



**UEPB**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA**

**CAMPUS I - CAMPINA GRANDE**

**PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

**CURSO DE MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

**DANIELE DE ALMEIDA CARREIRO**

**ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DA MATA CILIAR E DA PRESENÇA DE  
RESERVATÓRIOS SOBRE A RESPOSTA HIDROSEDIMENTOLÓGICA DA  
BACIA DE CONTRIBUIÇÃO DO SISTEMA HÍDRICO CUREMA - MÃE D'ÁGUA**

**CAMPINA GRANDE - PB**

**2024**

DANIELE DE ALMEIDA CARREIRO

**ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DA MATA CILIAR E DA PRESENÇA DE  
RESERVATÓRIOS SOBRE A RESPOSTA HIDROSEDIMENTOLÓGICA DA  
BACIA DE CONTRIBUIÇÃO DO SISTEMA HÍDRICO CUREMA - MÃE D'ÁGUA**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências parciais para obtenção do título de Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental.

**Linha de pesquisa:** Qualidade de Sistemas Ambientais

**Orientador:** Prof. Dr. Laercio Leal dos Santos<sup>1</sup>

**Coorientador:** Prof. Dr. Ricardo de Aragão<sup>2</sup>

**CAMPINA GRANDE - PB**

**2024**

---

<sup>1</sup> Universidade Estadual da Paraíba - UEPB

<sup>2</sup> Universidade Federal de Campina Grande - UFCG

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

C314a Carreiro, Daniele de Almeida.

Análise da influência da mata ciliar e da presença de reservatórios sobre a resposta hidrossedimentológica da bacia de contribuição do sistema hídrico Curema - Mãe D'Água [manuscrito] / Daniele de Almeida Carreiro. - 2024.

117 p. : il. colorido.

Digitado. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2024. "Orientação : Prof. Dr. Laércio Leal dos Santos, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT. " "Coorientação: Prof. Dr. Ricardo de Aragão , UFCG - Universidade Federal de Campina Grande "

1. Recursos hídricos. 2. Gerenciamento ambiental. 3. Rio Piancó. 4. Atividades antropogênicas. 5. Modelo SWAT. I.  
Título

21. ed. CDD 542

DANIELE DE ALMEIDA CARREIRO

ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DA MATA CILIAR E DA PRESENÇA DE  
RESERVATÓRIOS SOBRE A RESPOSTA HIDROSEDIMENTOLÓGICA DA BACIA  
DE CONTRIBUIÇÃO DO SISTEMA HÍDRICO CUREMA - MÃE D'ÁGUA

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de  
Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental  
(PPGCTA), da Universidade Estadual da Paraíba, em  
cumprimento às exigências parciais para obtenção do  
título de Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental.

**Linha de pesquisa:** Qualidade de Sistemas  
Ambientais

Aprovado em: 23/08/2024

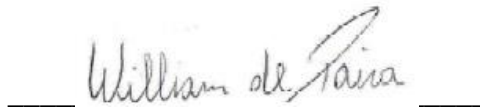
**BANCA EXAMINADORA**



Prof. Dr. Laércio Leal dos Santos  
Orientador - UEPB/Campus Campina Grande – PB

---

Prof. Dr. Ricardo de Aragão  
Coorientador - UFCG/Campus Campina Grande – PB



Prof. Dr. William de Paiva  
Examinador interno - UEPB/Campus Campina Grande – PB



José Cleidimário Araújo Leite  
Examinador externo - UFCG/Campus Pombal – PB



José Guimarães de Carvalho Neto  
Examinador externo - IFS/Campus Aracajú – SE

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pela graça de ter chegado até aqui, por ser meu sustento e minha ancora nas horas de aflição, e sempre ter escutado minhas orações.

Aos meus Pais, Maria de Almeida Carreiro e João Carreiro Neto (in memoriam), por terem dedicado suas vidas com tanto amor.

Ao meu irmão, Daniel de Almeida, por sempre me apoiar e acreditar na minha capacidade.

Ao meu namorado, Tássio Jordan, pelo auxílio na realização da pesquisa, e a paciência e amor que teve comigo durante todo o processo.

Ao meu orientador, Prof. Laércio Leal, agradeço pela orientação na realização desse trabalho, por se disponibilizar quando precisei e pela compreensão que teve durante o mestrado.

Ao prof. Ricardo de Aragão, agradeço o aceite de coorientar minha pesquisa, por toda a dedicação que teve conosco durante esse tempo, pela sua bondade e disposição em nos ajudar e ensinar e repassar tanto conhecimento na nossa área de pesquisa.

À Universidade Estadual da Paraíba, pelo suporte para realização da pesquisa, junto ao Laboratório de Modelagem e Simulação computacional (LABSIM), e a todo o corpo docente e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), pela contribuição desses profissionais na minha vida acadêmica.

Ao meu colega, Denis Galdino, pela amizade e auxílio quando precisei, bem como ao Grupo de Pesquisa em Tecnologia Ambiental (GPTecA) e todos os integrantes, pelo acolhimento.

À minha família e amigos, sou grata pela companhia e pelo apoio dado durante essa jornada.

Aos que não mencionei, mas que direta ou indiretamente contribuíram durante essa jornada. Muito obrigada!

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001

*“A gravidade explica os movimentos dos planetas, mas não pode explicar quem colocou os planetas em movimento. Deus governa todas as coisas e sabe tudo que é ou que pode ser feito”*

**Isaac Newton**

## RESUMO

A utilização de modelos para representação dos processos hidrossedimentológicos em bacias hidrográficas tem sido uma ferramenta útil para o gerenciamento ambiental. Nesta pesquisa, o modelo hidrológico *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) foi usado para previsão de escoamento superficial e sedimentos sob diferentes cenários de preservação de mata ciliar e a dinâmica dos reservatórios. A calibração automática dos dados de vazão para a estação de Piancó no período 2004-2011 foi realizada no SWAT-CUP, com o algoritmo SUFI-2, e posterior validação do modelo (2000-2003). Foram abordados quatro cenários de uso da mata ciliar: sendo um, o uso real para o ano de 2021 (C1), e considerando preservação de faixa de 50 metros (C2) e 200 m (C3) em toda a drenagem, e C4, que considera ausência de reservatórios a montante. Como resultados, a calibração e validação obteve valores de NS de superiores a 0,67, e demais métricas variando entre “bom” e muito bom”, com algumas limitações para representação de vazões de pico. A produção de média de sedimentos e escoamento superficial entre 1994-2020 foi de respectivos, 17,96 t/ha/ano e 93,16 mm. Para os cenários de mata ciliar, houve uma redução do escoamento superficial e produção sedimentos para o C2 em relação C1 de 0,3%, e com aumento da faixa para 200 metros, as reduções aumentaram para 0,8% e 1,65%, respectivamente, sendo recomendados aplicação de outras técnicas em conjuntos para maiores diminuições. Para a condição sem reservatórios, a vazão média mensal foi de 16,45 m<sup>3</sup>/s, e aumento de sedimentos produzidos em 4,21%, demonstrando à influência dessas barragens e de outros numerosos pequenos barramentos distribuídos na área da bacia. O modelo apresentou capacidade de reprodução da tendência dos volumes reais melhores para menores áreas contribuição, devido à possível influência de barramentos menores à montante dos grandes reservatórios e demandas não registradas que dificulta a representação com maior exatidão em reservatórios mais a montante. O modelo SWAT demonstrou ser uma ferramenta útil para identificação de áreas críticas de produção de sedimentos e escoamento e para avaliação dos cenários ambientais propostos.

**Palavras-Chave:** Recursos hídricos; Gerenciamento ambiental; Rio Piancó; Atividades antropogênicas. Modelo SWAT

## ABSTRACT

The use of models to represent hydrosedimentological processes in river basins has been a useful tool for environmental management. In this research, the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) hydrological model was used to predict runoff and sediments under different scenarios of riparian forest preservation and the dynamics of reservoirs. The automatic calibration of flow data for the Piencó station in the period 2004-2011 was performed in SWAT-CUP, with the SUFI-2 algorithm, and subsequent validation of the model (2000-2003). Four scenarios of riparian forest use were addressed: one, the actual use for the year 2021 (C1), and considering preservation of a strip of 50 meters (C2) and 200 m (C3) throughout the drainage, and C4, which considers the absence of reservoirs upstream. As a result, the calibration and validation obtained NS values above 0.67, and other metrics ranging from “good” to “very good”, with some limitations for representing peak flows. The average sediment production and surface runoff between 1994-2020 were, respectively, 17.96 t/ha/year and 93.16 mm. For the riparian forest scenarios, there was a reduction in surface runoff and sediment production for C2 in relation to C1 of 0.3%, and with an increase in the strip to 200 meters, the reductions increased to 0.8% and 1.65%, respectively, with the application of other techniques in sets being recommended for greater reductions. For the condition without reservoirs, the average monthly flow was 16.45 m<sup>3</sup>/s, and an increase in sediment production of 4.21%, demonstrating the influence of these dams and numerous other small dams distributed in the basin area. The model demonstrated a better ability to reproduce the trend of real volumes for smaller contribution areas, due to the possible influence of smaller dams upstream of large reservoirs and unrecorded demands that make it difficult to represent more accurately in reservoirs further upstream. The SWAT model proved to be a useful tool for identifying critical areas of sediment production and runoff and for evaluating proposed environmental scenarios.

**Keywords:** Water resources; Environmental management; River Piencó; Anthropogenic activities. SWAT model.



## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 1</b> – Esquema ilustrativo do ciclo hidrológico.....	20
<b>Figura 2</b> - Distribuição das barragens na Paraíba por bacia hidrográfica.....	23
<b>Figura 3</b> – Fluxograma de funcionamento dos processos no modelo SWAT. ....	28
<b>Figura 4</b> - Fluxograma dos processos simulados no SWAT para cada HRU.....	30
<b>Figura 5</b> - Relação de escoamento superficial e da precipitação conforme o valor do CN.....	32
<b>Figura 6</b> - Distribuição da demanda evaporativa do solo de acordo com a profundidade e valores de ESCO.....	33
<b>Figura 7</b> - Conceito da relação entre incerteza de parâmetro e incerteza de previsão.....	38
<b>Figura 8</b> - Localização da área de estudo .....	47
<b>Figura 9</b> - Fluxograma metodológico da pesquisa. ....	49
<b>Figura 10</b> - Localização das estações pluviométricas e fluviométricas utilizadas. ....	52
<b>Figura 11</b> - Localização dos reservatórios considerados para modelagem .....	53
<b>Figura 12</b> - Área de contribuição do posto fluviométrico de Piancó.....	57
<b>Figura 13</b> - Mapa de declividade da bacia de contribuição do Sistema Hídrico Curema – Mãe D’Água. ....	60
<b>Figura 14</b> - Manchas de solo identificadas na área de estudo .....	62
<b>Figura 15</b> - Mapa de uso e ocupação do solo (2005) da Bacia de contribuição do Sistema Hídrico Curema - Mãe D’Água - PB.....	64
<b>Figura 16</b> - Discretização da bacia de contribuição do sistema hídrico Curema – Mãe D’Água .....	66
<b>Figura 17</b> - Precipitação média mensal e hidrogramas simulado e observado para o posto fluviométrico de Piancó para o período 1994-2020 .....	66
<b>Figura 18</b> - Resultado da análise de sensibilidade global dos parâmetros do SWAT para a sub-bacia.....	68
<b>Figura 19</b> - Hidrograma mensal (estimados e observados) e histograma para o posto Piancó na etapas de calibração (A) e validação (B) .....	74

<b>Figura 20</b> - Hidrograma mensal comparativo antes e depois da etapa de calibração.....	74
<b>Figura 21</b> - Dispersão para as vazões simuladas e observados nos períodos de calibração (A) e validação (B).....	75
<b>Figura 22</b> - Balanço hídrico na BSHCM para o período de 1994 a 2020 .....	79
<b>Figura 23</b> - Distribuição espacial da precipitação média anual para a BSHCM entre 1994 e 2020.....	81
<b>Figura 24</b> - Distribuição espacial do escoamento superficial médio anual para a BSHCM entre 1994 e 2020 .....	81
<b>Figura 25</b> - Distribuição espacial da produção média anual de sedimentos para a BSHCM entre 1994 e 2020.....	82
<b>Figura 26</b> - Precipitação média e produção anual de sedimentos e de escoamento na bacia hidrográfica do Sistema Hídrico Curema – Mãe d’Água.....	85
<b>Figura 27</b> - Variação sazonal da lâmina escoada a sedimentos produzidos na área estudada para o período de 1994-2020.....	86
<b>Figura 28</b> - Uso do solo em 2021 (C1) para a BSHCM .....	87
<b>Figura 29</b> - Distribuição espacial da produção média anual de sedimentos para a BSHCM no Cenário 1 .....	90
<b>Figura 30</b> - Distribuição espacial da produção média anual de sedimentos para a BSHCM no cenário 2 .....	91
<b>Figura 31</b> - Distribuição espacial da produção média anual de sedimentos para a BSHCM no cenário 3 .....	91
<b>Figura 32</b> - Comportamento mensal das vazões e produção de sedimentos sobre a dinâmica da bacia sem reservatórios (C4) comparado ao cenário de base (C0).....	95
<b>Figura 33</b> - Comparação dos volumes acumulados reais e simulados pelo modelo para os reservatórios de Timbaúba (A), Cochos (B), Catolé (C), Cachoeiras dos Cegos (D), Jenipapeiro (E) e o Sistema Hídrico Curema – Mãe D’Água (F). .....	96

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Secas registradas a partir do século XVI no semiárido brasileiro. ....	21
<b>Tabela 2</b> - Parâmetros utilizados para calibração em estudos com SWAT no nordeste brasileiro .....	38
<b>Tabela 3</b> - Faixa mínima de vegetação a ser protegida às margens dos rios conforme a Lei n. 12.651/12. ....	43
<b>Tabela 4</b> - Dados dos reservatórios para a simulação no SWAT .....	53
<b>Tabela 5</b> - Descrição dos parâmetros utilizados na análise de sensibilidade, intervalos e método de alteração empregados para a calibração.....	56
<b>Tabela 6</b> - Classificação de desempenho para valores de RSR, NS e R <sup>2</sup> para vazão mensal ..	58
<b>Tabela 7</b> - Distribuição quantitativa das classes de declividade para a bacia.....	61
<b>Tabela 8</b> - Área ocupada das manchas de solo na bacia de contribuição do Sistema Hídrico Curema - Mãe D'Água. ....	62
<b>Tabela 9</b> - Categorias de usos do solo pelo MapBiomas e seus equivalentes com o banco de dados do SWAT para a Bacia de contribuição do Sistema Hídrico Curema - Mãe D'Água. ..	64
<b>Tabela 10</b> - Valores de <i>t-stat</i> e <i>p-value</i> obtidos na análise de sensibilidade global.....	69
<b>Tabela 11</b> - Parâmetros utilizados na calibração do modelo SWAT, os métodos utilizados e os valores ajustados para cada sub-bacia.....	72
<b>Tabela 12</b> - Resumo das estatísticas para os processos de calibração e validação com dados de vazão mensal.....	77
<b>Tabela 13</b> - Valores mensais estimados para precipitação, escoamento superficial, produção de água na BSHCM .....	80
<b>Tabela 14</b> - Produção de sedimentos das sub-bacias na área de contribuição do Sistema Hídrico Curema – Mãe d'Água .....	83
<b>Tabela 15</b> - Áreas ocupadas pelas classes de uso do solo para os cenários considerados na BSHCM .....	87
<b>Tabela 16</b> - Respostas anuais das variáveis hidrossedimentológicas sob os cenários de uso do solo .....	88

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AESA	Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba
ALPHA_BF	Fator alfa do fluxo de base (dias)
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
APPs	Áreas de Preservação Permanente
BHRPPA	Bacia Hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu
BSHCM	Bacia de Contribuição do Sistema Hídrico Curema – Mãe d'Água
CANMX	Armazenamento de água máximo no dossel vegetativo (mm)
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CBHPPA	Comitê da Bacia Hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu
CH_K2	Condutividade hidráulica efetiva do canal (mm/h)
CH_N2	Coefficiente de Manning do canal principal (s m-1/3)
CN2	Curva número na condição II (adim)
DNOCS	Departamento de Obras Contra as Secas
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPCO	Fator de compensação de água pelas plantas (adim)
EPIC	<i>Environmental Policy Integrated Climate</i>
ESCO	Fator de compensação de evaporação do solo (adim)
EVLAI	Índice de área foliar no qual não ocorre evaporação da superfície da água (m <sup>2</sup> /m <sup>2</sup> )
GLEAMS	<i>Groundwater Loading Effects of Agricultural Management System</i>
GLUE	<i>Generalized Likelihood Uncertainty Estimation</i>
GMM	<i>Gaussian Mixture Model</i>
GW_DELAY	Intervalo de tempo para a recarga do aquífero (dias)
GW_REVAP	Coefficiente de ascensão da água à zona não saturada (adim)
GWQMN	Profundidade limite de água no aquífero raso necessária para o fluxo de retorno (mm)
HRU	<i>Hydrologic Response Units</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
KGE	Coefficiente de Kling-Gupta
KINEROS	<i>Kinematic Runoff Erosion Mode</i>

MAE	Erro médio absoluto
MCMC	<i>Mark Chain Monte Carlo</i>
MDE	Modelo Digital de Elevação
MEUPS	Equação Universal de Perda de Solo Modificada
MSK_CO1	Coefficiente de calibração usado para controlar o impacto da constante de tempo de armazenamento (Km) para fluxo normal
NS	Coefficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe
ParaSol	<i>Parameter Solution</i>
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PRMS	<i>Precipitation Runoff Modeling System</i>
PSO	<i>Particle Swarm Optimization</i>
R <sup>2</sup>	Coefficiente de Determinação
RCHRG_DP	Fração de água percolada para o aquífero profundo (adim)
RES_ESA	Área superficial do reservatório quando abastecido até o vertedouro de emergência (ha)
RES_EVOL	Volume de água necessário para enchimento até o vertedouro de emergência (10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> )
RES_PSA	Área superficial do reservatório quando abastecido até o vertedouro principal (ha)
RES_PVOL	Volume de água necessário para enchimento até o vertedouro principal (10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> )
RES_VOL	Volume inicial do reservatório (10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> )
REVAPMN	Profundidade limite da água no aquífero raso para que a revap ocorra (mm)
RSR	Razão de desvio padrão das observações RMSE
SHALLST	Quantidade de água inicial no aquífero raso (mm)
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SLSUBBSN	Comprimento médio do declive (m)
SNISB	Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens
SOL_AWC	Capacidade de água disponível no solo (mm H20/ mmsolo)
SOL_BD	Densidade do solo (g/cm <sup>3</sup> )
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada do solo (mm/h)
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>

SUFI-2	<i>Sequential Uncertainty Fitting 2</i>
SURLAG	Coeficiente de atraso do escoamento superficial (dias)
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
SWAT-CUP	<i>SWAT Calibration and Uncertainty Procedures</i>
SWRRB	<i>Simulator for Water Resources in Rural Basins</i>
USDA	<i>United States Department of Agriculture</i>
USGS	<i>United States Geological Survey</i>
WESP	<i>Watershed Erosion Simulation Program</i>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>15</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>18</b>
<b>2.1</b>	<b>Objetivo Geral .....</b>	<b>18</b>
<b>2.2</b>	<b>Objetivos Específicos.....</b>	<b>18</b>
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>19</b>
<b>3.1</b>	<b>Bacia hidrográfica e recursos hídricos .....</b>	<b>19</b>
<b>3.2</b>	<b>Seca no semiárido e reservatórios .....</b>	<b>21</b>
<b>3.3</b>	<b>Modelagem hidrológica.....</b>	<b>24</b>
<b>3.4</b>	<b>O modelo SWAT.....</b>	<b>27</b>
<b>3.4.1</b>	<i>Descrição das equações do SWAT.....</i>	<i>29</i>
<b>3.4.2</b>	<i>Sensibilidade e Calibração .....</i>	<i>36</i>
<b>3.4.3</b>	<i>Estatísticas de desempenho .....</i>	<i>39</i>
<b>3.5</b>	<b>Mata ciliar e impactos das mudanças do uso do solo sobre os processos hidrossedimentológicos .....</b>	<b>42</b>
<b>3.6</b>	<b>Sistemas de informações geográficas (SIGs).....</b>	<b>46</b>
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>47</b>
<b>4.1</b>	<b>Área de estudo.....</b>	<b>47</b>
<b>4.2</b>	<b>Etapas de modelagem com SWAT .....</b>	<b>49</b>
<b>4.2.1</b>	<i>Aquisição do banco de dados do SWAT .....</i>	<i>49</i>
<b>4.2.1.1</b>	<i>Modelo Digital de Elevação (MDE).....</i>	<i>49</i>
<b>4.2.1.2</b>	<i>Uso e ocupação do solo.....</i>	<i>50</i>
<b>4.2.1.3</b>	<i>Tipo de solo .....</i>	<i>50</i>
<b>4.2.1.4</b>	<i>Dados climáticos .....</i>	<i>51</i>
<b>4.2.1.5</b>	<i>Reservatórios .....</i>	<i>52</i>
<b>4.2.2</b>	<i>Discretização da Bacia e Formação das HRUs.....</i>	<i>54</i>
<b>4.2.3</b>	<i>Modelagem inicial .....</i>	<i>55</i>

4.2.4	<i>Análise de sensibilidade e calibração dos parâmetros</i> .....	55
4.2.5	<i>Análise de desempenho</i> .....	58
4.2.6	<i>Cenários ambientais analisados</i> .....	58
5	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	60
5.1	<b>Dados de entrada do SWAT</b> .....	60
5.1.1	<i>Declividade</i> .....	60
5.1.2	<i>Pedologia</i> .....	61
5.1.3	<i>Uso do solo - 2005</i> .....	63
5.2	<b>Discretização da bacia e modelagem inicial</b> .....	65
5.3	<b>Análise de sensibilidade</b> .....	67
5.4	<b>Parâmetros calibrados</b> .....	71
5.5	<b>Desempenho do modelo</b> .....	73
5.6	<b>Balanco hídrico</b> .....	78
5.7	<b>Escoamento superficial e Produção de sedimentos</b> .....	80
5.8	<b>Cenários reais e hipotéticos</b> .....	86
5.8.1	<i>Influência do uso da mata ciliar</i> .....	86
5.8.2	<i>Dinâmica dos reservatórios</i> .....	94
6	<b>CONCLUSÕES</b> .....	100
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	101
	<b>APÊNDICE A - CARACTERÍSTICAS DAS MANCHAS DE SOLO IDENTIFICADAS E UTILIZADOS NA MODELAGEM</b> .....	116
	<b>APÊNDICE B - POSTOS PLUVIOMÉTRICOS UTILIZADOS NA PESQUISA</b> .....	117



## 1 INTRODUÇÃO

O ciclo da água é essencial para a manutenção do equilíbrio ecológico do planeta terra (LEVIZZANI; CATTANI, 2019). No entanto, este é muito sensível às mudanças envolvendo atividades humanas (DOUVILLE *et al.*, 2021). Tais atividades produzem mudanças nos sistemas ambientais naturais constantemente, tais como: alterações no uso da terra ou uso excessivo de recursos naturais (ASSEFA *et al.*, 2020). Estas alterações têm aumentado a pressão sobre os recursos hídricos, interferindo de forma significativa na qualidade e disponibilidade, que são essenciais para a manutenção da vida (CECONI *et al.*, 2018).

O regime hidrossedimentológico de uma bacia hidrográfica decorre de uma complexa interação de elementos como clima, solos, relevo e vegetação, e tal interação vem sendo continuamente alterada pela ação antrópica a partir da expansão da agricultura, pecuária, desmatamento, abertura de estradas, processo de urbanização e outros processos transformadores da paisagem, que alteram o ciclo hidrossedimentológico em bacias hidrográficas (ABBOTT, *et al.*, 2019). Segundo Rodrigues *et al.* (2018), a substituição irregular da cobertura vegetal por áreas agrícolas é apontada como uma das principais causadoras da degradação dos recursos naturais, principalmente os recursos hídricos.

Com o aumento da interferência antrópica no meio natural nas últimas décadas, foram nítidas as mudanças na dinâmica do uso do solo, principalmente em áreas próximas aos corpos hídricos, como as matas ciliares e áreas de vegetação nativa, que, uma vez removida, o volume de água e sedimentos que vêm das vertentes, atinge os corpos hídricos, degradando a qualidade da água e também a sua disponibilidade, reduzindo as vazões mínimas e o volume útil para armazenamento.

As matas ciliares são importantes elementos ambientais em virtude de sua localização espacial nas bacias hidrográficas. Como essas áreas estão na interface entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, elas influenciam fortemente os fluxos de energia e matéria entre eles. Essa influência diz respeito à estabilização das margens, provisão de matéria orgânica viva e morta (dissolvida e particulada) e de habitat para biota terrestre e aquática, captura de sedimentos, retenção e processamento de nutrientes e moderação de temperaturas extremas por sombreamento (GUIDOTTI *et al.* 2020).

Estudos recentes demonstram o potencial de proteção dos corpos hídricos pelas matas ciliares (SIRABAHENDA *et al.*, 2020; CORDEIRO *et al.*, 2020; LANGHANS, *et al.*, 2020; WOZNICKI *et al.*, 2020), e no Brasil, as matas ciliares são instituídas legalmente como Áreas

de Preservação Permanente, pela Lei n.12.651, de 25 de maio de 2012, conhecida como o “Novo Código Florestal Brasileiro”, que, entre as regras, regula a largura mínima da faixa de vegetação nativa, e dispõe sobre outras providências (BRASIL, 2012).

Os distúrbios provocados por atividades humanas na mata ciliar ocorrem principalmente pelo desmatamento para extensão de pastagem nas propriedades rurais e atividade pecuária, expansão de áreas urbanas e extração de areia nos rios (BURDON *et al.*, 2020), e visto a importância da presença das matas ciliares, a questão da intervenção humana nesses ambientes conduz a uma série de impactos, em alguns casos irreversíveis. Essa situação se agrava em áreas onde há menor disponibilidade hídrica, como o semiárido brasileiro, promovendo uma maior ocupação das áreas de mata ciliar para o desenvolvimento de atividades rurais na região.

No semiárido brasileiro, onde se localiza a bacia hidrográfica objeto desta pesquisa, a baixa disponibilidade hídrica junto ao desafio do abastecimento humano no período de estiagem levou, ao longo do tempo, à construção de reservatórios nas bacias para suprir esta carência hídrica. Estes barramentos têm a principal função de acumulação de parte da água precipitada e garantir o abastecimento humano e outras demandas nestas áreas. O Sistema Hídrico Curema - Mãe D'Água localiza-se na bacia hidrográfica do rio Piancó e é considerado uma das principais fontes hídricas do sertão paraibano, sendo a maior reserva hídrica da Paraíba, com capacidade acima de 1,3 bilhões de m<sup>3</sup>.

Na bacia do Rio Piancó, há um grande número de reservatórios e que não são monitorados por órgãos ambientais, envolvendo de grande e médio porte, e muitos de pequeno porte. A construção dessas barragens tem um grande impacto no ciclo hidrossedimentológico da bacia, devendo ser considerados em estudos nessa região, visto que mudam a dinâmica hidrológica em uma área com grandes desafios hídricos, como a bacia estudada, e a alteração do uso do solo, especialmente em áreas de mata ciliar devem ser explorados, para o auxílio no planejamento ambiental na bacia do Piancó.

A existência de ferramentas que apoiem o planejamento dos recursos hídricos, como os modelos hidrológicos computacionais, pode representar com eficácia os processos hidrossedimentológicos em bacias hidrográficas, subsidiando o planejamento e gestão hídrica (GHARIBDOUSTI *et al.*, 2019), como o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), um modelo em escala de bacia bastante utilizado no Brasil e, especialmente no semiárido envolvendo variáveis ambientais (RAFEE *et al.*, 2019). O SWAT permite a representação dos componentes do ciclo hidrológico e outros fatores como erosão e qualidade da água, considerando os

impactos gerados por alterações no uso do solo e outros cenários ambientais (QIU *et al.*, 2019), aspectos fundamentais para a gestão hídrica.

Tendo em vista o cenário hídrico desafiador no semiárido brasileiro, esta pesquisa surge como um auxílio ao planejamento de uso do solo e recursos hídricos, além de servir como base para que outros estudos possam ser desenvolvidos posteriormente, e o modelo SWAT é visto como um importante instrumento auxiliar para a gestão dos recursos hídricos, sendo utilizado nesse estudo para avaliação de diferentes configurações de mata ciliar para a rede drenagem e o impacto da presença de reservatórios na hidrossedimentologia da bacia do sistema hídrico Curema-Mãe d'Água.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar a influência da mata ciliar e da presença de reservatórios no escoamento superficial e na produção de sedimentos na bacia de contribuição do Sistema Hídrico Curema - Mãe D'Água - PB.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- ✓ Avaliar o desempenho do SWAT na simulação de variáveis hidrossedimentológicas (escoamento e descarga sólida) por meio da calibração e validação dos seus parâmetros na bacia com reservatórios;
- ✓ Analisar diferentes configurações da mata ciliar no comportamento do escoamento superficial e sedimentos produzidos;
- ✓ Analisar o comportamento da produção de sedimentos e vazões sob cenários de ausência e presença de reservatórios à montante da bacia.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Bacia hidrográfica e recursos hídricos

Uma bacia hidrográfica é definida como uma área de captação natural de água da precipitação que converge o escoamento para um ponto de saída. É constituída por um conjunto de taludes e uma rede de drenagem formada por canais confluentes que convergem para um único leito no seu interior (TUCCI, 1998). No Brasil, a Lei n. 9.433, de 08 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997), dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), que considera a bacia hidrográfica como unidade de gestão e planejamento básico, em virtude desta consistir em um conjunto de terrenos topograficamente drenados por cursos d'água e seus afluentes, sendo os rios os integradores de fenômenos que ocorrem em toda a bacia.

A gestão integrada dos recursos hídricos exige múltiplos compromissos entre usuários, cujos interesses muitas vezes são opostos. Portanto, o uso da água precisa ser planejado e coordenado, garantindo a participação de todos os usuários e assegurando que seja gerido de forma integrada, transparente e democrática (MARIN *et al.*, 2020).

As questões relacionadas à gestão da água tornaram-se cada vez mais importantes nos cenários nacional e internacional, agravados pela crise hídrica mundial ligada diretamente as mudanças climáticas (ALAMANOS *et al.*, 2019). As soluções para essas questões se concentram no desenvolvimento de regulamentações legais, no desenvolvimento de sistemas de gestão adequados, na busca contínua por inovações tecnológicas e na adoção de medidas estruturais e não estruturais para alcançar uma gestão integrada e preditiva da água (SORANDO *et al.*, 2019).

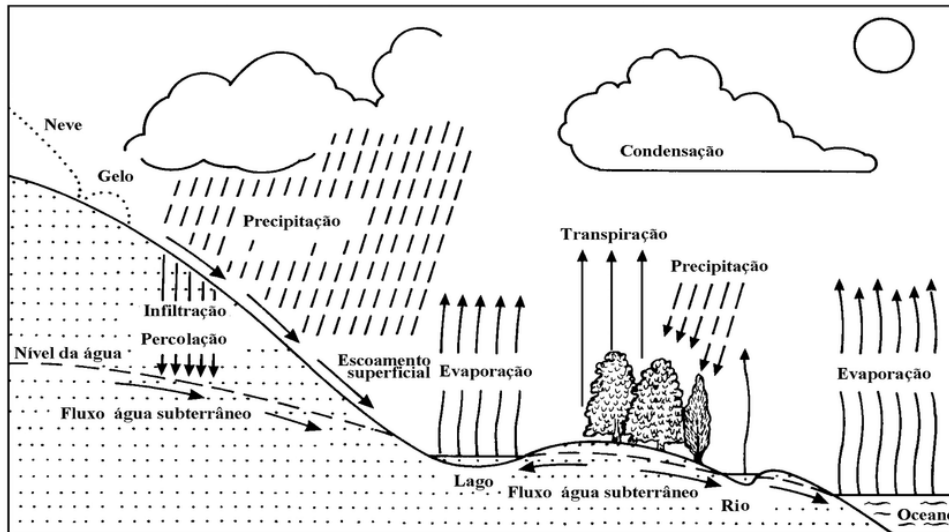
Os atores envolvidos na gestão dos recursos hídricos devem garantir o abastecimento de água para consumo humano e animal, principalmente em tempos de crise hídrica, conforme se determina na Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Ainda de acordo com a PNRH, em caso de escassez, a água precisa ser mais bem gerenciada e distribuída com maior disponibilidade para os grandes e pequenos usuários.

As extensões da gestão da água no Brasil mudaram ao longo do tempo, acompanhando todo o processo de ocupação e exploração do território brasileiro. As atividades econômicas desenvolvidas no País foram as que mais determinaram o uso dos recursos hídricos e por vezes sua escassez (MARIN *et al.*, 2020).

A bacia hidrográfica é a unidade básica de aplicação da PNRH, uma vez que permite um balanço hídrico conciso e, assim, analisar todas as etapas do ciclo hidrológico: precipitação,

evaporação, transpiração, escoamento superficial e subterrâneo, percolação e infiltração (Figura 1).

**Figura 1** – Esquema ilustrativo do ciclo hidrológico.



Fonte: Tucci (2004)

O escoamento superficial é oriundo dos processos hidrológicos de escoamento e pode ocorrer sob duas condições: quando as camadas subsuperficiais do solo saturam ou a precipitação excede a capacidade de infiltração do solo. A parcela da precipitação que origina o escoamento superficial produz o transporte de sedimentos, em que, sob uma série de condições, causa impactos no âmbito de bacia hidrográfica (MELLO; SILVA, 2013).

Vários autores relatam os fatores que exercem influência sobre o escoamento superficial, como aspectos fisiográficos (forma da bacia, área da bacia, capacidade de infiltração, permeabilidade do solo e declividade do terreno) e climáticos (intensidade e duração da precipitação) (SILVA *et al.*, 2001; TUCCI, 2002). A cobertura vegetal é um dos principais fatores que influenciam no escoamento superficial, tanto como agente de proteção contra o impacto da precipitação, como na melhoria da infiltração e permeabilidade do solo. Segundo Tucci (2002), com o desmatamento, há o aumento do escoamento superficial e diminuição da evapotranspiração, que pode variar de acordo com o tipo e manejo da vegetação, e redução da infiltração e seus impactos sob a vazão mínima – tornando-a ainda inferior

Aquino *et al.* (2008) discutem que diferentes classes de solos podem apresentar variações quanto à susceptibilidade ao escoamento superficial, em função das propriedades do solo, mesmo sob condições similares de vegetação, declividade ou manejo agrícola

Nesse contexto, as bacias hidrográficas são unidades essenciais para o desenvolvimento de ferramentas de utilização e conservação dos recursos naturais, visto que os processos hidrológicos citados são os responsáveis pelo ciclo hidrológico na bacia e pela disponibilidade desse recurso.

### 3.2 Seca no semiárido e reservatórios

A ocorrência de secas está entre os riscos naturais que afetam o maior número populacional no mundo com impactos socioeconômicos severos (SHEFFIELD *et al.*, 2012). Na região nordestina semiárida do Brasil, enfrentam-se diversos desafios relacionados a escassez hídrica, o que torna recorrente a busca dos órgãos e do governo de medidas que venham a mitigar os impactos derivados desses eventos.

A região semiárida brasileira tem como principais características: altas taxas de evaporação, períodos de insolação, índice pluviométrico inferior a 800mm, e com estrutura geológica oriunda do embasamento cristalino em sua maioria, que não favorece o abastecimento do lençol freático resultando em baixo potencial hidrogeológico, no qual os aquíferos fraturados são os mais comuns na região. Além das características ambientais, a região nordeste tem a segunda maior população do País e detém baixa disponibilidade hídrica (JUNIOR *et al.*, 2022), intensificando os impactos socioeconômicos na região.

Entretanto, a escassez hídrica não é apenas resultado das condições climáticas e hidrológicas da região, visto que o padrão do consumo hídrico altera a oferta e demanda hídrica (MEDEIROS; SIVAPALAN, 2020). Conforme se mostra na Tabela 1, a ocorrência de secas no semiárido está presente na sua história. No qual os eventos variam de duração conforme o tempo, sem padrão, podendo ter curtos períodos ou maiores, e seus impactos variam devido à dependência das condições ambientais e comportamento socioeconômico.

**Tabela 1** - Secas registradas a partir do século XVI no semiárido brasileiro.

	Século XVI	Século XVII	Século XVIII	Século XIX	Século XX	Século XXI
Década 00		1603;1608	1707	1804; 1808-1809	1900;1903	2001;2003
Década 10		1614	1710-1711	1814	1915;1919	2012- 2016
Década 20			1721-1727	1824-1825 1829		

Década 30		1730; 1736-1737	1830; 1833	1932
Década 40	1645	1744-1747	1844-1845	1942
Década 50	1652	1751-1754		1951-1953; 1958
Década 60		1760;1766		1962;1966
Década 70		1771-1772 1777-1778	1870 1877-1879	1970;1976; 1979
Década 80	1583; 1587	1783-1784	1888-1889	1980-1983
Década 90	1692	1791-1793	1898	1990-1993 1998-1999

Fonte: Adaptação de Correia *et al.* (2011); Dantas (2018).

Para redução da vulnerabilidade às secas e seus efeitos e visando à resolução de conflitos ligados à acessibilidade das fontes de água, foram desenvolvidas diversas formas de adaptação (Di Baldassarre *et al.*, 2019), a exemplo da construção de reservatórios para retenção da porção precipitada e perenização de rios em algumas situações. No Nordeste, essas construções passaram a ser incentivadas a partir de 1909, com a criação do atualmente denominado Departamento de Obras Contra as Secas (DNOCS).

