



Universidade Federal da Paraíba
Centro de Tecnologia
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL
– MESTRADO–

EROSIVIDADE DAS CHUVAS E PERDAS DE SOLO NA BACIA
APODI-MOSSORÓ NO PERÍODO DE 1987-2018

Por

Cássio Kaique da Silva

Dissertação de Mestrado apresentada à Universidade Federal da Paraíba
para obtenção do grau de Mestre

João Pessoa – Paraíba

Janeiro de 2024



Universidade Federal da Paraíba

Centro de Tecnologia

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL
– MESTRADO–**

**EROSIVIDADE DAS CHUVAS E PERDAS DE SOLO NA BACIA
APODI-MOSSORÓ NO PERÍODO DE 1987-2018**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre.

Cássio Kaique da Silva

Orientador: Prof. Dr. Richarde Marques da Silva

João Pessoa – Paraíba

Janeiro de 2024

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

S586e Silva, Cássio Kaique da.

Erosividade das chuvas e perdas de solo na bacia
Apodi-Mossoró no período de 1987-2018 / Cássio Kaique
da Silva. – João Pessoa, 2024.

69 f. : il.

Orientação: Richarde Marques da Silva.
Dissertação (Mestrado) – UFPB/CT.

1. Erosão. 2. Perda de solo e água – Semiárido. 3.
Variabilidade climática. 4. Modelo hidrológico SWAT. 5.
Uso do solo. 6. Escassez hídrica. I. Silva, Richarde
Marques da. II. Título.

UFPB/BC

CDU 631.459(043)

EROSIVIDADE DAS CHUVAS E PERDAS DE SOLO NA BACIA APODI-MOSSORÓ NO PERÍODO DE 1987-2018

CÁSSIO KAIQUE DA SILVA

**Dissertação aprovada em 31 de janeiro de 2024.
Período Letivo: 2023.2**

Documento assinado digitalmente
 **RICHARDE MARQUES DA SILVA**
Data: 31/01/2024 21:41:33-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof. Dr. Richarde Marques da Silva – UFPB
Orientador**

Documento assinado digitalmente
 **CELSO AUGUSTO GUIMARAES SANTOS**
Data: 01/02/2024 21:23:06-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof. Dr. Celso Augusto Guimarães Santos – UFPB
Examinador Interno**

Documento assinado digitalmente
 **JOSE YURE GOMES DOS SANTOS**
Data: 01/02/2024 08:36:03-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof. Dr. José Yure Gomes dos Santos – UFRN
Examinador Externo**

**João Pessoa/PB
2024**

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar minha profunda gratidão a todos aqueles que tornaram esta jornada possível e significativa.

Em primeiro lugar, minha gratidão a Deus, cuja orientação e graça estiveram sempre presentes em todos os momentos desta jornada acadêmica.

À Comunidade Doce Mãe de Deus, e, de maneira especial, à Missão do Bessa. Em muitos momentos de aflição, foram meu refúgio, um santuário onde encontrei paz e fortaleci minha espiritualidade.

À minha família, em especial à minha amada esposa Ingrid Chianca, que foram fontes inesgotáveis de amor, apoio e compreensão ao longo dessa jornada desafiadora. Suas palavras de encorajamento e paciência infinita foram fundamentais para superar os obstáculos.

Ao meu orientador, Richarde Marques da Silva, pela orientação sábia, dedicação incansável e pela confiança depositada em mim. Suas orientações críticas e inspiradoras moldaram não apenas esta dissertação, mas também meu crescimento como pessoa.

Aos professores Celso Augusto Guimarães Santos e José Yure Gomes dos Santos pelas contribuições e sugestões valiosas para esta pesquisa. Suas orientações foram fundamentais para a finalização e aprimoramento deste trabalho.

À Cibele Chianca por todo o apoio e incentivo dedicados à área de recursos hídricos.

À equipe do LEPPAN, em especial para Alaine, que ajudou na calibração do SWAT.

Aos meus amigos, que estiveram ao meu lado durante toda essa jornada, oferecendo apoio emocional, compartilhando ideias e experiências, e tornando os dias de pesquisa mais leves com seu apoio.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECAM), que proporcionou o ambiente acadêmico propício ao desenvolvimento desta pesquisa.

Este trabalho é o resultado de um esforço coletivo e do apoio de muitos, e estou profundamente grato a todos que contribuíram de alguma forma. Obrigado por fazerem parte desta jornada e por tornarem este momento possível.

SUMÁRIO

RESUMO.....	6
LISTA DE TABELAS.....	9
1.1 OBJETIVOS	12
1.1.1 Objetivo Geral	12
1.1.2 Objetivos Específicos	12
1.2 CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO	13
2. REFERENCIAL TEÓRICO	15
2.1 ESCASSEZ HÍDRICA	15
2.2 MODELAGEM HIDROLÓGICA	17
2.3 EROSIVIDADE DAS CHUVAS NA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL	18
2.4 PERDA DE SOLO E EROSÃO NO SEMIÁRIDO.....	20
2.5 O MODELO SWAT	23
2.5.1 <i>Escoamento superficial</i>	25
2.5.2 <i>Evapotranspiração</i>	26
2.5.3 <i>Percolação</i>	29
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	31
3.1 MODELAGEM DAS PERDAS DE SOLO	31
3.1.1 Dados de entrada do modelo SWAT	31
3.1.2 Modelo digital de terreno	32
3.1.3 Uso e ocupação do solo	33
3.1.4 Dados hidrometeorológicos	36
3.1.5 Tipos de solo.....	40
3.2 VARIABILIDADE DA CHUVA	42
3.3 DETERMINAÇÃO DA EROSIVIDADE DA CHUVA.....	42
3.4 ÍNDICES DE DESEMPENHO DA MODELAGEM.....	43
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	46
4.1 ANÁLISE DA VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA PRECIPITAÇÃO	46
4.2 ANÁLISE DA VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA EROSIVIDADE.....	50
4.3 ANÁLISE DAS MUDANÇAS NO USO DO SOLO	53
4.4 CALIBRAÇÃO DA VAZÃO	54
4.5 PERDA DE SOLO ESTIMADA	59
5. CONCLUSÕES.....	61
REFERÊNCIAS	62

RESUMO

Este estudo aborda a interação entre variabilidade climática, pressões antrópicas e seus impactos na perda de solo na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, um cenário típico do semiárido brasileiro, durante o período de 1987 a 2018. A sinergia desses fatores ameaça ecossistemas, reduz a produtividade agrícola e destaca a necessidade de ações de manejo sustentável. A erosividade das chuvas é um elemento crucial nesse contexto. Chuvas intensas desagregam o solo, arrastando partículas e nutrientes essenciais, prejudicando a fertilidade e a capacidade produtiva. O estudo empregou o modelo SWAT para simular as perdas de solo, sendo essenciais para avaliar e propor estratégias de manejo e conservação. A análise espaço-temporal revelou áreas críticas, como Upanema e Felipe Guerra, com elevada erosividade, indicando a necessidade de medidas prioritárias de conservação do solo. A diminuição nas chuvas extremas, evidenciada por tendências negativas nos valores de R95p, requer uma avaliação mais aprofundada sobre a relação entre erosividade e carga de sedimentos. A calibração da vazão no modelo SWAT para os postos fluviométricos Governador Dix-Sep Rosado e Mossoró representou adequadamente o comportamento geral da bacia, apesar de discrepâncias em alguns eventos. Contudo, a discrepância na vazão estimada, evidenciada pelo erro percentual de 29,2%, destaca a necessidade de revisão do modelo para aprimorar a precisão das simulações hidrológicas. A precipitação observada de 745 mm desempenha papel central na dinâmica da bacia. A perda de solo média observada de 3,64 toneladas por hectare por ano indica erosão significativa, enfatizando a importância de práticas de manejo e conservação do solo. No entanto, a discrepância na vazão estimada destaca a necessidade de refinamento no modelo SWAT. Pode-concluir que a variabilidade climática e as mudanças no uso do solo acarretam impactos sensíveis nas perdas de solo na bacia do Rio Apodi-Mossoró durante o período analisado.

PALAVRAS-CHAVE: Perda de solo e água; modelo hidrológico SWAT; variabilidade climática, mudança do uso do solo; semiárido; escassez hídrica.

ABSTRACT

This study addresses the interaction between climatic variability, anthropogenic pressures, and their impacts on soil loss in the Apodi-Mossoró River basin, a typical scenario in the Brazilian semiarid region, during the period from 1987 to 2018. The synergy of these factors threatens ecosystems, reduces agricultural productivity, and underscores the need for sustainable management actions. Rainfall erosivity plays a crucial role in this context, as intense rains disaggregate the soil, carrying away particles and essential nutrients, thereby impairing fertility and productive capacity. The study employed the SWAT model to simulate soil and nutrient losses, which are essential for evaluating and proposing management and conservation strategies. The space-time analysis revealed critical areas, such as Upanema and Felipe Guerra, with high erosivity, indicating the need for prioritized soil conservation measures. The decrease in extreme rainfall, evidenced by negative trends in R95p values, requires a more in-depth assessment of the relationship between erosivity and sediment load. The calibration of flow in the SWAT model for the streamflow gauging stations Governador Dix-Sep Rosado and Mossoró adequately represented the overall behavior of the basin, despite discrepancies in some events. However, the discrepancy in the estimated flow, highlighted by a percentage error of 29.2%, emphasizes the need to review the model to improve the accuracy of hydrological simulations. The observed precipitation of 745 mm plays a central role in the basin's dynamics. The observed average soil loss of 3.64 tons per hectare per year indicates significant erosion, emphasizing the importance of soil management and conservation practices. However, the discrepancy in the estimated flow underscores the need for refinement in the SWAT model. It can be concluded that climatic variability and land use changes have sensitive impacts on soil and nutrient losses in the Apodi-Mossoró River basin during the analyzed period.

KEYWORDS: Water and soil loss; SWAT hydrological model; climatic variability; land use change, semi-arid, water scarcity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização geográfica da bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró.....	14
Figura 2. Esquema do movimento da água na fase terrestre e fase aquática no SWAT.	24
Figura 3. Distribuição da demanda evaporativa do solo em profundidade.	29
Figura 4. Visualização do MDE utilizado neste estudo.	33
Figura 5. Mapa de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró.	35
Figura 6. Mapa de tipos de solo da bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró.....	41
Figura 7. Apresentação dos valores do índice RX1DAY calculados para o período 1987 – 2018.	46
Figura 8. Apresentação dos valores do índice CDD calculados para o período 1987– 2018.	47
Figura 9. Apresentação dos valores do índice R95p calculados para o período 1987–2018.	48
Figura 10. Erosividade da chuva para cada posto pluviométrico na bacia Apodi-Mossoró.	51
Figura 11. Variabilidade temporal da erosividade da chuva para cada posto pluviométrico na bacia Apodi-Mossoró.....	52
Figura 12. Usos do solo da bacia Apodi-Mossoró para (a) 1988, (b) 1998, (c) 2008, e (d) 2018.	54
Figura 13. Vazões observadas e simuladas sem calibração para o posto fluviométrico Mossoró.	55
Figura 14. Vazões observadas e simuladas sem calibração para o posto fluviométrico Mossoró.	55
Figura 15. Vazões observadas e simuladas na (a) calibração e (b) validação para o posto fluviométrico Governador Dix-Sep Rosado.	56
Figura 16. Vazões observadas e simuladas na (a) calibração e (b) validação para o posto fluviométrico Mossoró.	57
Figura 17. Relação entre vazão e perda de solos na bacia Apodi-Mossoró.	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Associação entre as classes de uso do solo existentes na área de estudo	35
Tabela 2. Postos pluviométricos selecionados para o estudo	37
Tabela 3. Postos fluviométricos selecionados para o estudo.....	38
Tabela 4. Descrição dos parâmetros do gerador climático do SWAT.....	39
Tabela 5. Valores das médias mensais para os parâmetros climatológicos utilizados no gerador climático do SWAT para o posto meteorológico Mossoró	39
Tabela 6. Valores das médias mensais para os parâmetros climatológicos utilizados no gerador climático do SWAT para o posto meteorológico Apodi.	40
Tabela 7. Descrição dos perfis utilizados na modelagem.....	41
Tabela 8. Descrição dos índices climáticos utilizados no estudo.....	42
Tabela 9. Classificação do potencial erosivo anual da chuva.....	43
Tabela 10. Estatísticas dos índices climáticos RX5DAY e RX1DAY para a área de estudo.	49
Tabela 11. Quantidade de dias de precipitação diária obtidos para o índice climático Rnn.	50
Tabela 12. Área ocupada pelos usos do solo existentes na bacia para os anos de 1988, 1998, 2008 e 2018.	53
Tabela 13. Resultados das métricas de correlação entre as vazões observadas e simuladas	58
Tabela 14. Comparação entre as perdas de solo e as vazões observadas e simuladas	60

1. INTRODUÇÃO

A avaliação das práticas de gestão da terra e da água dependem do desempenho hidrológico e biogeoquímico total dentro de uma bacia hidrográfica (QI *et al.*, 2020). Modelos em escala de bacia hidrográfica são abordagens amplamente utilizadas para prever a quantidade e a qualidade da água, contabilizando processos físicos, químicos e biológicos complexos de uma bacia hidrográfica.

A água, como um dos recursos naturais mais vitais para a humanidade, desempenha um papel central em diversas atividades, desde indústrias alimentícias até cultivos agrícolas e práticas diárias de higiene e preparo de alimentos. No entanto, os desafios associados à perda de solo devido à erosão apresentam um dos problemas ambientais mais preocupantes, impactando diretamente tanto a quantidade quanto a qualidade da água disponível (XAVIER *et al.*, 2017). Aproximadamente 1.047 milhões de hectares (Mha) de área terrestre global foram afetados pela erosão, sendo 751 Mha severamente impactados pela erosão hídrica e 296 Mha pela erosão eólica no final dos anos 2000 (TAKHELLAMBAM *et al.*, 2022). Essa erosão acelera a sedimentação fluvial, agrava desastres geológicos e modifica o transporte marítimo, impactando a economia e sociedade dos países (GARCÍA-RUIZ *et al.*, 2015).

A avaliação quantitativa do risco de erosão do solo se destaca como um tópico de interesse crucial para a proteção agrícola, conservação do solo, controle de desastres, gerenciamento de recursos hídricos e infraestruturas hidráulicas (CUNHA *et al.*, 2022). A perda de solo é um processo intrínseco ao ciclo natural da Terra, porém, ações antrópicas intensivas, como desmatamento, agricultura em larga escala, mineração e urbanização, podem acentuar consideravelmente a taxa de perda de solo, gerando sérias consequências ambientais e econômicas. Além disso, a variabilidade climática exacerbada por eventos climáticos extremos, como chuvas intensas e longos períodos de seca, pode acentuar ainda mais a erosão do solo e, consequentemente, as perdas resultantes.

Nesse cenário, a compreensão da erosão do solo requer uma abordagem que considere tanto a variabilidade climática quanto as intervenções humanas. A variabilidade climática está se tornando mais frequente e intensa globalmente, modificando os padrões de temperatura e precipitação e desencadeando eventos climáticos extremos como tempestades, inundações e secas (BRASIL NETO *et al.*, 2022). A erosão do solo, um desdobramento direto desses eventos, pode provocar não apenas a redução da produtividade agrícola, mas também danos à infraestrutura e perda de habitats naturais.

Contribuindo para a complexidade do problema, a influência humana exerce um papel igualmente significativo na perda de solo. Práticas agrícolas intensivas podem compactar o solo e diminuir a cobertura vegetal, impulsionando assim a erosão. O desmatamento, por sua vez, eleva o escoamento superficial e diminui a capacidade do solo de reter a água, resultando em uma erosão mais acentuada (SILVA *et al.*, 2023).

Para entender integralmente essa interação entre variabilidade climática e ação humana na perda de solo, é indispensável adotar medidas de monitoramento e mitigação. O monitoramento climático, por exemplo, é fundamental para identificar tendências e padrões climáticos, facilitando a implementação de medidas preventivas que minimizem os impactos da variabilidade climática na erosão do solo (SILVA *et al.*, 2022). Além disso, práticas de conservação do solo, como o uso de técnicas agrícolas sustentáveis e a restauração de áreas degradadas, podem desempenhar um papel importante na redução das taxas de perda de solo causadas pela atividade humana.

A região semiárida do Brasil, como uma das mais afetadas pela erosão do solo no mundo (SILVA *et al.*, 2018a), é caracterizada por baixos índices pluviométricos, irregularidades temporais e espaciais nas chuvas, insolação intensa e elevada evapotranspiração. Esses fatores, associados à crescente demanda por água e à inadequada proteção desse recurso, agravam a tendência de escassez e comprometem sua qualidade. Uso inadequado e desperdício de água também agravam o problema.

A extensa área de erosão hídrica compreende vastas porções de terra. Sob o pano de fundo do aquecimento global, eventos extremos de chuva nessa região vêm aumentando e intensificando (GUAN *et al.*, 2022). Essa realidade impacta a erosão hídrica em diferentes momentos, ressaltando a necessidade de investigar a variação espacial e temporal da erosividade das chuvas. Embora anteriormente a análise da erosividade fosse dificultada pela falta de metodologias sistematizadas e limitações computacionais, desde a proposta do método por Zhang *et al.* (2002), vários estudos sobre erosividade da chuva em diversas regiões foram subsequentemente relatados (LAI *et al.*, 2016), incluindo a região semiárida do Brasil (DA SILVA *et al.*, 2011; DA SILVA *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2013; DA SILVA *et al.*, 2020; BRITO *et al.*, 2021), embora nenhum tenha explorado especificamente a bacia estudada neste trabalho.

A pesquisa sobre erosão hídrica no semiárido se destaca devido às suas características climáticas e ambientais. Esse contexto é caracterizado por escassez hídrica, altas temperaturas e solos vulneráveis, tornando-o suscetível à erosão hídrica. A região

também desempenha um papel econômico significativo, contribuindo substancialmente para a produção agrícola e pecuária do país.

A investigação da erosão hídrica no semiárido é crucial para a implementação de práticas que conservem o solo e a água, promovendo a preservação do meio ambiente e mantendo a produtividade agrícola e pecuária da região. A construção de terraços, barragens e estruturas de retenção de água, juntamente com técnicas de manejo do solo, como o plantio direto e o uso de cobertura vegetal, são abordagens essenciais para reduzir as taxas de perda de solo devido à ação antrópica.

Neste cenário, esta pesquisa tem como estudo de caso a bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró. Essa bacia, sendo a segunda maior em extensão no estado do Rio Grande do Norte, assume grande importância na região semiárida do Brasil, exercendo impacto direto na vida das comunidades situadas às margens de seus rios e reservatórios (SILVA *et al.*, 2020). A perda acentuada de solo nessa bacia representa uma ameaça à preservação do ecossistema e à gestão dos recursos hídricos locais. Com um papel econômico de destaque, as atividades como extração de petróleo, produção de sal marinho, agricultura irrigada, pecuária, mineração e outras atividades socioeconômicas reforçam a importância dessa bacia (CARVALHO *et al.*, 2011). Nesse contexto, uma abordagem de planejamento é essencial, uma vez que a região está sujeita a altos níveis de antropização resultantes das atividades econômicas e do crescimento urbano.

Assim, explorar as mudanças na erosividade da chuva tem implicações profundas na produção de sedimentos em diversas escalas de tempo e espaço. A produção de sedimentos, influenciada pelas atividades humanas, como desmatamento, mineração e construção de reservatórios, exibe uma dinâmica complexa. Em estudos como o de Dantas *et al.* (2015), as tendências temporais na carga de sedimentos na bacia do Rio Taperoá foram analisadas usando simulações e testes estatísticos, revelando alterações significativas na carga de sedimentos ao longo do tempo. Essa complexidade requer investigações contínuas para entender melhor os fatores envolvidos.

Enfrentando essa realidade e visando mitigar os desafios impostos pela escassez de água, diversas medidas de enfrentamento têm sido adotadas por órgãos governamentais e organizações não governamentais. A construção de cisternas e sistemas de captação de água das chuvas, a criação de barragens, tanto superficiais quanto subterrâneas, a distribuição de água por meio de carros-pipa e programas de auxílio financeiro, como o Programa Bolsa Estiagem, estão entre as medidas implementadas para lidar com a situação.

Nesse contexto, a compreensão dos processos que regem o movimento da água e seus sedimentos, e como esses processos afetam a disponibilidade e qualidade da água, impulsionou estudos hidrológicos que utilizam modelos matemáticos em bacias hidrográficas. Modelos matemáticos, ao representarem a realidade de forma aproximada, desempenham um papel vital. Com o intuito de planejar o uso futuro da água, o emprego de modelos hidrológicos no gerenciamento dos recursos hídricos tornou-se popular, permitindo prever cenários de mudanças na bacia e implementar práticas de manejo sustentáveis. A integração desses modelos a sistemas de informações geográficas potencializa a compreensão física, ao representar os parâmetros dos modelos de forma distribuída (VEITH *et al.*, 2010).

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo Geral

Investigar a variação espaço-temporal da erosividade da chuva e seus impactos na perda de solo em uma típica bacia do semiárido brasileiro, o caso da bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró entre 1987 e 2018.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Analisar a variação espaço-temporal da precipitação na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró no período de 1987 - 2018;
- Analisar a variação espaço-temporal da erosividade na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró no período de 1987 – 2018;
- Analisar as mudanças no uso do solo na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró no período de 1987 – 2018;
- Verificar o desempenho do modelo SWAT na calibração da vazão na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró no período de 1987 – 2018;
- Estimar a perda de solo na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró no período de 1987 – 2018.

1.2 Características da área de estudo

A bacia Apodi-Mossoró, situada na mesorregião oeste potiguar (Figura 1), abrange uma área de 15.103,32 km², representando aproximadamente 26,80% do território do estado do Rio Grande do Norte (OLIVEIRA e QUEIROZ, 2013). Esse rio nasce na Serra de São José, no município Luiz Gomes (RN), a aproximadamente 831 m de altitude, e percorre mais 150 km, passando por 52 municípios, desde a nascente até a foz, localizada entre os municípios de Areia Branca e Grossos no litoral norte do estado.

Essa bacia é a maior bacia hidrográfica genuinamente potiguar, com 618 açudes, atingindo um volume de 469.714.600 m³, correspondendo 27,4% e 10,7% dos totais de açudes e volumes acumulados do Rio Grande do Norte (SILVA *et al.*, 2020).

O estado do Rio Grande do Norte apresenta duas principais classes climáticas, de acordo com a classificação de Köppen: o primeiro é o clima tropical quente e úmido, com uma estação seca durante o inverno, denominado como clima do tipo As; o segundo é o clima semiárido quente, classificado como BSh. A bacia do rio Apodi-Mossoró se enquadra na classificação climática BSh, caracterizada por apresentar baixos níveis de precipitação pluviométrica, que variam entre 250 e 750 mm anualmente. Essa região também se destaca pela alta irregularidade na distribuição das chuvas e por índices elevados de evaporação, conforme descrito por Dubreuil *et al.* (2018).

De acordo com o levantamento realizado pelo IBGE e a EMBRAPA no ano de 2001, no estado do Rio Grande do Norte foram identificados treze tipos distintos de solos. No contexto da bacia em análise, é possível identificar a predominância de diversos tipos de solos, conforme constatado no estudo conduzido por Rocha *et al.* (2013). Entre os principais tipos de solos encontrados na região estão: Podzólico Vermelho-Amarelo Eutrófico, Cambissolo Eutrófico, Bruno Não Cálcico, Solos Litólicos Eutróficos, Rendzina, Latossolo Vermelho-Amarelo Eutrófico, Latossolo Amarelo Distrófico, Vertissolo, Solos Aluviais Eutróficos. Essa diversidade de solos na bacia do rio Apodi-Mossoró desempenha um papel de grande relevância nos processos hidrológicos e nos aspectos relacionados à erosividade das chuvas, perdas de solo e qualidade da água. Essas características influenciam de maneira direta a gestão dos recursos hídricos e a preservação ambiental na região.

