



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE

JOÃO ANTONIO DOS SANTOS PEREIRA

**DINÂMICA HIDROSEDIMENTOLÓGICA FRENTE À CENÁRIOS FUTUROS DE
USO DO SOLO E MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA ZONA DA MATA DE
PERNAMBUCO**

Recife

2023

JOÃO ANTONIO DOS SANTOS PEREIRA

**DINÂMICA HIDROSEDIMENTOLÓGICA FRENTE À CENÁRIOS FUTUROS DE
USO DO SOLO E MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA ZONA DA MATA DE
PERNAMBUCO**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de doutor em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Área de concentração: Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Orientador: Prof^ª. Dr^a Werônica Meira de Souza.

Coorientador: Prof. Dr. Rodrigo de Queiroga Miranda.

Coorientador: Prof^ª Dr^a Aline do Monte Gurgel.

Recife

2023

Catalogação na Fonte
Bibliotecário: Rodrigo Leopoldino Cavalcanti I, CRB4-1855

P436d	<p>Pereira, João Antonio dos Santos. Dinâmica hidrossedimentológica frente à cenários futuros de uso do solo e mudanças climáticas na Zona da Mata de Pernambuco / João Antonio dos Santos Pereira. – 2023. 145 f. : il. ; tab. ; 30 cm.</p> <p>Orientadora : Werônica Meira de Souza. Coorientador : Rodrigo de Queiroga Miranda. Coorientadora : Aline do Monte Gurgel. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, CFCH. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Recife, 2023.</p> <p>Inclui referências.</p> <p>1. Meio ambiente. 2. Mudanças climáticas. 3. Solo - Uso. 4. Modelo SWAT. 5. Recursos hídricos. I. Souza, Werônica Meira de (Orientadora). II. Miranda, Rodrigo de Queiroga (Coorientador). III. Gurgel, Aline do Monte (Coorientadora). IV. Título.</p> <p>363.7 CDD (22.ed.)</p>
-------	--

UFPE (BCFCH2023-106)

JOÃO ANTONIO DOS SANTOS PEREIRA

**DINÂMICA HIDROSEDIMENTOLÓGICA FRENTE À CENÁRIOS FUTUROS DE
USO DO SOLO E MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA ZONA DA MATA DE
PERNAMBUCO**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de doutor em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Área de concentração: Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Aprovada em: 24/02/2023.

BANCA EXAMINADORA

Prof^o. Dr^a Werônica Meira de Souza (Orientadora)
Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE

Prof^o. Dr. Inaja Francisco de Sousa
Universidade Federal de Sergipo – UFS

Prof^o Dr. Freds Fernando Alves de Almeida
Universidade Federal do Agreste Pernambucano – UFAPE

Prof^a Dr^a Carlyne Wanessa Lins de Andrade Farias
Universidade Federal da Paraíba – UFPB

Prof^a Dr^a Alzira Gabrielle Soares Saraiva Souza
Instituto Federal da Bahia – IFBaiano

A meus familiares, amigos e companheiros de caminhada, que estiveram ao meu lado nessa aventura de um menino do interior que descobriu que podia sonhar alto.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer à Deus pelo dom da vida e por tudo que tem me proporcionado ao longo de minha existência.

Aos meus pais João e Maria, pelo amor, zelo, carinho, esforço, estímulo, e compreensão com o fato de eu nem sempre poder me fazer presente no dia a dia deles, além das diversas demonstrações de como ser um modelo de pais, nunca me deixando desanimar frente às adversidades encontradas.

Aos meus irmãos Izabela e João Paulo, por se manterem sempre ao meu lado me apoiando durante esta caminhada, e por toda amizade e companheirismo oferecidos a mim, sendo irmãos inseparáveis e com quem sempre pude contar.

À Mirandolina Neta, pelo incentivo, carinho, e compreensão pelos momentos em que precisei ficar ausente durante o desenvolvimento deste trabalho.

A todos os meus familiares e amigos de infância, onde sempre encontrei palavras de apoio e incentivo para seguir essa caminhada.

Agradeço imensamente à professora Werônica Meira pela orientação e confiança, me dando autonomia no desenvolvimento deste estudo, e balizando desde o início os caminhos dessa Tese. Ao meu querido amigo e coorientador Rodrigo Miranda, pelas indispensáveis orientações no desenrolar deste trabalho, sem você essa caminhada teria sido muito mais difícil. A minha coorientadora Aline Gurgel, por abrir as portas da Fiocruz para mim, e aceitar o desafio de cooperação entre diferentes ramos do conhecimento, que buscam se completar com a finalidade de promover soluções para os problemas socioambientais do nosso território.

Aos integrantes das bancas ao longo do desenvolvimento deste estudo, os professores Freds Almeida, Carolyne Andrade, Gabrielle Saraiva, Hagen Koch, Valéria Costa e Josiclêda Galvêncio. Suas contribuições foram fundamentais nessa jornada.

Ao Programa de Pós-graduação em desenvolvimento e Meio Ambiente, pela formação de excelência e zelo com os alunos. E à CAPES pela concessão da bolsa de estudos, mecanismo fundamental ao desenvolvimento deste trabalho. À Solange de Paula, pela solicitude e gentileza com que sempre trata a todos na secretaria da Pós-graduação.

Aos meus colegas de turma, com quem sempre pude contar nos momentos de dúvidas, e onde encontrei acima de tudo, bons amigos. Aos meus amigos e colegas do laboratório SERGEO, pelos anos de parceria, apoio e discussões que engrandeceram o trabalho. Aos meus amigos e colegas de trabalho na Consultoria Ambiental, pelo incentivo e torcida pelo meu êxito.

E a todos aqueles que participaram da minha caminhada até aqui, desculpem-me àqueles que não citei nominalmente, mas sempre que pensar nesses anos, a imagem de vocês me virá na memória com carinho e saudade das experiências vividas.

RESUMO

A maneira que os recursos ambientais são utilizados refletem a potencialidade de cada região, assim como o modelo econômico de desenvolvimento adotado pela sociedade. As mudanças no uso do solo, sejam em função de fatores naturais ou econômicos, impactam em grande medida a qualidade e disponibilidade dos recursos hídricos. De modo que essa dinâmica pode sofrer impactos cada vez maiores em função do crescimento das demandas da sociedade, associadas às intempéries climáticas que se apresentam cada vez de forma mais claras em vista do desenvolvimento de metodologias de análise climáticas. Em Pernambuco, dentre as regiões mais importantes socioeconomicamente, está a Zona da Mata. Esta região apresenta uma característica marcante quanto ao seu uso do solo, que é o histórico centenário de cultivo de cana-de-açúcar. No entanto, essa região observa alterações no uso do solo em função do crescimento industrial, das dificuldades que o setor sucroalcooleiro enfrenta para se manter competitivo em relação à outras regiões do país, fazendo com que áreas que antes eram dominadas pelo cultivo da cana-de-açúcar, sejam convertidas principalmente em pastagens e outros cultivos agrícolas. Para avaliar os reflexos dessa dinâmica nos recursos hídricos da região, foi utilizada modelagem hidrológica através do modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) em duas das principais bacias hidrográficas do estado, as bacias dos rios Goiana e Sirinhaém. Após calibração e validação do modelo hidrológico, foram traçados cenários para simular condições de mudanças climáticas e de uso do solo, de modo a observar como as possíveis novas condições podem afetar a dinâmica hidrossedimentológica destas bacias. Os cenários de mudanças no uso do solo foram determinados buscando retratar a tendência atual de variação do uso, e pequenas alterações percentuais quanto à predominância de cada classe, com o intuito de prever mudanças não tão drásticas, de modo que os resultados representam ao máximo, possibilidades reais dessa dinâmica, uma vez que o processo de substituição de atividades econômicas é um processo geralmente lento e não linear no tempo. Foram simulados cenários de mudanças climáticas para estimar futuras condições baseadas nas tendências que a literatura atual aponta como possibilidades. Foram testadas variações positivas e negativas de 5% para a precipitação, e variações positivas na temperatura de 1°C e 3°C, para observar como essas mudanças impactariam na dinâmica hídrica das bacias hidrográficas analisadas. Os cenários propostos buscaram simular condições de uso do solo primeiramente, seguindo a tendência de diminuição de áreas destinadas à cultura da cana-de-açúcar, e convertendo-as em áreas de pastagem e mosaico de agricultura de sequeiro e pastagem. O outro cenário estimado manteve a lógica de redução da área de cana-de-açúcar, porém as classes que observaram aumento foram as de mosaico de agricultura de sequeiro e fragmentos de florestas.

Os resultados obtidos para a bacia do rio Goiana apontam para redução dos volumes de água lançados à atmosfera em forma de vapor por meio da evapotranspiração, de modo que mais água permanece na superfície disponível para recarga de aquífero em função do aumento da percolação, no entanto, esse excedente hídrico também gera aumento do escoamento superficial e conseqüentemente, da produção de sedimentos, o que pode propiciar uma maior ocorrência de eventos de inundação e assoreamento dos corpos hídricos, além de perda de solo agricultável, quando associados aos eventos extremos de precipitação que cada vez mais se mostram recorrentes. Para a bacia do rio Sirinhaém as mudanças propostas do uso do solo pouco alteraram a dinâmica da evapotranspiração, a percolação variou levemente de forma negativa, assim como o escoamento superficial. A variação da produção de sedimentos se deu de forma irregular ao longo da bacia, no entanto, nas sub-bacias localizadas nos baixos cursos dos rios presentes na bacia, observou-se uma tendência de aumento dos volumes de sedimentos produzidos. Essa baixa alteração dos valores encontrados nos elementos do ciclo hidrológico para a bacia do rio Sirinhaém pode ter sido em função de que, mesmo com a alteração do uso do solo, a cana-de-açúcar ainda se manteve como uso principal, praticamente resultando no somatório das áreas destinadas à pastagem, agricultura de sequeiro e fragmentos florestais. Quanto aos cenários propostos com o intuito de simular diferentes condições climáticas, foi-se constatado que ambas as bacias apresentam suscetibilidades relevantes quando à disponibilidade hídrica em cenários que projetam reduções nos volumes de precipitação e tendências à consideráveis aumento percentuais de escoamento superficial e produção de sedimentos em cenários que consideram um aumento no volume de precipitações na ordem de 5%. Esses resultados apontam para a necessidade de um planejamento efetivo com relação aos recursos hídricos no estado, uma vez que as crescentes demandas por água em função da expansão da demanda hídrica com o crescimento urbano e populacional, além do maior desenvolvimento do setor industrial na região, geram pressões sobre os recursos naturais. Some-se a isso o fato de que há muitas incertezas relativas às alterações que as mudanças climáticas podem impor ao estado, gerando uma necessidade de se tomar medidas de manejo para que se garantam a sustentabilidade das atividades econômicas, associadas ao atendimento das demandas hídricas da sociedade como um todo.

Palavras-chave - mudanças climáticas; uso do solo; modelo SWAT; recursos hídricos.

ABSTRACT

The way which environmental resources are used reflects the potential of each region, as well as the economic development model adopted by the society. Changes in land use, whether due to natural or economic factors, greatly impact the quality and availability of water resources. Therefore, this dynamic can suffer increasing impacts due to the growth of society's demands, associated with the climatic storms, which are becoming increasingly clear in view of the development of climate analysis methodologies. In Pernambuco, one of the most socioeconomically important regions is the Zona da Mata. This region has a striking feature in terms of its land use, which is the historic centenary of sugarcane cultivation. However, this region observes changes in land use due to industrial growth, the difficulties that the sugar and alcohol sector faces to remain competitive in relation to other regions of the country, making areas that were previously dominated by the cultivation of sugarcane, are converted mainly into pastures and other agricultural crops. To assess the effects of this dynamic on water resources in the region, hydrological modeling was used using the SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model in two of the main river basins in the state, the basins of the Goiana and Sirinhaém rivers. After calibration and validation of the hydrological model, scenarios were designed to simulate conditions of climate change and land use, in order to observe how the possible new conditions may affect the hydro-sedimentological dynamics of these basins. The scenarios of changes in land use were determined seeking to portray the current trend of variation in use, and small percentage changes regarding the predominance of each class, with the aim of predicting not so drastic changes, so that the results represent the maximum, real possibilities of this dynamic, since the process of replacing economic activities is generally slow and non-linear in time.