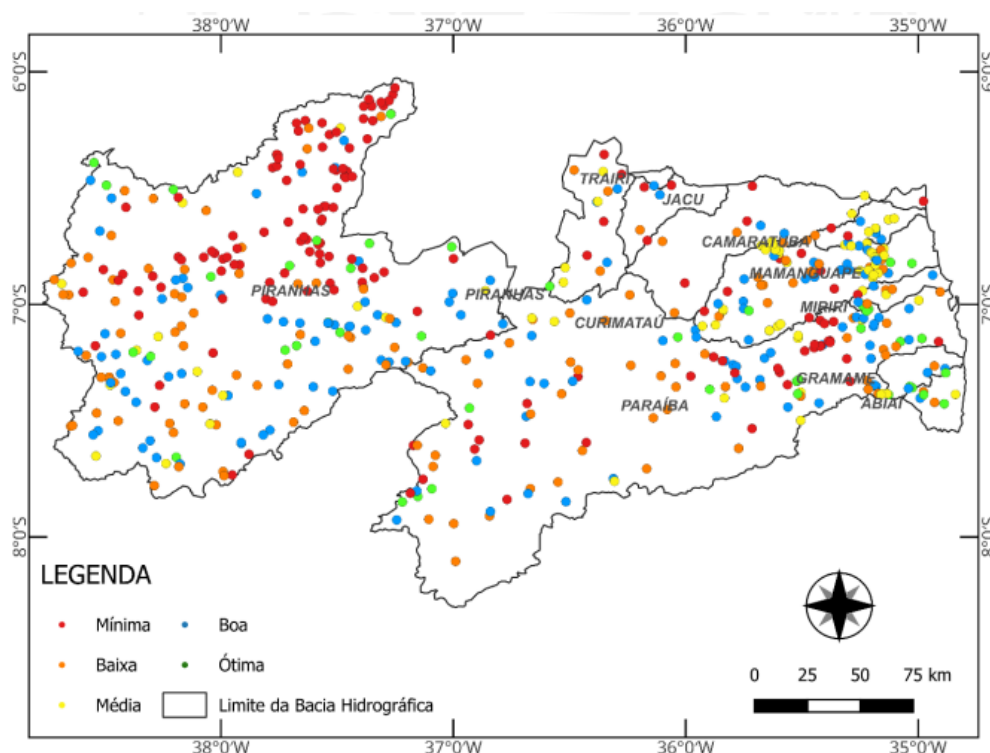
Assim, os reservatórios de acumulação são os responsáveis pela regularização da vazão natural dos rios, disponibilizando vazões de perenização para atendimento de demandas à jusante, especialmente na época seca, e constituem, portanto, a disponibilidade de águas superficiais nesses trechos para o atendimento dos diversos usos (ANA, 2022).

Na Paraíba, foi desenvolvida uma sólida política para a gestão hídrica, baseada na construção de redes de reservatórios, para garantir a oferta de água para a população na região. Segundo o Relatório Nacional de Segurança de Barragens, na Paraíba em 2023 (AESAs, 2024), a partir dos dados do Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens (SNISB), fiscalizado pela Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESAs), e que têm como o principal papel o registro das condições de segurança das barragens no Brasil, o número de barragens cadastradas até 2023 é de 571, cuja a distribuição espacial pode ser observada na Figura 2.

Nesse relatório também, é enfatizado que os órgãos que detêm as maiores quantidades de barragens no Estado são a SEIRH (Secretaria de Infraestrutura e Recursos Hídricos) e o DNOCS, que são proprietários das barragens estratégicas para a gestão hídrica na Paraíba.



**Figura 2** - Distribuição das barragens na Paraíba por bacia hidrográfica



\*A legenda classifica quanto a completude das informações.

Fonte: AESA (2024)

No Estado da Paraíba, os reservatórios Curema e Mãe D'Água, localizados no município de Coremas, formam a maior reserva hídrica do estado, que são interligados por um canal na cota 237 m, acima da qual se forma um único lago. Segundo as informações do DNOCS, os anos de conclusão destes reservatórios foram 1943 e 1956, respectivamente. Estes reservatórios foram construídos para abastecimento público, irrigação, produção de energia, piscicultura, e perenização do rio Piancó (LIMA; CURI, 2007). Com a construção do Ramal do Piancó, esses mananciais serão beneficiados com as águas da transposição do rio São Francisco.

Vale destacar que o projeto de transposição do rio São Francisco é uma das maiores obras de infraestrutura hídrica do Brasil e tem como objetivo principal mitigar os efeitos da seca prolongada e crônica que acomete o semiárido nordestino, garantindo o abastecimento de água para as populações rurais e urbanas, impulsionar a agricultura irrigada e promover o desenvolvimento socioeconômico da região (SALINAS *et al.*, 2019; MIDR, 2023).

A transposição envolve a construção de um complexo sistema de canais que levam água do rio para as bacias hidrográficas do Nordeste Setentrional, onde um dos principais canais é o

Eixo Norte, que leva água para os estados de Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte. Dentro desse eixo, o Ramal do Piancó será um dos principais canais, responsável por levar água para a Bacia do Piancó, uma das mais afetadas pela seca, localizada no estado da Paraíba (MIDR, 2023), e a água transportada pelo ramal será utilizada para abastecer cidades, irrigar áreas agrícolas e garantir a disponibilidade hídrica para diversas atividades econômicas (SALINAS *et al.*, 2019; MIDR, 2023).

### 3.3 Modelagem hidrológica

A modelagem hidrológica é definida como sendo a representação matemática do ciclo hidrológico que ocorre em uma superfície terrestre (ISLAN, 2011), capaz de representar os seus processos, precipitação, interceptação, infiltração, evapotranspiração, escoamento superficial, e fluxo em subsuperfície, além de descrever as relações existentes entre água, clima, solo e uso do solo por meio de expressões matemáticas (SONG *et al.*, 2022). Em suma, modelos são representações simplificadas dos processos reais (ANOTHAI *et al.*, 2008), servindo de subsídio para tomada de decisões e o planejamento ambiental adequados, principalmente em relação aos recursos hídricos em escala de bacia hidrográfica (MALIEHE; MULUNGU, 2017).

Pesquisas envolvendo modelagem hidrológica distribuída têm sido realizadas no Brasil e no mundo, para verificar impactos das alterações do uso e ocupação do solo sobre escoamento superficial e transporte de sedimentos (CHIANG *et al.*, 2019; SHRESTHA *et al.*, 2019; BAL *et al.*, 2021; LIU *et al.*, 2022; ZHAO *et al.*, 2022; CARVALHO *et al.*, 2022; BIRHANU *et al.*, 2022; MANGI *et al.*, 2022; SERRÃO *et al.*, 2022).

Modelos hidrológicos são desenvolvidos para prever, estimar e gerenciar a distribuição e direção de fluxo na interface solo-atmosfera, considerando diversos parâmetros que são utilizados para caracterização do solo e das bacias hidrográficas (STADNYK; HOLMES, 2023). As entradas, geralmente necessárias, são dados atmosféricos (a exemplo, precipitação e temperatura) e, para a parametrização do modelo, são incluídas características da bacia, como relevo, geomorfologia, solo, leito rochoso e propriedades da cobertura vegetal, bastante utilizados nos modelos de base física (VAN DER MEIJ *et al.*, 2018).

Desde a década de 70, tem ocorrido o desenvolvimento e aprimoramento de modelos hidrológicos, juntamente ao surgimento de sistemas computacionais complexos. Atualmente, existem diversos modelos de bacias hidrográficas que podem ser classificados como

concentrados e distribuídos, geralmente bem difundidos e em uso constante em diferentes países (KELLER *et al.*, 2022).

Cada modelo tem características únicas e respectivas aplicações, afinal reflete a representação considerada pelo modelador, de modo que não existe um único “modelo melhor”. A escolha e a utilização de um modelo são definidas a partir da disponibilidade de dados e do objetivo de modelagem, como previsão de cheias, avaliação da qualidade da água, erosão, gestão hídrica e produção agrícola (SONG *et al.*, 2022).

Um grande número de modelos foi desenvolvido com diferentes níveis de aplicação, incluindo bacias hidrográficas desde pequenas até grandes escalas, entre os quais citamos os modelos: SWRRB, PRMS, KINEROS, WESP, GLEAMS, SWAT e EPIC, descritos brevemente a seguir.

- SWRRB (*Simulator for Water Resources in Rural Basins*): foi desenvolvido com objetivo de prever o efeito das decisões de gestão sobre a produção de água e sedimentos com razoável precisão para bacias rurais não monitoradas nos Estados Unidos. Possui três principais componentes: clima, hidrologia e sedimentação. Os processos considerados incluem escoamento superficial, percolação, fluxo de retorno, evapotranspiração, armazenamento em lagoas e reservatórios e sedimentação (ARNOLD; WILLIAMS, 1987).
- PRMS (*Precipitation Runoff Modeling System*): foi desenvolvido pelo Serviço Geológico dos EUA (*United States Geological Survey - USGS*), é baseado em processos físicos determinísticos, com parâmetros distribuídos. Seu principal objetivo é avaliar a resposta de diferentes combinações de uso da terra e clima na hidrologia da bacia hidrográfica e permite simulações em diferentes escalas temporais (LEAVESLEY *et al.*, 1983).
- KINEROS (*Kinematic Runoff Erosion Model*): É um modelo físico, orientado a evento, descreve os processos de interceptação, infiltração, escoamento superficial e erosão em pequenas bacias urbanas e rurais. Utilizado para simular os efeitos de várias alterações, como urbanização, instalação de pequenos reservatórios de retenção e produção de sedimentos (WOOLHISER *et al.*, 1990).

- WESP (*Watershed Erosion Simulation Program*): foi desenvolvido por Lopes (1987). Este modelo tem como base principal: escoamento superficial, infiltração, e a mecânica dos processos erosivos e de deposição. Além disso, utiliza as equações da continuidade e quantidade de movimento para determinar o movimento da água e dos sedimentos em pequenas bacias hidrográficas. É um modelo baseado em processos físicos e distribuídos.
- GLEAMS (*Groundwater Loading Effects of Agricultural Management System*): modelo de simulação contínua e em escala de campo, que apresenta quatro componentes principais: produção de erosão/sedimento, hidrologia, transporte de nutrientes e pesticidas. O GLEAMS tem como intuito avaliar a influência das práticas de manejo na lixiviação de pesticidas e nutrientes pela zona radicular. Também descreve o escoamento superficial e as perdas de sedimentos (SHIRMOHAMMADI *et al.*, 2000).
- EPIC (*Environmental Policy Integrated Climate*): é um modelo de sistemas de cultivo, desenvolvido para estimar a produtividade do solo. Foi desenvolvido para simular os efeitos de diferentes manejos do solo, nutrientes, água e movimento de pesticidas combinados sobre a perda de solo, produtividade das culturas homogêneas e qualidade da água, funcionando em intervalos diários e capaz de simular centenas de anos (WILLIAMS *et al.*, 1984).
- SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*): é um modelo em escala de bacia hidrográfica, contínuo, semidistribuído, desenvolvido inicialmente para prever o impacto das práticas de manejo de terra e clima ao longo prazo sobre o balanço hídrico, sedimentos e insumos agrícolas em grandes e complexas (características físicas e ambientais variadas) bacias (ARNOLD *et al.*, 1998). O modelo SWAT se apresenta como um modelo eficiente e muito completo para representação dos processos hidrossedimentológicos em grandes bacias, funcionando acoplado ao Sistema de Informação Geográfica (SIG), o que permite a representação e visualização em mapas e possibilita a simulação de longos períodos, em escala mensal e anual, características que justificam a sua utilização nesta pesquisa.

### 3.4 O modelo SWAT

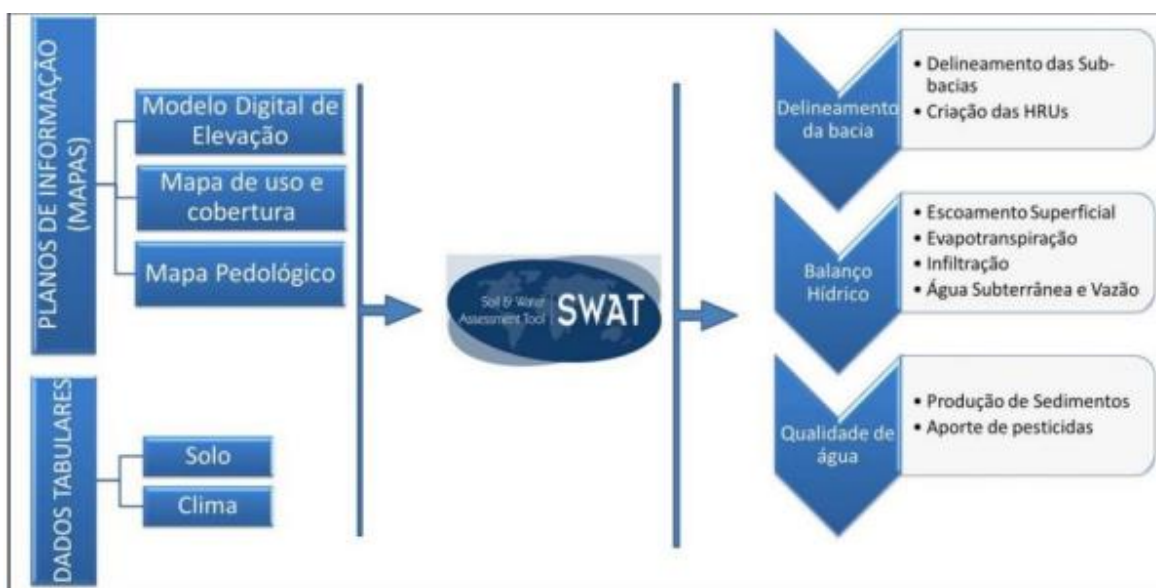
O modelo SWAT é uma ferramenta de modelagem desenvolvida pelo USDA/ARS (*Agricultural Research Service of United States Department of Agriculture* - Serviço de Pesquisa Agrícola do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos) em parceria com a Universidade Agrícola e Mecânica do Texas (TAMU - Texas A&M University). Criado para permitir a simulação de vários processos físicos em escala de bacia hidrográfica, o SWAT tem como objetivo a previsão e avaliação de impactos causados pelas ações antropogênicas (alterações do uso e cobertura de terras) sobre o ciclo hidrológico, qualidade da água e produção de sedimentos, possibilitando a obtenção de prognósticos em cada situação pela geração de cenários. Desta maneira, o modelo simula a condição do sistema ambiental, a partir dos parâmetros relacionados ao solo e ao sistema hidrológico em cada área estudada.

O SWAT simula os processos de forma sequencial dentro do sistema físico, em um intervalo de tempo, fornecendo séries temporais de saída no modelo (ARNOLD *et al.* 2012a). Segundo Neitsch *et al.* (2011), para atender a estas suposições, o SWAT possui os seguintes aspectos:

- Baseado em processos físicos e requer parametrização quanto ao clima, solo, relevo uso e cobertura do solo nas bacias;
- É semidistribuído: possibilitando, a divisão da bacia em sub-bacias (com parâmetros próprios para cada uma delas) e essas em Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs - *Hydrologic Response Units*), para estudo da variação espacial das características hidrológicas;
- É computacionalmente eficiente: possibilitando a simulação de longos períodos, diários ou mensais em bacias de diferentes escalas com grande variação do uso e manejo do solo.

Na Figura 3, ilustra-se o funcionamento do modelo apresentando os dados de entrada (Mapas e Dados Tabulares) para o SWAT e os processos existentes (Delineamento da Bacia, Balanço Hídrico e Qualidade da Água/Produção de sedimentos).

**Figura 3**– Fluxograma de funcionamento dos processos no modelo SWAT.



Fonte: CARVALHO (2014)

Os principais módulos do modelo SWAT são:

- (i) clima;
- (ii) hidrologia;
- (iii) temperatura e características do solo;
- (iv) crescimento vegetal;
- (v) bactérias e agentes patogênicos;
- (vi) nutrientes e pesticidas;
- (vii) manejo agrícola.

As simulações dos processos hidrológicos no SWAT são divididas em duas fases: fase terrestre e de propagação. A fase terrestre controla a quantidade de água, nutrientes, sedimentos e pesticidas carregados para o canal principal do rio em cada sub-bacia, na qual, há a quantificação do escoamento superficial, evapotranspiração potencial e real, deslocamento da água pelas camadas de solo, fluxo de base e níveis de erosão. A fase de propagação está relacionada ao movimento de água, nutrientes, sedimentos e pesticidas no canal principal em cada sub-bacia até o exutório (ARNOLD *et al.* 2012).

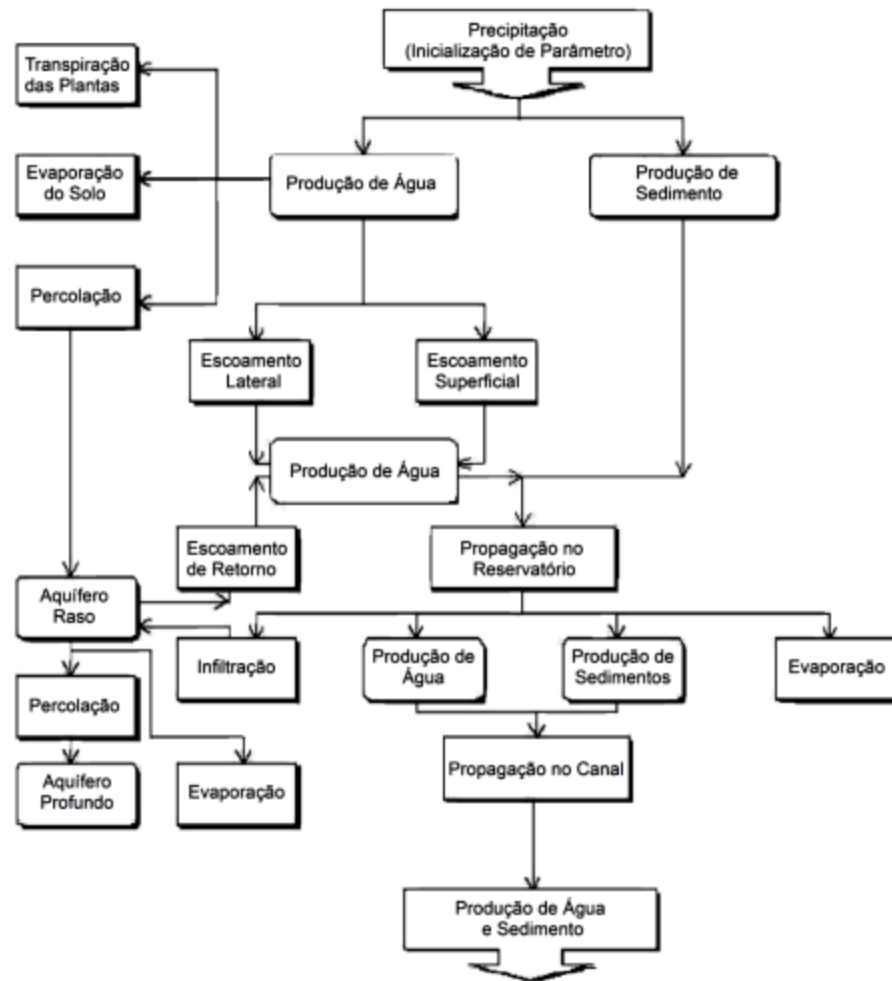
Para constituir os dados de entrada, a interface engloba dados geoespaciais, numéricos e de texto. Os dados geoespaciais referem-se ao modelo digital de elevação (MDE), mapa de pedologia e uso e ocupação do solo, e os dados referentes a textos e numéricos constituem-se de dados tabulares sobre dados climáticos e hidrológicos da região em estudo (CARVALHO NETO, 2018).

O modelo SWAT divide a bacia em sub-bacias, utilizando para isso dados da rede hidrográfica e o relevo, este último obtido pelo Modelo Digital de Elevação. Dessa forma, as sub-bacias são subdivididas em inúmeras unidades homogêneas quanto aos atributos do tipo de solo, uso e ocupação do solo, e declividade, sendo denominadas de “*Hydrologic Response Units*” (HRUs) (NEITSCH *et al.* 2011). O SWAT irá simular os parâmetros hidrológicos para cada HRU pela equação do balanço hídrico, que considera a precipitação diária, a evapotranspiração, o escoamento superficial, componentes do fluxo de retorno e percolação, podendo ser usadas na tomada de decisão, pois, por meio destas, obtém-se elevado detalhamento espacial, fundamental para a identificação de fontes poluidoras, áreas propícias a processos erosivos, entre outros (NEITSCH *et al.* 2011; NAZARI-SHARABIAN *et al.*, 2019).

#### **3.4.1 Descrição das equações do SWAT**

O modelo SWAT permite a representação dos processos físicos simulados na bacia hidrográfica (Figura 4), dividida em dois componentes: a fase do terreno, que controla a quantidade de sedimentos, águas, pesticidas e nutrientes no canal para as sub-bacias. A fase aquática está relacionada à movimentação de sedimentos e outros compostos pela rede de drenagem até o exutório (SILVA, 2014).

**Figura 4** - Fluxograma dos processos simulados no SWAT para cada HRU.



Fonte: Adaptado de King *et al.* (1996)

A partir dos trabalhos de Arnold *et al.* (1998), Machado (2002), Minoti (2006), Oliveira *et al.* (2006), Lubtz (2009), Winchell *et al.* (2010), Neitsch *et al.* (2011), Wagener (2011) e Sousa (2015), serão apresentados, sinteticamente, os principais componentes das fases do ciclo hidrológico simulados pelo SWAT, que regem o escoamento superficial e o transporte de sedimentos, processos que são o objetivo deste trabalho.

#### Concepção do ciclo hidrológico no SWAT

O balanço hídrico na bacia é representado pela Equação 1, que é a principal equação do modelo:

$$SWT = SW0 + \sum_{i=1}^t (P - Q_{sup} - ET - W_a - Q_{sub}) \quad (\text{Eq. 1})$$



Em que:

SWT: conteúdo final de água no solo (mm); SW0: conteúdo de água no solo disponível para as plantas, definido como a diferença entre a umidade de capacidade de campo e o ponto de murcha permanente (mm); t: tempo (dias); P: precipitação pluvial (mm); Qsup: escoamento superficial (mm); ET: evapotranspiração (mm); Wa: percolação (mm), e Qsub: fluxo de retorno (ascensão capilar) (mm).

### Escoamento Superficial

O escoamento superficial ocorre sempre que a taxa de infiltração é excedida pela taxa de aplicação de água. A estimativa da lâmina escoada é realizada pelo Método da Curva Número (CN) descrito em 1954 pelo do *Soil Conservation Service* (SCS) (MCCUEN, 1982), representado nas Equações 2 e 3.

$$Q_{sup} = (P - 0,2S)^2 / (P + 0,8S), P > 0,2S \quad (\text{Eq. 2})$$

$$Q_{sup} = 0, P \leq 0,2S \quad (\text{Eq. 3})$$

Em que:

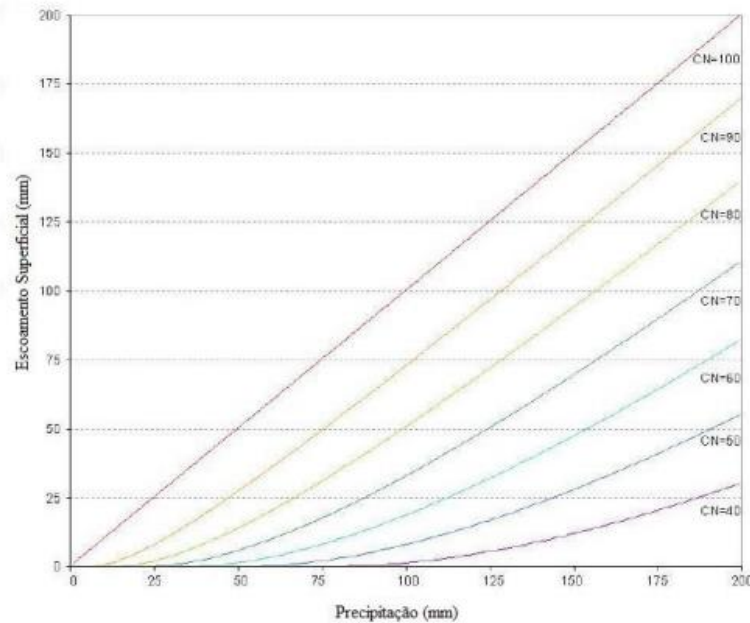
Qsup: escoamento superficial diário (mm); P: precipitação pluvial diária (mm), e S: infiltração potencial máxima (mm).

O parâmetro de retenção (S) varia espacialmente em função das seguintes variáveis: uso do solo, tipo do solo, umidade antecedente (Equação 4).

$$S = 25,4 / (1000 \text{ CN} - 10) \quad (\text{Eq. 4})$$

O valor de CN é a Curva Número para um dado dia e está relacionado à capacidade de armazenamento hídrico para o solo, variando entre 1 e 100, onde CN = 1 significa um solo altamente permeável e CN = 100, significa um solo totalmente impermeável (MCCUEN, 1982). Observa-se, na Figura 5, o comportamento do escoamento em função do CN, em que o maior valor de CN leva ao maior volume escoado, e à medida que há uma diminuição do CN, o escoamento é reduzido.

**Figura 5** - Relação de escoamento superficial e da precipitação conforme o valor do CN.



Fonte: Adaptado de Neitsch *et al.* (2011).

### Evapotranspiração Potencial (PET)

No SWAT, são fornecidas três formas para o cálculo da evapotranspiração potencial: *Penman-Monteith*, *Priestley-Taylor* e *HargreavesSamani*. O SWAT também permite a inserção dos dados de PET caso o usuário deseje usar outro método. Nesta pesquisa, foram inseridos dados diários de evapotranspiração usando um arquivo “.pet” que armazena essas informações, e usado para toda a bacia.

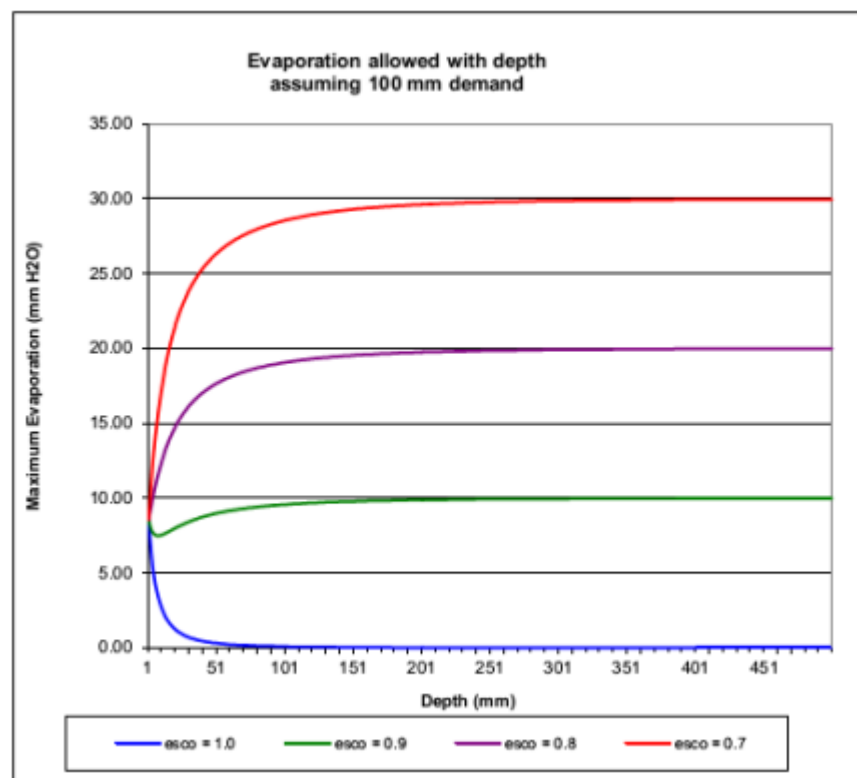
Sendo a evapotranspiração potencial determinada, é calculada evapotranspiração real. Inicialmente, o modelo evapora a precipitação interceptada no dossel vegetativo e posteriormente determina o valor máximo da transpiração e sublimação/evaporação do solo, usando uma abordagem semelhante à de Richtie (1972), e então, calcula o valor real destas variáveis.

A demanda evaporativa para a camada de solo é calculada a partir da diferença destas demandas entre o limite inferior e superior da camada:

$$E_{soil,ly} = E_{soil,zl} - E_{soil,zu} \cdot ESCO \quad (\text{Eq. 5})$$

Em que:  $E_{soil,ly}$ : demanda evaporativa na camada  $ly$  (mm);  $E_{soil,zt}$ : demanda evaporativa na camada inferior (mm);  $E_{soil,zu}$ : demanda evaporativa na camada superior; ESCO: Fator de compensação de evaporação do solo (adimensional). O comportamento dos valores do ESCO e relação com a demanda e profundidade pode ser visto na Figura 6. À medida que o valor de ESCO reduz, o modelo consegue extrair água para suprir a demanda evaporativa nas camadas mais profundas.

**Figura 6** - Distribuição da demanda evaporativa do solo de acordo com a profundidade e valores de ESCO



Fonte: Neitsch *et al.* (2011)

### Armazenamento no Dossel

O dossel vegetativo influencia especialmente os processos de escoamento superficial, infiltração e evapotranspiração, e essa influência depende da densidade do dossel e tipo de vegetação da área. O modelo determina a quantidade máxima que pode ser armazenada no dossel para variação diária de acordo com o índice de área foliar:

$$can_{day} = can_{mx} \cdot \frac{LAI}{LAI_{mx}} \quad (\text{Eq. 6})$$

Em que:  $can_{day}$  é a quantidade máxima retida no no dossel em um determinado dia (mm),  $can_{mx}$  é a quantidade máxima de água retida no dossel quando totalmente desenvolvido (mm),  $LAI$  é o índice de área foliar, e  $LAI_{mx}$  é o índice de área foliar máximo para a planta

### Transpiração

Para outros métodos de determinação de evapotranspiração que não a equação de Penman-Monteith, a transpiração é calculada por:

$$E_t = \frac{E'_o \cdot LAI}{3.0} \quad 0 \leq LAI \leq 3.0 \quad (\text{Eq. 7})$$

$$E_t = E'_o \quad LAI > 3.0 \quad (\text{Eq. 8})$$

em que:  $E_t$  é a transpiração máxima diária (mm),  $E'_o$  é a evapotranspiração potencial ajustada para a evaporação de água do dossel (mm), e  $LAI$  é o índice de área foliar. A transpiração calculada pelas Equações 7 e 8 refere-se ao valor diário transpirado considerando o crescimento vegetal em condições ideais, e o valor real irá depender da água disponível no perfil do solo.

### Percolação

O processo de percolação ocorre quando é excedido a capacidade de retenção da camada, e a camada inferior está insaturada, dependendo da condutividade saturada da camada do solo. Quando determinado o volume de água disponível para percolação, a quantidade de água percolada na camada posterior é calculada pela metodologia da rota de armazenamento:

$$w_{perc,ly} = SW_{ly,excess} \cdot \left( 1 - \exp \left[ \frac{-\Delta t}{tt_{perc}} \right] \right) \quad (\text{Eq. 9})$$

Em que  $w_{perc,ly}$  é a quantidade de água que percola diariamente na camada de solo inferior (mm),  $SW_{ly,excess}$  é o volume hídrico drenável diário na camada do solo (mm),  $\Delta t$  é a duração do intervalo de tempo (horas) e  $TT_{perc}$  é o tempo para percolação (horas).

### Escoamento Lateral

Caracteriza-se a partir do momento em que a água percolada verticalmente encontra uma camada impermeável, acumulando-se, formando uma zona saturada e dando origem ao escoamento lateral. É calculado a partir do modelo de armazenamento cinemático (Equação 6).

$$Q_{lat} = 0,024 \cdot \left( \frac{2 \cdot SW_{ly,excess} \cdot K_{sat} \cdot slp}{\phi_d \cdot L_{hill}} \right) \quad (Eq. 10)$$

Em que:

$Q_{lat}$  = é a descarga de água da rampa de saída ( $\text{mm} \cdot \text{dia}^{-1}$ );  $SW_{ly,excess}$  = é o volume drenável da água armazenada na zona saturada da rampa por unidade de área (mm);  $K_{sat}$  = é a condutividade hidráulica saturada ( $\text{mm} \cdot \text{h}^{-1}$ );  $slp$  = é a declividade da rampa ( $\text{m} \cdot \text{m}^{-1}$ );  $\phi_d$  = é a porosidade drenável da camada de solo ( $\text{mm} \cdot \text{mm}^{-1}$ );  $L_{hill}$  = é o comprimento da rampa (m).

### Água Subterrânea

As águas subterrâneas no SWAT é dividida em dois sistemas: o aquífero raso não confinado e um aquífero profundo confinado. O aquífero raso pode contribuir com a vazão de base para o canal e reabastecer a umidade das camadas do solo em condições secas. O equilíbrio da água para o aquífero não confinado é dado por:

$$aq_{sh,i} = aq_{sh,i-1} + w_{rchr,sh} - Q_{gw} - w_{revap} - w_{pump,sh} \quad (Eq. 11)$$

Em que:  $aq_{sh,i}$  é a quantidade armazenada diária de água no aquífero raso (mm),  $aq_{sh,i-1}$  é a quantidade armazenada no aquífero raso no dia i-1 (mm),  $w_{rchr,sh}$  é a recarga diária no aquífero (mm),  $Q_{gw}$  é o fluxo de base diário para o canal principal (mm),  $w_{revap}$  é a quantidade de água diária direcionada para zona do solo em resposta à carência hídrica (mm), e  $w_{pump,sh}$  é a quantidade de água diária retirada por bombeamento (mm).

Uma parte da recarga total pode ser encaminhada para o aquífero profundo. A quantidade direcionada de água por percolação para o aquífero profundo, diária é:

$$w_{deep} = \beta_{deep} \cdot w_{rchr} \quad (Eq. 12)$$

Em que  $w_{deep}$  é a quantidade de água diária movida para o aquífero (mm),  $\beta_{deep}$  é o coeficiente de percolação do aquífero e  $W_{rchrq}$  é a recarga diária para os dois aquíferos (mm).

A recarga diária do aquífero raso ( $w_{rchrq,sh}$ ) é dada por:

$$w_{rchrq,sh} = W_{rchrq} - w_{deep} \quad (Eq. 13)$$

### Sedimentos

A perda de solo por erosão é determinada pela Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MEUPS), apresentada na Equação 14. Essa equação substitui a chuva, pela quantidade de escoamento, para simular a erosão e sedimentos (Neitsch *et al.*, 2009) o que fornece melhor previsão da produção de sedimento:

$$Sed = 11,8 (Q_{sup} + q_{pico} + \text{ÁREAHRU})^{0,56} \times K \times C \times LS \times P \times CFRG \quad (Eq. 14)$$

Sendo:

Sed: produção de sedimentos após evento de precipitação no dia (Ton);  $q_{pico}$ : vazão de pico do escoamento (m<sup>3</sup>/s);  $Q_{sup}$ : escoamento superficial (mm); ÁreaHRU: área da HRU(ha); K: erodibilidade do solo [(0,013ton m<sup>2</sup> hr)/(m<sup>3</sup> ton cm)]; C: fator de uso e manejo do solo (adimensional); LS: fator topográfico (adimensional); CFRG: fator de fragmentação esparsa (adimensional); P: fator das práticas conservacionistas (adimensional).

### **3.4.2 Sensibilidade e Calibração**

Conforme expõe Arnold *et al* (2012), na etapa de análise de sensibilidade são determinados quais os parâmetros que têm maior influência na resposta do modelo para a bacia em estudo, ou seja, os mais sensíveis, precedendo a calibração. A análise de sensibilidade determina a taxa de variação no resultado do modelo relacionado às mudanças dos parâmetros (ARNOLD *et al*, 2012), havendo dois tipos de análise de sensibilidade: a global e a individual.

A sensibilidade global ocorre pelas estimativas das mudanças médias na função objetivo que ocorrem a partir das mudanças em cada parâmetro, enquanto todos os outros parâmetros também estão mudando, sendo calculada a partir de uma análise de regressão múltipla. Na

análise individual, a sensibilidade de uma variável às mudanças nos parâmetros ocorre com todos os outros parâmetros mantidos constantes (ABBASPOUR, 2015).

Na calibração, há o ajuste dos valores dos parâmetros de entrada do modelo (respeitando as faixas de incerteza) para determinadas condições locais, comparando os valores simulados (saída) e os dados observados, minimizando as incertezas da previsão do modelo (OZDEMIR; LELOGLU, 2019), podendo ser feita de forma manual ou automática por sistemas como o SWAT-CUP.

O SWAT-CUP é uma interface desenvolvida por Abbaspour *et al.* (2007), de forma que torna possível realizar análises de sensibilidade e incerteza, calibração e verificação. Os objetivos desse programa são: 1) integrar vários processos de análise de incerteza/calibração para o SWAT em uma mesma interface; 2) facilitar a etapa de calibração para diversos públicos; 3) tornar a compreensão do *software* mais fácil para iniciantes; e 4) adicionar aplicabilidades extras aos processos de calibração como a visualização de gráficos já calibrados, dados comparativos, etc (ABBASPOUR *et al.*, 2007).

Este *software* conta com cinco algoritmos de otimização: *Sequential Uncertainty Fitting 2* (SUFI-2), *Parameter Solution* (ParaSol), *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation* (GLUE), *Particle Swarm Optimization* (PSO) e *Mark Chain Monte Carlo* (MCMC).

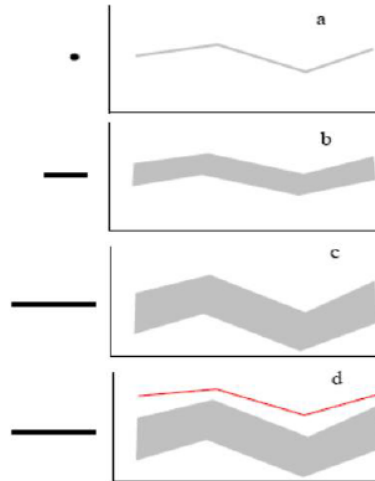
O SUFI2 é um dos algoritmos comumente utilizados, que processa a leitura de todos os parâmetros do SWAT e da amplitude de valores, investigando se os dados de vazão estão inseridos em 95% de incerteza de predição (ABBASPOUR, 2012). Na análise de incerteza no SUFI-2, é considerado as fontes de incerteza nos parâmetros, variáveis de entrada, simplificações do modelo e dados medidos.

A representação do conceito análise de incerteza do SUFI-2 é apresentada na Figura 7. A situação A mostra que um valor único de parâmetro (representado pelo ponto) leva a uma única resposta do modelo. Na situação B, à medida que é atribuída uma faixa de valores, leva à propagação da incerteza no parâmetro (mostrado por uma linha), resultando também na incerteza na previsão, representada pela faixa sombreada. Com o aumento das incertezas dos parâmetros, será maior a incerteza de predição (situação C). Para a situação D, o intervalo de valores do parâmetro não condiz com a faixa de incerteza de 95%, indicando uma ideia equivocada de projeto que necessita ser revista.

O SUFI2 funciona por meio de várias interações, e para cada interação, os intervalos dos parâmetros são atualizados e menores em relação ao intervalo anterior, sendo centralizados em torno do melhor valor. Assim, à medida que cada interação amplia uma região de melhores

valores de parâmetros e reduz o intervalo de incerteza, a partir da interação anterior, alcança uma melhor solução.