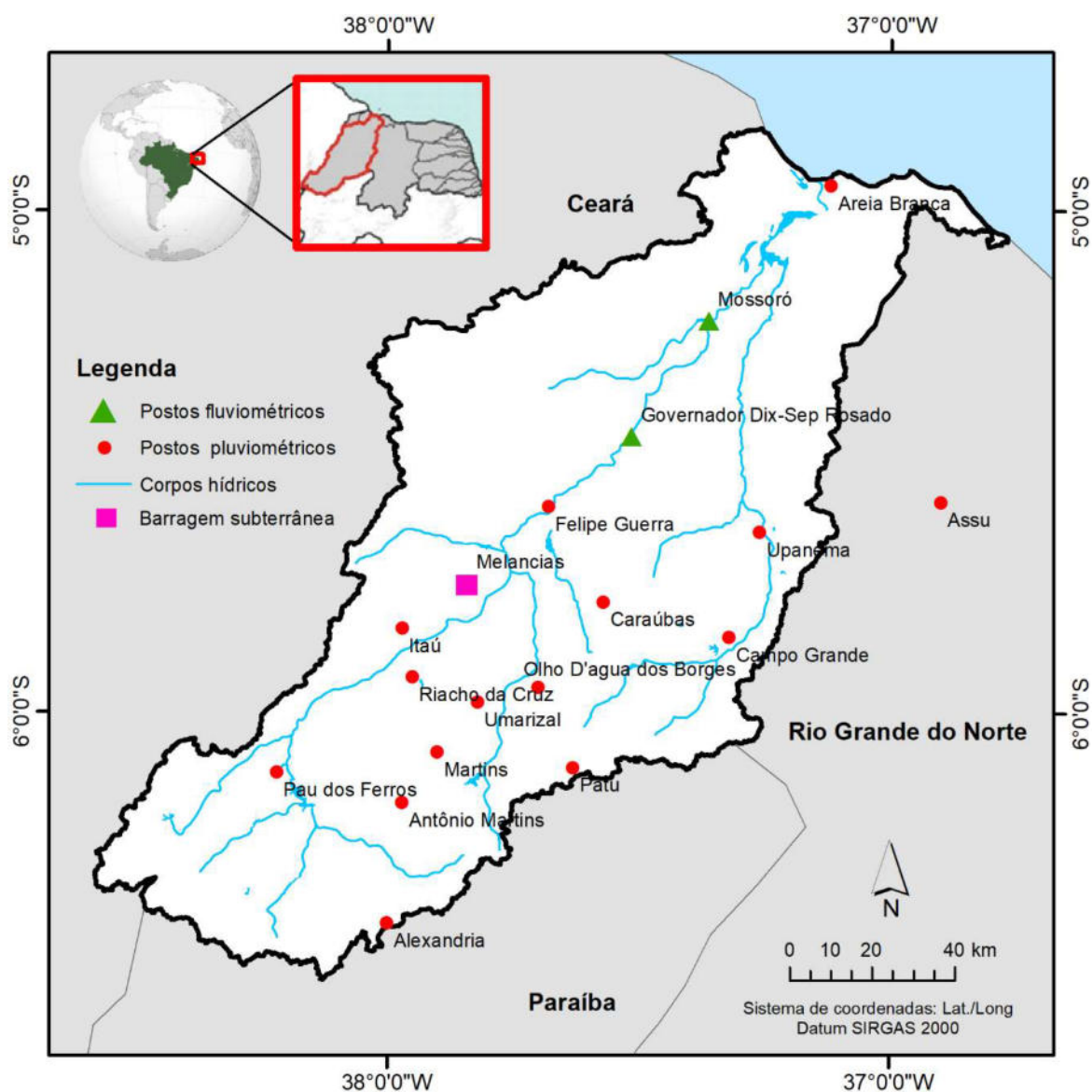


Figura 1. Localização geográfica da bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró.

Fonte: Autor (2024).

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Escassez hídrica

A escassez hídrica é um desafio global crescente que afeta diretamente a disponibilidade de água doce para diversas finalidades, desde o abastecimento humano até a agricultura e a indústria. De acordo com o Relatório Mundial da ONU sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos de 2021, a demanda global por água doce aumentou cerca de 1% ao ano desde o início do século XX, e cerca de 4 bilhões de pessoas, ou seja, mais da metade da população mundial, enfrentam algum nível de escassez hídrica durante pelo menos um mês por ano.

A escassez de água é agravada por diversos fatores, incluindo o crescimento populacional, o uso ineficiente da água, as mudanças climáticas e a degradação dos recursos hídricos. As mudanças climáticas, em particular, estão levando a padrões climáticos imprevisíveis, resultando em secas mais intensas e prolongadas em várias regiões. Nos últimos anos o Brasil experimentou secas severas na região do Nordeste, afetando gravemente a disponibilidade de água para consumo humano e agricultura.

Além disso, a gestão inadequada dos recursos hídricos, como a poluição da água e a degradação dos ecossistemas aquáticos, agrava a escassez de água e torna a situação ainda mais crítica. A deterioração da qualidade da água também impacta negativamente a saúde humana e a biodiversidade aquática.

Para lidar com a escassez hídrica, é crucial adotar estratégias de gestão sustentável da água, promover o uso eficiente dos recursos hídricos, investir em infraestrutura hídrica e buscar a conscientização pública sobre a importância da conservação da água. A cooperação internacional e a implementação de políticas hídricas adequadas desempenham um papel fundamental na abordagem desse desafio global e na garantia de que a água seja acessível a todos, hoje e no futuro.

Em regiões áridas e semiáridas, as barragens subterrâneas são um meio alternativo para enfrentar a escassez de água. Consiste em um método de retenção de água no perfil do solo, uma tecnologia alternativa de baixo custo de construção e manutenção utilizadas para aproveitamento da água da chuva, viabilizando o seu uso para o abastecimento humano, animal e agrícola, garantindo a segurança alimentar das famílias (LIMA *et al.*, 2013).

Alternativa sustentável para o semiárido, apresentando diversas vantagens, tais como sua baixa perda de água, visto que seus depósitos hídricos são no subsolo sendo menos

afetada pela evaporação; uma maior área para plantio, já que com a água armazenadas no subsolo, não ocorre o alagamento superficial podendo-se utilizar a própria área da barragem para plantio; o baixo custo para sua construção.

Segundo Silva *et al.* (2004), as barragens podem ser submersas ou submersíveis. As barragens submersas possuem sua parede totalmente dentro do solo, barrando apenas o fluxo de água subterrâneo, já as barragens submersíveis possuem uma parede que se prolonga da rocha, ou camada impermeável, até uma altura de aproximadamente 70 cm acima da superfície do terreno, formando um pequeno lago.

Em relação as barragens submersas, o modelo mais utilizado no Brasil é o Costa e Melo (Lima *et al.*, 2013), no qual escava-se uma vala transversalmente ao leito do rio até alcançar o substrato rochoso, reveste-se a parede da vala com uma lona plástica de polietileno de 200 micra, fecha-se a mesma com seu próprio material e constrói-se um pequeno enrocamento de pedra sobre a barragem, com a finalidade de reter o escoamento superficial de água durante um tempo e favorecer a infiltração da mesma no subsolo. Além disso, deve-se implantar-se um poço escavado que servirá para captar a água armazenada e também para monitoramento quantitativo e qualitativo da água armazenada na barragem.

Já para as barragens submersíveis do Brasil, existem três metodologias construtivas: modelo Articulação no Semiárido Brasileiro (ASA Brasil) ou modelo Caatinga, modelo EMBRAPA e modelo Serra Negra do Norte. Segundo Lima *et al.* (2013), o método Costa & Melo é indicado para corpos aluvionares maiores, mais espessos e, consequentemente, com grandes quantidades de água armazenada, podendo atender a demanda comunitária, já, os modelos ASA Brasil e EMBRAPA são mais indicados para atender a demanda familiar em situações restritivas, em termos de oferta água. Além disso, o modelo Serra Negra do Norte é o tipo submersível com maior capacidade de acumulação hídrica, tanto superficial, quanto subterrânea.

Segundo Cirilo e Costa (1999), as barragens subterrâneas se destacam em relação às superficiais por diversos motivos: não haver perdas de áreas superficiais por inundações, podendo a área ser aproveitada para plantações; possuir uma maior proteção da água contra poluição externa; apresentar menor perda por evaporação; apresentar construção mais simples, prática e rápida. Por outro lado, possuem um menor acúmulo de água que a superficial e, se não bem construída e operadas, podem não acumular água e/ou provocar a salinização do solo e da água armazenada, poluindo a água, podendo restringir sua utilização.

De acordo com Santos *et al.* (2016), após constantes períodos de estiagem, a água das barragens subterrâneas pode apresentar alto teor de sais, o que reduz a produtividade das

lavouras e a torna imprópria para consumo humano e animal, além de salinizar e/ou sodificar o solo, tornando-o impróprio para a agricultura.

A quantidade e a qualidade dos recursos hídricos, que escoam pelo canal principal de uma bacia hidrográfica em condições naturais, dependem do clima e das características físicas e biológicas dos ecossistemas que a compõem. A qualidade da água subterrânea também depende da litologia do aquífero, velocidade da água subterrânea, qualidade da água de recarga, interação com outros tipos de água e aquíferos e atividades humanas, que podem contaminar os aquíferos ou alterar o ciclo hidrológico, conforme relatado por Santos *et al.* (2023).

2.2 Modelagem hidrológica

A modelagem hidrológica desempenha um papel fundamental no monitoramento e na análise dos complexos processos que ocorrem nas bacias hidrográficas. A natureza intrínseca desses sistemas muitas vezes torna inviável a coleta direta e contínua de dados em campo para compreender o comportamento hidrológico. Portanto, os modelos hidrológicos surgem como ferramentas valiosas que podem ser utilizadas para prever, simular e analisar os processos hidrológicos em escala de bacia.

Dentre os modelos hidrológicos, o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) tem se destacado como uma das ferramentas mais aplicadas em todo o mundo com bons resultados (GASSMAN *et al.*, 2007; GARBOSSA *et al.*, 2011; SILVA *et al.*, 2013). O modelo SWAT foi desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos EUA (*United States Department of Agriculture*) para simular o efeito de práticas de manejo da terra sobre recursos hídricos em grandes bacias hidrográficas, com solos, uso da terra e condições de manejo variados, durante longos períodos de tempo (NEITSCH *et al.*, 2002).

Pesquisas anteriores, como o estudo de Silva *et al.* (2018b) na bacia hidrográfica do rio Piranhas, na Paraíba demonstraram a eficácia do modelo SWAT ao produzir resultados de vazão e produção de sedimentos compatíveis com dados observados. Isso destaca a importância do modelo na avaliação de impactos do uso do solo e, especialmente, na identificação e análise da poluição difusa, um problema crítico em muitas áreas.

Outro exemplo ilustrativo é o estudo de Souza *et al.* (2003) na Austrália, onde o modelo SWAT foi aplicado para simular a concentração total de fósforo em uma bacia hidrográfica rural. Os resultados desse estudo revelaram as implicações desse poluente na produção de clorofila, fornecendo resultados valiosos sobre a aceleração do processo de

eutrofização em corpos d'água, destacando ainda mais a utilidade do modelo na compreensão das interações complexas entre uso da terra, qualidade da água e ecossistemas aquáticos.

A modelagem hidrológica desempenha um papel crucial na gestão sustentável dos recursos hídricos em uma época em que as pressões sobre esses recursos estão aumentando devido ao crescimento populacional, urbanização e mudanças climáticas. Com a capacidade de simular os efeitos das atividades humanas e das características naturais de uma bacia hidrográfica, os modelos hidrológicos como o SWAT se tornam ferramentas valiosas para planejadores, gestores de recursos hídricos e pesquisadores. Eles permitem a avaliação de diferentes cenários e estratégias de manejo, ajudando a tomar decisões informadas para enfrentar desafios como a escassez de água e a degradação do solo.

Além disso, o modelo SWAT não se limita apenas à simulação de processos hidrológicos. Ele também pode ser usado para estudar os impactos das mudanças climáticas, o uso da terra, a adoção de práticas de conservação, a erosão do solo e a qualidade da água. Isso o torna uma ferramenta versátil para abordar uma ampla gama de questões relacionadas ao ciclo da água e ao ambiente.

Em um contexto global, a gestão eficaz dos recursos hídricos é uma prioridade para a segurança alimentar, a produção de energia, a proteção contra enchentes e a conservação dos ecossistemas aquáticos. À medida que enfrentamos desafios cada vez mais complexos relacionados à água, a modelagem hidrológica desempenha um papel crucial na busca por soluções sustentáveis.

É importante destacar que a precisão dos resultados da modelagem depende da qualidade dos dados de entrada, da calibração adequada e da consideração das particularidades locais. Portanto, o uso responsável e informado dos modelos hidrológicos é fundamental para obter resultados confiáveis que orientem a tomada de decisões e ações eficazes na gestão dos recursos hídricos.

2.3 Erosividade das chuvas na região semiárida do Brasil

A erosividade da chuva é a capacidade potencial da chuva de causar perda de solo. A erosividade da chuva (R) combina os efeitos da duração, magnitude e intensidade dos eventos de chuva, é essencial para uma série de modelos de erosão do solo (por exemplo, USLE, RUSLE) (LAI *et al.*, 2016).

A erosividade das chuvas não é passível de modificação humana que seja diferente das características do solo, cobertura vegetal e conservação do solo (ANGULO-MARTÍNEZ

e BEGUERÍA, 2009). Representa a capacidade potencial da chuva em causar erosão, portanto, reflete o risco de erosão do solo quando a condição da superfície subjacente é invariável para uma região. Nos modelos clássicos USLE e RUSLE, o R de uma determinada tempestade foi inicialmente definido como a energia da chuva multiplicada pela intensidade máxima da chuva em 30 minutos, ou seja, EI_{30} , e o R anual foi a soma do EI_{30} calculado a partir de um registro de chuva (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

Desde que foi apresentada, a expressão foi amplamente utilizada e testada em todo o mundo (ONORI e DE BONIS, 2006; ROMERO *et al.*, 2007). No entanto, a principal desvantagem do fator USLE (RUSLE) R é que ele precisa de dados de precipitação contínua (pelo menos 15 min). Dados com resolução de tempo tão alta não estão disponíveis para muitos países e regiões, e processar esses dados é altamente tedioso e demorado (ANGULO-MARTÍNEZ e BEGUERÍA, 2009; LAI *et al.*, 2016).

Como consequência, numerosos estudos estabeleceram uma equação de regressão estatística entre R e variáveis de precipitação, como precipitação anual (BRITO *et al.*, 2021), precipitação mensal (ZEROUALI *et al.*, 2023) e precipitação diária (DA SILVA *et al.*, 2020). Esses métodos simplificados oferecem grande conveniência para investigar a variação espacial e temporal da erosividade da chuva.

A previsão de perda de solo é importante para avaliar os riscos de erosão do solo e determinar o uso e manejo adequados do solo (OLIVEIRA *et al.*, 2014). Vários modelos matemáticos (baseados em processos empíricos, conceituais e físicos) foram desenvolvidos para estimar a erosão do solo em diferentes escalas espaciais e temporais (MOEHANSYAH *et al.*, 2004). Os modelos de erosão variam desde procedimentos complexos que exigem uma série de parâmetros de entrada, como o Projeto de Previsão de Erosão da Água (WEPP) (NEARING *et al.*, 2006), o Runoff e Erosão Cinemática (KINEROS) (WOOLHISER *et al.*, 1990) e o Modelo Europeu de Erosão do Solo (EUROSEM) (MORGAN *et al.*, 1998), até métodos mais simplificados, como a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) (WISCHMEIER e SMITH, 1978), a Equação Revisada Universal de Perda de Solo (RUSLE) (RENARD *et al.*, 1997) e Morgan-Morgan e Finney (MMF) (MORGAN, 1985).

Diversos estudos utilizando chuva natural e artificial foram conduzidos para compreender o papel do tamanho das gotas e a distribuição da chuva na desagregação de partículas do solo. No entanto, os dados são difíceis de medir e são escassos, tanto espacialmente quanto temporalmente. Por conseguinte, foram realizados estudos relacionados à chuva, como a intensidade máxima ao longo de um período de tempo, a energia total da chuva ou a taxa de quebra direta do solo (ANGULO-MARTÍNEZ e

BEGUERÍA, 2009). Como exemplo do índice de erosividade, podemos citar o fator R da USLE, que resume todos os eventos erosivos quantificados pelo índice EI₃₀ ao longo do ano (WISCHMEIER e SMITH, 1978), o índice KE > 25 para a África Austral (HUDSON, 1971), o índice AI_m para a Nigéria (LAL, 1976) e o índice modificado de Fournier para Marrocos (ARNOLDUS, 1977).

No Brasil, algumas equações de regressão são amplamente utilizadas para obter os valores locais de erosividade a partir de dados pluviométricos. No entanto, a interpretação dos dados de entrada deve ser realista e corresponder às características climáticas locais. Nesta pesquisa, revisamos os estudos de erosividade realizados no Brasil para verificar a qualidade e representatividade dos resultados gerados e fornece uma melhor compreensão da erosividade da chuva no Brasil. O fator R foi usado como índice para mostrar a erosividade da chuva.

2.4 Perda de solo e erosão no semiárido

A erosão hídrica é o tipo de erosão mais amplamente distribuído em todo o mundo, que foi extensivamente avaliado anteriormente com base em vários modelos de erosão do solo e transporte de sedimentos. A perda de solo é um problema ambiental que afeta diversas regiões do mundo, incluindo o semiárido. O semiárido é uma região caracterizada por chuvas irregulares e baixa disponibilidade hídrica, o que torna o solo mais vulnerável à erosão e à degradação. Nesse contexto, a perda de solo é um problema grave que compromete a produtividade agrícola e a sustentabilidade ambiental (DA SILVA *et al.*, 2012). A perda de solo no semiárido pode ser causada por diversos fatores, como o uso inadequado do solo, a falta de práticas conservacionistas, o desmatamento e o pastoreio excessivo. Esses fatores podem contribuir para a compactação do solo, a diminuição da biodiversidade e a redução da capacidade de retenção de água, o que aumenta a erosão e a perda de solo.

As consequências da perda de solo no semiárido são significativas. Além de comprometer a produção agrícola, a perda de solo pode afetar a qualidade da água, a biodiversidade e a estabilidade dos ecossistemas. A perda de solo também pode aumentar a susceptibilidade à desertificação, o que pode levar à perda de áreas produtivas e ao deslocamento de populações (SILVA *et al.*, 2018b).

Para enfrentar esse desafio, é necessário adotar práticas de conservação do solo que promovam a recuperação e a proteção do solo. Isso inclui a adoção de técnicas de cultivo conservacionistas, como a agricultura de conservação, que visa manter a cobertura vegetal

do solo, reduzir a erosão e aumentar a infiltração de água no solo. A implantação de sistemas agroflorestais também pode ajudar a melhorar a qualidade do solo, aumentar a biodiversidade e melhorar a produtividade agrícola. Além disso, é necessário fomentar políticas públicas que incentivem a adoção de práticas de conservação do solo. Isso pode incluir a oferta de crédito para a implementação de sistemas conservacionistas, a realização de campanhas de conscientização sobre a importância da conservação do solo, a oferta de assistência técnica aos agricultores e a implantação de programas de reflorestamento e recuperação de áreas degradadas (ALCANTARA *et al.*, 2019).

Em suma, a perda de solo no semiárido é um desafio significativo que exige a adoção de práticas de conservação do solo e o fomento de políticas públicas que incentivem a adoção dessas práticas. Essas ações podem ajudar a proteger a produtividade agrícola, a qualidade da água e a biodiversidade, além de promover a sustentabilidade ambiental e social na região.

De acordo com Dias e Silva (2015), a sistematização dos estudos voltados para a erosão do solo teve início apenas no século XX, justamente com o despertar da importância do planejamento de uso e ocupação do solo. Apesar de um problema mundial, a erosão dos solos ocorre de uma forma mais séria em locais com elevados índices de precipitação.

Em uma abordagem mais conservacionista, o processo erosivo é acelerado pelas atividades humanas, principalmente pela agricultura e pecuária. A partir dessa perspectiva, a erosão e a deposição de sedimentos são processos complementares, pois as partículas do solo são removidas de áreas mais suscetíveis e depositadas em áreas mais planas e com menores declividades. As áreas de deposição de sedimentos também são severamente afetadas, pois possuem suas estruturas totalmente modificadas (RODRIGUES *et al.*, 2023).

Assim a paisagem possibilita o conhecimento do meio físico integrado. Mostra-se ainda como um meio ideal para articular e especializar os resultados obtidos em estudos específicos, realizados em diferentes escalas, e representá-las em mapas, gerando produtos complementares e eficientes para a divulgação e aplicação com diversas finalidades. A compreensão da organização e do funcionamento do meio físico, assim percebida, permite a identificação e a avaliação do seu potencial e, sobretudo, da sua vulnerabilidade erosiva.

Alterações na paisagem como a derrubada da vegetação nativa para o desenvolvimento da agricultura, pecuária e expansão de cidades, aumenta a superfície do solo exposto impermeável e diminuindo, com isso, o potencial de infiltração do solo e recarga dos aquíferos subterrâneos, potencializando o escoamento superficial, a ocorrência de enchentes e a erosão do solo.

A erosão consiste no processo de desprendimento e arraste das partículas de solo causada pela ação da água ou do vento. No Brasil, a erosão hídrica apresenta maior interesse por ter maior ocorrência, se processa com maior rapidez e causa grandes prejuízos não apenas a agricultura, como também, a outras atividades econômicas e ao meio ambiente (PRUSKI, 2009). Apesar de ser natural, a erosão é um grande problema ambiental, causando impactos que podem ser sentidos muito além da origem do seu processo, já que tem provocado não só o empobrecimento do solo, mas também deslizamentos de barrancos, assoreamento e eutrofização de corpos d'água e poluição de mananciais.

Van Rompaey *et al.* (2005) destacam que as consequências da erosão do solo associada à produção, transporte e deposição de sedimentos, ocorrem resumidamente em duas modalidades: *on set* e *off set*. Os efeitos do *on set* são aqueles que ocorrem em nível de terreno, geralmente associados a alterações da estrutura do solo, conformação e fertilidade. Já os efeitos do *off set* são aqueles que alcançam os cursos d'água e reservatórios, aumentando o risco de enchentes, ao passo que encurta o tempo de vida útil de reservatórios.

A erosão dos solos é um dos mais importantes problemas ambientais em todo mundo. As questões que se relacionam a erosão têm aumentado consideravelmente nos últimos anos, em especial em regiões semiáridas de países como o Brasil, onde grande parte da população depende de atividades econômicas ligadas à agricultura. O processo erosivo causa alterações na morfologia dos rios, alterando também o funcionamento da rede de drenagem. De acordo com Schroeder (1993), com o assoreamento dos rios diminui a capacidade de transporte e armazenamento de água, refletindo na diminuição do potencial hídrico e na quantidade de água disponível para irrigação. Morgan *et al.* (1985) salientam que a erosão dos solos é a taxa de perda deste acima das condições naturais.

Para Bertoni e Lombardi Neto (2005) a erosão é causada por forças ativas, como as características da precipitação, a declividade do terreno e a capacidade que tem o solo de absorver água; e por forças passivas como a resistência que exerce o solo de absorver à ação erosiva da água e a densidade da cobertura vegetal. A retirada da vegetação natural para o desenvolvimento da agricultura aumenta a superfície do solo exposto, com óbvia diminuição da produção natural da vegetação. Essa perda de produção diminui o potencial de infiltração do solo, aumenta o escoamento superficial e resulta em grande perda de solo.

