correlação, sobreposição e análise de componentes principais. Os autores aplicaram a ferramenta InVEST para analisar a provisão de serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica de Baiyangdian, na China. Para esta aplicação, os autores usaram modelos de biodiversidade, sequestro de carbono, qualidade da água, retenção de sedimentos, produção de água e polinização.

Pandey et al. (2009) estimaram a taxa média anual de erosão usando a equação universal de perda de solo na bacia do rio Dikrong em Arunachal Pradesh (Índia). Os autores verificaram que cerca de 25,61% da área da bacia hidrográfica se encontra sob ligeira classe de erosão. As áreas cobertas por zonas com potencial de erosão moderado, elevado, muito elevado, severo e muito severo são 26,51%, 17,87%, 13,74%, 2,39% e 13,88% respectivamente. Por conseguinte, estas áreas necessitam de atenção imediata do ponto de vista da conservação do solo.

No Brasil, Nogueira Júnior et al. (2023) aplicaram o InVEST através do SDR na bacia do rio Dourado, no Amazonas. Os autores conferem que a distribuição espacial dos sedimentos obtida pelo modelo aponta os locais mais críticos que precisam de atenção, estratégias e tecnologias de conservação do solo e da água que possam ser implementadas. Na bacia hidrográfica do rio Cunha-SC, Freitas (2018), identificou a partir do SDR que os ecossistemas

de florestas da área de estudo promovem a maior retenção dentro da bacia, enquanto a menor retenção ocorre em unidades ecossistêmicas que não apresentam cobertura vegetal (solo exposto). Ferreira et al. (2023) utiliza o módulo SDR para espacializar e estimar os sedimentos exportados em diferentes solos e usos na área de estudo da bacia hidrográfica do rio Iquiri (Ituxi) em Acrelândia- AC. No estudo, concluem que as áreas de Argissolo vermelho amarelo com pastagem sem invasora e lavoura perene são mais susceptíveis a exportação de sedimentos.

Desta forma, para este trabalho, será utilizado o módulo Sediment Delivery Ratio com enfoque na modelagem de sedimentos em busca de analisar espacialmente o comportamento da produção de sedimento na bacia destacando as limitações e a acurácia dos dados.

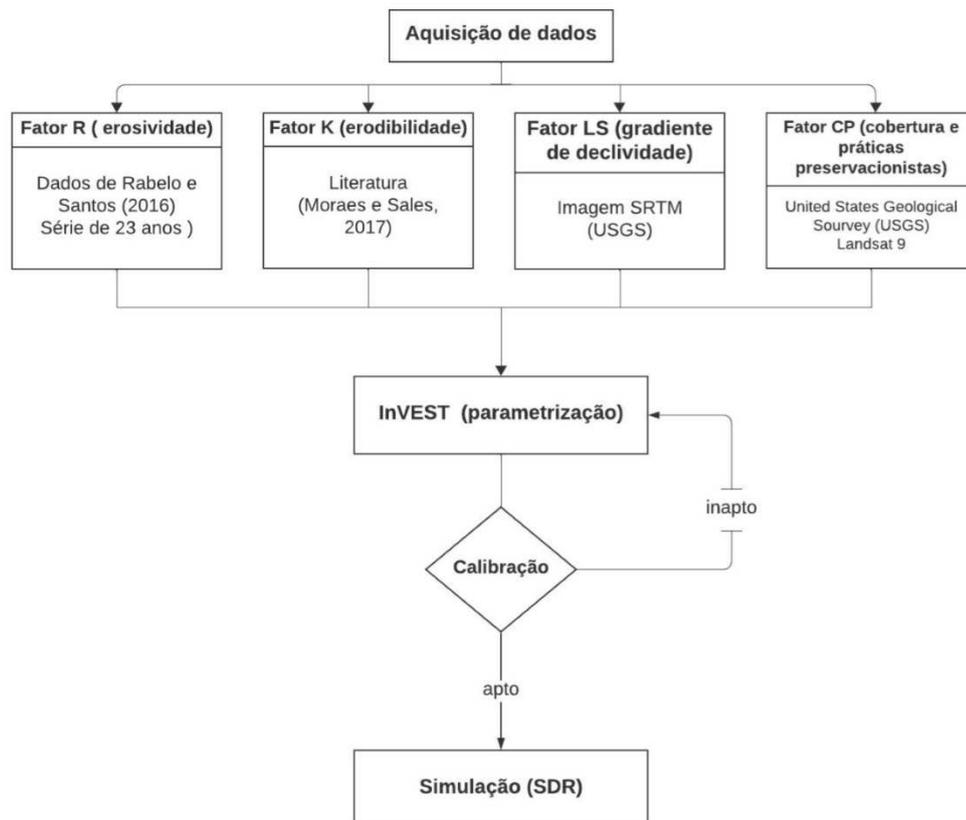
3 MATERIAL E MÉTODOS

Na etapa inicial do trabalho foi realizada uma pesquisa bibliográfica baseada em material construído, incluindo artigos científicos publicados em revistas acadêmicas.

Para a definição da área de estudo foi utilizada a plataforma do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), que permite o download de imagens raster e SRTM em 30 m. A partir da plataforma foram adquiridas imagens em SRTM para a delimitação a partir do programa gratuito Quantum GIS 3.16™, nele foi utilizada a ferramenta GRASS onde foi possível a delimitação da bacia em estudo.

Quanto ao restante dos dados de entrada, foram adquiridos também a partir das plataformas gratuitas e processadas a partir de ferramentas em ambiente SIG (Sistemas de Informação Geográfica), tais como os softwares Quantum GIS 3.16™ e o Modelo InVest 3.13.1 para a manipulação de dados digitais e georreferenciados.

Figura 3- Fluxograma com as etapas metodológicas para a modelagem do SDR no InVEST

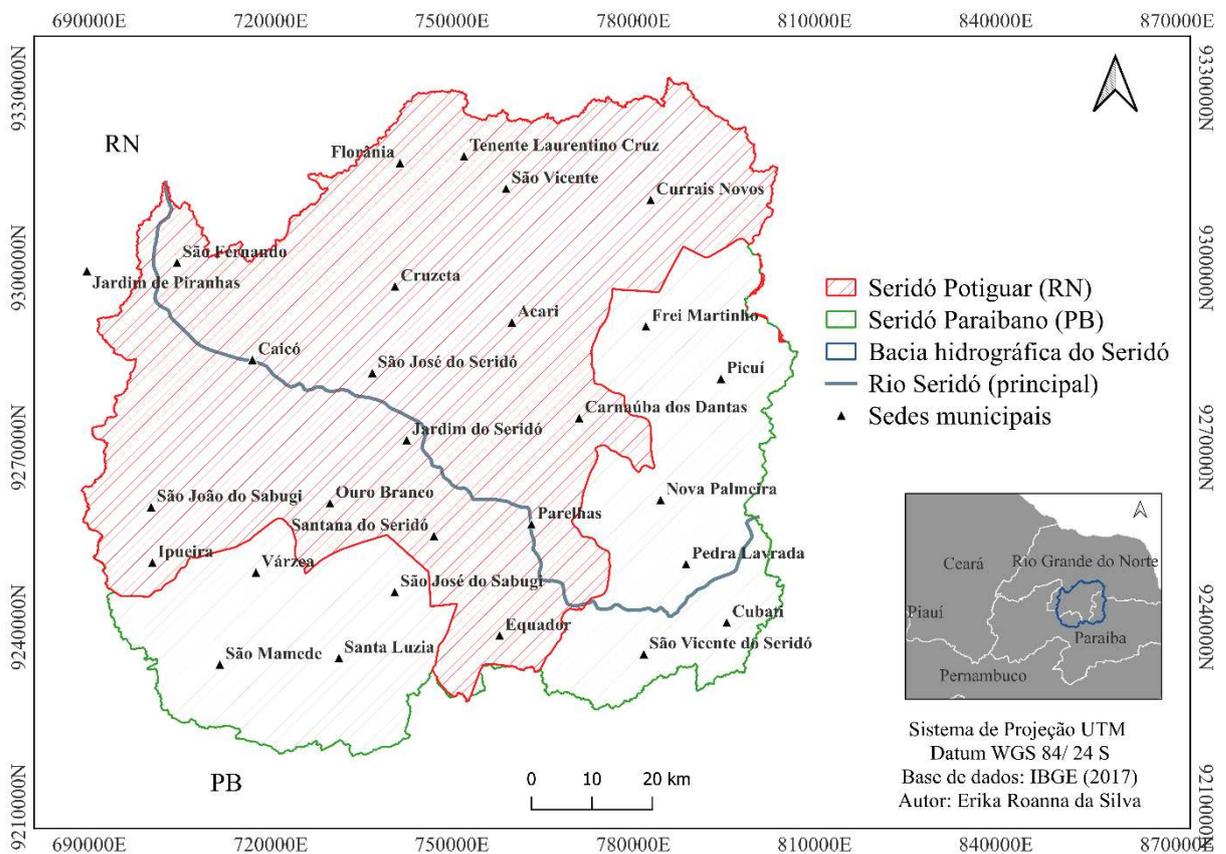


Fonte: Elaborado pela autora

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Rio Seridó, localizada entre os estados do Rio Grande do Norte (RN) e Paraíba (PB). A bacia compreende cerca de 10 mil km² onde estão inseridos 26 municípios. No Seridó potiguar (RN) são encontradas as sedes municipais de São Fernando, Caicó, São João do Sabugi, Ipueira, Ouro Branco, Santana do Seridó, Parelhas, Equador, Jardim do Seridó, Carnaúba dos Dantas, São José do Seridó, Cruzeta, Acari, Currais Novos, São Vicente, Florânia, Tenente Laurentino Cruz e Lagoa Nova. No Seridó paraibano (PB) são encontradas as sedes municipais de Frei Martinho, Picuí, Nova Palmeira, Pedra Lavrada, Seridó, Cubati, São Mamede e Santa Luzia (Figura 4).

Figura 4 - Mapa de localização da Bacia Hidrográfica do Rio Seridó (RN/PB)



Fonte: Elaborada pela autora.

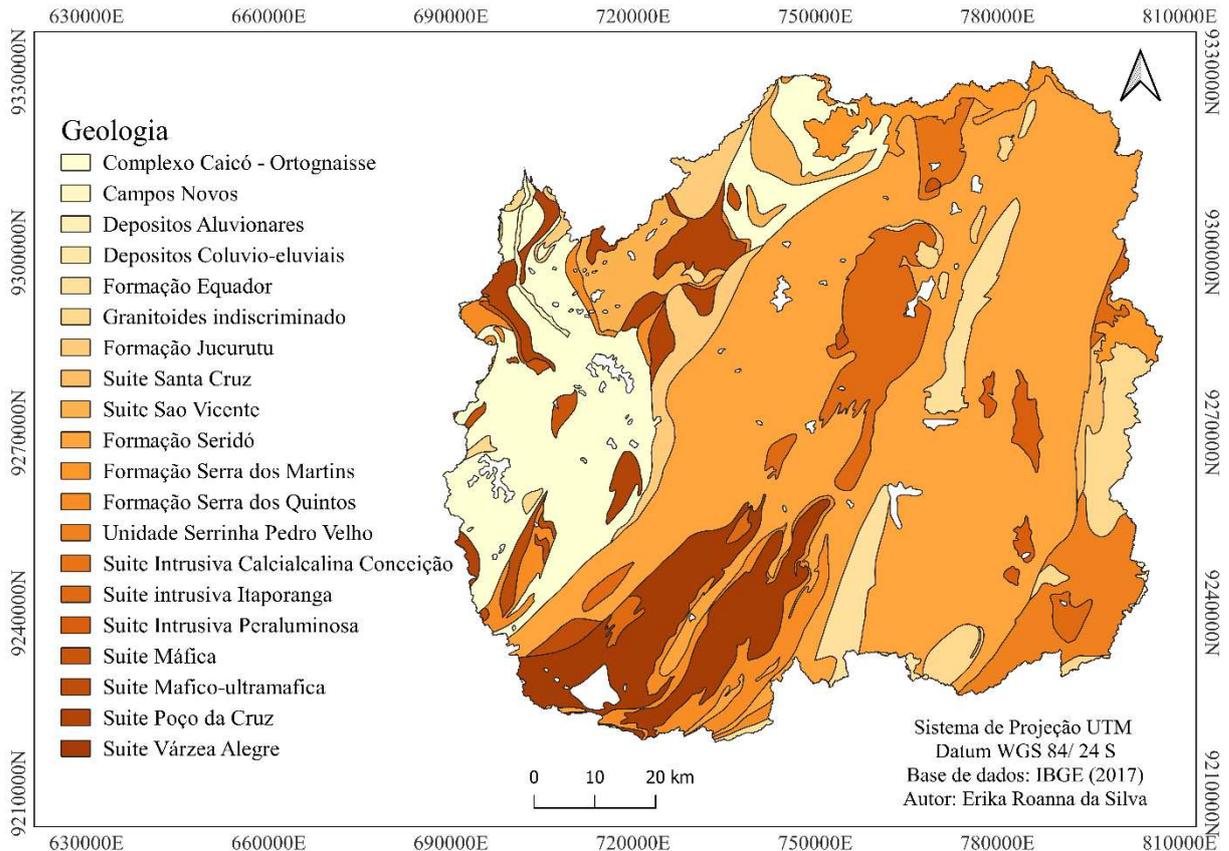
De acordo com o INSA e IDEMA (2009), os rios de maior importância são Sabugi, da Pedra, Barra Nova, Acauã, São José, Currais Novos, Quipauá, Carnaúba, Tororó e Seridó que alimentam direta ou indiretamente aproximadamente 27 reservatórios. No Seridó potiguar (RN), é bastante comum a convivência com a seca através da política de açudagem, abrigando uma grande quantidade de reservatórios, o equivalente a aproximadamente, 510. 021. 300 m³ segundo o INSA e IDEMA (2009)

Quanto ao clima, a região de estudo está classificada como Koppen, Semiárido- quente e seco (Bwsh), onde apresenta um regime de chuvas irregulares padrão na região nordeste. Na área existem cerca de três sistemas atmosféricos que produzem as precipitações, são elas, a Zona de Convergência inter-Tropical (ZCIT), o Vórtice Ciclônico de Altos Níveis (VCAN) e as ondas de leste (RABELO, 2018).

O sistema ZCIT produz a maior parte das chuvas na região semiárida e ali opera durante os meses de fevereiro a maio (CIRILO *et al.*, 2007). O VCAN atua no Nordeste entre os meses de novembro e março, com maior intensidade e frequência durante os meses de janeiro e fevereiro (COSTA,2015). Já as ondas de leste causam chuvas concentradas principalmente na região leste do Nordeste do Brasil, na Zona da Mata, desde o Recôncavo Baiano ao litoral leste do Rio Grande do Norte (ALBUQUERQUE MOURA, 2020).

A geologia da Bacia do Rio Seridó varia muito em termos de litologia, o surgimento de rochas metamórficas relacionadas ao Pré-cambriano Superior afeta diretamente o terreno, como as depressões montanhosas e os tipos de solo da área (RABELO, 2018). A Figura 5, mostra a diversidade geológica da área de estudo através de estratos, complexos, formações rochosas e sedimentos que juntos formam um vasto mosaico litológico no qual são encontradas rochas ígneas, metamórficas e rochas sedimentares.

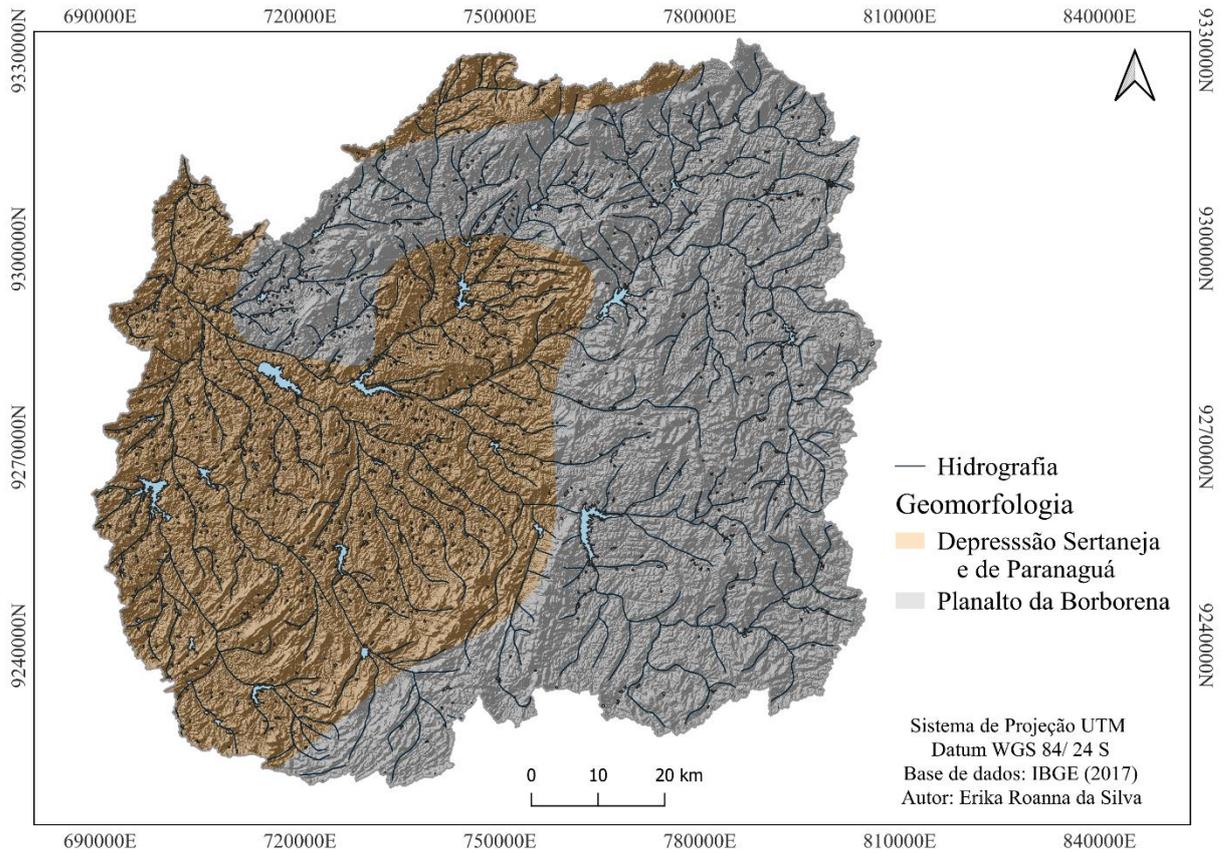
Figura 5 - Mapa geológico da bacia hidrográfica do rio Seridó



Fonte: Elaborado pela autora.

A forma do relevo é baseada na estrutura morfológica e nas condições climáticas. As diferentes feições encontradas na bacia (Figura 6), têm a erosão diferencial como principal motor, como evidenciado pelo material residual nos vales divididos pela parte central da Depressão Sertaneja e pelo Planalto da Borborema (RABELO, 2018). Contudo, alguns relevos estruturais na área da bacia merecem destaque, por exemplo, são encontrados picos planos com cobertura sedimentar na área. Esses picos apresentam um problema geomorfológico com duas explicações possíveis: a primeira é o movimento neotectônico e a segunda é a inversão do relevo causada pelas condições climáticas (SILVA, 2022).

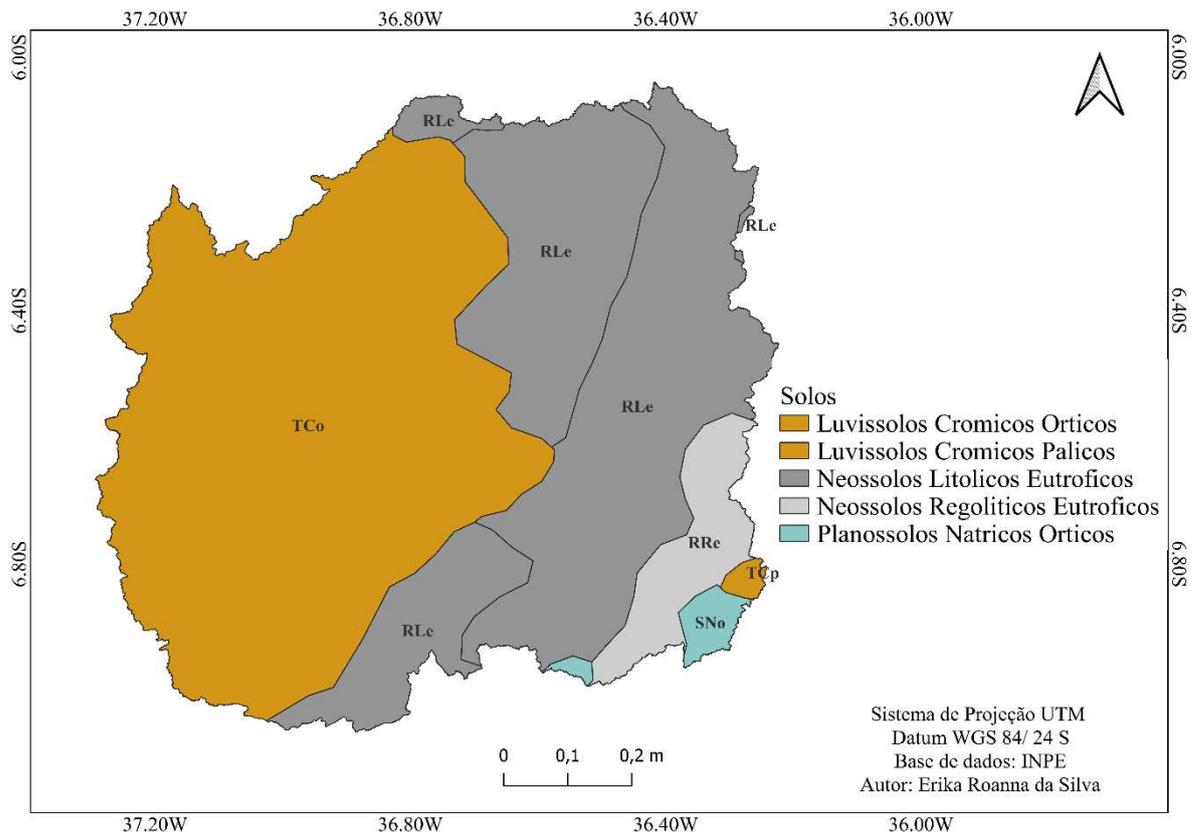
Figura 6 - Mapa geomorfológico da bacia hidrográfica do rio Seridó RN/PB.