**Figura 7** - Conceito da relação entre incerteza de parâmetro e incerteza de previsão



Fonte: Abbaspour *et al.*, 2007

Por fim, realiza-se a validação que represente a capacidade do modelo definido para a bacia em obter simulações satisfatoriamente precisas. Segundo Arnold *et al.*, (2012), na validação, realiza-se uma simulação com os parâmetros calibrados e compara-se com dados observados de um período distinto da calibração.

Nesta pesquisa, a escolha dos parâmetros para análise de sensibilidade e calibração ocorreu com base em uma pesquisa em estudos com SWAT na região nordeste. Os estudos considerados e respectivos parâmetros calibráveis estão expostos na Tabela 2. A revisão apresenta que há uma predominância de determinados parâmetros, com pouca variação entre os parâmetros calibráveis entre as pesquisas nessa região.

**Tabela 2** - Parâmetros utilizados para calibração em estudos com SWAT no nordeste brasileiro

ESTUDOS	PARÂMETROS CALIBRADOS
Paz <i>et al.</i> , (2018)	Cn2, Rchrg_Dp, Esco, Sol_Awc, Sol_Z, Gw_Delay, Canmx, Sol_K, Slsbbsn, Gw_Revap, Usle_P, Ch_N2, Gwqmn, Sol_Alb, Revapmn
Frade, (2019)	Gw_Revap, Biomix, Esco, Surlag, Sol_Awc, Sol_Z, Ch_K2, Gw_Delay, Canmx, Cn2, Sol_K, Epc, Slsbbsn, Alpha_Bf, Ch_N2, Gwqmn, Sol_Alb, Revapmn, Rchrg_Dp



Aragão <i>et al.</i> , (2013)	Alpha_Bf, Sol_Z, Gwqmn, Canmx, Gw_Delay, Gw_Delay, Ch_N2, Cn2, Ch_K2, Esco, Gw_Revap, Surlag, Usle_C, Usle_K, Usle_P
Dantas <i>et al.</i> , (2015)	Alpha_Bf, Cn2, Biomix Rchrg_Dp, Esco, Sol_Awc, Sol_Z, Ch_K2, Gw_Delay, Epc, Canmx, Sol_K, Slsubbsn, Gw_Revap, Ch_N2, Gwqmn, Sol_Alb, Revapmn, Surlag
Fontes; Montenegro (2019)	Alpha_Bf, Ch_N2, Ch_K2, Cn2, Sol_K, Gw_Revap
do Nascimento <i>et al.</i> , (2018)	Esco, Alpha_Bf, Cn2, Rchrg_Dp, Sol_Awc, Sol_Z, Gw_Delay, Epc, Canmx, Biomix, Sol_K, Slsubbsn, Gw_Revap, Ch_N2, Gwqmn, Sol_Alb, Revapmn, Surlag, Ch_K2.
Carvalho Neto (2018)	Cn2, Sol_Awc, Sol_K, Canmx, Esco, Epc, Ch_K2, Alpha_Bf, Gw_Delay, Gwqmn, Gw_Revap, Revapmn, Rchrg_Dp
Silva <i>et al.</i> , (2021a)	Cn2, Slsubbsn, Sol_Awc, Sol_K, Sol_Z, Gwqmn, Canmx, Alpha_Bf, Gw_Revap, Ch_N(2), Epc, Esco, Revapmn, Ch_K(2), Surlag
Santos <i>et al.</i> , (2018)	Gw_Delay, Gw_Revap, Gw_Rchrg_Dp, Mgt1_Cn2, Hru_Slsoil, Sol_Awc, Sol_Z, Sol_K, Ch_K2
Silva (2019)	Alpha_Bf, Cn2, Biomix Rchrg_Dp, Esco, Sol_Awc, Sol_Z, Ch_K2, Gw_Delay, Epc, Canmx, Sol_K, Slsubbsn, Gw_Revap, Ch_N2, Gwqmn, Sol_Alb, Revapmn, Surlag
de Andrade <i>et al.</i> , (2017)	Cn2, Rchrg_Dp, Gwqmn, Alpha_, Sol_Awc, Esco, Sol_K, Gw_Delay, Gw_Revap, Shallst, Surlag, Lat_Ttime, Sol_Z(), Ch_N2, Ch_K2, Ov_N
Lima <i>et al.</i> , (2014)	Cn2, Sol_K, Sol_Awc, Surlag, Alpha_Bf, Gwqmn, Shallst

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

### 3.4.3 Estatísticas de desempenho

Além da análise gráfica dos hidrogramas, são utilizadas métricas estatísticas, a fim de verificar a confiança e a qualidade dos dados simulados. A seguir, são descritos brevemente as estatísticas utilizadas nesta pesquisa.

#### I. Coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE)

O *coeficiente de Nash-Sutcliffe* é uma métrica estatística utilizada para determinar a magnitude relativa da variância do resíduo, comparado com a variação dos resultados medidos (NASH; SUTCLIFFE, 1970), podendo ser entendido com uma medida comparativa entre um modelo de referência e o modelo que está sendo avaliado, descrevendo a precisão dos resultados do modelo. O NS é calculado conforme a Equação 15:

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - Q_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - \overline{Qobs})^2} \quad (\text{Eq. 15})$$

em que  $Q_i^{sim}$  e  $Q_i^{obs}$  são as vazões observada e simulada, respectivamente,  $\overline{Qobs}$  é a média das vazões observadas e  $n$  é o número total de observações. O segundo termo da equação é a razão entre a soma dos quadrados dos resíduos e a soma do quadrado da diferença entre a vazão observada e a média destas.

O NS varia de  $-\infty$  a 1, em que valores mais próximos de 1 indicam melhor a concordância entre os dados medidos e observados. Um valor de Nash igual a 1, significa que os valores simulados são iguais aos observados. Valores negativos indicam que a média observada é um melhor preditor do que o modelo, revelando um péssimo desempenho.

Em hidrologia, este coeficiente é uma das medidas de similaridade amplamente utilizada para calibração, validação e comparação de modelos (ASCE, 1993; Legates e McCabe, 1999; Moriasi *et al.*, 2007; Pushpalatha *et al.*, 2012; Todini e Biondi, 2017). Em seus trabalhos, Sevat e Dezetter (1991) relataram que o NS é a melhor função objetivo que reproduz o ajuste geral do hidrograma.

## II. Coeficiente de determinação ( $R^2$ )

Coeficiente que avalia a capacidade de um modelo de regressão para prever ou explicar um resultado, ou seja, significa a proporção da variância de uma variável dependente ( $Y$ ) que pode ser prevista ou explicada pela regressão linear e pela variável independente (preditora) (Santhi *et al.*, 2001, Van Liew *et al.*, 2003). É calculado pela equação 16:

$$R^2 = \left( \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - \overline{Qobs}) \cdot (Q_i^{sim} - \overline{Qsim})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - \overline{Qobs})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_i^{sim} - \overline{Qsim})^2}} \right)^2 \quad (\text{Eq. 16})$$

O  $R^2$  varia de 0 a 1, em que maiores valores indicam que o modelo se ajusta bem aos dados, assim, esse coeficiente mostra se o modelo é adequado para o conjunto de dados fornecido. Legates e McCabe (1999) relatam que essa estatística é bastante sensível a valores

extremos (*outliers*) e insensível a diferenças proporcionais e aditivas entre os dados observados e os resultados do modelo.

### III. Razão de desvio padrão das observações RMSE (RSR):

É uma estatística de avaliação de modelo desenvolvido com base na recomendação de Singh et al. (2004), medido como proporção da raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE) e o desvio padrão dos dados observados, conforme Equação 17.

$$RSR = \frac{\left[ \sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - Q_i^{sim})^2} \right]}{\left[ \sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - \overline{Qobs})^2} \right]} \quad (\text{Eq. 17})$$

O RSR engloba um fator de normalização e estatísticas de índice de erro, possibilitando a comparação dos resultados, nos quais, os menores valores de RSR indicam um menor RMSE e melhor desempenho do modelo na simulação e valor igual a zero (0), é o ideal (MORIASI *et al.*, 2007).

### IV. Erro médio absoluto (MAE)

É calculado como a média dos valores do erro absoluto entre os valores simulados e os valores observados. (Equação 18), onde, todas as diferenças individuais contribuem igualmente para a média, os erros não são ponderados para menos ou mais, e o resultado aumenta linearmente com o aumento dos erros (WILLMOTT & MATSUURA, 2005).

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - Q_i^{sim}) \quad (\text{Eq. 18})$$

O MAE fornece informações relacionadas à magnitude do erro produzido pelo modelo, variando de zero (0) a infinito ( $\infty$ ), e quanto menor o valor, melhor a capacidade de previsão do modelo. Combinado ao RSR, estes índices de erro são comumente utilizados na avaliação de desempenho do SWAT. (JIMENO-SÁEZ *et al.*, 2022; ZHANG *et al.*, 2022; GELETE *et al.*, 2023; LIANG *et al.*, 2023)

## V. Coeficiente de Kling-Gupta (KGE)

É um indicador comumente utilizado em estudos hidrológicos para verificação da qualidade de ajuste entre valores simulados e observados. Foi desenvolvido a partir da decomposição do Coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe e do Erro Quadrático Médio (GUPTA *et al.*, 2009), e descrito pela Equação 19.

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + (\alpha - 1)^2 + (\beta - 1)^2} \quad (\text{Eq. 19})$$

Em que:

$$\beta = \frac{\mu_{sim}}{\mu_{obs}} \quad (\text{Eq. 20})$$

$$\alpha = \frac{\sigma_{sim}}{\sigma_{obs}} \quad (\text{Eq. 13})$$

Em que  $\sigma_{obs}$  e  $\sigma_{sim}$  representam o desvio padrão dos dados observados e simulados, respectivamente,  $\mu_{sim}$  a média da simulação e  $\mu_{obs}$  a média de observação.

O KGE combina três estatísticas: coeficiente de correlação ( $r$ ), índice de variabilidade ( $\alpha$ ) e de viés ( $\beta$ ), para uma única medida de desempenho, tornando-se bastante usado para avaliar modelos hidrológicos. Seus valores variam de  $-\infty$  a 1, sendo 1 a concordância perfeita entre as simulações do modelo e os dados observados.

### 3.5 Mata ciliar e impactos das mudanças do uso do solo sobre os processos hidrossedimentológicos

As matas ciliares compreendem a vegetação localizada em áreas próximas aos cursos d'água e são definidas como áreas de preservação permanente, as quais estão previstas legalmente no Art. 3º, Parágrafo II da Lei n. 12.651/2012, que instituiu o “Novo Código Florestal Brasileiro”, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, com a seguinte definição:

Área de Preservação Permanente - APP: área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012).

Conforme a Nota Técnica n. 045/2010 da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), mata ciliar pode ser definida como:

Vegetação nativa que margeia os corpos e os cursos d'água e que são de extrema importância tanto para formação de corredores ecológicos como para a proteção dos mananciais. Contribui na alimentação de parte da ictiofauna, minimiza os efeitos da erosão e do assoreamento, controla o regime hídrico, e reduz a poluição das águas provenientes de agrotóxicos aplicados na agricultura (ANA, 2012).

Segundo o Novo Código Florestal, a faixa de APP a ser protegida nas margens dos corpos hídricos varia de 30 a 500 metros, a depender da largura do trecho dos corpos d'água (Tabela 3).

**Tabela 3** - Faixa mínima de vegetação a ser protegida às margens dos rios conforme a Lei n. 12.651/12.

DELIMITAÇÃO DAS FAIXAS MARGINAIS DE CURSOS D'ÁGUA	
Largura do rio (m)	Largura mínima da APP (m)
< 10	30
Entre 10 e 50	50
Entre 50 e 200	100
Entre 200 e 600	200
> 600	500

Fonte: BRASIL (2012).

Nesse contexto, as matas ciliares desempenham as mais diversas funções ambientais, incluindo: função de corredor ecológico para a fauna; interceptação da precipitação, principalmente em cotas mais elevadas, reduzindo os processos erosivos; funciona como um “filtro ecológico”, na retenção de sedimentos e nutrientes, relevante para a manutenção da qualidade do corpo d'água; absorção da radiação solar, contribuindo para a estabilidade térmica da área. Acrescenta-se ainda a ação direta dessas áreas sobre a estabilidade das microbacias hidrográficas, exercendo funções hidrológicas essenciais para a manutenção da quantidade e qualidade da água e de todo o ecossistema (BURDON *et al.*, 2020).

O balanço hídrico em áreas vegetadas indica o papel hidrológico da mata ciliar em escala de bacia hidrográfica. A mata ciliar controla diversos processos relacionados aos fluxos superficiais e subsuperficiais em escala local, pelas estruturas físicas formando barreiras fixas

(vegetação viva), móveis, ou instáveis (serapilheira), podendo obstruir, dificultar ou facilitar o fluxo hídrico (BURDON *et al.*, 2020).

Existe uma interação entre a mata ciliar, os processos geomorfológicos e hidráulicos dos rios e a comunidade biótica aquática, esta interação decorre, primeiramente, estabilizando as margens proporcionada pelas raízes (matéria orgânica viva), e fornecendo material orgânico para a biota aquática, a qual se torna fonte nutricional (MARCARELLI *et al.*, 2020).

A cobertura vegetal das matas ciliares age positivamente sobre a hidrologia do solo, funcionando como uma barreira natural, diminuindo o impacto da precipitação na desagregação do solo e a velocidade cinética das partículas de água, diminuindo a velocidade do escoamento superficial e melhorando a infiltração no solo, contribuindo para o processo de escoamento subsuperficial e alimentação do lençol freático – de tal forma reduzindo os processos erosivos (MARCARELLI *et al.*, 2020).

Características importantes da vegetação ciliar são a alta rugosidade hidráulica e resistência de fluxo, contribuindo para a redução da energia cinética das cheias. Esses efeitos dissipativos, durante as cheias, variam em função do deflúvio e da largura da mata ciliar (COLE *et al.*, 2020).

Outro aspecto relevante relacionado à função das matas ciliares, é a manutenção da qualidade da água, isolando estrategicamente o curso d'água, funcionando como um filtro, desempenhando um papel eficaz na retenção de sedimentos, bem como nutrientes e pesticidas advindos de áreas agricultáveis que são transportados pelo escoamento superficial, principalmente de terrenos mais elevados da bacia. Hanna *et al.* (2020) citam também que a largura da faixa da vegetação ciliar está fortemente ligada com a efetividade da retenção de sedimentos.

Em estudos realizados por Vigiak *et al.* (2016) na bacia hidrográfica do rio Danúbio, Europa, foi utilizado o modelo SWAT a fim de verificar a eficiência da mata ciliar na retenção de sedimentos, definindo-se os cenários com as condições atuais: com e sem vegetação ciliar. Identificou-se uma redução do fluxo de sedimentos em 50% para a rede de drenagem, considerando o cenário atual em escala de HRU (“*Hydrologic Response Unit*”). Ainda se constatou que, para os rios de primeira ordem (de acordo com a classificação de Strahler), houve maior eficiência de retenção (17%), comparado aos rios de Ordem 3 e superiores (3%), e dessa forma constatando-se que o aumento da ordem de Strahler produz uma menor eficiência de retenção.

Segundo Alvarenga *et al.* (2017), a retirada de cobertura vegetal, com o tempo, minimiza a capacidade de armazenamento de água da precipitação, mudando conseqüentemente o regime de vazão dos rios e agravando os cenários de cheias.

Kumar *et al.* (2022) destaca que, as contínuas alterações no uso e cobertura do solo, advindas de atividades agropecuárias, causam mudanças significativas no balanço hídrico do solo, refletindo nas camadas superficiais e sub-superficiais. Essas mudanças acarretam no aumento dos processos erosivos e conseqüente transporte de sedimentos nas bacias hidrográficas, modificando o estado de equilíbrio dos ecossistemas terrestres e aquáticos. Além disso, com a expansão da pecuária e movimentação dos animais, há interferência significativa na estrutura do solo, aumentando a compactação e conseqüentemente reduzindo a capacidade de infiltração de água, além de criar caminhos preferenciais para o fluxo de água, originando sulcos e ravinas (MANCUSO *et al.*, 2014).

Outro condicionante relacionado à degradação, no que diz respeito às práticas agropecuárias, refere-se ao aumento da utilização de fertilizantes, que mudam a constituição química do solo (TANG *et al.*, 2021). O uso contínuo e indiscriminado de herbicidas e pesticidas em terras agrícolas pode causar acúmulo de elementos que afetam diretamente a comunidade microbiana existente, em que, nos casos mais agravantes, há dificuldade no crescimento vegetal. Com a incidência de precipitação, tais produtos são carregados para os corpos hídricos próximos, comprometendo a comunidade aquática, bem como a qualidade das águas subterrâneas (ZALLER *et al.*, 2022).

O processo de urbanização também exerce um papel importante nas alterações do ciclo hidrossedimentológico de bacias hidrográficas, visto que a expansão de áreas urbanas, em situações de planejamento inadequado resulta no aumento de áreas desmatadas, alterando a infiltração e escoamento superficial. Isto ocorre pela exposição direta do solo desprotegido aos agentes erosivos, uma vez que a cobertura vegetal age como protetor natural do impacto das gotas de chuva, como também reduzindo a velocidade de escoamento (PINHO *et al.*, 2021). No espaço urbano, as atividades antrópicas provocam a fragmentação do habitat natural e aumentam a impermeabilização do solo, reduzindo o percentual de água que infiltra no solo e a rugosidade das superfícies, e a substituição dos canais naturais de drenagem por tubulações subterrâneas, entre outras (SZABÓ *et al.*, 2022).

### 3.6 Sistemas de informações geográficas (SIGs)

As geotecnologias têm sido amplamente difundidas no tratamento e análise de dados espaciais, englobando, de forma isolada ou conjunta, o Sensoriamento Remoto, a Cartografia Digital, a Geoestatística e os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs). Os SIGs constituem-se em ferramentas que abrangem diversas tecnologias, permitindo a manipulação e o tratamento de dados geográficos. Yuaça *et al.* (1997) definem SIG como a integração de um conjunto de dados, equipamentos, programas, métodos e usuários, capazes de armazenar, processar e analisar dados georreferenciados, bem como gerar informações a partir da sua aplicação.

Nas últimas décadas, tem havido uma tendência na utilização do SIG na gestão ambiental, devido às características relacionadas com a espacialização da análise. Os SIGs permitem a manipulação de dados com maior facilidade, como também projetar cenários futuros e a análise do meio ambiente e de suas mudanças ao longo do tempo (FITZ, 2018), tornando-se um instrumento de apoio no gerenciamento dos recursos naturais e na mitigação de desastres naturais e eventos extremos (MURRAY, 2021).

Os SIGs são sistemas computadorizados que permitem a sobreposição de diversas informações espaciais de uma bacia hidrográfica, como a pedologia, uso do solo, hidrografia, geologia, facilitando a comparação, visualização e correlação dos dados, possibilitando a previsão de riscos ambientais e adoção de medidas de proteção, auxiliando os órgãos competentes (CHAN *et al.*, 2022).

Essa ferramenta tem sido utilizada conjuntamente a modelos hidrológicos, objetivando criar e gerenciar um banco de dados hidrológicos, em função da sua capacidade e facilidade para manipular uma elevada quantidade de dados. Dessa forma, os SIGs permitem a obtenção de uma descrição espacial de forma detalhada de variáveis da área de estudo quando associadas à modelagem hidrológica distribuída, auxiliando no entendimento de processos complexos e maior certeza sobre os fenômenos estudados (BADAMASSI, 2022).

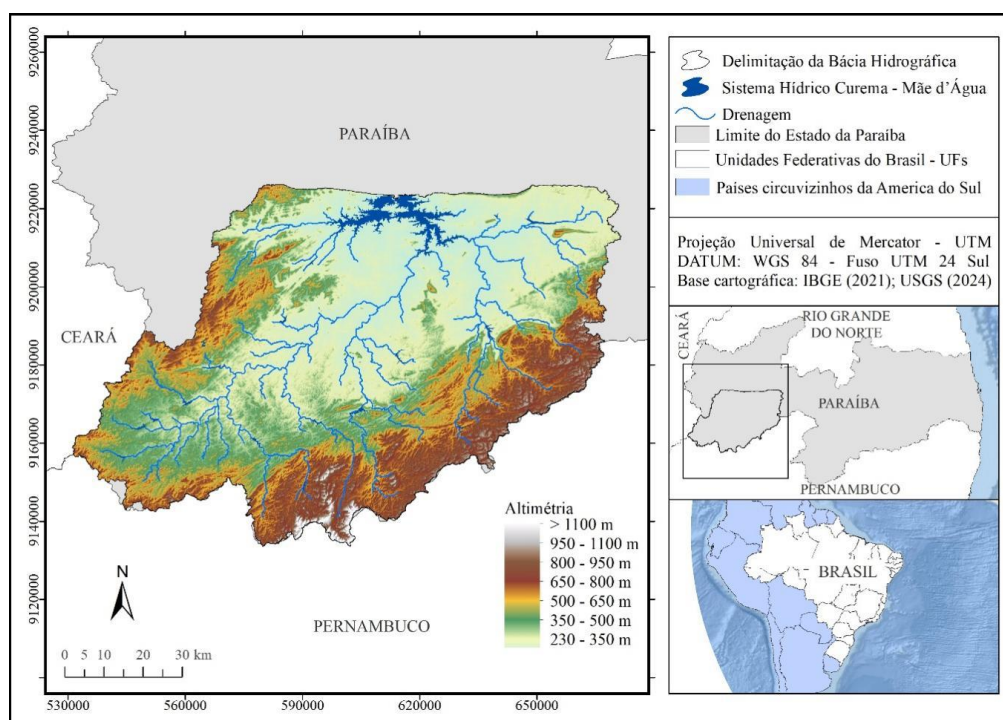


## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Área de estudo

A área de estudo corresponde à bacia de contribuição do Sistema Hídrico Curema - Mãe d'Água (BSHCM) (Figura 8), inserida na sub-bacia hidrográfica do rio Piancó no sudoeste paraibano, fronteira com o Ceará ao Oeste e Pernambuco ao Sul. Esta sub-bacia tem como afluente principal o rio Piancó, que nasce na Serra do Piancó nos municípios de Conceição-PB e Santa Inês-PB, e segue até a confluência com o rio Piranhas, no município de Pombal-PB, onde suas águas prosseguem até a foz, no município de Macau-RN, desaguando na costa norte do Estado do Rio Grande do Norte, Oceano Atlântico (CBHPPA, 2018).

**Figura 8** - Localização da área de estudo



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

A sub-bacia hidrográfica do rio Piancó é definida como uma Unidade de Planejamento Hidrológico (UPH) da bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu (BHRPPA) e ocupa cerca de 21,1% desta, abrangendo uma área total de 9.207 km<sup>2</sup> (ANA, 2016), onde estão inseridos 41 municípios, em que 30 sedes municipais estão localizadas dentro dos limites da bacia do Piancó, entre os principais, destacam-se: Itaporanga-PB, Piancó-PB e Princesa Isabel-PB.

A rede de drenagem é formada por rios e riachos intermitentes e efêmeros, com a construção de reservatórios estratégicos ao longo de seus principais trechos que exercem um papel regularizador de vazões naturais ao armazenar parte das águas disponíveis precipitadas de forma a minimizar eventuais carências nos períodos de estiagem.

O armazenamento para o atendimento dos diversos usos da água na região é garantido pelos reservatórios de maior porte, neste caso, os reservatórios Estevam Marinho (Curema) e Mãe D'Água. Esse sistema se destaca sendo o maior complexo do estado da Paraíba e a principal fonte hídrica da sub-bacia do Rio Piancó, responsável inclusive pelo atendimento de demandas externas à bacia e pela perenização do rio Piancó à jusante desse manancial (CBHPPA, 2018).

O clima predominante da região é o semiárido do tipo BSh seco e quente (Koppen, 1936), com temperatura média anual de 28°C. O período chuvoso está concentrado nos meses de fevereiro a maio e é caracterizado pela sua irregularidade, com precipitações anuais superiores a 1050 mm. A região apresenta altas taxas de evapotranspiração, conforme o método de Hargreaves, que é da ordem de 1.620 mm/ano, com elevadas taxas entre agosto e janeiro (CBHPPA, 2018).

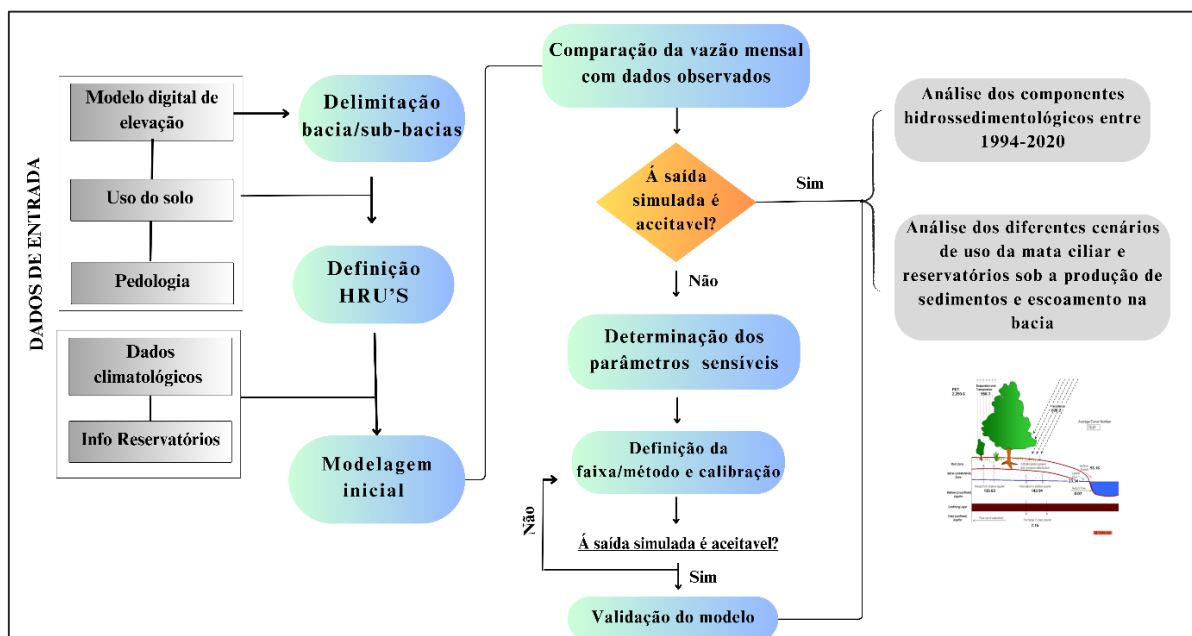
A vegetação é típica do bioma Caatinga, com a presença de árvores baixas, troncos curvos, espinhosos, e grande variedade de plantas caducifólias - muitas delas endêmica, apresentando três estratos vegetativos: arbóreo, arbustivo e herbáceo (FERNANDES; QUEIROZ, 2018).

Os solos da região, em sua maior parte, são definidos como rasos, ricos em minerais, texturas arenosas e argilosas e com baixo teor de matéria orgânica, devido às características de clima, hidrologia e vegetação da área. No aspecto geológico, predominam as rochas ígneas e metamórficas, como o granito, representando a predominância do embasamento cristalino na região, com trechos aluviais ao longo da rede de drenagem (ANA, 2016).

## **4.2 Etapas de modelagem com SWAT**

A sequência dos procedimentos para execução do SWAT é apresentada na Figura 9 e o processamento foi executado em ambiente SIG com o auxílio do *software* livre QGIS, versão 3.22.5, formando a interface QGIS-SWAT.

**Figura 9** - Fluxograma metodológico da pesquisa.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

#### 4.2.1 Aquisição do banco de dados do SWAT

Para a modelagem inicial requer-se modelo digital de elevação (MDE), mapa de tipos de solo, e mapa de uso e ocupação do solo, dados climáticos referentes à precipitação (mm), radiação solar ( $\text{MJ}/\text{m}^2$ ), temperatura máxima e mínima ( $^{\circ}\text{C}$ ), umidade relativa (%) e velocidade do vento (m/s). Cada um dos itens serão descritos a seguir.

##### 4.2.1.1 Modelo Digital de Elevação (MDE)

Para a delimitação automatizada da bacia, utilizou-se o Modelo Digital de Elevação (MDE) da região do estudo, por meio do QSWAT, obtido gratuitamente no *site* da USGS, referente à missão *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), (FARR; KOBRICK, 2000). O MDE possui uma resolução espacial de 30 m. A ferramenta *Fill Sinks* foi usada para preenchimento de falhas/depressões no arquivo *raster*.

Neste processo inicial, o QSWAT gera a rede de drenagem para a bacia e a divide em sub-bacias de acordo com a topografia apresentada pelo MDE, sendo utilizado também, para calcular parâmetros de área, declividade média e elevação (máxima, mínima e média) para cada sub-bacia e geração da rede de drenagem. Foi definida uma área de contribuição mínima para

a formação do canal de 35 km<sup>2</sup>, para a geração da rede drenagem, abrangendo toda a extensão do canal principal.

#### 4.2.1.2 Uso e ocupação do solo

O mapa de uso e ocupação do solo foi obtido gratuitamente do Projeto de “Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil” (MapBiomas), coleção 7, iniciativa que reúne mapas anuais de uso do solo do Brasil entre os anos de 1985 e 2022, e possui uma resolução espacial de 30 m (SOUZA *et al.*, 2020). O projeto tem participação pública e privada, e organizações não governamentais (ONGs), para o exercício das atividades. O processamento e classificação das imagens de *Landsat* ocorre a partir da utilização do processamento em nuvem, pela plataforma *Google Earth Engine*. Para esta pesquisa, identificaram-se as classes de uso do solo na bacia, pelos códigos atribuídos a cada classe definida, e associadas ao banco de dados do SWAT, utilizando para a modelagem inicial, o mapa do ano de 2005, como sendo um ano intermediário ao período estudado.

#### 4.2.1.3 Tipo de solo

O mapa de tipos de solos foi obtido a partir dos dados fornecidos pelo *site* da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESAs). Após a definição das manchas de solo presentes na bacia, as características de cada camada associada às manchas de solo foram definidas principalmente pelo Levantamento Exploratório - Reconhecimento de Solos do Estado da Paraíba (JACOMINE *et al.*, 1972), sendo estas: número de camadas, profundidade dos horizontes e da raiz, percentual de carbono orgânico, areia, silte, argila e cascalho.

Os valores de densidade do solo, água disponível no solo e condutividade hidráulica saturada foram estabelecidos a partir da ferramenta SPAW (*Soil-Plant-Air-Water*) hydrology (SAXTON; RAWLS, 2006), desenvolvida pela U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE (USDA), que permite a simulação da tensão, condutividade e capacidade de retenção de água do solo a partir da textura do solo. No Apêndice A, apresentam-se os valores de cada parâmetro para os tipos de solo no processo de modelagem da bacia.

O grupo hidrológico corresponde à classe que o solo está inserido, considerando a condutividade hidráulica e textura (NRCS, 2009), sendo atribuídos nesta pesquisa a partir das características físicas e de textura dos solos da região. Os grupos são divididos em quatro classes:

- Grupo A: Solos com alta taxa de infiltração uniforme e baixo escoamento, formados principalmente por areias ou cascalhos, profundos altamente drenados.
- Grupo B: solos com taxa moderada de infiltração, formados por solos moderadamente profundos a profundos, moderado a bem drenados, e textura moderada fina a moderada grossa.
- Grupo C: Solos com baixa taxa de infiltração, principalmente com camadas que dificultam a movimentação de água pelas camadas e textura moderadamente fina a fina.
- Grupo D: Solos com baixíssima taxa de infiltração e alto escoamento, movimentação de água muito baixa. Enquadram-se nesse grupo solos argilosos altamente expansivos.

A relação entre o grupo hidrológico da NRCS e os dados de solo da região foi feita a partir do trabalho de Sartori *et al.*, (2005). A pedologia, uso e cobertura do solo e o mapa de declividade são então processados para a delimitação das HRUs (WINCHELL *et al.*, 2010), sendo o escoamento obtido para cada HRU, e posteriormente somados para estimar a carga total de cada sub-bacia.

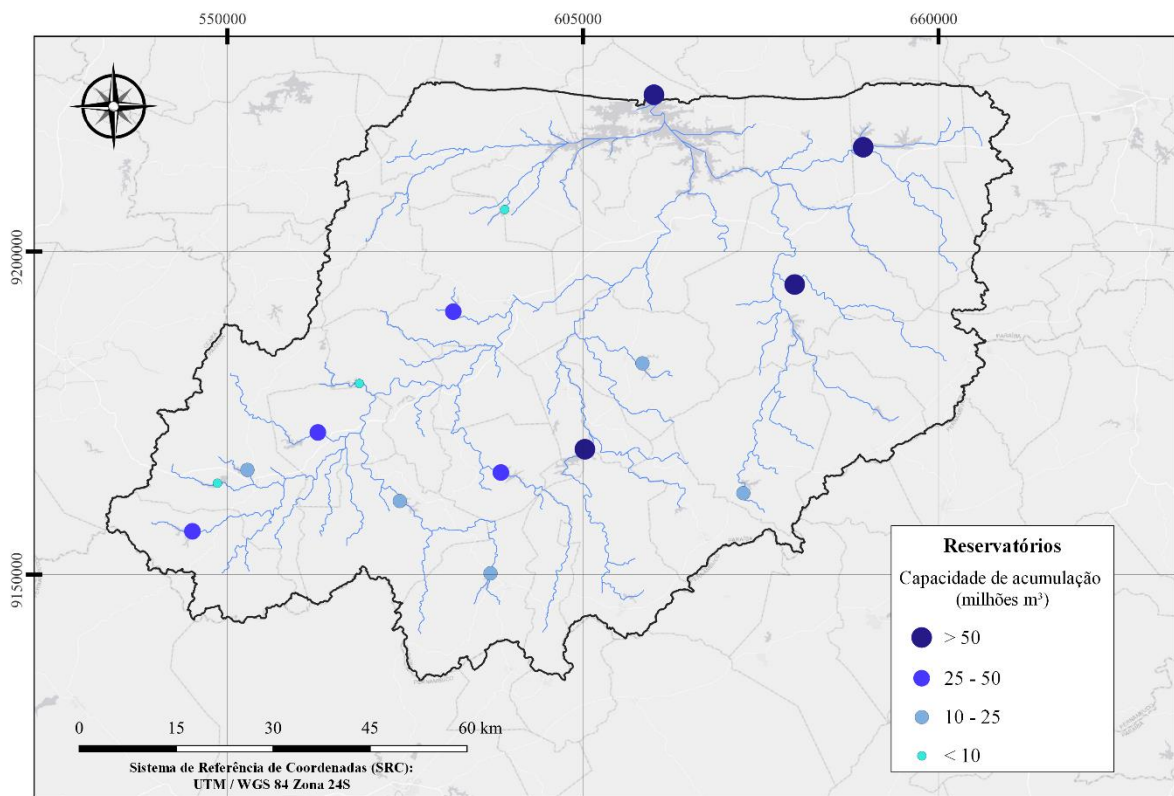
#### 4.2.1.4 Dados climáticos

Para as informações de precipitação diária, foram utilizados dados de 31 postos pluviométricos (Figura 10), localizados na bacia ou próximos, coletados junto ao *site* da AESA para o período de 1989-2020 e a partir destes dados, o modelo define o posto pluviométrico mais próximo para as sub-bacias geradas. No Apêndice B, apresentam-se as características dos postos considerados na pesquisa. Para a seleção destes postos, foram consideradas as séries históricas que correspondessem ao mesmo período dos dados de vazão e dados meteorológicos e com menor número de falhas.



considerados 16 reservatórios para a simulação no SWAT (Figura 11). Para a inserção destes, o SWAT requer alguns dados mínimos, referentes à área e volume do vertedouro emergencial e principal. Dados de volume inicial (RES\_VOL) e vazão de retirada (Tabela 4) também foram inseridos para o processamento. Os reservatórios inseridos nesta modelagem foram selecionados a partir da disponibilidade de dados destes para inserção na simulação.

**Figura 11** - Localização dos reservatórios considerados para modelagem



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

**Tabela 4** - Dados dos reservatórios para a simulação no SWAT

Reservatório	RES_PVOL	RES_EVOL	RES_VOL	RES_PSA	RES_ESA	Vazão de retirada (m <sup>3</sup> /s)
	10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> /s			ha		
Curema/Mãe D'Água	126500,0	135800,0	45401,9	5660,0	5940,0	6,988
Cachoeira dos Cegos	6606,0	7188,7	2624,2	1,095,2	1165,3	0,042
Jenipapeiro	6406,7	7075,7	578,9	645,0	692,7	0,181
Saco	9122,5	9748,8	7935,8	611,8	640,8	0,626
Bruscas	3679,3	3820,7	3102,9	298,1	306,3	0,19

Condado	3200,9	3501,6	877,6	291,4	310,3	0,19
Santa Inês	2365,8	2611,5	709,0	232,5	259,0	0,086
Piranhas	2345,8	2569,6	1768,0	213,5	234,2	0,214
Queimadas	1338,1	1562,5	1242,3	208,0	241,0	0,02
Timbaúba	1341,7	1543,9	621,6	194,1	210,2	0,12
Cachoeira dos Alves	854,9	1061,1	801,4	184,0	208,8	0,237
Poço Redondo	704,6	893,1	606,5	154,5	175,0	0,053
Serra vermelha	1031,5	1180,1	1180,1	142,0	155,2	0,042
Catolé	990,1	1050,0	1050,0	129,1	136,1	0,027
Vazantes	782,3	909,1	789,9	119,9	133,8	0,017
Cochos	373,2	420,0	316,4	88,8	93,3	0,01

RES\_ESA: área superficial quando abastecido até o vertedouro de emergência; RES\_EVOL: Volume de água necessário para enchimento até o vertedouro de emergência; RES\_PSA: área superficial quando abastecido até o vertedouro principal; RES\_PVOL: Volume de água necessário para enchimento até o vertedouro principal; RES\_VOL: Volume inicial

Fonte: (AESAs, 2024; ANA, 2016)

#### 4.2.2 Discretização da Bacia e Formação das HRUs

Inicialmente, no processo de modelagem pelo SWAT, foi necessária a criação de um projeto de extensão no QSWAT, onde foram armazenados os processos oriundos do modelo. Após essa etapa, foi inserido o MDE e definido o exutório da bacia, e sequencialmente realizado o processo de delimitação da bacia e sub-bacias e o cálculo das características físicas.