De acordo com Alvarenga e Souza (1997) a erosão é causada pela perda diferenciada de solo em função de sua suscetibilidade à erosão. De forma que os solos podem ser mais ou menos suscetíveis dependendo dos fatores intrínsecos, os quais têm influência marcante sobre a erosão, destacando a pedofórmula, textura, estrutura, teor de materiais de

origem, classes de capacidade de uso do solo, as técnicas de preparo e cultivo, respectivamente. Nessa perspectiva, a chuva é um dos elementos climáticos de maior importância na erosão do solo, visto que a erosão hídrica é a forma mais significativa desse fenômeno no Brasil (DECHEN *et al.*, 2014). A energia cinética das gotas de chuva gera intensas forças de pressão e cisalhamento que se localizam nos pontos de impacto e podem desagregar grandes quantidades de partículas do solo.

2.5 O modelo SWAT

Os componentes simulados pelo SWAT incluem hidrologia, meteorologia, erosão, crescimento de plantas/culturas, gestão do uso da terra e nutrientes (BRIGHENTI, 2015). Para a modelagem, o SWAT divide a bacia hidrográfica em sub-bacias e gera a rede de drenagem com base nas características topográficas do terreno (Blainski *et al.*, 2017). Cada sub-bacia pode ser subdividida em Unidades de Resposta Hidrológicas – URHs, que por sua vez, não interagem entre si. As cargas de nutrientes, escoamento, sedimentos, etc., são calculadas em cada URH e depois somadas para determinar as cargas totais das sub-bacias.

De acordo com Brighenti (2015), o funcionamento do SWAT será sempre função do balanço hídrico existente na bacia hidrográfica, onde é aplicado o conceito das URHs. De acordo com Neitsch *et al.* (2002), o modelo SWAT calcula os fluxos para cada URH, em seguida, esses resultados são acumulados para gerar o balanço em cada sub-bacia; por fim, estes são direcionados para a rede de drenagem até atingirem a seção de controle. Posteriormente será detalhado o equacionamento do balanço hídrico pelo modelo SWAT.

Para Ferrigo (2014), o balanço hídrico é a força motriz por trás de todos os processos do SWAT porque impacta o crescimento da planta e do movimento dos sedimentos, nutrientes, pesticidas e agentes patogênicos, sendo a simulação hidrossedimentológica realizada pelo modelo dividida em duas fases: terrestre e de propagação do ciclo hidrológico.

A primeira é a fase terrestre do ciclo hidrológico, que controla a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e pesticidas carregados para o canal principal em cada sub-bacia. Já a segunda divisão, é a fase aquática do ciclo hidrológico, que pode ser definida pela propagação desses elementos através da rede de canais da bacia até o seu exutório (NEITSCH *et al.*, 2011) (Figura 2).

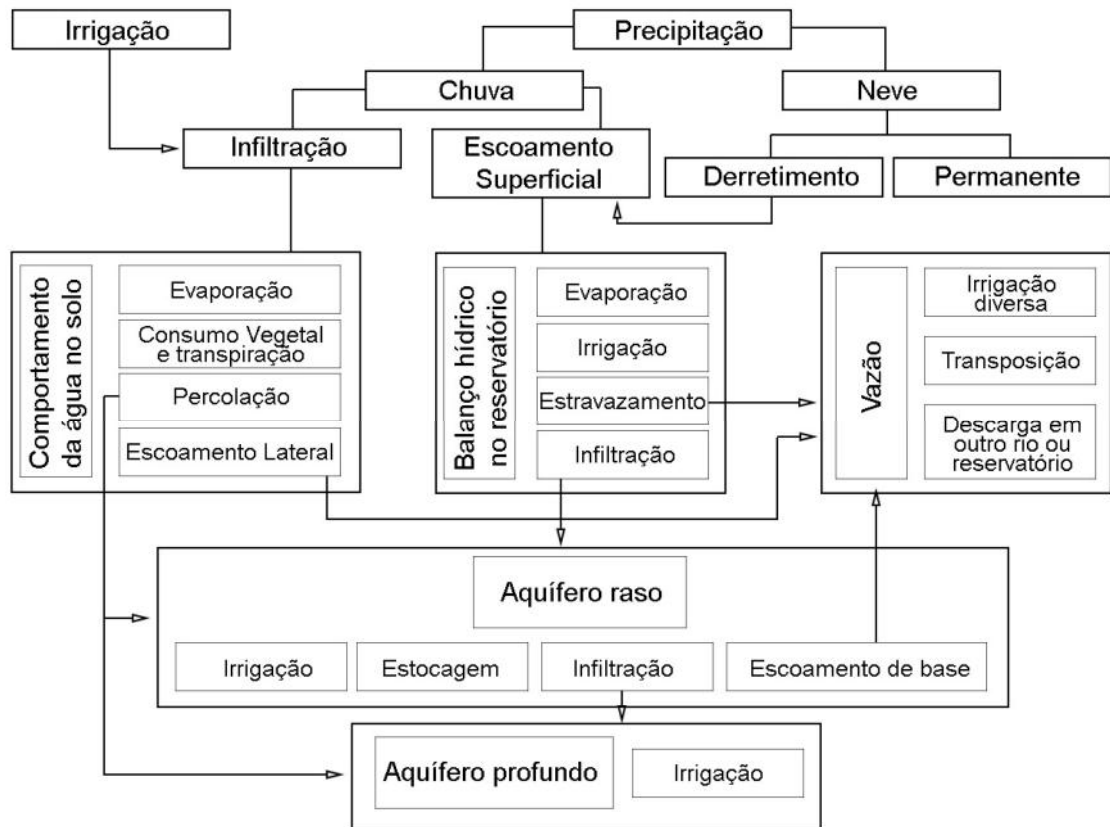


Figura 2. Esquema do movimento da água na fase terrestre e fase aquática no SWAT.

Fonte: Neitsch *et al.* (2002).

Os processos hidrológicos simulados pelo SWAT incluem a interceptação e armazenamento nas copas das árvores, escoamento superficial, infiltração, evapotranspiração, fluxo lateral, drenagem subsuperficial, redistribuição da água no perfil do solo, o uso de água através de bombeamento (se houver), fluxo de retorno e recarga por infiltração de águas superficiais, lagoas, canais e tributários (FERRIGO, 2014).

As descrições completas dos processos e as equações utilizadas pelo modelo são documentadas no manual teórico do SWAT em Neitsch *et al.* (2002) e em Arnold *et al.* (1998). A seguir serão descritas, de maneira simplificada, as equações utilizadas pelo SWAT pertinentes aos itens de interesse da presente pesquisa, sobretudo com relação à simulação do balanço hídrico na bacia. A fase terrestre do ciclo hidrológico é baseada na equação do balanço hídrico (Eq. 1):

$$SW_t = SW_0 \sum_{i=1}^t (P_d - Q_{sup} - E_a - w_{vad} - Q_{sub}) \quad (\text{Eq. 1})$$

sendo SW_t a quantidade de água no solo no fim do dia (mm); SW_0 a quantidade de água no início do dia (mm); t o tempo (dias); P_d a precipitação no dia (mm); Q_{sup} representa o escoamento superficial (mm); E_a a quantidade de água que evapotranspirou no dia (mm); w_{vad} é a quantidade de água que entrou na zona vadosa no dia (mm); e Q_{sub} é a quantidade de água que alcança o aquífero subterrâneo (mm).

Os cálculos de cada variável do balanço hídrico serão detalhados nos itens a seguir.

2.5.1 Escoamento superficial

O escoamento superficial ocorre quando a taxa de água aplicada à superfície do solo excede a taxa de infiltração. O modelo SWAT fornece dois métodos para o cálculo do escoamento superficial: o Método de Curva Número (CN) do *Soil Conservation Service* (SCS) e o método de infiltração de Green a Ampt (1911), utilizado quando se possuem dados sub-diários de precipitação. Para este trabalho, foi adotado o método CN, devido a maior disponibilidade de dados de precipitação na forma diária.

O método CN, elaborado em 1954 pelo SCS dos Estados Unidos, atualmente *Natural Resource Conservation Service* (NRCS, 2013), foi desenvolvido para fornecer, de maneira consistente, uma estimativa do escoamento superficial para diferentes usos e ocupação do solo e tipo de solo, considerando ainda a umidade prévia do solo (NEITSCH *et al.*, 2011). O valor de CN está compreendido entre 0 e 100 (valor adimensional), correspondendo a zero para uma bacia de condutividade hidráulica infinita e 100 a uma bacia totalmente impermeável (BRIGHENTI, 2015). Este modelo é dado pela Eq. 2:

$$Q_{sup} = \frac{(P_d - I_a)^2}{(P_d - I_a + S)} \quad (\text{Eq. 2})$$

sendo, Q_{sup} é o escoamento superficial total (mm), P_d é a precipitação total (mm), I_a é a abstração inicial que abrange o armazenamento, a interceptação e a infiltração no solo antes de iniciar o escoamento superficial (mm) e S é o parâmetro de retenção (mm).

O parâmetro S varia espacialmente, considerando mudanças no tipo, uso e cobertura, manejo e declividade do solo, além das condições prévias de umidade (NEITSCH *et al.*, 2011). Sua determinação considera o fator CN, e é dado pela seguinte equação (em unidades métricas):

$$S = 25,4 \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (\text{Eq. 3})$$

onde CN é o valor da Curva Número para o dia.

O CN é função da permeabilidade, do uso e da condição inicial de umidade do solo. A abstração inicial (I_a) é considerada igual a $0,2S$, onde o escoamento só irá ocorrer se $P_d > I_a$. Desta forma, a Equação 2 pode ser rescrita da seguinte forma (Eq. 4):

$$Q_{sup} = \frac{(P_d - 0,2S)^2}{(P_d + 0,8S)} \quad (\text{Eq. 4})$$

O valor do CN pode ser corrigido em função da umidade antecedente do solo, onde CN_I indica uma condição de seca, CN_{II} uma condição normal e CN_{III} uma condição úmida (NEITSCH *et al.*, 2011). O cálculo das CN_{II} e CN_{III} se dá através das Equações 5 e 6.

$$CN_I = CN_{II} - \frac{20 \cdot (100 - CN_{II})}{(100 - CN_{II} + \exp[2,533 - 0,0636 \cdot (100 - CN_{II})])} \quad (\text{Eq. 5})$$

$$CN_{III} = CN_{II} \cdot \exp[0,00673 \cdot (100 - CN_{II})] \quad (\text{Eq. 6})$$

2.5.2 Evapotranspiração

A evapotranspiração é o principal mecanismo pelo qual a água é removida de uma bacia. Inclui todos os processos pelos quais a água na superfície do solo é convertida em vapor de água, desde a evaporação a partir do dossel das plantas, a transpiração, a sublimação da neve, até a evaporação do solo (FERRIGO, 2014).

No modelo SWAT, a evapotranspiração potencial permite o cálculo da evapotranspiração potencial através dos métodos de Penman-Monteith (MONTEITH, 1965), Priestley-Taylor (PRIESTLEY e TAYLOR, 1972) ou Hargreaves (HARGREAVES e SAMANI, 1982). Para isso, o modelo requer dados médios climáticos mensais referentes ao período simulado, sendo possível, também, inserir diretamente os dados de evapotranspiração observados para o período simulado.

Para esta pesquisa foi adotado o método de Penman-Monteith, recomendado por Smith (1991) e também adotado por Santos *et al.* (2021). O método de Penman-Monteith é dado pela Eq. 7:

$$\lambda E = \frac{\Delta \cdot (H_{net} - G) + \rho_{air} \cdot c_p \cdot [e_z^0 - e_z] / r_a}{\Delta + \gamma \cdot (1 + r_c / r_a)} \quad (\text{Eq. 7})$$

no qual λE é a densidade do fluxo de calor latente (MJ/m²/dia), E é a profundidade da taxa de evaporação (mm/dia), Δ é a inclinação da curva pressão-temperatura de saturação do vapor (KPa/°C), H_{net} é a radiação líquida (MJ/m²/dia), G representa a densidade de fluxo de calor para o solo (MJ/m²/dia), ρ_{air} é a densidade do ar (kg/m³), c_p é o calor específico (MJ/kg/°C), e_z^0 é a pressão de vapor de saturação do ar na altura z (kPa), e_z é a pressão de vapor de água do ar na altura z (kPa); γ é a constante psicrométrica (kPa/°C), rc é a resistência do dossel da planta, e ra é a resistência aerodinâmica.

No modelo SWAT, uma vez que a evapotranspiração potencial é determinada, busca-se determinar a evapotranspiração real, através da demanda evaporativa da precipitação interceptada pela cobertura vegetal, da transpiração dos vegetais e da evaporação do solo (CARVALHO NETO, 2011).

Com relação à interceptação, a quantidade máxima de água que pode ser armazenada nas copas é calculada em função do índice de área foliar, de acordo com a Equação 8. Quando a precipitação acontece em um determinado dia, o armazenamento do dossel é preenchido antes da água chegar ao solo (SANTOS, 2016).

$$can_{dia} = Canmx \cdot \frac{IAF}{IAF_{max}} \quad (\text{Eq. 8})$$

onde can_{dia} é a quantidade máxima de água que é interceptada e armazenada no dossel em um determinado dia (mm), $Canmx$ é a quantidade máxima de água que pode ser interceptada e armazenada no dossel quando este está totalmente desenvolvido (mm), IAF é o índice de área foliar para um determinado dia, e IAF_{max} é o índice de área foliar máximo para a planta.

A água armazenada no dossel das plantas fica, então, disponível para ser evapotranspirada. Santos (2016) destaca que o SWAT remove o máximo de água possível do armazenamento do dossel ao calcular a evaporação real. O modelo considera que o volume interceptado está disponível para evapotranspiração sob as seguintes condições: (com todas as variáveis em mm):

- a) Se a evapotranspiração potencial (E_0) for menor que a quantidade de água interceptada no dossel (R_{int}), então a quantidade de água interceptada no dia ($R_{int(f)}$) será o resultado da subtração da quantidade de água interceptada no início do intervalo de

tempo ($R_{int(i)}$), pela evapotranspiração potencial (ou diretamente pela evaporação da quantidade de água livre existente no dossel da planta em um determinado dia (E_{can}) (Eq. 9):

$$E_a = R_{can} = E_0 \rightarrow R_{int(f)} = R_{int(i)} - E_{can} \quad (\text{Eq. 9})$$

E_a é a evapotranspiração real na bacia em um determinado dia (mm).

- b) No caso de a evapotranspiração potencial ser superior a quantidade de água armazenada na copa das árvores, então, toda a lâmina interceptada será evaporada (Eq. 10):

$$E_{can} = R_{int(i)} \rightarrow R_{int(f)} = 0 \quad (\text{Eq. 10})$$

Quando a equação de Penman-Monteith é selecionada como método de evapotranspiração potencial, como foi o caso deste estudo, a transpiração é calculada com base nas equações utilizadas pelo método Penman-Monteith (NEITSCH *et al.*, 2011).

Com relação à evaporação do solo, esta é estimada mediante uma função exponencial, obedecendo à profundidade do solo e a quantidade de água existente. Quando existe uma demanda de evaporação da água do solo, o SWAT primeiro particiona a demanda evaporativa entre as diferentes camadas (FERRIGO, 2014). A distribuição da profundidade utilizada para determinar a quantidade máxima de água a ser evaporada é dada pela Equação 11:

$$E_{solo,z} = E_z'' \cdot \frac{z}{(z + \exp(2,374 - 0,00713 \cdot z))} \quad (\text{Eq. 11})$$

sendo $E_{solo,z}$ a demanda evaporativa (mm) na profundidade z , E_z'' a evaporação máxima do solo para o dia (mm) e z a profundidade do solo (mm).

A quantidade de demanda evaporativa para uma camada de solo é determinada pela diferença entre as demandas evaporativas calculadas nos limites superior e inferior da camada do solo (Eq. 12):

$$E_{solo,ly} = E_{solo,zl} - E_{solo,zu} \quad (\text{Eq. 12})$$

onde $E_{solo,ly}$ é a demanda evaporativa para a camada ly (mm), $E_{solo,zl}$ é a demanda evaporativa do limite inferior da camada do solo, e $E_{solo,zu}$ é a demanda evaporativa do limite superior da camada do solo.

Um coeficiente foi incorporado na Eq. 12 para permitir que o usuário modifique a distribuição da profundidade utilizada para atender a demanda evaporativa do solo, resultando na Eq. 13:

$$E_{solo,ly} = E_{solo,zl} - E_{solo,zu} \times esco \quad (\text{Eq. 13})$$

onde $esco$ é o coeficiente de compensação da evaporação do solo. Quanto menor for o valor de $esco$ significa que o modelo é capaz de extrair mais água pela demanda evaporativa a partir de camadas mais baixas, como pode ser observado na Figura 3.

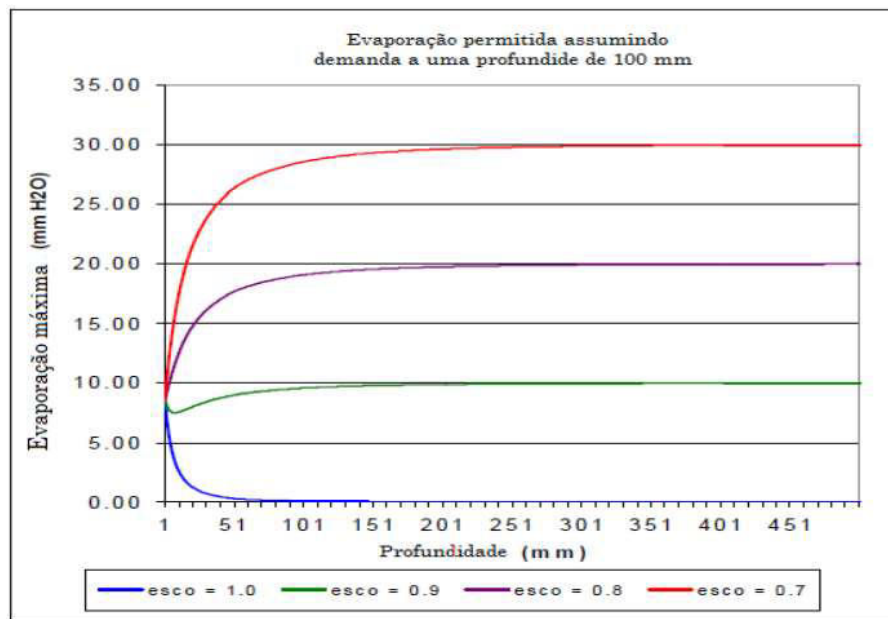


Figura 3. Distribuição da demanda evaporativa do solo em profundidade.

Fonte: Neitsch et al. (2011).

2.5.3 Percolação

A percolação é a transferência de água do solo para o reservatório de água subterrânea. Ocorre quando a quantidade de água excede a capacidade de campo de uma camada do solo e a camada imediatamente inferior não está saturada. O processo combina duas condições: a primeira através da propagação do armazenamento e a segunda pelo fluxo

por fendas existentes no solo (SANTOS, 2016). O volume de água disponível na camada do solo para a percolação é calculado pelas Eqs. 14 e 15:

$$SW_{cam,excesso} = SW_{cam} = FC_{cam} \text{ se } SW_{cam} > FC_{cam} \quad (\text{Eq. 14})$$

$$SW_{cam,excesso} = 0 \text{ se } SW_{cam} \leq FC_{cam} \quad (\text{Eq. 15})$$

onde $SW_{cam,excesso}$ a quantidade de água disponível para percolar no dia (mm), SW_{cam} é a quantidade diária de água em uma determinada camada do solo (mm) e FC_{cam} é a quantidade de água na capacidade de campo (mm).

A quantidade de água que efetivamente se moverá para a camada de solo inferior é calculada pela Equação 16:

$$w_{perc,cam} = SW_{cam,excesso} \left(1 - \exp \left[\frac{-\Delta T}{TT_{perc}} \right] \right) \quad (\text{Eq. 16})$$

onde $w_{perc,cam}$ é a quantidade de água que efetivamente percola no dia (mm); ΔT é a duração do intervalo de tempo (h); e TT_{perc} é o tempo de percolação entre as camadas (h).

O tempo de percolação entre as camadas é dado pela Equação 17:

$$TT_{perc} = \frac{SAT_{cam} - FC_{cam}}{K_{sat}} \quad (\text{Eq. 17})$$

onde SAT_{cam} é a quantidade de água no solo completamente saturado (mm) e K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada (mm/h).

A água que percola abaixo da última camada do solo entra na zona vadosa, para só depois adentrar no aquífero subterrâneo.

O fluxo lateral é calculado através de um modelo de armazenamento cinético, desenvolvido por Sloan *et al.* (1983), e que se baseia na equação de continuidade de massa (Equação 18):

$$Q_{lat} = 0,024 \left(\frac{2 \cdot SW_{cam,excesso} \cdot K_{sat} \cdot slp}{\Phi_d \cdot L_{slp}} \right) \quad (\text{Eq. 18})$$

onde Q_{lat} é o escoamento lateral (mm/dia), slp é a declividade da encosta (m/m); Φ_d é a porosidade drenável do solo (mm/mm); e L_{slp} o comprimento da encosta (m).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Modelagem das perdas de solo

Para a realização das simulações com o modelo SWAT foi necessária a inserção de uma série dados de entrada, abrangendo dados meteorológicos, pluviométricos, mapa de uso e ocupação do solo, modelo digital de elevação e mapa de tipos de solo para compor o banco de dados do modelo e, ainda, dados observados da variável hidrológica estudada.

3.1.1 Dados de entrada do modelo SWAT

A série temporal completa para o estudo abrangeu o período de 1984 a 2018. Os três anos iniciais, de 1984 a 1986, foram utilizados como período de aquecimento do modelo. A fase de calibração do modelo ocorreu durante o intervalo de 1987 a 2005, enquanto para a validação foi utilizado o período de 2006 a 2018.

Esse período foi definido em razão da maior disponibilidade de séries diárias de precipitação, com menor número de falhas. Dessa maneira, os dados climáticos e hidrológicos foram adquiridos para os mesmos períodos de calibração e validação. O mapa de uso do solo foi obtido com o objetivo de representar a realidade do período de calibração do modelo. A seguir serão apresentados a forma de construção do banco de dados do SWAT e os dados utilizados na modelagem.

Para realizar a modelagem hidrológica da bacia hidrográfica usando o modelo SWAT, é necessário incorporar vários conjuntos de dados de entrada. Esses dados incluem o Modelo Digital de Elevação (MDE), que fornece informações sobre a topografia da área, incluindo elevações e declividades. Além disso, é essencial utilizar uma Base Cartográfica de Uso e Ocupação do Solo para identificar como a terra na bacia está sendo usada, incluindo áreas urbanas, agrícolas, florestais e outros usos.

Os dados meteorológicos também são fundamentais e englobam informações como precipitação, temperaturas máximas e mínimas, umidade relativa do ar, velocidade do vento e insolação diária. Esses dados ajudam a compreender os padrões climáticos da região e seu impacto no ciclo hidrológico. Além disso, para uma modelagem precisa, são necessários outros parâmetros hidrológicos.

3.1.2 Modelo digital de terreno

Os dados iniciais fundamentais para iniciar o processo de modelagem hidrológica incluem MDE. Este desempenha um papel crucial, pois a partir desses dados, obtêm-se informações essenciais, como as direções de fluxo e a delimitação da bacia e suas sub-bacias hidrográficas. Portanto, o primeiro passo ao usar a interface do ArcSWAT é a inserção do MDE.

No contexto deste estudo, o MDE utilizado foi o *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer – Global Digital Elevation Model* (ASTER-GDEM) (Figura 4), com resolução de 30 metros (JING *et al.*, 2013). O MDE ASTER-GDEM está disponível em <http://www.gdem.aster.ersdac.or.jp>. A partir desses dados, foi possível criar as representações das direções de fluxo e realizar a delimitação da bacia e suas sub-bacias, fornecendo uma base sólida para a modelagem hidrológica subsequente.