Climate change scenarios were simulated to estimate future conditions based on trends that the current literature points to as possibilities. Positive and negative variations of 5% for precipitation, and positive variations in temperature of 1°C and 3°C, were tested to observe how these changes would impact the water dynamics of the hydrographic basins analyzed. The proposed scenarios sought to simulate conditions of land use primarily, following the trend of decreasing areas destined to sugarcane cultivation, and converting them into pasture areas and mosaic of rainfed agriculture and pasture. The other estimated scenario maintained the logic of reducing the sugarcane area, however the classes that observed an increase were those of rainfed agriculture mosaic and forest fragments. The results obtained for the Goiana river basin point to a reduction in the volumes of water released into the atmosphere in the form of vapor through evapotranspiration, so that more water remains on the surface available for aquifer recharge due

to the increase in percolation, however, this water surplus also generates an increase in surface runoff and, consequently, in the production of sediments, which can lead to a greater occurrence of flooding events and silting up of water bodies, in addition to the loss of arable soil, when associated with extreme precipitation events that are becoming more and more recurrent. For the Sirinhaém river basin, the proposed changes in land use did little to change the dynamics of evapotranspiration, percolation varied slightly in a negative way, as well as surface runoff. The variation in sediment production is irregular throughout the basin, however, in the sub-basins located in the lower courses of the rivers present in the basin, a trend towards an increase in the volumes of sediment produced was observed. This low change in the values found in the elements of the hydrological cycle for the Sirinhaém river basin may have been due to the fact that, even with the change in land use, sugar cane still remained as the main use, practically resulting in the sum of areas destined for pasture, rainfed agriculture and forest fragments. As for the scenarios proposed in order to simulate different climatic conditions, it was found that both basins have relevant susceptibilities regarding water availability in scenarios that project reductions in precipitation volumes and trends towards a considerable increase in percentages of surface runoff and sediment production in scenarios that consider an increase in the volume of precipitation in the order of 5%. These results point to the need for effective planning regarding water resources in the state, since the growing demands for water due to the expansion of water demand with urban and population growth, in addition to the greater development of the industrial sector in the region, generate pressures on natural resources. Add to this the fact that there are many uncertainties regarding the effects that climate change may impose on the state, generating a need to take management measures so that ensure the sustainability of economic activities, associated with meeting the water demands of society in general.

Keywords - climate change; land use; SWAT model; water resources.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: CICLO DO NITROGÊNIO MODELADO PELO SWAT.	34
FIGURA 2: CICLO DO FÓSFORO MODELADO PELO SWAT.	35
FIGURA 3: MAPA DE LOCALIZAÇÃO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS OBJETOS DA PESQUISA.....	41
FIGURA 4: MAPA DE USO DO SOLO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.	43
FIGURA 5: MAPA DE USO DO SOLO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRINHAÉM.....	44
FIGURA 6: MAPA DAS CLASSES DE SOLO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.....	46
FIGURA 7: MAPA DAS CLASSES DE SOLO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRINHAÉM.....	47
FIGURA 8: DECLIVIDADE DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.	49
FIGURA 9: DECLIVIDADE DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRINHAÉM.	50
FIGURA 10: DISTRIBUIÇÃO DAS ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.....	51
FIGURA 11: DISTRIBUIÇÃO DAS ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRINHAÉM.	52
FIGURA 12: SENSIBILIDADE DE CADA PARÂMETRO NA CALIBRAÇÃO DA VAZÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.	69
FIGURA 13: VAZÃO OBSERVADA, SIMULADA, INCERTEZA GERADA E PRECIPITAÇÃO NA ESTAÇÃO SUB. 2.....	71
FIGURA 14: VAZÃO OBSERVADA, SIMULADA, INCERTEZA GERADA E PRECIPITAÇÃO NA ESTAÇÃO SUB. 9.....	71
FIGURA 15: VAZÃO OBSERVADA, SIMULADA, INCERTEZA GERADA E PRECIPITAÇÃO NA ESTAÇÃO SUB. 14.....	72
FIGURA 16: VAZÃO OBSERVADA, SIMULADA, INCERTEZA GERADA E PRECIPITAÇÃO NA ESTAÇÃO SUB. 17.....	73
FIGURA 17: VAZÃO OBSERVADA, SIMULADA, INCERTEZA GERADA E PRECIPITAÇÃO NA ESTAÇÃO SUB. 16.....	73

FIGURA 18: DESEMPENHO DA CALIBRAÇÃO DAS SÉRIES DE VAZÃO PARA AS ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.....	74
FIGURA 19: SENSIBILIDADE DE CADA PARÂMETRO NA CALIBRAÇÃO DA VAZÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRINHAÉM.	76
FIGURA 20: VAZÃO OBSERVADA, SIMULADA, INCERTEZA GERADA E PRECIPITAÇÃO NA ESTAÇÃO SUB. 1.....	77
FIGURA 21: VAZÃO OBSERVADA, SIMULADA, INCERTEZA GERADA E PRECIPITAÇÃO NA ESTAÇÃO SUB. 2.....	78
FIGURA 22: VAZÃO OBSERVADA, SIMULADA, INCERTEZA GERADA E PRECIPITAÇÃO NA ESTAÇÃO SUB. 3.....	78
FIGURA 23: VAZÃO OBSERVADA, SIMULADA, INCERTEZA GERADA E PRECIPITAÇÃO NA ESTAÇÃO SUB. 16.....	79
FIGURA 24: DESEMPENHO DA CALIBRAÇÃO DAS SÉRIES DE VAZÃO PARA AS ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRINHAÉM.....	80
FIGURA 25. VARIAÇÃO MENSAL DA PRECIPITAÇÃO DA BACIA DO RIO GOIANA REFERENTE À NORMAL CLIMATOLÓGICA (1991-2020).....	81
FIGURA 26: VARIAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO MENSAL NA BACIA DO RIO GOIANA NA NORMAL CLIMATOLÓGICA 1991-2020.	82
FIGURA 27: DISTRIBUIÇÃO DA PRECIPITAÇÃO ACUMULADA ANUAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.....	83
FIGURA 28: EVAPOTRANSPIRAÇÃO REAL MÉDIA ANUAL NA BACIA DO RIO GOIANA.....	84
FIGURA 29: EVAPOTRANSPIRAÇÃO REAL MÉDIA POR SUB-BACIA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.....	85
FIGURA 30: ESCOAMENTO SUPERFICIAL MÉDIO ANUAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.....	86
FIGURA 31: ESCOAMENTO SUPERFICIAL MÉDIO POR SUB-BACIA, NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.....	87
FIGURA 32: PERCOLAÇÃO MÉDIA ANUAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.....	88
FIGURA 33: PERCOLAÇÃO MÉDIA POR SUB-BACIA, NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.	89

FIGURA 34: PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS MÉDIA ANUAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.....	90
FIGURA 35: PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS MÉDIA POR SUB-BACIA, NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.....	91
FIGURA 36. VARIAÇÃO MENSAL DA PRECIPITAÇÃO DA BACIA DO RIO SIRINHAÉM (1991-2020).	92
FIGURA 37: VARIAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO MENSAL NA BACIA DO RIO SIRINHAÉM NA NORMAL CLIMATOLÓGICA 1991-2020.....	93
FIGURA 38: DISTRIBUIÇÃO DA PRECIPITAÇÃO ACUMULADA ANUAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRINHAÉM	94
FIGURA 39: EVAPOTRANSPIRAÇÃO REAL MÉDIA ANUAL NA BACIA DO RIO SIRINHAÉM.....	95
FIGURA 40: EVAPOTRANSPIRAÇÃO REAL MÉDIA POR SUB-BACIA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRINHAÉM.	96
FIGURA 41: ESCOAMENTO SUPERFICIAL MÉDIO ANUAL NA BACIA DO RIO SIRINHAÉM.....	97
FIGURA 42: ESCOAMENTO SUPERFICIAL MÉDIO ANUAL POR SUB-BACIA NA BACIA DO RIO SIRINHAÉM.	98
FIGURA 43: PERCOLAÇÃO MÉDIA ANUAL NA BACIA DO RIO SIRINHAÉM.....	99
FIGURA 44: PERCOLAÇÃO MÉDIA ANUAL POR SUB-BACIA NA BACIA DO RIO SIRINHAÉM.....	100
FIGURA 45: PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS MÉDIA ANUAL NA BACIA DO RIO SIRINHAÉM.....	101
FIGURA 46: PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS MÉDIA ANUAL POR SUB-BACIA NA BACIA DO RIO SIRINHAÉM.	102
FIGURA 47: VARIAÇÃO DA ÁREA PLANTADA DE CANA-DE-AÇÚCAR NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.....	104
FIGURA 48: VARIAÇÃO DA ÁREA PLANTADA DE CANA-DE-AÇÚCAR NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRINHAÉM.	105
FIGURA 49: PRECIPITAÇÃO PROJETADA PARA O ESTADO DE PERNAMBUCO PARA O RESTANTE DO SÉCULO XXI, ATRAVÉS DOS CENÁRIOS DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO LIGADOS AO USO DOS RECURSOS AMBIENTAIS	106

FIGURA 50: TEMPERATURAS MÉDIAS PROJETADAS PARA O ESTADO DE PERNAMBUCO PARA O RESTANTE DO SÉCULO XXI, ATRAVÉS DOS CENÁRIOS DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO LIGADOS AO USO DOS RECURSOS AMBIENTAIS.....	107
FIGURA 51: PRECIPITAÇÃO ESTIMADA PARA PERNAMBUCO PELO CMIP5 PARA O PERÍODO DE 2006-2100.....	107
FIGURA 52: TEMPERATURA MÉDIA ESTIMADA PARA PERNAMBUCO PELO CMIP5 PARA O PERÍODO DE 2006-2100.....	108
FIGURA 53. CENÁRIOS DE USO SOLO SIMULADOS PARA A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.....	111
FIGURA 54. CENÁRIOS DE USO SOLO SIMULADOS PARA A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRINHAÉM.	111
FIGURA 55. VARIAÇÃO DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO REAL SOB DIFERENTES CENÁRIOS DE USO DO SOLO.	112
FIGURA 56. VARIAÇÃO DA PERCOLAÇÃO DA ÁGUA NO SOLO SOB DIFERENTES CENÁRIOS DE USO DO SOLO.	113
FIGURA 57. VARIAÇÃO DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DA ÁGUA SOB DIFERENTES CENÁRIOS DE USO DO SOLO.	114
FIGURA 58. VARIAÇÃO PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS SOB DIFERENTES CENÁRIOS DE USO DO SOLO.	115
FIGURA 59. VARIAÇÃO DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO REAL SOB DIFERENTES CENÁRIOS DE USO DO SOLO.	116
FIGURA 60. VARIAÇÃO DA PERCOLAÇÃO DA ÁGUA NO SOLO SOB DIFERENTES CENÁRIOS DE USO DO SOLO.	117
FIGURA 61. VARIAÇÃO DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DA ÁGUA SOB DIFERENTES CENÁRIOS DE USO DO SOLO.	118
FIGURA 62. VARIAÇÃO PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS SOB DIFERENTES CENÁRIOS DE USO DO SOLO.	119
FIGURA 63: COMPORTAMENTO DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO REAL PARA OS CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS AVALIADOS.....	121
FIGURA 64: COMPORTAMENTO DA PERCOLAÇÃO DA ÁGUA PARA OS CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS AVALIADOS.....	122
FIGURA 65: COMPORTAMENTO DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DA ÁGUA PARA OS CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS AVALIADOS.....	122

FIGURA 66: COMPORTAMENTO DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS PARA OS CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS AVALIADOS.....	123
FIGURA 67: COMPORTAMENTO DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO REAL PARA OS CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS AVALIADOS.....	124
FIGURA 68: COMPORTAMENTO DA PERCOLAÇÃO DA ÁGUA PARA OS CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS AVALIADOS.	125
FIGURA 69: COMPORTAMENTO DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL PARA OS CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS AVALIADOS.....	125
FIGURA 70: COMPORTAMENTO DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS PARA OS CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS AVALIADOS.....	126