Para geração das HRUs, foram carregados os mapas de uso e ocupação do solo e tipos de solo, bem como os arquivos CSV contendo as informações associadas ao banco de dados. Foram também fixados os intervalos de declividade para a obtenção das HRUs. Utilizaram-se as classes propostas pela EMBRAPA (2013) para definição do relevo: 0-3% (plano), 3-8% (suave ondulado), 8-20% (ondulado), 20-45% (forte ondulado) e 45-75% (montanhoso e escarpado). No processo de criação das Unidades de Resposta Hidrológicas, foram estabelecidos os limites de área percentual para criação das HRUs: 2% para uso e ocupação do solo, 2% para tipo de solo e 10% para declividade. Assim, para as classes com áreas inferiores a estes percentuais, ocorre a redistribuição dessas áreas para categorias acima desses limites.



### 4.2.3 Modelagem inicial

Foram inseridos os arquivos do gerador climático (WGEN) e o arquivo contendo as estações pluviométricas consideradas na pesquisa. Posteriormente, obteve-se a simulação inicial sem calibração da vazão para a área estudada.

Os resultados dessa etapa foram comparados com os valores de vazão observados na estação fluviométrica do Piancó (37340000<sup>2</sup>). A modelagem inicial indica se o modelo apresenta valores satisfatórios sem a necessidade de um processo de calibração, ou se os parâmetros precisam ser ajustados para buscar resultados aceitáveis para a bacia em questão.

Na realização da modelagem inicial, foi utilizado um período de cinco anos de dados para o aquecimento do modelo. O aquecimento do modelo é importante para estabilização das condições iniciais para a bacia (ARNOLD *et al.*, 2012b).

### 4.2.4 Análise de sensibilidade e calibração dos parâmetros

A análise de sensibilidade e calibração foi realizada por meio do *SWAT Calibration and Uncertainty Programs* (SWAT-CUP), desenvolvido por Abbaspour *et al.* (2007), funcionando de forma independente do SWAT.

Para este estudo, foi realizada uma análise de sensibilidade global para a identificação dos parâmetros com maior influência sobre a resposta do modelo, determinado do cálculo do sistema linear de regressão múltipla. A definição dos parâmetros foi baseada a partir de uma busca na literatura relacionando parâmetros utilizados para calibração em estudos com o modelo SWAT no nordeste Brasileiro, região onde localiza-se a bacia em questão.

Com o algoritmo SUFI-2, é realizada a análise de sensibilidade global em função do *t-stat* e o *p-value*. O *t-stat* identifica a significância relativa para cada parâmetro, obtida através do efeito das mudanças do valor de um parâmetro na função objetivo utilizada (ABBASPOUR *et al.*, 2007). O *p-value* relaciona a significância da sensibilidade. Para avaliação, maiores valores absolutos do valor *t-stat* e menores valores de *p-value* refletem uma maior sensibilidade do parâmetro (ABBASPOUR, 2015).

A Tabela 5 apresenta os parâmetros utilizados para análise de sensibilidade, os métodos de alteração para cada parâmetro e o intervalo de alteração.

---

<sup>2</sup> Código ANA

**Tabela 5** - Descrição dos parâmetros utilizados na análise de sensibilidade, intervalos e método de alteração empregados para a calibração.

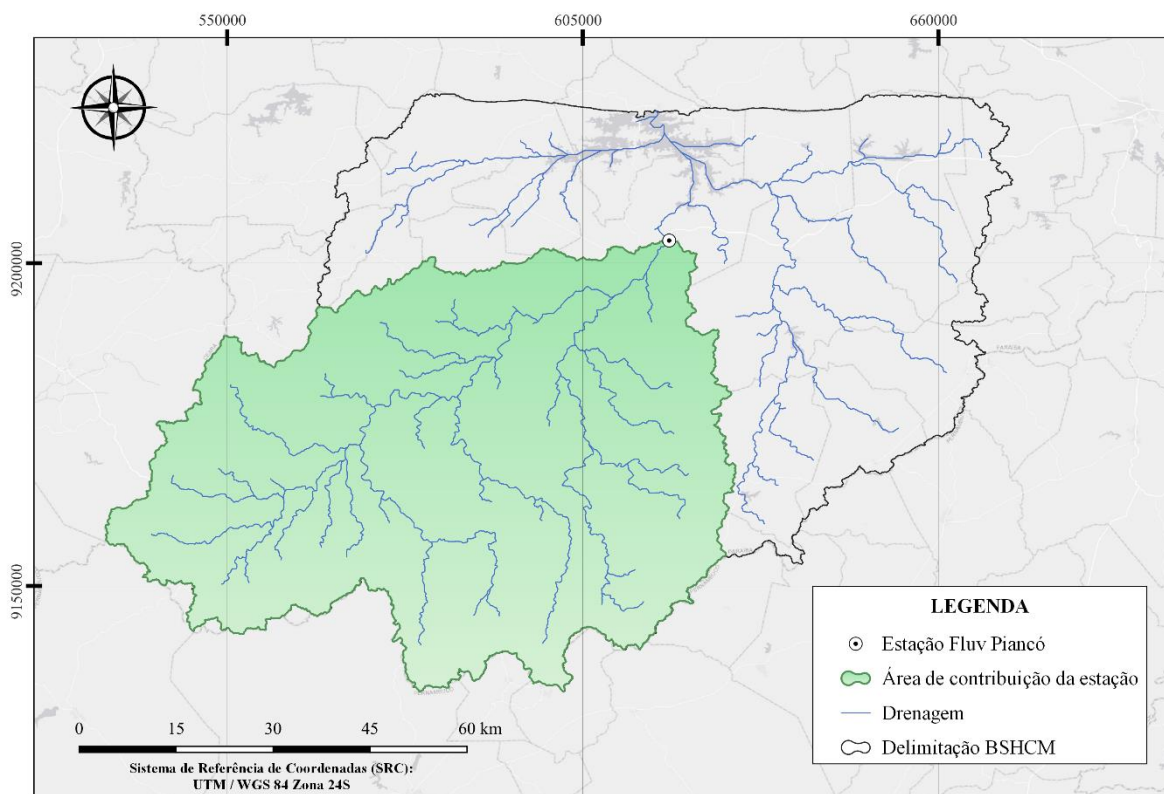
PARÂMETRO	DESCRIÇÃO	*MÉTODO	INTERVALO DE VARIAÇÃO
ALPHA_BF.gw	Fator alfa do fluxo de base (dias). Avalia a resposta do fluxo subterrâneo em função da recarga	v	0 - 1
EVLAI.bsn	Índice de área foliar no qual não ocorre evaporação da superfície da água (m <sup>2</sup> /m <sup>2</sup> )	v	0 - 0,25
CANMX.hru	Armazenamento de água máximo no dossel vegetativo (mm).	v	0 - 100
CN2.mgt	Curva número na condição II (adim).	r	-0,3 - 0,3
CH_K2.rte	Condutividade hidráulica efetiva do canal (mm/h).	v	0,01 - 500
CH_N2.rte	Coefficiente de Manning do canal principal (s m <sup>-1/3</sup> )	v	0,01 - 0,3
EPCO.hru	Fator de compensação de água pelas plantas (adim).	v	0 - 1
ESCO.hru	Fator de compensação de evaporação do solo (adim).	v	0,1 - 1
GW_DELAY.gw	Intervalo de tempo para a recarga do aquífero (dias).	v	0 - 500
SHALLST.gw	Quantidade de água inicial no aquífero raso (mm)	v	100 - 2500
GW_REVAP.gw	Coefficiente de ascensão da água à zona não saturada (adim).	v	0,02 - 0,2
GWQMN.gw	Profundidade limite de água no aquífero raso necessária para o fluxo de retorno ocorrer (mm).	v	0 - 2000
RCHRG_DP.gw	Fração de água percolada para o aquífero profundo (adim).	v	0,003 - 0,5
MSK_CO1.bsn	Coefficiente de calibração usado para controlar o impacto da constante de tempo de armazenamento (Km) para fluxo normal	v	0-10
REVAPMN.gw	Profundidade limite da água no aquífero raso para que a revap ocorra (mm). REVAP corresponde ao volume de água que ascende pelas franjas capilares, em função da demanda evaporativa.	v	1 - 400
SLSUBBSN.hru	Comprimento médio do declive (m).	r	-0,25 - 0,25
SOL_BD(1).sol	Densidade do solo (g/cm <sup>3</sup> )	r	-0,5- 0,6
SOL_AWC().sol	Capacidade de água disponível no solo (mm H <sub>2</sub> O/mm <sub>solo</sub> ).	r	-0,2 - 0,2
SOL_K(1).sol	Condutividade hidráulica saturada do solo (mm/h).	r	-0,8 - 0,8
SURLAG.bsn	Coefficiente de atraso do escoamento superficial (dias).	v	1 - 24

\*v: Alteração por substituição; r: Alteração por multiplicação. Fonte: Elaborado pela autora (2024)

A alteração dos valores dos parâmetros no SWAT-CUP é possível por três métodos: Multiplicação, em que a alteração dos valores ocorre por meio da variação percentual do valor inicial, ou seja, um parâmetro que possui intervalo -0,3 a 0,3 pode ter, no máximo, seu valor reduzido ou aumentado em 30%. Para a substituição direta, o valor do parâmetro é substituído por um novo valor que esteja dentro da faixa de variação estabelecida, e na adição, um valor dentro da faixa definida é adicionado ao valor inicial do parâmetro. Nessa pesquisa, foram utilizados os métodos de multiplicação e substituição.

Posterior a análise de sensibilidade, em que foram definidos os parâmetros mais sensíveis, estes foram submetidos à calibração automática para simulação da vazão mensal, que consiste no ajuste dos parâmetros do modelo de forma que obtenha uma semelhança aceitável entre os dados simulados e observados (ARNOLD *et al.*, 2012a). Este processo foi realizado para a bacia de contribuição do posto fluviométrico de Piancó (Figura 12), para o período compreendido entre os anos de 2004 a 2011. Os resultados da calibração foram obtidos após 500 interações adotando os mesmos métodos e faixa de variação da análise de sensibilidade. A função objetivo escolhida foi o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NS).

**Figura 12** - Área de contribuição do posto fluviométrico de Piancó



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

A validação ocorreu para o período de 2000 a 2003 e esse processo busca avaliar se o modelo tem a capacidade de simular dados de períodos ou condições distintas das quais foi calibrado.

#### 4.2.5 Análise de desempenho

Cinco critérios estatísticos foram utilizados para avaliar o desempenho do modelo na simulação da vazão em escala mensal: coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS), coeficiente de determinação ( $R^2$ ), raiz do erro quadrático médio-razão de desvio padrão das observações (RSR), erro absoluto médio (MAE) e eficiência de Kling-Gupta (KGE). Para a avaliação a partir dos valores de NS,  $R^2$  e RSR, foi aplicada a classificação de desempenho conforme a Tabela 6. Recomendações de Moriasi *et al.*, (2007) e Thiemiig (2014) sugerem um erro médio absoluto inferior à metade do desvio padrão observado e  $KGE \geq 0,5$  para simulações confiáveis no modelo SWAT.

**Tabela 6** - Classificação de desempenho para valores de RSR, NS e  $R^2$  para vazão mensal

DESEMPENHO	MÉTRICAS		
	NS	$R^2$	RSR
Muito bom	$0,75 < NS \leq 1,00$	$0,75 < R^2 \leq 1,00$	$0 \leq RSR \leq 0,50$
Bom	$0,65 < NS \leq 0,75$	$0,65 < R^2 \leq 0,75$	$0,50 < RSR \leq 0,60$
Satisfatório	$0,50 < NS \leq 0,65$	$0,5 < R^2 \leq 0,65$	$0,6 < RSR \leq 0,70$
Insatisfatório	$NS \leq 0,50$	$R^2 \leq 0,50$	$RSR > 0,70$

Fonte: Baseado em Moriasi *et al.*, (2007)

#### 4.2.6 Cenários ambientais analisados

Com os parâmetros calibrados, a simulação dos componentes hidrológicos na BSHCM foi efetuada para o período de 1994 – 2020.

Para o estudo das respostas da produção de escoamento e sedimentos sob diferentes condições na área estudada, foram considerados nesta pesquisa 4 (quatro) diferentes cenários ambientais:

- **Cenário 1 (C1):** cenário com o uso e ocupação do solo referente ao ano de 2021 para a bacia do sistema hídrico, considerado como o cenário atual da mata ciliar e uso do solo (Figura 10) obtido do Projeto MapBiomias.
- **Cenário 2 (C2):** cenário hipotético que considera o uso do solo atual, com preservação de toda a área de mata ciliar (área de APP) na bacia. A definição da faixa ocorreu a partir da determinação da largura média para o trecho, através do *Google Earth*, e posteriormente, criação do *buffer* a partir da rede de drenagem gerada pelo SWAT. A largura do *buffer* da APP para este cenário foi de 50 m, conforme estabelece a lei n. 12.651 de 25 de maio de 2012, “para os cursos d’água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura” (BRASIL. 2012).
- **Cenário 3 (C3):** cenário hipotético que considera o uso do solo atual, definindo uma largura da faixa de mata ciliar para toda a rede drenagem, totalmente preservada para um *buffer* de 200 m.
- **Cenário 4 (C4):** cenário hipotético que considera a ausência dos reservatórios na bacia de contribuição.

Para os cenários de uso do solo, as classes designadas foram associadas à classe semelhante ao do banco de dados de uso do solo do SWAT. Para o estudo dos cenários hipotéticos de uso do solo (C2 e C3), também foi usado o mapa de uso da terra de 2021 da bacia, com alterações no *buffer* da mata ciliar, sendo, portanto, os resultados do C2 e C3 comparados com C1. O mapa de 2005 utilizado para a modelagem inicial e calibração foi considerado como Cenário de base (C0) e utilizado para discussão inicial da produção espacial dos sedimentos e escoamento na bacia, por ser um período intermediário ao período estudado (1994-2020). Posteriormente, foram modelados os demais cenários propostos.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

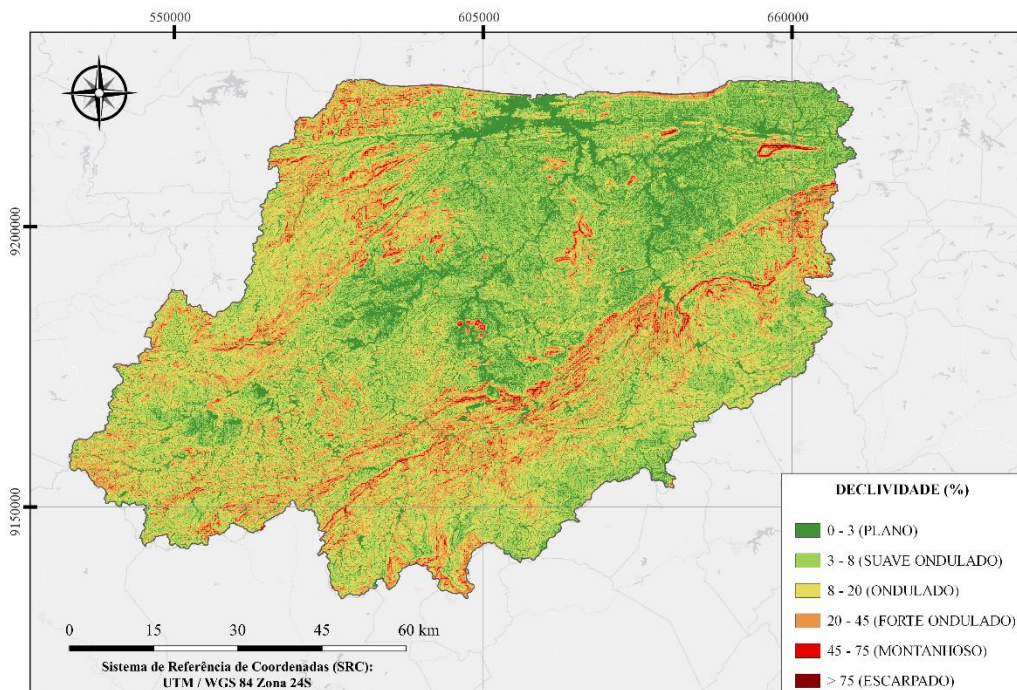
Nesta secção, são apresentados os principais dados de entrada para modelagem inicial no SWAT, a definição da sensibilidade e calibração dos parâmetros, sob as condições estabelecidas, a avaliação do desempenho estatístico do modelo e, por fim, a análise do balanço hídrico na bacia, e avaliação do escoamento superficial e produção de sedimentos e sob as mudanças de uso do solo e dinâmica dos reservatórios.

### 5.1 Dados de entrada do SWAT

#### 5.1.1 Declividade

A distribuição da declividade para a BSHCM é apresentada na Figura 13. A Tabela 7 expõe a distribuição quantitativa das classes para a bacia. Observa-se que o maior percentual da bacia corresponde a um relevo suave-ondulado, ocupando 32,16% da bacia, seguido do ondulado que corresponde a aproximadamente 31,1%, e plano, com percentual de 20,32%. As classes menos expressivas na bacia foram montanhoso e escarpado, que juntos somam menos de 3%.

**Figura 13** - Mapa de declividade da bacia de contribuição do Sistema Hídrico Curema – Mãe D'Água.



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

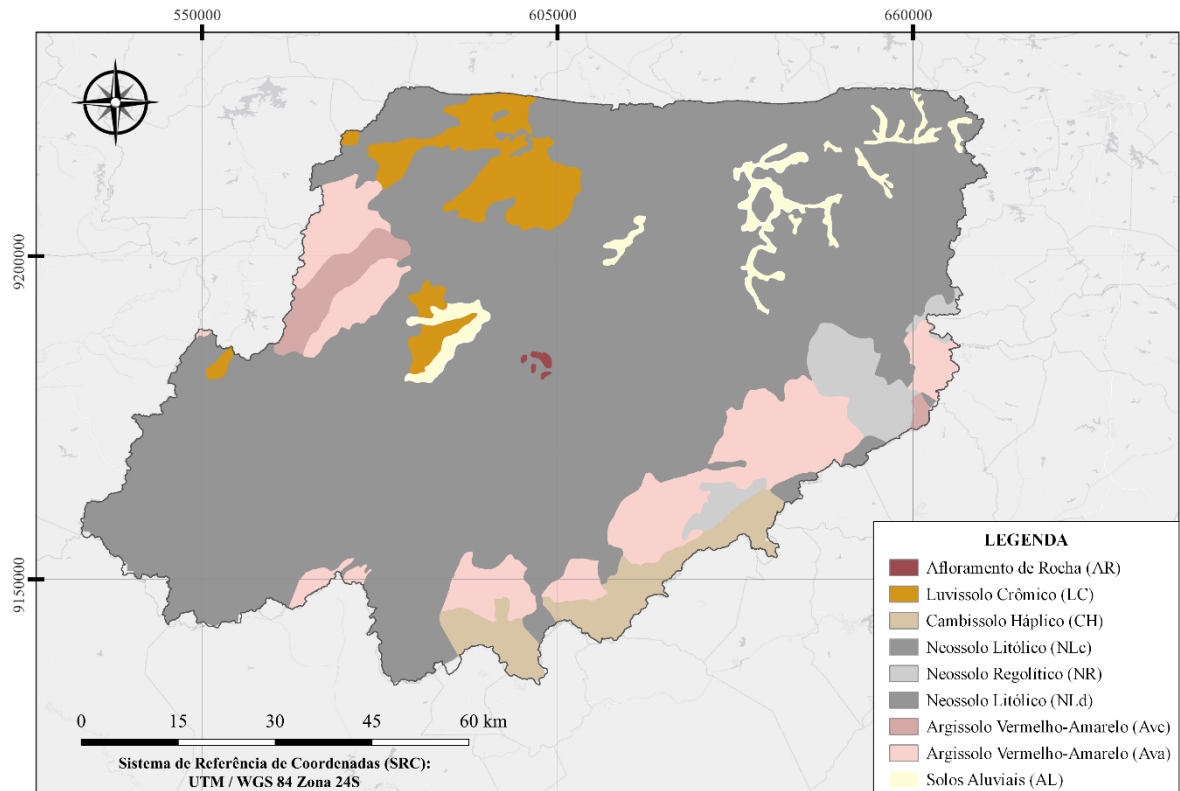
O relevo da área estudada corresponde à Depressão Sertaneja, com a presença das áreas mais declivosas no Planalto da Borborema, localizados em porções no sudeste. Destaca-se também a presença de maiores declividades na parte leste e noroeste da bacia, com relevo variando de ondulado a montanhoso. Além disso, a bacia tem uma elevação média de 462 m, e valores mínimo e máximo de 239 e 1168 m, respectivamente.

**Tabela 7** - Distribuição quantitativa das classes de declividade para a bacia

Classe de declive	Área (km <sup>2</sup> )	Área percentual
Plano	1716,016	20,32
Suave ondulado	2715,129	32,16
Ondulado	2625,55	31,1
Forte ondulado	1199,428	14,21
Montanhoso	173,6966	2,06
Escarpado	13,824	0,16

### 5.1.2 Pedologia

Na bacia foram identificadas 9 manchas de solo (Figura 14), das quais destacam-se as classes dos Neossolos, Argissolos, Cambissolos e Luvisolos. A Tabela 8 apresenta a distribuição quantitativa de cada mancha e seu percentual correspondente na bacia. O Neossolo litólico se destaca com maior distribuição na área, ocupando mais de 70% da bacia. Posteriormente tem-se a classe dos Argissolos vermelho-amarelo, distribuídos em pouco mais de 10% da área, Luvisolos Crômicos e Cambissolos Háplicos com percentuais de 4,46% e 3,51%, respectivamente. As demais manchas ocuparam apenas 5,32% na bacia.

**Figura 14** - Manchas de solo identificadas na área de estudo

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

**Tabela 8** - Área ocupada das manchas de solo na bacia de contribuição do Sistema Hídrico Curema - Mãe D'Água.

Classificação (EMBRAPA, 1999)	Perfil (JACOMINE, 1972)	Área (km <sup>2</sup> )	Área (%)
Neossolo Litólico (NLd)	48	0,74	0,01
Neossolo Litólico (NLc)	56	6330,87	74,97
Neossolo Regolítico (NR)	61	244,74	2,9
Argissolo Vermelho-Amarelo (Ava)	12	856,12	10,14
Argissolo Vermelho-Amarelo (Avc)	13	134,07	1,59
Cambissolo Háptico (CH)	36	296,45	3,51
Luvissolo Crômico (LC)	24	376,74	4,46



Solos Aluviais (AL)	-	194,13	2,3
Afloramento de Rocha (AR)	-	9,78	0,12

---

Fonte:Elaborado pela autora (2024).

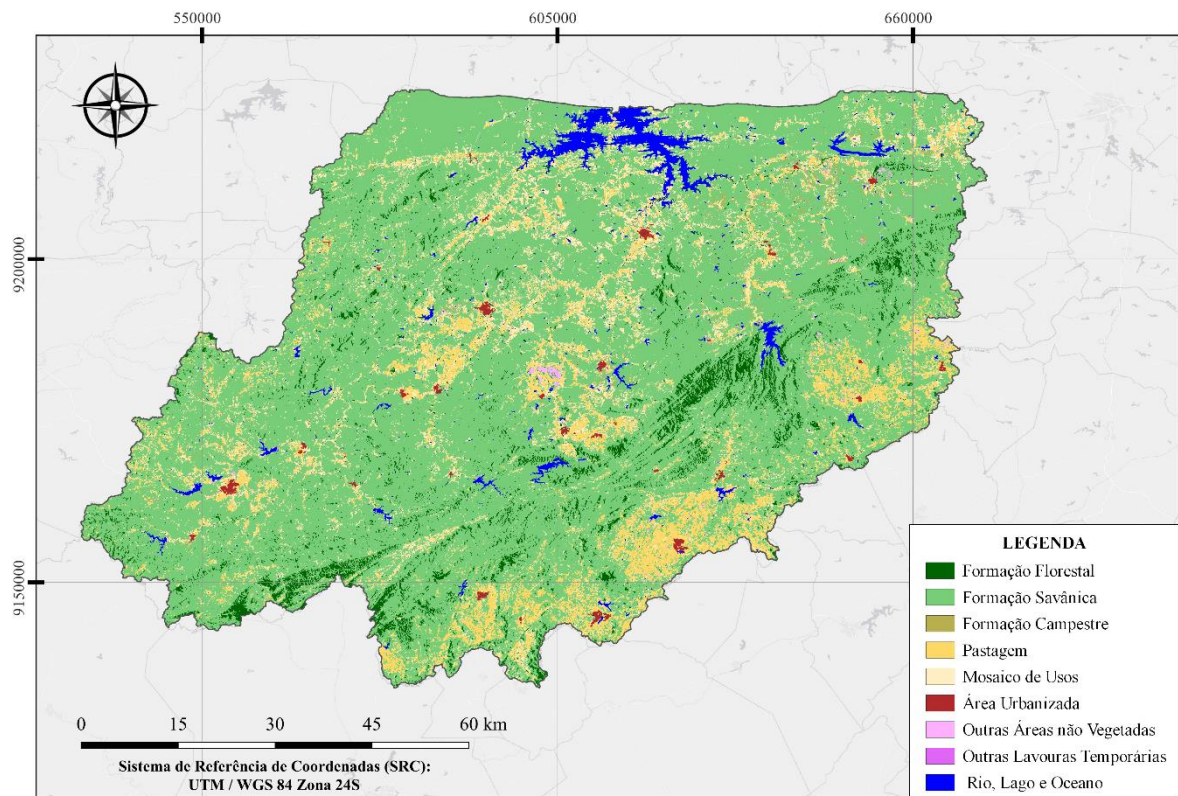
Luvissolos são solos com pouca profundidade, incremento significativo de argila na camada subsuperficial, apresenta boa fertilidade natural, frequentemente pedregosos com extrema suscetibilidade à erosão. Na bacia estudada, concentram-se porções desta classe, próximas ao exutório. Neossolos Lítólicos são caracterizados por serem rasos e pouca evolução pedogenética, com frequente afloramento de rochas. A sua ocorrência frequente em áreas de relevo movimentado, contribui para a intensificação dos processos erosivos em bacias hidrográficas (SANTOS, 2017).

São encontradas porções de Argissolo vermelho-amarelo, solos com maior profundidade e com ocorrência de incremento de argila e em relevos variados, em áreas do sudeste e oeste da bacia. Os Cambissolos, que podem ser bastantes férteis e pouca variação de textura nas camadas mais superficiais, estão em pequenas porções estão localizadas ao sul. No geral, os solos da região são caracterizados por baixo grau de intemperismo e desenvolvimento pedogenético e limitada atividade biológica em função das condições semiáridas (de ARAÚJO FILHO *et al.*, 2023)

### **5.1.3 Uso do solo - 2005**

Foram identificadas a partir do mapa de uso do solo do MapBiomas, 9 classes: Formação Florestal, Formação Savânica, Formação Campestre, Pastagem, Mosaico de Usos, Área Urbanizada, Outras Áreas não Vegetadas, Rio, Lago e Oceano e Outras Lavouras Temporárias (Figura 15).

**Figura 15** - Mapa de uso e ocupação do solo (2005) da Bacia de contribuição do Sistema Hídrico Curema - Mãe D'Água - PB



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

A Tabela 9 indica as classes de uso do solo elaboradas pelo MapBiomias, e as classes equivalentes associados ao banco de dados do SWAT. Uma vez que algumas das categorias de uso do solo identificadas na bacia não foram exatamente encontradas no banco de dados do modelo, foram estabelecidas as classes com maior semelhança.

**Tabela 9** - Categorias de usos do solo pelo MapBiomias e seus equivalentes com o banco de dados do SWAT para a Bacia de contribuição do Sistema Hídrico Curema - Mãe D'Água.

Uso do solo (MapBiomias)	Uso do solo no SWAT	Área (km <sup>2</sup> )	Área percentual
Formação Florestal	<i>Forest-deciduous (FRSD)</i>	350,64	4,15
Formação Savânica	<i>Range-brush (RNGB)</i>	6307,01	74,7
Formação Campestre	<i>Range-grasses (RNGE)</i>	77,77	0,92
Pastagem	<i>Pasture (PAST)</i>	749,77	8,88

Mosaico de Usos	<i>Agricultural Land-Generic (AGRL)</i>	723,25	8,57
Área Urbanizada	<i>Urban Medium Density (URML)</i>	33,15	0,39
Outras Áreas não Vegetadas	<i>Range-southwestern US (SWRN)</i>	25,84	0,31
Rio, Lago e Oceano	<i>Water (WATR)</i>	176,21	2,09
Outras Lavouras Temporárias	<i>Agricultural Land-Row Crops (AGRR)</i>	0,02	0

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Por estes resultados, constata-se que a formação savânica foi o uso predominante, ocupando 74,7% da bacia, seguido de pastagem e mosaico de uso, com áreas em torno de 8%. A formação savânica refere-se à vegetação de dossel semi-contínuo, relacionado à Savana-Estépica e savana Arborizada, e está distribuída por toda a bacia uniformemente.

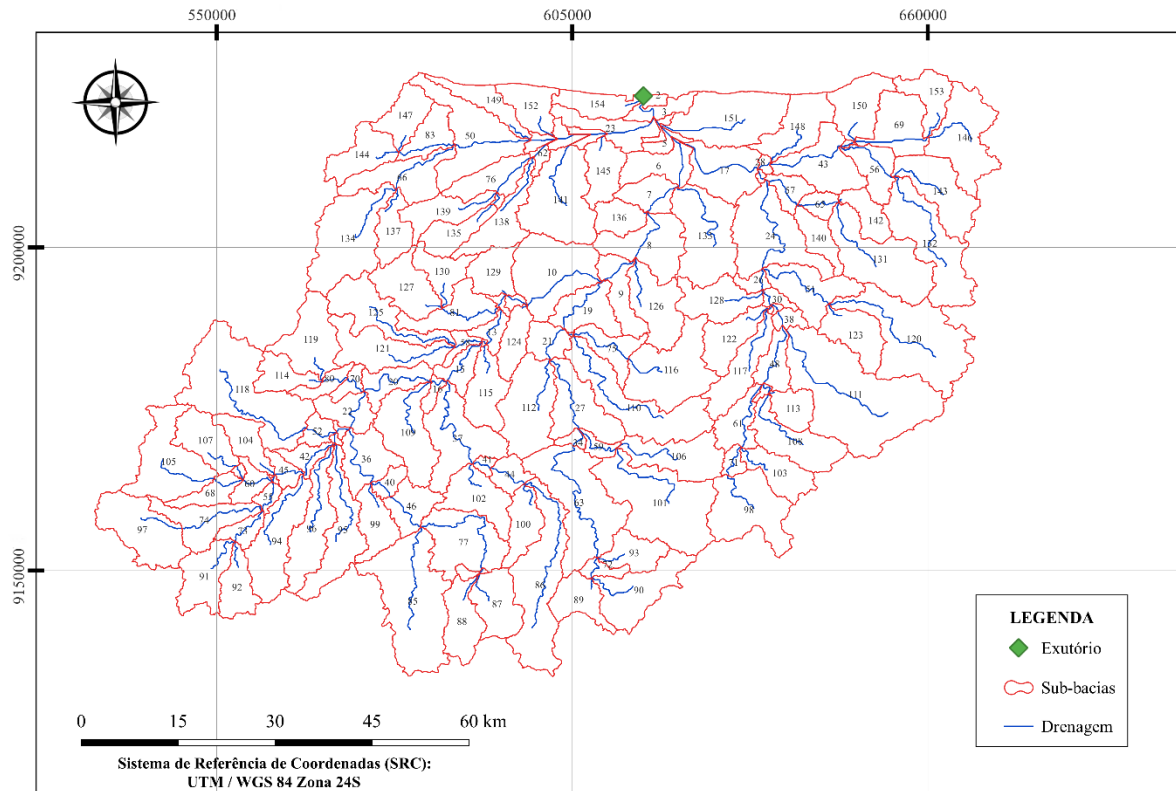
As áreas de formação florestal estão concentradas especialmente em porções no sul e sudeste da bacia, regiões com maiores altitudes, ocupando uma menor área, de 4,15% da bacia, e relaciona-se a Savana-Estépica Florestada, Floresta estacionaria decídua/ semi-decídua. Os demais usos de Outras Lavouras Temporárias, áreas urbanas e não vegetadas e formações campestres abrangem percentuais menores, inferiores a 1%.

Esse bioma é composto por vegetação caducifólia, suculenta e espinhosa, com copa descontínua (3 a 9 m), altamente dinâmica e adaptada às condições climáticas da região do semiárido nordestino, sendo as precipitações um dos fatores determinantes da resiliência deste bioma (TOMASELLA *et al.*, 2018; DA SILVA *et al.*, 2020). A Caatinga é um dos ecossistemas menos protegidos e considerado entre os biomas com maior vulnerabilidade à mudanças no uso do solo (PEREIRA *et al.*, 2021).

## 5.2 discretização da bacia e modelagem inicial

A delimitação da bacia do Sistema Hídrico Curema - Mãe D'Água resultou em uma área de 8443,6 km<sup>2</sup>. O modelo SWAT dividiu a área em 154 sub-bacias (Figura 16), e após a inserção das informações de tipo e uso e ocupação do solo, foram gerados um total 2589 HRUs.

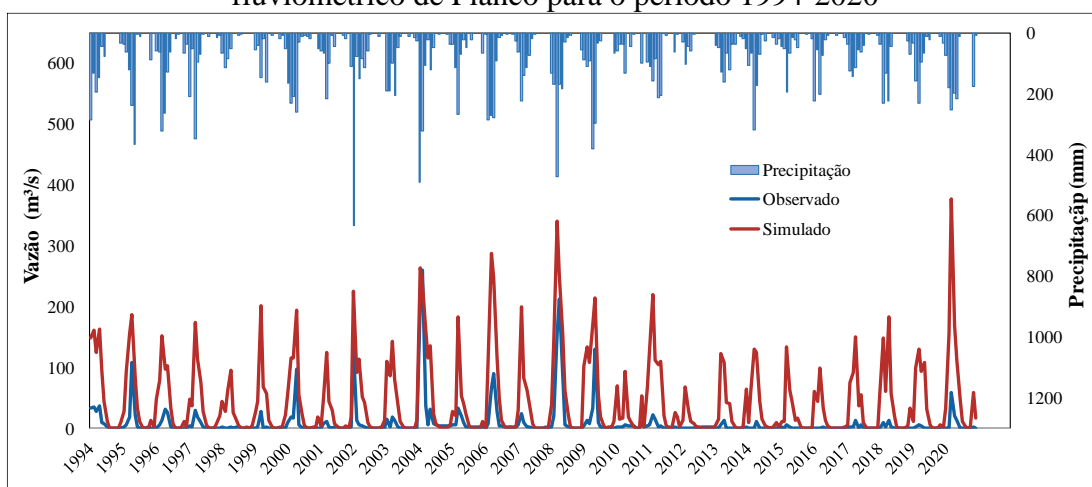
**Figura 16** - Discretização da bacia de contribuição do sistema hídrico Curema – Mãe D'Água



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Na Figura 17, apresentam-se os resultados das vazões simuladas e observadas no processo de modelagem inicial para o posto de Piancó.

**Figura 17** - Precipitação média mensal e hidrogramas simulado e observado para o posto fluviométrico de Piancó para o período 1994-2020



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Observa-se pelo comportamento do gráfico, na Figura 17, que o modelo superestimou toda a série temporal de vazão observada, evidenciando a necessidade de ajuste dos parâmetros do modelo para melhor previsão dos componentes hidrológicos. Constatou-se uma maior discrepância dos dados para o mês de março dos anos de 2008 e 2020, e no período de seca extrema da região, de 2012 – 2016.

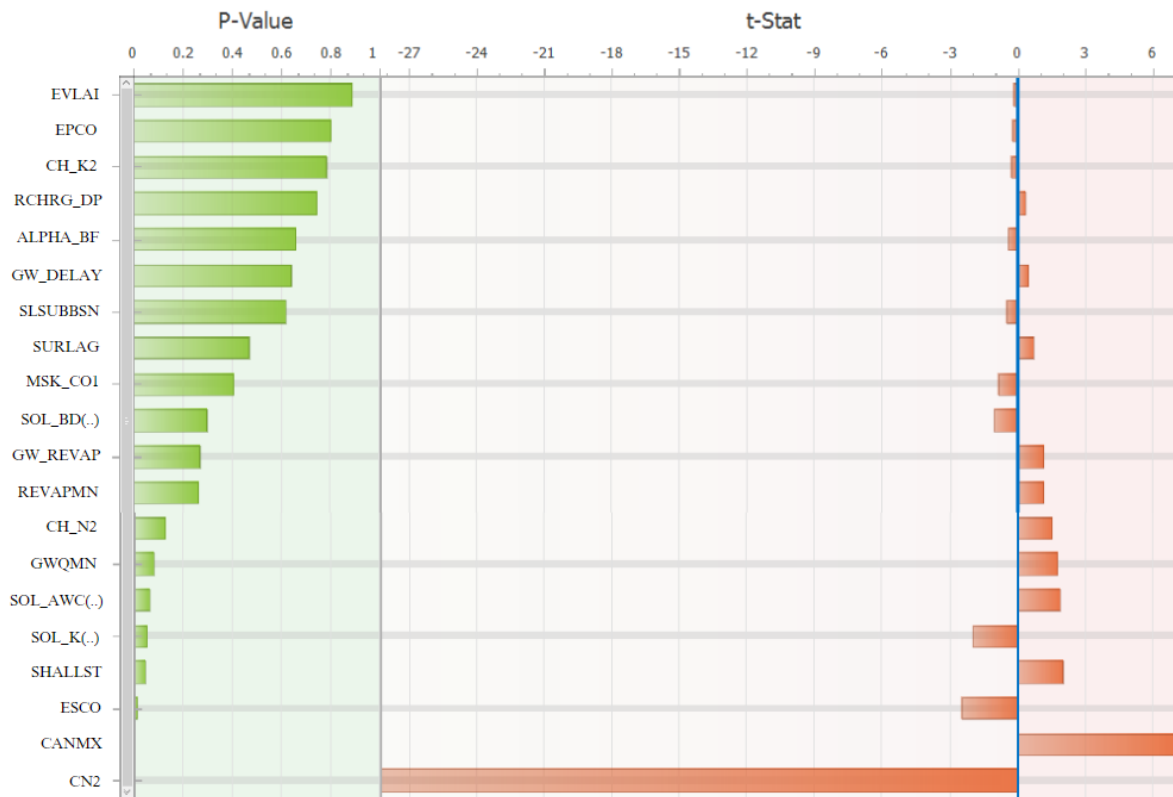
No entanto, apesar das superestimativas, nota-se que o modelo conseguiu representar, relativamente bem, a tendência de variação da série observada, bem como os picos de vazão no período chuvoso na bacia. No que tange à precipitação, as séries simuladas e observadas obtiveram satisfatória resposta em relação ao período chuvoso e seco na bacia, na qual, os maiores registros anuais de chuva, também apresentaram a maior taxa de vazão.