No processo de geração das Unidades de Resposta Hidrológica (URHs), há uma abordagem multifatorial. O mapa de tipos de solo é utilizado para identificar áreas com características semelhantes de solo, o mapa de uso e ocupação do solo agrupa regiões com usos similares da terra, e o MDE para definir classes de declividade. Dessa forma, as URHs são formadas pela combinação de áreas que compartilham características equivalentes de solo, uso do solo e declividade. Essa estratégia visa agrupar regiões com respostas hidrológicas comparáveis às chuvas e processos de infiltração, proporcionando uma representação mais precisa da hidrologia local.

Essas URHs são elementos-chave na modelagem hidrológica, pois permitem uma representação mais precisa da variabilidade espacial das características da bacia, o que, por sua vez, melhora a precisão das simulações hidrológicas realizadas pelo modelo SWAT. Dessa forma, as URHs desempenham um papel crucial na subdivisão da bacia em áreas menores e mais homogêneas, onde os processos hidrológicos podem ser modelados de maneira mais detalhada e precisa.

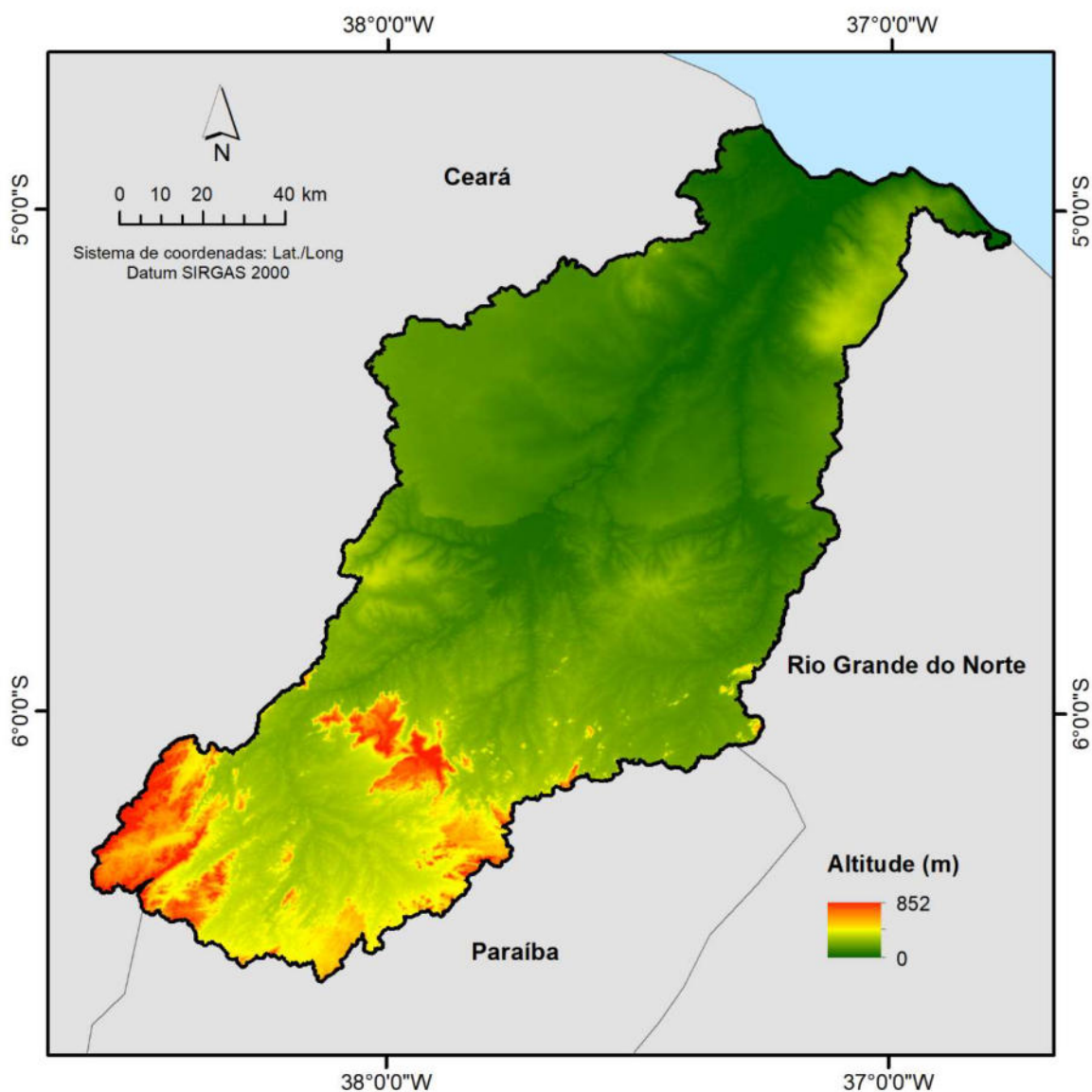


Figura 4. Visualização do MDE utilizado neste estudo.

Fonte: Autor (2024).

3.1.3 Uso e ocupação do solo

Para analisar as mudanças do uso e ocupação do solo na bacia Apodi-Mossoró, para os anos de 1988, 1998, 2008 e 2018, foram utilizados os mapas de uso e ocupação do solo do projeto MapBiomas, que tiveram suas classes de cobertura do solo adaptadas para a realidade da área de estudo. O MapBiomas é uma iniciativa multi-institucional para gerar mapas anuais de cobertura e uso do solo a partir de processos de classificação automática aplicada a imagens de satélite. A descrição completa do projeto encontra-se em <http://mapbiomas.org>, os mapas do projeto são produzidos a partir da classificação de

imagens dos satélites Landsat, utilizando algoritmos na plataforma Google Earth Engine, que oferece uma imensa capacidade de processamento em nuvem, gerando assim um mapa detalhado para cada ano desde o ano de 1985.

Para a modelagem no SWAT foi escolhido o uso e ocupação do solo para o ano de 2008 devido a melhor representatividade da bacia durante o período analisado, conforme ilustrado na Figura 5. A Tabela 1 mostra a descrição detalhada do uso e ocupação do solo e detalhes da associação entre os usos do solo e o SWAT.

O modelo SWAT abriga um banco de dados completo contendo diversos parâmetros associados a diferentes tipos de uso e ocupação do solo. Para viabilizar as simulações hidrológicas, foram necessárias associações e adaptações entre os tipos de uso e ocupação do solo do banco de dados do SWAT e aqueles presentes na bacia de estudo. Essas associações foram estabelecidas com base em várias considerações, principalmente levando em conta as características das áreas, especialmente em relação ao porte da vegetação predominante.

Essa etapa de associação e adaptação dos tipos de uso e ocupação do solo é de grande importância, uma vez que garante que o modelo SWAT reflita com precisão as condições específicas da bacia estudada, levando em conta as particularidades das diferentes áreas em termos de vegetação, urbanização e outros fatores que afetam a dinâmica hidrológica.

Essa adaptação dos tipos de uso e ocupação do solo é uma parte fundamental do processo de modelagem hidrológica, pois influencia diretamente a forma como o modelo SWAT calcula os processos de escoamento, infiltração e transporte de sedimentos na bacia. Por exemplo, diferentes tipos de vegetação têm diferentes taxas de interceptação de chuva, capacidade de infiltração e contribuição para o escoamento superficial. Da mesma forma, áreas urbanas podem gerar escoamento mais rápido devido à impermeabilização do solo, enquanto áreas agrícolas podem ter taxas de escoamento e perda de sedimentos distintas com base nas práticas agrícolas utilizadas.

Portanto, as associações e adaptações realizadas garantem que o modelo SWAT leve em consideração essas diferenças e forneça simulações hidrológicas mais precisas. Além disso, a qualidade dos dados de uso e ocupação do solo impacta diretamente a qualidade das previsões do modelo em relação aos impactos das atividades humanas e mudanças no uso da terra na bacia hidrográfica. Assim, essa etapa é crucial para garantir que as simulações sejam representativas da realidade da bacia em estudo e possam ser usadas para avaliar cenários futuros e apoiar o planejamento e a gestão dos recursos hídricos.

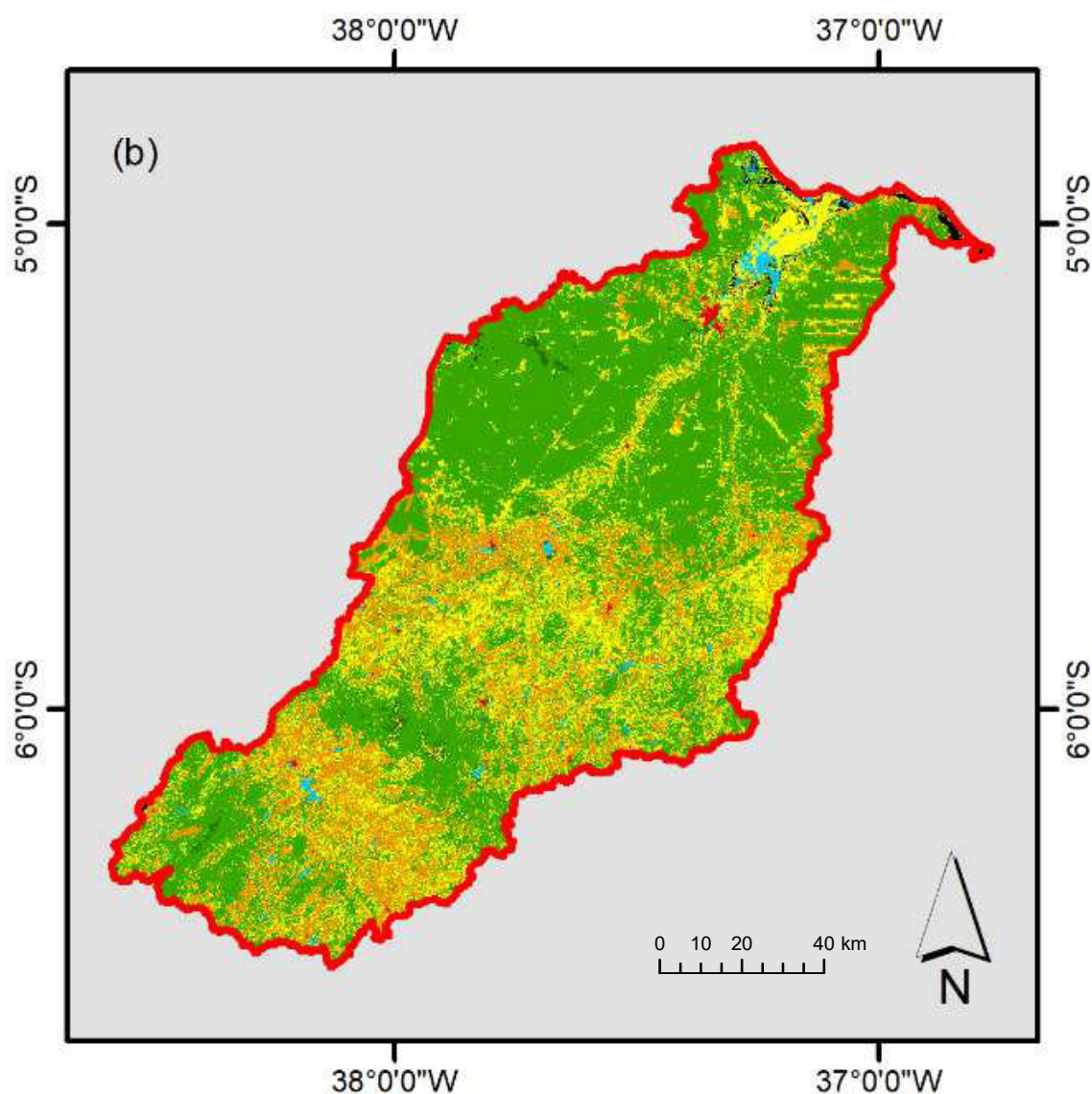


Figura 5. Mapa de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró.
Fonte: Autor (2024).

Tabela 1. Associação entre as classes de uso do solo existentes na área de estudo

Classe de uso de solo na bacia	Classe de uso de solo no SWAT
Corpos hídricos	<i>Water – WATR</i>
Vegetação arbórea	<i>Range brush – RNGB</i>
Agricultura	<i>Agriculture – AGRI</i>
Vegetação herbácea	<i>Range grasses – RNGE</i>
Gramíneas	<i>Grassland – RGRA</i>
Mangue	<i>Mangrove - MANG</i>
Pastagem	<i>Pasture -PAST</i>
Urbano	<i>Urban – URBN</i>
Usos diversos	<i>Generic land – GENR</i>

3.1.4 Dados hidrometeorológicos

A obtenção e preparação dos dados climáticos e hidrológicos desempenham um papel fundamental na modelagem hidrológica pelo SWAT. No entanto, para a área de estudo em questão, foi enfrentado o desafio da disponibilidade limitada de dados climáticos diários. A única variável climática com uma série diária completa foi a precipitação, enquanto outras variáveis, como temperatura, umidade relativa do ar, velocidade do vento e radiação solar, continham falhas significativas.

Para contornar essa limitação, o modelo SWAT oferece uma solução na forma de um gerador climático, que utiliza médias mensais das variáveis climáticas indisponíveis para estimar valores diários. Embora isso possa não ser tão preciso quanto usar dados observados, é uma alternativa viável quando não há outra opção.

No entanto, a obtenção de dados observados de vazão é de extrema importância para a calibração e validação do modelo. Esses dados fluviométricos foram adquiridos junto à Agência Nacional de Águas (ANA) e ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), ambos na escala diária. Para facilitar o processo de calibração, esses dados foram posteriormente organizados em uma escala mensal.

É importante ressaltar que a escolha da escala mensal para a calibração foi feita levando em consideração as fontes potenciais de erro na modelagem, como falhas nos dados de entrada e as associações realizadas na parametrização do modelo. A utilização de dados organizados mensalmente pode ajudar a reduzir a influência dessas incertezas e melhorar a qualidade das simulações hidrológicas.

A fim de obter dados de precipitação representativos para a área de estudo, foram selecionadas 15 estações pluviométricas, conforme detalhado na Tabela 2, juntamente com 04 estações fluviométricas, conforme listado na Tabela 3. Esses postos estão localizados em toda a bacia, cobrindo uma ampla área geográfica para uma representação abrangente das condições climáticas e hidrológicas.

Para a calibração do modelo SWAT, foi escolhido um período que abrange de 1983 a 2018. Essa escolha se baseou na disponibilidade de séries diárias de precipitação, que foram mais completas nesse intervalo de tempo. A Figura 1 apresenta uma visão geral da localização geográfica dos postos usados neste estudo, permitindo visualizar sua distribuição.

No entanto, é importante destacar que todos os postos pluviométricos apresentaram falhas nos dados de precipitação em algum momento. Para lidar com essas falhas e garantir a integridade dos dados, foi aplicado o método de ponderação regional. Esse método envolve o preenchimento das falhas em um posto com base nos dados de postos vizinhos que compartilham características climáticas semelhantes e possuem pelo menos dez anos de série de dados disponíveis (SILVA *et al.*, 2010).

O processo de preenchimento das falhas ocorre através da seguinte fórmula (Equação 19):

$$(P_x) = \frac{1}{3} \left(\frac{M_x}{M_a} P_a + \frac{M_x}{M_b} P_b + \frac{M_x}{M_c} P_c \right) \quad (\text{Eq. 19})$$

onde: M_x – média aritmética do posto com falha; M_a, M_b, M_c – a média aritmética dos postos vizinhos; P_a, P_b, P_c – precipitação dos postos vizinhos para a mesma data do posto com falha.

Esse método permite estimar os valores de precipitação nos dias com falha com base nas observações dos postos vizinhos que têm características climáticas semelhantes. Isso ajuda a preencher as lacunas nos dados de precipitação, tornando-os mais adequados para a modelagem hidrológica. A Tabela 3 apresenta os postos fluviométricos selecionados para o estudo, juntamente com informações relevantes sobre cada um deles.

Tabela 2. Postos pluviométricos selecionados para o estudo.

Código	Município	Responsável	Latitude	Longitude	Dias com falha
537006	Caraúbas	EMPARN-RN	-5,7833	-37,5667	1219
537044	Felipe Guerra	EMPARN-RN	-5,5933	-37,6841	135
537005	Campo Grande	EMPARN-RN	-5,8500	-37,3167	1018
537019	Upanema	EMPARN-RN	-5,6436	-37,2552	213
437012	Areia Branca	EMPARN-RN	-4,9500	-37,1167	1656
638037	Alexandria	EMPARN-RN	-6,4167	-38,0166	3526
537010	Itaú	EMPARN-RN	-5,8333	-37,9667	749
638041	Pau dos Ferros	EMPARN-RN	-6,1166	-38,2166	3049
537009	Riacho da Cruz	EMPARN-RN	-5,9333	-37,9666	1338
637007	Antônio Martins	EMPARN-RN	-6,1833	-37,9667	3245
637015	Martins	EMPARN-RN	-6,0833	-37,9166	1547
537002	Olho D'agua dos Borges	EMPARN-RN	-5,9666	-37,7000	729
637073	Patú	CEMADEN	-6,1100	-37,6333	746
537020	Umarizal	EMPARN-RN	-5,9833	-37,8166	1646
536021	Assú	DNOCS	-5,5833	-36,9000	1917

Tabela 3. Postos fluviométricos selecionados para o estudo

Código	Município	Responsável	Latitude	Longitude	Dias com falha
37084000	Governador Dix-Sep Rosado	ANA	-5,4500	-37,5150	1578
37090000	Mossoró	ANA	-5,2194	-37,3622	2777

Durante o processo de modelagem hidrológica da bacia em estudo, foi necessário considerar a qualidade e a disponibilidade dos dados fluviométricos, os quais foram obtidos a partir de postos de monitoramento hidrológico. É importante observar que alguns desses postos apresentaram registros com dias com falhas ao longo da série temporal analisada.

Para garantir a confiabilidade das simulações e resultados da modelagem hidrológica, optou-se por não utilizar os dados correspondentes aos dias com falhas nos postos fluviométricos selecionados. A decisão de descartar esses dados foi tomada com base na premissa de que a integridade e a consistência das informações são fundamentais para a precisão do modelo.

Portanto, as análises e simulações realizadas neste estudo foram baseadas em dados de vazão que não incluíram informações dos dias com falhas. Isso foi feito para evitar qualquer impacto negativo decorrente de dados incompletos ou inconsistentes nos resultados da modelagem hidrológica, visando assim obter uma representação mais precisa dos processos hidrológicos na bacia em estudo.

Os parâmetros essenciais para alimentar o gerador climático do modelo SWAT estão associados a várias variáveis climáticas, incluindo temperatura, precipitação, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa do ar, e são apresentados na Tabela 4. Esses dados climáticos foram obtidos nas estações meteorológicas localizadas nas cidades de Mossoró/RN e Apodi/RN (Figura 01), situadas respectivamente nas coordenadas geográficas de -5,18° de latitude e -37,35° de longitude e -5.63° de latitude e -37.81° de longitude, como detalhado nas Tabelas 5 a 6.

Esses valores climáticos desempenham um papel crucial na precisão das simulações hidrológicas, uma vez que influenciam diretamente os processos hidrológicos na área de estudo. Portanto, a coleta de dados climáticos precisos e localizados é fundamental para fornecer entradas confiáveis para o modelo SWAT e, por sua vez, obter resultados mais representativos e úteis na modelagem hidrológica da bacia.

Tabela 4. Descrição dos parâmetros do gerador climático do SWAT

Variável	Parâmetro	Descrição	Unidade
Temperatura	TMPMX	Média das temperaturas máximas diárias a cada mês	°C
	TMPMN	Média das temperaturas mínimas diárias a cada mês	°C
	TMPSTDMX	Desvio padrão das temperaturas máximas diárias a cada mês	°C
	TMPSTDMN	Desvio padrão das temperaturas mínimas diárias a cada mês	°C
Precipitação	PCPMM	Média da precipitação total mensal para o período	mm
	PCPSTD	Desvio padrão das precipitações a cada mês	mm/dia
	PCPSKW	Coefficiente de assimetria para a precipitação diária a cada mês	Adimensional
	PR_W1	Probabilidade de acontecer um dia úmido após um dia seco no mês	Adimensional
	PR_W2	Probabilidade de um dia úmido acontecer após um dia úmido no mês	Adimensional
	PCPD	Média de dias com precipitação no mês	dias
	RAINHHMX	Precipitação máxima para meia hora de chuva em todo o período de registro para o mês	mm
Radiação Solar	SOLARAV	Média da radiação solar diária para cada mês	MJ.m²/dia
Velocidade do Vento	WNDVAV	Média das velocidades diárias de vento para cada mês	m/s
Umidade Relativa do Ar	DEWPT	Média das temperaturas diárias de ponto de orvalho a cada mês	°C

Tabela 5. Valores das médias mensais para os parâmetros climatológicos utilizados no gerador climático do SWAT para o posto meteorológico Mossoró

Parâmetros	Meses											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
TMPMX	33,89	33,55	32,98	32,63	32,59	32,41	32,84	33,96	34,41	34,41	34,29	34,24
TMPMN	24,12	23,86	23,73	23,56	23,06	22,14	21,53	21,48	22,26	23,09	23,58	23,98
TMPSTDMX	1,82	1,98	1,85	1,83	1,65	1,68	1,75	1,40	1,32	1,46	1,40	1,38
TMPSTDMN	1,17	1,14	1,09	1,06	1,09	1,32	1,42	1,43	1,40	1,32	1,11	1,08
PCPMM	65,18	104,20	161,43	183,35	98,40	43,47	35,39	6,19	2,52	3,44	1,43	14,62
PCPSTD	9,42	11,41	13,04	13,08	9,41	4,77	4,89	1,42	0,82	1,06	0,62	2,88
PCPSKW	8,47	7,27	4,39	3,94	5,69	4,88	6,62	13,02	12,87	12,57	24,28	8,46
PR_W1	0,17	0,21	0,36	0,38	0,26	0,22	0,17	0,06	0,03	0,03	0,03	0,06
PR_W2	0,44	0,60	0,63	0,66	0,57	0,43	0,34	0,25	0,19	0,22	0,16	0,37
PCPD	6,59	9,65	14,70	15,82	11,60	8,17	6,15	2,35	0,91	0,94	0,97	2,38
RAINHHMX	8,46	12,98	15,43	15,39	11,09	5,46	5,79	1,30	0,52	0,84	0,40	2,53
SOLARAV	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
DEWPT	69,72	72,19	77,13	79,51	77,01	74,13	68,63	62,65	61,82	63,02	64,75	66,25
WNDVAV	3,64	3,00	2,65	2,01	2,09	2,36	2,71	3,77	4,32	4,46	4,39	4,16

Tabela 6. Valores das médias mensais para os parâmetros climatológicos utilizados no gerador climático do SWAT para o posto meteorológico Apodi.