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: PRODUTOS MODIS.....	27
TABELA 2: CLASSES DE USO DO SOLO E SUA REPRESENTATIVIDADE NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.....	44
TABELA 3: CLASSES DE USO DO SOLO E SUA REPRESENTATIVIDADE NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRINHAÉM.	45
TABELA 4: CLASSES DE SOLO E SUA REPRESENTATIVIDADE NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.....	47
TABELA 5: CLASSES DE SOLO E SUA REPRESENTATIVIDADE NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRINHAÉM.	47
TABELA 6: CLASSES DE DECLIVIDADE DO RELEVO.	48
TABELA 7: CLASSES DE DECLIVIDADE E SUA REPRESENTATIVIDADE NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.....	49
TABELA 8: CLASSES DE DECLIVIDADE E SUA REPRESENTATIVIDADE NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRINHAÉM.	50
TABELA 9: VALORES DE REFERÊNCIA PARA ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DA MODELAGEM NO SWAT.....	66
TABELA 10: PARÂMETROS UTILIZADOS PARA CALIBRAÇÃO DA VAZÃO NA BACIA DO RIO GOIANA.....	67
TABELA 11: RESULTADO DOS TESTES ESTATÍSTICOS DA CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DA VAZÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA.	70
TABELA 12: PARÂMETROS UTILIZADOS PARA CALIBRAÇÃO DA VAZÃO NA BACIA DO RIO SIRINHAÉM.	74
TABELA 13: RESULTADO DOS TESTES ESTATÍSTICOS DA CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DA VAZÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRINHAÉM.....	76
TABELA 14: VARIAÇÕES CONSIDERADAS NOS CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS.	120

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BMP's	Best Management Practices
SWAT	Soil and Water Assessment Tools
HAWQS	Hydrologic and Water Quality System
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
NASA	National Aeronautics and Space Administration
LAI	Leaf Area Index
SIG	Sistemas de Informações Geográficas
USDA	United States Department of Agriculture
TOPMODEL	Topography-based Hydrological Model
MGB-IPH	Modelo Hidrológico de Grandes Bacias
ARS	Agricultural Research Service
USLE	Universal Soil Loss Equation
MUSLE	Modified Universal Soil Loss Equation
IPCC	The Intergovernmental Panel on Climate Change
WGCM	Working Group on Coupled Modeling
CMIP5	Coupled Model Intercomparison Project
RCPs	Representative Concentration Pathways
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Clima
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
HRU's	Hydrological Response Units
CN	Curva Número
SCS	Soil Conservation Service
SWAT-CUP	SWAT Calibration and Uncertainty Programs
SUFI2	Sequential Uncertainty Fitting 2
ANA	Agência Nacional de Águas
NSE	Nash-Sutcliffe efficiency
PBIAS	Percent bias
RSR	RMSE-observations standard deviation ratio
RMSE	Root Mean Square Error
SIDRA	Sistema IBGE de Recuperação Automática
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
SSP	Shared Socioeconomic Pathways
PERH/PE	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	20
2	OBJETIVOS	23
3	REFERENCIAL TEÓRICO	24
3.1	USO E COBERTURA DO SOLO	24
3.2	MODELAGEM DO USO E COBERTURA DO SOLO	24
3.3	SENSORIAMENTO REMOTO E ÍNDICES DE VEGETAÇÃO	26
3.4	LAI (<i>LEAF AREA INDEX</i>)	27
3.5	EVAPOTRANSPIRAÇÃO	29
3.6	MODELAGEM HIDROLÓGICA PARA ESTUDOS AMBIENTAIS	30
3.7	MODELO HIDROLÓGICO <i>SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL</i> (SWAT) E APLICAÇÕES	31
3.8	DINÂMICA DO TRANSPORTE DE SEDIMENTOS E NUTRIENTES E IMPACTOS NA QUALIDADE DA ÁGUA	32
3.9	MUDANÇAS CLIMÁTICAS E IMPACTOS NA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS E NA DINÂMICA HIDROLÓGICA	37
3.10	IMPACTOS SOCIOECONÔMICOS DA MÁ GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS	39
4	METODOLOGIA	41
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA	41
4.1.1	Descrição das bacias hidrográficas	41
4.1.2	Uso e cobertura do solo	42
4.1.3	Classes de solo	45
4.1.4	Relevo	48
4.1.5	Características climáticas	50
4.2	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	52
4.2.1	Processamento no SWAT	52
4.2.2	Processos de transporte de sedimentos em canais	56
4.2.3	Processos de transporte de nutrientes em canais	58
4.2.4	Estimativa da evapotranspiração no SWAT	60
4.3	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E CALIBRAÇÃO DO MODELO SWAT	65
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
5.1	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE	67

5.1.1	Análise da calibração e validação do modelo – bacia hidrográfica do rio Goiana	67
5.1.2	Análise da calibração e validação do modelo – bacia hidrográfica do rio Sirinhaém	74
5.1.3	Análise da dinâmica hidrossedimentológica da bacia hidrográfica do rio Goiana	80
5.1.4	Análise da dinâmica hidrossedimentológica da bacia hidrográfica do rio Sirinhaém	91
5.1.5	Impactos das mudanças climáticas e do uso do solo	102
5.1.5.1	Mudanças do uso do solo nas bacias hidrográficas dos rios Goiana e Sirinhaém	103
5.1.5.2	Mudanças climáticas nas bacias hidrográficas dos rios Goiana e Sirinhaém	105
5.1.6	Análise dos cenários do uso do solo	110
5.1.7	Análise dos cenários de mudanças climáticas	119
5.1.8	Estratégias para convivência e mitigação dos impactos das mudanças climáticas e do uso do solo	126
6	CONCLUSÕES	129
	REFERÊNCIAS	131

1 INTRODUÇÃO

As mudanças no uso e cobertura do solo refletem o modelo de desenvolvimento adotado por cada sociedade. A maneira de gerenciar os recursos ambientais condiciona os impactos que a ocupação humana causa em uma região.

Em territórios tradicionalmente agrícolas, essa dinâmica é um importante fator na qualidade ambiental. A agricultura, sobretudo a extensiva, tem o potencial de interferir em grande medida na sanidade ambiental (LOVE; EINHEUSER; NEJADHASHEMI, 2011), por meio da alteração das condições da qualidade da água, da contaminação do solo e do ar (LUO; ZHANG, 2009b), da conversão de áreas de florestas em áreas de cultivo (AGUIAR *et al.*, 2016; MAS *et al.*, 2014), entre outros.

Neste contexto, destaca-se a água, um insumo insubstituível e condicionante para a fixação da ocupação dos territórios desde os primórdios da humanidade. O crescimento e desenvolvimento das populações demandam cada vez mais o uso deste recurso natural, e o entendimento do seu estado atual, assim como sua disponibilidade futura são fundamentais para sua gestão (HAMUDUDU; NGOMA, 2020). Este aumento de demanda gera enorme pressão nos recursos hídricos (WANG *et al.*, 2020b), que apesar de renováveis, tem sua degradação implicada em diversos problemas de ordem socioambiental, como diminuição da oferta de água potável, eutrofização de corpos hídricos (HUA *et al.*, 2019), e desequilíbrio de ecossistemas aquáticos (TROLLE *et al.*, 2019), e encarecimento da purificação da água nas centrais de tratamento de água (VIDAL; CAPELO NETO, 2014).

Em bacias onde a agricultura é predominante, a qualidade da água tende à ser comprometida (MEHDI *et al.*, 2015). Na região da Zona da Mata Pernambucana, a agricultura se faz especialmente presente desde o período colonial brasileiro. Próximo à centros de expansão da ocupação humana e caracterizada por forte presença do monocultivo da cana-de-açúcar, torna-se uma região de grande interesse público, uma vez que os impactos ambientais gerados por essa atividade econômica podem susceptibilizar desde comunidades rurais inteiras, como também centros urbanos que são abastecidos pelos reservatórios e mananciais próximos.

Com o advento da agricultura contemporânea, o processo produtivo da agricultura foi constantemente alterado, voltando-se aos objetivos de atingir cada vez maior produtividade, resistência a pragas e intempéries do clima, além de rentabilidade, muitas vezes, em detrimento da saúde humana e sanidade ambiental (TRODAHL *et al.*, 2017). Parte fundamental desse processo, foi e continua sendo o elevadíssimo uso de agrotóxicos e fertilizantes (TONG;

NARAMNGAM, 2007; WU; QI; XIA, 2017), e com a cultura da cana-de-açúcar não foi diferente.

O intenso uso de fertilizantes e agrotóxicos adiciona grandes cargas de nutrientes nos meios aquáticos e terrestres. Nutrientes como Nitrogênio (N), Fósforo (P) e Potássio (K) que compõe os fertilizantes, são importantes fatores de influência na qualidade da água, onde as grandes cargas dessas substâncias pode levar os corpos hídricos ao processo de eutrofização (CHEN *et al.*, 2020; MARINGANTI *et al.*, 2011).

Analisar os impactos dessas práticas se faz necessário então à uma gestão ambiental responsável (BRITTO *et al.*, 2017; MACARY *et al.*, 2014), fornecendo subsídios à entidades privadas e governamentais para adoção das chamadas BMP's (*Best Management Practices*) (GALI *et al.*, 2016; LIGARAY *et al.*, 2017; QUILBÉ *et al.*, 2006; ZHANG; ZHANG, 2011).

Para analisar a influência da mudança do uso do solo nos componentes do ciclo hidrológico, sobretudo na dinâmica de sedimentos e nutrientes, o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) consolidou-se como uma alternativa metodológica muito efetiva (DAI *et al.*, 2018). O SWAT é um modelo semi-distribuído e contínuo no tempo, que foi desenvolvido para simular o impacto da mudança do uso do solo em bacias hidrográficas de médio e grande porte (ARNOLD *et al.*, 2012), que conta com uma extensa disponibilidade de documentação e apoio ao usuário (CAMBIEN *et al.*, 2020). No modelo semi-distribuído, a bacia é dividida em várias sub-bacias, ou unidades de menor dimensão, em que se assume a uniformidade espacial das suas características, diferente de modelos distribuídos, onde a bacia hidrográfica é dividida num sistema de grade. Este modelo permite simular valores de escoamento superficial (FICKLIN; LUO; ZHANG, 2013; KIM *et al.*, 2008; RAMANARAYANAN; NARASIMHAN; SRINIVASAN, 2005; ZHOU *et al.*, 2014), produção de sedimentos (ABBASI; MANNAERTS; MAKAU, 2019; CHAPLOT *et al.*, 2004; KANNAN *et al.*, 2006; VIGIAK *et al.*, 2015), fluxo de nutrientes (HOLLAWAY *et al.*, 2018; PEZET *et al.*, 2014; ROMAGNOLI *et al.*, 2017), transporte de pesticidas (ABBASI; MANNAERTS; MAKAU, 2019; BOULANGE *et al.*, 2014; LIGARAY *et al.*, 2017; VERNIER *et al.*, 2017).

O SWAT permite além de simular a dinâmica do transporte de sedimentos e nutrientes ao longo de bacias hidrográficas, também traz a possibilidade através de dados de estimativas de modelos climatológicos e séries temporais de dados de uso do solo, projetar cenários futuros que simulem as mudanças climáticas (BLAINSKI *et al.*, 2017; MEHDI *et al.*, 2015; PEREIRA *et al.*, 2016; YU *et al.*, 2018), podendo servir como parâmetro para tomada de decisão quanto

à gestão dos recursos hídricos, uma vez, que essa dinâmica impacta especialmente a qualidade da água dos mananciais onde a atividade agrícola se faz presente. Um outro aspecto fundamental desse modelo, é a sua capacidade de simular a quantidade de água em cada aspecto do ciclo hidrológico, possibilitando assim, projetar a disponibilidade hídrica (HERNANDES *et al.*, 2018; PERRIN *et al.*, 2012).

Essas possibilidades metodológicas agrupadas ajudam na promoção do conhecimento da dinâmica ambiental em regiões de intensa ocupação agrícola, buscando identificar práticas de manejo agrícola que mais contribuem com a deterioração dos recursos hídricos, além de apontar os locais de maior vulnerabilidade socioambiental tanto para as populações, quanto para os ecossistemas.

Nesse contexto, o estado de Pernambuco torna-se um lócus relevante para estudo, uma vez que grandes extensões do território da região da Zona da Mata são ocupadas por culturas que com utilização intensa de agroquímicos, majoritariamente cana-de-açúcar, intensa exploração do solo, reversão de áreas de agricultura em áreas de pastagens, além da presença marcante de sociedades que dependem do uso do solo para desempenhar suas atividades laborais. Dessa forma, nesta pesquisa, essas metodologias serão performadas na investigação das bacias hidrográficas do rio Goiana, e do rio Sirinhaém, visto que essas se situam em locais estratégicos ao desenvolvimento do estado, e por estarem passando por dinâmicos processos quanto ao uso do solo.