Fonte: Elaborado pela autora.

As características ambientais da bacia hidrográfica do Seridó incluem um mosaico de conjunto heterogêneo de características do solo encontrado em neossolos rochosos, neossolos intemperizados, neossolos líquidos, planossolos e luvisolos. (Figura 7).

Figura 7 - Mapa de solos da bacia hidrográfica do rio Seridó (PB/RN) com base nos levantamentos pedológicos de EMBRAPA (1971)



Fonte: Elaborado pela autora.

Os luvisolos contém argila altamente ativa e muita rocha. O solo apresenta caráter acinzentado indicando descoloração, mas também pode apresentar aspecto avermelhado devido à quantidade de argila que contém (EMBRAPA, 2009). Geralmente são bem estruturados, com agregados prismáticos e seixos. Segundo o Serviço Geológico do Brasil (2009), esse solo é altamente erodível e ocorre em terrenos planos e levemente ondulados.

Os Neossolos litólicos são solos pouco desenvolvidos apresentando profundidade rasa, com horizonte A limitado apoiado diretamente na rocha. O contato com a pedra ocorre em média a uma distância de 50 cm da superfície (EMBRAPA, 2009). O horizonte B (Bi) é reconhecido e contém fragmentos texturais de diferentes tipos de frações como seixos, seixos e pedregulhos.

Os Neossolos regolíticos possuem, segundo EMBRAPA (2009), horizonte A sobrejacente a horizonte C ou Cr, admite-se horizonte B incipiente, com menos de 10 cm de espessura; pode possuir cascalhos em seus perfis, e, em muitos casos, apresentam fragmentos de rocha semi-consolidada; e o contato lítico ocorre em profundidade superior a 50 cm.

Os Planossolos Nátricos apresentam uma alta saturação em sódio com estrutura prismática ou colunar. Este gradiente textural elevado motiva uma grande susceptibilidade à

erosão que é favorecida pela baixa permeabilidade do horizonte B, devido à alta concentração de sódio (EMBRAPA, 2009).

Por fim, a vegetação típica da área de estudo é a caatinga. Esta possui vários padrões, variando em tamanho de arbustos e é utilizada em diversas atividades econômicas, incluindo agricultura, indústrias de processamento mineral de pequena escala (RABELO, 2018). A vegetação é predominantemente de pequeno a médio porte e adaptada à escassez de água e às características dos solos rasos e pedregosos que, por sua vez, dificultam o manejo dos pequenos agricultores que carecem de técnicos e recursos. (FROTA, 2013).

Na área da bacia embora o bioma Caatinga não apresente características uniformes, estas estão distribuídas de tal forma que é possível identificar as principais áreas (onde as características se sobrepõem a outras devido à frequência com que ocorrem) das zonas marginais (onde essas mesmas características assumem novas variações) que vão diminuindo até atingir os limites com zonas onde as características das plantas e do ambiente definem outro tipo de bioma, como em áreas com solos mais profundos ou com formação de pântanos (BARROS, 2005).

3.2 Modelagem da erosão bruta (USLE)

A aplicação do modelo *Sediment delivery model* (HAMEL *et al.*, 2015) na pesquisa teve como princípio quantificar a erosão localizada em bacias. Para isso, o modelo divide a bacia em pixels, calculando a erosão bruta pela equação de perda de solo revisada (HAAN *et al.*, 1994), integrando os resultados parciais para avaliar a erosão na bacia.

Como citado anteriormente, temos como base a Equação Universal de Perda Solo (USLE). Esta, solicita dados de precipitação, pedologia, topografia, uso e ocupação do solo e vegetação. A equação é dada por (ton. ha⁻¹. ano⁻¹):

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

Onde, R representa a Erosividade da chuva ($MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$), K a erodibilidade do solo ($MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$), LS é o fator de comprimento de rampa (metros) e gradiente de declividade (porcentagem), ambos são componentes topográficos obtidos a partir do método desenvolvido por Wischmeier & Smith (1978), C é o fator de uso e manejo do solo e P é o fator de práticas preservacionistas, ambos, adimensionais (Wischmeier & Smith, 1978; Renard *et al.*, 1997).

O modelo avalia o SDR estimando o sedimento exportado e depositado, a perda de solo, a erosão evitada e a exportação evitada. Wilkinson et al. (2014), afirmam que os movimentos de massa (deslizamento de terras) não estão representados no modelo, mas podem ser uma fonte significativa em algumas zonas ou em determinadas alterações do uso do solo, como a construção de estradas. Além disso, este modelo é muito sensível aos parâmetros Kb e IC0 e não possui base física (CAVALLI *et al.*, 2013; LÓPEZ-VICENTE *et al.*, 2013; SOUGNEZ *et al.*, 2011; VIGIAK *et al.*, 2012)

Erosividade da chuva (R)

Para calcular o fator R é utilizada uma abordagem empírica baseada nas precipitações mensais e anuais, expressa pela equação abaixo, de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992):

$$R = 68,730. \left(\frac{r^2}{H}\right)^{0,841} \quad (2)$$

Onde, r é a precipitação mensal, é calculada para todos os meses da série de dados (mm); e H é a precipitação pluvioétrica média anual (mm). Foram utilizados os dados pluviométricos mensais e anuais de 28 estações pluviométricas na região da bacia com uma série histórica de 23 anos (1992 a 2015) para obter a média. Nas tabelas abaixo pode-se observar as classes de Erosividade de chuva mensal (Tabela 1) e anual (Tabela 2).

Tabela 1 - Classe de Erosividade da chuva mensal

Classe de Erosividade da chuva mensal	
Classe de Erosividade	Erosividade (R) <i>MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹</i>
1-Muito baixa	R<250
2-Baixa	250<R<500
3-Média	500<R<750
4-Alta	750<R<1000
5-Muito alta	R>1000

Fonte: Carvalho (1994)

Tabela 2 - Classe de Erosividade da chuva anual

Classe de erosividade da chuva anual	
Classe de erosividade	Erosividade (R) <i>MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹</i>
1-Muito baixa	R<2.452
2-Baixa	2.452<R<4.905
3-Média	4.905 <R<7.353

4-Alta
5-Muito alta

7.353 <R<9.810
R> 9.810

Fonte: Carvalho (1994)

Erodibilidade do solo (K)

A erodibilidade do solo (o fator K) representa a susceptibilidade do solo ao processo erosivo (SILVA *et al.*, 2016) relacionando a energia empregada pela Erosividade da chuva e a resistência do solo ao translocamento de partículas. Para avaliar o fator K geralmente é utilizado o método de Wischmeier e Smith (1978), representado algebricamente pelo nomograma da Figura 10. Para calcular a erodibilidade do solo são necessários: a fração de areia, silte e areia muito fina; a fração de matéria orgânica; a estrutura e a permeabilidade do solo.

Figura 8 - Nomograma para determinação do fator erodibilidade do solo.

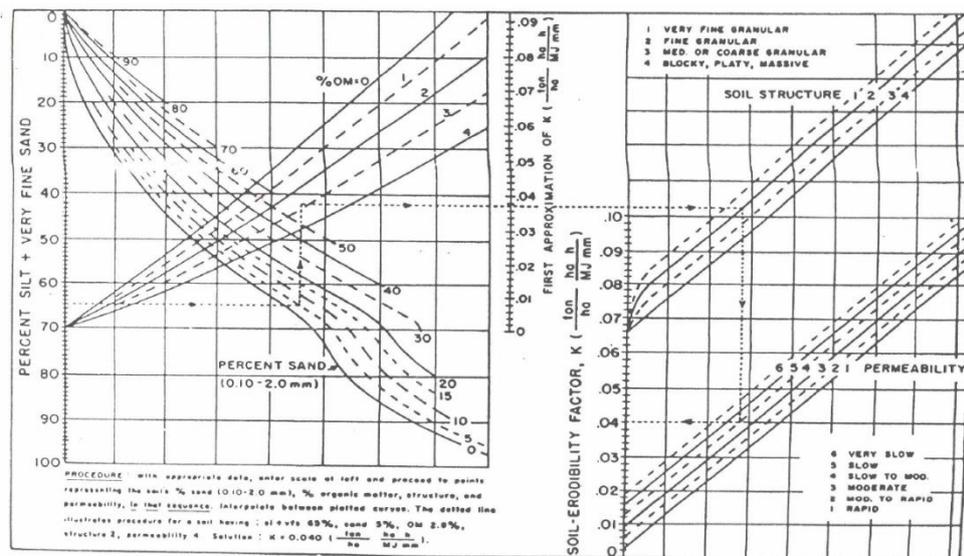


Figure 2. Soil erodibility (K) factor nomograph in SI units.

(Nomograma del factor de erodabilidad del suelo en unidades del sistema internacional).
Fuente: Foster *et al.* (1981)

Fonte: Righetto, 1998.

É sabido que a erodibilidade é variável em uma mesma mancha de solo, porém, neste trabalho limitou-se a distribuição espacial por tipo de solo. A classificação dos valores de K, segundo Freire e Passoti (1978), pode ser vista na Tabela 3.

Tabela 3 - Classe de Erodibilidade do solo

Classificação de erodibilidade do solo

Classe de erodibilidade	Valores de K
	($MJ. mm. ha^{-1}. h^{-1}. ano^{-1}$)
1-Muito baixa	$K < 0,013$
2-Baixa	$0,013 < K < 0,032$
3-Média	$0,032 < K < 0,045$
4-Alta	$0,045 < K < 0,065$
5-Muito alta	$K > 0,065$

Fonte: Freire e Pessoti (1978).

Fator de gradiente de declividade (LS)

Este fator representa a junção entre duas variáveis, onde L é a relação de perdas de solos entre o comprimento de rampa de 25 m e o comprimento do declive e o S representa as perdas de solo entre um declive qualquer e um declive de 9% sendo expressa uma equação para possíveis ajustes aos atributos locais (COUTINHO *et al.*, 2014). Existem diversos métodos para determinar o fator LS, neste trabalho foi utilizado a Equação de Carvalho (1994), dada por:

$$LS = 0,00984.Lr^{0,63}.D^{1,18} \quad (3)$$

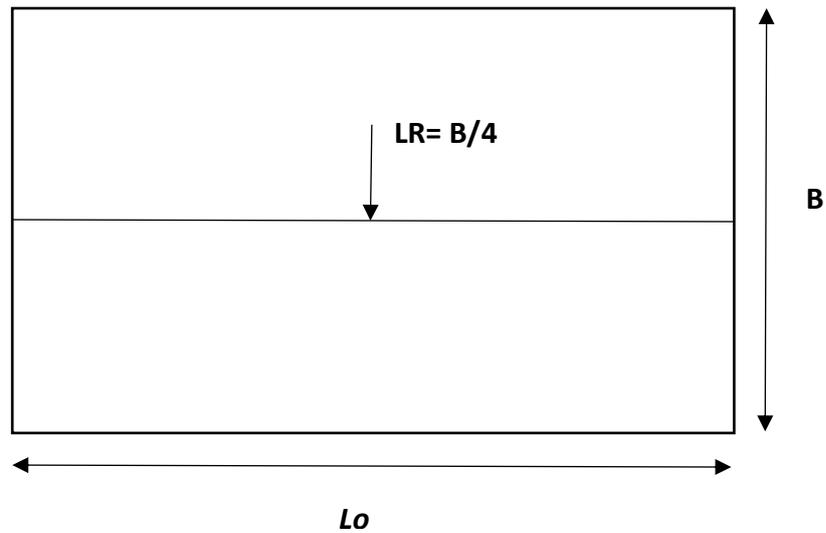
Nesta equação, Lr é o comprimento médio de rampa (m); e D o grau de declividade (%).

Para calcular o comprimento médio de rampa em uma bacia ou em uma quadrícula, geralmente, é utilizada a equação proposta por Fernandes (2000):

$$Lr = \frac{A_q}{(4. \sum L_{dren})} \quad (4)$$

Onde, $\sum L_{dren}$ representa a soma dos comprimentos de drenagem em uma célula; e A_q a área da célula. Na equação, são considerados além de rios e riachos, as estradas e os contornos de lagos. Esta equação foi feita a partir da concepção do retângulo equivalente (Figura 9), na qual considera-se que uma gota de chuva que escoe sobre o terreno representado pelo retângulo equivalente, percorrerá uma distância média até atingir a linha de drenagem L_o . Essa distância representa o comprimento médio de rampa $B/4$. A linha de drenagem representa os contornos de lagos e das estradas, pois esses elementos impedem o percurso da partícula encosta abaixo, contribuindo para a redução do comprimento de rampa (ARAÚJO, 2003).

Figura 9 - Concepção do retângulo equivalente.



Fonte: Costa, 2013

Para a avaliação da declividade, é utilizado as seguintes classes de declividade da EMBRAPA (1999) (Tabela 4).

Tabela 4 - Classificação da declividade

Classificação da declividade	
Classe de declividade	Declividade (%)
Plano	0 a 3
Suave Ondulado	3 a 8
Ondulado	8 a 20
Forte Ondulado	20 a 45
Montanhoso	45 a 75
Escarpado	> 75

Fonte: Adaptado de EMBRAPA, 1999.

Fator de Cobertura vegetal (C)

A variável C é uma das medidas de maior importância na prevenção da erosão, visto que interfere na energia cinética das gotas de chuva (fator R) reduzindo o efeito do relevo no escoamento superficial e subsuperficial (fator LS) (GÓMEZ, 2012).

Flores et al. (2011) expandiram os trabalhos na área de estimativas de perda de solo em locais sem informações para o estabelecimento de valores do fator C em condições de campo utilizando como referência 28 valores atribuídos ao fator C estabelecidos na literatura e utilizados para este trabalho.

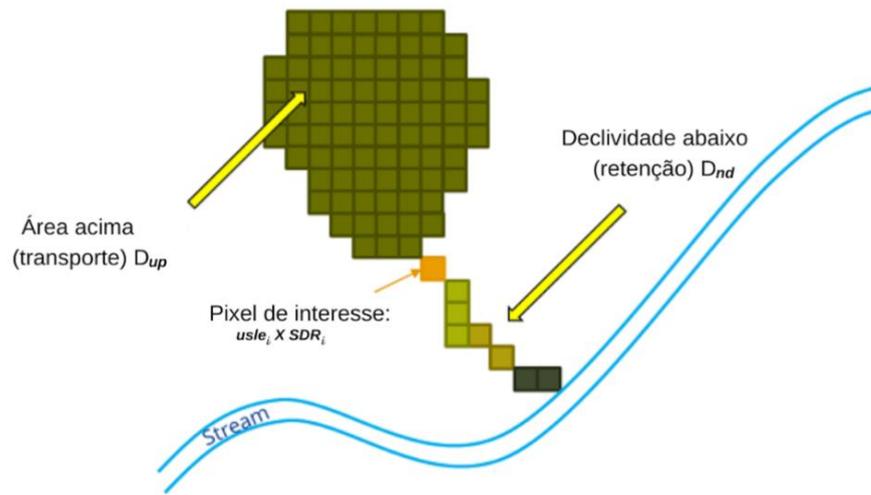
Fator de Práticas conservacionistas (P)

Já a variável P indica a taxa de perda de solo na presença de medidas de proteção de espécies com o mesmo solo sem essas práticas. Geralmente, dependendo do país, essas práticas podem variar em cultura, uso da terra e tecnologia. Este fator é obtido geralmente segundo a literatura de Wischmeier e Smith (1978). No caso da bacia hidrográfica em estudo, este valor foi considerado unitário ($P = 1$), pois se observa que não há na área práticas agrícolas conservacionistas.

3.3 Cálculo da Taxa de Retenção de Sedimentos

Para estimar o SDR, o modelo baseia-se na proposta conceitual de Borselli et al. (2008). Inicialmente, é calculado o Índice de Conectividade (*IC*) para cada pixel descrevendo a ligação hidrológica entre as fontes de sedimentos (da paisagem) e os sumidouros (como os cursos de água), como mostra a Figura 10.

Figura 10 - Abordagem conceitual utilizada no modelo.



Fonte: Borselli et al. 2008.

IC é uma função tanto da área a montante de cada pixel (D_{up}) como do trajeto do fluxo entre o pixel e o curso de água mais próximo (D_{dn}). Se a área a montante for grande, tiver um declive mais baixo e uma boa cobertura vegetal (logo, o fator USLE C baixo), D_{up} será baixa, indicando um menor potencial para os sedimentos chegarem ao ribeiro. Do mesmo modo, se o percurso descendente entre o pixel e o ribeiro for longo, tiver um declive mais baixo e uma boa cobertura vegetal, D_{dn} será baixo.

IC é calculado da seguinte forma:

$$IC = \log_{10} \left(\frac{D_{up}}{D_{dn}} \right) \quad (5)$$

O D_{up} é definido como:

$$D_{up} = \overline{C}_{th} \overline{S}_{th} \sqrt{A_c} \quad (6)$$

onde, \overline{C}_{th} é o fator C médio da zona contribuinte a montante, \overline{S}_{th} é o declive médio da zona contribuinte a montante (m/m) e A_c é a zona contribuinte a montante (m^2). A_c área de contribuição da vertente ascendente é delineada a partir do algoritmo de fluxo D-infinito (Tarboton, 1997).

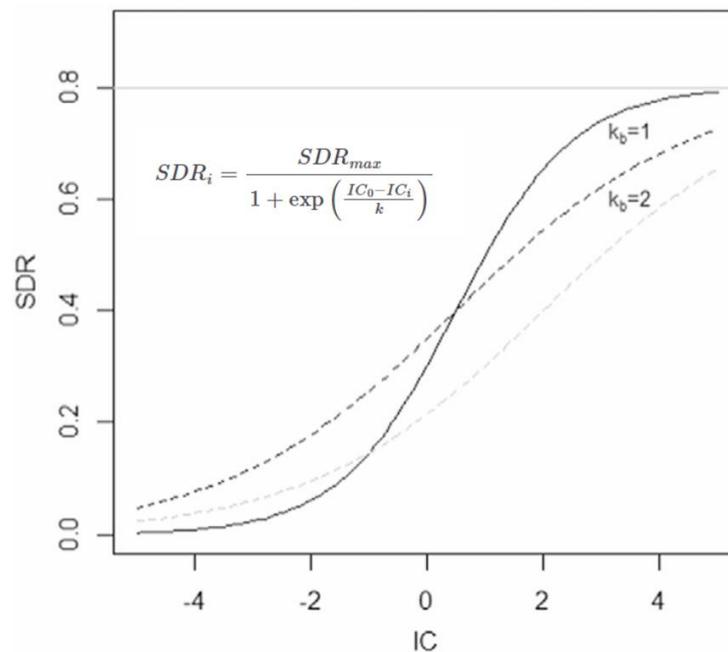
E, D_{dn} definido como:

$$D_{dn} = \sum_i \frac{d_i}{C_{th,i} \cdot S_{th,i}} \quad (7)$$

em que, d_i é o comprimento médio do caminho do fluxo na direção descendente, desde o i -ésimo pixel até a corrente (m); C_i e S_i são o fator C e o gradiente de inclinação do i -ésimo pixel, respectivamente. O caminho do fluxo descendente é determinado a partir do algoritmo de roteamento de fluxo D-infinito (Tarboton, 1997). Os fluxos são definidos como os pixels com uma área de contribuição que excede um limite definido pelo usuário, denominado $tfac$. Os cursos de água são definidos como os pixels com uma com uma área de contribuição superior a um limiar definido pelo utilizador, denominado $tfac$.

A taxa de entrega de sedimentos para um pixel i é então diretamente derivada do índice de condutividade IC utilizando uma função sigmoide (Figura 11):

Figura 11 - Função sigmoide utilizada para converter o índice de conectividade IC no fator SDR.