Parâmetros	Meses											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
TMPMX	34,85	34,09	33,29	32,35	32,32	32,17	32,85	34,14	35,40	36,14	36,28	35,91
TMPMN	24,17	24,04	24,13	23,94	23,62	22,98	22,62	22,51	23,02	23,41	23,73	24,20
TMPSTDMX	2,14	2,31	2,08	1,85	1,97	1,79	1,65	1,39	1,01	0,96	1,02	1,41
TMPSTDMN	1,29	1,23	1,27	1,14	1,16	1,26	1,33	1,25	1,16	1,19	1,09	1,12
PCPMM	97,11	112,79	144,30	199,43	92,97	46,74	31,81	15,19	1,33	2,59	5,97	15,74
PCPSTD	10,58	11,31	11,00	14,61	8,85	5,31	5,62	3,59	0,53	1,28	2,25	3,50
PCPSKW	5,15	4,74	4,12	3,77	5,44	6,08	9,77	13,56	16,14	18,45	19,53	9,96
PR_W1	0,16	0,25	0,34	0,34	0,28	0,24	0,13	0,06	0,02	0,01	0,03	0,06
PR_W2	0,54	0,54	0,60	0,69	0,50	0,40	0,33	0,23	0,24	0,08	0,17	0,28
PCPD	8,15	9,89	14,19	15,79	11,00	8,52	5,16	2,35	0,68	0,44	1,20	2,28
RAINHHMX	11,23	13,45	13,51	18,49	10,83	7,03	5,63	3,20	0,27	0,56	1,57	3,42
SOLARAV	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
DEWP	70,12	74,50	79,07	81,80	79,23	75,69	69,06	64,80	63,49	62,64	63,22	65,98
WDAV	3,61	3,27	2,85	2,63	2,85	3,17	3,72	4,04	3,94	4,17	3,88	3,93

3.1.5 Tipos de solo

O mapa detalhado dos tipos de solo (Figura 6) foi desenvolvido com base em informações derivadas do levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado do Rio Grande do Norte, conduzido pelo Ministério da Agricultura. Os valores dos parâmetros relacionados aos diferentes tipos de solo encontrados na bacia foram estabelecidos usando o Sistema de Informação de Solos Brasileiros (EMBRAPA, 2015) e incorporando dados de várias pesquisas relevantes, conforme será discutido em detalhes mais adiante neste trabalho.

Esses parâmetros abrangem uma variedade de características físico-hídricas do solo, incluindo a profundidade das raízes (SOL_ZMX) e dos horizontes (SOL_Z), a classificação do solo em grupos hidrológicos (HYDGRP), bem como a composição das partículas do solo, como areia, silte, argila e cascalho, entre outros. Essas informações são de importância crítica para a modelagem hidrológica, pois elas têm um impacto direto sobre como a água é retida, infiltrada e liberada pelo solo, afetando assim os processos de escoamento, infiltração e recarga aquífera na bacia.

A Tabela 7 complementa o conhecimento sobre esses perfis de solo, oferecendo uma visão mais aprofundada sobre sua distribuição nos municípios que compõem a área de estudo. Esses dados são fundamentais para a parametrização precisa do modelo SWAT, assegurando que os processos hidrológicos do solo sejam representados de maneira precisa nas simulações. Isso, por sua vez, contribui para uma compreensão mais robusta e confiável dos fenômenos hidrológicos na bacia do rio Apodi-Mossoró.

Tabela 7. Descrição dos perfis utilizados na modelagem.

Classificação dos solos	Município
Cambissolo	Mossoró
Latossolo	Apodi
Luvissolo	Baraúna
Neossolo Flúvico	Serra do Mel
Neossolo Litólico	Serrinha dos Pintos
Neossolo Regolítico	Caraúbas
Planossolo	Upanema
Vertissolo	Areia Branca
Argissolo	Itaú
Gleissolo	Augusto Severo

Fonte: EMBRAPA (2015).

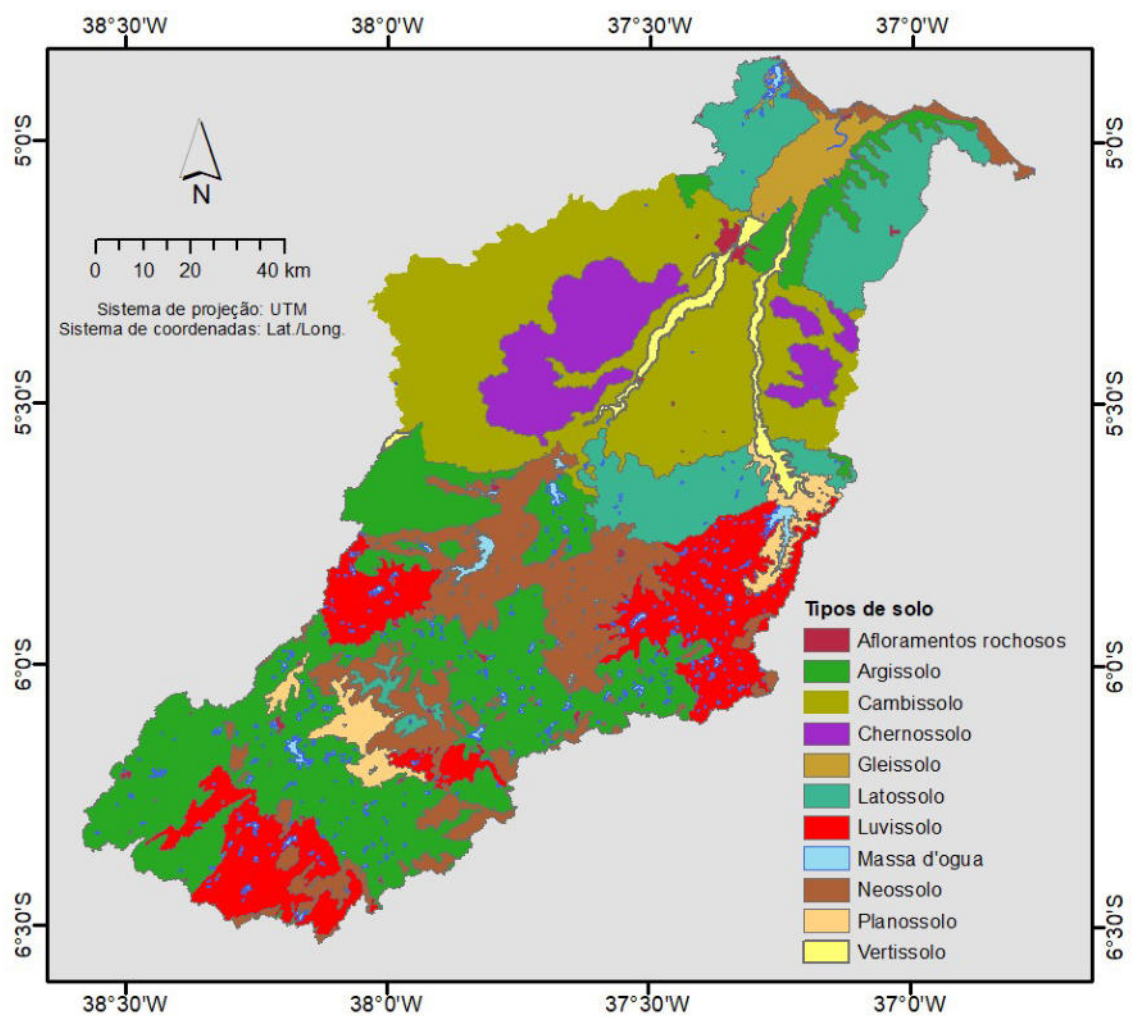


Figura 6. Mapa de tipos de solo da bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró.

Fonte: Autor (2024).

3.2 Variabilidade da chuva

Para caracterizar a variabilidade climática da precipitação foram utilizados sete índices de precipitação, a saber: (a) número máximo de dias secos consecutivos no ano (CDD), (b) máxima precipitação em um dia (RX1DAY) no ano, (c) máxima precipitação em cinco dias consecutivos (RX5DAY) no ano, (d) número de dias com precipitação maior que 10 mm/dia (R10mm) no ano, (e) número de dias com precipitação maior que 50 mm/dia (R50mm), (f) número de dias com precipitação maior que 100 mm/dia (R100mm), e (g) precipitação total anual em dias com chuva acima do percentil 95 (R95p). Mais detalhes sobre esses índices estão descritos na Tabela 8. Esses índices climáticos foram calculados usando planilha eletrônica do Microsoft Excel.

Atualmente, esses índices vêm sendo muito utilizados em pesquisas de variabilidade e mudanças climáticas para a determinação de indicadores de ocorrência de eventos extremos. Para o cálculo dos índices de precipitação foram utilizados dados de chuva diária provenientes dos postos pluviométricos usados neste estudo, sendo sua computação mediante o uso de planilhas eletrônicas.

Tabela 8. Descrição dos índices climáticos utilizados no estudo.

Índices	Descrição
CDD	RR_{ij} é a quantidade de dias de precipitação diária < 1 mm no dia i e no período j .
RX1DAY	RR_{ij} é a quantidade de precipitação diária no dia i e no período j . O máximo valor de precipitação num dia i para o período j .
RX5DAY	RR_{kj} é a quantidade de precipitação no intervalo de cinco dias, terminando no dia k , no período.
R _{nn} mm	Seja nn um limiar definido, então RR_{ij} será a quantidade de dias de precipitação diária no dia i e no período j . $nn = 10$ mm; $nn = 50$ mm e $nn = 100$ mm.
R95p	Seja RR_{wj} a quantidade de precipitação diária no dia úmido w ($RR \geq 1$ mm) no período i , e temos RR_{wn95} como o 95° percentil de precipitação sobre os dias úmidos em um período climatológico.

3.3 Determinação da erosividade da chuva

O conhecimento do índice de erosividade da chuva em uma determinada localidade proporciona uma base para um planejamento mais eficaz em relação ao uso e manejo do solo. Isso inclui a identificação de períodos mais adequados para o plantio e a implementação de práticas conservacionistas. Além disso, essa compreensão facilita um melhor

planejamento urbano, especialmente no que diz respeito às infraestruturas de drenagem pluvial, levando em consideração a quantidade de água precipitada (BAZZANO *et al.*, 2007).

No Brasil, diversos estudos foram conduzidos com o intuito de estimar a erosividade das chuvas em diferentes regiões Silva (2004), Mello *et al.* (2013) e Oliveira *et al.* (2013) identificaram valores de erosividade no país que variaram de 3.116 a 20.035 MJ.mm/ha/h por ano, 2.216 a 23.187 MJ.mm/ha/h por ano e de 1.672 a 22.452 MJ.mm/ha/h por ano, respectivamente.

A erosividade da chuva foi estimada a partir das análises de chuvas individuais das estações localizadas na bacia hidrográfica. A determinação do índice de erosividade (R_x), conforme apresentado na Equação 20, foi estabelecida de acordo com a metodologia proposta por Silva (2004).

$$R_x = 42.307 \left(\frac{M_x^2}{P} \right) + 69.763 \quad (\text{Eq. 20})$$

sendo R_x é o fator de erosividade mensal (MJ.mm/ha/h/ano) para o mês x , M_x é a precipitação média mensal (mm) e P é a precipitação média anual (mm). A erosividade anual foi obtida pelo somatório dos índices R_x de cada mês. O potencial erosivo anual da chuva foi classificado conforme Carvalho (1994), adaptado para unidades métricas do Sistema Internacional conforme descrito por Foster *et al.* (1981). A classificação está apresentada na Tabela 9.

Tabela 9. Classificação do potencial erosivo anual da chuva

Erosividade (MJ.mm/ha/h)	Classes de erosividade
$R \leq 2452$	Erosividade fraca
$2452 < R \leq 4905$	Erosividade moderada
$4905 < R \leq 7357$	Erosividade moderada a forte
$7357 < R \leq 9810$	Erosividade forte
$R > 9810$	Erosividade muito forte

3.4 Índices de desempenho da modelagem

A calibração de um modelo envolve o ajuste dos seus parâmetros para que os resultados simulados pelo modelo correspondam aos dados observados. Neste estudo, foram

realizadas 500 iterações para cada simulação, seguindo a recomendação de Abbaspour *et al.* (2007), e os resultados foram registrados em uma frequência mensal.

A eficiência do modelo foi avaliada através de 4 índices, que são essenciais para verificar quão bem o modelo foi capaz de reproduzir a realidade, sendo eles: o Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), o Coeficiente de Determinação (R^2), o Coeficiente de Eficiência Modificado de Kling-Gupta (KGE), e o percentual de viés (Pbias), os quais estão descritos nas Equações 21, 22, 23 e 26:

$$NSE = \left[1 - \frac{\sum (Q_{sim} - Q_{obs})^2}{\sum (Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})^2} \right] \quad (\text{Eq. 21})$$

$$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^n [(Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})(Q_{sim} - \overline{Q_{sim}})]^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})^2 \sum_{i=1}^n (Q_{sim} - \overline{Q_{sim}})^2} \right] \quad (\text{Eq. 22})$$

$$KGE = 1 - \sqrt{(R^2 - 1)^2 + (\beta - 1)^2 + (\gamma - 1)^2} \quad (\text{Eq. 23})$$

$$\beta = \frac{\mu_{sim}}{\mu_{obs}} \quad (\text{Eq. 24})$$

$$\gamma = \frac{\sigma_{sim} / \sigma_{sim}}{\sigma_{obs} / \mu_{obs}} \quad (\text{Eq. 25})$$

$$Pbias = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - Q_{sim})}{\sum_{i=1}^N Q_{obs}} \times 100 \quad (\text{Eq. 26})$$

sendo Q_{obs} a vazão observada, Q_{sim} é vazão simulada pelo modelo, $\overline{Q_{obs}}$ média da vazão observada, $\overline{Q_{sim}}$ média da vazão simulada, e n é a quantidade de dados na série de vazões observadas.

O NSE é uma estatística normalizada que desempenha um papel fundamental na avaliação do desempenho de modelos hidrológicos. Ele oferece uma perspectiva valiosa sobre como a variância residual se compara à variabilidade dos dados observados. O NSE varia em uma escala que vai de $-\infty$ a 1, onde valores abaixo de zero sugerem que a média dos dados observados fornece previsões mais precisas do que as simulações do modelo. Por outro lado, valores próximos a um indicam um ajuste ótimo, com o modelo capturando bem as características dos dados observados.

Quanto ao coeficiente de determinação (R^2), este coeficiente quantifica o grau de colinearidade entre os valores observados e os valores simulados pelo modelo. O R^2 também varia de 0 a 1, sendo que valores mais próximos de 1 indicam uma menor dispersão dos erros residuais. Em outras palavras, um alto valor de R^2 sugere que os valores simulados pelo modelo estão em estreita concordância com os valores observados, enquanto um valor próximo de zero indica um ajuste inadequado (FERRIGO, 2014).

Para avaliar o desempenho do modelo, foram adotadas as recomendações de Santhi *et al.* (2001), que estabelecem critérios aceitáveis para simulações mensais, com valores de $R^2 > 0,6$ e $NSE > 0,5$. Esses critérios auxiliam na identificação de quão bem o modelo hidrológico está representando o comportamento dos dados em uma escala mensal.

Após a fase de calibração, procedeu-se à validação do modelo, conforme sugerido por Benaman *et al.* (2005). Nessa etapa, o modelo foi testado com um conjunto de dados diferente daquele usado na calibração, sem qualquer modificação nos parâmetros previamente ajustados. O objetivo da validação é verificar se o modelo é capaz de simular com precisão dados de períodos ou condições distintas daqueles usados na calibração. A análise da resposta do modelo nesta etapa também foi conduzida em uma base mensal, permitindo uma avaliação de sua capacidade de generalização e aplicabilidade a diferentes contextos hidrológicos.

O KGE é um índice amplamente utilizada na avaliação de modelos hidrológicos. Este índice combina três componentes principais: correlação, viés e eficiência de variação (*ratio* de variância simulada para a observada). Ao incorporar múltiplos aspectos da precisão do modelo, o KGE oferece uma visão mais completa do desempenho do modelo em relação aos dados observados. Com uma escala que varia de $-\infty$ a 1, o KGE atribui o valor máximo de 1 a uma correspondência perfeita entre as simulações do modelo e os dados observados, enquanto valores menores indicam um desempenho inferior.

Por outro lado, Pbias é uma medida direta da tendência do modelo em subestimar ou superestimar os valores observados. Este índice é calculado como a razão entre a diferença entre a soma das simulações do modelo e a soma dos dados observados, sobre a soma dos dados observados, multiplicada por 100 para expressar o resultado como um percentual. Assim, um Pbias de 0% indica ausência de viés, enquanto valores positivos e negativos denotam superestimação e subestimação, respectivamente.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Análise da variação espaço-temporal da precipitação

Eventos extremos de precipitação são causados pelo excesso ou falta de chuva que podem provocar inundações, períodos de estiagem longos e secas que afetam a vida da população. Nesse sentido, entender o comportamento espaço-temporal de séries temporais da precipitação baseado em índices climáticos é importante. A análise da variabilidade climática utilizando técnicas estatísticas é uma importante técnica que permite lidar com as características específicas dos dados climáticos, como sua natureza espacial e temporal, autocorrelação e não-linearidades.

A Figura 7 mostra os valores do índice climático RX1DAY, com base nos dados observados diários da bacia. Os resultados evidenciam que os postos Felipe Guerra, Campo Grande, Upanema, e Assu apresentaram os maiores valores dos índices RX1DAY no período analisado. Os resultados destacam ainda que os postos Alexandria Pau dos Ferros Antônio Martins, e Patu foram aqueles com menores valores desse mesmo índice.

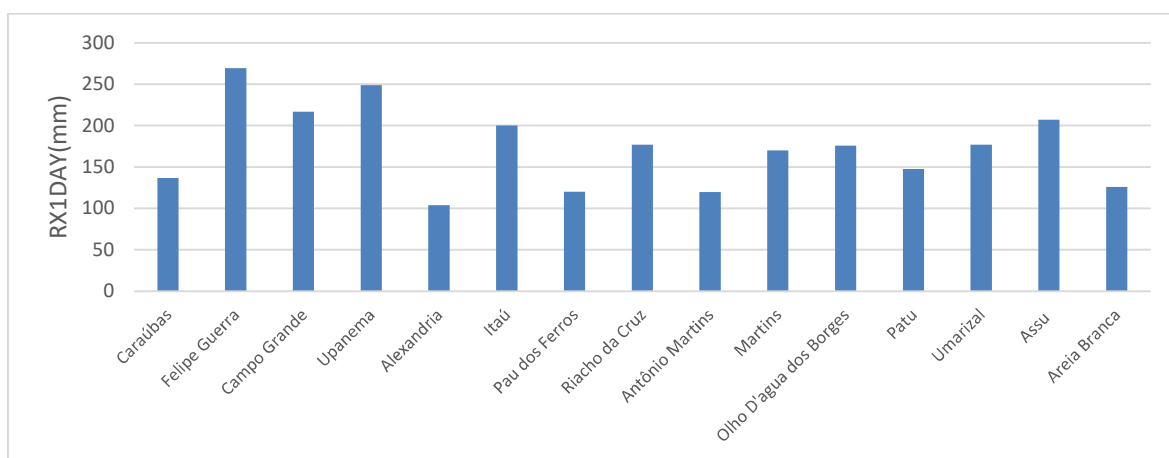


Figura 7. Apresentação dos valores do índice RX1DAY calculados para o período 1987 – 2018.

Fonte: Autor (2024).

O CDD, que é a quantidade de dias de precipitação diária < 1 mm no dia é mostrado na Figura 8. Com base nos resultados desse índice percebe-se que os postos Itaú, Riacho da Cruz, Umarizal, e Assu apresentaram valores de CDD acima de 90%, ou seja, tiveram a ocorrência de chuva em menos de 10% dos dias em todo o período analisado. Os resultados destacam ainda que os valores de CDD em porcentagem variaram de 77% a 93%. Esses

resultados corroboram os obtidos por Marengo *et al.* (2017), Sousa e Lucena (2023), e Lucena *et al.*, (2023), que relataram que as bacias hidrográficas na região Nordeste localizadas no bioma Caatinga, de uma forma geral, apresentam valores dentro dos obtidos neste estudo.

De acordo com Oliveira *et al.* (2023), no semiárido do Nordeste brasileiro, períodos de dias consecutivos secos são uma característica climática marcante, afetando ecossistemas e a vida humana. Esses períodos, definidos pela ausência de chuvas significativas por dias seguidos, impactam diretamente a agricultura, a biodiversidade e os recursos hídricos. Estudos recentes indicam um aumento na frequência e duração desses períodos secos, atribuídos às mudanças climáticas globais. Essa tendência amplifica os desafios de gestão de água e sustentabilidade agrícola. Estratégias adaptativas, como práticas de cultivo resilientes e sistemas eficientes de armazenamento de água, tornam-se essenciais para mitigar os impactos socioeconômicos e ambientais nesta região vulnerável.

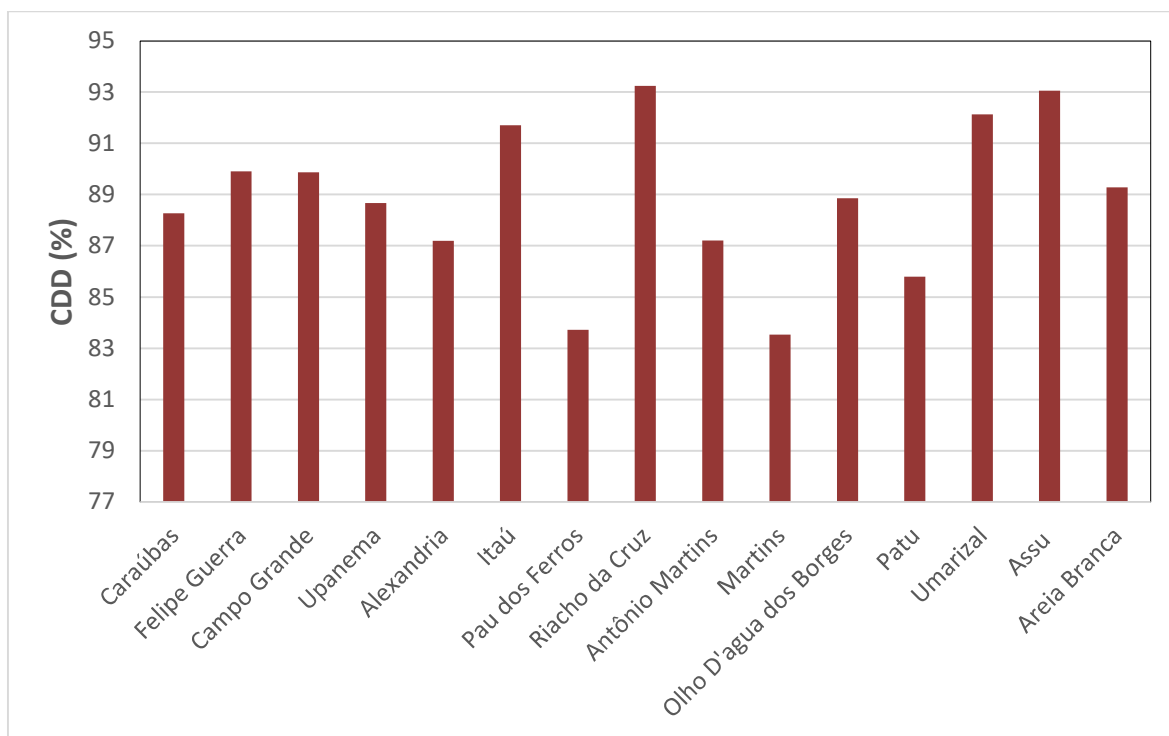


Figura 8. Apresentação dos valores do índice CDD calculados para o período 1987– 2018. Fonte: Autor (2024).

A Figura 9 apresenta os valores do índice R95p calculados para a bacia Apodi-Mossoró no período de 1987 a 2018. Os resultados mostram que os postos Caraúbas, Felipe Guerra, Upanema, Patu, Assu, e Areia Branca apresentaram tendências negativas nos valores

de R95p. Os postos Campo Grande e Riacho da Cruz apresentaram tendências positivas, enquanto os postos Alexandria, Itaú, Pau dos Ferros, Antônio Martins, Martins, Olho D'água dos Borges, e Umarizal não apresentaram tendências.