Pretende-se desta maneira, contribuir com o escasso arcabouço de informações sobre as variáveis do ciclo hidrológico e da dinâmica de sedimentos e nutrientes frente à cenários de mudanças climáticas, como forma de apoiar a tomada de decisão quanto ao planejamento espacial, e gestão hídrica, além da mitigação das vulnerabilidades socioambientais na Zona da Mata de Pernambuco.

2 OBJETIVOS

Nos seguintes tópicos, serão elencados os objetivos da pesquisa.

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar a dinâmica do balanço hídrico e de sedimentos nas bacias hidrográficas dos rios Goiana e Sirinhaém em Pernambuco, frente à cenários de mudanças do uso do solo e mudanças climáticas.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a eficiência das estimativas hidrológicas nas bacias dos rios Goiana e Sirinhaém;
- Analisar a dinâmica hidrológica e de sedimentos e sob cenários de mudanças de uso do solo nas bacias dos rios Goiana e Sirinhaém.
- Analisar os impactos no balanço hídrossedimentológico sob cenários de mudanças climáticas nas bacias dos rios Goiana e Sirinhaém.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

Os tópicos a seguir abordam temáticas relevantes à ao estudo, tais como gestão do uso do solo, possibilidades metodológicas de produção e análise de dados pertinentes à modelagem e gestão dos recursos hídricos, assim como preocupações com os paradigmas ambientais futuros.

3.1 USO E COBERTURA DO SOLO

A maneira de como a sociedade promove o uso do solo, reflete suas prioridades no modelo de desenvolvimento adotado, bem como sua visão de futuro. A potencialidade de uma região, de acordo com suas características naturais, associada à tecnologia disponível e a demanda de produtos exerce grande influência na destinação que se dá ao território e gera pressão nos sistemas ecológicos (YU et al., 2018). A Zona da Mata de Pernambuco, desde o início de sua ocupação colonial, foi utilizada primordialmente para o cultivo da cana-de-açúcar.

A evolução recente do uso do solo na Zona da Mata pernambucana reflete na diversificação da matriz econômica no estado. Áreas historicamente agrícolas, majoritariamente destinadas à extensos plantios de cana-de-açúcar, foram convertidas em pastagem, ao passo que se intensifica o avanço de canaviais sobre áreas remanescentes de Mata Atlântica. A expansão das cidades e da atividade industrial também são fatores que diversificaram esta porção do território pernambucano.

Todas essas mudanças geram impactos ao meio ambiente, uma vez que a retirada da vegetação nativa e sua substituição por usos diversos, sobretudo para fins agrícolas, altera a estrutura e a fertilidade do solo (BLAINSKI et al., 2017) , podendo gerar perdas de solos férteis, degradação da qualidade da água por meio do carreamento de sedimentos e injeção de grandes quantidades de nutrientes em corpos hídricos (FAN; SHIBATA, 2015; MEHDI et al., 2015).

3.2 MODELAGEM DO USO E COBERTURA DO SOLO

O acompanhamento da dinâmica do uso e cobertura do solo é fundamental para o conhecimento da dinâmica ambiental e entendimento das respostas que os ecossistemas apresentam frente à eventos extremos, sejam esses secas, ou grandes chuvas (GEBREMICAEL; MOHAMED; VAN DER ZAAG, 2019), além de auxiliar na formulação de políticas públicas que visem o desenvolvimento sustentável.

Atualmente, além do acompanhamento da dinâmica temporal do uso do solo, as simulações que visam estimar cenários futuros desses usos, vêm ganhando espaço na

comunidade científica. A modelagem de cenários de uso do solo é uma abordagem metodológica que favorece uma vasta gama de aplicações em estudos ambientais. Shoyama *et al.* (2019) utilizaram a simulação de cenários de uso do solo no Japão para estudar potenciais mudanças na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos em uma sociedade mais envelhecida e cada vez menos ligada à atividade agrícola. Yang *et al.* (2020) analisaram cenários futuros de uso do solo na região de Pequim, como arcabouço para direcionamento de políticas de urbanização, que busquem razoavelmente conciliar a expansão urbana com a preservação do meio ambiente. Verstegen *et al.* (2019) simularam cenários de uso do solo para estudar como a agricultura de larga escala em uma região da Indonésia afeta a biodiversidade e o estoque de carbono, e sugeriu medidas de gerenciamento desse uso para balancear a produção agrícola e a conservação ambiental. Liao *et al.* (2020) aplicaram a simulação de cenários de uso do solo como dados para minimização das incertezas de modelos climáticos regionais por oferecer entradas em escala espacial e temporais compatíveis.

Em estudos acerca das características hidrológicas, a modelagem do uso do solo provém uma excelente fonte de informações que possibilitam a investigação sobre quais os fatores, sejam de gestão ou climáticos, mais impactam nos componentes do ciclo hidrológico (SUN; LOTZ; CHANG, 2017; TAMM *et al.*, 2018). Processos hidrológicos tais como infiltração e percolação, interceptação vegetal (CHEN *et al.*, 2020), evapotranspiração (HIRANO; SUZUKI; HIRATA, 2017; NARANJO; STAHL; WEILER, 2012), escoamento superficial (CUI *et al.*, 2020; TWISA *et al.*, 2020), e recarga do aquífero (AGHSAEI *et al.*, 2020), por exemplo, ao serem perturbados, afetam em grande escala as condições ambientais (DOSDOGRU *et al.*, 2020), sobretudo quanto à qualidade e disponibilidade hídrica (GIRI; ARBAB; LATHROP, 2019; WANG; KALIN, 2018).

Blanchette *et al.* (2019) destacaram como o aumento de áreas urbanas e agrícolas sobre áreas úmidas impactam a hidrologia de uma região no Canadá, estimando cenários onde ocorrem variações na dimensão de áreas alagadas, apontando que a perda dessas áreas gera diminuição do fluxo de base, e menor atenuação de picos de vazão, acentuando a necessidade da proteção de áreas úmidas. Mastrorilli *et al.* (2018) apontaram a simulação de cenários de uso do solo como proposta metodológica para avaliar como os diferentes usos impactam nos serviços hidrológicos. Observaram que as variações nas áreas florestais influenciam em grande escala o balanço hídrico, e no valor econômico do serviço hidrológico, além de apontar que a redução florestal aumenta a erosão e reduz a capacidade de armazenamento de água do solo. Yonaba *et al.* (2021) destacam o uso dessa abordagem, como sendo de fundamental importância para evitar imprecisões nas

modelagens hidrológicas, e são relevantes aos formuladores de políticas públicas voltadas à gestão do uso do solo.

3.3 SENSORIAMENTO REMOTO E ÍNDICES DE VEGETAÇÃO

As técnicas de levantamento de dados sobre as características da superfície terrestre observaram considerável evolução nas últimas décadas. Entre elas, o sensoriamento remoto se destaca como uma fundamental contribuição que o conhecimento científico propiciou à humanidade. Associada à evolução do domínio da tecnologia aeroespacial, que cada vez mais se disseminou ao redor do globo, várias agências espaciais em parceria também com os setores privados e militares, colocaram em órbita uma vasta gama de satélites e sensores de grande capacidade de captação e transmissão de informações que são basilares na busca do entendimento dos processos que se desenvolvem na superfície de nosso planeta.

Dentre uma das famílias de sensores mais conhecidas e utilizadas pela comunidade científica, o sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), a bordo dos satélites Terra e Aqua, se constitui num dos mais importantes instrumentos de observação da superfície terrestre, e é gerenciado pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA). O primeiro sensor MODIS é um dos cinco instrumentos a bordo do satélite TERRA (formalmente conhecido como EOS-AM-1) e foi lançado no dia 18 de dezembro de 1999. O segundo sensor MODIS, a bordo do satélite Aqua (formalmente conhecido como EOS PM-1) foi lançado em 4 de maio de 2002.

Estes sensores foram projetados para satisfazer os requerimentos de três campos de estudos diferentes: atmosfera, oceano e terra, com bandas de resolução espectral e espacial selecionadas para o conhecimento de diferentes necessidades observacionais e para oferecer uma cobertura global quase diariamente (JUSTICE *et al.*, 1998)

Ambos possuem órbita polar hélio-sincrônica. Possuem 36 faixas espectrais, que se situam entre 0,4 e 14,4 micrometros (μm), o que lhe confere uma boa cobertura do espectro eletromagnético, e tem resolução radiométrica de 12 bits. Entre as grandes vantagens desse sensor estão sua cobertura espacial e temporal, que possibilitam estudos em escalas regionais e séries temporais de dados observacionais obtidos à cada 1 ou 2 dias. Entre as resoluções espaciais, em duas de suas 36 bandas, apresenta resolução espacial de 250 m; em cinco de suas bandas, a resolução é de 500 m; e nas restantes com resolução espacial é de 1 km.

A partir do processamento dessas informações, são obtidos os produtos disponibilizados ao público, sendo os principais listados na Tabela 1.

Tabela 1: Produtos MODIS

Produto		Resolução	
		Espacial	Temporal
MOD09	Refletância superfície	1 km, 250 m e 500 m	1 e 8 dias
MOD10	Cobertura de neve e extensão de gelo na superfície do mar	500 m	5 min; 1 e 8 dias
MOD11	Temperatura da superfície da Terra e emissividade	1, 5, e 56 km	5 min; 1 e 8 dias
MOD12	Cobertura da Terra e mudanças na cobertura da Terra	1 km	96 dias
MOD13	Índices de Vegetação	1 e 28 km; 250 m e 500 m	16, 30 e 32 dias
MOD14	Anomalias termais, fogo e queima de biomassa	1 e 28 km	5 min; 1 e 8 dias
MOD15	Índice de área foliar e FPAR	500 m, 1 e 56 km	8 e 32 dias
MOD16	Evapotranspiração	500 m	8, 30 e 365 dias
MOD17	Produção Primária e fotossíntese líquida	500 m, 1 e 56 km	8, 32 e 365 dias
MOD 29	Cobertura de neve e extensão de gelo na superfície do mar	1 e 28 km	5 min; 1 e 8 dias
MOD43	BRDF/albedo	1 km	16 dias
MOD44	Conversão da cobertura vegetal	1 km e 250 m	32 e 365 dias

Fonte: Latorre *et al.*, (2003).

Esses dados se configuram numa importante fonte de informações que apoiam as modelagens hidrológicas, a partir da utilização de alguns dos seus produtos, tais quais os descritos a seguir.

3.4 LAI (*LEAF AREA INDEX*)

O produto MOD15 disponibiliza dados acerca do *Leaf Area Index* (LAI). O LAI é um parâmetro biofísico referente à quantidade de área de folha em m², em relação à área de superfície do solo também por m². Sua obtenção se dá por variadas formas, sendo estas agrupadas em métodos diretos, que podem ser destrutivos ou não destrutivos, e métodos

indiretos. Nos métodos diretos destrutivos as folhas são coletadas nas plantas e mensuradas em laboratório de forma que se obtenha o valor real da proporção da área das folhas em relação à área da parcela através do somatório das respectivas áreas de todas as folhas, sendo tal método importante para a calibração de métodos indiretos (CANTINHO; PONZONI; SANTOS, 2014). Os métodos indiretos são mais utilizados por sua maior praticidade, pois utilizam sensores ativos ou passivos em suas medições. No caso dos sensores ativos, estes emitem sua própria onda eletromagnética, não dependendo assim da radiação solar, e captam os sinais refletidos pelos indivíduos alvos da medição. Estas medições geralmente são aplicadas em pequenas escalas. Já o mapeamento com sensores passivos é baseado na relação entre a área foliar e a probabilidade de a radiação ser transmitida através do arranjo estratificado de elementos foliares no dossel das árvores, sendo esta probabilidade adquirida através do modelo de transferência radiativa (KNYAZIKHIN *et al.*, 1998).