Fonte: Adaptado de Vigiak et al.(2012)

em que, SDR_{Max} é o SDR máximo teórico, definido como a proporção máxima de sedimentos finos ($<1000 \mu m$) que podem mover-se para o curso de água; na ausência de informação detalhada sobre o solo, tem um valor de referência 0,8 (VIGIAK *et al.*, 2012). IC_0 e K_b são parâmetros de calibração que definem a forma da relação $SDR-IC$ da função sigmoide, Na Figura 11, o efeito da calibração é ilustrado com a definição de $K_b = 1$ e $K_b = 2$

(linhas sólidas e tracejadas, respetivamente), e $IC0 = 0,5$ e $IC0 = 2$ (linhas tracejadas pretas e cinzentas, respetivamente).

Essencialmente, e intuitivamente, se a conectividade do pixel for baixa (o que significa que existe uma menor contribuição da área a montante e/ou uma maior retenção a jusante), a quantidade de sedimentos entregue por um dado pixel para o fluxo aproxima-se de zero e, se a conectividade for elevada, a quantidade de sedimentos entregue de um determinado pixel para o fluxo aproxima-se de 1 (um).

3.4 Sedimentos exportados

A exportação de sedimentos de um determinado pixel i E_i (unidades: $ton. ha^{-1} ano^{-1}$), é dada por:

$$E_i = usle_i \cdot SDR_i \quad (8)$$

onde, a exportação total de sedimentos da bacia hidrográfica E (unidades: $ton. ha^{-1} ano^{-1}$), é dada por:

$$E = \sum_i E_i \quad (9)$$

E é o valor utilizado para efeitos de calibração/validação, em combinação com outras fontes de sedimentos, se existirem dados disponíveis.

Em última análise, a produção total de sedimentos da bacia hidrográfica provenientes da erosão laminar, (sed_export) é calculada como a soma da produção de sedimentos de todos os pixels.

3.5 Sedimentos depositados

Este modelo também faz uma estimativa da quantidade de sedimentos que é depositada ao longo do percurso de fluxo a jusante da fonte. O conhecimento da distribuição espacial desta quantidade permitirá aos utilizadores acompanhar a mudança de sedimentos num pixel (ganho ou perda), o que pode informar os índices de degradação do solo.

Esta carga sedimentar deve estar depositada em qualquer ponto da paisagem ao longo do percurso até o curso de água e é definida da seguinte forma:

$$E'_i = usle_i(1 - SDR_i) \quad (10)$$

Devido à natureza do cálculo do SDR, a quantidade E_i leva em conta o percurso do fluxo a jusante e as propriedades biofísicas que filtram os sedimentos para o curso de água. Assim, podemos modelar o fluxo de E'_i a jusante, independentemente do fluxo de E_i .

3.6 Indicadores de serviços ecossistêmicos

Para estimar estes indicadores a quantificação é apresentada de duas formas:

Erosão evitada – que indica a contribuição da vegetação na redução da erosão de um pixel. Isto pode ser utilizado para quantificar o serviço ecossistêmico na perspectiva da perda de solo local. Calculada como:

$$AER_i = RKLS_i - USLE_i \quad (11)$$

onde, AER_i é a quantidade de erosão evitada no pixel i , e a diferença entre $RKLS_i$ e $USLE_i$ representa o benefício da vegetação e das boas práticas de gestão, uma vez que o $RKLS$ é a erosão bruta calculada para valores de C e P igual a 1, ou seja, solo exposto (sem cobertura vegetal) e nenhuma prática conservacionista adotada.

Exportação evitada – que indica a contribuição da vegetação para a redução da erosão de um pixel, bem como, para a retenção de sedimentos originados a montante do pixel, de modo a que nenhum deles desça a encosta para entrar num curso de água. Isto também pode ser considerado como o total de sedimentos retidos no pixel. A exportação evitada indica o serviço do ecossistema na perspectiva de um utilizador de água a jusante, e é calculada como:

$$AEX_i = (RKLS_i - USLE_i). SDR_i + T_i \quad (12)$$

onde, AEX_i é a retenção total de sedimentos fornecida por esse pixel, tanto de fontes de erosão no pixel como a montante. Ao reter estes sedimentos, há uma contribuição a redução dos sedimentos exportados para os cursos de água. Tal como acontece com a erosão evitada, a diferença entre $RKLS_i$ e $USLE_i$ representa o benefício da vegetação e das boas práticas de gestão, e a multiplicação deste valor pela taxa de entrega de sedimentos SDR_i quantifica a quantidade de erosão originada nesse pixel que não entra num curso de água. Por fim, T_i é a quantidade de sedimentos a montante que fica retida nesse pixel, impedindo também a sua entrada num curso de água.

3.7 Parâmetros de entrada

Nessa etapa foi realizada a parametrização da bacia hidrográfica: delimitação, declividade, erosividade, erodibilidade, uso e ocupação e tabela biofísica. Através dessas informações buscou-se obter os produtos das relações citadas nos tópicos anteriores acerca da modelagem de sedimentos.

Modelo digital de elevação

Para as imagens, foi utilizado o site do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS). Especificamente, foram obtidos dados raster do levantamento topográfico da NASA intitulada como Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). O raster tem como resolução espacial de 30 m e foi necessárias duas cenas do satélite LandSat 8 sensor Operacional Earth Imager (OLI). Estas são: LC82150642013216LGN01 e LC82150652013216LGN01, ambas do dia 21 de junho de 2013.

Delimitação e drenagem da bacia hidrográfica

A partir de informações altimétricas de SRTM, delimitou-se a área de estudo. A delimitação da Bacia hidrográfica rio Seridó e sua rede de drenagem foram desenhadas no software Qgis 3.16: Fill sinks - para correção das depressões do MNT; r.watershed, para gerar as camadas de Flow Direction - avaliação de direção de fluxo, Flow Accumulation (tamanho do pixel:1000) - cálculo do fluxo acumulado, Drainage direction- delimitação dos rios; r.point-definição do ponto de Exutório; r.water.outlet - delimitação da bacia; r.to.vector - transformação para polígono.

Erosividade

Para os valores de Erosividade foi utilizado os dados disponíveis do acervo do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Para a série histórica disponível, foram usados 28 postos, equivalente a cada município inserido na bacia e os adjacentes, com dados de 1992 a 2015. A partir dos dados foi calculada a Erosividade mensal média de cada ano utilizando a Equação 3 citada anteriormente.

Erodibilidade

Para os dados de erodibilidade foi utilizado a distribuição geográfica dos solos no Brasil disponibilizados pela EMBRAPA (2006) e a partir disso foi utilizado os valores definidos por Moraes e Sales (2017) (Tabela 5).

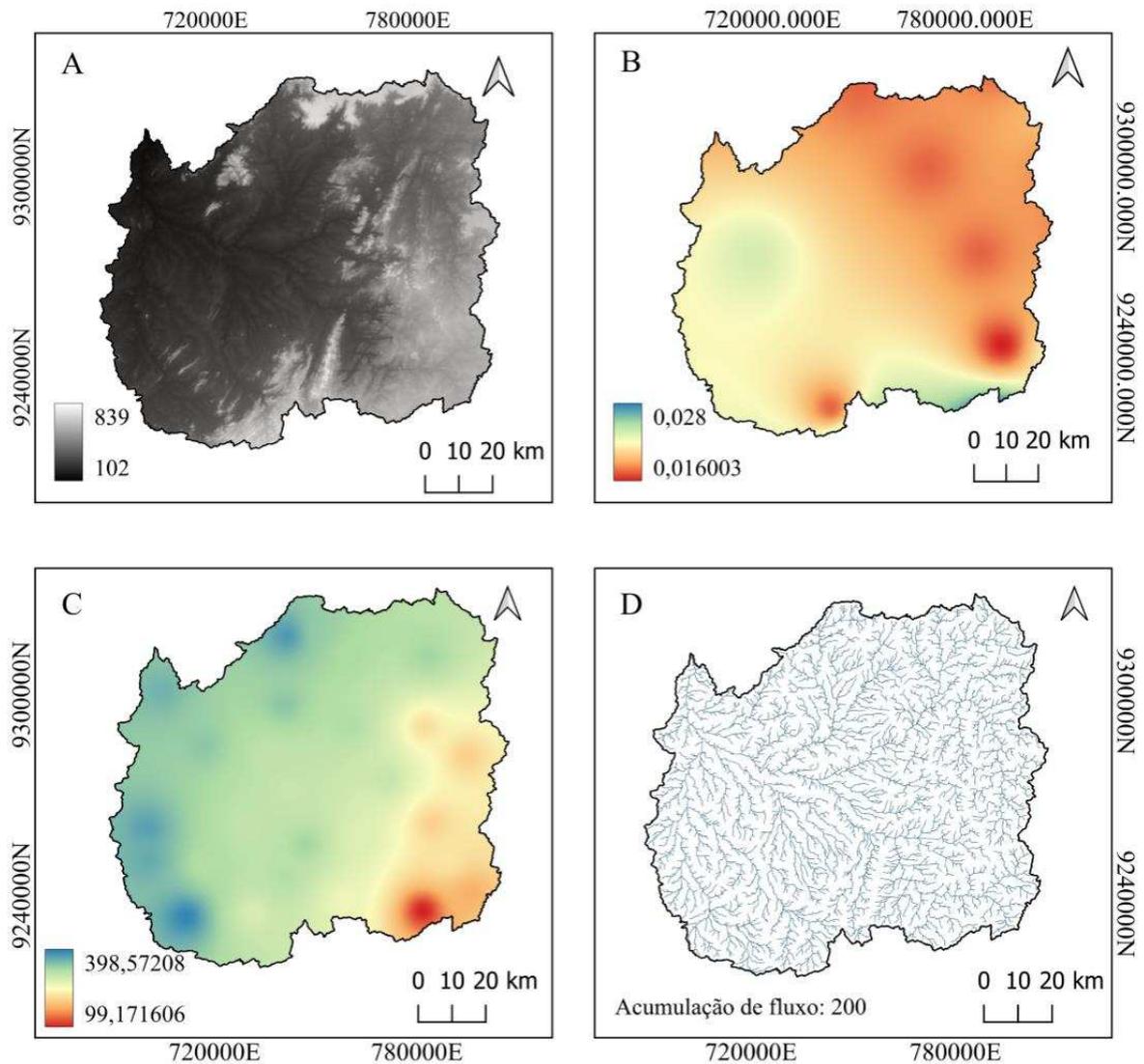
Tabela 5 - Solos da bacia hidrográfica do rio Seridó e seus respectivos fatores de erodibilidade

Tipo de solo	Fator K	Referência
luvissolo crômico	0,0592	Moraes e Sales, 2017
neossolo litólico	0,0577	Moraes e Sales, 2017
neossolo regolítico	0,2190	Moraes e Sales, 2017
planossolo nátrico	0,0362	Moraes e Sales, 2017

Fonte: Adaptado de Moraes e Sales, 2017.

Para a distribuição de dados de Erosividade e Erodibilidade na bacia hidrográfica foi utilizada a ferramenta da interpolação. Soares (2000) afirma que para calcular a medida de uma grandeza no espaço, a interpolação gera uma combinação linear dos valores amostrados baseando-se apenas na geometria da distribuição espacial dos dados amostrados.

Figura 12- Parametrização dos dados para o modelo InVEST . A) Modelo digital de elevação B) Erodibilidade C) Erosividade média mensal D) Drenagem de acordo com a acumulação de fluxo



Sistema de Projeção UTM / Datum WGS 84/ 24 S
 Base de dados:USGS
 Autor: Erika Roanna da Silva

Fonte: elaborada pela autora.

Para a acumulação de fluxo (flow accumulation) foi utilizado o valor 200 (duzentos) pixels para ter uma melhor visualização dos dados. Já para os valores de Kb foi utilizado a variação entre 1 e 2 com intervalos de 0,20. Na sequência, foi adotado o valor máximo de SDR recomendado por Vigiak et al. (2012), 0,8. Para a conectividade foi adotado o valor máximo e mínimo sugerido por Cavalli et al. (2013) de 0,5 e 2. O valor máximo de L refere-se ao valor máximo permitido do parâmetro do comprimento do declive (L) no fator LS. Desmet e Govers (1996) afirmam que o valor de referência para este fator é 122, mas os valores razoáveis na literatura situam-se entre 122 e 333 (Renard *et al.*, 1997). Para esta simulação foi utilizado o

valor máximo recomendado, visto que o fator LS também é um produto modelado pelo InVEST.

Uso e ocupação

Para a distribuição dos usos da bacia hidrográfica, foi utilizado o método da classificação supervisionada de áreas por máxima verossimilhança (MAXVER) na plataforma do Qgis 3.16. Este classificador leva em consideração a ponderação das distâncias entre as médias dos níveis das classes digitais utilizando parâmetros estatísticos. Crosta (1993) afirma que para obter um bom resultado é necessário um elevado número de pixels para cada amostra de treinamento da classe e que estes tenham uma distribuição estatística próxima de uma distribuição normal.

Os usos do solo foram identificados através da classificação de usos do Mapbioma e pelo padrão de cores e geometrias das imagens de satélite. Áreas que não possuíam vegetação e/ou que não realizaram atividade fotossintética no período da imagem foram identificadas como áreas antropizadas (mineração e área urbana); áreas com atividades principais da bacia (extrativismo vegetal e pecuária) foram identificadas como agropecuária; as áreas com a vegetação caatinga arbórea-arbustiva foram definidas como vegetação esparsa; áreas com vegetação arbórea-arbórea foram identificadas como vegetação densa e áreas referentes à massa d'água foi identificado como hidrografia.

A padronização desses dados foi realizada também no Qgis 3.16 onde os códigos dispostos no arquivo raster foram utilizados na tabela biofísica.

Tabela Biofísica

A Tabela Biofísica (Tabela 6) mapeia cada código para as propriedades biofísicas do uso e ocupação. Ela contempla os fatores de cobertura do solo (C) e de práticas conservacionistas (P). É necessário que todos esses valores estejam alinhados com os códigos correspondentes.

Para os valores de P foi adotado o valor igual a 1(um) assumindo que não foram identificadas práticas conservacionistas na área.

Tabela 6 - Tabela biofísica com os usos e seus respectivos fatores de cobertura do solo da bacia.

Classes de uso da Terra	Código	Fator C	Referência
Solo exposto	1	1	Albuquerque et al (2005)
Vegetação arbustiva- arbórea	2	0,06	Creutzfeldt (2006)
Vegetação arbórea-arbustiva	3	0,02	Creutzfeldt (2006)
Hidrografia	4	0	-

Fonte: elaborada pela autora.

Os resultados obtidos pelo SDR referem-se à perda de solo, sedimento exportado e depositado, índice de conectividade, fator gradiente de declividade, a taxa de retenção de sedimentos e a dois indicativos ecossistêmicos: erosão evitada e exportação evitada. Os produtos (mapas) dispõem de valores totais em formato de vetor e valores médios anuais de cada pixel em raster.

3.8 Parâmetros de calibração

A calibração do modelo é um processo interativo em que os valores dos parâmetros são modificados e seu efeito nos resultados é avaliado repetidamente, até que o hidrograma calculado reproduza o hidrograma observado com boa precisão. Na calibração do modelo os parâmetros são associados às variáveis conhecidas, como as classes de uso e cobertura do solo e aos tipos de solo (COLLISCHONN, 2001), de modo que após calibrados devem simular os processos erosivos e esses apresentarem valores próximos aos valores observados.

Para a calibração foi utilizado os dados medidos de SDR de Rabelo et al. (2023), onde monitorou 29 pontos da bacia do Seridó para medição de produção de sedimentos e SDR. Na Tabela 7, consta todas as seções da bacia que foi realizado o monitoramento.

Tabela 7- Seções selecionadas para modelagem do SDR e produção de sedimentos.

Bacia	Seções do rio	Cota do Exutório (m)	Elevação média do divisor de água (m)	Área da bacia (Km²)
Acauã	Riacho Cotovelo-S1	569	619	12.77
	Rio Letreiro-S2	512	617	87.09
	Rio Picuí-S3	416	618	410.52
	Rio Picuí-S4	370	620	611.75
	Rio Picuí-S5	319	623	1055.51
	Rio Acauã-S6	316	633	2119.62
Barra	Rio Chafariz-S1	327	647	169.32
	Rio da Barra-S2	199	433	697.13

Mundo Novo	Riacho Mundo Novo-S1	207	364	54.47
Sabugi	Rio Sabugi- S1	326	472	40.25
	Rio Sabugi- S2	240	382	419.65
	Rio Sabugi- S3	164	306	1263.79
Salgado	Riacho Paquimaré-S1	323	418	7.93
	Riacho Apertado-S1	510	624	8.55
	Riacho Luzia-S1	329	596	26.92
	Rio Salgado-S2	230	463	320.24
Seridó	Rio São José-S1	200	470	1186.12
	Rio Seridó- S1	604	626	2.61
	Riacho Cubati- S1	579	615	13.47
	Rio Seridó-S2	563	621	54.50
	Riacho Cubati-S2	537	611	85.87
	Rio Seridó-S3	511	623	361
	Rio Seridó-S4	323	603	736.49
	Rio Seridó-S5	268	619	1442.54
	Rio Seridó-S7	201	604	4761.62
	Rio Seridó-S8	182	590	6108.43
	Rio Seridó-S9	140	547	9303.89
	Rio Seridó-S10	119	524	9826.70
	Rio Seridó-S11	97	511	9931.80

Fonte: Adaptado de Rabelo et al. (2023)

Para se ter o valor do SDR, Rabelo et al. (2023) utilizou a Equação de Maner (1958), onde considera o efeito da declividade do relevo no transporte difuso e é dada por:

$$\text{Log}_{10}(\text{SDR}\%) = 2,943 - 0,824 \cdot \text{Log}_{10}\left(\frac{L_m}{F_r}\right) \quad (13)$$

Nesta equação, L_m representa o comprimento máximo da bacia, em linha reta, usando como referência o rio principal, e F_r representa a diferença altimétrica entre a cota média do divisor de água e a cota do exutório em metros (ARAÚJO, 2003).

Dessa maneira, para o modelo de exportação de sedimentos o processo de calibração foi realizado manualmente para o parâmetro K_b e I_c , onde o I_c variou somente para o máximo e mínimo (0,5 e 2) e K_b entre 1 e 2, conforme sugerido por SHARP et al. (2016). A calibração manual do parâmetro K_b buscou atingir a melhor performance do modelo para a taxa de retenção de sedimentos.

Os resultados foram analisados por meio do coeficiente de determinação (R^2) (MARTINS, E.G.M., 2018) e do Coeficiente de eficiência NSE (NASH E SUTCLIFFE, 1970).

O R^2 é calculado como a proporção da variância total dos dados que é explicada pelo modelo de regressão. Matematicamente, é expresso da seguinte forma:

$$R^2 = 1 - \frac{SS_{res}}{SS_{tot}} \quad (14)$$

Onde, SS_{res} é a soma dos quadrados dos resíduos (ou erros), que representa a variabilidade dos dados que não é explicada pelo modelo de regressão e SS_{tot} é a soma total dos quadrados, que representa a variabilidade total dos dados em relação à média.

O coeficiente de determinação varia de 0 a 1. Um valor de 0 indica que o modelo não explica nenhuma variabilidade dos dados, enquanto um valor de 1 indica que o modelo explica toda a variabilidade dos dados.

Já o NSE é uma medida comum de desempenho para avaliar a precisão de modelos hidrológicos ou hidrológico-hidráulicos. É usado para comparar as saídas simuladas do modelo com as observações de dados reais. O NSE é calculado pela equação:

$$nse = 1 - \frac{\Sigma(Q_{cal} - Q_{obs})^2}{\Sigma((Q_{obs} - \bar{Q}_{obs})^2)} \quad (15)$$

Onde:

- Q_{obs} são as observações reais (dados observados) no tempo t .
- Q_{cal} são as simulações do modelo (dados simulados) no tempo t .
- \bar{Q}_{obs} é a média das observações reais.

Este índice varia de $-\infty$ a 1. Um valor de 1 indica um ajuste perfeito entre os dados observados e simulados, enquanto valores menores indicam desempenho inferior.

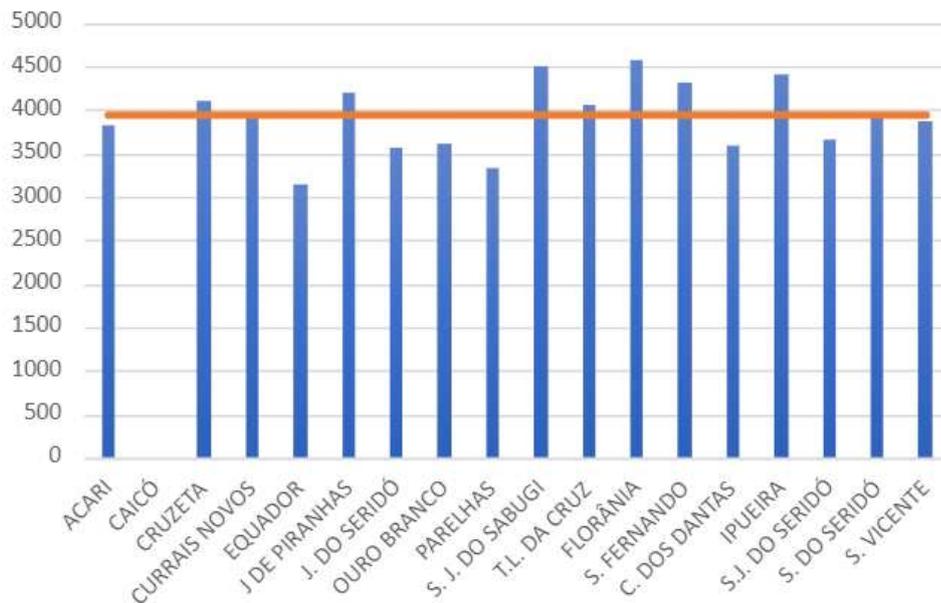
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Fatores erosivos da bacia

Erosividade

A partir da equação utilizada (Equação 3), os valores da Erosividade se concentraram entre 1.188 e 4.784 $\text{Mj.mm. ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Para a Erosividade (fator R) da região do Seridó potiguar, inserido em maior área, obteve-se maiores valores nos municípios de Florânia e São João do Sabuji (Figura 13). Com a média de 3.936 $\text{Mj.mm. ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, os valores de R são majoritariamente, baixos ou muito baixos segundo a classificação de Carvalho (Tabela 2).