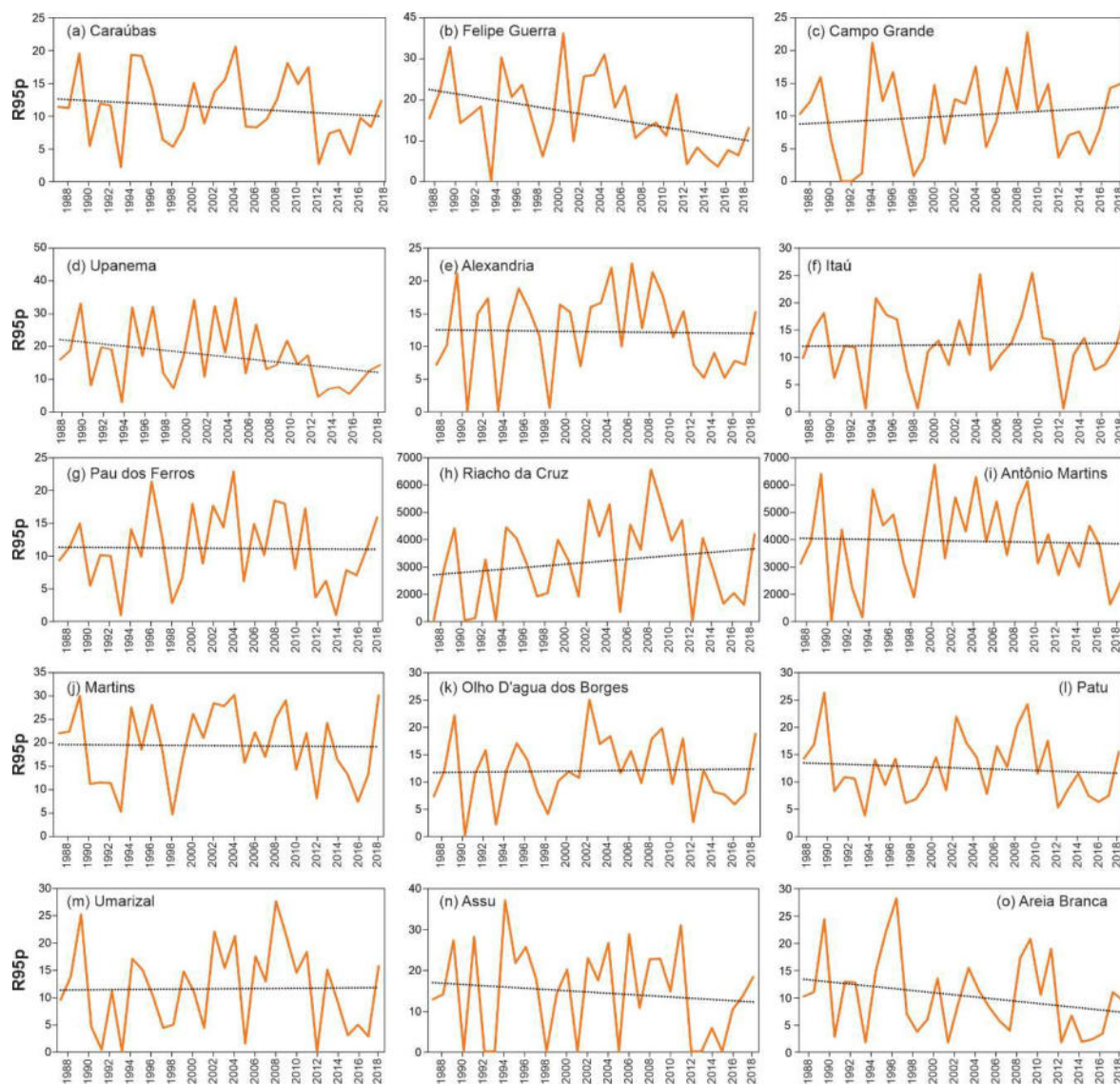


Figura 9. Apresentação dos valores do índice R95p calculados para o período 1987–2018.

Fonte: Autor (2024).

No semiárido do Nordeste, a análise da quantidade diária de precipitação assume vital importância para compreender a dinâmica climática e seus impactos. A região, notória por sua escassez hídrica, enfrenta desafios significativos na gestão da água e na sustentabilidade agrícola. A mensuração precisa da precipitação diária contribui para a identificação de padrões climáticos, permitindo o desenvolvimento de estratégias adaptativas. Em um contexto em que as variações climáticas são cruciais, compreender a

distribuição e intensidade da chuva diária no semiárido é fundamental para a implementação eficaz de medidas de conservação hídrica e para mitigar os impactos das condições áridas na região.

A Tabela 10 mostra os valores estatísticos dos índices climáticos RX5DAY e RX1DAY para cada um dos postos pluviométricos utilizados neste estudo. Nota-se que os maiores valores médios e máximos foram obtidos para os postos Martins, Felipe Guerra, Upanema, Assu, e Patu, com valores médios de RX5DAY variando de 11,1 a 15,6 mm, e valores máximos entre 237,7 e 421,8. Os valores de desvio padrão variaram de 18,4 a 35,9 mm.

Tabela 10. Estatísticas dos índices climáticos RX5DAY e RX1DAY para a área de estudo.

Postos	RX5DAY (mm)					RX1DAY (mm)
	Média	Máximo	Desvio padrão	Desvio Médio	Coefficiente de variação	
Martins	15,6	237,7	31,2	20,7	200,8	170
Felipe Guerra	14,4	421,8	34,2	20,5	237,4	269,6
Upanema	14,3	393,6	35,9	20,5	250,5	248,8
Assu	12,7	312,4	32,3	19,2	254,3	207
Patu	11,1	249,0	24,0	15,0	215,8	147,4
Pau dos Ferros	9,8	186,8	21,2	13,6	216,4	120
Olho D'agua dos Borges	9,8	210,0	22,6	13,8	231,1	176
Umarizal	9,3	318,2	24,7	14,2	264,4	177
Caraúbas	9,2	175,8	20,8	12,9	227,2	136,6
Alexandria	9,2	195,0	20,4	13,1	221,7	104
Itaú	9,2	216,0	21,2	13,5	230	200
Campo Grande	8,7	394,2	22,5	12,8	257,6	216,7
Riacho da Cruz	8,7	318,2	23,8	13,5	274,9	177
Antônio Martins	8,0	228,7	18,4	11,4	230,5	119,6
Areia Branca	7,8	270,9	20,78	11,7	266,59	126

A Tabela 11 apresenta os do índice climático Rnn em três limiares (10, 50 e 100 mm) para a área de estudo. Os resultados obtidos mostram que o posto Antônio Martins apresentou a menor quantidade de dias de precipitação diária inferior com os limiares 10, 50 e 100 mm. A maior quantidade de dias de precipitação diária obtidos nos mesmos limiares foi nos postos Felipe Guerra, Upanema e Martins.

Segundo Rodrigues *et al.* (2023), a variabilidade dos dias com precipitação diária acima de 50 mm e 100 mm representa um aspecto crucial no estudo climatológico, especialmente em regiões de clima semiárido e propensas a eventos extremos de chuva. Essa métrica, ao exceder esses limiares, frequentemente indica episódios de precipitação intensa

que podem levar a consequências significativas, como aumento da produção de sedimentos e perdas na agricultura. A análise dessa variabilidade é essencial para compreender a distribuição espacial e temporal desses eventos extremos. Mudanças climáticas globais podem alterar a frequência e intensidade dessas chuvas, realçando a necessidade de monitoramento contínuo e modelos de previsão aprimorados (CASTELO BRANCO *et al.*, 2023). Tais dados são vitais para o planejamento de infraestrutura, gestão de recursos hídricos e medidas de mitigação de riscos, contribuindo para a preparação e resposta efetiva a desastres naturais.

Tabela 11. Quantidade de dias de precipitação diária obtidos para o índice climático Rnn.

Postos	Rnn		
	Rnn10	Rnn50	Rnn100
Caraúbas	672	69	4
Felipe Guerra	905	176	32
Campo Grande	631	75	7
Upanema	834	167	44
Alexandria	742	63	1
Itaú	697	82	5
Pau dos Ferros	759	48	5
Riacho da Cruz	642	69	10
Antônio Martins	629	38	1
Martins	1086	155	18
Olho D'agua dos Borges	695	74	5
Patu	771	79	14
Umarizal	666	73	12

4.2 Análise da variação espaço-temporal da erosividade

Identificar áreas com um potencial risco de degradação ambiental por processos naturais causados pela precipitação é importante para a gestão sustentável dos recursos naturais, principalmente nas regiões semiáridas do nordeste brasileiro. A Figura 10 apresenta a erosividade da chuva para cada posto pluviométrico utilizado neste estudo.

A média anual da erosividade na bacia Apodi-Mossoró é caracterizada por apresentar uma alta variabilidade dos valores de erosividade. Os resultados mostram que os valores médios anuais de erosividade variaram de 2761 a 5032 MJ.mm/ha/h/ano. Os postos com os maiores valores foram registrados em Upanema, Felipe Guerra, Assú, e Martins, localizados nas porções central e leste da bacia. Deve-se destacar que a distribuição dos postos nessa bacia acabou concentrando a grande maioria dos postos na porção central da bacia.

A Figura 11 apresenta a variabilidade temporal e as tendências da erosividade da chuva para cada posto pluviométrico na bacia Apodi-Mossoró. Os resultados mostram que os postos Assu, Areia Branca, Upanema, Felipe Guerra, e Antônio Martins apresentaram tendências negativas nos valores de erosividade, enquanto os postos Campo Grande, Caraúbas, Itaú, Olho D'água dos Borges, Patu, Martins, Umarizal, e Riacho da Cruz apresentaram tendências positivas. Além disso, nota-se que os postos Pau dos Ferros e Alexandria não apresentaram tendências.

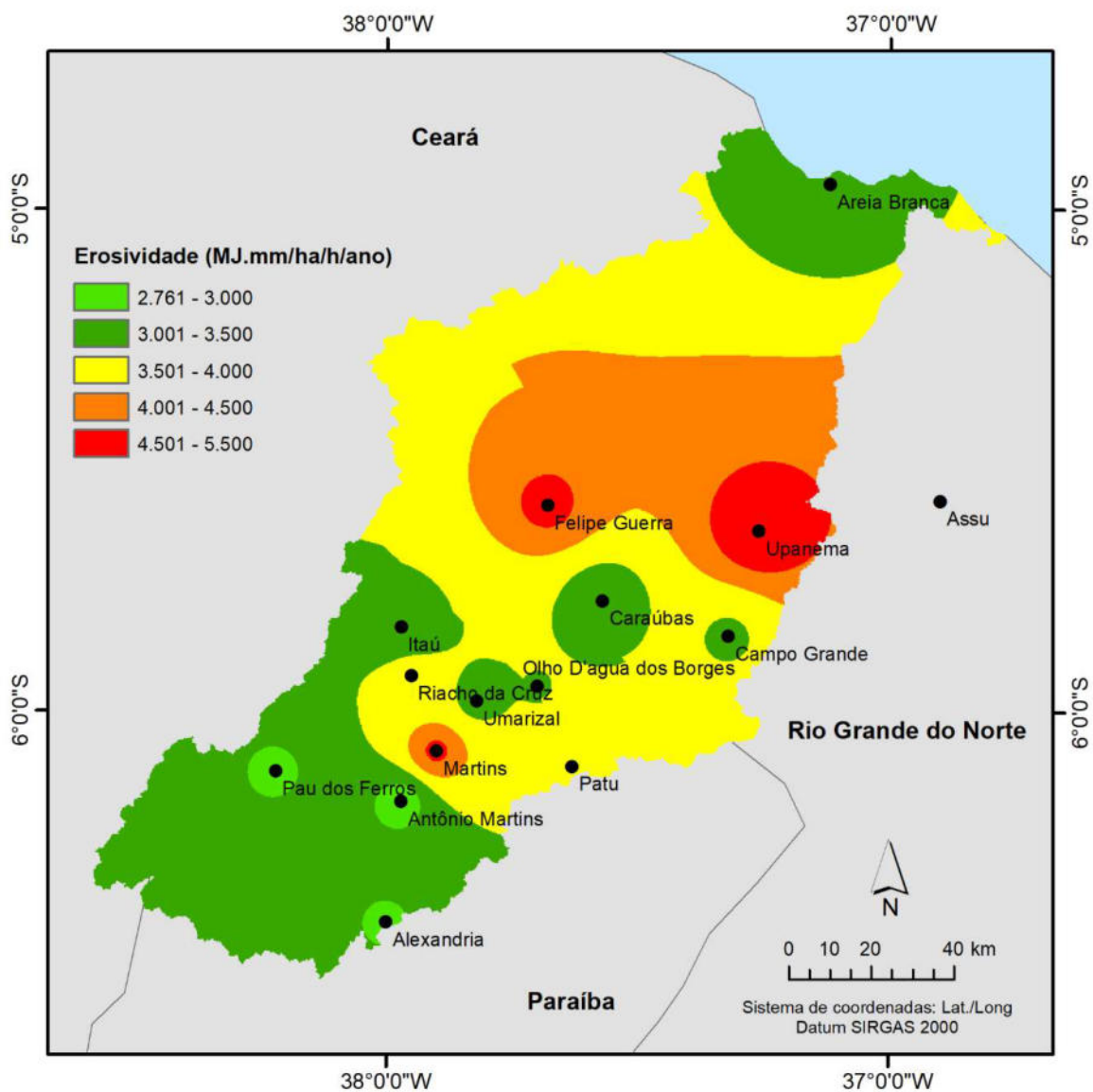


Figura 10. Erosividade da chuva para cada posto pluviométrico na bacia Apodi-Mossoró.
Fonte: Autor (2024).

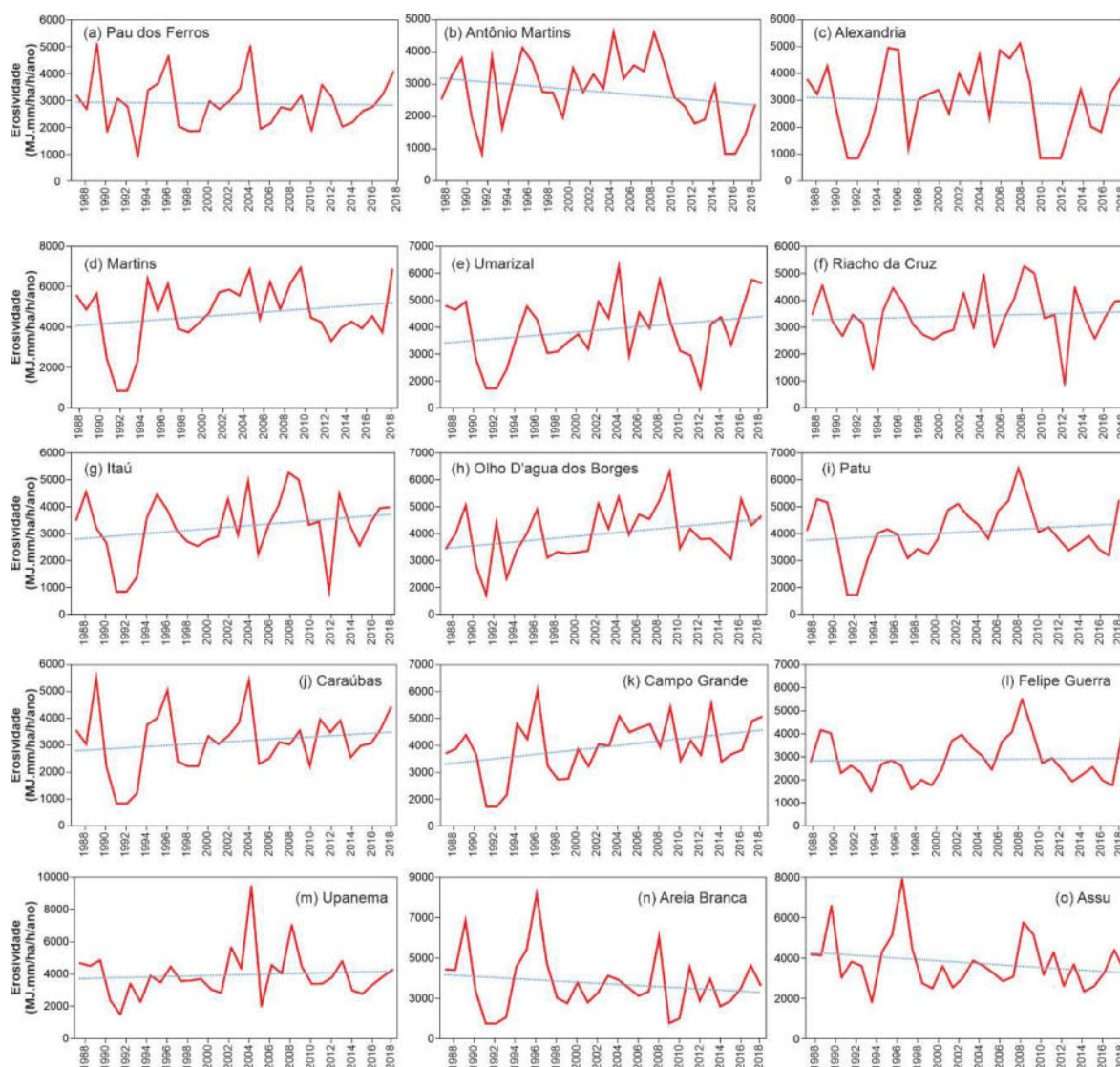


Figura 11. Variabilidade temporal da erosividade da chuva para cada posto pluviométrico na bacia Apodi-Mossoró.

Fonte: Autor (2024).

Os eventos extremos de precipitação que causam os maiores valores de erosividade são fatores cruciais no agravamento dos processos erosivos e de desertificação, especialmente nas bacias hidrográficas do Nordeste do Brasil (BRITO *et al.*, 2021). Oliveira *et al.* (2014) salientam que, no NEB, estes eventos extremos ocorrem predominantemente durante o outono, entre março e maio. A avaliação precisa e o dimensionamento correto dos riscos meteorológicos tornam-se imperativos, dada a vulnerabilidade da sociedade civil a estas condições. Segundo Dantas *et al.* (2020), as perdas socioeconômicas resultantes do clima extremo, a que a região está frequentemente exposta, destacam a necessidade urgente

de estratégias eficazes de gestão de risco e adaptação climática para mitigar o impacto desses eventos sobre as comunidades e os ecossistemas locais.

4.3 Análise das mudanças no uso do solo

A cobertura vegetal desempenha um papel vital no controle do processo erosivo, pois atua como uma capa protetora essencial para o solo, sendo o fator determinante na atenuação da erosão hídrica (CUNHA *et al.*, 2020). O crescente interesse nas últimas décadas em estudos sobre impactos ambientais decorrentes de atividades humanas tem impulsionado pesquisas que desenvolvem e avaliam os níveis de degradação ou impacto ambiental em bacias hidrográficas. As transformações resultantes das mudanças no uso da água e do solo, considerando a distribuição espacial dentro de uma bacia são importantes para compreender os efeitos adversos da atividade humana nos ecossistemas.

A Tabela 12 e a Figura 12 apresentam respectivamente, as áreas ocupadas e a distribuição geográfica dos usos do solo da bacia Apodi-Mossoró para os anos de 1988, 1998, 2008, e 2018. Os resultados mostram que as classes com maior presença na bacia são Vegetação herbácea, Agricultura e Pastagem. Nota-se que entre 1988 e 2018 as maiores perdas de áreas foram detectadas nas classes Agricultura, Vegetação arbórea, e Gramíneas, enquanto os maiores aumentos de área foram nas classes Pastagem, Usos diversos, e Urbano.

Tabela 12. Área ocupada pelos usos do solo existentes na bacia para os anos de 1988, 1998, 2008 e 2018.

Usos do solo	Área em km ²				Variação entre 1988 e 2018 (%)
	1988	1998	2008	2018	
Vegetação herbácea	8427,60	8393,57	9155,82	8448,54	0,25
Agricultura	3402,50	2404,11	1934,87	1890,28	-44,44
Pastagem	2689,12	3635,82	3157,41	4017,84	49,41
Corpos hídricos	225,34	126,45	279,72	202,79	-10,01
Vegetação arbórea	154,82	153,54	152,16	97,65	-36,93
Usos diversos	139,36	296,31	310,08	317,55	127,86
Urbano	44,56	66,94	82,66	114,02	155,88
Gramíneas	18,11	25,35	28,88	13,06	-27,89
Mangue	1,93	1,22	1,74	1,59	-17,62

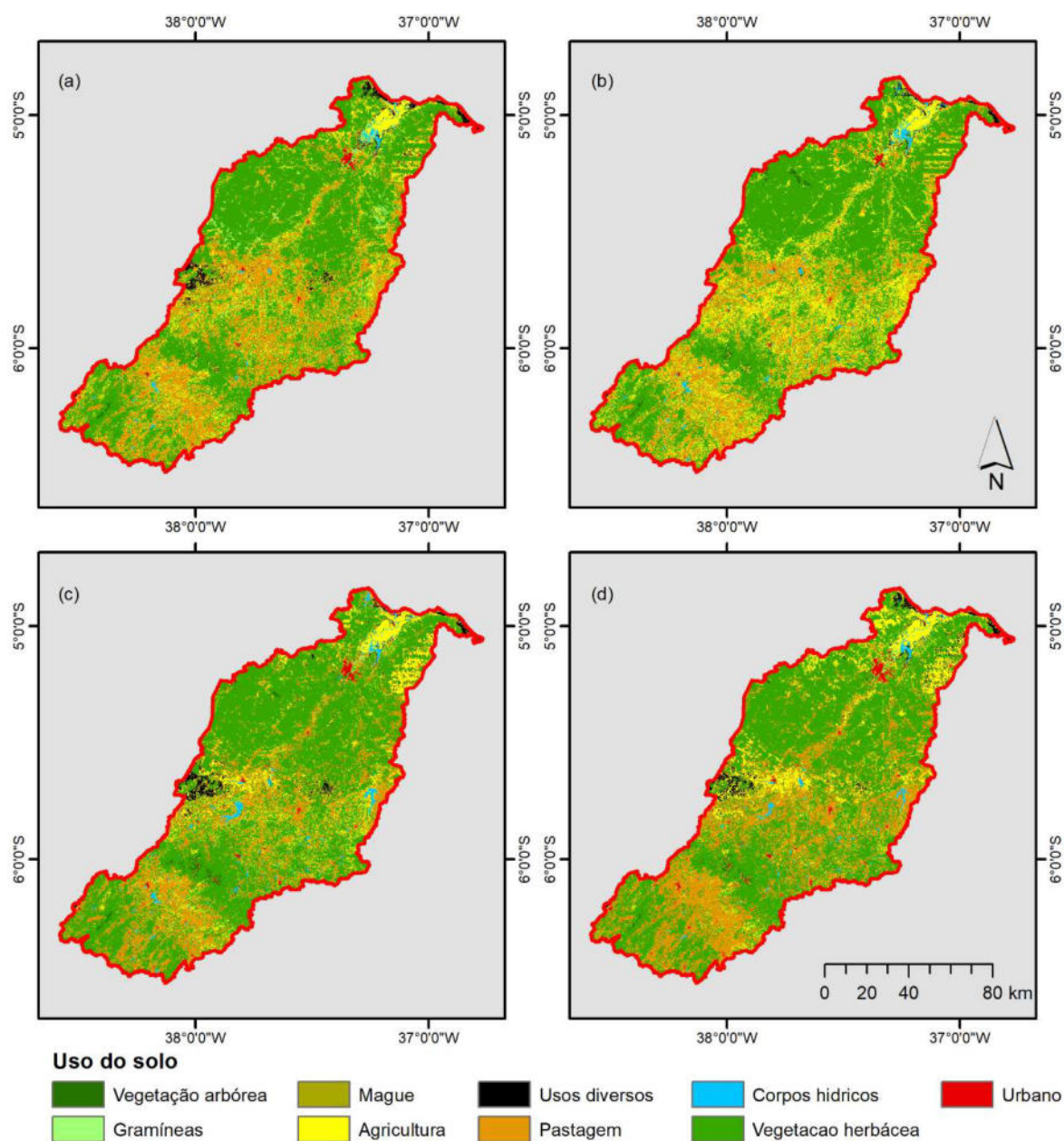


Figura 12. Usos do solo da bacia Apodi-Mossoró para (a) 1988, (b) 1998, (c) 2008, e (d) 2018.