A média para as vazões observadas foi de 8,8 m<sup>3</sup>/s, enquanto que para os valores simulados foi de 44,9 m<sup>3</sup>/s. Para o desvio padrão as vazões simuladas também obtiveram um valor maior, de 64,2 m<sup>3</sup>/s, enquanto que o desvio observado foi de 28,1 m<sup>3</sup>/s. Apesar da diferença entre os valores citados, o modelo conseguiu representar a sazonalidade das vazões para a área de contribuição da estação, associando as maiores vazões às precipitações mais intensas na bacia e vice-versa.

### **5.3 Análise de sensibilidade**

Os resultados da análise de sensibilidade global realizada pela ferramenta do SWAT-CUP - *Sensitivity Analysis*, em ordem crescente de sensibilidade, são apresentados na Figura 18. A análise de sensibilidade foi realizada buscando identificar os parâmetros de maior influência sobre os resultados do modelo e direcionando o processo de calibração.

**Figura 18** - Resultado da análise de sensibilidade global dos parâmetros do SWAT para a sub-bacia



Fonte: SWAT-CUP (2023).

Na Tabela 10 são apresentados os valores de *p-value* e *t-stat* obtidos, indicando os parâmetros mais sensíveis e a significância da sensibilidade para a estação fluviométrica de Piancó. Salienta-se que para maiores valores absolutos de *t-stat* e menores de *p-value*, maior será a sensibilidade do parâmetro.

A partir desses resultados, considerando os valores de *t-stat* e *p-value* obtidos, 7 parâmetros foram considerados os mais sensíveis, são estes: CN2, CANMX, ESCO, SHALLST, SOL\_K e SOL\_AWC. Entretanto, após simulações-teste realizadas, verificou-se certa influência de outros parâmetros na função objetivo evidenciando a necessidade de inserção destes: GWQMN, CH\_N2, REVAPMN, GW\_REVAP, SOL\_BD, MSK\_CO1, SURLAG, SLSUBBSN, GW\_DELAY e ALPHA\_B, considerando também a importância desses para a região de estudo, totalizando 16 parâmetros utilizados no processo de calibração da vazão.

**Tabela 10** - Valores de *t-stat* e *p-value* obtidos na análise de sensibilidade global

Parâmetro	<i>t-stat</i>	<i>p-value</i>
V__EVLAI.bsn	-0.1421	0.8870
V__EPCO.hru	-0.2520	0.8012
V__CH_K2.rte	-0.2748	0.7836
V__RCHRГ_DP.gw	0.3268	0.7439
V__ALPHA_BF.gw	-0.4464	0.6555
V__GW_DELAY.gw	0.4673	0.6405
R__SLSUBBSN.hru	-0.4982	0.6185
V__SURLAG.bsn	0.7262	0.4680
V__MSK_CO1.bsn	-0.8368	0.4031
R__SOL_BD(..).sol	-1.0416	0.2981
V__GW_REVAP.gw	1.1093	0.2679
V__REVAPMN.gw	1.1277	0.2600
V__CH_N2.rte	1.5377	0.1248
V__GWQMN.gw	1.7696	0.0774
R__SOL_AWC(..).sol	1.8738	0.0616
R__SOL_K(..).sol	-1.9542	0.0513
V__SHALLST.gw	2.0092	0.0451
V__ESCO.hru	-2.4764	0.0136
V__CANMX.hru	6.9974	0.0000
R__CN2.mgt	-28.2224	0.0000

Fonte: SWAT-CUP (2023); Elaborado pela autora(2024)

Com base na análise de sensibilidade global, constata-se que o parâmetro CN2 sendo o mais sensível, que ocorre devido a este ser uma função do tipo de uso, tipo de solo/grupo hidrológico e umidade antecedente. O CN2 apresenta ser o mais sensível no SWAT, refletindo o potencial para escoamento direto gerado a partir de uma precipitação. Alta sensibilidade relacionada a esse parâmetro também foi verificada por Viana (2019), Dantas (2015) e Araújo Neto (2017) em seus estudos em bacias do Nordeste brasileiro.

Os parâmetros CANMX e ESCO também apresentaram alta influência na vazão simulada da região estudada. CANMX representa lâmina d'água máxima que pode ser interceptada pelas plantas, e juntamente ao ESCO, estão ligados aos processos de evapotranspiração. Assim, a alta sensibilidade desses parâmetros são indicativos da importância

das perdas por esse processo na bacia, estando associadas especialmente as condições climáticas da região. Neitsch *et al.* (2009) cita dentre parâmetros mais sensíveis no SWAT estão CN2 e ESCO.

O parâmetro SOL\_K refere-se a taxa de fluxo de água no solo, representando a facilidade do solo em transmitir água, e está relacionado a processos com o de percolação, fluxo subterrâneo e recarga. Junto a esse, a Densidade aparente do solo (SOL\_BD) e Capacidade de água disponível no solo (SOL\_AWC) foram os parâmetros ligados as características físicas do solo que influenciam significativamente a vazão.

O SOL\_AWC representa a fração de umidade do solo disponível para as plantas e é inversamente proporcional à diversos componentes do balanço hídrico. A medida que o valor do parâmetro aumenta, o escoamento superficial e de base diminuem, o que influencia significativa a vazão, visto a alta sensibilidade desse parâmetro. SURLAG diz respeito ao retardamento do escoamento, controlando a quantidade de água, que abastecerá o canal, e valores mais baixos significam que durante um evento de precipitação, a maior porção do escoamento fluirá rapidamente para o canal principal (DAKHLALLA *et al.*, 2019).

Além disso, seis parâmetros entre os selecionados, estão associados aos aquíferos subterrâneos e rasos, influenciando o escoamento de base, sendo o mais sensível, entre estes, a profundidade inicial do aquífero raso (SHALLST), juntamente a: GWQMN, REVAPMN, GW\_REVAP, GW\_DELAY, ALPHA\_BF). Schmalz e Fohrer (2009), descrevem que os parâmetros de maior importância em modelagem hidrológica são relativos às características do solo e água subterrânea, bem como variáveis meteorológicas (DEVI *et al.* 2015). Isso ocorre devido a relação destes com o escoamento subterrâneo e superficial, infiltração e vegetação.

O GWQMN representa a profundidade limite no aquífero raso para ocorrência do fluxo de retorno, controlando a contribuição subterrânea para o canal e menores valores indicam maior fluxo de base (FERRIGO, 2014). O intervalo para recarga GW\_DELAY influencia a taxa de recarga do aquífero e depende do tipo de formação geológica na bacia. GW\_REVAP refere-se ao coeficiente de ascensão à zona insaturada, e juntamente ao REVAPMN que representa a profundidade limite para ocorrência de *revap*, controlam a movimentação de água no aquífero raso para zona insaturada. Os valores desses parâmetros são alterados à medida que ocorrem mudanças no uso solo.

Destaca-se, de forma geral, que o resultado de sensibilidade dos parâmetros prevista pelo modelo nessa pesquisa foi semelhante aos estudos com SWAT no nordeste brasileiro, tal qual expõe a Tabela 2. Entre os parâmetros mais sensíveis dessa pesquisa, o CN2 foi incluído



para calibração em todos trabalhos listados. O CANMAX e ESCO, foram considerados para calibração em 58,33% e 75% dos estudos, respectivamente, e o SHALLIST apresentou uma menor frequência, 16,67%

Em um levantamento bibliográfico em estudos com SWAT no Brasil realizado por Ferrigo (2014), foi evidenciado a presença dos parâmetros mais sensíveis citados acima entre as cinco mais frequentes. Foi verificado que o CN2 foi o parâmetro mais sensível em 35% dos trabalhos e em 75% quando considerado entre as cinco primeiras colocações. O SOL\_K obteve uma frequência de 7% entre as cinco variáveis mais sensíveis nos trabalhos levantados pela mesma.

A Constante de recessão do escoamento de base (ALPHA\_BF) é um dos parâmetros com alta sensibilidade e comumente utilizado para calibração em estudos no Nordeste no semiárido brasileiro, tal qual expõe a Tabela 10. Esse parâmetro é indicador da resposta da água subterrânea à recarga, pelo que quanto menor o valor, menor a recarga e maior o fluxo de base (PHETANAN *et al.*, 2024). Nesta pesquisa, considerando os valores do *p-value* e *t-stat*, é percebida uma menor sensibilidade do parâmetro, porém, após simulações-testes, também foi notado, que este exerce influência sobre a função objetivo (NS), o que pode ser atribuído a uma relação com os outros parâmetros sensíveis, levando à escolha para calibração.

#### **5.4 Parâmetros calibrados**

Após a escolha dos parâmetros mais sensíveis sobre a resposta da vazão para o posto fluviométrico de Piancó, foi realizado o processo de calibração automática no SWAT-CUP, para buscar um melhor ajuste entre os dados observados e calculados. Foram realizadas 500 simulações para calibração, com o mesmo intervalo e métodos de alteração dos parâmetros. A Tabela 11 apresenta os valores finais dos parâmetros calibrados e os métodos de alteração para a áreas de contribuição do posto Piancó. Quando comparada a simulação sem calibração, a redução do escoamento superficial ocorreu pela redução do CN2 em 8,9%, que serve o ajuste de pico no hidrograma (MA *et al.*, 2023), e pelo ajuste do CANMAX, com um maior armazenamento hídrico no dossel vegetativo.

**Tabela 11** - Parâmetros utilizados na calibração do modelo SWAT, os métodos utilizados e os valores ajustados para cada sub-bacia.

Parâmetro	Método de alteração	Valor calibrado
r_CN2.mgt	r	-0,089
v_CANMX.hru	v	55,1
ESCO.hru	v	0,41
SHALLST.gw	v	1700,8
SOL_K(1).sol	r	-0,53
SOL_AWC().sol	r	0,04
GWQMN.gw	v	518
CH_N2.rte	v	0,265
REVAPMN.gw	v	105,937
GW_REVAP.gw	v	0,16
SOL_BD(1).sol	r	0,135
MSK_CO1.bsn	v	6,41
SURLAG.bsn	v	22,459
SLSUBBSN.hru	r	0,065
GW_DELAY.gw	v	181,5
ALPHA_BF.gw	v	0,687

\*v = Replace ou substituição; r = Relative ou multiplicação

Fonte: SWAT-CUP (2023).

O ESCO controla a evaporação hídrica do solo, como o valor máximo é 1, valores menores deste parâmetro indicam maior extração de águas das camadas mais profundas para atender à demanda evaporativa, enaltecendo mais uma vez o processo de evaporação na bacia. (SHARMA *et al.*, 2022). Este ajuste ocorre pelas características climáticas da área, com um déficit de precipitação e temperaturas elevadas. Sharma *et al.*, (2022) obtiveram conclusões semelhantes ao estudar a influência de mudanças climáticas na alteração de parâmetros em uma bacia do semiárido da Índia. Esse valor ficou próximo ao de outros estudos em bacias brasileiras (PINTO *et al.*, 2013; FUKUNAGA *et al.*, 2015).

O comprimento médio da encosta (SLSUBBSN) reflete o efeito da geomorfologia e do terreno sob a precipitação (WAHEED *et al.*, 2024), e sua redução percentual, indicando um maior retardamento do escoamento superficial.

Para os parâmetros de características do solo, a redução relativa da condutividade hidráulica saturada (SOL\_K) e aumento da densidade (SOL\_BD) implicam em maior escoamento gerado, e menor perdas por infiltração/percolação. A capacidade de água disponível (SOL\_AWC) aumentou relativamente, em 3,9%, indicando um maior armazenamento de água no solo

A calibração também considerou o ajuste de parâmetros do fluxo subterrâneo e de base, como os associados a profundidade e recarga do aquífero, fluxo de retorno e ascensão a zona insaturada. GW\_REVAP e REVAPMN controlam a movimentação de água no aquífero raso para a zona insaturada e a percolação para o aquífero profundo, os parâmetros controladores da contribuição subterrânea para o canal (GWQMN) e recarga (GW\_DELAY) foram ajustados de forma a indicar um baixo fluxo de retorno/ contribuição e recarga.

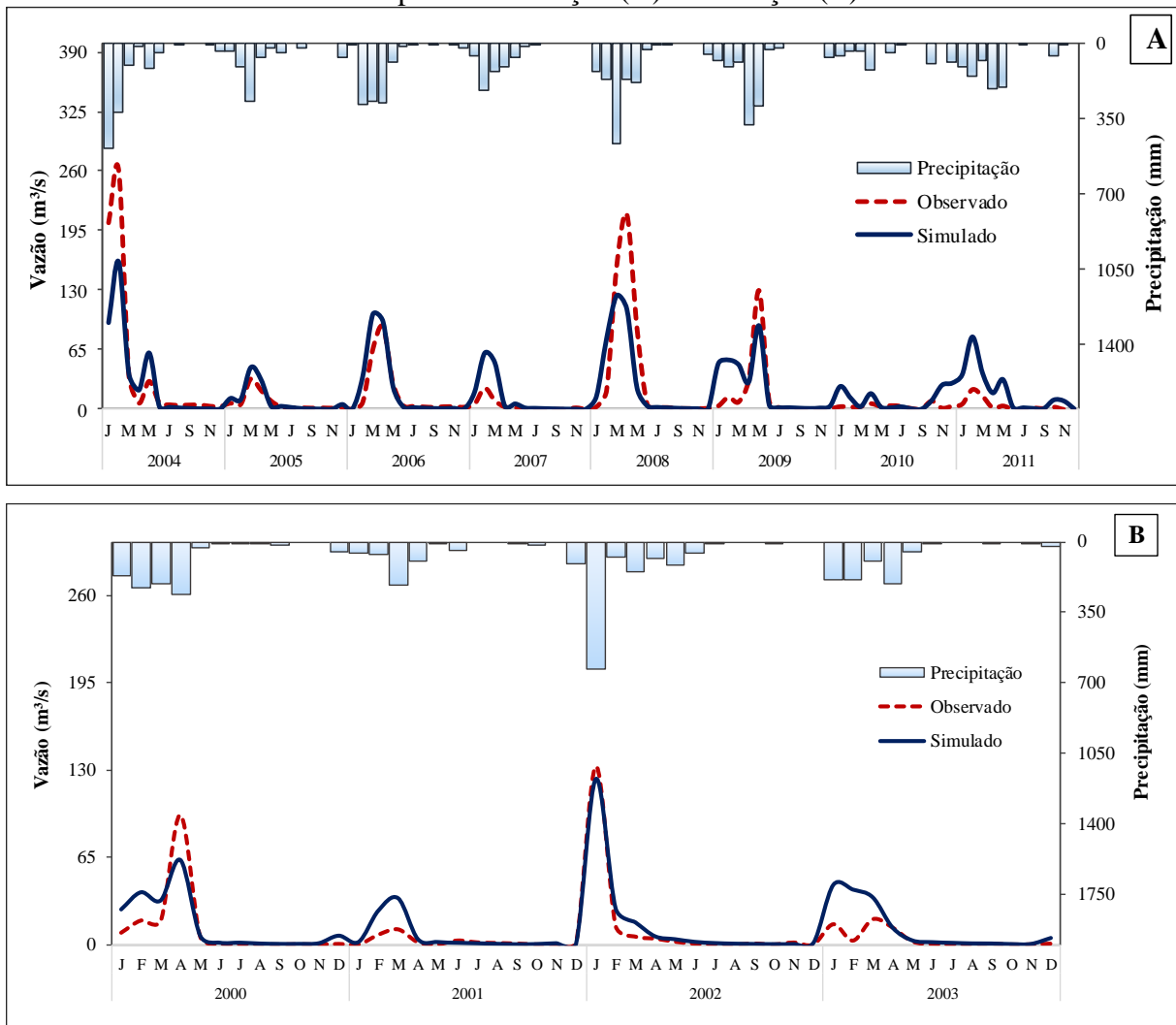
A alteração dos parâmetros de água subterrânea ocorreu de forma a indicar uma limitação da contribuição subterrânea e a recarga do aquífero profundo. Isto ocorre porque a bacia estudada, está localizada no semiárido, onde predomina o embasamento cristalino, formado por rochas impermeáveis e restringindo a existência de reservas subterrâneas (LINHARES *et al.*, 2019). Os solos desenvolvidos nessa área, são em maioria rasos e com infiltração limitada, impossibilitando a formação de rios perenes e do fluxo de base (ARAÚJO, 2011).

O ajuste do valor do SURLAG, que controla a contribuição do escoamento superficial para a vazão total (GARNA *et al.*, 2023) aumenta o volume de água escoado para o canal e na simulação dos picos de vazão. O valor maior do coeficiente de rugosidade de Manning (Ch\_N2), indica menor velocidade de fluxo que ocorre devido a maior resistência do canal (BIBI *et al.*, 2023).

## 5.5 Desempenho do modelo

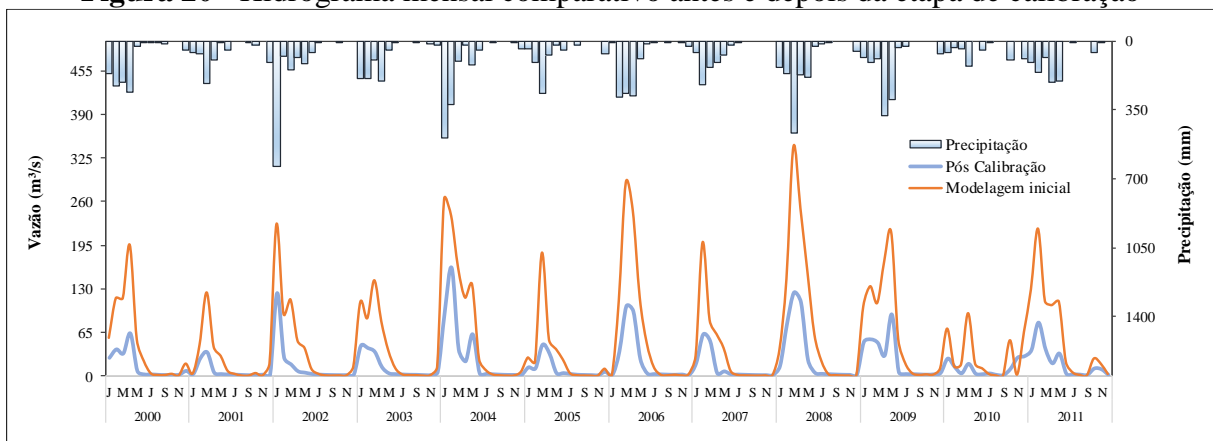
A calibração dos parâmetros do modelo baseando-se em dados confiáveis é importante para obtenção de resultados de modelagem confiáveis e robustos. Os hidrogramas mensais, observados e simulados, para os períodos de calibração (2004-2011) e validação (2000-2003) são apresentados nas Figuras 19A e 19B para o posto Piancó. A Figura 20 apresenta o hidrograma de comparação das vazões antes e depois da calibração. A representação gráfica das vazões nessa etapa apresenta, no geral, relação positiva entre as tendências das vazões simuladas e observadas e a relação com a precipitação média anual.

**Figura 19 - Hidrograma mensal (estimados e observados) e histograma para o posto Piancó na etapas de calibração (A) e validação (B)**



Fonte: Elaborado pela autora (2023)

**Figura 20 - Hidrograma mensal comparativo antes e depois da etapa de calibração**

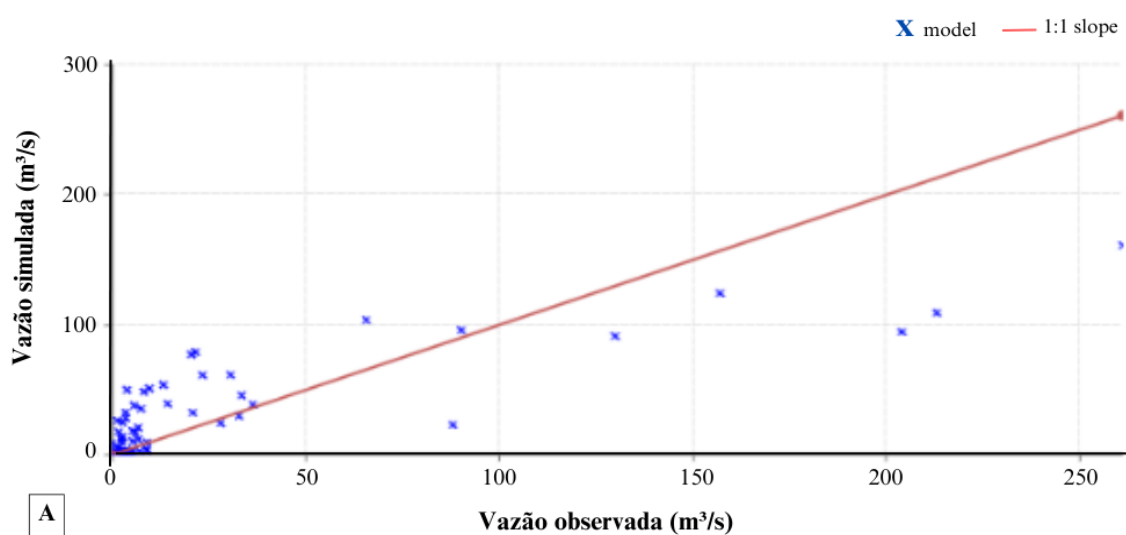


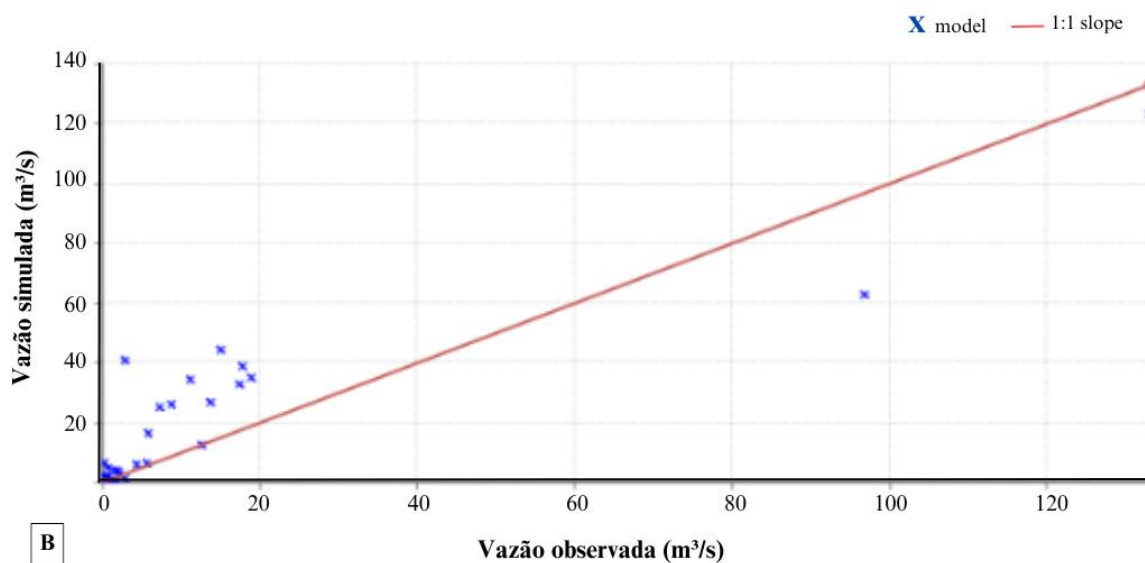
Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Observa-se que os picos de vazão foram bastante reduzidos em comparação com a modelagem inicial. A partir da Figura 19, observa-se, na calibração, que os desvios foram maiores nos anos de 2004 e 2008, com picos de vazão observados de 204 m<sup>3</sup>/s e 213 m<sup>3</sup>/s e os valores simulados sendo subestimados nesses períodos (94,7 m<sup>3</sup>/s e 109,1 m<sup>3</sup>/s, respectivamente), ressaltasse que nesses períodos houve eventos de cheia na região. Contudo, também foi observado uma superestimação, como nos anos de 2007, 2009 e 2011. Estes resultados refletem a dificuldade do modelo para representações das vazões de picos nos períodos de calibração e validação. Situação semelhante também foi relatada em outros estudos (DE MEDEIROS *et al.*, 2019; VIANA *et al.*, 2023).

A dificuldade do ajuste está associada especialmente à representação da distribuição temporal e espacial da precipitação. Para o período de validação, a representação da vazão apresentou menores diferenças mesmo em eventos extremos, mas ainda com limitação para representação da vazão de pico nos períodos chuvosos. As Figuras 21A e 21B apresentam o gráfico de dispersão para os valores de vazão observados e simulados para os períodos de calibração e validação do modelo.

**Figura 21** - Dispersão para as vazões simuladas e observados nos períodos de calibração (A) e validação (B)





Fonte: AgriMetSoft (2019)

Observa-se que, na Figura 21 para o período de validação há uma menor dispersão e maior homogeneidade no comportamento. O modelo tendeu a superestimar as menores vazões, e para os fluxos extremos houve uma subestimativa. Baseado nos resultados, tal limitação decorre das características ocorrentes do semiárido brasileiro, que apresenta precipitações intensas e com distribuição não uniformes e vazões extremamente baixas (DE MEDEIROS *et al.*, 2019). Estudos realizados por de Medeiros *et al.*, (2019) na bacia do Reservatório Epitácio Pessoa, semiárido brasileiro, associou esta baixa previsão a necessidade de alteração dos parâmetros do SWAT para limitar a movimentação de água subterrânea, e melhor representar as vazões mínimas, condição equivalente na bacia do sistema hídrico Curema - Mãe D'Água, visto a presença do embasamento cristalino da região, que limita a existência de reservatórios subterrâneos e a condição intermitente dos rios da bacia no período seco.

Além disso, há a influência de pequenos reservatórios, distribuídos a montante do sistema hídrico, que afeta diretamente o comportamento das vazões, visto o papel que estes têm como fonte hídricas para muitas comunidades, especialmente nos períodos de estiagem. Há uma grande quantidade de pequenos açudes na bacia a montante que não são monitorados e que em sua maioria não apresentam nenhum mecanismo para controle da vazão a jusante, impactando o regime das vazões na bacia e o armazenamento nos reservatórios estratégicos na bacia (ANA, 2016).

Para a avaliação estatística do desempenho foram utilizados cinco métricas (MORIASI *et al.*, 2007), em que os resultados para os períodos de calibração e validação são apresentados na Tabela 12.

**Tabela 12** - Resumo das estatísticas para os processos de calibração e validação com dados de vazão mensal

		CALIBRAÇÃO (2004-2011)	VALIDAÇÃO (2000-2003)
<b>NS</b>		0,67 (bom)	0,77 (muito bom)
<b>R<sup>2</sup></b>		0,69 (bom)	0,8 (muito bom)
<b>RSR</b>		0,57 (bom)	0,48 (muito bom)
<b>KGE</b>		0,64	0,51
<b>MAE</b>		13,2	6
<b>DesvP*</b>	Obs	45,1	23,2
	Sim	32,1	22,1
<b>Média</b>	Obs	17,8	8,18
	Sim	20,2	12,2

\*Desvio padrão. Fonte: Elaborado pela autora (2024)

O desempenho do modelo em termos estatísticos pode ser considerado satisfatório, especialmente considerando as características da região com condições intermitentes e limitação de dados. Para a calibração, a variação dos dados em relação a média foi maior para as vazões observadas, com uma diferença de 13 m<sup>3</sup>/s em relação as vazões simuladas. A vazão média para os dados simulados e observados foram bastante próximas, com valor maior, de 20,2 m<sup>3</sup>/s para os valores simulados. Para o período de validação, a média apresentou uma maior diferença entre os dados simulados (12,2 m<sup>3</sup>/s) e observados (8,2 m<sup>3</sup>/s), já os valores do desvio padrão refletem grande semelhança nesse período, com diferença de apenas 1,1 m<sup>3</sup>/s.

Os resultados da simulação apresentam valores de NS e R<sup>2</sup>, respectivamente de 0,67 e 0,69 para o período de calibração. Na validação, esses valores mantiveram-se altos, atingindo valores de 0,77 para NS e 0,8 para R<sup>2</sup>, o que sugere um adequado ajuste e explicação da variação dados. Moriasi *et al.*, (2007) discutem que para valores de R<sup>2</sup> o valor mínimo aceitável no processo de modelagem é de 0,5. O KGE obteve um valor aceitável para ambos os períodos de calibração e validação, e a combinação de diferentes estatísticas nesse índice torna-o confiável e robusto para valores discrepantes (LIU, 2020).

Em termos de avaliação do erro, o RSR obteve desempenho ‘bom’ e ‘muito bom’ para os períodos calibração e validação, o que indica um baixo erro quadrático médio para a simulação nesses períodos. O erro médio absoluto também apresentou um bom valor para modelagem no SWAT em ambos períodos, com seus respectivos valores, inferiores a metade do desvio padrão observado. Estes resultados corroboram com pesquisas realizadas no Brasil que obtiveram um bom desempenho do SWAT na simulação hidrológica (SANTOS *et al.*, 2019; SERRÃO *et al.*, 2021; SALES *et al.*, 2022)

Os valores das estatísticas podem variar de acordo com intervalo de tempo escolhido, características no banco de dados e área da bacia estudada. Para uma bacia tropical Brasileira com área de 2237 km<sup>2</sup>, Fukunaga *et al.*, (2015) obtiveram um valor de NS e RSR de 0,75 e 0,5, respectivamente para calibração, e 0,67 e 0,57 para validação a partir de dados diários de vazão utilizando um período de 10 anos. Para a simulação das vazões mensais na bacia do Rio Verde, em Minas Gerais, com uma área de 4100 km<sup>2</sup>, Alvarenga *et al.*, (2020) constataram NS com valores superiores a 0,85, para calibração e validação, e valores de R<sup>2</sup> para esses períodos de 0,87 e 0,92, respectivamente, utilizando uma série de vazões de 13 anos.

Andrade *et al.*, (2019), em uma bacia representativa do nordeste Brasileiro de aproximadamente 4090 km<sup>2</sup>, para ajuste da vazão, alcançaram valores de NS e R<sup>2</sup> para etapa de calibração, nos intervalos de 0,55 a 0,92 e 0,56 a 0,93, respectivamente, e na validação essas estatísticas ficaram na faixa de, respectivamente 0,53 a 0,76 e 0,63 a 0,99, respectivamente. Ainda foi destacado que o desempenho do modelo foi melhor considerando vazão anual comparada ao ajuste mensal. Vervoort *et al.* (2014) destacam que o processo de calibração melhora a estimativa do modelo para vazões de picos e períodos de recessão. Uma das maiores limitações relacionadas a nossa área de estudo são as poucas estações fluviométricas na região (apenas duas), que auxiliaria em uma melhor calibração dos parâmetros do modelo, e conseqüentemente uma melhor representação dos processos hidrológicos na bacia.

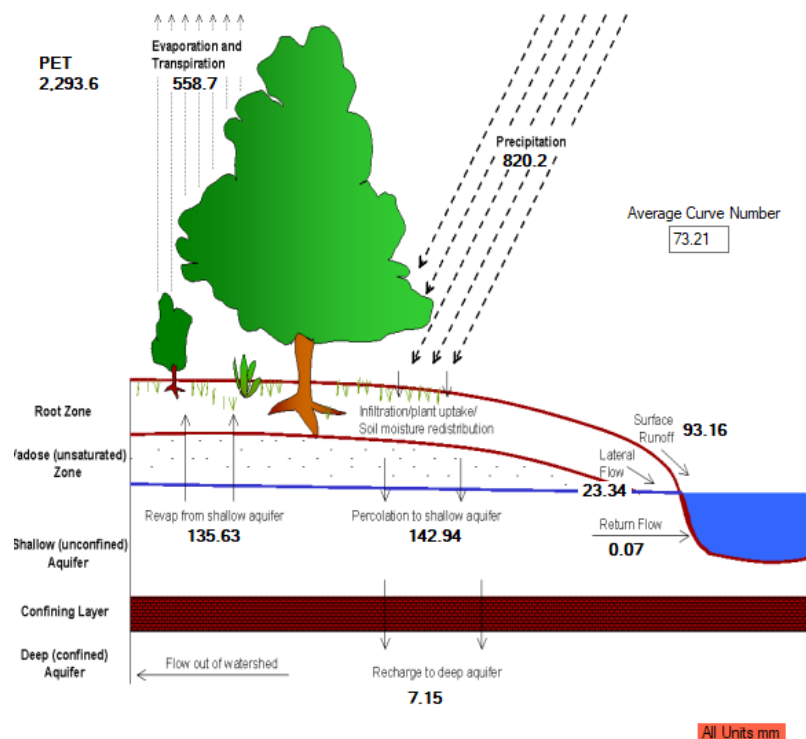
## 5.6 Balanço hídrico

A Figura 22 apresenta o balanço hídrico para a simulação no Sistema Hídrico Curema-Mãe d'Água para o período de 1994-2020, baseado nos valores calibrados para a estação de Piancó. Do total precipitado, 820,2 mm, 11,2 % é convertido em escoamento superficial (93,16 mm) e apenas 3,8 % em escoamento sub-superficial e de base, totalizando 14,21 % que chega



aos canais. A percolação representa 17,42 % das chuvas (142,94 mm) e apenas 0,01% atinge o aquífero profundo (7,15 mm) devido as condições geológicas da bacia, pela presença do embasamento cristalino, resultando em uma baixa movimentação subterrânea. Destaca-se que a evapotranspiração real estimada é elevada, de 558,7 mm, e corresponde a 68,11% da precipitação total. Este comportamento foi visto no estudo de Cadier *et al.* (1987), que através de medições em região semiárida, identificaram taxas de evaporação potencial de até 3200 mm e precipitação em cerca de 800 mm.

**Figura 22** - Balanço hídrico na BSHCM para o período de 1994 a 2020



Fonte: SWATcheck (2023)

A Tabela 13 apresenta os valores mensais estimados para alguns dos componentes do balanço hídrico na bacia. A partir desses dados, observam-se maiores valores precipitados de janeiro a maio, período chuvoso da região, gerando maior escoamento superficial e maior produção de água. A produção de água corresponde a soma do fluxo subterrâneo, escoamento superficial e lateral para o canal que está disponível no exutório da bacia. Para o período chuvoso na bacia, com precipitações de até 200 mm mensais, a maior parte da produção de água ocorre a partir do escoamento superficial, com valores de até 25,8 mm. À medida que se revela o período seco, especialmente de julho a novembro, esse comportamento decresce, com

baixa precipitação, escoamento e produção de água na bacia, condizendo com o comportamento observado na bacia.

**Tabela 13** - Valores mensais estimados para precipitação, escoamento superficial, produção de água na BSHCM

Mês	Precipitação (mm)	Escoamento superficial (mm)	Produção de água (mm)
1	121,93	18,82	23,32
2	146,41	21,14	26,76
3	200,41	25,80	30,86
4	144,26	14,68	19,05
5	82,49	6,94	9,70
6	29,36	0,82	2,37
7	16,78	0,13	1,32
8	5,09	0,01	0,84
9	2,14	0,01	0,71
10	12,94	1,09	2,04
11	20,16	1,57	2,81
12	41,95	2,66	4,52

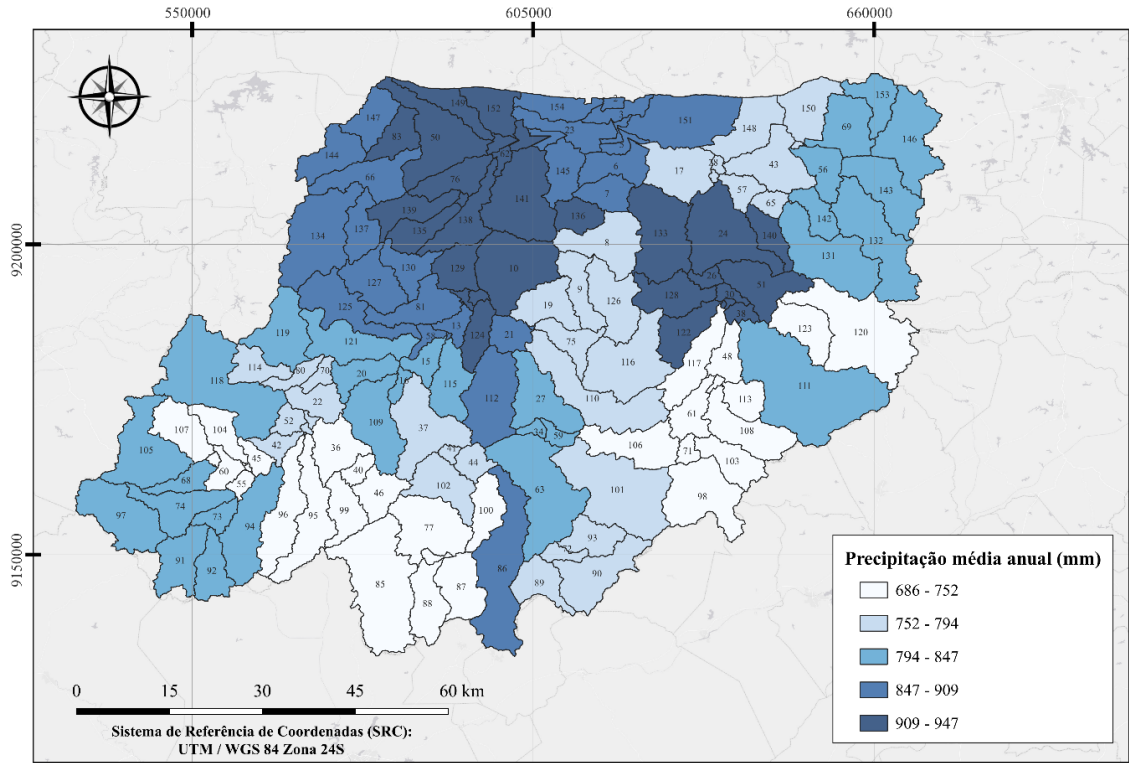
Fonte: Elaborado pela autora (2024)

### 5.7 Escoamento superficial e Produção de sedimentos

Após a calibração dos parâmetros, foram gerados os mapas temáticos para a espacialização da produção de sedimentos e escoamento superficial na bacia, para identificação de áreas com maiores produções.