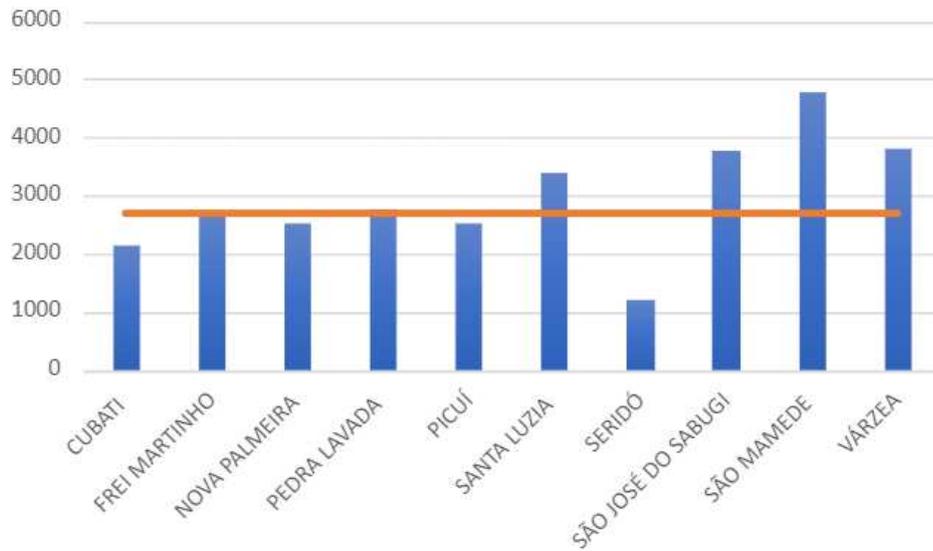
Figura 13- Erosividade (fator R) dos municípios do Seridó Potiguar



Fonte: Elaborada pela autora

No Seridó paraibano (Figura 14), a Erosividade acumulou-se em menores valores com o município de Seridó com valor mínimo ($1.188 \text{ MJ.mm. ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e São Mamede com o valor máximo ($4.847 \text{ MJ.mm. ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). A média total ficou em torno de $2.707 \text{ MJ.mm. ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, classificada como muito baixa por Carvalho (Tabela 2).

Figura 14- Erosividade (fator R) dos municípios do Seridó Paraibano



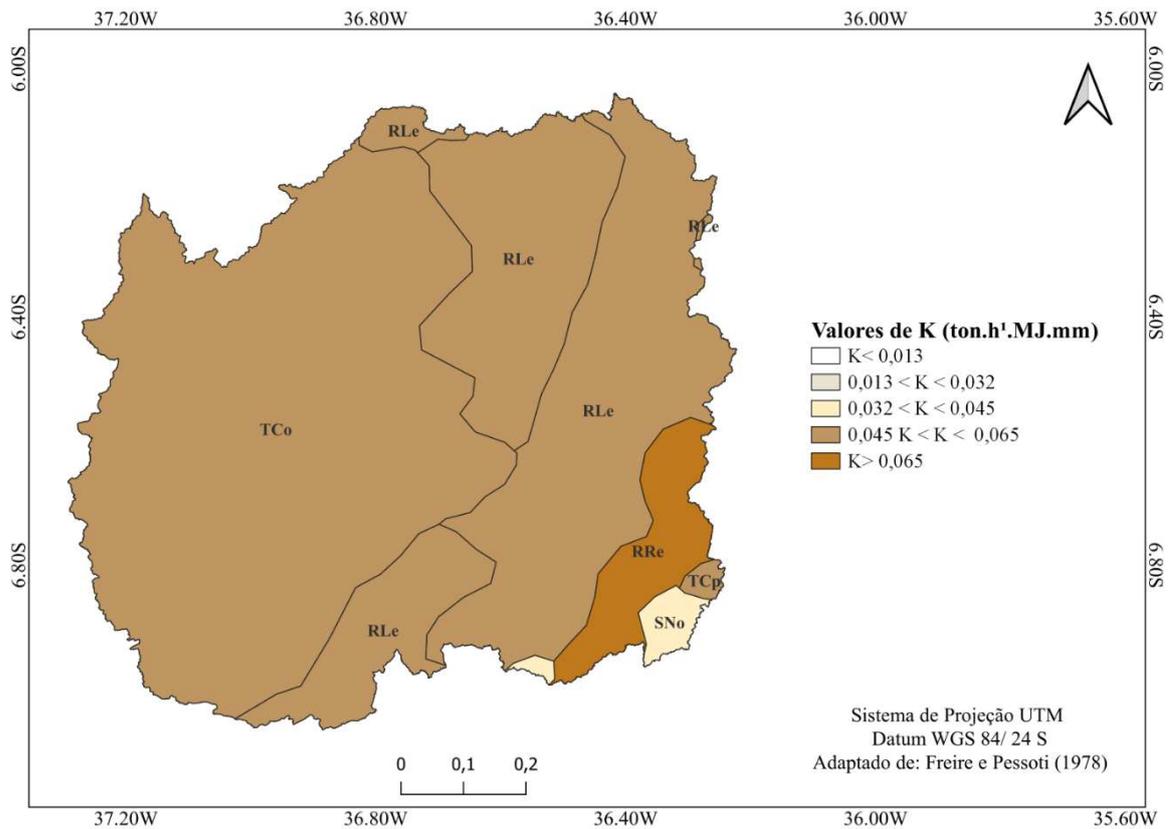
Fonte: Elaborada pela autora

A variação pluviométrica da bacia seguiu o padrão semiárido com chuvas concentradas entre janeiro e maio, com maiores picos em março e abril. Isso é explicado a partir dos fenômenos já citados anteriormente (ZCIT, VCAN e Ondas de Leste).

Erodibilidade

Quanto a susceptibilidade do solo à erosão, os valores ficaram entre três classificações (Figura 15), segundo Freire e Pessoti (Tabela 3). Os planossolos nátricos órticos foram classificados com os menores valores presentes na bacia ($0,032 < K < 0,045$) com erodibilidade média. A predominância dos valores ($0,045 < K < 0,065$) são dos luvisolos crômicos órticos e pálicos e dos neossolos litólicos eutróficos, classificados com erodibilidade alta. Já os maiores valores são dos neossolos regolíticos eutróficos ($K > 0,065$) com erodibilidade muito alta.

Figura 15- Erodibilidade (fator K) da bacia hidrográfica do Seridó



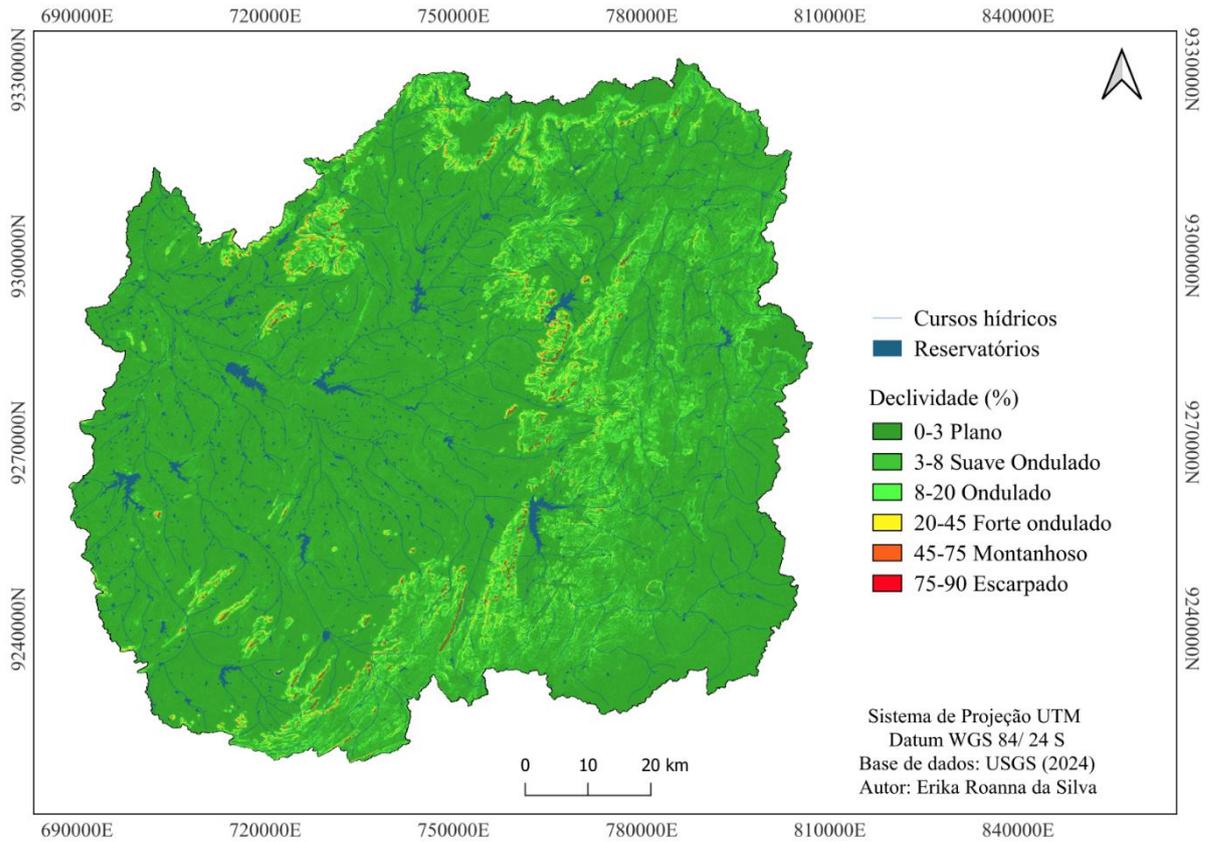
Fonte: Elaborado pela autora.

Vale ressaltar que os valores são referentes às características físicas, químicas e biológicas do solo. Os solos da bacia, por sua estrutura, tendem a ser mais facilmente erodidos, principalmente na parte mais alta da bacia onde há a presença dos neossolos regolíticos e luvisolos crômicos pálicos. Além da composição do solo, a declividade da bacia é um fator contribuinte para essa susceptibilidade.

Gradiente de declividade

Segundo a classificação da Embrapa (Tabela 4), a declividade da bacia concentra-se entre 3 e 8% com suaves ondulações. Nos extremos da bacia podemos observar maior variação na declividade, com predominância de fortes ondulações (20-45%) também classificadas em montanhosas (45-75%) ou escarpadas (75-90%). Essas regiões com maior diversidade em declives tem a formação geomorfológica do Planalto de Borborema e apresenta o maior número de suítes intrusivas da bacia (Figura 16).

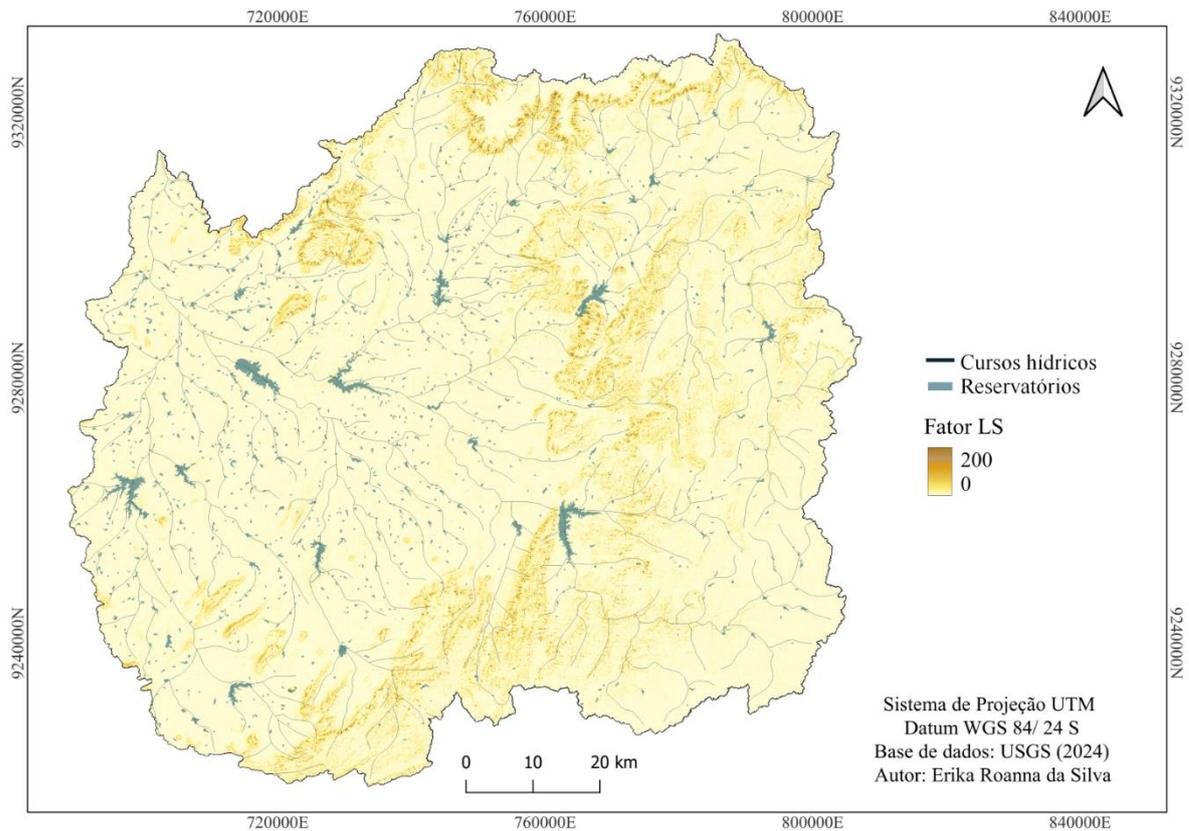
Figura 16- Classes de declividade da bacia hidrográfica do Seridó



Fonte: Elaborado pela autora.

Seguindo as características de declive da bacia, foi modelado o fator de gradiente de declividade (fator LS) que variou de 0 a 200 com os maiores valores contornando o Planalto da Borborema, conforme mostra a Figura 17.

Figura 17- Gradiente de declividade (fator LS) da bacia hidrográfica do Seridó



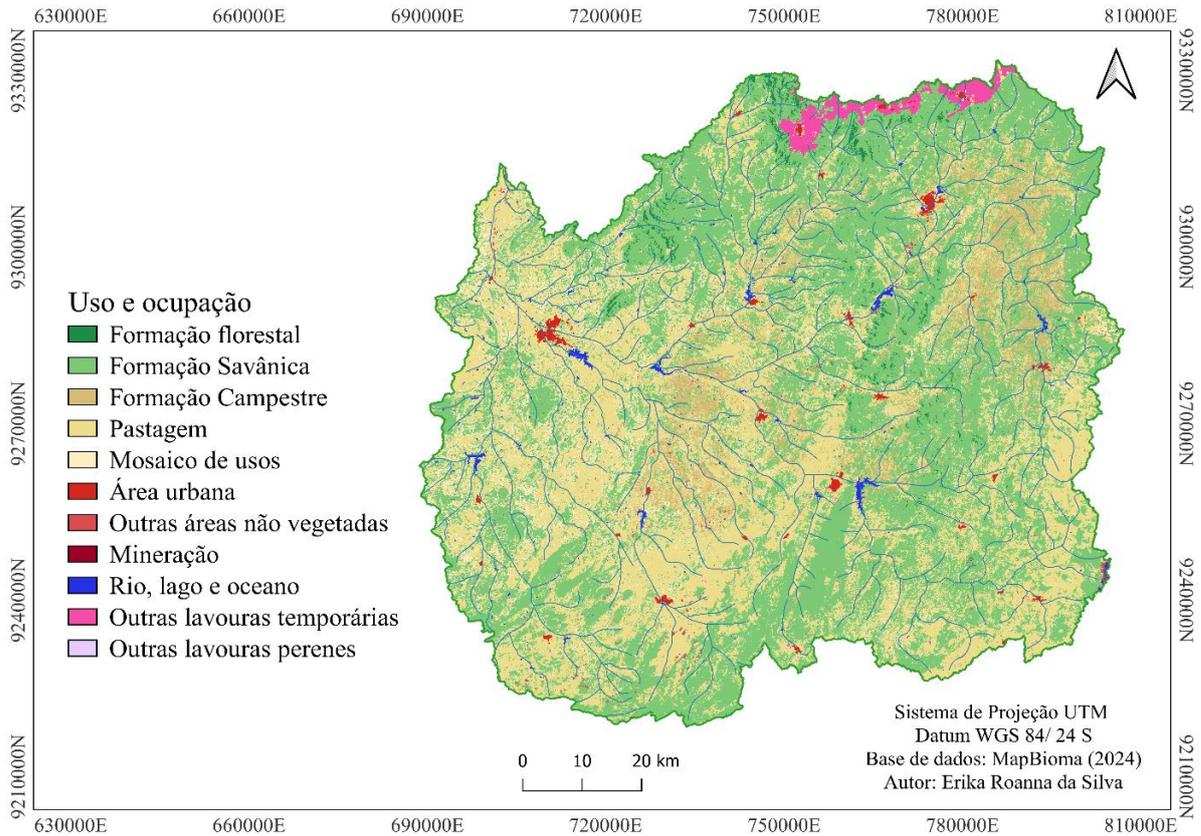
Fonte: Elaborado pela autora.

Notamos que a espacialização dos valores seguiu o mesmo padrão da declividade. Este mapa auxilia na identificação de áreas mais suscetíveis a erosão orientando as práticas de conservação, com isso, afirma-se que os usos das áreas mais elevadas da bacia demandam mais cautela em sua prática e intensidade.

Usos da bacia

Os usos e ocupações da bacia do Seridó são diversos e distintos (Figura 18). Quanto aos usos predominantes observa-se a pastagem em quase toda a extensão da bacia com manchas de agricultura homogêneas na região de depressão sertaneja, região alta e plana da bacia, além dessas atividades ressalta-se a área urbana e a mineração.

Figura 18- Uso e ocupação da bacia hidrográfica do rio Seridó



Fonte: Elaborado pela autora

Relacionando as atividades com a área total da bacia, foram obtidos os seguintes valores (Tabela 8).

Tabela 8- Porcentagem dos usos da bacia de acordo com a área total

Usos da bacia	Área ocupada (%)
Formação florestal	0.77
Floresta savânica	47.28
Formação campestre	6.34
Pastagem	34.63
Mosaico de usos	8.32
Área urbana	0.50
Outras áreas não vegetadas	0.30
Mineração	0.0002
Rio, lago e oceano	0.69
Outras lavouras temporárias	1.13
Outras lavouras perenes	0.0001

Fonte: Elaborada pela autora

A agricultura ocupa cerca de 9,4% (Tabela 8) da bacia o que implica na redução da vegetação nativa, visto que envolve o cultivo extensivo de uma única cultura. Segundo Pereira

Neto (2013), as principais culturas são milho, feijão e fava, plantados em geral, em consórcio com algodão, além de áreas com fruticultura de cajueiro, coqueiro, mangueira, umbuzeiro e maracujazeiro irrigado. Essa atividade pode levar à perda de diversidade biológica, tornando os sistemas agrícolas mais suscetíveis a pragas e doenças, além disso, é feito o uso de pesticidas, herbicidas e fertilizantes químicos para aumentar a produtividade o que pode resultar na perda de nutrientes do solo e alterar a qualidade da água dos corpos hídricos (NETO, 2016).

A pastagem é encontrada em 34,65% da bacia hidrográfica, essa extensão abriga a pecuária de médio porte com a predominância do rebanho bovino, essa atividade ocorre em regime extensivo sendo a principal fonte de alimentação da população inserida na bacia (PEREIRA NETO, 2013).

Além desses usos, a mineração (0.0002%) se destaca no município de Picuí onde é encontrado maior concentração de pegmatito. Além desse mineral, a columbita, tantalita e o berilo é encontrado na bacia na região dos municípios Frei Martinho, Picuí, Pedra Lavada e Nova Palmeira. Pereira Neto (2016) afirma que a extração mineral tem aumento significativo durante o período de estiagem constituindo uma alternativa de trabalho regional.