Este índice é fundamental para estimativa da evapotranspiração e do acúmulo de biomassa, ambos desempenhados pelo SWAT (MA *et al.*, 2019), além de ser um dos parâmetros mais sensíveis nesse objetivo (MAREK *et al.*, 2016), e é um atributo comumente utilizado em modelagens ecohidrológicas e que apresenta forte correlação com o desenvolvimento fenológico das plantas (ALEMAYEHU *et al.*, 2017), além de ser diretamente proporcional à evaporação das plantas, componente da evapotranspiração (CHEN *et al.*, 2017), e a sua utilização apresenta grande capacidade de redução de incertezas em simulações hidrológicas (RAJIB *et al.*, 2020).

A obtenção de dados de LAI através de técnicas de sensoriamento remoto fornece grande suporte à pesquisa, pois os dados que derivam de suas técnicas vêm sendo empregados com sucesso (HA *et al.*, 2018). O LAI influencia diretamente na estimativa da radiação fotossinteticamente ativa absorvida, a qual determina a energia disponível para o processo de fotossíntese, sendo fundamental a obtenção de um dado tão preciso quanto for possível. O modelo SWAT utiliza os valores de LAI como uma função do crescimento das plantas, o que varia de acordo com fatores de estresse tais como temperatura, disponibilidade hídrica e abundância de nutrientes, os quais podem variar bastante (HA *et al.*, 2018). O SWAT, além de simular este crescimento de forma linear através do tempo, até que se atinja um limite máximo estimado para cada uso (HEIDARI *et al.*, 2021), reportadamente desempenha de maneira pobre o LAI em áreas tropicais (ZHANG *et al.*, 2020a), onde a precipitação é o fator dominante para o crescimento das plantas (ALEMAYEHU *et al.*, 2017), diferentemente das regiões de clima temperado para os quais o modelo foi desenvolvido, onde a temperatura é o fator preponderante

no crescimento das plantas (WAGNER *et al.*, 2011) fatores que se somam para uma não representação ideal da realidade, o que torna a calibração do LAI fundamental à uma simulação eficiente.

Estimativas imprecisas do LAI podem gerar um efeito em cascata na modelagem hidrológica, uma vez que, segundo Rajib *et al.*, (2020), a superestimativa do LAI sugere aumento da evapotranspiração devido a maior retirada de água do solo pelo sistema radicular, além da evaporação da água presente na superfície da folha, o que gera um cenário de solo mais ressecado fora da temporada de chuvas. Um solo mais ressecado, por sua vez, aumenta a capacidade de infiltração da água no evento chuvoso, diminuindo o escoamento superficial e o fluxo de base dos rios. Ainda é válido destacar, que valores superestimados de LAI fazem com que a carga de nitrogênio do solo seja mais consumida pela vegetação, gerando uma diminuição irreal da carga do nutriente transportado para os corpos hídricos.

3.5 EVAPOTRANSPIRAÇÃO

A evapotranspiração, um dos principais componentes do balanço hídrico, se refere à maneira pela qual a água presente nas feições da superfície terrestre é removida em forma de vapor d'água e é disponibilizada para a atmosfera. Este processo engloba o vapor produzido tanto pela evaporação da água presente no dossel da vegetação, camadas do solo e corpos hídricos, como pela transpiração das plantas, sendo assim, um conector vital entre clima, hidrologia e ecologia (GHARBIA *et al.*, 2018). O conhecimento da evapotranspiração é fundamental, uma vez que este componente desempenha um papel decisivo para a gestão dos recursos hídricos, manejo de culturas, além de ser um indicativo de como se dá a interação vegetação-atmosfera (DASH; SAHOO; RAGHUWANSHI, 2021). É o maior componente de saída do ciclo hidrológico, e como tal, impacta em grande medida a acurácia das simulações de escoamento superficial (RAJIB; MERWADE; YU, 2018).

No entanto, a grande demanda de recursos econômicos, técnicos e de infraestrutura, inviabilizam, em muitos casos, a realização de estudos em escalas regionais, o que acaba por limitar a utilização deste parâmetro. Como forma de contornar esse problema, têm-se feito uso de dados derivados de técnicas de sensoriamento remoto em estudos que envolvem modelagem hidrológica. Neste sentido, dados de sensores aparecem como fonte confiável de informação, e vêm tendo seu uso reportado em diversas pesquisas (ABIODUN *et al.*, 2017; CHUN *et al.*, 2018; DILE *et al.*, 2020; TOBIN; BENNETT, 2019).

A implementação de dados referentes à processos específicos, tais como a evapotranspiração, beneficia a parametrização espacial em estudos hidrológicos (HE; MOLKENTHIN, 2021). A utilização de dados de evapotranspiração obtidos por sensoriamento remoto abriu um novo leque de possibilidades para o melhoramento da calibração de modelos hidrológicos, pois seus componentes, evaporação e transpiração, podem ser estimados com relativa facilidade através da análise de dados referentes à parâmetros climáticos, índices de vegetação e cobertura da terra (JASECHKO *et al.*, 2013; SUN; LOTZ; HUANG, 2021), o que aumenta o potencial de aplicação da modelagem hidrológica com fins de gestão de recursos hídricos.

3.6 MODELAGEM HIDROLÓGICA PARA ESTUDOS AMBIENTAIS

Um modelo hidrológico permite equacionar os processos, representar, entender e simular o comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica, e segundo Rennó e Soares (2000), um modelo pode ser considerado como uma representação simplificada da realidade, auxiliando no entendimento dos processos que envolvem esta realidade. De maneira geral, um modelo é um sistema de equações e procedimentos compostos por variáveis e parâmetros. Segundo Machado, (2002) um modelo de simulação pode ser definido como a representação de um sistema através de equações matemáticas, idealizado com base nos dados de observação do sistema real. O objetivo de uma modelagem é, então, compreender melhor o sistema e prever situações futuras, e algumas vezes também reproduzir o passado, para direcionar as ações de decisão.

A modelagem hidrológica pode ser utilizada para diversos tipos de aplicações, sendo as mais comuns previsões de vazões de curto e médio prazo (KALANTARI *et al.*, 2015; WALLACE *et al.*, 2009), disponibilidade hídrica para as populações (MELLO *et al.*, 2016; LOVE; EINHEUSER; NEJADHASHEMI, 2011; PERRIN *et al.*, 2012; ROMAGNOLI *et al.*, 2017) e mudanças no uso e ocupação do solo decorrentes de ações causadas pelo homem (BAKER; MILLER, 2013; CHAPLOT *et al.*, 2004). Com isso, os modelos hidrológicos vêm sendo desenvolvidos para avaliar os impactos da agricultura, das ações antrópicas e alterações no uso e ocupação do solo, na qualidade e disponibilidade dos recursos hídricos.

A utilização destes modelos se dá de forma cada vez mais eficiente e aproximada da realidade física em função do apoio que o desenvolvimento dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) (GEVAERT *et al.*, 2008; MACKIN *et al.*, 2017; RAZA *et al.*, 2018) e de técnicas de sensoriamento remoto (DANG; KUMAR, 2017; HERMAN *et al.*, 2018; OGILVIE *et al.*, 2018) propiciam à estas ferramentas. Eles permitem que os dados sejam analisados em

diferentes escalas e com variadas finalidades. A junção dessas ferramentas tem evoluído para o ponto em que as vantagens de cada sistema podem ser totalmente integradas dentro de uma poderosa ferramenta para análise de bacias hidrográficas (TUO *et al.*, 2016; YU *et al.*, 2018).

Nesse sentido, pode-se citar vários modelos de simulação hidrológica que auxiliam os estudos ambientais, tais como o *Soil and Water Assessment Tools* (SWAT) desenvolvido pelo *United States Department of Agriculture* (USDA) e aplicado por (BRIGHENTI *et al.*, 2016; CLEMOW *et al.*, 2018; SRINIVASAN; J. G. ARNOLD, 1994), o *European Hydrological System* (SHE) desenvolvido por (ABBOTT *et al.*, 1986a, 1986b) e aplicado por (BROEKHUIZEN *et al.*, 2019; RUJNER *et al.*, 2018; SANDU; VIRSTA, 2015), o *Topography-based Hydrological Model* (TOPMODEL) desenvolvido por Beven & Kirkby (1979) e utilizado em trabalhos como (LI *et al.*, 2019; SULIMAN *et al.*, 2016; XU *et al.*, 2018) e *Modelo Hidrológico de Grandes Bacias* (MGB-IPH) desenvolvido por (COLLISCHONN, 2001) e aplicado para modelagem hidrológica para grandes bacias (CORREA *et al.*, 2017; PONTES *et al.*, 2017; SORRIBAS *et al.*, 2016), dentre outros.

Para utilização destes modelos, são necessários dados de variáveis meteorológicas e hídricas, e quanto mais sólida for a base de dados, melhor será o desempenho. Entre os dados tabulares de entrada utilizados por esses modelos, se encontram a precipitação, temperatura, radiação solar, umidade relativa, e velocidade do vento (MUTTIAH; WURBS, 2002; RENAUD; BELLAMY; BROWN, 2008), além de dados espaciais referentes ao uso do solo, tipo de solo e topografia (DEVI; GANASRI; DWARAKISH, 2015; KRYSANOVA; MÜLLER-WOHLFEIL; BECKER, 1998; TUO *et al.*, 2016). Pode-se ainda utilizar dados de qualidade da água (HOQUE *et al.*, 2012; RAMANARAYANAN; NARASIMHAN; SRINIVASAN, 2005), concentração de nutrientes (WEBER *et al.*, 2017), dados obtidos por meio de sensoriamento remoto (SUN *et al.*, 2018), como fontes de informação em busca de cada vez mais dar robustez à modelagem, e assim obter resultados que representam com fidedignidade a realidade.

3.7 MODELO HIDROLÓGICO *SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL* (SWAT) E APLICAÇÕES

O *Soil and Water Assessment Tools* (SWAT) é um modelo em escala de bacia hidrográfica desenvolvido no USDA, ARS (*Agricultural Research Service*), criado para analisar os impactos de práticas de manejo do solo e água, produção de sedimentos e agroquímicos em bacias hidrográficas complexas com variados solos e condições de uso da terra (NEITSCH *et al.*, 2011a).

Desde sua criação no começo da década de 90, o SWAT passa por contínuas revisões e expansões de suas capacidades, sendo considerado um modelo de base física, computacionalmente eficiente e capaz de realizar simulações contínuas por longos períodos de tempo (NEITSCH *et al.*, 2011a; P. W. GASSMAN *et al.*, 2007). Como é um modelo semi-distribuído permite que os resultados simulados sejam ajustados em relação aos observados, propiciando a análise da variabilidade do processo de forma segmentada. Assim, é um modelo contínuo, de longo termo, desenvolvido para estudos de impactos do clima e da cobertura do solo nos processos hidrológicos (ARNOLD *et al.*, 1998; BAKER; MILLER, 2013).

Esse modelo foi desenvolvido com a capacidade de simular diversas variáveis ambientais, entre as quais se destacam o escoamento superficial, fluxo lateral e percolação, evapotranspiração, rede de drenagem, análise de reservatórios, nutrientes, sedimentos, pesticidas, qualidade da água, dentre outros (LIGARAY *et al.*, 2017; NEITSCH *et al.*, 2011a; TONG; NARAMNGAM, 2007).

3.8 DINÂMICA DO TRANSPORTE DE SEDIMENTOS E NUTRIENTES E IMPACTOS NA QUALIDADE DA ÁGUA

Investigar a dinâmica de transporte de sedimentos e nutrientes é uma tarefa complexa e de fundamental importância para que se consiga otimizar o uso dos recursos ambientais e ao mesmo tempo, se reduzam custos e impactos das atividades desempenhadas pela humanidade nos próprios sistemas ambientais.

A movimentação de sedimentos, nutrientes e até pesticidas dentro de uma bacia hidrográfica está diretamente relacionado ao intemperismo, em associação ao padrão do relevo (FICKLIN *et al.*, 2010; MELLO *et al.*, 2016). A erosão do solo gera impactos como perda de matéria orgânica, redução de profundidade dos solos, diminuição de produtividade agrícola, eutrofização de corpos hídricos, acúmulo de sedimentos em reservatórios e consequente perda de capacidade de armazenamento (NERANTZAKI *et al.*, 2016; POEPPL *et al.*, 2019). Os processos erosivos são afetados em grande medida pelos efeitos combinados das mudanças climáticas devido ao aumento de chuvas intensas e temperaturas, associados com a atividade humana (CHUENCHUM; XU; TANG, 2020; HOOMEHR; SCHWARTZ; YODER, 2016; RODRIGUEZ-LLOVERAS; BUYTAERT; BENITO, 2016).