Fonte: Autor (2024).

4.4 Calibração da vazão

Os resultados obtidos sem calibração a partir da modelagem estão apresentados nas Figuras 13 e 14, referentes aos postos fluviométricos Governador Dix-Sep Rosado e Mossoró, respectivamente. Com base no hidrograma da Figura 13, é possível observar que a modelagem inicial, sem qualquer ajuste nos parâmetros do modelo SWAT, resultou em uma superestimação das vazões simuladas para o posto fluviométrico Dix-Sep Rosado em todos os picos, em comparação com as vazões observadas. A exceção a essa tendência

ocorreu em 1989, quando o pico de vazão simulado foi menor do que o observado, possivelmente devido à presença de vários dias de dados de precipitação ausentes. Além disso, notam-se eventos em que os valores simulados se deslocaram para a direita em relação aos valores observados, indicando que os picos de vazão simulados ocorreram após os picos observados.

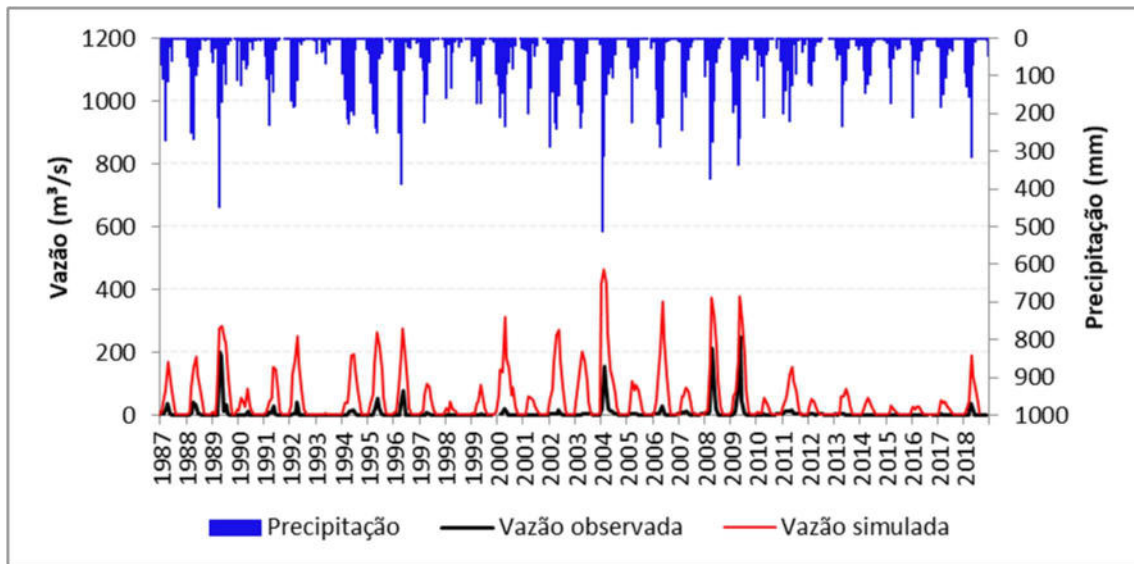


Figura 13. Vazões observadas e simuladas sem calibração para o posto fluviométrico Mossoró.

Fonte: Autor (2024).

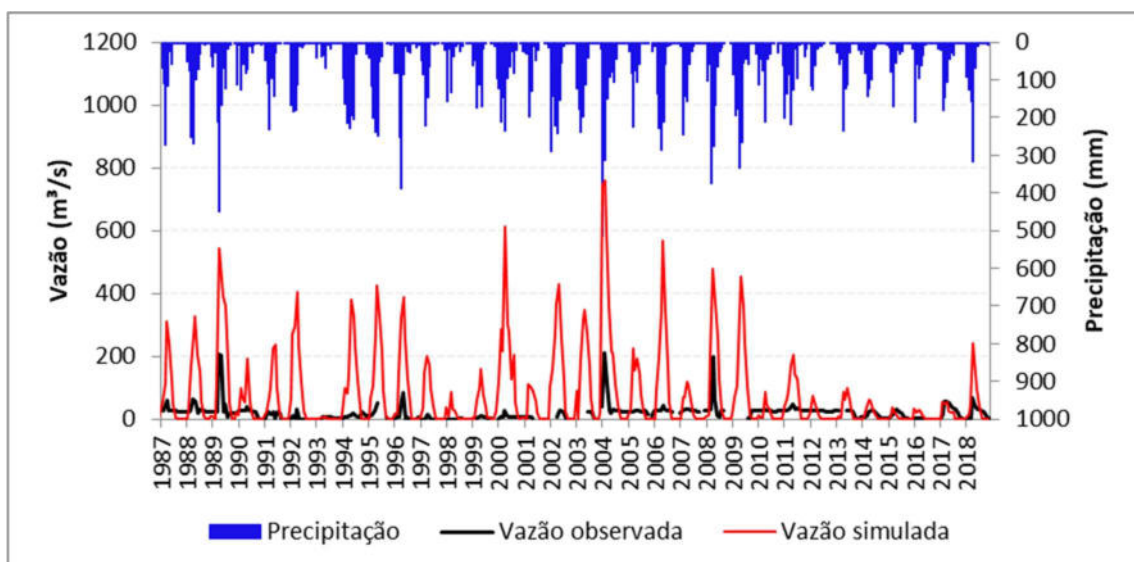


Figura 144. Vazões observadas e simuladas sem calibração para o posto fluviométrico Mossoró.

Fonte: Autor (2024).

Na Figura 14, que apresenta o hidrograma do posto fluviométrico de Mossoró, é possível observar que o modelo apenas conseguiu representar de forma satisfatória os processos hidrológicos entre os anos de 2014 a 2018, nos demais anos a vazão simulada superestimou a observada. O comportamento gráfico, no geral, é bastante discrepante sendo a vazões máxima e média simulada equivalente a 761,8 e 84,16 m³/s, enquanto os valores observados foram de 210,24 e 19,39 m³/s.

A Figura 15 ilustra os resultados da calibração e validação para o posto fluviométrico de Governador Dix-Sep Rosado, revelando que o modelo conseguiu capturar de forma satisfatória o comportamento global da bacia em grande parte dos picos de ascensão. Uma análise visual evidencia que as vazões seguiram as tendências dos picos de precipitação. No entanto, é observável que durante o período de validação, provavelmente devido à ausência de modelagem dos reservatórios hídricos presentes na bacia, os picos das vazões simuladas excederam os das vazões observadas

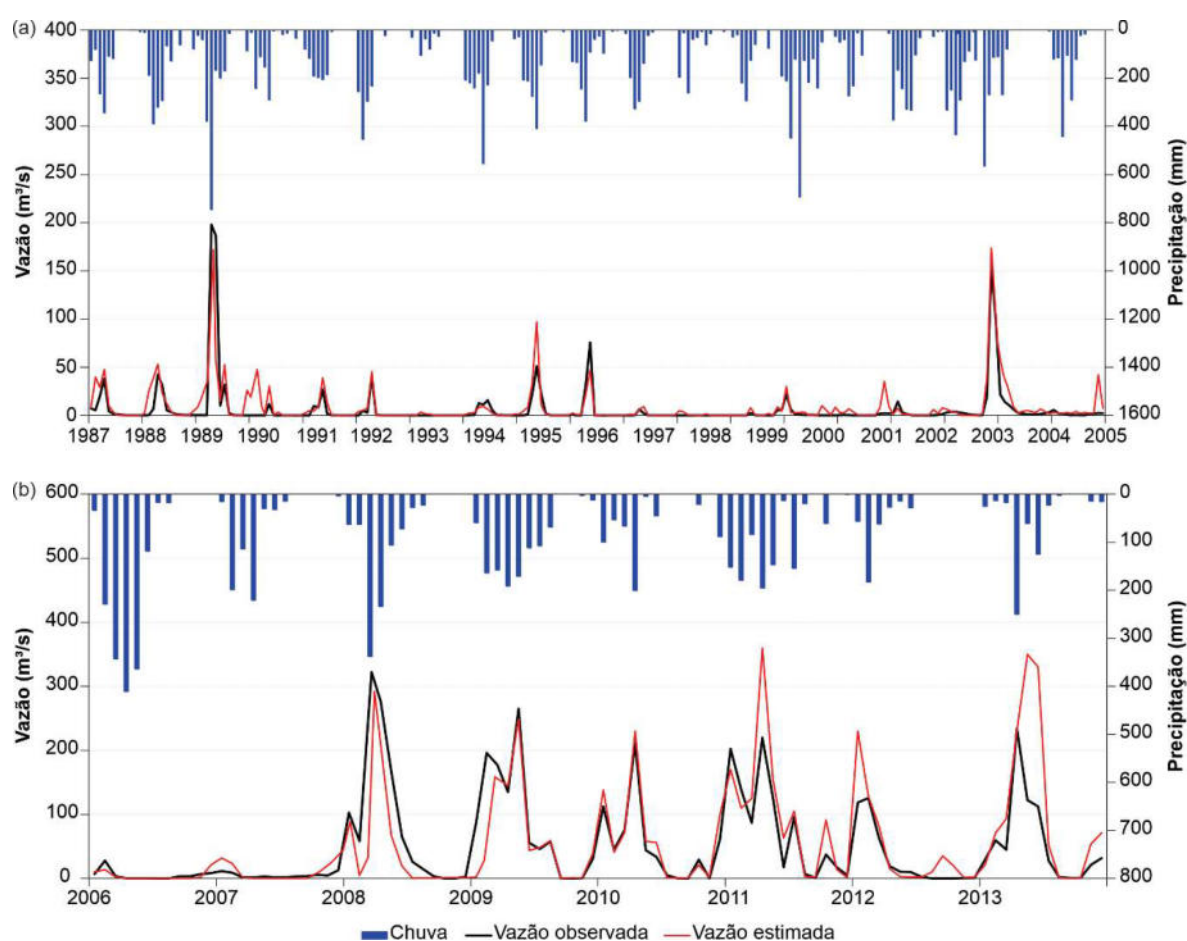


Figura 15. Vazões observadas e simuladas na (a) calibração e (b) validação para o posto fluviométrico Governador Dix-Sep Rosado.

Fonte: Autor (2024).

Para o posto fluviométrico Mossoró, conforme mostrado na figura 16, nota-se que o modelo foi capaz de representar adequadamente os processos hidrológicos durante os períodos de calibração e validação. No entanto, em comparação com os anos anteriores, as vazões simuladas apresentaram uma tendência de superestimação em relação às vazões observadas. Esta discrepância é evidenciada graficamente, especialmente pela vazão média simulada durante o período de calibração, que foi de $7,82 \text{ m}^3/\text{s}$, contrastando com a vazão observada de $6,74 \text{ m}^3/\text{s}$. Durante o período de validação, a vazão média observada foi de $19,55 \text{ m}^3/\text{s}$, enquanto a vazão simulada foi de $22,58 \text{ m}^3/\text{s}$.

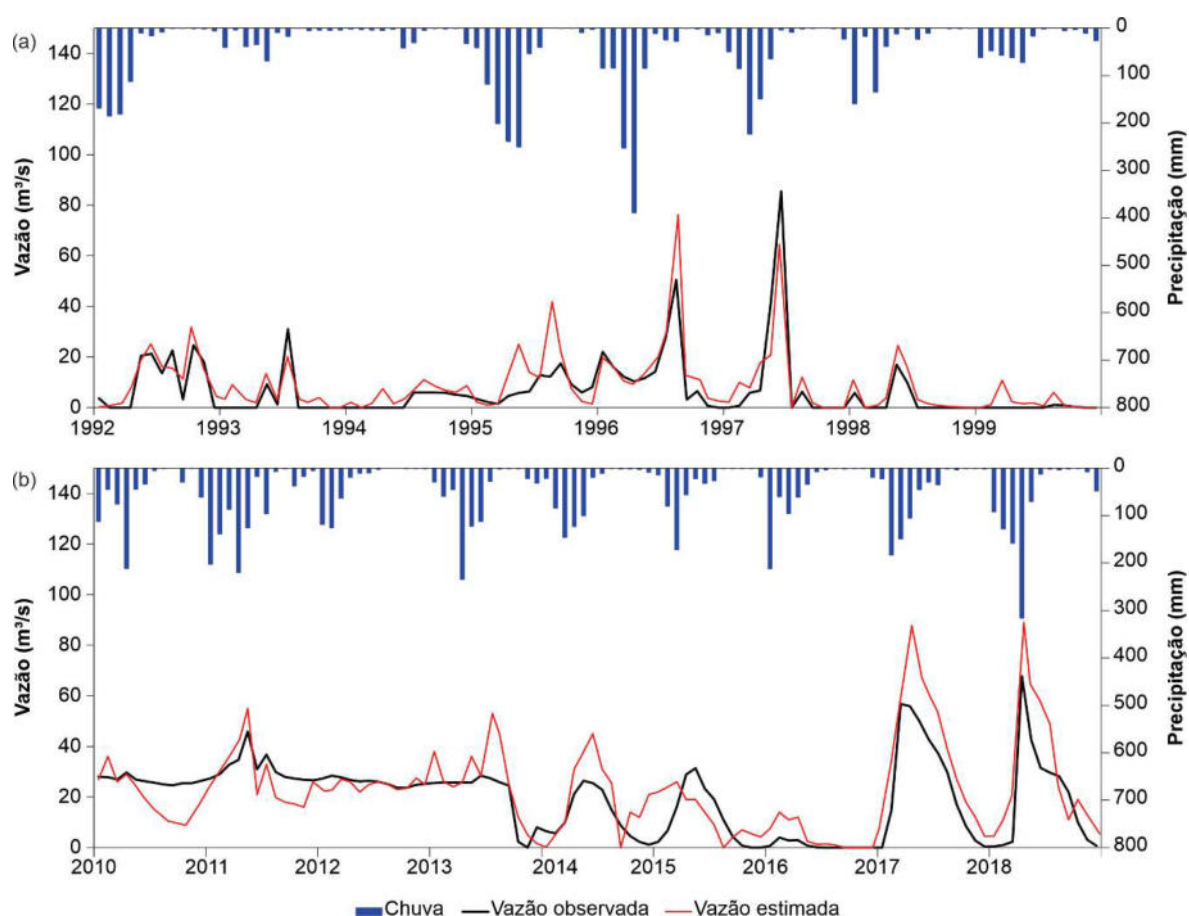


Figura 16. Vazões observadas e simuladas na (a) calibração e (b) validação para o posto fluviométrico Mossoró.

Fonte: Autor (2024).

A Tabela 13 apresenta os resultados das métricas de correlação entre as vazões observadas e simuladas nos postos Mossoró e Governador Dix-Sep Rosado. Os resultados da calibração do modelo SWAT para o posto Mossoró mostram valores significativos de desempenho que indicam a adequação do modelo em simular os processos hidrológicos. Os

indicadores chave incluem o R^2 , a eficiência de Nash-Sutcliffe, o KGE e o Pbias. O coeficiente de determinação, R^2 , alcançou um valor de 0,849. Este valor é bastante promissor, sugerindo que o modelo consegue explicar cerca de 84,9% da variabilidade nos dados observados. Essa é uma indicação de que o modelo SWAT está fazendo um bom trabalho na replicação das tendências observadas nos dados hidrológicos, refletindo um alto grau de correlação entre os dados simulados e observados.

Tabela 133. Resultados das métricas de correlação entre as vazões observadas e simuladas

Métricas	Mossoró		Governador Dix-Sep Rosado	
	Calibração	Validação	Calibração	Validação
R^2	0,849	0,800	0,826	0,665
Nash	0,683	0,500	0,675	0,289
KGE	0,748	0,744	0,543	0,657
Pbias	16,051	13,420	29,213	5,179

Em termos de eficiência de Nash-Sutcliffe, foi obtido um valor de 0,683. Embora não seja tão alto quanto o R^2 , ainda representa um desempenho razoável. Esta métrica é crucial para avaliar a precisão das simulações do modelo em relação aos valores observados. Um valor superior a 0,5 é geralmente considerado aceitável em estudos hidrológicos, indicando que o modelo SWAT tem uma capacidade adequada de prever a variabilidade dos dados observados, embora exista espaço para aprimoramentos.

O modelo também apresentou um KGE de 0,748. Este índice é uma métrica mais holística que leva em conta a correlação, a variabilidade relativa e o viés. Um KGE próximo de 1 indica um ótimo desempenho. Neste caso, um valor de 0,748 mostra que o modelo está realizando bem em termos de replicar a magnitude e variabilidade dos fluxos observados, mas ainda há aspectos que podem ser aprimorados para alcançar uma simulação mais precisa.

Por fim, o Pbias registrado foi de 16,051%. Esta métrica indica um viés nas simulações do modelo, com um desvio de pouco mais de 16% em relação aos dados observados. Esse valor sugere que o modelo SWAT está consistentemente superestimando ou subestimando os fluxos na bacia hidrográfica. Um Pbias mais próximo de zero seria ideal, indicando uma precisão maior nas estimativas do modelo. Assim, nota-se que a calibração do modelo SWAT mostrou um desempenho considerado bom, com a maioria das métricas indicando uma simulação precisa dos processos hidrológicos na bacia em estudo. No

entanto, o valor de Pbias destaca uma área onde o modelo pode ser ainda mais aprimorado, sugerindo uma necessidade de ajustes adicionais ou revisão nos parâmetros do modelo para melhorar a precisão das simulações.

4.5 Perda de solo estimada

A Figura 17 apresenta a simulação da perda de solo para o exutório da bacia do Rio Apodi-Mossoró. A Tabela 14 compara as perdas de solo com as vazões observadas e simuladas. A análise dos valores relacionados à precipitação, perda de solo, vazão observada e estimada, bem como o erro percentual associado, fornece informações importantes sobre o comportamento hidrológico de uma determinada área e a precisão das estimativas de um modelo hidrológico em uso. Inicialmente, a precipitação observada de 745 mm é um dado fundamental, pois atua como um dos principais inputs para o modelo hidrológico. Esta medida é crucial para entender o regime de chuvas da área e serve como base para as simulações de vazão e perda de solo.

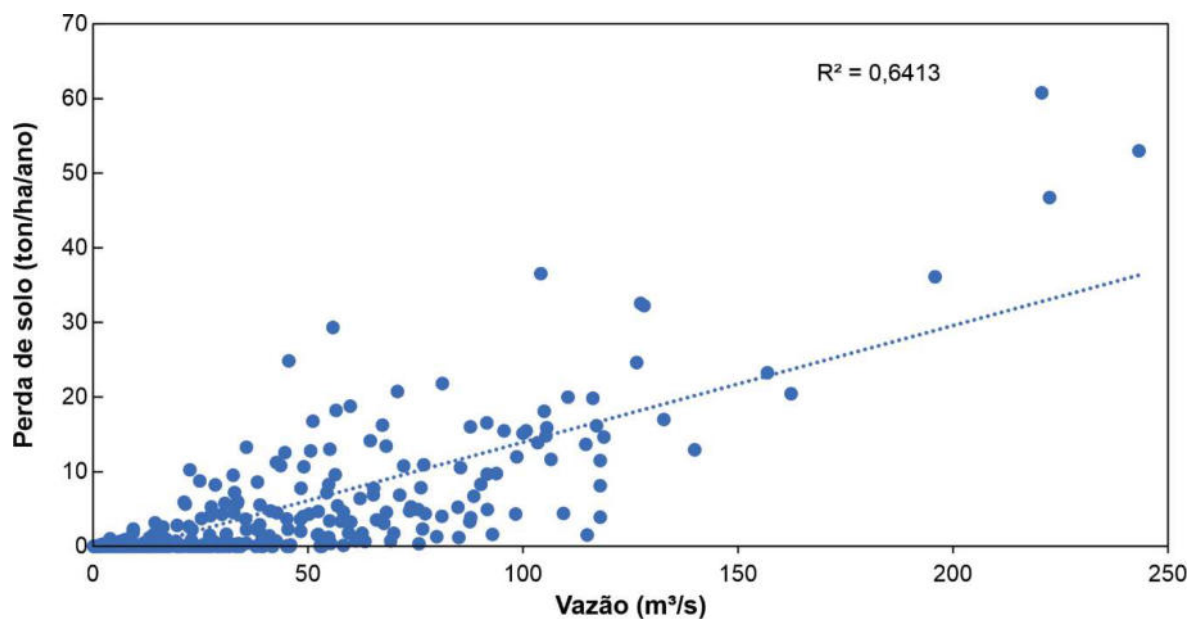


Figura 17. Relação entre vazão e perda de solos na bacia Apodi-Mossoró.

Fonte: Autor (2024).

A perda de solo média observada é de 3,64 toneladas por hectare por ano. Este valor é um indicador importante da erosão do solo na região estudada. A erosão do solo pode ter impactos significativos na qualidade da água, na sedimentação dos corpos hídricos e na produtividade agrícola. Dependendo do contexto, esse nível de perda de solo pode ser

considerado moderado ou alto, e medidas de manejo e conservação do solo podem ser necessárias.

Quanto à vazão, observa-se que a vazão média observada é de 6,24 m³/s. Esta é uma medida chave para entender a quantidade de água que flui através da bacia hidrográfica e é essencial para a gestão de recursos hídricos, planejamento de infraestrutura hídrica e análise de riscos de inundação.

Por outro lado, a vazão média estimada pelo modelo é de 8,06 m³/s. Quando comparada à vazão observada, nota-se uma discrepância significativa, o que é evidenciado pelo erro percentual de 29,2%. Este erro indica que o modelo está superestimando a vazão em quase 30% em comparação com as observações reais. Um erro dessa magnitude pode ter implicações importantes, especialmente se o modelo for utilizado para tomada de decisão em gestão de recursos hídricos, planejamento de infraestrutura ou prevenção de riscos de inundação.

A diferença entre os valores observados e estimados pode ser atribuída a vários fatores, incluindo a precisão dos dados de entrada, a adequação do modelo para a região específica, a configuração e calibração do modelo, ou variações inerentes aos processos naturais que estão sendo modelados. A identificação e correção desses fatores podem ajudar a melhorar a precisão das estimativas do modelo. A perda de solo estimada, expressa em toneladas por hectare por ano, fornece uma medida da erosão do solo associada à precipitação. A comparação entre a perda de solo estimada e os valores observados revelou discrepâncias significativas, com um erro de 29,2%. Esse desvio entre os valores estimados e observados destaca a complexidade dos processos erosivos e a importância de refinar ainda mais os modelos utilizados para prever com precisão as perdas de solo. Em resumo, enquanto a precipitação observada e a perda de solo fornecem informações valiosas sobre as condições hidrológicas e de erosão da área, a discrepância significativa na vazão entre os valores observados e estimados sugere a necessidade de uma revisão e possível recalibração do modelo hidrológico para garantir a precisão e confiabilidade de suas previsões.

Tabela 144. Comparação entre as perdas de solo e as vazões observadas e simuladas

Precipitação observada (mm)	Perda de solo média (t/ha/ano)	Vazão média observada (m ³ /s)		
		Observada	Estimada	Erro (%)
745	3,64	6,24	8,06	29,2

5. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos da erosividade da chuva na bacia do Rio Apodi-Mossoró, revelam uma variabilidade significativa ao longo do tempo e do espaço. Destacam-se áreas como Upanema, Felipe Guerra, Assú e Martins, que apresentam os maiores índices de erosividade, indicando locais críticos suscetíveis à degradação ambiental. Esta caracterização espacial é fundamental para uma identificação precisa de áreas que demandam medidas prioritárias de conservação do solo.

A análise temporal revela tendências negativas nos valores de R95p em vários postos, sugerindo uma diminuição nas chuvas extremas. Deve-se destacar que, a relação direta entre erosividade e carga de sedimentos requer uma avaliação mais aprofundada. Compreender essas tendências é crucial para adaptar estratégias de conservação, considerando os desafios impostos por mudanças nas chuvas extremas.