Ambas as atividades prejudicam a camada superficial dos solos, no caso do minério e da pecuária resultam em compactação e perda de capacidade de retenção de água, além do que podem ser liberados produtos químicos tóxicos que contaminam o solo. Isso inclui metais pesados e substâncias químicas usadas no processo de beneficiamento (ZANCHETTA, 2007).

Já nas ocupações, tem-se predominância da formação savânica (47,28%) e campestre (6,34%), com pouca presença de formação florestal nas regiões mais elevadas (0,77%). Com isso tem-se, áreas de transição entre os biomas Caatinga e a Mata Atlântica com vegetação majoritariamente, arbustiva e herbácea com campos abertos e árvores esparsas com vegetação mais adaptada a escassez hídrica.

A caracterização dos fatores erosivos da bacia está intrinsecamente ligada as variações na taxa de retenção de sedimentos. Uma bacia com uma combinação adequada de topografia suave, cobertura vegetal adequada e práticas de uso do solo sustentáveis tende a ter uma taxa de retenção de sedimentos mais eficaz (OLIVEIRA, 2023).

4.2 Parametrização do modelo

Os valores da Taxa de Retenção de Sedimentos (SDR) modelados pelo InVEST foram comparados aos valores medidos por Rabelo et al. (2023), como mostra a Tabela 9.

Tabela 9- Pontos medidos in situ e pontos simulados pelo modelo InVEST para o SDR da bacia

Pontos de calibração	Medidos (Rabelo et al. 2023)	Simulados (Modelo InVEST)
1	8,30	18,30
2	8,50	15,40
3	9,10	16,73
4	6,30	14,31
5	11,10	21,30
6	38,20	26,80
7	35,40	22,90
8	10,60	10,10
9	11,20	18,60
10	25,90	15,00
11	12,80	10,50
12	13,10	23,00
13	15,60	23,80
14	17,70	21,50
15	12,80	10,00
16	14,40	12,20
17	12,20	15,90
18	13,70	11,40
19	22,00	24,00
20	20,40	26,50
21	18,60	20,40
22	16,10	18,20
23	14,50	12,30
24	16,80	17,50
25	17,70	8,20
26	14,60	14,30
27	49,70	30,20
28	34,00	20,60
29	54,10	30,40

Fonte: Elaborada pela autora

A acurácia do modelo foi verificada utilizando o coeficiente de eficiência NSE (Nash e Sutcliffe, 1970). Moriasi et al. (2007) recomendam o NSE como métrica de análise de modelos

hidrológicos. Os resultados se mostraram satisfatórios entre os intervalos de Kb de 1,8 e 2, conforme a Tabela 10.

Tabela 10- Desempenho do modelo InVEST na bacia do rio Seridó para diferentes parametrizações

Parametrização	NSE	Média do SDR (%)	Diferença do SDR (%)
SK1C05	-0,06	8	45%
SK12C05	0,221	11	25%
SK14C05	0,388	13,7	6%
SK16C05	0,475	16,1	-10%
SK18C05	0,502	18,2	-24%
SK2C05	0,488	20	-37%
SK1C2	-1,482	1,9	87%
SK12C2	-1,095	3,5	76%
SK14C2	-0,744	5,3	64%
SK16C2	-0,44	7,2	51%
SK18C2	-0,189	9	39%
SK2C2	0,004	10,8	26%

*Taxa de Retenção de Sedimentos entre 1992 e 2015/ Os códigos da parametrização indicam: S: Seridó; K: Parâmetro de calibração e C: Índice de conectividade/ Os números entre as letras indicam o valor usado para Kb e IC/ As cores indicam a qualidade da simulação: azul-bom, verde-satisfatório e vermelho-ruim.

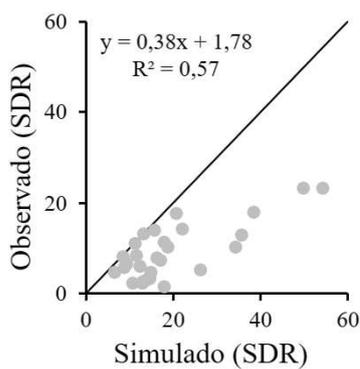
Na variação do Kb utilizando o índice de conectividade mínimo (0.5) o modelo mostrou mais sensibilidade positiva, o NSE mostrou maior satisfação. Já para a variação de Kb utilizando o IC máximo recomendado (2.0), o modelo mostrou insatisfação em todas as repetições com NSE negativos e bem próximos de zero. Na coluna de diferença do SDR (%) baseado na média obtida em cada repetição o Kb= 1.4 e 1.6 com IC mínimo foram os melhores indicando boas simulações, enquanto o Kb=2.0 no máximo IC (2.0) se mostrou satisfatório nesta análise.

Os resultados apresentados reforçam o importante papel da parametrização na modelagem hidrossedimentológica. Embora, haja a possibilidade de uma melhor estimativa.

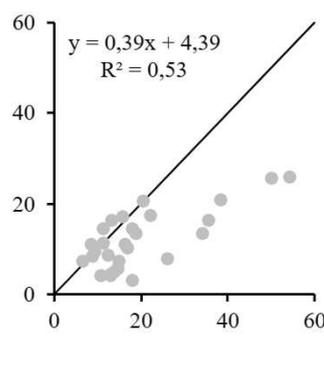
Autores que contemplam a modelagem de sedimentos concluem a eficiência de modelos a partir de parâmetros e características adicionais. Em seu estudo, Malveira (2009) realizou a modelagem hidrológica da bacia do Alto Jaguaribe com o WASA (Water Availability in Semi-Arid Environments) e constatou uma melhoria da eficiência do modelo com o aumento da área da bacia hidrográfica. Hamel et al. (2015) indicou em seu estudo de modelagem, fontes adicionais de sedimentos (erosão de ravinas e margens de cursos de água, sumidouros) para melhor comparações com dados medidos pelo modelo InVEST.

Como medida de ajuste do modelo a Figura 19 mostra o coeficiente de determinação (R^2) para os parâmetros de calibração utilizados.

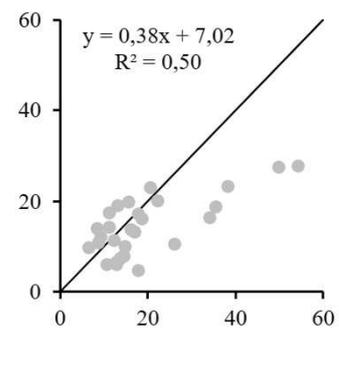
Figura 19 - Gráficos de dispersão entre os valores de SDR observados e simulados pelo modelo InVEST 3.13.0



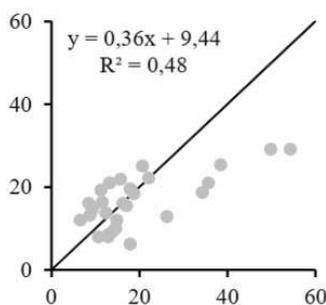
(A) Simulação com Parametrização 1: $K = 1$; $IC = 0,5$ $SDR_{max} = 0,8$



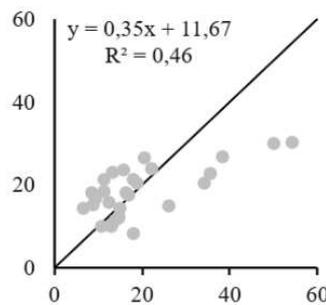
(B) Simulação com Parametrização 2: $K = 1,2$; $IC = 0,5$ $SDR_{max} = 0,8$



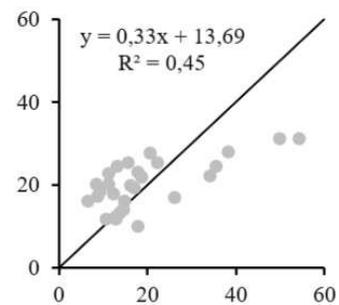
(C) Simulação com Parametrização 3: $K = 1,4$; $IC = 0,5$ $SDR_{max} = 0,8$



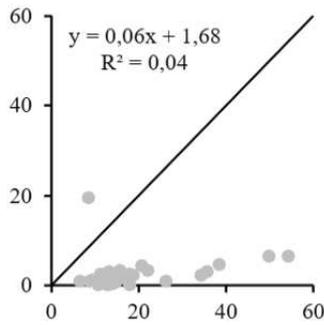
(D) Simulação com Parametrização 4: $K = 1,6$; $IC = 0,5$ $SDR_{max} = 0,8$



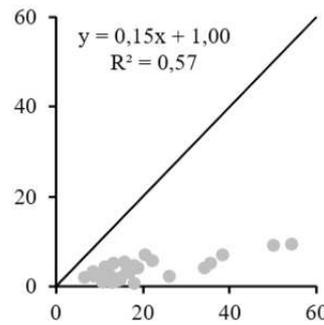
(E) Simulação com Parametrização 5: $K = 1,8$; $IC = 0,5$ $SDR_{max} = 0,8$



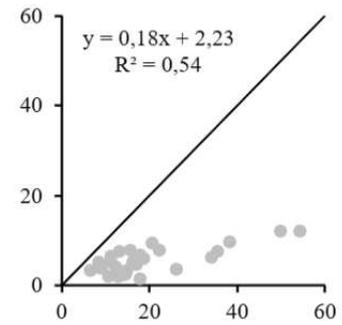
(F) Simulação com Parametrização 6: $K = 2$; $IC = 0,5$ $SDR_{max} = 0,8$



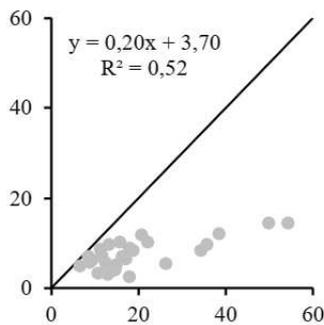
(G) Simulação com Parametrização 7: K = 1; IC = 2 SDRmax=0,8



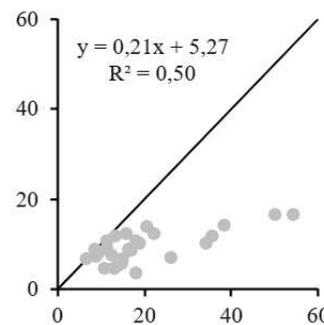
(H) Simulação com Parametrização 8: K = 1,2 ; IC = 2 SDRmax=0,8



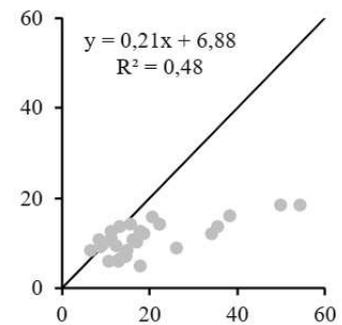
(I) Simulação com Parametrização 9: K = 1,4; IC = 2 SDRmax=0,8



(J) Simulação com Parametrização 10: K = 1,6; IC = 2 SDRmax=0,8
Fonte: Elaborada pela autora



(K) Simulação com Parametrização 11: K = 1,8; IC = 2 SDRmax=0,8



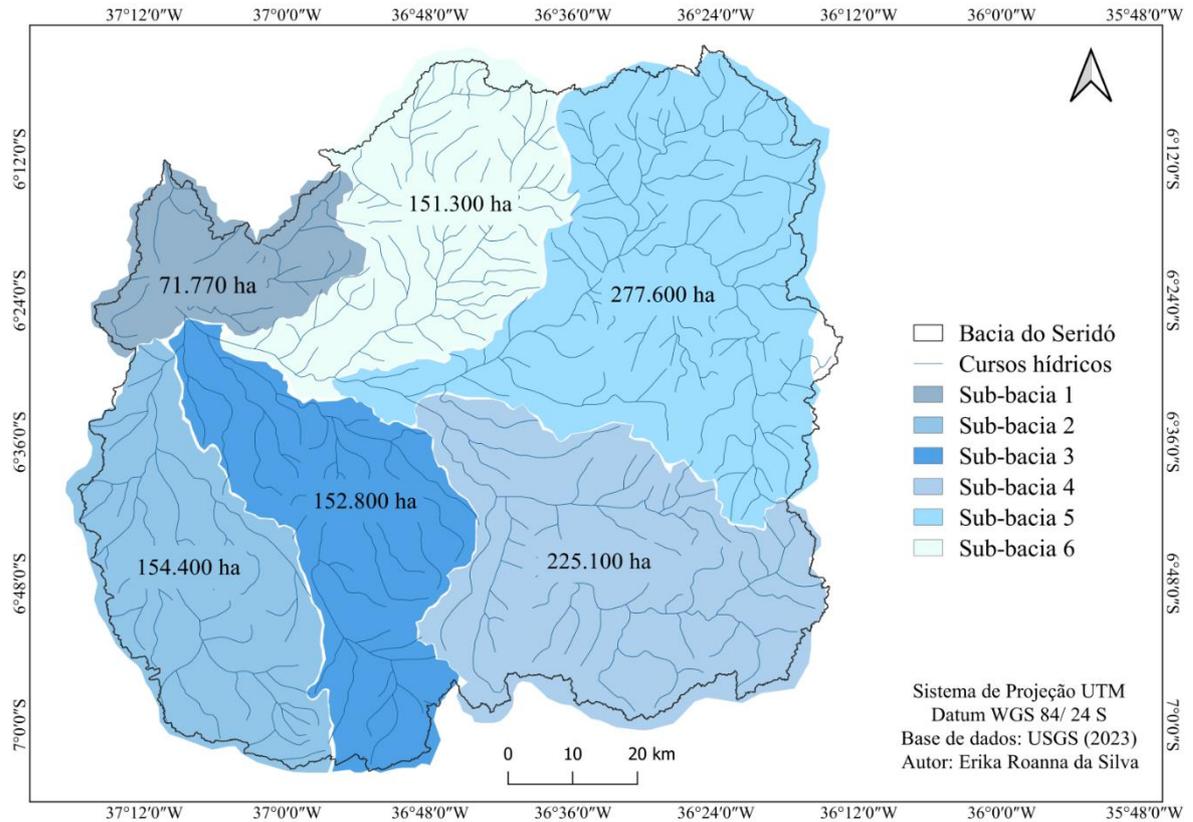
(L) Simulação com Parametrização 12: K = 2; IC = 2 SDRmax=0,8

O gráfico (G) mostrou uma correlação fraca frente aos demais (A, B, C, D, E, F, H, I, J, K e L) que se concentram entre 0,45 e 0,57. Segundo Martins (2014) foi obtido um baixo desempenho para a execução da linha no máximo, tendo em vista que para uma boa correlação os valores devem estar acima de 0,70. Com isso, os valores sugeridos para a validação foram de $K_b=1.8$, 0.5 e 0.8, assumindo que foram sub ótimos para a bacia hidrográfica do rio Seridó.

Validação em sub-bacias do rio Seridó

Os valores calibrados de K_b e IC foram utilizados para seis sub-bacias da região de estudo. Na Figura 20 foi delimitado cada sub-bacia e suas dimensões.

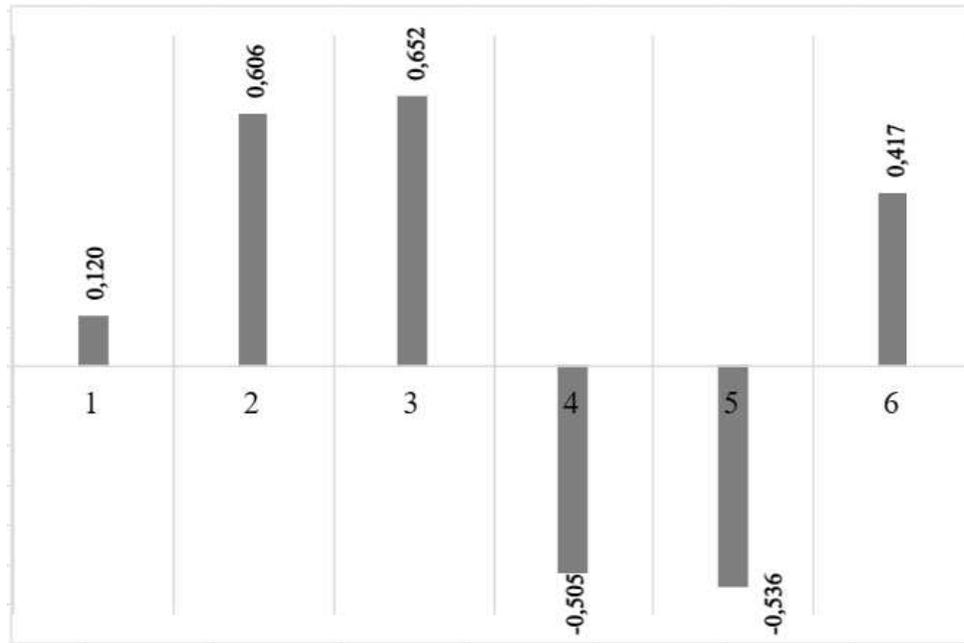
Figura 20- Sub-bacias da bacia hidrográfica do Seridó para a validação



Fonte: Elaborada pela autora

Neste processo de validação da bacia do Seridó, as sub-bacias obtiveram resultados com bastante disparidade com as sub-bacias 1(0,120), 4 (-5.505) e 5(-5.536) mostrando desempenhos ruins, conforme a Figura 21.

Figura 21- Desempenho do modelo InVEST em seis sub-bacias do rio Seridó com coeficientes calibrados.



Fonte: Elaborada pela autora

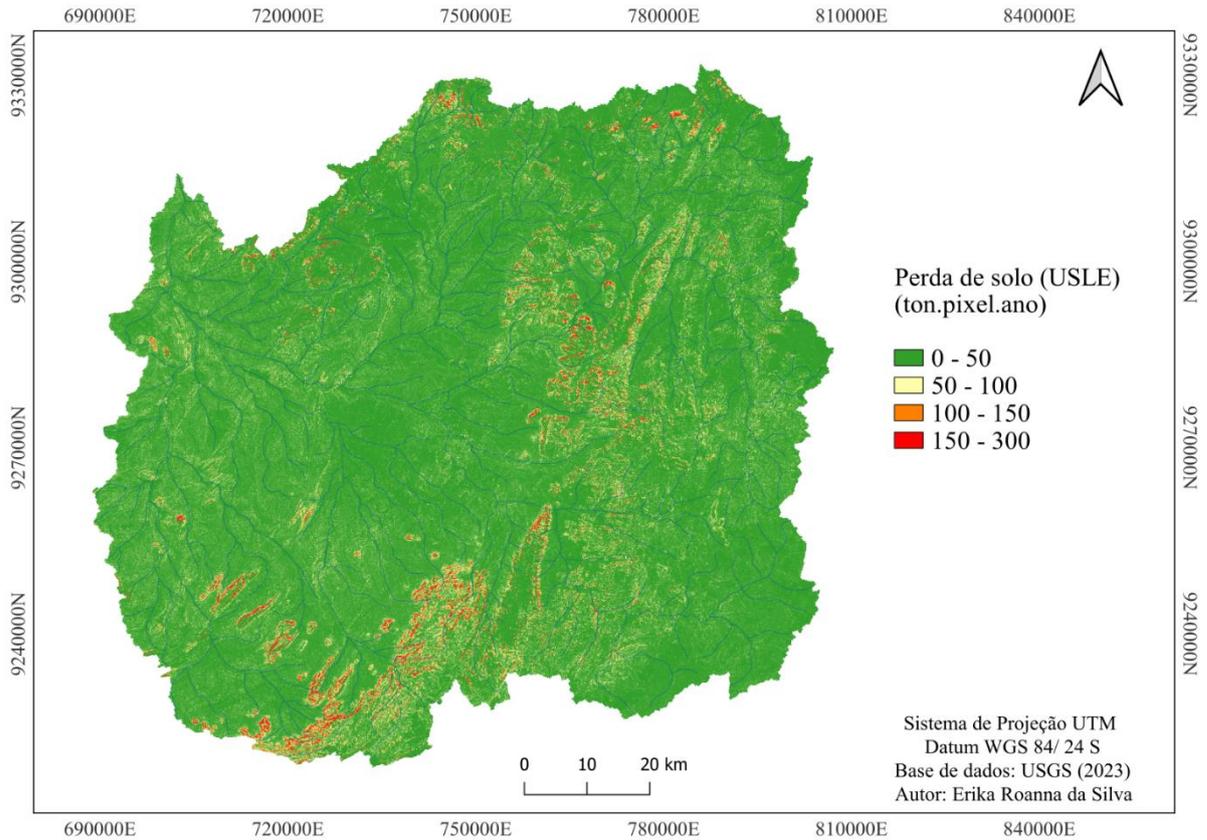
Nota-se que as sub-bacias 2, 3 e 6 foram mais bem estimadas pelo modelo com NSE superiores a 0,4. Vigiak et al. (2012) indicaram o melhor desempenho do modelo em bacias menores. No caso da bacia do Seridó os desempenhos de calibração e validação apresentaram pouca evolução partindo da escala maior para as menores.

Com desempenhos considerados bom ou satisfatório para 50% das sub-bacias ressalta-se a capacidade do modelo InVEST de simular adequadamente os processos hidrossedimentológicos em ambiente semiárido entre diferentes escalas espaciais, desde que os dados secundários sejam coerentes e acessíveis e o nível de detalhamento da parametrização deve ser compatível com a escala em que os processos são simulados, representando adequadamente a variabilidade das características da bacia nas diferentes escalas analisadas.