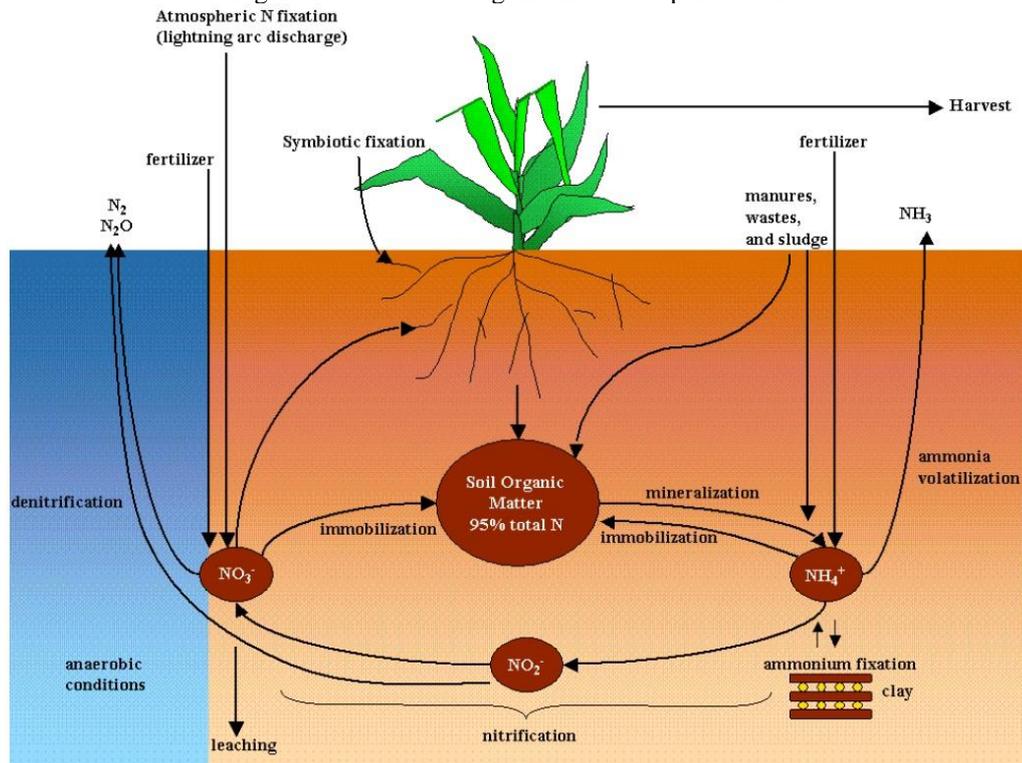
Com o intuito de estimar a magnitude dos processos erosivos, foi desenvolvida a *Universal Soil Loss Equation* (USLE) por Wischmeier e Smith em 1965 e atualizada em 1978. Esta equação prevê a média anual bruta de erosão em função do efeito da força da chuva na

camada superficial do solo e sem seus sulcos, porém não prevê a deposição. Williams em 1975 propôs a *Modified Universal Soil Loss Equation* (MUSLE), que substitui o fator de força da chuva pelo fator de escoamento, e é esta equação que o SWAT aplica em sua modelagem, o que resulta numa melhor projeção de produção de sedimento (GWAPEDZA *et al.*, 2021; VIGIAK *et al.*, 2015). Esta equação modificada leva em consideração o estado de umidade do solo antecedente à um evento chuvoso, o que na prática gera um cenário mais fiel à dinâmica sedimentar, uma vez que o fator de escoamento representa a energia usada para o transporte das partículas.

Além da estimativa da dinâmica sedimentar, a dinâmica de nutrientes é um aspecto primordial aos estudos ambientais. O nitrogênio, elemento fundamental para o desenvolvimento das plantas têm um ciclo complexo (Figura 1), onde este é modelado pelo SWAT tanto na sua fase terrestre, quanto em corpos hídricos superficiais. O nitrogênio ocorre principalmente em três formas, sendo elas, nitrogênio orgânico em associação ao húmus, de forma mineral preso por coloides no solo, e de forma mineral em solução. Em cultivos, o nitrogênio é geralmente adicionado ao solo por meio de fertilizantes minerais (inorgânicos) e orgânicos, além de deposição atmosférica. A remoção do nitrogênio das camadas de solo ocorre por meio da absorção das plantas, lixiviação, volatilização, desnitrificação e erosão (NEITSCH *et al.*, 2011b).

Sendo um elemento muito reativo, o nitrogênio ocorre em vários estados de valência. Desta forma, o SWAT monitora o estoque de nitrogênio através de seus variados estados de valência, sendo eles: de forma inorgânica o amônio (NH_4^+) e o nitrato (NO_3^-), de forma orgânica o nitrogênio orgânico fresco (N), associado a resíduos de cobertura orgânica e biomassa microbiana, além das formas associadas ao húmus, de forma que capture a disponibilidade de substâncias húmicas para mineralização (AHMADI *et al.*, 2013).

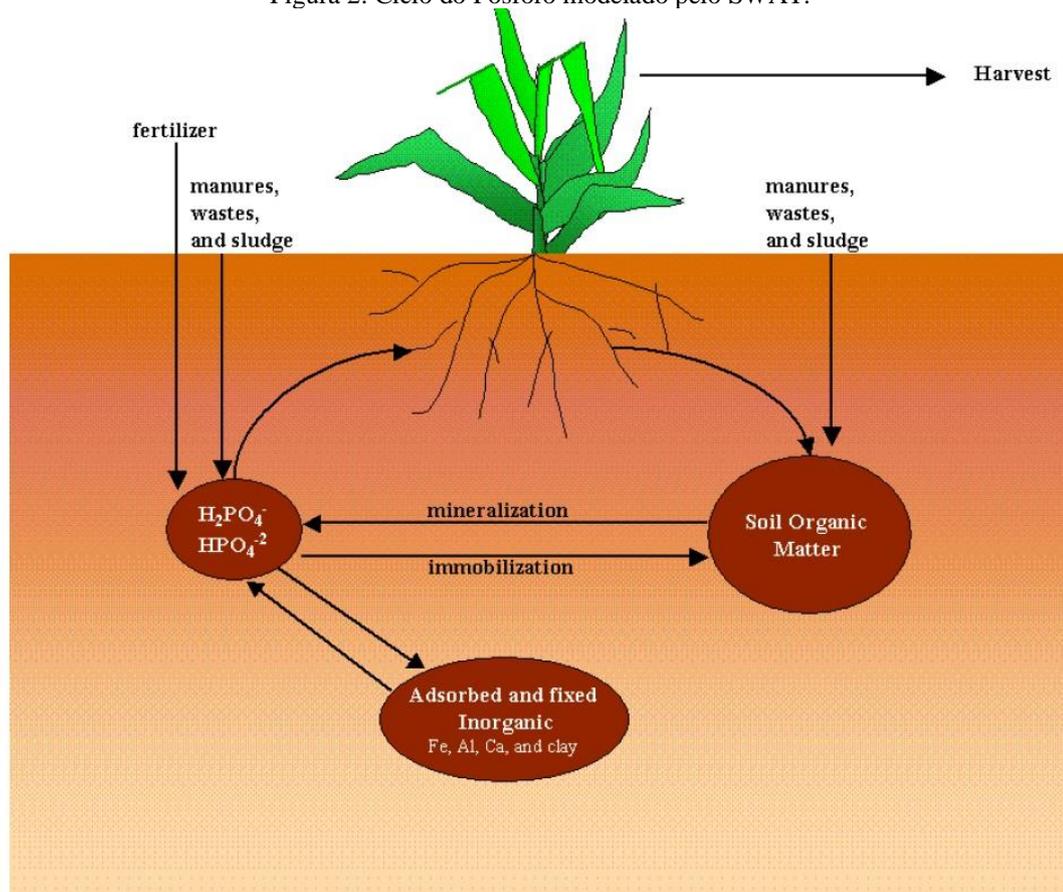
Figura 1: Ciclo do Nitrogênio modelado pelo SWAT.



Fonte: Neitsch *et al.*, (2011).

Também o Fósforo, outro elemento de extrema relevância ao desenvolvimento das plantas, atuando no acúmulo e transferência de energia disponíveis para a fotossíntese e metabolização de carboidratos, têm seu ciclo simulado pelo SWAT (Figura 2). Este elemento aparece em três formas principais em solos minerais sendo fósforo orgânico associado com húmus, formas insolúveis, e fósforo disponível para planta em solução do solo. O conteúdo de fósforo no solo é geralmente proveniente da aplicação de fertilizantes orgânicos ou inorgânicos, e sua remoção é majoritariamente devido à absorção pelas plantas e pela erosão. No modelo SWAT, o conteúdo de fósforo é monitorado em seis estoques diferentes, três são formas inorgânicas, e três orgânicas. Os estoques de fósforo orgânico estão divididos entre o fósforo fresco, o qual está associado a resíduos gerados pós-colheita e biomassa microbiana, e fósforo orgânico estável e fósforo orgânico ativo, os quais estão associados ao húmus. O conteúdo de fósforo inorgânico é dividido entre estável, ativo e solução (NEITSCH *et al.*, 2011b).

Figura 2: Ciclo do Fósforo modelado pelo SWAT.



Fonte: Neitsch *et al.*, (2011).

Como observado, a dinâmica do uso do solo introduz fatores que podem gerar desequilíbrio nos componentes do ciclo hidrológico. A conversão de áreas florestais em áreas agrícolas ou de pastagem, por exemplo, além do crescimento das zonas urbanas (PUMO *et al.*, 2017; WANG *et al.*, 2020a) e da maior demanda por água, energia e alimentos, agravam o nível de intervenção da paisagem, que por sua vez, impactam a dinâmica do transporte de sedimentos e nutrientes dentro da bacia hidrográfica.

Ide *et al.* (2019) destacam a importância das áreas florestais como atenuante para o transporte de nutrientes tais como o fósforo e o nitrogênio, e como áreas agrícolas relativamente pequenas contribuem com o aumento das concentrações desses elementos nos cursos hídricos, sobretudo após eventos de precipitação. Neste sentido, Wu *et al.* (2019) apontam que a manutenção de áreas florestais é um fator preponderante para o controle da erosão, e consequentemente, propicia redução da perda de solos, uma vez que ela gera redução no transporte de sedimentos quando comparadas à áreas agrícolas. Lizaga *et al.* (2020) chamam a atenção para como a erosão exerce influência na perda de nutrientes do solo e diminui a qualidade da água. Ainda há a importante contribuição de pesticidas e fertilizantes nesse

balanço, e por isso, a conversão de áreas florestais em áreas agrícolas de forma bem planejada é de especial relevância para a manutenção da sanidade ambiental.

Segundo Noori *et al.* (2020), modelar com acurácia a qualidade da água é um desafio para a comunidade científica por conta da complexidade dos processos hidrológicos. Esse desafio é ainda maior em bacias hidrográficas com escassez de dados. É importante destacar que as coletas de campo para determinação da qualidade da água fornecem os dados mais precisos e confiáveis, porém demandam muito mais tempo e recursos, fator que abre espaço para as modelagens ambientais. De acordo com Qiu *et al.*, (2018) essas modelagens assumem papel de destaque no fornecimento de informações úteis à gestão dos recursos hídricos, como a previsão de vazões, identificação de áreas mais poluídas, fontes de poluição pontuais e difusas, entre outras, além de que, o monitoramento contínuo da qualidade da água é necessário pois impacta diretamente a saúde e bem-estar, tanto humano, quanto ecológico (ELHASSAN *et al.*, 2016).

Diversos estudos têm buscado investigar a dinâmica de nutrientes e sedimentos em bacias hidrográficas ao redor do mundo. Trodahl *et al.* (2017) aplicaram uma modelagem hidrológica e ecossistêmica para avaliar os impactos da agricultura na qualidade da água em uma região da Nova Zelândia e conseguiram identificar as fontes Nitrogênio e Fósforo que mais contribuem para o desequilíbrio da qualidade da água, além de propor os principais locais onde deveria haver intervenções, visando com a retenção destes nutrientes e a manutenção relativamente saudável do aporte nutricional nos corpos hídricos. Em esforço semelhante Weber *et al.* (2017) analisaram a influência da dimensão dos canais de drenagem como instrumentos de retenção de nutrientes, visando o retardo de grandes aportes destes nutrientes nos corpos hídricos no baixo curso de um rio no Canadá, ação que busca aumentar o tempo para decomposição dos mesmos, estabilizando a qualidade da água.