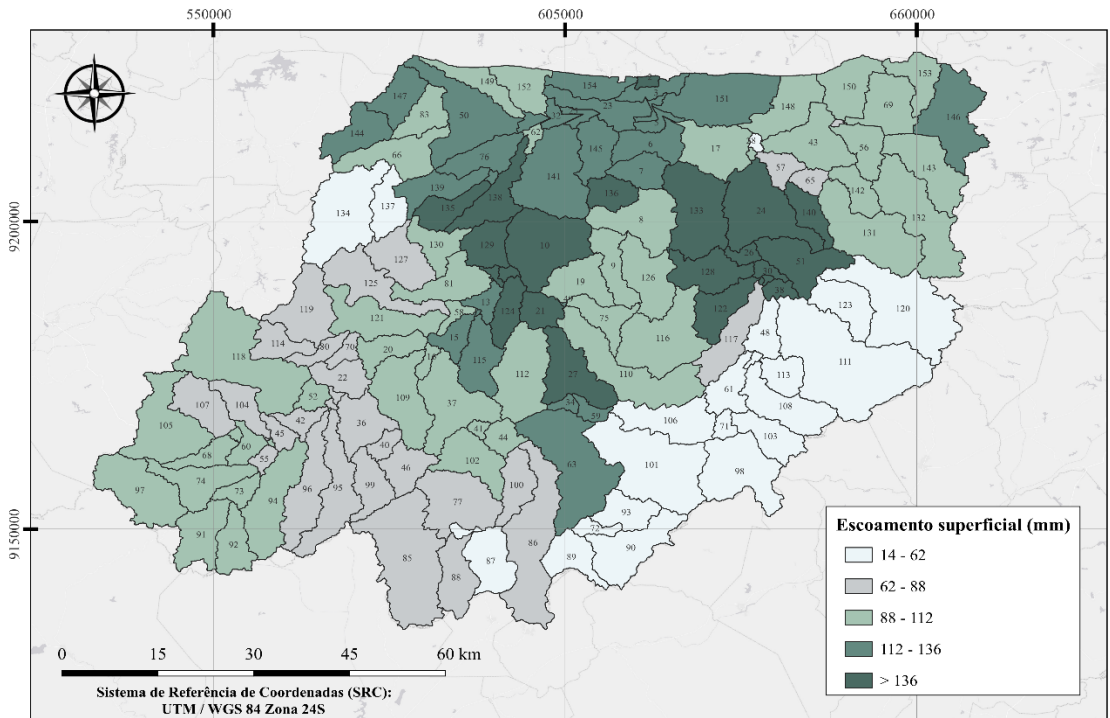
As Figuras 23 e 24 apresentam, respectivamente, os valores médios anuais da precipitação e escoamento superficial na bacia para o período 1994-2020. A distribuição da produção de sedimentos média anual na bacia está exposta na Figura 25. A produção média anual de sedimentos para o período considerado foi de 17,96 t/ha, e espacialmente variou entre 0,7 t/ha e 62,3 t/ha. Para escoamento superficial, o valor médio para o período foi de 93,16 mm e espacialmente os valores variaram de 14 mm a 165,4 mm.

**Figura 23 - Distribuição espacial da precipitação média anual para a BSHCM entre 1994 e 2020**



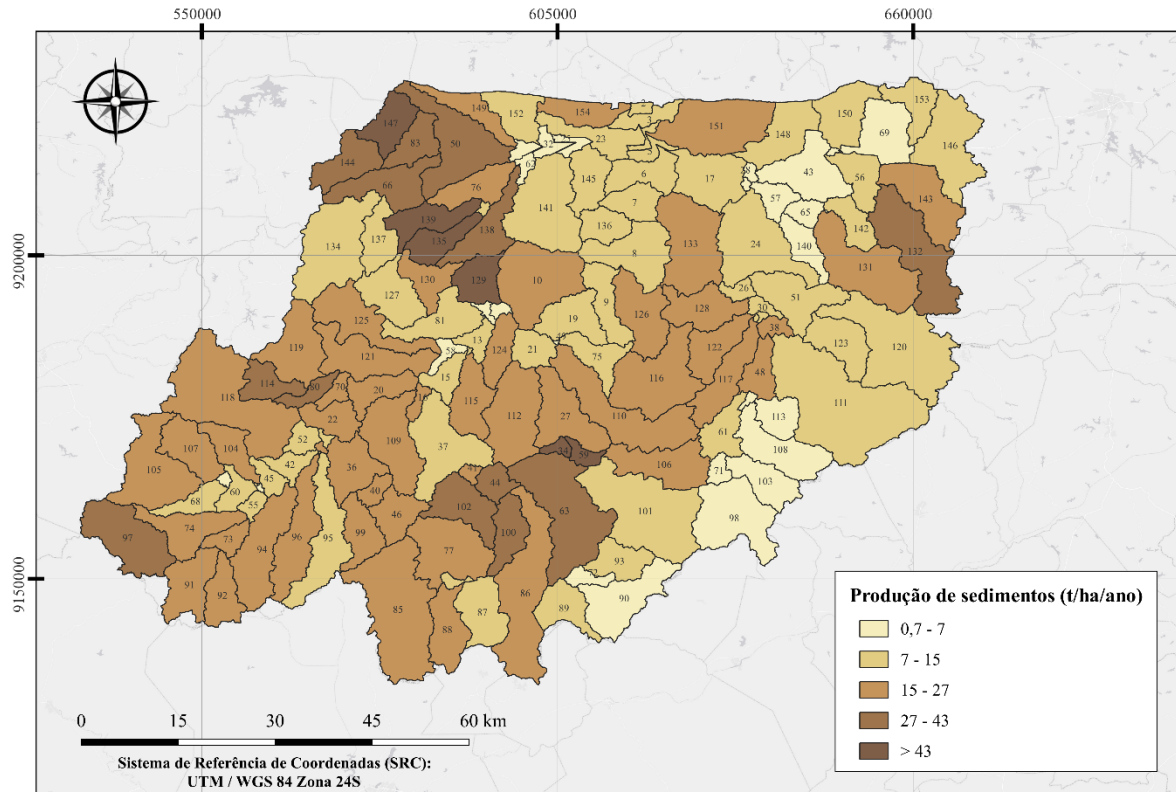
Fonte: Elaborado pela autora (2024).

**Figura 24 - Distribuição espacial do escoamento superficial médio anual para a BSHCM entre 1994 e 2020**



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

**Figura 25** - Distribuição espacial da produção média anual de sedimentos para a BSHCM entre 1994 e 2020



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Verifica-se na Figura 25 que a produção de sedimentos variou bastante entre as sub-bacias analisadas. A maior produção ocorreu para as sub-bacias 34, 59, 129, 135, 139, 147 com valores superiores a 43 t/ha/ano, localizadas em sua maioria no noroeste da bacia. Entretanto, essas áreas ocupam o menor percentual em relação a bacia, apenas 2,5% desta (Tabela 14).

As maiores produções ocorreram em áreas mais íngremes, contribuindo para a ocorrência dos processos erosivos (Viana *et al.*, 2023), com áreas de até 27% de declive, e elevada precipitação média anual, superiores a 840 mm/ano. Também estão associados valores altos de escoamento superficial, superiores a 118 mm/ano (Figura 23). A presença de manchas de Luvissole crômico, com menor profundidade efetiva e taxa de infiltração e Neossolo litólico nas sub-bacias pode associar-se com maiores taxas de produção (Silva *et al.*, 2021b), junto a presença de vegetação savânica e terras agrícolas, que comparado a vegetação densa e de maior porte oferecem menos resistência a erosão.

**Tabela 14** - Produção de sedimentos das sub-bacias na área de contribuição do Sistema Hídrico Curema – Mãe d'Água

Produção média de sedimentos (t/ha/ano)	Nº de sub-bacias	Percentual da área da bacia hidrográfica
0,7 - 7,0	29	8,37%
7,0 – 15,0	56	35,12%
15,0 – 27,0	50	42,83%
27,0 – 43,0	13	11,18%
> 43,0	6	2,50%

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Outras áreas com alta produção se distribuem por toda a área da bacia, ao noroeste (sub-bacias 50, 83, 66, 144, 138), junto as maiores produções já enfatizadas, ao sul (63, 100, 102, 44) e outras pouco distantes (80, 97, 114 e 132). Estas sub-bacias apresentaram produção de sedimentos variando entre 27 e 43 t/ha/ano, ocupando 11,18% da bacia. A maioria apresenta relevo ondulado, com declividades de até 21%, e/ou maiores valores precipitados, de até 926 mm. As sub-bacias ao sul e ao oeste (114 e 80), apesar de não apresentar valores precipitados tão elevados, são bastante íngremes, de até 20%.

A partir da determinação das áreas mais críticas de produção de sedimentos na bacia, torna-se possível a obtenção de medidas de mitigação e acompanhamento da eficácia. Processos relacionados as condições geológicas da bacia, topografia do terreno, regularidade das chuvas e natureza do riacho determinam a variação da taxa de erosão na bacia e nas menores unidades de terra (BIBI *et al.*, 2023).

Em 8,37 % da área da bacia, foi observada uma menor produção de sedimentos (inferior a 7 t/ha/ano). As menores concentrações estão associadas a porção nordeste e sudeste da bacia. A sudeste, na divisa com o Pernambuco, se concentra uma região mais plana do Planalto da Borborema (declives em sua maioria menores que 10%), com menores valores de precipitação, inferiores a 794 mm e baixo escoamento superficial, variando de 14 a 53 mm, conforme as Figuras 23 e 24.

À sudeste, há uma associação de Cambissolos háplicos, que apresentam maior profundidade, e Argissolos vermelho-amarelo, com textura média. Pesquisas realizadas por Oliveira *et al.*, (2008), no estado da Paraíba, mostraram que esses solos apresentam maior tolerância a perdas por erosão, comparados a Luvisolos e Neossolos.

À nordeste, a menor produção está associada especialmente a áreas mais planas e próximas ao exutório, com declividades inferiores a 7%, em que mesmo que algumas

apresentem maior valor precipitado, e de escoamento superficial, a declividade se tornou um fator determinante para menor produção de sedimentos.

Na maior parte da bacia (42,83%) os sedimentos produzidos variaram de 15 a 27 t/ha/ano. Na região mais central da bacia, e ao sul, na maior parte das sub-bacias, há a presença de áreas mais íngremes do planalto, com chuvas e escoamento variando. Soma-se a isso a predominância de Neossolos litólicos nessa área, distribuídos em relevos que variam do montanhoso ao suave ondulado no vale do Piancó.

Os Neossolos são solos pouco desenvolvidos, com contato lítico de 50 cm da superfície, e em áreas íngremes apresentam ocorrência de afloramentos rochosos (EMBRAPA, 2002) intensificando os processos erosivos. Nessas áreas, existem porções de formações florestais. Contudo, sua localização topográfica, associado geralmente a maiores altitudes, e seu comportamento caducifólio pode surtir menores efeitos sob a produção de sedimentos. Ainda se soma a distribuição das chuvas, que apresenta comportamento irregular e torrencial e acelera ainda mais a erosão em diferentes áreas da bacia.

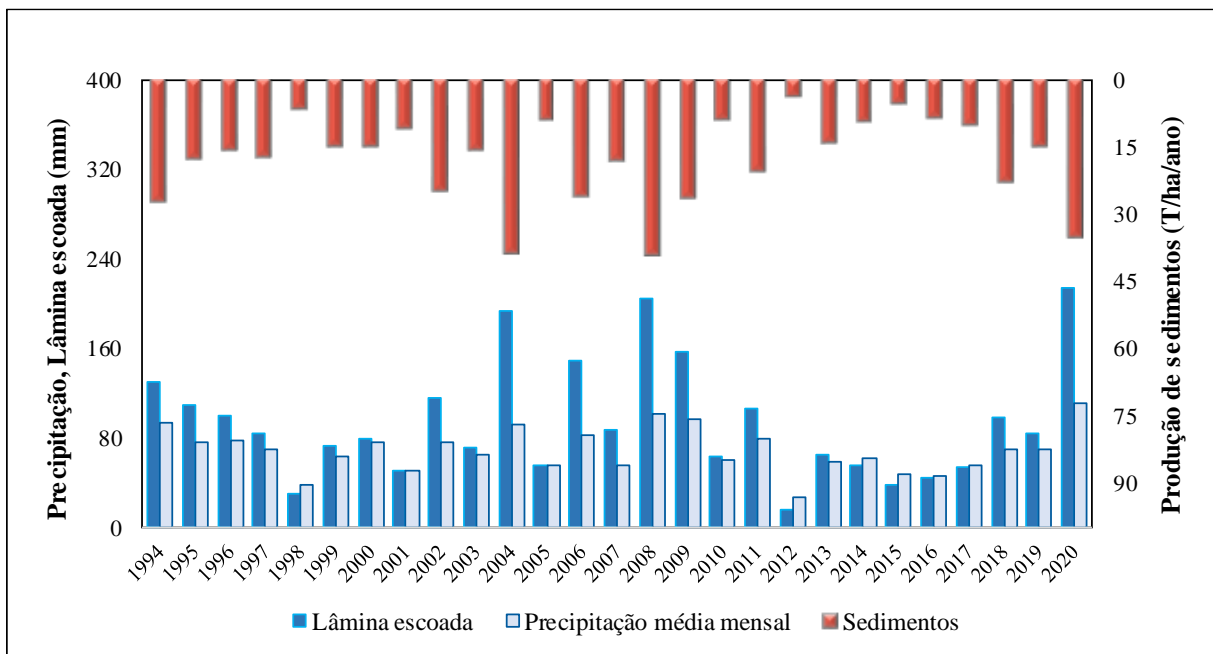
Observa-se nas Figuras 23 e 24 que os maiores valores precipitados e taxa de escoamento ocorreram em áreas mais próximas do Sistema Hídrico, junto a sub-bacias com altas produções de sedimentos também próximas, e presença de terras agrícolas. A sedimentação em reservatórios é uma preocupação comum, pois reduz a vida útil, afeta qualidade dos recursos hídricos e acaba interferindo o caminho naturalmente percorrido pelos sedimentos (DJEBOU, 2018). Em estudos em uma bacia semi árida e semi úmida do noroeste da China, Lyu *et al.*, (2024) relataram uma maior produção de água em áreas de terras agrícolas e urbanizadas, ocorrido devido a diminuição da infiltração pelo aumento de áreas impermeáveis e compactadas.

As maiores taxas de escoamento superficial anual variaram entre 136 e 165 mm e apresentaram alta relação com a precipitação na bacia. Com a estimativa de sedimentos produzidos essa relação é variável, pois há a influência de outros fatores na bacia hidrográfica. A inclinação do terreno é um aspecto importante na produção dos sedimentos; áreas íngremes têm maior produção do que em terrenos suaves (BIBI *et al.*, 2023). Serrão *et al.*, (2022), em estudos em uma bacia amazônica, identificaram áreas com menores produções de sedimentos mesmo com alto escoamento superficial, devido à localização em baixas declividades, e outras com maiores produções e baixo escoamento, distribuídas nas áreas mais íngremes da bacia.

Geralmente, um maior escoamento superficial resulta em maior taxa de produção de sedimentos, devido a maior disponibilidade de água para transporte. A Figura 26 relaciona a

variação anual da precipitação, lâmina escoada e sedimentos produzidos. Os resultados obtidos apresentam uma lâmina escoada maior para os anos de 2004, 2008 e 2020, sendo os valores de 192,78 mm, 204,18 mm e 213,25 mm, respectivamente, que são anos de cheia, com precipitações na bacia, superiores a 1090 mm/ano, e produção total de sedimentos maiores que 35 t/ha. A menor taxa ocorreu no ano de 2012, com uma lâmina de 15,63 mm, e uma produção de sedimentos de 3,97 t/ha. Durante o período de seca extrema na bacia, 2012 – 2017, esses valores permaneceram reduzidos, com precipitação média mensal inferior a 61 mm.

**Figura 26** - Precipitação média e produção anual de sedimentos e de escoamento na bacia hidrográfica do Sistema Hídrico Curema – Mãe d'Água



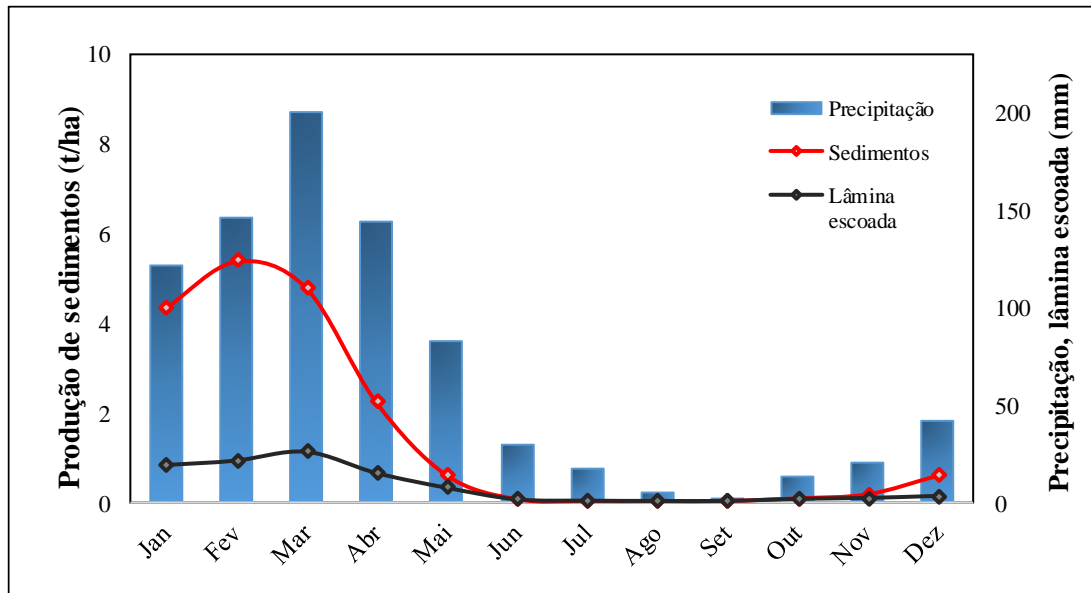
Fonte: Elaborado pela autora (2024).

A precipitação é um fator chave que interfere na geração de escoamento e perdas de sedimentos (KEESSTRA *et al.*, 2019). As regiões semiáridas caracterizam-se por eventos de chuvas intensas e pouco ocorrentes, com distribuição irregular (SCHOLETS, 2020), resultando em diferentes configurações de produção de escoamento e sedimentos na bacia hidrográfica.

A sazonalidade das chuvas tem impacto significativo na geração do escoamento e sedimentos na bacia (KAYITESI *et al.*, 2022). Conforme a Figura 27, essa relação fica notória, as maiores taxas de lâmina escoada e sedimentos na bacia ocorrem no período chuvoso, concentrados nos meses de janeiro a maio, com eventos de precipitação de até 200 mm/mês, e valores máximos de lâmina escoada e sedimentos produzidos de 21,4 mm e 5,37 t/ha. À medida

que se revela a época seca, de junho a novembro, os valores de lâmina escoada e sedimentos diminuem de forma considerável. Esse comportamento revela a relação direta desses componentes hidrológicos e sedimentos produzidos com a distribuição sazonal das chuvas na área de estudo.

**Figura 27** - Variação sazonal da lâmina escoada a sedimentos produzidos na área estudada para o período de 1994-2020.



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

## 5.8 Cenários reais e hipotéticos

### 5.8.1 Influência do uso da mata ciliar

Para análise da influência da mata ciliar sobre o escoamento superficial e sedimentos produzidos na bacia, foram considerados para modelagem 3 cenários distintos, sendo dois hipotéticos, discutidos no Item 4.2.6. As áreas ocupadas por cada classe e seu percentual na bacia, estão descritas na Tabela 15. O mapa de uso do solo para o ano de 2021 é apresentado na Figura 28.

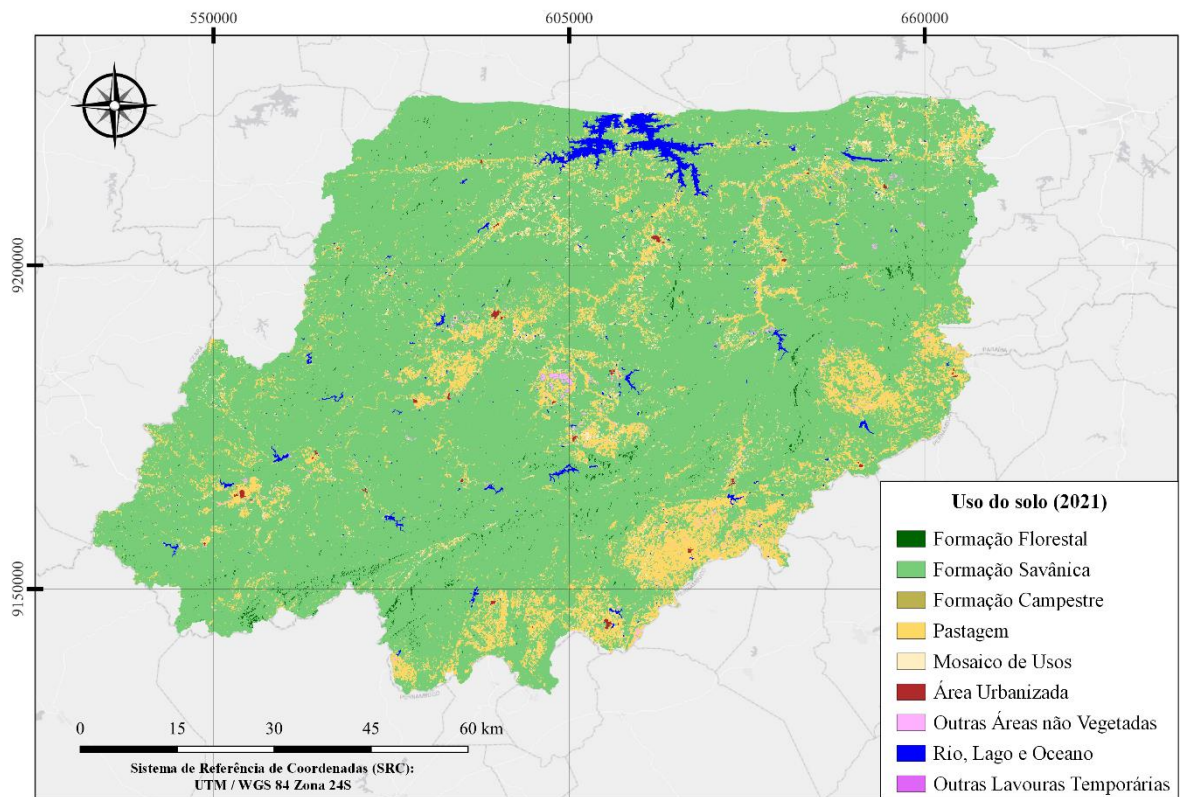


**Tabela 15** - Áreas ocupadas pelas classes de uso do solo para os cenários considerados na BSHCM

Uso do solo	Cenários de uso do solo							
	C0		C1		C2		C3	
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
RNGB	6307,0	74,7	7139,4	84,55	7089,0	83,96	6854,2	81,18
PAST	749,7	8,88	908,3	10,76	867,1	10,27	790,2	9,36
AGRL	723,2	8,57	182,8	2,17	170,62	2,02	161,3251	1,91
WATR	176,2	2,09	106,8	1,27	105,31	1,25	103,2587	1,22
SWRN	25,8	0,31	38,4	0,45	36,16	0,43	33,5608	0,4
FRSD	350,6	4,15	33,0	0,39	143,60	1,7	470,5007	5,57
RNGE	77,7	0,92	24,4	0,29	21,5	0,25	20,7598	0,25
URML	33,1	0,39	10,5	0,12	10,40	0,12	9,7706	0,12
AGRR	0,02	~0	0,1	~0	0,06	~0	0,0577	~0

C1 – Cenário real do uso do solo em 2021; C2 – Cenário hipotético com a faixa de mata ciliar de 50 m preservada; C3 - Cenário hipotético com a faixa de mata ciliar de 200 m preservada

**Figura 28** - Uso do solo em 2021 (C1) para a BSHCM



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Observa-se que no cenário real para o ano de 2021 (C1), houve um aumento na área pastagem em aproximadamente 1,9%, ocupando atualmente uma área correspondente a 10,76% da bacia, em relação ao cenário de uso em 2005 (C0). As áreas de mosaico de usos (Agricultura) reduziram significativamente, em 6,4%, e áreas não vegetadas apresentaram um pequeno aumento. As formações florestais foram reduzidas para 0,39% da bacia, ocorrendo principalmente nas regiões mais altas da bacia. Destaca-se a vegetação savânica como a predominante, ocupando uma área superior a 80%, seguido de pastagem.

A partir dos cenários acima foram obtidos os resultados hidrosedimentológicos da bacia, para verificar possíveis mudanças no regime da bacia. Os resultados anuais para o período considerado na modelagem, para valores de escoamento superficial e sedimentos produzidos, precipitação e evapotranspiração real são apresentados na Tabela 16 para os cenários de uso do solo e ausência dos reservatórios.

**Tabela 16** - Respostas anuais das variáveis hidrosedimentológicas sob os cenários de uso do solo

	Precipitação (mm)	Evapotranspiração real (mm)	Escoamento superficial (mm)	Produção de sedimento (t/ha)
Cenário base C0 (2005)	820,2	558,7	93,16	17,96
Cenário 1 (2021)	820,2	543,2	96,28	19,13
Cenário 2	820,2	543,6	95,98	18,83
Cenário 3	820,2	545,6	95,53	18,49

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Com relação a precipitação, não houve variação para os cenários de uso do solo (C1, C2 e C3), com uma média anual de 820,2 mm. Para a evapotranspiração real, o valor anual estimado no C3 teve um pequeno aumento, o que pode estar associado com o aumento da área do percentual de caatinga florestada na bacia, em relação aos cenários 1 e 2.

Considerando o escoamento superficial produzidos, para cenário real de 2021 (C1), o valor anual obtido foi de 96,28 mm, apresentando um aumento de 3,3% em relação ao mapa de 2005, utilizado na modelagem inicial. Pode-se atribuir o maior volume escoado em função da mudança que houve no uso do solo entre esses anos. As áreas de formações florestais que já assumiam um pequeno percentual em 2005 (4,15%) reduziram em 3,8% para 2021, e houve um pouco aumento em áreas não vegetadas na bacia.

Para o cenário hipotético 2, a preservação da faixa da mata ciliar provocou uma redução de 0,3% no escoamento produzidos na bacia, em relação ao C1, e considerando o aumento da faixa para 200 metros (C3), o valor reduziu em 0,8%. Os sedimentos produzidos na bacia também apresentaram alterações sob o estudo dos cenários de uso do solo, com uma produção de 18,83 t/ha/ano no cenário 2, e 18,49 t/ha/ano no C3, com diminuições de 0,3% e 1,6%, respectivamente, em relação a C1. Esses valores evidenciam o papel das matas ciliares sob os processos hidrossedimentológicos na bacia hidrográfica, mesmo as menores reduções. No entanto, esses resultados também mostram a importância do uso do solo no âmbito da bacia, denotado pelo aumento da produção de sedimentos em 2021, comparado a 2005, em que o valor da produção aumentou em 6,5% ( de 17,96 para 19,13 t/ha/ano), evidenciando o papel das mudanças do solo – as quais citamos o aumento de áreas não vegetadas e caatinga savânica que oferece menor proteção do solo, comparada a vegetação mais densa, e redução das áreas florestadas.

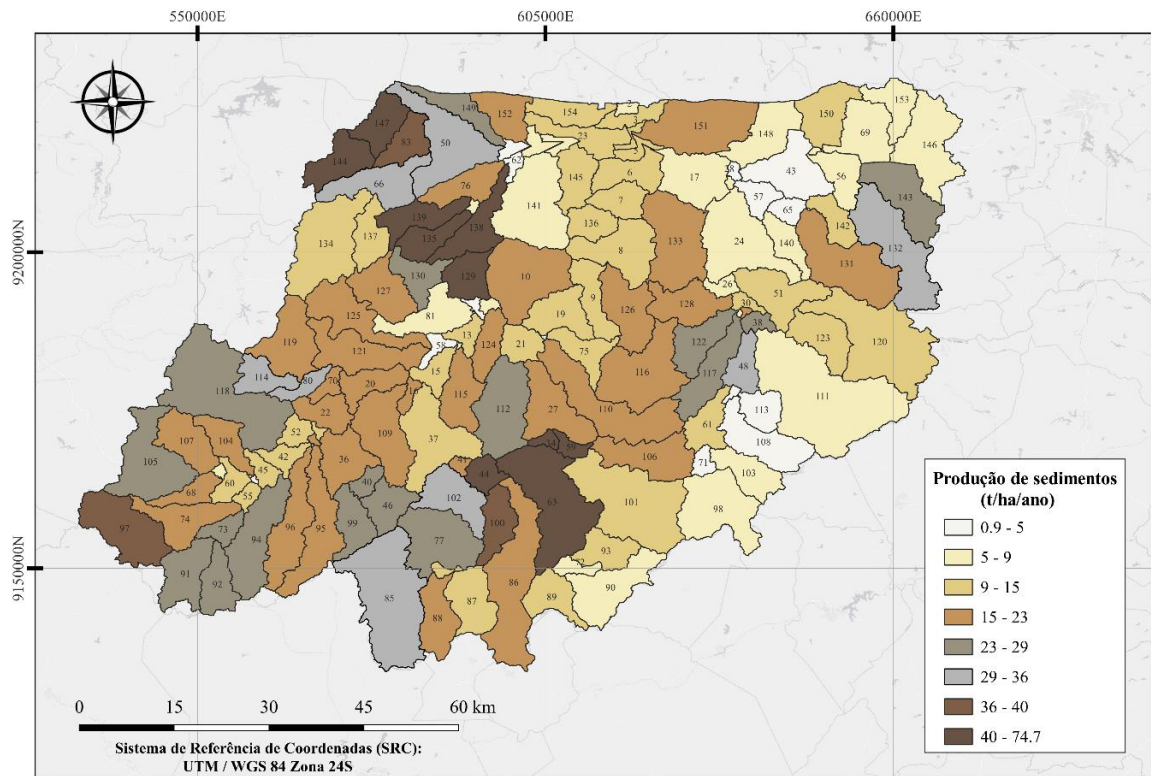
As matas ciliares de Caatinga são caracterizadas pela presença de espécies arbóreas, arbustivas-arbóreas e arbustiva e podem possuir uma grande diversidade na composição (LACERDA; BARBOSA, 2018), além disso, desempenham papel na minimização das cheias e aumentam a infiltração de água no solo (VOGEL *et al.*, 2009). Em função de serem áreas favoráveis para atividades agrícolas somando aos problemas de escassez hídrica na bacia, a alteração da cobertura da mata ciliar torna-se recorrente (CBHPPA, 2018).

Martins *et al.* (2021), em pesquisas na Bacia Hidrográfica Jundiáí-Mirim - BR, verificaram que para a atividade de agricultura houve o maior aumento na produção de sedimentos em relação aos demais usos do solo, com uma produção duas vezes maior em relação á pastagem. Foi constatado também que a largura da faixa de vegetação ciliar influenciou nos sedimentos produzidos, em que o maior valor de redução (30%) foi obtido na recuperação das áreas com 30 metros no uso atual da bacia, e a recuperação em faixas menores, (5, 8 e 15 m) resultou em menores reduções de 19,9%, 20,5% e 22,2%.

Nesse mesmo contexto, ao estudarem o efeito da cobertura da mata ciliar sobre o escoamento superficial na bacia hidrográfica do Passo dos Carros, Rio grande do Sul, Brasil, Zarnott *et al.* (2020) observaram reduções no volume de escoamento superficial direto em até 14% em áreas de 100 m de *buffer* de florestas conservadas, e em terras não conservadas de uso intensivo, houve um aumento no volume escoado, com incrementos de até 36%.

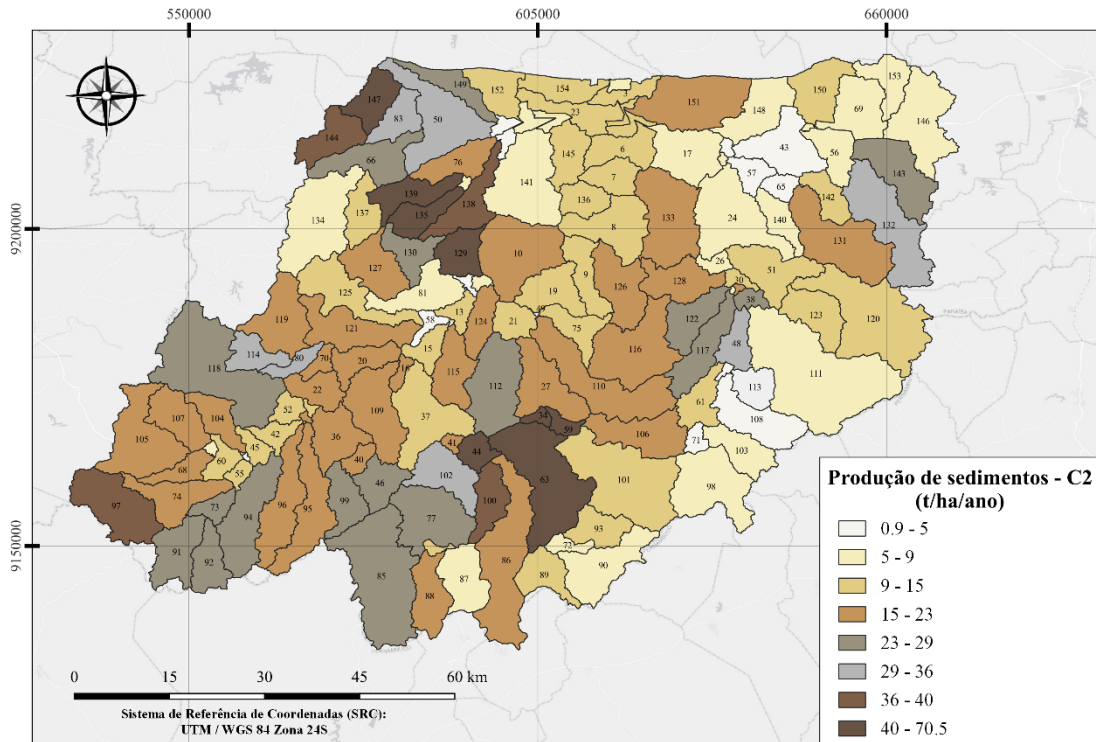
A distribuição espacial da produção anual de sedimentos por sub-bacia para os diferentes cenários analisados, fornecendo uma melhor visualização dos resultados, são apresentadas nas Figuras 29, 30 e 31.

**Figura 29** - Distribuição espacial da produção média anual de sedimentos para a BSHCM no Cenário 1



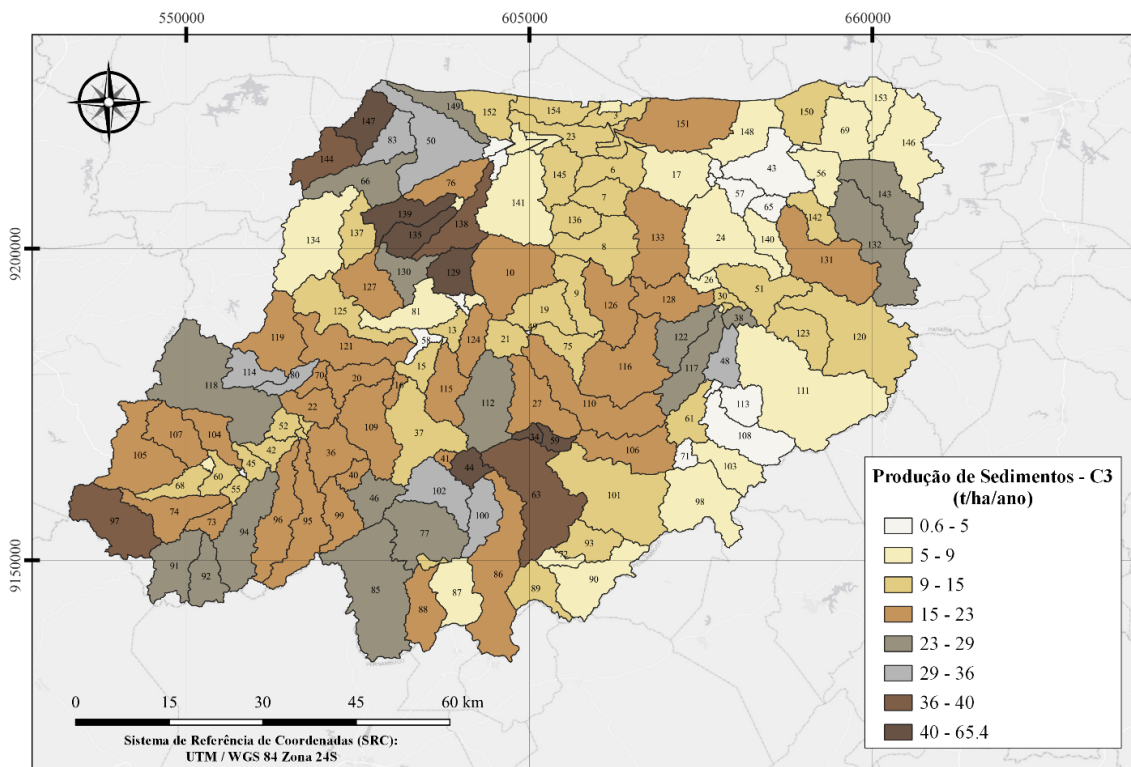
Fonte: Elaborado pela autora (2024).

**Figura 30 - Distribuição espacial da produção média anual de sedimentos para a BSHCM no cenário 2**



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

**Figura 31 - Distribuição espacial da produção média anual de sedimentos para a BSHCM no cenário 3**



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

A análise destes cenários denota uma variação de produção de sedimentos anual sensível entre os cenários C0 e C1, conforme exposto na Tabela 16, enquanto que para os Cenários C2 e C3 não houve mudança significativa nos intervalos de produção de sedimentos que promovessem mapas diferentes de representação.

No cenário atual de uso (C1), os valores de produção variaram de 0,94 a 74,68 t/ha/ano, para o C2, a taxa variou entre 0,92 e 70,52 t/ha/ano, e para C3 de 0,62 a 65,37 t/ha/ano. Para o C1, as maiores produções ocorreram em 5 sub-bacias (59, 34, 135, 139 e 147), com produções superiores a 40 t/ha/ano, com aumentos em relação a 2005 de até 19% nessas sub-bacias. Esse aumento pode ser explicado pelo aumento da vegetação savânica e áreas agricultáveis e redução da vegetação florestada, que fornece melhor proteção contra os agentes erosivos. Em áreas mais altas na bacia, como no sul e sudeste, a redução do percentual das formações florestais provocou um aumento na produção de sedimentos a nível de sub-bacias que variou de 8% até 50%, o que demonstra a ação protetora desse tipo de vegetação na retenção de sedimentos.