4.3 Perda de solo e Taxa de Retenção de Sedimentos

A modelagem da perda de solo mostra uma predominância da classe 0 a 50 ton.pixel⁻¹.ano⁻¹, conforme a Figura 22, com poucas áreas na última classe (150-300). Os pontos mais críticos de perda de solo encontram-se na região sul e nordeste da bacia.

Figura 22 – Modelagem da perda de solo da bacia hidrográfica do rio Seridó



Fonte: Elaborada pela autora

Com isso, a perda de solo na bacia chegou ao máximo de 313 ton. píxel⁻¹. ano⁻¹, com uma média de 26,08 ton. ha⁻¹. ano⁻¹. Para a mesma bacia, Rabelo et al. (2023) encontrou um valor máximo de 165 ton. píxel⁻¹. ano⁻¹ com áreas críticas na região sudoeste e nordeste da bacia. Sua média se concentrou em 29 ton. ha⁻¹. ano⁻¹. Essa disparidade nos valores dos resultados pode ter ocorrido devido a diferenças na classificação supervisionada da cobertura do solo da bacia, que para este estudo classificou 219.694 pixels como solo exposto, enquanto para o estudo de Rabelo et al. (2023) foram identificados 199.048 pixels para a mesma classe. Carvalho et al. (2007) afirmam que o solo descoberto perde em média 400 vezes mais partículas do que as demais coberturas e outros sistemas de manejo. Essa afirmação incide que o tipo de uso e cobertura da paisagem reflete diretamente nos valores de erodibilidade, o que demonstra a importância do uso do solo como das outras variáveis para a gestão e planejamento de bacias hidrográficas.

Nota-se também que as estimativas de perda do solo por erosão quantificadas pela USLE devem ser utilizadas com bastante cautela considerando as críticas e limitações do

modelo (TALLIS *et al.*, 2012). Primeiro, o modelo simula apenas a erosão laminar e, em algumas áreas, outros processos podem ser mais importantes e decisivos para a perda de solo.

Além disso, as estimativas do modelo são anuais e não permitem a análise de mudanças sazonais e de eventos extremos. Para mais, é difícil encontrar uma boa base de dados e resultados de pesquisas para atribuir valores aos fatores de uso e cobertura da terra (C) e práticas de manejo (P). Segundo Araújo (2006), Wischmeier e Smith alertam aos usuários da USLE que uma enorme fonte potencial de erro reside na seleção de valores de fatores inadequados e que as condições a serem avaliadas devem ser claramente definidas, mas muitos pesquisadores estudaram a USLE em áreas naturalmente vegetadas.

Apesar dos limites e restrições atribuídos à USLE, a equação continua sendo a mais utilizada para estimar a erosão em estudos de bacias hidrográficas em ambiente SIG (Araújo, 2006). Carvalho *et al.* (2007) afirmam que a melhor precisão da equação está na indicação dos locais mais vulneráveis à perda do solo.

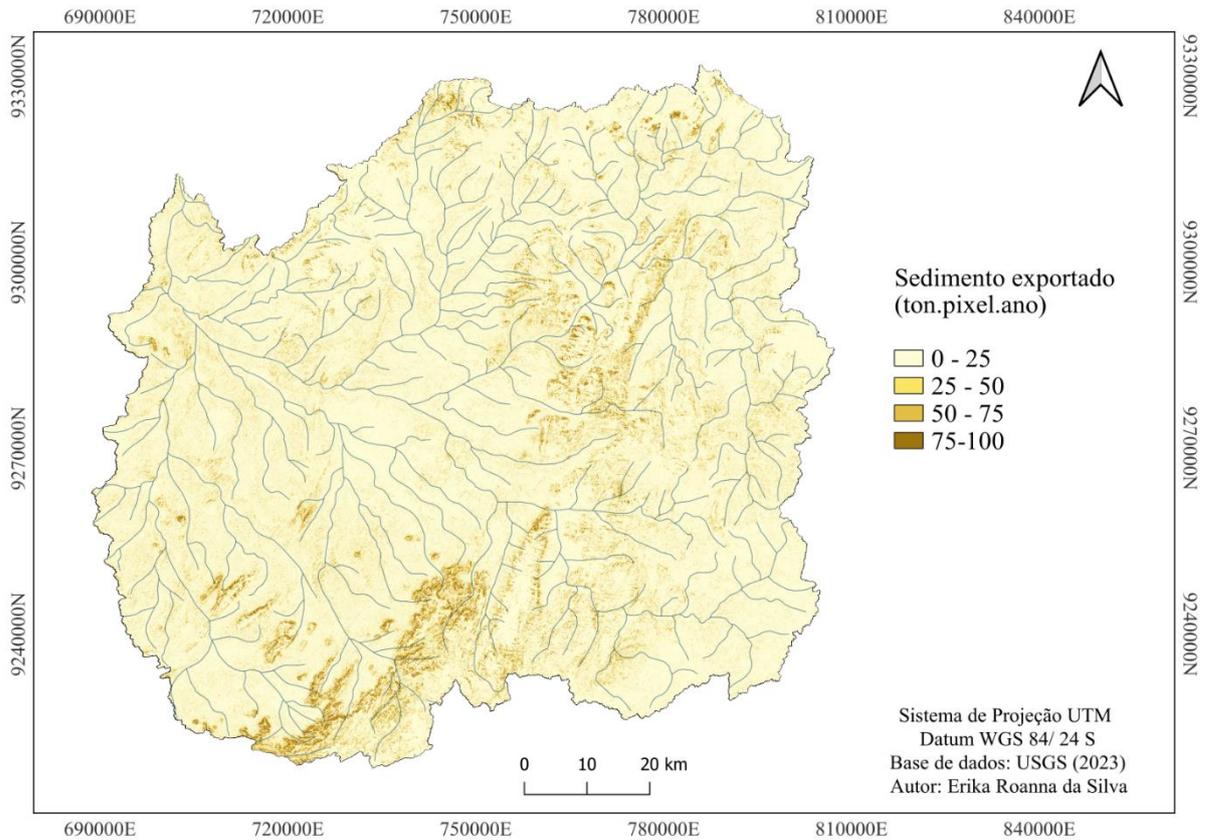
Na análise, verificou-se que os fatores de erosividade (R) e erodibilidade (K) não apresentaram diferenças em seus mínimos e máximos entre os valores de perda do solo, o fator P se mostra constante para toda área e os fatores LS e C apresentam diferenças entre os valores muito baixos de perda do solo. Com isso, podemos afirmar que estes últimos fatores citados têm maior sensibilidade aos resultados, mostrando coerência com a análise de sensibilidade feita por Hamel *et al.* (2015) para a bacia de Cape Fear, na Carolina do Norte, EUA.

Sedimento exportado

Durante o processo de perda do solo ocorre o desprendimento das partículas e carreamento para as partes mais baixas da bacia. Este processo de exportação natural é intensificado pelas ações humanas (AKASHI JUNIOR, 2021). Atividades como agricultura exigem a retirada da vegetação natural e o uso da água da drenagem da bacia. No Seridó, o tripé algodão-pecuária-mineração mudou a paisagem contribuindo para a intensificação da erosão do solo e da quantidade de sedimentos transportados (VASCONCELOS, 2005).

Na bacia do Seridó, estima-se que são exportados cerca de 4.516.091 ton. pixel⁻¹. ano⁻¹, com média de 454,8 ton. ha⁻¹. ano⁻¹. para a bacia (Figura 23), o equivalente a 17,4% dos sedimentos erodidos. A exportação concentrou-se nos valores abaixo de 25 ton. pixel⁻¹. ano⁻¹. ano com poucos valores acima de 75 ton. pixel⁻¹. ano⁻¹. Nota-se que as regiões com maior exportação estão nas zonas mais altas da bacia.

Figura 23 - Modelagem dos sedimentos exportados da bacia hidrográfica do rio Seridó



Fonte: Elaborada pela autora

Além do relevo, o tipo de solo da bacia influencia no processo de exportação de sedimentos, solos mais pedregosos estão mais suscetíveis ao carreamento (Nogueira, 2020).

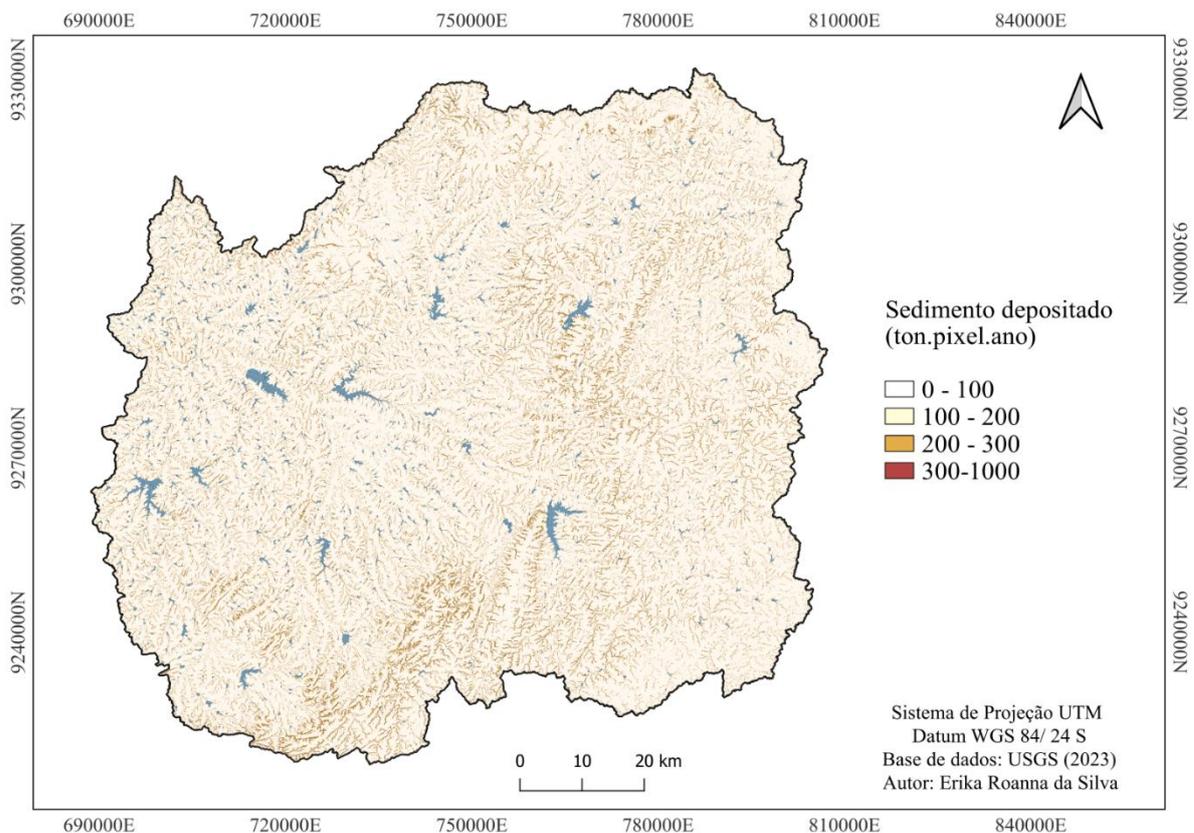
Os pontos de maior exportação na bacia possuem o neossolo litólico, estes, de acordo com o estudo de Rabelo (2018) concentram os maiores números de grãos arenosos (cerca de 60%) da bacia, com maior potencial de exportação.

Sedimento depositado

Após o desprendimento de partículas intensiva nas partes mais altas da bacia, a retenção de sedimentos ao longo da topografia é um processo decisivo no processo sedimentológico em todas as escalas, onde a entrega de sedimentos é limitada pelo transporte e este é influenciado diretamente pela deposição dos sedimentos. Segundo Bronstert et al. (2014), este tipo de deposição retém cerca de 50 a 60 % dos sedimentos erodidos, mantendo uma proporção de deposição semelhante em todas as escalas espaciais.

Na bacia do Seridó, cerca de 80% dos sedimentos erodidos por ano foram depositados (Figura 24). O valor máximo atingido na deposição foi de 1658,48 ton. pixel⁻¹. ano⁻¹ porém a média em toda bacia foi de 21.468 ton. ha¹. ano⁻¹. A deposição concentrou-se nos valores abaixo de 100 ton. ha⁻¹. ano⁻¹ com poucos valores acima de 300 ton. ha⁻¹. ano⁻¹. Nota-se que as regiões com maior deposição estão nas zonas mais baixas da bacia bordeando os cursos d'água.

Figura 24 – Modelagem dos sedimentos depositado da bacia hidrográfica do rio Seridó



Fonte: Elaborada pela autora

Bronstert et al. (2014) afirma que, os sedimentos retidos nos reservatórios estão claramente relacionados com a escala, aumentando com a área da bacia hidrográfica. Com isso, em casos de bacias maiores, como essa, há mais reservatórios, aumentando a possibilidade de deposição. Além disso, o aumento da área também promove um aumento do volume de escoamento, favorecendo a construção de reservatórios maiores, que geralmente transbordam com menor frequência e retêm maiores quantidades de sedimentos.

A deposição de sedimentos de bacias hidrográficas no semiárido tem impacto significativo a partir de reservatórios superficiais, visto que 90% da água utilizada para abastecimento humano são armazenadas nessas estruturas (ARAÚJO *et al.*, 2004). O aporte de sedimentos em tais reservatórios provoca a redução de sua capacidade de armazenamento. Segundo Araújo *et al.* (2003), isso corresponde, em média, a 1,85% por década no estado do Ceará.

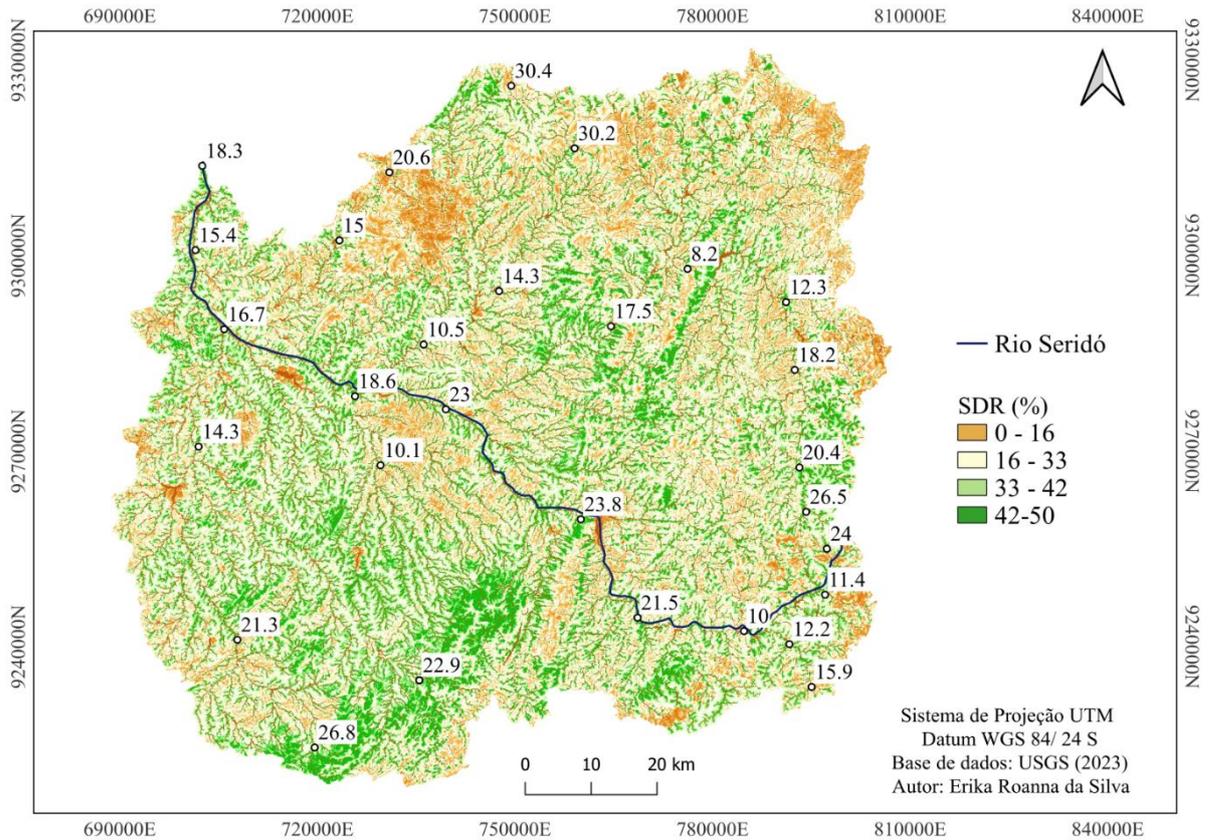
Taxa de Retenção de Sedimentos (SDR)

Baseado na equação de Maner, é possível estimar a proporção de sedimentos que chegam ao exutório de bacias de diferentes tamanhos e em diferentes trechos do rio Seridó e seus afluentes, visualizando o modelo como uma representação da conectividade entre zonas. A equação de Maner leva em consideração as condições topográficas para entender como os sedimentos se comportam na topografia da bacia.

De acordo com o mapa gerado pelo InVEST, a bacia do Seridó apresenta uma área de 9.931 km² com uma extensão de 117 quilômetros e cota de saída de água de 97 m. A taxa de sedimento estimada no exutório da bacia foi de 18,3% do total de sedimento erodido na bacia, bem próximo do valor que Araújo (2003) encontrou nas bacias experimentais no Ceará, com valor de 19,7%. Rabelo *et al.* (2023) obtiveram 8,3% para a bacia estudada (Seridó).

Os resultados do SDR nos rios da bacia hidrográfica variaram entre 0 e 50%, com predominância entre 16-33% e 42-50%. De acordo com o mapa (Figura 25), a porcentagem de maior retenção está concentrada nas margens dos rios com vegetação preservada e em áreas onde a vegetação nativa é mais densa.

Figura 25- Taxa de retenção de sedimento (SDR) da bacia hidrográfica do rio Seridó



Fonte: Elaborada pela autora

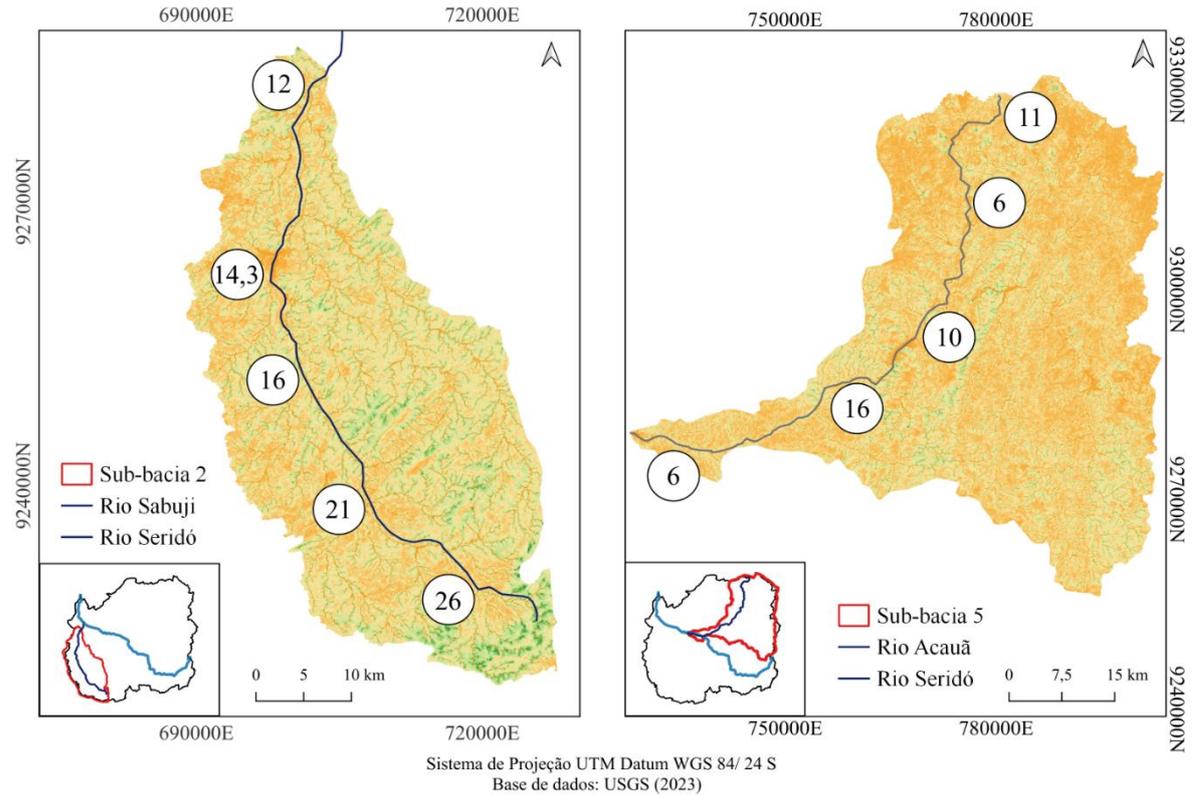
Ao traçar a distribuição espacial dos valores de SDR nos pontos de calibração e validação (Figura 25) percebe-se que os resultados se concentram entre 8 e 30% com maiores valores ao norte e ao sul da bacia, principalmente, nas áreas mais altas. Áreas com mais atividades antrópicas e/ou mais degradadas apresentam menor retenção (áreas amarronzadas).