A análise espacial destaca variações em postos como Assú, Areia Branca e Upanema, evidenciando tendências negativas, enquanto outros, como Campo Grande e Caraúbas, mostram tendências positivas. Essa variabilidade temporal e espacial da erosividade influencia diretamente as entradas de carga de sedimentos na bacia. Áreas identificadas com maior erosividade, como Upanema e Felipe Guerra, emergem como pontos críticos que demandam atenção especial em termos de gestão e conservação do solo.

A avaliação da calibração da vazão no modelo SWAT para os postos fluviométricos Governador Dix-Sep Rosado e Mossoró forneceu informações cruciais sobre a capacidade do modelo em simular os processos hidrológicos na bacia. Apesar da superestimação inicial das vazões para o posto Pau dos Ferros, ajustes nos parâmetros do modelo permitiram representar adequadamente o comportamento geral da bacia.

A análise da perda de solo estimada na bacia revelou informações essenciais sobre os processos erosivos e a precisão das estimativas. A precipitação observada desempenha um papel central, e a perda média de solo de 3,64 ton/ha destaca a necessidade de práticas de manejo e conservação do solo.

REFERÊNCIAS

ABBASPOUR, K. C.; VEJDANI, M.; HAGHIGHAT, S. SWATCUP calibration and uncertainty programs for SWAT. In: Proc. Intl. Congress on Modelling and Simulation. p.1603-1609, 2007.

ALCANTARA, A. A.; GUGLIOTTA, A. M.; BARBOSA, L. M. Áreas restauradas revelam nova ocorrência de *Neofavolus subpurpurascens* (Murrill) Palacio & Robledo (Basidiomycota, Polyporaceae) para o Estado de São Paulo, Brasil. *Hoehnea*, v. 46, n. 4, e732019, 2019.

ALMEIDA, O. A. Qualidade da água de irrigação. 1. ed. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. 234 p.

ALVARENGA, M. I. N.; SOUZA, J. A. Atributos do solo e impacto ambiental. 2. ed. Lavras: UFLA: FAEPE, 1997. 205 p.

ANGULO-MARTÍNEZ, M.; BEGUERÍA, S. Estimating rainfall erosivity from daily precipitation records: a comparison among methods using data from the Ebro Basin (NE Spain). *Journal of Hydrology*, v. 379, n. 1, p. 111–121, 2009.

ARNOLD, R. J. G.; SRINIVASAN, A. R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, R. J. R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 34, p. 73-89, 1998.

ARNOLDUS, H. M. J. Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco. *FAO Soils Bulletin*, 34, p. 39-51, 1977.

BAZZANO, M. G. P.; ELTZ, F. L. F.; CASSOL, E. A. Erosividade, coeficiente de chuva, padrões e período de retorno das chuvas de Quaraí – RS. In: *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2007.

BENAMAN, J.; SHOEMAKER, C. A.; HAITH, D. A. Calibration and validation of soil and water assessment tool on an agricultural watershed in upstate New York. *Journal of Hydrologic Engineering*, v. 10, n. 10, p. 363-374, 2005.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 4. ed. São Paulo: Ícone, 2005. 355 p.

BLAINSKI, É.; ACOSTA, E.; NOGUEIRA, P. C. do P. Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense. *Revista Ambiente & Água*, 12(2), 226–237, 2017.

BRASIL NETO, R. M.; SANTOS, Celso A. G.; SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. C. Evaluation of TRMM satellite dataset for monitoring meteorological drought in north-eastern Brazil. *Hydrological Sciences Journal*, v. 186, p. 1119-1135, 2022.

BRIGHENTI, T. M. Modelagem hidrológica e avaliação de diferentes métodos de calibração para o modelo SWAT. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

BRITO, C. S.; SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; BRASIL NETO, R. M.; COELHO, V. H. R. Long-term basin-scale comparison of two high-resolution satellite-based remote sensing datasets for assessing rainfall and erosivity in a basin in the Brazilian semiarid region. *Theoretical and Applied Climatology*, v. 147, p. 1049-1064, 2021.

CARVALHO, N.O., 1994. Hidrossedimentologia Prática. CPRM – Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais, Rio de Janeiro, Brasil.

CARVALHO NETO, J. G. Simulação Hidrossedimentológica da Bacia do Riacho dos Namorados Com o Modelo SWAT. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 2011. 201 f.

CARVALHO, R. G.; KELTING, F. M. S.; SILVA, E. V. Indicadores socioeconômico gestão ambiental nos municípios da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, RN. *Sociedade & Natureza*, v. 23, n. 1, p. 143-159, 2011.

CASTELO BRANCO, A. O. T.; SOUZA, J. O. P.; SILVA, R. M.; SANTOS, C.A.G. Longitudinal interference of small structures in the river's hydrological and sedimentological connectivity in a Brazilian semiarid basin. *Catena*, v. 233, p. 107441, 2023.

CASTRO, F. C.; & SANTOS, A. M. dos. Salinidade do solo e risco de desertificação na região semiárida. *Mercator*, 19, e19002, 2020

CASTRO, K. B. Avaliação do modelo SWAT na simulação da vazão em bacia agrícola do cerrado intensamente monitorada. 117f. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

CHIANCA, C. G. C. Qualidade da água de barragens subterrâneas do semiárido potiguar para fins de irrigação. 2020. 87 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água, Universidade Federal Rural do Semiárido, Mossoró, 2020.

CIRILO J. A.; COSTA W. D. Barragem Subterrânea: Experiência em Pernambuco. 2º Simpósio Simpósios Brasileiros de Captação de Água de Chuva - Captação de Água de Chuva: uma resposta para a escassez de água no próximo milênio. Petrolina-PE, 1999.

CUNHA, E. R.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M.; BACANI, V. M.; TEODORO, P. E.; PANACHUKI, E.; OLIVEIRA, N. S. Mapping LULC types in the Cerrado-Atlantic Forest ecotone region using a Landsat time series and object-based image approach: A case study of the Prata River Basin, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 192, p. 547-567, 2020.

CUNHA, E. R.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M.; PANACHUKI, E.; OLIVEIRA, P. T. S.; OLIVEIRA, N. S.; FALCÃO, K. S. Assessment of current and future land use/cover changes in soil erosion in the Rio da Prata basin (Brazil). *Science of The Total Environment*, v. 818, p. 151811, 2022.

DA SILVA, R. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SANTOS, C. A. G. Integration of GIS and remote sensing for estimation of soil loss and prioritization of critical sub-catchments: a case study of Tapacurá catchment. *Natural Hazards*, v. 62, p. 953-970, 2012.

DA SILVA, R. M.; SILVA, J. F. C. B. C.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, A. M.; BRASIL NETO, R. M. Spatial distribution and estimation of rainfall trends and erosivity in the Epitácio Pessoa reservoir catchment, Paraíba - Brazil. *NATURAL HAZARDS*, v. 102, p. 829-849, 2020.

DA SILVA, R. M.; SILVA, J. F. C. Relação entre erosividade da chuva e perdas de solo e água para bacias hidrográficas do semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.15, n.1, p.25–30, 2011.

DANTAS, J. C.; SILVA, M. A.; SILVA, R. M.; VIANNA, P. C. G. Simulação vazão-erosão usando o modelo SWAT para uma grande bacia da região semiárida da Paraíba. *Geociências*, v. 34, p. 816-827, 2015.

DANTAS, J. C.; SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. Drought impacts, social organization and public policies in northeastern Brazil: A case study of the Upper Paraíba River basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 192, p. 317, 2020.

DECHEN, S. C. F.; TELLES, T. S.; GUIMARÃES, M. DE F.; MARIA, I. C. D. Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. *Bragantia*, 74(2), 224–233, 2015.

DIAS, E. R.; SILVA, R. M. Estimativa do risco à erosão do solo no município de Lucena - Paraíba. *Caminhos de Geografia*, v. 16, p. 192-204, 2015.

DUBREUIL, V.; FANTE, K. P.; PLANCHON, O.; NETO, J. L. S. A. Os tipos de climas anuais no Brasil: uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. *Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia*, (37), 2018.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE AGROPECUÁRIA. Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do Estado de Pernambuco. *Boletim de Pesquisa* nº 11. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2015. 378p.

FOSTER, G.R., MCCOOL, D.K., RENARD, K.G., MOLDENHAUER, W.C., 1981. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. *J. Soil Water Conserv.* 36, 355 – 359.

FERNANDES, H. S.; ALVES, F. A. L.; FERNANDES, N. F.; SILVA, R. M.; SOARES, J. M. R.; CURI, N.; SILVA, M. L. N.; LOPES, H. L. Relações solo, topografia e uso da terra na distribuição de plantas de solos expostos na bacia do ribeirão São Bartolomeu, Brasília-DF. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 38, n. 2, p. 514–525, 2014.

FERRIGO, S. Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática – estudo de caso na Bacia do Lago Descoberto – DF. *Dissertação de Mestrado*, Universidade de Brasília, Brasília – DF, 2014. 147p.

GARBOSSA, L. H. P.; VASCONCELOS, L. R.; LAPA, K. R.; BLAINSKI, E.; PINHEIRO, A. The use and results of the Soil and Water Assessment Tool in Brazil: A review from 1999

until 2010. In: Anais do International SWAT Conference & Workshops. Toledo, p. 1-27, 2011.

GARCÍA-RUIZ, J. M.; BEGUERÍA, S.; NADAL-ROMERO, E.; GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C.; LANA-RENAULT, N.; SANJUÁN, Y. A meta-analysis of soil erosion rates across the world. *Geomorphology*, 239, 160-173, 2015.

GASSMAN, P. W.; REYES, M. R.; GREEN, C. H.; ARNOLD, J. G. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(4), 1211-1250, 2007.

GUAN, X.; ZHOU, J.; DU, G.; CHEN, J. Bioprocessing technology of muscle stem cells: Implications for cultured meat. *Trends in Biotechnology*, 40(6), 721-734, 2022.

HARGREAVES, G. H.; SAMANI, Z. A. Estimating potential evapotranspiration. *Tech. Note, Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 108(3): 225-230, 1982.

HUDSON, N. Soil Conservation. Cornell University Press: New York, 1971.

JING, C.; SHORTRIDGE, A.; LIN, S.; WU, J. Comparison and validation of SRTM and ASTER GDEM for a subtropical landscape in Southeastern China. *International Journal Digital Earth*, 7(12): 969-992, 2013.

LAI, C.; CHEN, X.; WANG, Z.; WU, X.; ZHAO, S.; WU, X.; BAI, W. Spatio-temporal variation in rainfall erosivity during 1960–2012 in the Pearl River Basin, China. *Catena*, 137, 382-391, 2016.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, v. 304, n. 5677, p. 1623–1627, 2004.

LIMA, A. O.; DIAS, N. S.; FERREIRA NETO, M.; SANTOS, J. E. J.; REGO, P. R. A.; LIMA FILHO, F. P. Barragens subterrâneas no semiárido brasileiro: análise histórica e metodologias de construção. *Irriga*, v. 18, n. 2, p. 200-211, 2013.

LIMA, W. P. Modelagem hidrossedimentológica em microbacia com uso do modelo SWAT: Estudo de caso para microbacia do Açude Melancias, UEPB, Campus III, Guarabira/PB. 110 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2012.

LUCENA, D. B.; CUNICO, C.; MOURA, M. O. Índice de risco de desastre climático para o estado da Paraíba - Brasil. *OKARA: Geografia em Debate*, v. 17, p. 89-108, 2023.

MELLO, C.R.; VIOLA, M.R.; BESKOW, S.; NORTON, L.D. Multivariate models for annual rainfall erosivity in Brazil. *Geoderma*, v.202-203, p.88-102, 2013.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; ALVALA, R. C. S.; CUNHA, A. P.; BRITO, S. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 90, n. 21, p. 1973-1985, 2017.

MOEHANSYAH, H.; MAHESHWARI, B. L.; ARMSTRONG, J. Field evaluation of selected soil erosion models for catchment management in Indonesia. *Biosystems Engineering*, 88(4), 491-506, 2004.

MONTEITH, J. L. Evaporation and the environment. In *The state and movement of water in living organisms*, XIXth Symposium. Soc. For Exp. Biol., Swansea, Cambridge University Press, pp. 205-234, 1965.

MORGAN, R. P. C. The impact of recreation on mountain soils: towards a predictive model for soil erosion. In: *The ecological impacts of outdoor recreation on mountain areas in Europe and North America*, 112-121, 1985.

MORGAN, R. P. C., QUINTON, J. N., SMITH, R. E., GOVERS, G., POESEN, J. W. A., AUERSWALD, K., STYCZEN, M. E. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Group*, 23(6), 527-544, 1998.

NEARING, M. A.; PRUSKI, F. F.; O'NEAL, M. R. Expected climate change impacts on soil erosion rates: A review. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 61, n. 4, p. 185–190, 2006.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation*, Version 2000. Temple: USDA Agricultural Research Service, 2002.

NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R. *Soil and water assessment tool: Theoretical documentation - version 2009*. Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Research Service; Blackland Research Center - Texas Agricultural Experiment Station, 2011, 647p.

NRCS – NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. *National Engineering Handbook*, Part 630: Hydrology. Washington, D.C.: United States Department of Agriculture, 2013.

OLIVEIRA, L. C.; ROCHA, H. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. Utilização do radar orbital para estimativa de erosividade das chuvas no estado de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 1, p. 80–87, 2013.

OLIVEIRA, M. L.; DOS SANTOS, CARLOS A.C.; SANTOS, F. A. C.; OLIVEIRA, G.; SANTOS, C.A.G.; Bezerra, U. A.; CUNHA, J. E. B. L.; SILVA, R. M. Evaluation of Water and Carbon Estimation Models in the Caatinga Biome Based on Remote Sensing. *Forests*, v. 14, p. 828, 2023.

OLIVEIRA, P. T.; SANTOS, C. M. S.; LIMA, K. C. Linear trend of occurrence and intensity of heavy rainfall events on Northeast Brazil. *Atmospheric Science Letters*, v. 177, n. 2, p. 172-177, 2014.

ONORI F, DE BONIS P, G. S. Soil erosion prediction at the basin scale using the revised universal soil loss equation (RUSLE) in a catchment of Sicily (southern Italy). *Environmental Geology*, 50, 1129–1140, 2006.

PRIESTLEY, C. H. B.; TAYLOR, R. J. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review*, 100: 81- 92, 1972.

PRUSKI, F. F.; CALEGÁRIO, N. D. A.; SILVA, D. D. Using precipitation data from a dense gauge network for evaluating the spatial and temporal variability of R factor in a small watershed. *Journal of Hydrology*, v. 370, n. 1-4, p. 96–108, 2009.

QI, J.; ZHANG, X.; YANG, Q.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J.G.; LI, J.; WALDHOLF, S.T.; COLE, J. SWAT ungauged: Water quality modeling in the Upper Mississippi River Basin. *Journal of Hydrology*, V. 584, 124601, 2020.

RENARD, K. 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.

ROCHA, M. S.; FIGUEIREDO, R. W.; ARAÚJO, M. A. DA M.; MOREIRA-ARAÚJO, R. S. DOS R. Caracterização físico-química e atividade antioxidante (in vitro) de frutos do cerrado Piauiense. *Revista Brasileira De Fruticultura*, 35(4), 933–941, 2013.

RODRIGUES, J. M.; SOUZA, J. O. P.; XAVIER, R. A.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M. Geomorphic changes in river styles in a typical catchment of the Brazilian semiarid region. *Catena*, v. 232, p. 856, 2023.

RODRIGUES, J. M.; SOUZA, J. O. P.; XAVIER, R. A.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M. Geomorphic changes in river styles in a typical catchment of the Brazilian semiarid region. *Catena*, v. 232, p. 856, 2023.

SANTHI, C.; ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; DUGAS, W. A.; SRINIVASAN, R.; HAUCK, L.M. Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. *Journal of the American Water Resources Association*, 37: 1169-1188, 2001

SANTOS, C.A.G.; NASCIMENTO, G.R.; DE FARIAS, C.A.S.; SILVA, R.M.; MISHRA, M. Short- and long-term streamflow forecasting using wavelet neural networks for complex watersheds: A case study in the Mahanadi River, India. *Ecological Informatics*, v. 73, p. 101945, 2023.

SANTOS, J. Y. G.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M. Perdas de Água e Solo Utilizando Chuva Simulada em Diferentes Coberturas Superficiais e Condições de Umidade no Semiárido Paraibano. *Revista Brasileira De Recursos Hídricos*, v. 17, p. 217-228, 2012.

SCHROEDER, F.-C. Das 27. Strafrechtänderungsgesetz - Kinderpornographie. *Neue Juristische Wochenschrift*, München: C. H. Beck, n. 40, 1993.

SILVA, B. K. DA N.; SILVA, M. T.; BARBOSA, E.; SILVA, F. D. DOS S.; ROCHA, R. L.; SERRÃO, E. A. O.; SILVA, V. DE P. R.; SILVA, C. M. S. Avaliação de Extremos de Erosividade Causados pela Precipitação na Bacia do Rio Apodi/Mossoró-RN. *Revista Brasileira De Meteorologia*, 35(spe), 871–879, 2020.

SILVA, E. V. Recursos hídricos e agricultura irrigada no Nordeste semiárido. *Irriga*, v. 1, p. 81–94, 2004.

SILVA, A.M. da. Rainfall erosivity map for Brazil. *Catena*, v.57, p.251-259, 2004.

SILVA, R. M.; FALCÃO, K. S.; CARVALHO, L. B.; OLIVEIRA, N. S.; OLIVEIRA, P. T. S.; PANACHUKI, E.; COSTA, R. R. L.; TROVAO, L. B. A. Análise hidrossedimentológica de eventos extremos de precipitação na bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, RN. *Brazilian Journal of Water Resources*, v. 25, n. 3, 2020.

SILVA, R. M.; FILIZOLA, N. P.; SANTOS, C. A. G.; BRITO, C. S.; COELHO, V. H. R.; BRASIL NETO, R. M.; VIEIRA, L. R.; FERNANDES, N. F.; MARQUES, J. D. S. A SWAT-based hydro-sedimentological modeling approach to assess future land use changes impacts in a Brazilian semi-arid catchment. *Catena*, v. 146, p. 47–59, 2016.

SILVA, R. M.; GOMES, E. R.; FALCÃO, K. S.; LIMA, E. A. S.; CUNHA, M. C.; MARTINS, S. V.; OLIVEIRA, N. S. Estimativa da erosividade das chuvas e suas relações com as perdas de solo e água, em Igaracy, Alto Sertão da Paraíba. *Geografia (Londrina)*, v. 28, n. 2, p. 431–447, 2019.

SILVA, R. M.; HENRIQUES, I. G. N.; SILVA, J. F. C. B. C. Simulação das mudanças de uso e ocupação do solo e seus efeitos nas características hidrossedimentológicas em uma bacia do bioma caatinga. *Revista de Geografia*, v. 35, p. 158, 2018b.

SILVA, R. M.; MEDEIROS, R. M. T.; FALCÃO, K. S.; BRITO, C. S.; COELHO, V. H. R.; BRASIL NETO, R. M.; SANTOS, C. A. G. Estimativa da erosividade das chuvas para a bacia do rio Apodi-Mossoró, RN, utilizando dados de radar meteorológico. *Engenharia Agrícola*, v. 34, n. 6, p. 1136–1147, 2014.

SILVA, R. M.; MEDEIROS, R. M. T.; FALCÃO, K. S.; BRITO, C. S.; COELHO, V. H. R.; BRASIL NETO, R. M.; SANTOS, C. A. G. Estimativa da erosividade das chuvas para a bacia do rio Apodi-Mossoró, RN, utilizando dados de radar meteorológico. *Engenharia Agrícola*, v. 34, n. 6, p. 1136–1147, 2014.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. Análise das perdas de água e solo em um vertissolo cromado sob diferentes sistemas de manejo. *Boletim Goiano de Geografia*, v. 32, p. 93-107, 2012.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; BRITO, C. S.; FILIZOLA, N. P.; COELHO, V. H. R.; BRASIL NETO, R. M. Hydrological and erosive modeling in a basin using radar data and a distributed hydrological model: A case study in the semi-arid region of Brazil. *Catena*, v. 123, p. 240–254, 2014.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; DOS SANTOS, J. Y. G. Evaluation and modeling of runoff and sediment yield for different land covers under simulated rain in a semiarid region of Brazil. *International Journal of Sediment Research*, v. 33, p. 117-125, 2018a.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; NITÃO, I. A. Estimativa da produção de sedimentos através do modelo Kineros2 na barragem Pirapama-PE. In: VI ENES - Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, 2004, Vitória. Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. Vitória: ABRH, 2004.

SILVA, V. P. R. F.; DE OLIVEIRA, F. L.; ROSA, T. A.; DE OLIVEIRA, L. B. P.; NUNES, A. F.; SILVA, R. F. Estimativa da erosividade da chuva na bacia hidrográfica do Rio Capivari, Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, n. 1, p. 98–104, 2013.

- SLOAN, P. G.; MORRE, I. D.; COLTHARP, G. B.; EIGEL, J. D. Modeling surface and subsurface storm flow on steeply-sloping forest watersheds. Water Resources Inst. Report 142. Univ. Kentucky, Lexington, 1983.
- SOBRINHO, J. F.; BARBOSA, F. E. L. Perdas de solo em área agrícola do semi-árido. *Mercator*, Fortaleza, v. 21, e21020, 2022.
- SOUSA, N. D.; LUCENA, D. B. Espacialização dos eventos extremos positivos de chuva no estado da Paraíba (1994 a 2018). *Revista de Geografia*, v. 40, p. 86-104, 2023.
- SOUZA, J. J. L. L.; SOUZA, B. I.; XAVIER, R. A.; CARDOSO, E. C. M.; MEDEIROS, J. R.; FONSECA, C. F.; SCHAEFER, C. E. G. R. Organic carbon rich-soils in the Brazilian semiarid region and paleoenvironmental implications. *Catena*, 212, 106101, 2022.
- TAKHELLAMBAM, B. S.; SRIVASTAVA, P.; LAMBA, J.; MCGEHEE, R. P.; KUMAR, H.; TIAN, D. Temporal disaggregation of hourly precipitation under changing climate over the Southeast United States. *Scientific Data*, 9(1), 211, 2022.
- VAN ROMPAEY, A., BAZZOFFI, P., JONES, R. J., MONTANARELLA, L. Modeling sediment yields in Italian catchments. *Geomorphology*, 65(1-2), 157-169, 2005.
- WANG, H.; XIE, T.; YU, X.; ZHANG, C. Simulation of soil loss under different climatic conditions and agricultural farming economic benefits: The example of Yulin City on Loess Plateau. *Agricultural Water Management*. v. 244, p. 1 - 13, 2021.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses: Guide to conservation farming. US Department of Agriculture Handbook, n. 537, 1978. 58p.
- WOOLHISER, D.A.; SMITH, R.E.; GOODRICH, D.C. KINEROS, a kinematic runoff and erosion model: documentation and user manual. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS-77, 1990.
- XAVIER, P. C. D.; SEABRA, V. S.; XAVIER, R. A.; SILVA, R. M. Estimativa de perdas de solo na bacia do alto Rio Paraíba, região semiárida do Estado da Paraíba. *OKARA: Geografia em Debate*, v. 11, p. 338-350, 2017.
- ZEROUALI, B.; SANTOS, C. A. G.; DO NASCIMENTO, T. V. M.; SILVA, R. M. A cloud-integrated GIS for forest cover loss and land use change monitoring using statistical methods and geospatial technology over northern Algeria. *Journal of Environmental Management*, v. 341, p. 118029, 2023.
- ZHANG, W. B.; XIE, Y.; LIU, B. Y. Rainfall erosivity estimation using daily rainfall amounts. *Scientia Geographica Sinica/Dili Kexue*, 22(6), 711-716, 2002.