Além disso, em áreas onde a floresta é constantemente convertida em agricultura, o uso de fertilizantes altera essa dinâmica, ao inserir grandes cargas de nutrientes, sendo os mais comuns o nitrogênio, o fósforo e o potássio (FUENTES *et al.*, 2017; MALHERBE *et al.*, 2019). Este panorama propicia o processo de eutrofização, que é o desequilíbrio que ocorre em ambientes aquáticos que recebem efluentes sanitários, como também material escoado a partir de áreas agrícolas, devido à presença de fertilizantes.

3.9 MUDANÇAS CLIMÁTICAS E IMPACTOS NA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS E NA DINÂMICA HIDROLÓGICA

As mudanças climáticas observadas nas últimas décadas são objetos de abrangentes estudos ao redor do mundo. Relatórios produzidos pelo *The Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) apontam para uma gama de alterações nos padrões climáticos atuais, nas décadas à frente. Certamente, essas alterações climáticas desempenharão fundamental papel na distribuição, qualidade e disponibilidade de recursos hídricos, assim como, seu conhecimento se configura como indispensável ao planejamento estratégico da gestão destes recursos (ZHANG *et al.*, 2020b), visando garantir às gerações futuras o abastecimento adequado ao desenvolvimento das sociedades.

Apesar da expectativa de que os impactos das mudanças climáticas variem de região para região, alguns eventos gerais são esperados na maior parte dos continentes, tais como aumento da frequência e intensidade de eventos extremos de precipitação (CHIU; HUNT; RESH, 2017; HOOMEHR *et al.*, 2016), ondas de calor mais intensas (LI; FANG, 2016), e secas mais prolongadas (SHRESTHA *et al.*, 2017).

Especificamente quanto aos recursos hídricos, mudanças no regime de precipitação (quantidade, intensidade e distribuição), e aumento de temperaturas, impactam no padrão da cobertura vegetal, e umidade do solo, o que altera a dinâmica hídrica, e cria novos paradigmas para sociedade quanto à disponibilidade de recursos, além da eventual ocorrência de eventos extremos tais como os já citados anteriormente. Outro aspecto fortemente impactado pelas potenciais mudanças climáticas é o padrão de erodibilidade do solo (CHOUKRI *et al.*, 2020; CHUENCHUM *et al.*, 2020). Tais mudanças afetam em grande medida os processos sedimentares (AZARI *et al.*, 2021; BUSSI *et al.*, 2016).

Associado às mudanças climáticas, as mudanças no uso do solo também representam importante fator nessa dinâmica, onde o aumento de áreas destinadas à agricultura, a redução de áreas florestais, a expansão urbana, entre outras alterações, impactam, em grande medida, a dinâmica sedimentar de uma bacia hidrográfica (RODRIGUEZ-LLOVERAS *et al.*, 2016).

Desta maneira, investigar os efeitos que as mudanças climáticas podem gerar nos componentes do ciclo hidrológico é de fundamental relevância na busca de prevenção de impactos, como também se qualifica como suporte que a comunidade científica pode fornecer à gestão dos recursos hídricos.

Para materialização de tais objetivos, um grande esforço mundial vem sendo empregado nas últimas décadas pela comunidade científica, com intuito de fornecer modelos climáticos

que fundamentem a pesquisa e a tomada de decisão, frente aos padrões climáticos que se apresentarão no decorrer o século. Neste sentido, no ano de 2008, o Grupo de Trabalho sobre Modelagem Acoplada, o *Working Group on Coupled Modeling* (WGCM), ligado ao IPCC, propôs os novos protocolos que balizariam a pesquisa climática mundial para as próximas décadas, referente à 5ª fase do *Coupled Model Intercomparison Project* (CMIP5), o qual se subdivide em 3 eixos de investigações principais: 1- Avaliar os mecanismos responsáveis pelas diferenças de modelos em entender as respostas associadas ao ciclo do carbono e às nuvens; 2 - Examinar a capacidade de prever o clima, além de explorar o potencial dos modelos em realizar essas previsões em escala decadal; 3 - Determinar as razões que levam os modelos forçantes similares a produzirem respostas divergentes. Dentre os resultados provenientes deste esforço, foram desenvolvidos quatro cenários de mudanças climáticas baseados nos padrões de emissão e concentração de gases do efeito estufa e respectivas forçantes radioativas, os chamados *Representative Concentration Pathways* (RCPs), propostos por Moss *et al.*, (2010), sendo eles: RCP 2.6 (cenário onde as emissões atingem um pico e começam a declinar), RCP 4.5 (cenário onde as emissões estabilizam em níveis ligeiramente acima dos atuais), RCP 6.0 (cenário onde as emissões estabilizam porém em patamares mais elevados que os atuais) e RCP 8.5 (cenário de aumento constante das emissões globais).

Dando continuidade à aos esforços globais referentes aos estudos climáticos, foi lançado em 2016 o *Coupled Model Intercomparison Project Phase 6* (CMIP6). Semelhante ao CMIP5, o CMIP6 também projeta cenários de condições climáticas futuras, que agora são os chamados “*Shared Socioeconomic Pathways*” (SSPs), que representam a expectativa de emissões de gases e utilização dos recursos ambientais de acordo com o nível de desenvolvimento socioeconômico que se espera atingir de maneira global. O cenário SSP1 representa o modo de como o desenvolvimento sustentável afetaria o clima mundial. O cenário SSP2 corresponde ao moderado uso dos recursos e emissões, com a degradação ambiental variando de acordo com o nível de desenvolvimento de cada país. O cenário SSP 3 representa um cenário onde as potências regionais disputam a hegemonia econômica e com isso submetem seus ecossistemas ao estresse visando aumento de seu padrão de desenvolvimento econômico. Já o cenário SSP 5, representa uma economia global baseada no uso de combustíveis fósseis e uso intenso dos recursos naturais. Este último é o cenário mais crítico em relação a emissões de gases do efeito estufa, e conseqüentemente é o que gera as maiores alterações nos padrões climáticos mundiais.

A aplicação destes cenários se tornou algo recorrente nos estudos que buscam estimar os possíveis impactos que as alterações climáticas podem resultar nos diferentes ecossistemas.

Para o entendimento da dinâmica do carbono orgânico no solo como forma de municipalizar a gestão do uso da solo, Carvalho *et al.*, (2022) se utilizaram dos cenários climáticos RCP 4.5 e 8.5, dentre outras variáveis, e observaram a utilidade e efetividade dos modelos ao simularem as condições climáticas futuras, apoiando o desenvolvimento de estratégias de convivência com as mudanças climáticas. De maneira semelhante, Zilli *et al.*, (2020) aplicaram os dados dos cenários RCP 2.6 e 8.5 para estimar os impactos das mudanças climáticas na produção agrícola brasileira, gerando tendências de produtividade em diferentes zonas agrícolas e para diferentes culturas. Quanto ao estudo da dinâmica de sedimentos, Xie *et al.*, (2022) avaliaram o comportamento sedimentar em uma bacia hidrográfica chinesa, que constantemente é impactada por deslizamentos de terra, que são carregados para os cursos hídricos, e analisou como os cenários de mudanças climáticas, mais especificamente a recorrência de eventos extremos de precipitação, atuariam no transporte destes sedimentos ao longo da bacia. Já Moragoda e Cohen (2020) avaliaram, de maneira global, através dos diferentes cenários de mudanças climáticas citados, como a alteração do padrão de precipitação vai afetar os processos fluviais, e conseqüentemente a dinâmica sedimentar nas décadas futuras. Foi observado uma tendência de aumento no transporte de sedimentos de maneira geral, porém não linear, onde a escala de análise foi um fator importante para este resultado, gerando a se concluir que um maior detalhamento regional quanto as características hidrológicas e geomorfológicas se faz necessário para a obtenção de resultados mais representativos.

3.10 IMPACTOS SOCIOECONÔMICOS DA MÁ GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

Uma gestão adequada dos recursos hídricos é fundamental para o desenvolvimento sustentável das sociedades. Num cenário que com o crescimento populacional, desenvolvimento econômico, expansão das cidades, aumento de áreas agrícolas, dentre outros elementos que implicam no aumento do consumo dos recursos naturais (PAIVA *et al.*, 2020; YANG *et al.*, 2021), e ocorrem, por vezes, associados, gerir bem estes recursos se torna um elemento estrutural ao se pensar no planejamento para o futuro.

De modo que conciliar a necessidade de crescimento econômico que gera crescentes demandas por recursos naturais, pensando no desenvolvimento racional, que busque atender essas demandas e que se mantenha a sanidade do meio ambiente, o desenvolvimento sustentável se apresenta como um paradigma cada vez mais necessário de se discutir (DURAN *et al.*, 2015).

De acordo com Serra *et al.*, (2022), o desenvolvimento sustentável abrange três dimensões gerais: econômica, social e ambiental, e busca atender as necessidades das

sociedades atuais, sem comprometer a habilidade das futuras gerações de atender suas próprias necessidades.

Neste sentido, os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS's), um conjunto de estratégias que visa reduzir uma vasta gama de problemas socioambientais e socioeconômicos, onde algumas de suas estratégias basilares tem por meta a preservação, recuperação e distribuição de água com qualidade para as sociedades, surge como referencial norteador para o planejamento dos recursos naturais, de modo que é papel da comunidade científica investigar em que passo anda a qualidade e disponibilidade destes recursos.

Desta maneira, é imperativo este esforço na busca minimizar os impactos que a ação antrópica gera ao meio ambiente, como forma de preparar a sociedade para enfrentar as crises que se apresentam com as mudanças climáticas, além de preservar a capacidade de desenvolvimento socioeconômico (SOARES *et al.*, 2021), sobretudo do que diz respeito às questões tanto da qualidade, quanto da disponibilidade hídrica (DONG *et al.*, 2019).

Uma gestão ineficiente dos recursos hídricos pode expor os ecossistemas e as sociedades à diversas vulnerabilidades, e este paradigma é especialmente relevante em áreas predominantemente agrícolas, onde os cursos e corpos hídricos, assim como os mananciais e aquíferos, estão sujeitos à contaminação por resíduos provenientes das práticas desempenhadas pela agricultura, e demais alterações no uso do solo (JHA, 2020; MELLO *et al.*, 2018).

O intenso uso de fertilizantes e agrotóxicos, característicos da cultura da cana-de-açúcar, principal cultivo desempenhado na Zona da Mata pernambucana, contribui para a deterioração da qualidade das águas da região (MELO *et al.*, 2018), uma vez que a intensa aplicação de fertilizantes ricos em fósforo e nitrogênio, assim como o uso da própria vinhaça, aumentam a concentração de nutrientes nas águas, propiciando a eutrofização.