No curso principal (rio Seridó), a retenção de sedimentos no primeiro trecho começou em 24 %, houve uma queda (10%), seguida de um aumento (23,8%), diminuindo até 18,3 %.

Esta dinâmica pode ser explicada pela estrutura morfológica do próprio relevo. Embora o rio Seridó seja minuciosamente dissecado, de onde nasce e flui em seu curso superior, é um planalto cristalizado com forma de platôs, isto é, eles não transportam muitos sedimentos por meio de energia cinética e gravitacional (RABELO, 2018).

Vale destacar que os maiores afluentes da bacia hidrográfica também apresentam dinâmicas espaciais singulares. (Figura 26).

Figura 26- Dinâmica do SDR em duas sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Seridó



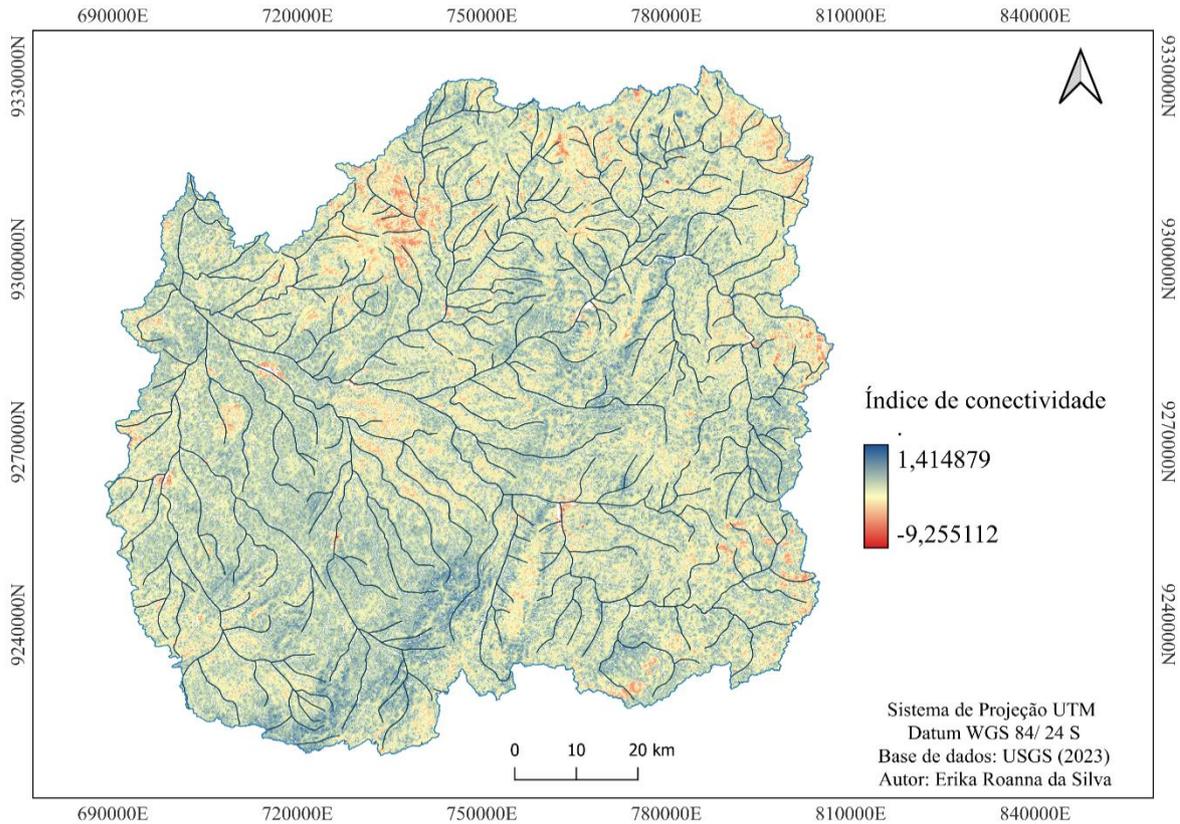
Fonte: Elaborada pela autora

O rio Acauã que nasce no terreno oposto ao rio Seridó, seguiu a dinâmica com SDR iniciando com 11% no trecho a montante, diminuiu gradativamente para 6% e posteriormente aumentou para 16% e diminuiu para 6%. Esse padrão da bacia explica-se por estar localizada principalmente, em cadeias de montanhas cristalinas (cumes) com elevações mais altas e saídas mais baixos.

Já o rio Sabuji, outro principal afluente, segue a lógica de transporte e deposição do tamanho e distância da bacia, com isso, seu SDR ficou em torno de 26% na primeira seção a montante do rio e na última, o SDR concentrou-se em torno de 12% a jusante do rio. Na bacia, há características comuns com outras bacias, devido às características geomorfológicas semelhantes.

O SDR como um índice de conectividade mostrou que nos rios maiores há um nível considerável de conectividade de sedimento em relação ao seu alto curso com conectividade alta na maioria da área da bacia (Figura 27). Microbacias que bordeiam a extensão da bacia apresentam desconectividade.

Figura 27 - Índice de conectividade na bacia hidrográfica do rio Seridó



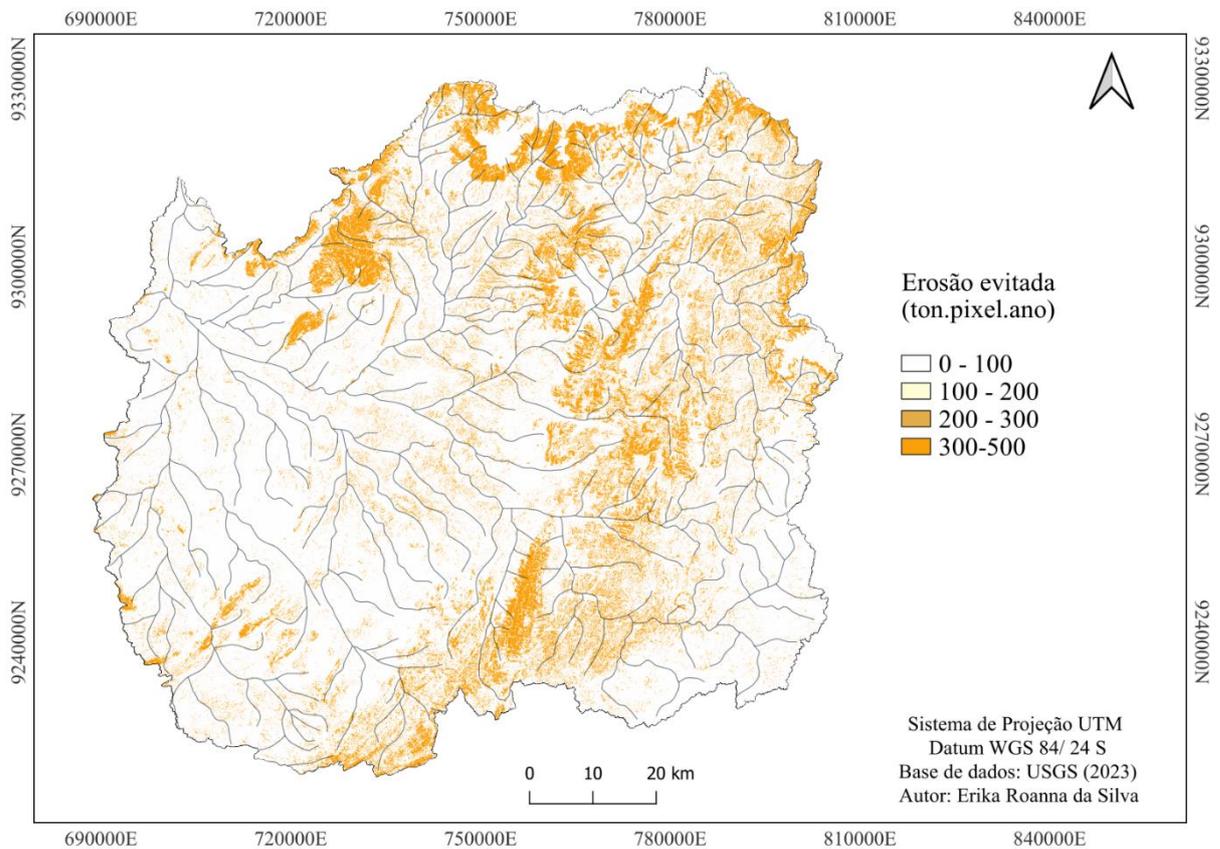
Fonte: Elaborado pela autora.

O InVEST estimou valores entre $-9,2$ e $1,4$ com maior frequência no intervalo -4 e -2 (Figura 22). A conectividade hidrológica está associada principalmente a características de precipitação (magnitude, frequência e duração) embora também existem limites controlados por condições físicas e biológicas. Um exemplo disso é quando o escoamento gerado uniformemente por saturação do solo produz elevada conectividade da bacia, enquanto precipitações excessivas localizadas têm maior probabilidade de infiltrar, conferindo baixa conectividade (Medeiros, 2009).

Avaliação dos serviços de retenção de sedimentos

Considerando a interferência das ações antrópicas de forma significativa nos processos erosivos e que em determinadas circunstâncias as taxas de perda de solo são 100 vezes maiores do que no processo natural (CARVALHO et al. 2000), o InVEST modelou também dois indicadores do SDR: a erosão evitada (Figura 28) e a exportação evitada (Figura 29).

Figura 28- Espacialização do indicador “Erosão evitada” de acordo com a avaliação do modelo InVEST



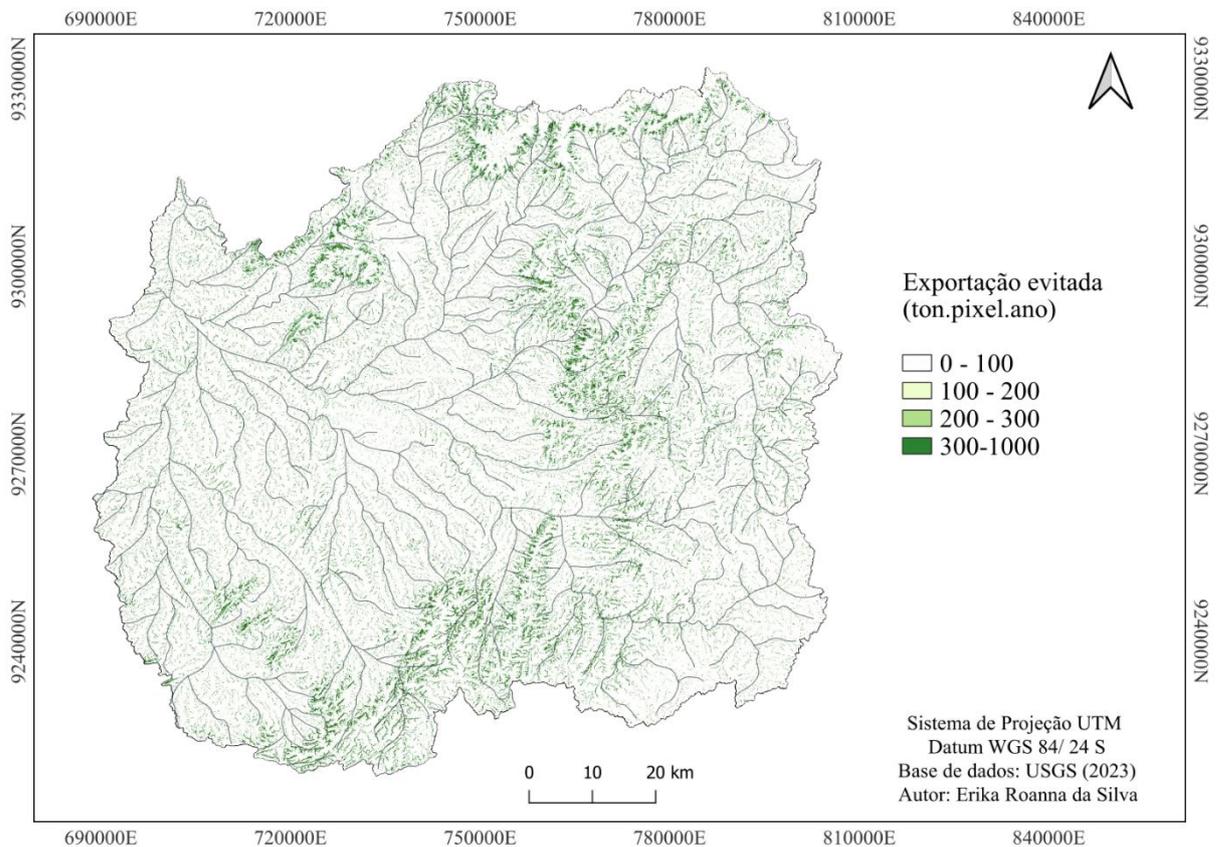
Fonte: Elaborada pela autora

No mapa, os valores amarelados indicam locais onde houve maior influência do serviço ecossistêmico SDR. Os valores totais variaram de 0 a 500 ton. píxel⁻¹. ano⁻¹. com maiores valores nas zonas onde a vegetação está mais presente e/ou homogênea, esteja ela em locais mais elevados ou mais planos.

Em contrapartida com a erosão da bacia, a perda de solo evitada na bacia foi de 32.204.470,10 ton. ano⁻¹, o que indica que para cada 1 tonelada de solo perdido 1,24 toneladas de solo foi evitada a partir da eficiência do serviço de SDR.

Para o indicador de exportação evitada, os valores estimados seguiram de 0 a 1000 ton. píxel⁻¹. ano⁻¹ (Figura 29), com altos valores distribuídos em toda a bacia, porém a concentração dos valores entre 300 e 1000 ton. píxel⁻¹. ano⁻¹ se encontra em áreas com a vegetação mais preservada e densa, similar ao indicador anterior (erosão evitada). A classe que ocupa a maior área é a de 0 a 100 e a de menor é a de 100 a 200.

Figura 29- Espacialização do indicador “Exportação evitada” de acordo com a avaliação do modelo InVEST



Fonte: Elaborada pela autora

Tratando de dados quantitativos, a média do indicador para a bacia foi de 24,7 ton. ha⁻¹. ano⁻¹, o que significa que a cada 1 tonelada de exportação de sedimentos 5,43 toneladas são evitadas a partir da eficiência do serviço de SDR.

Com isso, nota-se que as áreas com relevo mais plano (depressão sertaneja) apresentam menor quantidade de exportação e erosão evitada. Fatores como o tipo de solo e os usos dessa região influenciam intrinsecamente nos valores dos indicadores da qualidade do serviço ecossistêmico na bacia.

Para melhor caracterizar os serviços ecossistêmicos, o Millennium Ecosystem Assessment definiu quatro categorias: regulação, provisão, cultural e de suporte (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2003). A retenção de sedimentos está inserida nos serviços de regulação onde, estão dispostos aqueles serviços que regulam os processos, funções e ciclos do ecossistema. Andrade (2009) afirma que a avaliação dos serviços

de regulação é realizada a partir da análise de capacidade dos ecossistemas regularem determinados serviços.

Partindo da categorização dos serviços ecossistêmicos, Brauman *et al.* (2007) definem os serviços hidrológicos terrestres como os benefícios produzidos pela ação dos ecossistemas sobre as águas continentais (corpos hídricos interiores ao continente, não oceânicos) que são recebidos pelos seres humanos, onde temos as categorias: suprimento de água para usos extrativos diversos, suprimento de água *in situ*, mitigação de danos relacionados à água, serviços culturais relacionados à água, serviços hidrológicos de suporte ao ecossistema. Neste caso, o serviço de retenção de sedimentos está relacionado a mitigação de danos no qual refere-se à redução de danos como salinização dos solos em regiões áridas, cheias, intrusões salinas e assoreamento de corpos hídricos.

Desta forma, admite-se que o serviço de retenção é um fator atuante na bacia auxiliando no ciclo de nutrientes e evitando assoreamento de rios e diminuindo a intensidade de cheias (CABRAL, 2005). Ainda que as atividades antrópicas na bacia gerem uma pressão na produção dos serviços ecossistêmicos na área, observa-se que as áreas onde a formação florestal (Figura 25) é predominante há uma maior produção dos serviços. Áreas com pastagem ou outras lavouras temporárias concentram cada vez menos serviços ecossistêmicos.

É necessário que essas atividades antrópicas sejam priorizadas na gestão dos recursos da bacia. Barreto e Sobral (2014) apresentam técnicas (diques de retenção) capazes de simular parte do processo natural que promove a retenção de sedimentos e auto regeneração do sistema. Esses mecanismos de retenção podem gerar vantagens quanto a conservação do solo favorecendo a qualidade da água e a recomposição das matas ciliares (FREITAS, 2018).

Portanto, mapear o serviço de retenção possibilita a aplicação do modelo em contexto de decisão para a priorização de intervenções, os gestores identificam as áreas com baixa retenção de sedimentos e conseqüentemente zonas de maior potencial de melhoria por meio de atividades de manejo da terra.

Para um melhor cenário de serviços ecossistêmicos na bacia, recomenda-se a validação dos dados dos indicadores ambientais quantificados através de visitas em pontos estratégicos da bacia e a integração de informações socioambientais a partir de questionários socioeconômicos, além de análise do solo onde se concentra as atividades intensivas (CANEDO, 2021).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho realizou a aplicação do modelo de retenção de sedimentos InVEST SDR 3.13.0 na bacia do Seridó, buscando avaliar o modelo InVEST a partir da estimativa da Taxa de Retenção de Sedimentos. Ao avaliar a distribuição dos valores de retenção ao longo da bacia hidrográfica, o modelo mostra que a vegetação natural contribui fortemente para a prestação deste serviço, assim como as áreas próximas aos corpos d'água (zonas ripárias). Além disso, a retenção é mais baixa nas áreas associadas às atividades humanas (pastagens e agricultura), enquanto a contribuição para a produção de sedimentos é maior nestas áreas e onde o solo está exposto. Pode-se observar que a retenção de sedimentos evita uma média de 32.204.470 toneladas de perda de solo da bacia hidrográfica por ano.

Quanto à distribuição dos índices de conectividade, estimaram-se, predominantemente, valores negativos sendo o valor mínimo encontrado -9,2 e máximo 1,41. Notou-se que os maiores valores foram encontrados em zonas de maior declive. O estudo constatou que o parâmetro IC0 não teve impacto significativo nos resultados da estimativa da produção de sedimentos. Alterações no parâmetro Kb têm forte impacto nos resultados do modelo.

Com isso, é indicado o uso do modelo InVEST para a avaliação do comportamento hidrológico visto que utiliza dados de entrada acessíveis que necessitam de conhecimentos em sistemas de informações geográficas. Este fato, o torna uma ferramenta preponderante para o auxílio em tomadas de decisões que busquem desenvolvimento sustentável.

Para melhorar o uso do modelo InVEST SDR, recomenda-se pesquisas futuras que avaliem o desempenho dos seguintes fatores na modificação dos resultados: resolução espacial da imagem tif e “acumulação de fluxo limiar” (usando uma faixa mais ampla de valores para análise). Recomenda-se também simular cenários futuros para avaliar o impacto do uso da terra e cobrir mudanças nos serviços de contenção de sedimentos.

Além disso, embora o modelo utilize dados reais, ele não leva em consideração todos os fenômenos naturais que ocorrem dentro de uma unidade ecossistêmica. Recomenda-se, também, comparar resultados obtidos em estudos de campo para identificar subestimação ou superestimação do modelo. Dado o grande impacto das unidades de solo exposto na dinâmica dos sedimentos, recomenda-se a restauração destas unidades para restabelecer a qualidade dos serviços ambientais nestas áreas.