Com a preservação da faixa ciliar dos rios, houve uma redução na produção de sedimentos entre as sub-bacias, de forma diversa e não uniforme. Considerando a faixa de 50 metros, as reduções percentuais foram de até 6%, e absolutas de até 4 t/ha/ano, e com o aumento da faixa para 200 m, as reduções obtidas foram de até 12 t/ha/ano e em termos percentuais, de até 18%, e predominantemente, as reduções ocorreram em áreas com menores declividades, porém com boas reduções também em altas declividades, o que reforça a influência da declividade nos processos erosivos, na bacia estudada. Na Caatinga, as áreas de mata ciliar apresentam diversidade única, como relatado nos estudos de Wittmann *et al.*, (2017), no qual foi constatado que 41% das espécies identificadas nas zonas úmidas são únicas do bioma, e ainda compartilha de espécies arbóreas com o bioma cerrado, formando um cinturão de florestas sazonalmente secas e savanas. Esses resultados demonstram a importância da proteção das margens dos rios para redução da produção de sedimentos, em que a vegetação protege e estabiliza essas áreas contra eventos de degradação. Porém, visto que o percentual de área de mata ciliar ocupa em torno de 1,2%, também pode-se destacar a importância da preservação da vegetação em toda bacia, especialmente em áreas mais propícias a eventos erosivos, como regiões de maior declividade e com características pedológicas mais desfavoráveis.

Na bacia de contribuição do sistema Curema - Mãe D'Água, a associação de uma série de fatores leva à maior incidência de processos de degradação. Aspectos relacionados à pedologia local indica a presença, em sua maioria, de solos rasos, com a predominância de

Neossolos, poucos desenvolvidos e com maior pedregosidade, o que aumenta a susceptibilidade à erosão. Soma-se a isso, condições climáticas, com a incidência de precipitações de alta intensidade e curta duração (CBHPPA, 2018).

Em estudos realizados nesta bacia, Carreiro (2021) observou uma correlação estatística direta entre áreas desmatadas e os parâmetros de qualidade da água, como turbidez, cor aparente e microbiológicos. Na mesma pesquisa, utilizando estatística multivariada, foram apontadas pressões sobre a qualidade dos reservatórios causadas por atividades antropogênicas, associados às áreas desmatadas e vegetação aberta.

Na pesquisa de ZHANG *et al.*, (2021), ao longo do baixo Rio Amarelo, China, foi verificado que a taxa de erosão sob um mesmo gradiente de encosta, foi menor na presença da vegetação e maior em solo nu, e foi ainda mais reduzido a medida que se aumentou o percentual de cobertura vegetal, com reduções de até 69% nas taxas. Ainda foi observado que o aumento na cobertura vegetal maximiza o valor crítico da declividade, diminuindo seu efeito sobre os processos erosivos.

A vegetação ciliar desempenha diversas funções, com efeitos tanto nos processos hidrológicos, como na captação de nutrientes e manutenção da qualidade da água e outros serviços ecossistêmicos, reduzindo picos de inundação (PISCOYA *et al.*, 2018) energia do escoamento e promovendo estabilidade dos taludes. A eficácia dessa vegetação é influenciada por diversos fatores, como largura do *buffer*, declive do terreno, umidade antecedente, intensidade da precipitação, características da vegetação como densidade, altura e composição e velocidade do escoamento (PROSSER *et al.*, 2020).

Ambientes com maior densidade de vegetação tendem a aumentar a retenção de sedimentos pela diminuição da velocidade do fluxo, bem como espécies mais altas que também reduzem a velocidade e o impacto da precipitação e aumentam a retenção comparado as de menor porte (KRETZ *et al.*, 2021). Em virtude das condições semiáridas, as condições de retenção de sedimentos e lâmina escoada podem ser mais limitadas comparadas as regiões úmidas, pelo caráter do desenvolvimento vegetativo. Assim, pode ser indicado para o aumento do controle da produção de sedimentos e em escala de bacia hidrográfica (VERSTRAETEN *et al.*, 2006), a preservação das faixas de mata ciliar e o desenvolvimento de outras técnicas de conservação no âmbito da bacia.



### 5.8.2 Dinâmica dos reservatórios

A dinâmica dos reservatórios foi considerada nesta pesquisa para avaliação da sua influência especialmente sob a produção anual de sedimentos. Como resultados, a produção anual de sedimentos na bacia foi estimada em 18,75 t/ha, para o cenário hipotético sem reservatórios (C4), elevado em 4,21% comparado à condição inicial (C0). Semelhante a isso, o fluxo de água apresentou aumento para seus valores mensais. As vazões mensais médias simuladas foram de 14,60 m<sup>3</sup>/s (C0) e 16,45 m<sup>3</sup> (C4), para o posto de Piancó, com acréscimo de cerca de 13%. Isso demonstra a capacidade das barragens em reduzir a velocidade do fluxo, causando retenção de sedimentos à sua frente.

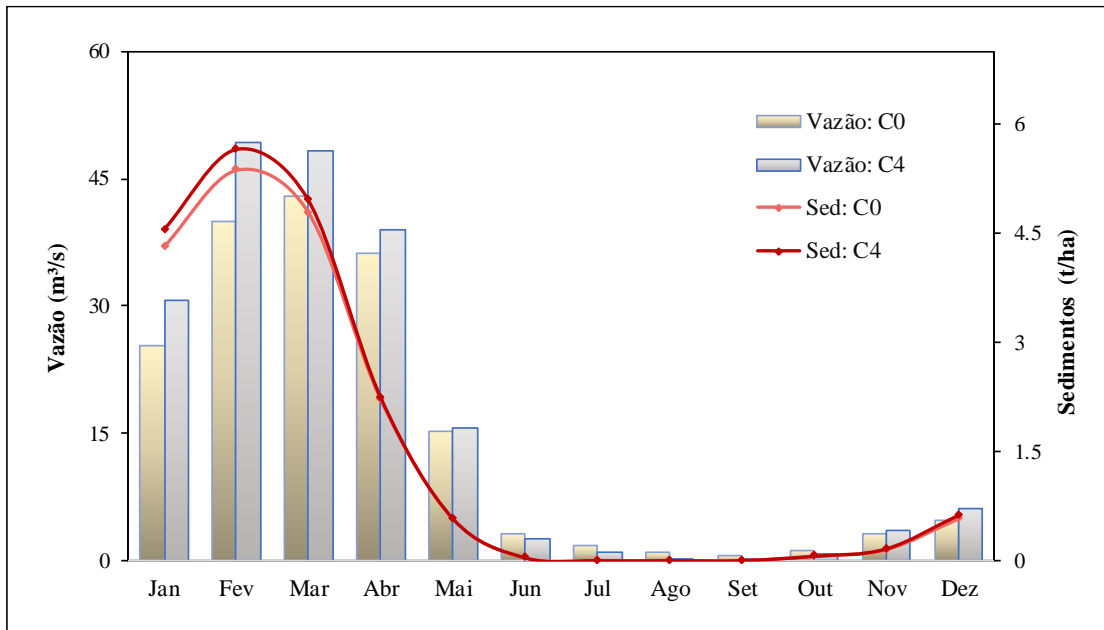
A construção e operação de reservatórios ao longo dos rios consiste em uma das principais maneiras de interferência humana nos cursos hídricos. Especialmente, as obras de represamento mudam substancialmente a configuração dos rios no local construído e a jusante deste (THOMSON *et al.*, 2022). A variação do fluxo obtida representa notoriamente esta influência. A taxa de produção de sedimentos teve um menor aumento percentual, todavia ainda revela o papel dos reservatórios na sua retenção.

Os reservatórios da bacia em questão têm o papel principal de acumulação de parte do escoamento no período chuvoso, reduzindo a carência hídrica no período seco da região. O Sistema Hídrico Curema – Mãe D'Água tem uma capacidade de armazenamento de água abundante, com capacidade de acumulação de 1,358 bilhões m<sup>3</sup>, e destaca-se como uma das principais fontes de abastecimento e outros usos da região. Junto com os demais reservatórios, a capacidade de acumulação da bacia ultrapassa 1,8 bilhões m<sup>3</sup>. Na bacia de drenagem ainda há um grande número de pequenos reservatórios não monitorados a montante dos grandes reservatórios, não dispondo de ferramentas de controle de vazão, impactando diretamente o fluxo e outros componentes hidrosedimentológicos na bacia (ANA, 2016)

A Figura 32 demonstra a relação vazão – sedimentos na área da bacia, enfatizando a relação desses componentes com a sazonalidade das precipitações. Nota-se um aumento do fluxo, quando não dispondo dos reservatórios para esse controle, e maiores diferenças absolutas no período de janeiro a março, superiores a 5 m<sup>3</sup>/s. Como resultado do aumento da vazão, a taxa de sedimentos produzidos também aumentou neste período. Para o período seco da bacia, devido a condição intermitente dos rios da área, não há um efeito claro das barragens na condição do fluxo, e nenhuma alteração na produção de sedimentos.



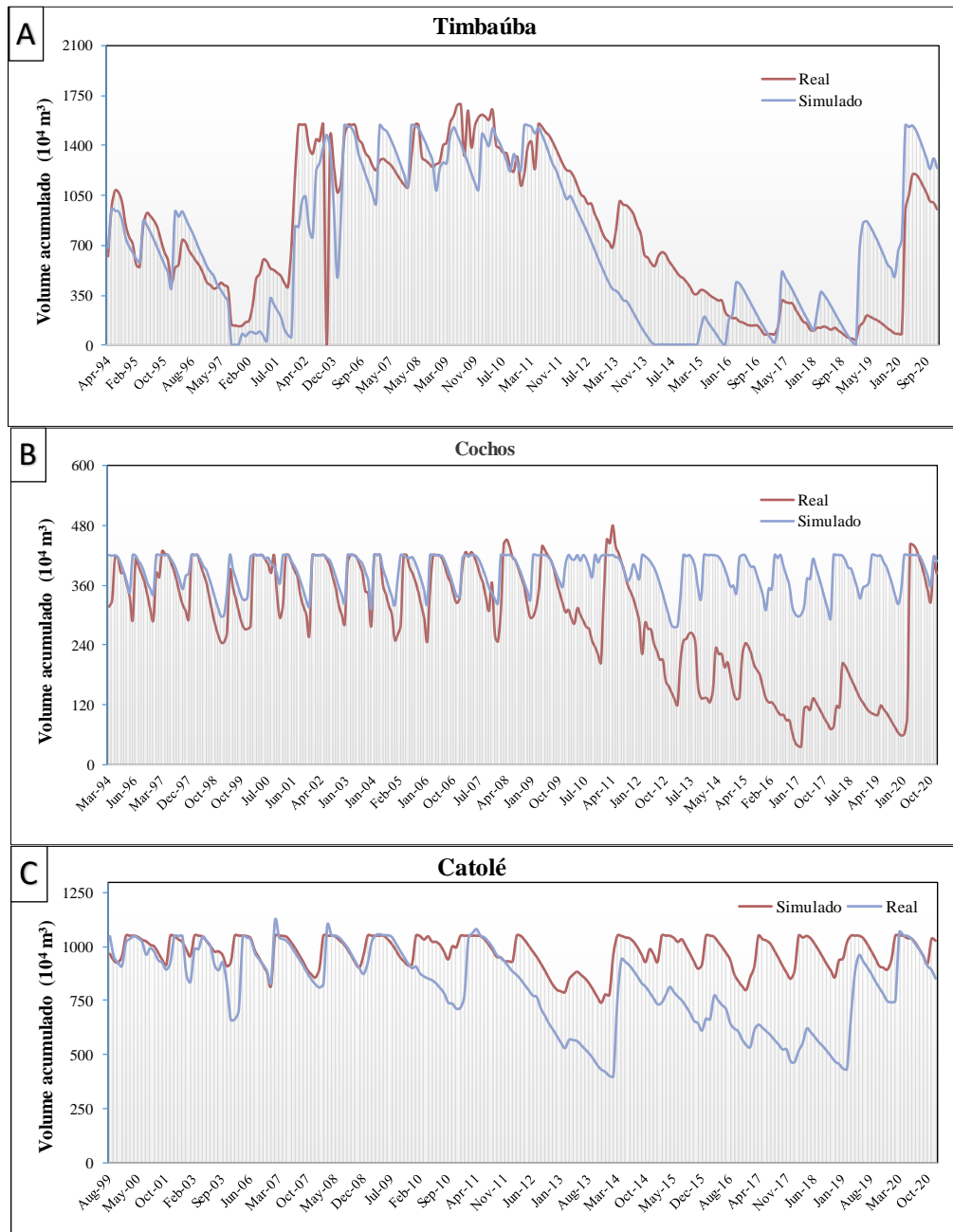
**Figura 32** - Comportamento mensal das vazões e produção de sedimentos sobre a dinâmica da bacia sem reservatórios (C4) comparado ao cenário de base (C0)

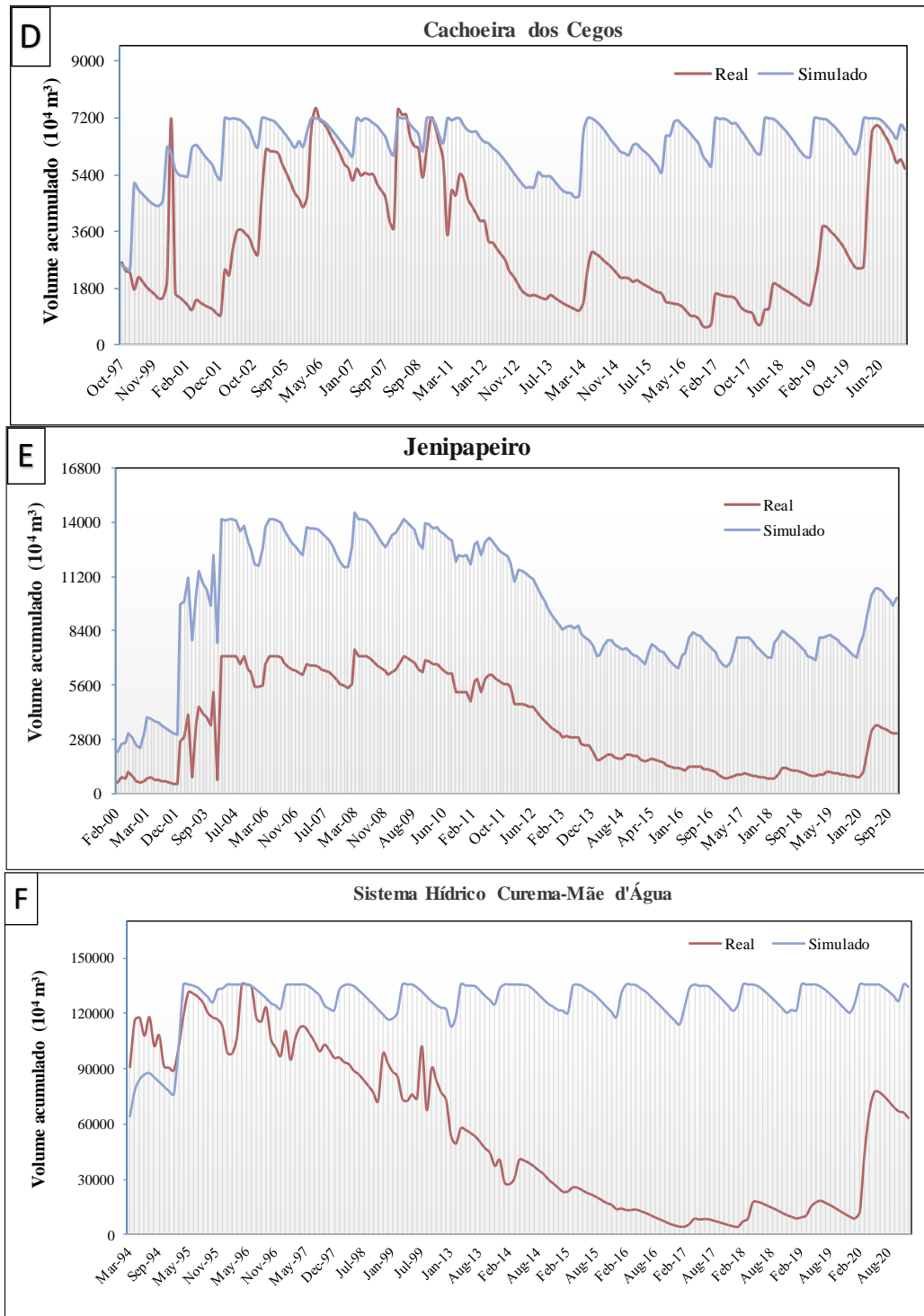


Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Ainda sobre a influência da presença dos reservatórios existentes na bacia, foi avaliado a capacidade do modelo para simular a operação dos reservatórios e representação dos volumes acumulados reais. A Figura 33 apresenta essa comparação para 6 (seis) reservatórios considerados na modelagem, sendo estes: Timbaúba, Catolé, localizados mais a montante da bacia, e Cochós, Cachoeiras dos Cegos, Jenipapeiro (Buiú) e o sistema hídrico Curema - Mãe'd'Água, próximos ao exutório. A variação dos volumes reais e simulados, são representados pelas linhas vermelha e azul, respectivamente.

**Figura 33** - Comparação dos volumes acumulados reais e simulados pelo modelo para os reservatórios de Timbaúba (A), Cochos (B), Catolé (C), Cachoeiras dos Cegos (D), Jenipapeiro (E) e o Sistema Hídrico Curema – Mãe D'Água (F).





Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Observa-se que, de forma geral, há uma boa relação entre a tendência do aumento e redução dos volumes ao longo do tempo. Para o sistema hídrico Curema - Mãe-D'Água, Jenipapeiro e Cachoeira dos Cegos, houve uma predominância de superestimativa dos valores de volume real armazenado. Para os reservatórios de Timbaúba, Catolé e Cochos essa estimativa é variável, e os valores de volumes acumulados estimados pelo modelo são mais

próximos dos reais. Esses reservatórios foram selecionados para discussão pelo tamanho e localização da área de contribuição, que observada nesta pesquisa e considerando as características da área, podem explicar a melhor representação. Através da Figura 33 também foi observado maiores diferenças em todos os reservatórios a partir do ano de 2012, ano de início de uma seca prolongada na bacia, o que pode explicar a dificuldade do SWAT em representar o volume acumulado nestas barragens.

Os reservatórios Timbaúba, Cochós e Catolé possuem áreas de drenagem inferiores a 130 km<sup>2</sup>, enquanto que os demais variam de 290 km<sup>2</sup> até 8,4 mil km<sup>2</sup>, representado pelo Sistema Hídrico. Portanto, pode-se inferir que, para reservatórios localizados mais a montante de outros reservatórios, e com menor bacia de contribuição, o modelo SWAT provavelmente irá conseguir reproduzir melhor as condições reais, capturando a dinâmica do reservatório. Esse aspecto está relacionado possivelmente a ausência de interferência de outras barragens menores.

Como é característica da região, é comum a construção de pequenos reservatórios para acumular água de chuva no inverno para utilizar no período seco, e uma maior quantidade de reservatórios dentro da bacia de contribuição de um dado reservatório reduz a possibilidade do reservatório principal receber as águas escoadas superficialmente, até que todos contribuam. Como não há informações precisas sobre estes açudes para inserir no modelo, e assim ser o mais fiel possível com a hidrologia da região, o açude simulado pelo modelo receberá mais água do que a realidade - mesmo com um aumento de demanda, pois esta não compensa o grande volume aportado.

Vale ressaltar, diante da hipótese de haver essa influência da retenção de água em pequenos barramentos sobre os reservatórios mais a jusante, essa relação não é necessariamente direta, pois há a interferência de outros fatores sobre o volume real, como a retirada para demandas não registradas, e a distribuição desses menores barramentos que pode, ou não, serem uniformes em diferentes áreas de contribuição. Cita-se ainda um grande número de falhas relacionadas aos dados de volumes, o que acaba dificultando a elaboração de considerações mais concisas.

A principal motriz deste tópico foi a verificação da capacidade do modelo em reproduzir as tendências dos volumes dos açudes com as informações obtidas acerca do funcionamento destes, visto que em regiões semiáridas estudos envolvendo reservatórios não são tão explorados, e na bacia em estudo há grande número destes.

Na bacia do rio Piancó são identificados 1336 açudes, dos quais cerca de 90% corresponde à pequeno porte (SCIENTEC, 1997). Geralmente, estes são usados para armazenar

água para dar suporte a estação seca. No entanto, um aumento desordenado destas barragens pode agravar fatores quantitativos e qualitativos relacionados aos recursos hídricos (HABETS *et al.*, 2018). Geralmente, a maior parte de reservatórios de pequeno porte não possuem monitoramento e não são registrados, produzindo efeitos cumulativos sobre a distribuição dos recursos hídricos na bacia e nos reservatórios estratégicos/principais ou de grande volume (COLOMBO *et al.*, 2024).

Sabendo que na bacia do Piancó há um grande número de pequenos barramentos, e que estes influenciam diretamente o regime de vazão, há um entendimento de que, redes de pequenos reservatórios influenciam nas vazões de cheia, reduzindo-as em até 45% (AYALEW *et al.*, 2017; HABETS *et al.*, 2018), especialmente em áreas que estes são construídos para acumulação de parte de precipitação. Habets *et al.*, (2018) discutem que os impactos podem ser maiores em anos secos, em até 2 vezes o impacto médio, fato que em um contexto de mudanças climáticas, os impactos desses barramentos são maximizados em áreas que terão secas mais intensas. Essa questão, e as discussões apresentadas anteriormente, refletem a importância da consideração dos reservatórios para modelagem hidrológica, e da influência que pequenas barragens tem na hidrologia das bacias hidrográficas.

## 6 CONCLUSÕES

- O ajuste dos parâmetros do modelo SWAT, apresentou valores de NS para calibração e validação de 0,67 e 0,77, respectivamente, e valores de R<sup>2</sup> e RSR superiores a 0,69 e 0,57, respectivamente. Houve limitação para o ajuste das vazões de pico, justificado pela necessidade de representação das vazões mínimas e das condições reais da bacia. O desempenho do modelo pode ser considerado satisfatório.
- Na representação do balanço hídrico, observa-se maior direcionamento do total precipitado para o processo de evapotranspiração (68,11%), contribuição de 14,21% para a vazão dos rios, e uma baixa movimentação subterrânea, com baixo fluxo de retorno e recarga do aquífero profundo de apenas 0,01% que reflete as características da bacia, devido a altas temperaturas e com solos com menor infiltração e geologia que restringe a movimentação subterrânea.
- A produção de sedimentos média anual na bacia entre 1994-2020 foi de 17,96 t/ha. Para os cenários avaliados, a preservação de 50 metros de faixa (C2) em relação à condição atual (C1) reduziu o escoamento superficial e sedimentos em 0,3%. Obteve-se maiores reduções, de 0,8% e 1,65%, respectivamente com aumento da faixa para 200 metros (C3). À nível de sub-bacia, a diminuição na produção de sedimentos variou bastante espacialmente, com reduções em 6% para C2 e 18% para C3.
- A condição sem reservatórios na bacia (C4) revelou um aumento nos sedimentos produzidos em 4,21%, em relação ao cenário de base (C0), e na vazão média mensal de aproximadamente 13%. A representação dos volumes acumulados em alguns dos reservatórios indicou uma possível relação entre a áreas de contribuição menores e representação mais concisa do volume, e influência de pequenos barramentos na bacia.
- Por fim, a utilização da modelagem com o SWAT promoveu bons resultados, com a identificação de áreas críticas de produção de sedimentos e escoamento e a possibilidade do estudo de diversos cenários ambientais, além da espacialização dessas informações por sub-bacia, facilitando a priorização de determinadas áreas para medidas de mitigação. A modelagem nessa região se faz importante, pois viabiliza o planejamento e a gestão dos recursos ambientais em uma área com disponibilidade hídrica limitada.

**REFERÊNCIAS**

- ABBASPOUR, K. C. (2015). SWAT-CUP: SWAT Calibration and Uncertainty Programs - A User Manual. Disponível: [http://swat.tamu.edu/media/114860/usermanual\\_swatcup.pdf](http://swat.tamu.edu/media/114860/usermanual_swatcup.pdf).
- ABBASPOUR, K. C.; VEJDANI, M.; HAGHIGHAT, S. (2007). SWAT-CUP calibration and uncertainty programs for SWAT. Modsim 2007: International Congress on Modelling and Simulation: Land, Water and Environmental Management: Integrated Systems for Sustainability, Christchurch, New Zealand.
- ABBOTT, B. W., BISHOP, K. H., ZARNETSKE, J. P., MINAUDO, C., CHAPIN, F. S., KRAUSE, S., ... PINAY, G. (2019). Human domination of the global water cycle absent from depictions and perceptions. *Nature Geoscience*, v. 12, n. 7, p. 533-540.
- AESA. AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA, (2024). Relatório Estadual De Segurança De Barragens – 2023. 19p.
- AESA. AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA. Monitoramento, disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/monitoramento/>. Acesso em: 22 de mar. de 2023.
- AgriMetSoft (2019). Online Calculators. Available on: <https://agrimetsoft.com/calculators/R-squared%20correlation>
- ALAMANOS, A., LATINOPOULOS, D., PAPAIOANNOU, G., & MYLOPOULOS, N. (2019). Integrated hydro-economic modeling for sustainable water resources management in data-scarce areas: The case of lake Karla watershed in Greece. *Water Resources Management*, 33(8), 2775-2790.
- ALVARENGA, L. A., CARVALHO, V. S. O., OLIVEIRA, V. A. D., MELLO, C. R. D., COLOMBO, A., TOMASELLA, J., & MELO, P. A. (2020). Hydrological simulation with SWAT and VIC Models in the Verde River Watershed, Minas Gerais. *Revista Ambiente & Água*, 15, e2492.
- ALVARENGA, L. A., MELLO, C. R. D., COLOMBO, A., CUARTAS, L.A. (2017) Hydrologic impacts due to the changes in riparian buffer in a headwater watershed. *Cerne* 23(1):95–102.
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO, (2022). Boletim de Acompanhamento dos Reservatórios do Nordeste do Brasil / Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, Superintendência de Operações e Eventos Críticos. Brasília: ANA.
- ANA. NOTA TÉCNICA Nº 045/2010-SIP DA AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (2012). Disponível em: <<http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/NT-ANA-045-10.pdf>. 2012>.
- ANA. PLANO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIANCÓ-PIRANHAS-AÇU / AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. (2016). Brasília: ANA.
- ANOTHAI, J., PATANOTHAI, A., JOGLOY, S., PANNANGPETCH, K., BOOTE, K. J., & HOOGENBOOM, G. (2008). A sequential approach for determining the cultivar coefficients of peanut lines using end-of-season data of crop performance trials. *Field Crops Research*, v. 108, n. 2, p. 169-178.
- AQUINO, D. N. DOS SANTOS TEIXEIRA, A., DE ANDRADE, E. M., LOPES, F. B., & DE OLIVEIRA, A. D. S. (2008). Estimativa do escoamento superficial em microbacia do semiárido brasileiro pelo emprego do SIG. *Revista Tecnologia*, v. 29, n. 1, p. 37-45.

- ARAGÃO, R. D., CRUZ, M. A. S., AMORIM, J. R. A. D., MENDONÇA, L. C., FIGUEIREDO, E. E. D., & SRINIVASAN, V. S. (2013). Sensitivity analysis of the parameters of the SWAT model and simulation of the hydrosedimentological processes in a watershed in the northeastern region of Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37, 1091-1102.
- ARAÚJO, S. M. S. de. (2011). A Região Semiárida do Nordeste do Brasil: questões ambientais e possibilidades de uso sustentável dos recursos. *Rios Eletrônica - Revista Científica da FASETE*. Ano 5, n. 5.
- ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; GASSMAN, P. W.; ABBASPOUR, K. C.; WHITE, M. J; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R. D.; VAN GRIENSVEN, A.; VAN LIEW, M. W.; KANNAN, N.; JHA, M. K. (2012a). SWAT: model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*. v. 55, n. 4, p. 1491-1508.
- ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment: Part I - model development. *Journal of American Water Resources Association*, v. 34, n. 1, p. 73-90.
- ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R. (1987). Validation of SWRRB: Simulator for water resources in rural basins. *Journal of Water Resources Planning and Management*. ASCE, v. 113, p. 243-256.
- ARNOLD, J.G.; KINITY, J.R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J.R.; HANEY, E.B.; NEITSCH, S.L. (2012b). Input/Output Documentation Version 2012. Texas Water Resources Institute. 650p.
- ASCE. (1993). CRITERIA FOR EVALUATION OF WATERSHED MODELS, *J. Irrig. Drain. Eng.*, 119, 429–442.
- ASSEFA, F., ELIAS, E., SOROMESSA, T., & AYELE, G. T. (2020). Effect of changes in land-use management practices on soil physicochemical properties in Kabe Watershed, Ethiopia. *Air, soil and water research*, 13, 1178622120939587.
- AYALEW, T. B., KRAJEWSKI, W. F., MANTILLA, R., WRIGHT, D. B., & SMALL, S. J. (2017). Effect of spatially distributed small dams on flood frequency: Insights from the soap creek watershed. *Journal of Hydrologic Engineering*, 22(7), 04017011.
- BADAMASI, H. (2022). A review of GIS-based hydrological models for sustainable groundwater management. *Current Directions in Water Scarcity Research*, v. 7, p. 183-200.
- BAL, M., DANDPAT, A. K., & NAIK, B. (2021). Hydrological modeling with respect to impact of land-use and land-cover change on the runoff dynamics in Budhabalanga river basing using ArcGIS and SWAT model. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v. 23, p. 10052.
- BIBI, T. S., & ADEM, E. A. (2023). Evaluation of best management practices to reduce sediment yield in the upper Gilo watershed, Baro akobo basin, Ethiopia using SWAT. *Heliyon*, 9(10).
- BIRHANU, S. Y., MOGES, M. A., SINSHAW, B. G., TEFERA, A. K., ATINKUT, H. B., FENTA, H. M., & BERIHUN, M. L. (2022). Hydrological modeling, impact of land-use and land-cover change on hydrological process and sediment yield; case study in Jedeb and Chemoga watersheds. *Energy Nexus*, v. 5, p. 100051.



Boisrame G (2011) WGNmaker4.xlsm manual. <https://swat.tamu.edu/media/41586/wgen-excel.pdf>. Accessed 10 Jan 2023

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Portal Planalto. Disponível em:

<[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm)>

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, 1997, 470-470.

BURDON FJ, RAMBERG E, SARGAC J, FORIO MAE, DE SAEYER N, MUTINOVA PT, MOE TF, PAVELESCU MO, DINU V, CAZACU C, WITING F, KUPILAS B, GRANDIN U, VOLK M, RÎȘNOVEANU G, GOETHALS P, FRIBERG N, JOHNSON RK, MCKIE BG. (2020). Assessing the Benefits of Forested Riparian Zones: A Qualitative Index of Riparian Integrity Is Positively Associated with Ecological Status in European Streams. *Water*. 12(4):1178. <https://doi.org/10.3390/w12041178>

CARREIRO, D. D. A. (2021). Avaliação do uso e ocupação do solo na qualidade ambiental da água de reservatórios de abastecimento em uma sub-bacia do Rio Piancó-Piranhas-Açu.

CARVALHO NETO. J. G. Modelagem e valorização de serviço ambiental hidrológico na Bacia Hidrográfica do Rio Una – Pernambuco. 2018. 205f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

CARVALHO, F. H. Uso do modelo SWAT na estimativa da vazão e da produção de sedimentos em bacia agrícola do Cerrado brasileiro. 2014. 154f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília/DF.

CARVALHO, V. S., DA CUNHA, Z. A., ALVARENGA, L. A., BESKOW, S., DE MELLO, C. R., MARTINS, M. A., & DE OLIVEIRA, C. D. M. (2022). Assessment of land use changes in the Verde River basin using two hydrological models. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 118, p. 10395.

CBHPPA. COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIANCÓ - PIRANHAS – AÇU, (2018). Disponível em: <<http://www.cbhpiancopiranhasacu.org.br/site/a-bacia/>>. Acesso em: 10 de dez. 2021.

CECONI, D. E.; PICCILLI, D. G. A.; BERNARDI, F.; & FENSTERSEIFER, P. (2018). Análise de vulnerabilidade visando o planejamento ambiental em bacia de captação para abastecimento público. *Ambiente & Sociedade*, v. 21.

CHAN, S. W., ABID, S. K., SULAIMAN, N., NAZIR, U., & AZAM, KA. (2022). Systematic review of the flood vulnerability using geographic information system. *Heliyon*, p. e09075.

CHIANG, L. C.; CHUANG, Y. T.; CHUAN-HAN, C. (2019). Integrating Landscape Metrics and Hydrologic Modeling to Assess the Impact of Natural Disturbances on Ecohydrological

Processes in the Chenyulan Watershed, Taiwan. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v.16.

CHOW, V. T. (1964). Handbook of applied hydrology: a compendium of water-resources technology, New York: MacGraw-Hill Book Co.

COLE, L.J.; STOCKAN, J.; Helliwell, R. (2020). Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. *Agric. Ecosyst. Environ.*

COLOMBO, P., NETO, G. R., COSTA, A. C., MAMEDE, G. L., & VAN OEL, P. R. (2024). Modeling the influence of small reservoirs on hydrological drought propagation in space and time. *Journal of Hydrology*, 629, 130640.

CORDEIRO, G. G., VASCONCELOS, V., SALEMI, L. F., & NARDOTO, G. B. (2020). Factors affecting the effectiveness of riparian buffers in retaining sediment: an isotopic approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(11), 735.

CORREIA, R. C., KIILL, L. H. P., DE MOURA, M. S. B., CUNHA, T. J. F., DE JESUS JÚNIOR, L. A., & ARAÚJO, J. L. P. (2011). A região semiárida brasileira.

DA SILVA, J. L. B., DE ALBUQUERQUE MOURA, G. B., DA SILVA, M. V., LOPES, P. M. O., DE SOUZA GUEDES, R. V., E SILVA, Ê. F. D. F., ... & DE MORAES RODRIGUES, J. A. (2020). Changes in the water resources, soil use and spatial dynamics of Caatinga vegetation cover over semiarid region of the Brazilian Northeast. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 20, 100372.

DAKHLALLA, A. O.; PARAJULI, P. B. (2019). Assessing model parameters sensitivity and uncertainty of streamflow, sediment, and nutrient transport using SWAT. *Information processing in agriculture*, v. 6, n. 1, p. 61-72.

DANTAS, J. C. (2018). Gestão da água, gestão da seca: a centralidade do açude no gerenciamento dos recursos hídricos do semiárido.

DANTAS, J. C., DA SILVA, M. A., DA SILVA, R. M., & VIANNA, P. C. G. (2015). SIMULAÇÃO VAZÃO EROSIÃO USANDO O MODELO SWAT PARA UMA GRANDE BACIA DA REGIÃO SEMIÁRIDA DA PARAÍBA. *Geosciences= Geociências*, 34(4), 816-827.

DE ANDRADE, C. W. L., MONTENEGRO, S. M. G. L., DE SOUSA LIMA, J. R., DE ASSUNÇÃO MONTENEGRO, A. A., & MAGALHÃES, A. G. (2017). Modelagem hidrológica sob escassez de dados na Bacia do Alto Mundaú, Nordeste do Brasil. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, 227-238.

DE ANDRADE, C. W., MONTENEGRO, S. M., MONTENEGRO, A. A., LIMA, J. R. D. S., SRINIVASAN, R., & JONES, C. A. (2019). Soil moisture and discharge modeling in a representative watershed in northeastern Brazil using SWAT. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 19(2), 238-251.

DE ARAÚJO FILHO, J. C., CORREA, M. M., PAIVA, A. Q., COSTA, O. V., VALLADARES, G. S., RIBEIRO, M. R., & SCHAEFER, C. E. (2023). Semi-arid Soils of the Caatinga Biome of Northeastern Brazil. In *The Soils of Brazil* (pp. 175-193). Cham: Springer International Publishing.

DE MEDEIROS IC, COSTA SJ, SANTOS CAG (2019) Run off erosion modelling and water balance in the Epitácio Pessoa Dam river basin, Paraíba State in Brazil. *J. Int J Environ Sci Technol* 16(7):3035–3048.

- DHAMI, B., HIMANSHU, S. K., PANDEY, A., & GAUTAM, A. K. (2018). Evaluation of the SWAT model for water balance study of a mountainous snowfed river basin of Nepal. *Environmental Earth Sciences*, 77, 1-20.
- DING, Y; SHIQIANG, ZHANG; RENSHENG, CHEN. (2020). Hidrologia criosférica: decodificar o maior reservatório de água doce do planeta. *Boletim da Academia Chinesa de Ciências (Versão Chinesa)*, v. 4, pág. 414-424.
- DJEBOU, D. C. S. (2018). Assessment of sediment inflow to a reservoir using the SWAT model under undammed conditions: a case study for the Somerville reservoir, Texas, USA. *International Soil and Water Conservation Research*, v. 6, n. 3, p. 222-229.
- DO NASCIMENTO, J. M., FRADE, T. G., & DA SILVA, R. M. (2018). Modelagem da resposta do escoamento em uma bacia do semiárido da Paraíba utilizando o modelo SWAT (Modelling of runoff response in semi-arid catchment of Paraíba State using SWAT). *Revista Brasileira de Geografia Física*, 11(3), 1137-1150.
- DOUVILLE, H., RAGHAVAN, K., RENWICK, J., ALLAN, R. P., ARIAS, P. A., BARLOW, M., ... & ZOLINA, O. (2021). Water cycle changes.
- EMBRAPA. CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SOLOS, SISTEMA BRASILEIRO DE CLASSIFICAÇÃO DE SOLOS. (1999). Brasília: Embrapa Produção De Informação; Rio De Janeiro: Embrapa Solos, 412 pp.
- EMBRAPA. SISTEMA BRASILEIRO DE CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS. (2013). 3ª ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA.
- EMPRAPA. BOLETIM DE PESQUISA E DESENVOLVIMENTO. (2002). *Caracterização dos Solos do Município de Castro, PR*. Rio de Janeiro, RJ.
- FARR, T. G., & KOBRICK, M. (2000). Shuttle Radar Topography Mission Produces a Wealth of Data. *Eos Transactions American Geophysical Union*, 81, 583-585.
- FARR, T.G.; KOBRICK, M. (2000). Shuttle Radar Topography Mission produces a wealth of data. *EOS (Transactions, American Geophysical Union)*, v.81, p.583-585.
- FERNANDES, M. F.; QUEIROZ, P. (2018). VEGETAÇÃO E FLORA DA CAATINGA. *CIÊNCIA E CULTURA*, v. 70, n. 4, p. 51-56.
- FITZ, P. R. (2018). GEOPROCESSAMENTO SEM COMPLICAÇÃO. Oficina de textos.
- FONTES, R., & MONTENEGRO, A. (2019). Impact of land use change on the water balance in a representative watershed in the semiarid of the state of Pernambuco using the SWAT model. *Engenharia Agrícola*, 39, 110-117.
- FRADE, TATIANE GOMES. MODELAGEM HIDROLÓGICA UTILIZANDO OS DADOS DE PRECIPITAÇÃO PERSIANN-CDR E O MODELO SWAT PARA A BACIA DO RIO PIANCÓ-PB. 2019.
- FUKUNAGA, D. C., CECÍLIO, R. A., ZANETTI, S. S., OLIVEIRA, L. T., & CAIADO, M. A. C. (2015). Application of the SWAT hydrologic model to a tropical watershed at Brazil. *Catena*, 125, 206-213.
- GARNA, R. K., FUKA, D. R., FAULKNER, J. W., COLLICK, A. S., & EASTON, Z. M. (2023). Watershed model parameter estimation in low data environments. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 45, 101306.