REFERÊNCIAS

- AKASHI JUNIOR, José. **Modelagem multitemporal da estimativa de perda de solos e análise da eficiência do Programa Produtor de Água na bacia hidrográfica das nascentes do rio Araguaia-GO/MT.** 2021.
- ALBUQUERQUE, Ulysses Paulino de; ANDRADE, Laise de Holanda Cavalcanti. **Conhecimento botânico tradicional e conservação em uma área de caatinga no estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil.** Acta Botanica Brasilica, v. 16, p. 273-285, 2002.
- ALMEIDA, Lizane; SERRA, Juan Carlos Valdés. **Modelos hidrológicos, tipos e aplicações mais utilizadas.** Revista da FAE, v. 20, n. 1, p. 129-137, 2017.
- ALVES, Ricardo Reis et al. **Monitoramento dos Processos Erosivos e da Dinâmica Hidrológica e de Sedimento de uma Voçoroca: estudo de caso na Fazenda do Glória na zona rural de Uberlândia-MG.** 2007.
- ANDRADE, Daniel Caixeta; ROMEIRO, Ademar Ribeiro. **Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. Texto para discussão. IE/UNICAMP,** v. 155, p. 1-43, 2009.
- ARAGÃO, Ricardo de et al. **Mapeamento do potencial de erosão laminar na Bacia do Rio Japarutuba, SE, via SIG.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 15, p. 731-740, 2011.8.9
- ARAÚJO, J.C. **Assoreamento em reservatórios do semiárido: modelagem e validação.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos. p. 39-52, 2003.
- ASSESSMENT, Millennium Ecosystem. Millennium ecosystem assessment. **Ecosystems,** 2003.
- BAGSTAD, Kenneth J.; SHAMMIN, Md Rumi. **Can the Genuine Progress Indicator better inform sustainable regional progress?—A case study for Northeast Ohio.** Ecological indicators, v. 18, p. 330-341, 2012.
- BAHIA, Ruy Benedito Calliari. **Evolução tectonossedimentar da Bacia dos Parecis—Amazônia.** 2007.
- BAI, Y.; ZHUANG, C.; OUYANG, Z.; ZHENG, H.; JIANG, B. **Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed.** Ecological Complexity, v. 8, n. 2, p. 177–183, 2011.
- BARBOSA, Gustavo Rodrigues et al. **Contribuição metodológica para o mapeamento de fragilidade ambiental para áreas urbanas: estudo de caso da bacia do ribeirão Anicuns, no município de Goiânia (GO).** 2020.
- BARROS, José Sidiney. **Compartimentação geoambiental no complexo de Campo Maior, PI.** 2005. Tese de Doutorado.
- BARROS, Claudia Alessandra Peixoto de et al. **Comportamento hidrossedimentológico de uma bacia hidrográfica rural utilizando técnicas de monitoramento e modelagem.** 2012.

- BRAUMAN, Kate A. et al. **The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services.** *Annu. Rev. Environ. Resour.*, v. 32, n. 1, p. 67-98, 2007.
- BRONSTERT, A., de Araújo, J.C., Batalla, R.J. et al. **Process-based modelling of erosion, sediment transport and reservoir siltation in mesoscale semi-arid catchments.** *J Soils Sediments* 14, 2001–2018 (2014).
- BORSELLI, L., Cassi, P., Torri, D., 2008. **Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment.** *Catena* 75, 268–277.
- CABRAL, J.B.P. **Estudo do Processo de Assoreamento em Reservatórios.** *Caminhos de Geografia*, v. 6, n. 14, agosto, 2006.
- CANEDO, Luís Fernando Teixeira et al. **Pagamento por serviços ambientais: análise do programa “Produtor de Água no Ribeirão João Leite”.** 2021.
- CAPRARIO, Jakcemara et al. **Simulação Hidrossedimentológica da Bacia Hidrográfica do Rio Quatorze, Francisco Beltrão (Paraná, Brasil).** *Anuário do Instituto de Geociências*, v. 40, n. 1, p. 102-114, 2017.
- CARDOSO, Edson Lopes. **Perdas de solo por erosão usando usle e sig no manancial da bacia hidrográfica do córrego rico.** 2023.
- CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia Prática.** Rio de Janeiro: CPRM, 1994.
- CARVALHO, Iasmin Teles. **Geomorfologia da paisagem através da quimioestratigrafia dos depósitos de encosta e fluviais do maciço da Serra Negra e áreas circunvizinhas, Sergipe.** 2022.
- CAVALLI, M., Trevisani, S., Comiti, F., Marchi, L., 2013. **Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments.** *Geomorphology* 188, 31–41.
- CIRILO, Elder; KULESZA, Uirá; DE LUCENA, Carlos José Pereira. **GenArch—A model-based product derivation tool.** In: *Anais do I Simpósio Brasileiro de Componentes, Arquiteturas e Reutilização de Software.* SBC, 2007. p. 31-44.
- COLLISCHONN, Walter. **Simulação hidrológica de grandes bacias.** 2001.
- COSTA, Micejane da Silva et al. **Tendências observadas em extremos de precipitação sobre a região Semiárida do Nordeste do Brasil.** 2015.
- COUTINHO, Luciano Melo et al. **Cálculo do fator LS da Equação Universal de Perdas de Solos (USLE para a bacia do Rio da Prata, Castelo-ES.** *Revista Agro@ mbiente On-line*, v. 8, n. 1, p. 01-09, 2014.
- DANIEL, Evandro. **Análise dos processos erosivos e deposicionais utilizando o modelo matemático SIMWE.** 2023. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- DA SILVA, Misael José; GALVÍNCIO, Josiclêda Domiciano; DE OLIVEIRA COSTA, Valéria Sandra. **ABORDAGEM INTERDISCIPLINAR SOBRE A INFLUÊNCIA DA ZONA DE CONVERGÊNCIA INTERTROPICAL—ZCIT NO NORDESTE BRASILEIRO.**

DA TRINDADE, Ivaldo Rodrigues; SÁ, Jaziel Martins; DE FREITAS MACEDO, Maria Helena. **Comportamento de elementos químicos em rochas mineralizadas em ouro na Faixa Seridó, Província Borborema.** Brazilian Journal of Geology, v. 38, n. 2, p. 303-318, 2008.

DE ALBUQUERQUE MOURA, Geber Barbosa et al. **Identificação de preditores para as chuvas do setor leste do Nordeste do Brasil utilizando análise de correlação canônica.** Revista Brasileira de Geografia Física, v. 13, n. 04, p. 1463-1482, 2020.

DE ASSIS FAYAL, Marcelo Alfredo. **Previsão de Vazão por Redes Neurais Artificiais e Transformada Wavelet.** 2008. Tese de Doutorado. PUC-Rio.

DESMET, P.J.J., Govers, G., 1996. **A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units.** J. Soil 51, 427–433.

DENNEDY-FRANK, P. James et al. **Comparing two tools for ecosystem service assessments regarding water resources decisions.** Journal of Environmental Management, v. 177, p. 331-340, 2016.

DE OLIVEIRA MARTINS, Mariana; DE ALMEIDA, Tito Cesar Marques. **Distribuição Espacial da Macrofauna e Sua Interação Com o Sedimento no Parque Aquícola da Enseada da Armação do Itapocoroy/SC.** Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology, v. 18, n. 1, p. 45-59, 2014.

DE SOUZA, Pilar Amadeu; DOS SANTOS MARÇAL, Mônica. **Hidrossedimentologia e conectividade do Rio Macaé, norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil.** Geo UERJ, n. 27, p. 176-201, 2015.

DE SOUSA SILVA, Ivamauro Ailton. **Degradação Ambiental em Gilbués-PI: Bases conceituais, condicionantes geoambientais e impactos na paisagem.** Revista Equador, v. 2, n. 1, p. 14-29, 2013.

DINIZ, Júlio Mannuel Tavares et al. **Avaliação da difusividade térmica do solo de Campina Grande-PB-Brasil.** Agropecuária Científica no Semiárido, v. 9, n. 2, p. 55-60, 2013.

DO BRASIL, CPRM-SERVIÇO GEOLÓGICO. **Mapeamento geológico-geotécnico do traçado referencial do trem de alta velocidade-TAV.** CPRM, 2009.

DOS SANTOS, Clibson Alves; SOBREIRA, Frederico Garcia. **Análise da fragilidade e vulnerabilidade natural dos terrenos aos processos erosivos como base para o ordenamento territorial: o caso das bacias do Córrego Carioca, Córrego do Baçã e Ribeirão Carioca na região do alto Rio das Velhas-MG.** Revista Brasileira de Geomorfologia, v. 9, n. 1, 2008.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Brasília, DF: Embrapa Produção da Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999.

FERREIRA, C. S.; SEIFOLLAHI-AGHMIUNI, S.; DESTOUNI, G.; GHAJARNIA, N., KALANTARI, Z. **Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences.** Science of the Total Environment, v. 805, p. 150106, 2022.

FERREIRA, Rogério Resende Martins et al. **Espacialização dos sedimentos exportados em diferentes tipos de solos na bacia hidrográfica do Rio Iquiri (Ituxi)-AC.** 2023.

FERNANDES, L. **Processo hidrossedimentológico na bacia do açude Acarape do Meio, Ceará,** 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 93 p. 2000.

FREITAS, Cássio Kruger de. **Avaliação da retenção de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Cunha por meio do modelo InVEST SDR.** 2018

FROTA, Patrícia Vasconcelos. **Potencial de erosão na Bacia de Drenagem do Açude Orós-CE.** 2013.

FRYIRS, Kirstie. **(Dis) Connectivity in catchment sediment cascades: a fresh look at the sediment delivery problem.** Earth Surface Processes and Landforms, v. 38, n. 1, p. 30-46, 2013.

GHOSAL, Kaushik; DAS BHATTACHARYA, Santasmita. **A review of RUSLE model.** Journal of the Indian Society of Remote Sensing, v. 48, p. 689-707, 2020.

GOMEZ, Javier Dario Pulido. **Estimativa de erosão pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e transferência de sedimentos para todo território Brasileiro.** 2012. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

HAAN, C.; BARFIELD, B.; HAYES, J. **Design hydrology and sedimentology for small catchments.** Academic Press, 1994, 588 p.

HAMEL, P. et al. **A New Approach to Modeling the Sediment Retention Service (InVEST 3.0): Case Study of the Cape Fear Catchment, North Carolina, USA.** Science of The Total Environment, v. 524–525, 2015, p. 166-177.

JAYNES, D. B.; PIONKE, H. B.; ROGOWSKI, A. S. **Acid mine drainage from reclaimed coal strip mines 2.** Simulation results of model. Water Resources Research, v. 20, n. 2, p. 243-250, 1984.

JANABI, F. A.; ONGDAS, N.; BERNHOFER, C.; SILVA, J. D. R., BENISCH, J.; KREBS, P. **Assessment of TOPKAPI-X applicability for flood events simulation in two small catchments in Saxony.** Hydrology, v. 8, n. 3, p. 109, 2021.

JATOBÁ, Lucivânio; SILVA, Alineaurea Florentino. **Tópicos especiais de climatologia.** Editora Itacaiúnas, 2020.

JIN, F.; YANG, W.; FU, J.; LI, Z. **Effects of vegetation and climate on the changes of soil erosion in the Loess Plateau of China.** Science of The Total Environment, v. 773, p. 145514, 2021.

LIMA, Berthyer Peixoto; MAMEDE, George Leite; LIMA NETO, Iran Eduardo. **Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 23, p. 125-135, 2018.

LOPES, G.R. **Estudos Hidrológicos e Hidrossedimentológicos na Bacia do Córrego do Capão Comprido**. Dissertação Departamento de Engenharia Civil e Ambiental - Universidade de Brasília, Brasília, março, 2010. 142 p.

LOPEZ-VICENTE, M., Poesen, J., Navas, A., Gaspar, L., 2013. **Predicting runoff and sediment connectivity and soil erosion by water for different land use scenarios in the Spanish Pre-Pyrenees**. *Catena* 102, 62–73.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Tolerância de perdas de terras para solos do Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônômico, 1975

LOMBARDI NETO, F; MOLDENHAUER, W. C. **Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP)**. *Bragantia*, Campinas. 51 (2): 189-196, 1992.

LOU, R. F. **Modelagem hidrológica chuva-vazão e hidrodinâmica aplicada na bacia experimental do Rio Piabanha/RJ. 2010**. 174 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – COPPE/Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

MACHADO, Ronalton Evandro. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. Tese de Doutorado. University of São Paulo, Brazil.

MACHADO, Walquíria; STIPP, Nilza Aparecida Freres. **Caracterização do manejo de solo na Microbacia Hidrográfica do Ribeirão dos Apertados-pr**. *Geografia (Londrina)*, v. 12, n. 2, p. 57-86, 2003.

MALVEIRA, Vanda Tereza Costa. **Pequena açudagem e sustentabilidade hidrológica em grandes bacias semi-áridas: estudo de caso da bacia do açude Orós**. 2009.

MANER, S.B. **Factors affecting sediment delivery rates in the Red Hills physiographic area**. *Transactions American Geophysical Union*, 39, 1958.

MARTINS, Larissa Fernanda Vieira. **Monitoramento de parques urbanos em fundos de vale: análise das funções de conservação e uso público-estudos de casos múltiplos em Curitiba, Paraná**. 2014. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

MARTINS, Maria Eugénia Graça; RODRIGUES, J. F. **Coefficiente de correlação amostral**. *Revista de Ciência Elementar*, v. 2, n. 2, p. 34-36, 2014.

MEDEIROS, Pedro Henrique Augusto; ARAÚJO, JC de; ANDRELLO, Avacir Casanova. **Modelagem distribuída da produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica e sua validação utilizando ¹³⁷Cs**. *SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS*, v. 18, 2009.

MEDEIROS, Pedro HA et al. **Modelling spatio-temporal patterns of sediment yield and connectivity in a semi-arid catchment with the WASA-SED model**. *Hydrological Sciences Journal–Journal des Sciences Hydrologiques*, v. 55, n. 4, p. 636-648, 2010.

MOREIRA, Luana Lavagnoli et al. **Modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do Rio Maquiné (RS) utilizando o SWAT**. *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (23.: Foz do Iguaçu, 2019)*. Anais [recurso eletrônico]. Porto Alegre: ABRH, 2019, 2019.

MORIASI, Daniel N. et al. **Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations**. Transactions of the ASABE, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.

NASH, J. Eamonn; SUTCLIFFE, Jonh V. **River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles**. Journal of hydrology, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970.

NASIRI, S.; ANSARI, H.; ZIAEI, A. N. **Simulation of water balance equation components using SWAT model in Samalqan Watershed (Iran)**. Arabian Journal of Geosciences, v. 13, p. 1-15, 2020.

NELSON, Erik et al. **Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales**. Frontiers in Ecology and the Environment, v. 7, n. 1, p. 4-11, 2009.

NETO, MCP; FERNANDES, Ermínio. **Instabilidade emergente e aspectos de degradação ambiental da bacia hidrográfica do Rio Seridó (RN/PB–Brasil)**. Revista de Geografia, v. 33, n. 1, 2016.

NOGUEIRA JUNIOR, L. R. et al. **Dinâmica de sedimentos na bacia do Rio Dourado em Apuí-AM**. 2023.

NOGUEIRA, Pollyanna Faria. **"Aspectos quali-quantitativo dos solos e sedimentos da área de influência direta do empreendimento hidrelétrico Foz do Rio Claro (Go)"**. (2020).

OLIVEIRA, Mônica Kassiane de Almada. **Modelagem de práticas conservacionistas do solo em uma bacia hidrográfica no semiárido vulnerável a desertificação**. 2023. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

PABÓN, Diego Alonso Reyes. **Metodologia multiobjetivo e multicritério de auxílio à outorga de recursos hídricos: Aplicação ao caso da Bacia do Rio Preto**. 2009. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília.

PANDEY, Ashish et al. **Soil erosion modeling of a Himalayan watershed using RS and GIS**. Environmental Earth Sciences, v. 59, p. 399-410, 2009.

PEREIRA NETO, Manoel Cirício. **Fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio Seridó (RN/PB Brasil)**. 2013. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

PINHEIRO, Everton Alves Rodrigues. **Produção de sedimentos em diferentes escalas espaciais: o caso da bacia do rio Jaguaribe-Ce**. 2013.

PIRES, F. R. M. **Arcabouço Geológico**. In: CUNHA, S. B., GUERRA, A. J. T. (org). Geomorfologia do Brasil. 4a ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2006.

RABELO, D.R; SANTOS, N.S. **Proposta Preliminar de Mapeamento Geomorfológico da Bacia do Rio Seridó RN/PB**. Revista de Geociências do Nordeste, v. 2, p. 262-270, 2016.

RABELO, Davi Rodrigues. **Análise espacial da razão de aporte de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Seridó**, RN-PB. 2018.

RABELO, Davi Rodrigues; CAVALCANTE, Andrea Almeida; DE ARAÚJO, José Carlos. **Sediment yield in a basin in Brazilian Semiarid Regions: A discussion on positive allometry**. *Catena*, v. 221, p. 106749, 2023.

RENARD, Kenneth G. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. US Department of Agriculture, Agricultural Research Service, 1997.

RIGHETTO, Antonio Marozzi. **Hidrologia e recursos hídricos**. 1998.

ROEHL, J.E. (1962). **“Sediment source areas, and delivery ratios influencing morphological factors”**. *International Association of Hydrological Sciences* 59, pp. 202 – 213.

ROMSHOO, S. A.; YOUSUF, A.; ALTAF, S.; AMIN, M. **Evaluation of various DEMs for quantifying soil erosion under changing land use and land cover in the Himalaya**. *Frontiers in Earth Science*, v. 9, p. 782128, 2021.

SANTOS JR, Olavo et al. **Processos de instabilização em falésias: estudo de um caso no Nordeste do Brasil**. *Geotecnia*, n. 114, p. 71-90, 2008.

SHARP, Carla; FONAGY, Peter. **Practitioner review: borderline personality disorder in adolescence—recent conceptualization, intervention, and implications for clinical practice**. *Journal of Child Psychology and Psychiatry*, v. 56, n. 12, p. 1266-1288, 2015.

SILVA, M. J; Josiclêda Domiciano GALVÍNCIO, J. D.; COSTA, V. S. O. **Revista Movimentos Sociais e Dinâmicas Espaciais**, Recife, V. 6, N. 1, 2017 (107-117).

SILVA, Genisson Panta da et al. **Expressão geomorfológica da queda do nível de base no Baixo São Francisco**. 2022.

SOARES, A. 2000. **Geoestatística Aplicada às Ciências da Terra e do Ambiente**. IST PRESS. Portugal, 206p.

SOUGNEZ, N., Wesemael, B. Van, Vanacker, V., 2011. **Low erosion rates measured for steep , sparsely vegetated catchments in southeast Spain**. *Catena* 84, 1–11.

SOUTO, Caio César Rocha Almeida et al. **Modelagem hidrossedimentológica em bacias semiáridas com diferentes fórmulas de transporte acopladas ao modelo Mosee**. 2013.

TALLIS, H.; RICKETTS, T., GUERRY, A.; WOOD, S.; SHARP, R.. **InVEST 2.3.0 user’s guide: iterated valuation of environmental services and tradeoffs**. 2012. Disponível em: <http://www.naturalcapitalproject.org/InVEST.html>. Acesso em: 27 nov. 2012.

TARBOTON, David G. **A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models**. *Water resources research*, v. 33, n. 2, p. 309-319, 1997.

TAVARES, Válder Cardoso. **Estimativa de erosão dos solos e sua comparação com a aptidão agrícola na microbacia do Rio Boa Vista–Queimadas/PB.** 2020.

TRINDADE, Laiana dos Santos. **Estimativa de perda de solos na Bacia Hidrográfica do Rio da Dona–BA.** 2018.

TUCCI, Carlos EM. **Gerenciamento integrado das inundações urbanas no Brasil. Rega/Global Water Partnership South América,** v. 1, n. 1, p. 59-73, 2004.

VALENTIN, Francisco Augusto Da Silva. **Análise do Controle, Recuperação e Prevenção da Erosão Hídrica no Parque Cesamar em Palmas-TO.** Centro Universitário Luterano de Palmas, ULBRA, 2018.

VASCONCELOS, Fábio Perdigão. **Gestão Integrada da Zona Costeira: Ocupação antrópica desordenada, erosão, assoreamento e poluição ambiental do litoral.** Premium Editora, 2005.

VERSTRAETEN, Willem W. et al. **Soil moisture retrieval using thermal inertia, determined with visible and thermal spaceborne data, validated for European forests. Remote Sensing of Environment,** v. 101, n. 3, p. 299-314, 2006.

VIGERSTOL, Kari L.; AUKEMA, Juliann E. **A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services.** Journal of environmental management, v. 92, n. 10, p. 2403-2409, 2011.

VIGIAK, O., et al. **Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio.** Geomorphology, 2012, p. 74–88.

XU, E.; ZHANG, Hongqi. **Change pathway and intersection of rainfall, soil, and land use influencing water-related soil erosion.** Ecological Indicators, v. 113, p. 106281, 2020.

WESLATI, O.; SERBAJI, M. **Spatial assessment of soil erosion by water using RUSLE model, remote sensing and GIS: a case study of Mellegue Watershed, Algeria–Tunisia.** Environmental Monitoring and Assessment, v. 196, n. 1, p. 14, 2024.

WESTER, Kelly L.; BORDERS, L. DiAnne. **Research competencies in counseling: A Delphi study.** Journal of Counseling & Development, v. 92, n. 4, p. 447-458, 2014.

WILKINSON, S.N., Dougall, C., Kinsey-Henderson, A.E., Searle, R.D., Ellis, R.J., Bartley, R., 2014. **Development of a time-stepping sediment budget model for assessing land use impacts in large river basins.** Sci. Total Environ. 468-469, 1210–24.

WILLIAMS, Jimmy R.; BERNDT, Harold D. **Sediment yield computed with universal equation.** Journal of the Hydraulics Division, v. 98, n. 12, p. 2087-2098, 1972.

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

ZANCHETTA, Grazielle Simone Boscatto et al. **Avaliação do grau de poluição do solo, águas, plantas e resíduos sólidos do lixão Linha Rincão do Engenho de Lagoa Vermelha, RS.** 2007.

ZHANG, Y.; CHAO, Y.; FAN, R.; REN, F.; QI, B.; JI, K.; XU, B. **Spatial-temporal trends of rainfall erosivity and its implication for sustainable agriculture in the Wei River Basin of China.** *Agricultural Water Management*, v. 245, p. 106557, 2021