- GELETE, G., NOURANI, V., GOKCEKUS, H., & GICHAMO, T. (2023). Ensemble physically based semi-distributed models for the rainfall-runoff process modeling in the data-scarce Katar catchment, Ethiopia. *Journal of Hydroinformatics*, 25(2), 567-592.
- GHARIBDOUSTI, S. R.; KHAREL, G.; STOECKER, A. (2019). Modeling the impacts of agricultural best management practices on runoff, sediment, and crop yield in an agriculture-pasture intensive watershed. *PeerJ*, 7:e7093.
- GUIDOTTI, V., DE BARROS FERRAZ, S. F., PINTO, L. F. G., SPAROVEK, G., TANIWAKI, R. H., GARCIA, L. G., & BRANCALION, P. H. (2020). Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services. *Land use policy*, 94, 104511.
- GUPTA, H. V., KLING, H., YILMAZ, K. K., & MARTINEZ, G. F. (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of hydrology*, 377(1-2), 80-91.
- HABETS, F., MOLÉNAT, J., CARLUER, N., DOUEZ, O., & LEENHARDT, D. (2018). The cumulative impacts of small reservoirs on hydrology: A review. *Science of the Total Environment*, 643, 850-867.
- HANNA, D.E.L.; RAUDSEPP-HEARNE, C.; BENNETT, E.M. (2020). Effects of land use, cover, and protection on stream and riparian ecosystem services and biodiversity. *Conserv. Biol.*, 34, 244–255.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, (2007). Diretoria de geociências. Coordenação de recursos naturais e estudos ambientais. Manual técnico de pedologia. IBGE, 104 p.
- ISLAN, Z. (2011). A review on physically based Hydrologic modelling. Department of Civil and Environmental Engineering – University of Alberta.
- Jacomine, P. K. T., Ribeiro, M. R., Montenegro, J. O., da SILVA, A. P., & de Melo Filho, H. F. R. (1972). I. Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado da Paraíba. II. Interpretação para uso agrícola dos solos do Estado da Paraíba.
- JIMENO-SÁEZ, P., MARTINEZ-ESPANA, R., CASALÍ, J., PÉREZ-SÁNCHEZ, J., & SENENT-APARICIO, J. (2022). A comparison of performance of SWAT and machine learning models for predicting sediment load in a forested Basin, Northern Spain. *Catena*, 212, 105953.
- JUNIOR, A. P. C.; NOVAIS, R. P.; OLIVEIRA, M. A. (2022). A Perenização de rios através da construção de açudes para o combate à seca no semiárido nordestino. 2022.
- KAYITESI, NAOMIE M.; GUZHA, ALPHONCE C.; MARIETHOZ, GREGOIRE. (2022). Impacts of land use land cover change and climate change on river hydro-morphology-a review of research studies in tropical regions. *Journal of Hydrology*, v. 615, p. 128702.
- KEESSTRA, S. D., DAVIS, J., MASSELINK, R. H., CASALÍ, J., PEETERS, E. T., & DIJKSMA, R. (2019). Coupling hysteresis analysis with sediment and hydrological connectivity in three agricultural catchments in Navarre, Spain. *Journal of Soils and Sediments*, 19, 1598-1612.
- KELLER, A. A., GARNER, K., RAO, N., KNIPPING, E., & THOMAS, J. (2022). Hydrological models for climate-based assessments at the watershed scale: A critical review

of existing hydrologic and water quality models. *Science of The Total Environment*, p. 161209.

KING, K.; ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R.; SRINIVASAN R. (1996). *Soil and Water Assessment Tool – SWAT*. Texas: USDA, Agricultural Research Service, 450p.

KRETZ, L., KOLL, K., SEELE-DILBAT, C., VAN DER PLAS, F., WEIGELT, A., & WIRTH, C. (2021). Plant structural diversity alters sediment retention on and underneath herbaceous vegetation in a flume experiment. *PloS one*, 16(3), e0248320.

KUMAR, B. P., BABU, K. R., ANUSHA, B. N., & RAJASEKHAR, M. (2022). Geo-environmental monitoring and assessment of land degradation and desertification in the semi-arid regions using Landsat 8 OLI/TIRS, LST, and NDVI approach. *Environmental Challenges*, v. 8, p. 100578.

LACERDA, A. V.; BARBOSA, F. M. (2018). Fitossociologia da vegetação arbustivo-arbórea em uma área de mata ciliar no semiárido paraibano, Brasil. *Gaia Scientia*, João Pessoa, v. 12, n. 2, p. 34-43.

LANGHANS, K.; CHAPLIN-KRAMER, R.; MONGE, R.; SCHMITT, R. J. P.; SMITH, J. R.; WOLNY, S.; DAILY, G. (2020). “Targeting Riparian Reforestation to Enhance Ecosystem Services: The Case of Costa Rica”, American Geophysical Union.

LEAVESLEY, G.H.; LICHTY, R.W.; TROUTMAN, B.M.; SAINDON, L.G. (1983). *Precipitation-Runoff Modelind System: User’s Manual*. Denver, Colorado (EUA). Water-Resources Investigations Report, 214 p.

LEGATES, D. R. AND MCCABE, G. J. (1999). Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation, *Water Resour. Res.*, 35, 233–241, <https://doi.org/10.1029/1998WR900018>.

LEVIZZANI, VINCENZO; CATTANI, ELSA. (2019). Satellite remote sensing of precipitation and the terrestrial water cycle in a changing climate. *Remote sensing*, v. 11, n. 19, p. 2301.

LIANG, W., CHEN, Y., FANG, G., & KALDYBAYEV, A. (2023). Machine learning method is an alternative for the hydrological model in an alpine catchment in the Tianshan region, Central Asia. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 49, 101492.

LIMA, C. A. G.; CURI, W. F.; CURI, R. C. (2007). Marco Regulatório para a Gestão do Sistema Curema-Açu e as Disponibilidades Hídricas do Reservatório Curema-Mãe D’Água. *RBRH—Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 12, n. 4, p. 73-86.

LIMA, J. E. F. W., MONTENEGRO, S. M. G. L., MONTENEGRO, A. A. A., & KOIDE, S. (2014). Comparative hydrology: relationships among physical characteristics, hydrological behavior, and results of the SWAT model in different regions of Brazil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 7(6), 1187-1195.

LINHARES, F. M. (2019). As Ilhas “Hidro-Pedo-Geológicas” no Contexto da Região Semiárida do Nordeste Brasileiro. 154p. *Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia*, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa-PB, 2019

Liu, D. (2020). A rational performance criterion for hydrological model. *Journal of Hydrology*, 590, 125488.

LIU, Y., WU, G., FAN, X., GAN, G., WANG, W., & LIU, Y. (2022). Hydrological impacts of land use/cover changes in the Lake Victoria basin. *Ecological Indicators*, 145, 109580.

- LOPES, V. L. (1987). A numerical model of watershed erosion and sediment yield. Tucson, PhD. Dissertation, University of Arizona, p. 148, 1987.
- LUBITZ, E. (2009). Avaliação da aplicação do modelo hidrológico SWAT à Bacia do Ribeirão Concórdia – Lontras, SC. Dissertação de Mestrado, Instituto de Engenharia Ambiental, Universidade Regional de Blumenau. 125p.
- Lyu, X., Jia, Y., Qiu, Y., Du, J., Hao, C., Dong, H., & Chang, J. (2024). Influence of human-induced land use change on hydrological processes in semi-humid and semi-arid region: A case in the Fenhe River Basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 51, 101605.
- MA, H., ZHONG, L., FU, Y., CHENG, M., WANG, X., CHENG, M., & CHANG, Y. (2023). A study on hydrological responses of the Fuhe River Basin to combined effects of land use and climate change. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 48, 101476.
- MACHADO, R. E. (2002). Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. Piracicaba. Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. 152p.
- MALIEHE, M.; MULUNGU, D. M. M. (2017). Assessment of water availability for competing uses using SWAT and WEAP in South Phuthiatsana catchment, Lesotho. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v. 100, p. 305-316.
- MANCUSO, M. A.; FLORES, B. A.; ROSA, G. M. SCHROEDER, J. K.; PRETTO, P. R. P. (2014). Características da taxa de infiltração e densidade do solo em distintos tipos de cobertura de solo em zona urbana. *Revista Monografias Ambientais*, v. 14, n.1, p. 2890–2998, 2014
- MANGI, H. O., ONYWERE, S. M., KITUR, E. C., LALIKA, M. C., & CHILAGANE, N. A. (2022). Hydrological response to land use and land cover change on the slopes of Kilimanjaro and Meru Mountains. *Ecohydrology & Hydrobiology*, v. 22, n. 4, p. 609-626.
- MARCARELLI, A.M.; BAXTER, C.V.; BENJAMIN, J.R.; MIYAKE, Y.; MURAKAMI, M.; FAUSCH, K.D.; NAKANO, S. (2020). Magnitude and direction of stream–forest community interactions change with time scale. *Ecology*.
- MARIN, M., CLINCIU, I., TUDOSE, N. C., UNGUREAN, C., ADORJANI, A., MIHALACHE, A. L., CACOVEAN, H. (2020). Assessing the vulnerability of water resources in the context of climate changes in a small forested watershed using SWAT: a review. *Environmental research*, 184, 109330.
- MARTINS, W. A., MARTINS, L. L., MARIA, I. C. D., MORAES, J. F. L. D., & PEDRO JÚNIOR, M. J. (2021). Reduction of sediment yield by riparian vegetation recovery at distinct levels of soil erosion in a tropical watershed. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 45.
- MCCUEN, R. H. (1982). “A guide to hydrologic analysis using SCS methods.” Prentice-Hall, Inc, Englewood Cliffs, N.J. [ISBN 0-13-370205-7] 145pp.
- MEDEIROS, P.; SIVAPALAN, M. (2020). From hard-path to soft-path solutions: slow–fast dynamics of human adaptation to droughts in a water scarce environment. *Hydrological Sciences Journal*, v. 65, n. 11, p. 1803-1814.
- MELLO, C. R.; SILVA, A. M. (2013). Hidrologia: princípios e aplicações em sistemas agrícolas. 1ed. Lavras: Ed. UFLA, 455p.

- MIDR. Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional. **Projeto de Integração do Rio São Francisco**. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/seguranca-hidrica/projeto-sao-francisco> . Acesso em: 17 de mar. 2024.
- MINOTI, R. T. (2006). Abordagens qualitativa e quantitativa de micro-bacias hidrografias e áreas alagáveis de um compartimento do médio mogisuperior, SP. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 231p.
- MORIASI, D. N., ARNOLD, J. G., VAN LIEW, M. W., BINGNER, R. L., HARMEL, R. D., & VEITH, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, v. 50, n. 3, p. 885-900.
- MURRAY, A. T. (2001). Contemporary optimization application through geographic information systems. *Omega*, v. 99, p. 102176.
- NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. *Journal of hydrology*, v. 10, n. 3, p. 282-290.
- NAZARI-SHARABIAN, M.; TAHERIYOUN, M.; AHMAD, S.; KARAKOUZIAN, M.; AHMADI, A. (2019). Water Quality Modeling of Mahabad Dam Watershed–Reservoir System under Climate Change Conditions, Using SWAT and System Dynamics. *Water*, 11, 394. <https://doi.org/10.3390/w11020394>
- NEITSCH, S.L., ARNOLD, J.G., KINIRY, J.R., WILLIAMS GRASSLAND, J.R., (2011). SOIL AND WATER RESEARCH LABORATORY. Soil and Water Assessment Tool theoretical Documentation Version 2009. Agricultural Research Service Blackland Research Center – Texas Agrilife Research. Texas A&M University System.
- NRCS. NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. (2009). Chapter 7: Hydrologic Soil Groups. In: NRCS. Natural Resources Conservation Service. National Engineering Handbooks Hydrology Chapters (Part 630). Washington, DC: USDA, p. 1-5, 2009.
- OLIVEIRA, F.P.; SANTOS, D.; SILVA, I.F. & SILVA, M.L.N. (2008). Tolerância de Perda de Solo por Erosão para o Estado da Paraíba. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, v. 8, n. 2, p. 60-71.
- OLIVERA, F.; VALENZUELA, M.; SRINIVASAN, R.; CHOI, J.; CHO, H., KOKA, S., AGRAWAL, A. (2006). ArcGIS-SWAT: A Geodata Model and GIS interface for SWAT. *Journal of the American Water Resources Association*. v. n. 2, p. 295-309.
- ÖZDEMİR, A.; LELOGLU, U. M. (2018). A fast and automated hydrologic calibration tool for SWAT. *Water Environ J* 33: 488–498.
- PAZ, Y. M., GALVÍNCIO, J. D., DE HOLANDA, R. M., SRINIVASAN, R., & JONES, C. A. (2018). Sensitivity analysis and calibration of the SWAT model for a basin in northeastern Brazil using observed and reanalysis climatic data. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 11(1), 371-389.
- PEREIRA, M. R. S., T. G., DO AMARAL RAMOS, G. J., & CORREIA, C. C. (2021). Visitantes florais em duas espécies do gênero *Pilosocereus* (Cactaceae Juss.) em área de Caatinga. *Diversitas Journal*, 6(1), 584-600.
- PHETANAN, K., HONG, S. M., YUN, D., LEE, J., CHOTPANTARAT, S., JEONG, H., & CHO, K. H. (2024). Enhancing flow rate prediction of the Chao Phraya River Basin using SWAT–LSTM model coupling. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 53, 101820.

- PINHO, P., CASANELLES-ABELLA, J., LUZ, A. C., KUBICKA, A. M., BRANQUINHO, C., LAANISTO, L., ... & MORETTI, M. (2021). Research agenda on biodiversity and ecosystem functions and services in European cities. *Basic and applied ecology*, 53, 124-133.
- PISCOYA, V., SINGH, V., CANTALICE, J., GUERRA, S., RIBEIRO, C., & LUZ, E. (2018). Riparian Buffer Strip Width Design in Semiarid Watershed Brazilian. *Journal of Experimental Agriculture International*, 23(3), 1-7.
- PROSSER, R. S., HOEKSTRA, P. F., GENE, S., TRUMAN, C., WHITE, M., & HANSON, M. L. (2020). A review of the effectiveness of vegetated buffers to mitigate pesticide and nutrient transport into surface waters from agricultural areas. *Journal of environmental management*, 261, 110210.
- PUSHPALATHA, R., PERRIN, C., LE MOINE, N., AND ANDREASSIAN, V. (2012). A review of efficiency criteria suitable for evaluating low-flow simulations, *J. Hydrol.*, 420, 171–182.
- QIU, J., YANG, Q., ZHANG, X., HUANG, M., ADAM, J. C., & MALEK, K. (2019). Implications of water management representations for watershed hydrologic modeling in the Yakima River basin. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 23, n. 1, p. 35-49.
- RAFEE, S. A. A., UVO, C. B., MARTINS, J. A., DOMINGUES, L. M., RUDKE, A. P., FUJITA, T., & FREITAS, E. D. (2019). Large-scale hydrological modelling of the Upper Paraná River Basin. *Water*, v. 11, n. 5, p. 882.
- RITCHIE, Joe T. Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water resources research*, v. 8, n. 5, p. 1204-1213, 1972.
- RODRIGUES, T.; TOMMASELLI, J. T. G.; ARROIO JUNIOR, P. P. (2018). Mapeamento da vulnerabilidade aos processos erosivos a partir de métodos multicriteriais: um estudo sobre as condições ambientais da Bacia Hidrográfica da Represa Laranja Doce, Martinópolis (SP). *Revista Formação*, v. 25, n. 45, p. 67-91.
- SALES, J. M. DE J.; AGUIAR NETTO, A. DE O.; CARVALHO, C. M. DE. (2022). Hydrological modeling of hydrographic basin in the northeast semiarid region of Brazil. *Research, Society and Development*, [S. l.], v. 11, n. 3, p. e48711326735. DOI: 10.33448/rsd-v11i3.26735.
- SALINAS, C. E. T., OLIVEIRA, V. P. V. D., BRITO, L., FERREIRA, A. V., & DE ARAÚJO, J. C. (2019). Social impacts of a large-dam construction: the case of Castanhão, Brazil. *Water International*, 44(8), 871-885.
- SANTHI, C, J. G. ARNOLD, J. R. WILLIAMS, W. A. DUGAS, R. SRINIVASAN, AND L. M. HAUCK. (2001). Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. *J. American Water Resources Assoc.* 37(5): 1169-1188.
- SANTOS, C. A., ALMEIDA, C., RAMOS, T. B., ROCHA, F. A., OLIVEIRA, R., & NEVES, R. (2018). Using a hierarchical approach to calibrate SWAT and predict the semi-arid hydrologic regime of northeastern Brazil. *Water*, 10(9), 1137.
- SANTOS, C. A., ROCHA, F. A., RAMOS, T. B., ALVES, L. M., MATEUS, M., OLIVEIRA, R. P. D., & NEVES, R. (2019). Using a hydrologic model to assess the performance of regional climate models in a semi-arid watershed in Brazil. *Water*, 11(1), 170.
- SANTOS, J. Y. G.; SILVA, R. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SANTOS, C. A. G. (2014). Aplicação do modelo SWAT para estimativa da produção de sedimentos na Bacia do Rio



Tapacurá, Pernambuco. In: Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, 2014, João Pessoa. Anais [...], João Pessoa: ABRH.

SANTOS, M. C. (2017). Solos do Semiárido do Brasil – Semiárido Riquezas e Oportunidades. Cadernos do Semiárido, CREA – PE / Academia Brasileira de Ciência Agronômica, gestão 2015 – 2017, 43p.

SAXTON, Keith E.; RAWLS, Walter J. Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. **Soil science society of America Journal**, v. 70, n. 5, p. 1569-1578, 2006.

SCHOLLES, R. J. (2020). The future of semi-arid regions: a weak fabric unravels. *Climate* 8 (3), 43.

SCIENTEC. (1997). Plano Diretor de Recursos Hídricos do estado da Paraíba, Diagnóstico do Estado–Estudo de Base das Bacias do Rio Piancó e do Alto Piranhas. SCIENTEC. João Pessoa/PB.

SERRÃO, E. A. O., SILVA, M. T., FERREIRA, T. R., DE ATAIDE, L. C. P., WANZELER, R. T. S., DA SILVA, V. D. P. R., ... & DE SOUSA, F. D. A. S. (2021). Large-Scale hydrological modelling of flow and hydropower production, in a Brazilian watershed. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 21(1), 23-35.

SERRÃO, E. A. O., SILVA, M. T., FERREIRA, T. R., DE ATAIDE, L. C. P., DOS SANTOS, C. A., DE LIMA, A. M. M., ... & GOMES, D. J. C. (2022). Impacts of land use and land cover changes on hydrological processes and sediment yield determined using the SWAT model. *International Journal of Sediment Research*, 37(1), 54-69.

SERRÃO, E.A.O., SILVA, M. T., FERREIRA, T. R., DE ATAIDE, L. C. P., DOS SANTOS, C. A., DE LIMA, A. M. M., ... & GOMES, D. J. C. (2022). Impacts of land use and land cover changes on hydrological processes and sediment yield determined using the SWAT model. *International Journal of Sediment Research*, v. 37, n. 1, p. 54-69.

SERVAT, E.; DEZETTER, A. (1991). Selection of calibration objective functions in the context of rainfall-runoff modelling in a Sudanese savannah area. *Hydrological Sciences Journal*, v. 36, n. 4, p. 307-330.

SHARMA, A., PATEL, P. L., & SHARMA, P. J. (2022). Influence of climate and land-use changes on the sensitivity of SWAT model parameters and water availability in a semi-arid river basin. *Catena*, 215, 106298.L

SHEFFIELD, J.; WOOD, E. F.; RODERICK, M. L. (2012). Little change in global drought over the past 60 years. *Nature*, v. 491, n. 7424, p. 435-438, 2012.

SHIRMOHAMMADI, A.; RITTER, W. F. (2000). Agricultural nonpoint source pollution: watershed management and hydrology. CRC Press, 2000.

SHRESTHA, S.; DWIVEDI, P.; MCKAY, S. K.; RADCLIFFE, D. (2019). Assessing the Potential Impact of Rising Production of Industrial Wood Pellets on Streamflow in the Presence of Projected Changes in Land Use and Climate: A Case Study from the Oconee River Basin in Georgia, United States. *Water*, v.11, n.142.

SILVA, D.D.; PAIVA, K. W. N.; PRUSKI, F. F.; SCHAEFFER, C. E. G. R.; AMORIM, R. S. S. (2001). Escoamento superficial para diferentes intensidades de chuva e porcentagens de cobertura num Podzólico Vermelho Amarelo com preparo e cultivo em contornos. *Engenharia Agrícola*, v. 21, n.1, p. 12-22.

- SILVA, J. F. C. B. D. C., DA SILVA, R. M., SANTOS, C. A. G., SILVA, A. M., & VIANNA, P. C. G. (2021a). Analysis of the response of the Epitácio Pessoa reservoir (Brazilian semiarid region) to potential future drought, water transfer and LULC scenarios. *Natural Hazards*, 108, 1347-1371.
- SILVA, LEONARDO PEREIRA ET AL. Efeito de cenários climáticos e de uso e cobertura da terra futuros nos processos hidrossedimentológicos: o caso da bacia do Rio Taperoá–estado da Paraíba. 2019.
- SILVA, M. T. (2014). Mudança no uso de solo e no aporte de sedimentos na bacia hidrográfica do submédio rio São Francisco. Tese de Doutorado (Doutorado em Meteorologia), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande. 122p.
- SILVA, T. J. R. D.; LEITE, J. C. A.; CAVALCANTI, A. K. G.; DANTAS, J. S.; SOUSA, F. Q.; NASCIMENTO, M. B.; MEDEIROS, J. L. S.; ROCHA NETO, O.; CAMPOS, G. M.; SANTOS, L. C. A. (2021b). Análise da Susceptibilidade à Erosão Hídrica em uma Bacia Hidrográfica do Semiárido Brasileiro. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 14, n. 3, p. 1443-1457, 2021.
- SINGH, J., KNAPP, H. V., ARNOLD, J. G., & DEMISSIE, M. (2005). Hydrological modeling of the Iroquois river watershed using HSPF and SWAT 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 41(2), 343-360.
- SIRABAHENDA, Zacharie et al. Assessment of the effective width of riparian buffer strips to reduce suspended sediment in an agricultural landscape using ANFIS and SWAT models. *Catena*, v. 195, p. 104762, 2020.
- SONG, Z., XIA, J., WANG, G., SHE, D., HU, C., & HONG, S. (2022). Regionalization of hydrological model parameters using gradient boosting machine. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 26, n. 2, p. 505-524.
- SORANDO, R., COMÍN, F. A., JIMÉNEZ, J. J., SÁNCHEZ-PÉREZ, J. M., & SAUVAGE, S. (20219). Water resources and nitrate discharges in relation to agricultural land uses in an intensively irrigated watershed. *Science of the Total Environment*, v. 659, p. 1293-1306.
- SOUSA, A. M. L. D.; VITORINO, M. I.; CASTRO, N. M. D. R.; BOTELHO, M. D. N.; SOUZA, P. J. O. P. D. (2015). Evapotranspiration from Remote Sensing to Improve the Swat Model in Eastern Amazonia. *Floresta e Ambiente*, v. 22, n. 4, p. 456-464.
- STADNYK, T. A.; HOLMES, T. L. (2023). Large Scale Hydrologic and Tracer Aided Modelling: A Review. *Journal of Hydrology*, p. 129177.
- SZABÓ, B., KORÁNYI, D., GALLÉ, R., LÖVEI, G. L., BAKONYI, G., & BATÁRY, P. (2022). Urbanization decreases species richness, and increases abundance in dry climates whereas decreases in wet climates: A global meta-analysis. *Science of The Total Environment*, p. 160145, 2022.
- TANG, F. H., LENZEN, M., MCBRATNEY, A., & MAGGI, F. (2021). Risk of pesticide pollution at the global scale. *Nature Geoscience*, v. 14, n. 4, p. 206-210.
- THIEMIG, V. (2014). O desenvolvimento da previsão de alimentos pan-africanos e a exploração de estimativas de precipitação baseadas em satélite (dissertação de doutorado, Universidade de Utrecht).
- THOMSON, KD; STOCKLI, DF; FILDANI, A. (2022). Impacto antropogênico na transferência de sedimentos na bacia hidrográfica superior do Rio Missouri detectada por análise detrítica de zircão. *Geol. Soc. Sou. Touro*. 2022 , 134 , 2485–2502.

- TODINI, E. AND BIONDI, D. (2017). Calibration, parameter estimation, uncertainty, data assimilation, sensitivity analysis, and validation, in: Handbook of applied hydrology, McGraw Hill, New York, 22-1– 22-19, ISBN 9780071835091.
- TOMASELLA, J., VIEIRA, R. M. S. P., BARBOSA, A. A., RODRIGUEZ, D. A., DE OLIVEIRA SANTANA, M., & SESTINI, M. F. (2018). Desertification trends in the Northeast of Brazil over the period 2000–2016. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 73, 197-206.
- TUCCI, C. E. M. (2004). Escoamento Superficial. In: TUCCI, Carlos E. M. *Hidrologia: Ciência e Aplicação*. 3. ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, Cap. 11. p. 391-441.
- TUCCI, C.E.M. (1998). *Modelos Hidrológicos*. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. ABRH: Porto Alegre.
- TUCCI, C.E.M. (2002). Impactos da variabilidade climática e do uso do solo nos recursos hídricos. Agência Nacional de Águas: Câmara Temática sobre Recursos Hídricos - Fórum Brasileiro de Mudanças Climáticas. 150 p.
- VAN DER MEIJ, W. M., TEMME, A. J., LIN, H. S., GERKE, H. H., & SOMMER, M. (2018). On the role of hydrologic processes in soil and landscape evolution modeling: concepts, complications and partial solutions. *Earth-Science Reviews*, v. 185, p. 1088-1106.
- VAN LIEW, M. W., T. L. VEITH, D. D. BOSCH, AND J. G. ARNOLD. (2007). Suitability of SWAT for the conservation effects assessment project: A comparison on USDA-ARS experimental watersheds. *J. Hydrologic Eng.* 12(2): 173-189.
- VERSTRAETEN, G., POESEN, J., GILLIJNS, K., & GOVERS, G. (2006). The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated control measure?. *Hydrological Processes: An International Journal*, 20(20), 4259-4267.
- VERVOORT, R. W., MIECHELS, S. F., VAN OGTROP, F. F., & GUILLAUME, J. H. (2014). Remotely sensed evapotranspiration to calibrate a lumped conceptual model: Pitfalls and opportunities. *Journal of hydrology*, 519, 3223-3236.
- VIANA, J. F. D. S., MONTENEGRO, S. M. G. L., SRINIVASAN, R., SANTOS, C. A. G., MISHRA, M., KALUMBA, A. M., & DA SILVA, R. M. (2023). Land Use and Land Cover Trends and Their Impact on Streamflow and Sediment Yield in a Humid Basin of Brazil's Atlantic Forest Biome. *Diversity*, 15(12), 1220.
- VIANA, J. F. S. (2019). Impactos das mudanças do uso da terra sobre o balanço hidrossedimentológico: bases para gerenciamento dos recursos hídricos na Bacia do Rio Pirapama.
- VIGIAK, O., MALAGÓ, A., BOURAOUI, F., GRIZZETTI, B., WEISSTEINER, C. J., & PASTORI, M. (2016). Impact of current riparian land on sediment retention in the Danube River Basin. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, v. 8, p. 30-49.
- VILLELA, S. M.; MATTOS, A. (1975). *Hidrologia aplicada*. São Paulo: McGraw-Hill.
- THORNTHWAITE, C.W. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Rev.*, v. 38, n. 1, p. 55 94, 19.
- VOGEL, H. F., ZAWADZKI, C. H., & METRI, R. (2009). Florestas ripárias: importância e principais ameaças. *SaBios-Revista de Saúde e Biologia*, v. 4, n.1.
- WAGENER, T.; MONTANARI, A. (2011). Convergence of approaches toward reducing uncertainty in predictions in ungauged basins. *Water Resources Research*, v. 47, n. 6, p. 1-8.

- WAHEED, A., JAMAL, M. H., JAVED, M. F., & MUHAMMAD, K. I. (2024). A CMIP6 multi-model based analysis of potential climate change effects on watershed runoff using SWAT model: A case study of kunhar river basin, Pakistan. *Heliyon*, 10(8).
- WILLIAMS, J. R.; JONES, C. A.; DYKE, P. T. (1984). The EPIC model and its application. *Proc., ICRISAT-IBSNAT-SYSS Symposium on Minimum Data Sets for Agrotechnology Transfer*, 111–121.
- WILLMOT C. J.; MATSUURA, K. (2005). Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Climate research*, v. 30, n. 1, p. 79-82.
- WINCHELL, M., SRINIVASAN, R., DI LUZIO, M., AND ARNOLD, J. G. (2010). ArcSWAT interface for SWAT2009 User's guide. USDA Agricultural Research Service and Texas A&M Blackland Research Center, Temple, Texas. 431p.
- WITTMANN, F., MARQUES, M. C., DAMASCENO JÚNIOR, G., BUDKE, J. C., PIEDADE, M. T., DE OLIVEIRA WITTMANN, A., ... & HOUSEHOLDER, J. E. (2017). The Brazilian freshwater wetscape: Changes in tree community diversity and composition on climatic and geographic gradients. *PLoS One*, 12(4), e0175003.
- WOOLHISER, D. A., SMITH, R. E., & GOODRICH, D. C. KINEROS. (1990). A kinematic runoff and erosion model: documentation and user manual. 1990.
- WOZNICKI, S. A., CADA, P., WICKHAM, J., SCHMIDT, M., BAYNES, J., MEHAFFEY, M., & NEALE, A. (2020). Sediment retention by natural landscapes in the conterminous United States. *Science of the Total Environment*, v. 745, p. 140972.
- WU, J.; CHANG, I. S. (2020). Environmental planning. In: *Environmental Management in China*. Springer, Singapore. p. 17-34.
- YUÇA, F.; BITTENCOURT, J.; MEREGE, P.; SCHMIDLIN, D. (1997). Introdução ao Geoprocessamento. In *GIS BRASIL 97*, Curitiba – Paraná.
- ZALLER, J. G., KRUSE-PLAß, M., SCHLECHTRIEMEN, U., GRUBER, E., PEER, M., NADEEM, I., .. & LANDLER, L. (2022). Pesticides in ambient air, influenced by surrounding land use and weather, pose a potential threat to biodiversity and humans. *Science of the Total Environment*, v. 838, p. 156012, 2022.
- ZARNOTT, D. H., TAVARES, V. E. Q., GIARDINA, C., & ALBA, J. M. F. (2020). The influence of riparian areas on direct surface runoff of precipitation events. *Floresta e Ambiente*, v. 27.
- ZHANG, H., WANG, B., LI LIU, D., ZHANG, M., LESLIE, L. M., & YU, Q. (2020). Using an improved SWAT model to simulate hydrological responses to land use change: A case study of a catchment in tropical Australia. *Journal of Hydrology*, 585, 124822.
- ZHANG, JING; ZHANG, PEIQI; SONG, YONGYU. (2022). Comparative Water Environment Simulation Study of Two Typical Models with BMPs in a Karst Basin. *Agriculture*, v. 12, n. 1, p. 69, 2022.
- ZHANG, Y. (2004). Understanding image fusion. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v. 70, p. 657–661, 2004.

**APÊNDICE A. CARACTERÍSTICAS DAS MANCHAS DE SOLO IDENTIFICADAS E UTILIZADOS NA MODELAGEM**

		<b>TIPOS DE SOLO</b>								
		<b>NLd</b>	<b>NLc</b>	<b>Ava</b>	<b>Avc</b>	<b>LC</b>	<b>CH</b>	<b>NR</b>	<b>AL</b>	<b>AR</b>
<b>Grupo hidrológico</b>		<b>D</b>	<b>D</b>	<b>C</b>	<b>C</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>D</b>	<b>D</b>	<b>D</b>
<b>1° CAMADA</b>	<b>SOL_Z1</b>	200	400	200	120	150	100	300	2000	5
	<b>SOL_BD1</b>	1,46	1,46	1,39	1,48	1,47	1,48	1,43	1,4	1,37
	<b>SOL_AWC1</b>	0,1	0,09	0,2	0,1	0,1	0,11	0,13	0,22	0,18
	<b>SOL_CBN1</b>	0,83	0,44	1,77	2,8	0,73	1,1	0,38	3,13	0
	<b>CLAY1</b>	15	10	11	18	14	24	5	5	98
	<b>SILT1</b>	22	25	26	22	22	22	13	3	1
	<b>SAND1</b>	63	65	63	60	64	54	82	92	1
	<b>ROCK1</b>	68	8	13	6	46	1	1	1	70
	<b>USLE_K1</b>	0,12	0,16	0,12	0,2	0,36	0,16	0,07	0,07	0,07
<b>2° CAMADA</b>	<b>SOL_Z2</b>			350	300	450	1400	950	4000	
	<b>SOL_BD2</b>			1,5	1,47	1,29	1,48	1,43	1,44	
	<b>SOL_AWC2</b>			0,1	0,12	0,11	0,11	0,08	0,04	
	<b>SOL_CBN2</b>			0,57	1,01	0,55	0,38	0,17	6,38	
	<b>CLAY2</b>			23	29	59	32	11	12	
	<b>SILT2</b>			23	21	19	16	14	8	
	<b>SAND2</b>			54	50	22	52	75	80	
	<b>ROCK2</b>			8	5	0	1	1	0	
	<b>USLE_K2</b>			0,12	0,2	0,33	0,34	0,07	0,11	
<b>3° CAMADA</b>	<b>SOL_Z3</b>			1100	600	600	1900	1300		
	<b>SOL_BD3</b>			1,49	1,4	1,44	1,47	1,5		
	<b>SOL_AWC3</b>			0,11	0,12	0,13	0,12	0,08		
	<b>SOL_CBN3</b>			0,29	0,6	0,25	0,23	0,14		
	<b>CLAY3</b>			37	45	25	29	15		
	<b>SILT3</b>			22	18	32	22	14		
	<b>SAND3</b>			41	37	43	49	71		
	<b>ROCK3</b>			8	5	3	2	5		
	<b>USLE_K3</b>			0,16	0,45	0,36	0,34	0,07		
<b>4° CAMADA</b>	<b>SOL_Z4</b>			1200	900					
	<b>SOL_BD4</b>			1,44	1,44					
	<b>SOL_AWC4</b>			0,13	0,12					
	<b>SOL_CBN4</b>			0,25	0,33					
	<b>CLAY4</b>			33	40					

<b>SILT4</b>	25	18
<b>SAND4</b>	42	42
<b>ROCK4</b>	8	8
<b>USLE_K4</b>	0,16	0,45

SOL\_Z: Profundidade da camada (mm); SOL\_BD: Densidade aparente (g/cm<sup>3</sup>); SOL\_AWC: água disponível no solo; SOL\_CBN: Carbono orgânico (%); CLAY: Areia (%); SILT1: Silte (%); SAND: Argila (%); ROCK: Cascalho (mm); USLE\_K: fator de erodibilidade

## APÊNDICE B. POSTOS PLUVIOMÉTRICOS UTILIZADOS NA PESQUISA

<b>Código ANA</b>	<b>Posto pluviométrico</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>	<b>Altitude (m)</b>
737022	Água Branca	-7.512	-37.637	733
738025	Aguiar	-7.093	-38.173	268
738012	Boa Ventura	-7.421	-38.218	314
738022	Bonito Sta Fe	-7.314	-38.514	591
738069	Carrapateira	-7.037	-38.345	383
737065	Catingueira	-7.128	-37.608	295
738020	Conceição	-7.560	-38.502	388
737066	Coremas	-7.025	-37.943	249
738077	Curral Velho	-7.538	-38.199	346
738074	Diamante	-7.423	-38.266	309
737053	Emas	-7.106	-37.715	269
737068	Ibiara	-7.506	-38.407	344
738070	Igaracy	-7.179	-38.147	305
737017	Imaculada	-7.382	-37.509	797
738017	Itaporanga	-7.302	-38.150	292
738073	Itaporanga-Fazenda	-7.364	-38.205	310
737016	Juru	-7.548	-37.807	724
737069	Mae D'Água	-7.257	-37.425	410
738015	Manaira	-7.707	-38.153	768
737070	Nova Olinda	-7.482	-38.043	322
636078	Olho D'Água	-7.228	-37.751	271
738075	Pedra Branca	-7.417	-38.067	295
636081	Princesa Isabel	-7.733	-37.994	686
738076	Santa Inês	-7.625	-38.557	413
737075	Santa Teresinha	-7.084	-37.445	308
738079	Santana De Mangueira	-7.550	-38.335	371
737074	Santana dos Garrotes	-7.383	-37.990	323
638049	São Jose da Lagoa Tapada	-6.942	-38.162	261
738071	São Jose de Caiana	-7.253	-38.300	629
738080	São Jose de Princesa	-7.742	-38.099	724
738099	Serra Grande	-7.214	-38.372	594
737059	Tavares	-7.634	-37.877	731