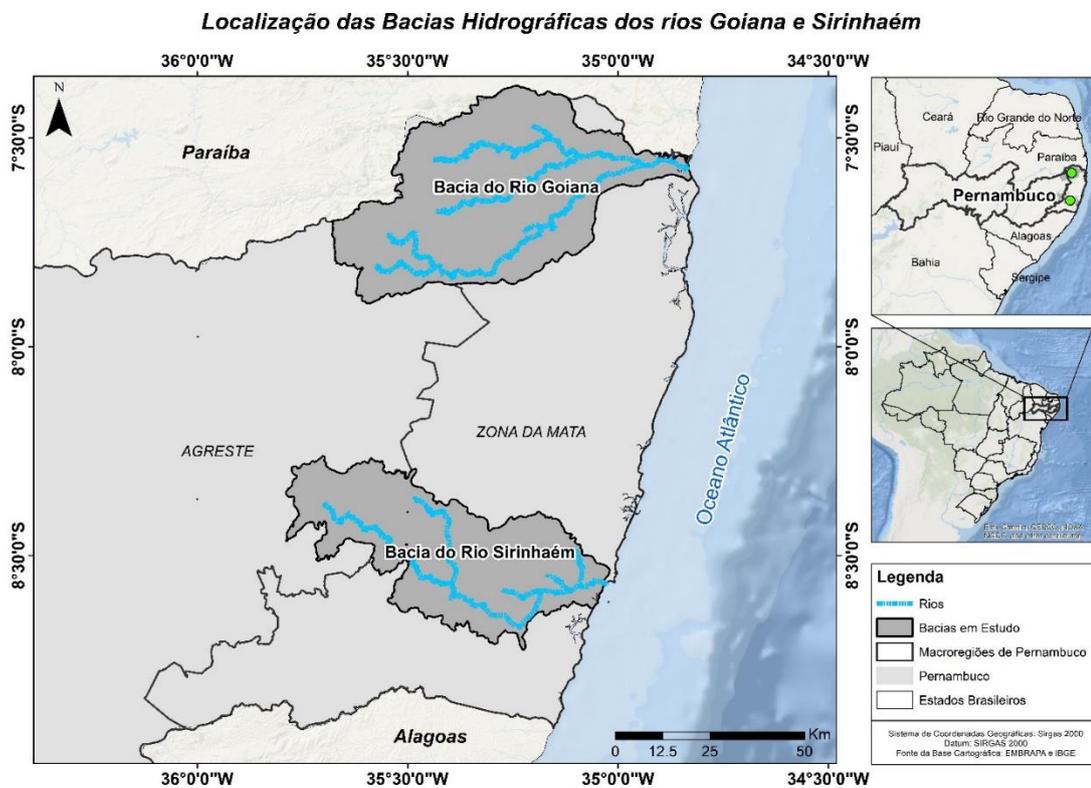
Desta forma, de maneira mais direta, municípios que apresentam o cultivo da cana-de-açúcar, estão especialmente susceptíveis a sentir os efeitos da contaminação que esta atividade econômica pode gerar. De maneira especial, as comunidades rurais e localidades que não contam com abastecimento regular de água, e se utilizam diretamente da prospecção hídrica de maneira direta através de poços e fontes naturais.

4 METODOLOGIA

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA

O estudo se desenvolve nas Bacias Hidrográficas dos Rios Goiana e Sirinhaém, (Figura 3). Ambas estão em maior parte na região da Zona da Mata do estado de Pernambuco, porção territorial com forte presença da agricultura de extensão, além de polos de desenvolvimento industrial, núcleos urbanizados e comunidades rurais.

Figura 3: Mapa de localização das bacias hidrográficas objetos da pesquisa.



4.1.1 Descrição das Bacias Hidrográficas

- *Bacia Hidrográfica do Rio Goiana*

A Bacia Hidrográfica do rio Goiana localiza-se na porção norte da Zona da Mata de Pernambuco, limita-se ao norte com o estado da Paraíba e com o grupo de bacias de pequenos rios litorâneos 6 - GL6 (UP19), ao sul com a Bacia do Rio Capibaribe (UP2) e o grupo de bacias de pequenos rios litorâneos 1 - GL1 (UP14), a Leste com a GL6, o Oceano Atlântico e a oeste com o estado da Paraíba.

A Bacia do Rio Goiana apresenta uma área de 2.847,53 km² correspondendo a 2,90% da área total do Estado. A área da Bacia do Rio Goiana engloba 26 municípios, dentre os quais 10: estão totalmente inseridos na bacia (Aliança, Buenos Aires, Camutanga, Condado, Ferreiros, Machados, Nazaré da Mata, São Vicente Ferrer, Timbaúba e Vicência); 10 possuem sede na bacia (Bom Jardim, Carpina, Goiana, Itambé, Itaquitinga, João Alfredo, Lagoa do Carro, Macaparana, Orobó, e Tracunhaém); e 6 estão parcialmente inseridos (Araçoiaba, Casinhas, Igarassu, Limoeiro, Paudalho e Salgadinho).

- Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém

A Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém localiza-se na porção sul da Zona da Mata de Pernambuco, limita-se ao norte com a Bacia do Rio Ipojuca (UP3) e o grupo de bacias de pequenos rios litorâneos 3 - GL3 (UP16), ao sul com a Bacia do Rio Una (UP 5) e o grupo de bacias de pequenos rios litorâneos 4 - GL4 (UP17), a Leste com o Oceano Atlântico e os grupos de bacias GL3 e GL4, e a oeste com a bacia do rio Una.

A bacia do rio Sirinhaém abrange 19 municípios em sua área de 2.090,64 km² (2,13% da área do estado). Desses municípios, 2 estão totalmente inseridos na bacia (Cortês e Ribeirão), 7 possuem sua sede na bacia (Amaragi, Barra de Guabiraba, Camocim de São Félix, Gameleira, Joaquim Nabuco, Sairé e Sirinhaém) e os 10 restantes se encontram parcialmente inseridos (Água Preta, Bezerros, Bonito, Escada, Gravatá, Primavera, São Joaquim do Monte, Tamandaré, Ipojuca e Rio Formoso).

4.1.2 Uso e cobertura do solo

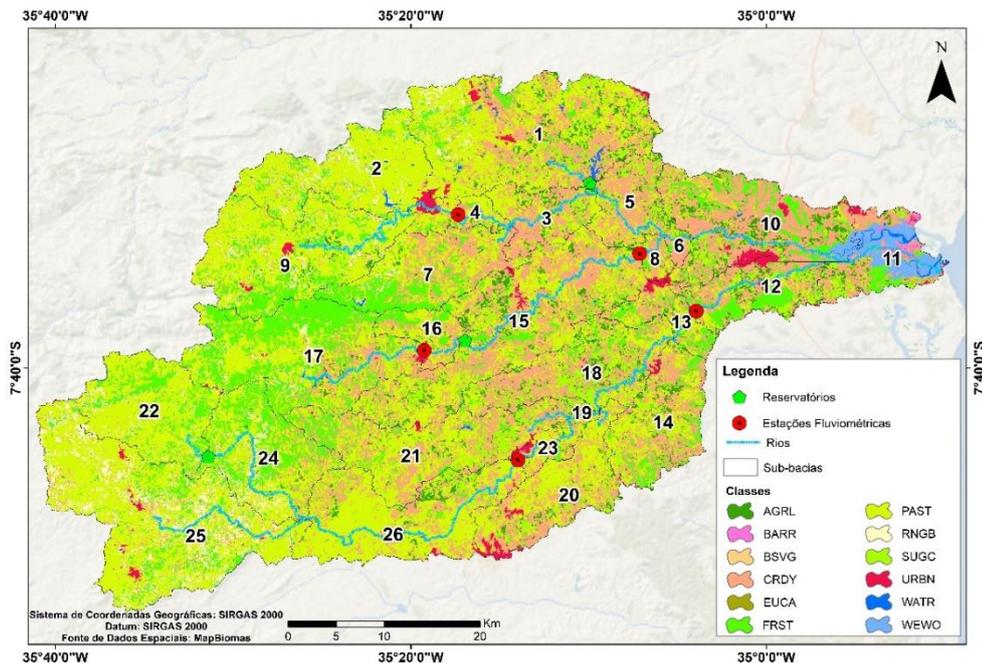
A vegetação original predominante da região é a floresta ombrófila densa (Mata Atlântica), onde a Zona da Mata Meridional é mais úmida que a Setentrional nas áreas mais próximas ao litoral, e na porção mais continental da região, as características são de floresta tropical subcaducífolia, na área de transição entre a Zona da Mata e o Agreste do estado. Ainda há a presença de áreas de restinga e manguezais. A vegetação nativa se encontra bastante devastada, uma vez que perdeu grandes áreas para a agricultura, destacando-se a cultura da cana-de-açúcar. A pecuária, a urbanização, e mais recentemente áreas de industrialização estão em expansão na bacia, e sua distribuição espacial pode ser observada na Figura 4. Este mapa de categorias de uso do solo tem como fonte originária os dados de uso e ocupação do solo fornecidos pelo Mapbiomas, que é um projeto gerido por uma rede de instituições e pesquisadores que desde 2015 vem realizando um mapeamento anual do território nacional. Os

dados disponibilizados via plataforma Google Earth Engine de forma gratuita, compilam informações espaciais da evolução da dinâmica do uso e cobertura do território nacional em uma série que se inicia no ano de 1985 e chega até o ano de 2021. Os dados dessa base são gerados a partir de grupos de imagens que têm como fonte os satélites da série Landsat. Após passar por processamento digital prévio para retirada de nuvens, os dados são agrupados com o objetivo de gerar um mapa de uso do solo para cada ano.

Os períodos do ano em que são selecionadas as imagens variam conforme a região, tema ou bioma. Cada mosaico contém até 105 camadas de informação incluindo as bandas espectrais, frações e índices de vegetação.

Os mapas utilizados nesta pesquisa são referentes ao ano de 2019, Figura 4 e Figura 5, inseridos no modelo SWAT como informação inicial e basilar para a modelagem. No mapa, as classes de uso do solo fornecidas pelo Mapbiomas foram reclassificadas de acordo com sua equivalência frente ao banco de dados do SWAT.

Figura 4: Mapa de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Goiana.
Uso de Solo na Bacia do Rio Goiana - 2019



Fonte: O autor (2021).

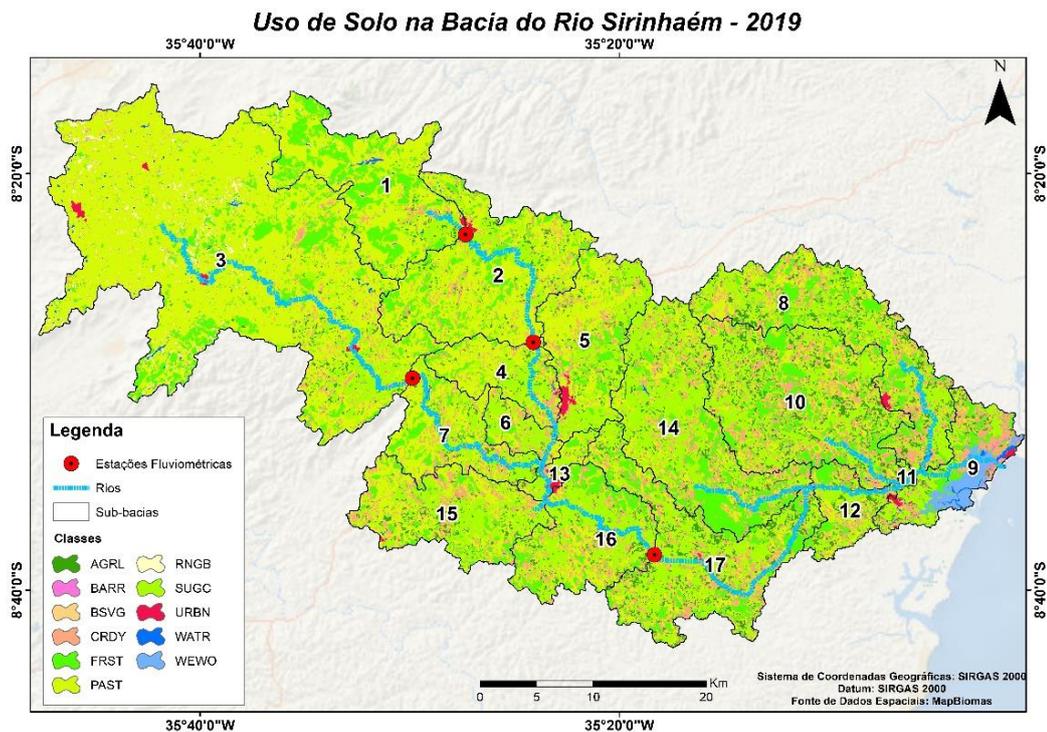
Ao serem inseridos no modelo SWAT, são calculados alguns parâmetros referentes à predominância de cada classe de uso do solo em relação à bacia hidrográfica. Na Tabela 2, pode-se observar as classes de uso da bacia do rio Goiana, bem como a representatividade de cada classe na bacia.

Tabela 2: Classes de uso do solo e sua representatividade na bacia hidrográfica do rio Goiana.

Classes de Uso do Solo	Classe de Uso do Solo Pelo Mabiomas	Área [ha]	% de Área da Bacia Hidrográfica do rio Goiana
Agricultural Land-Generic - AGRL	Agricultura	12658.31	4.42
Forest-Mixed - FRST	Formação Florestal	39231.01	13.70
Residential - URBN	Área urbanizada	3708.21	1.29
Pasture - PAST	Pastagem	120670.74	42.14
Range-Brush - RNGB	Vegetação Arbustiva	12523.99	4.37
Water - WATR	Corpos d'água	1030.12	0.36
Sugarcane - SUGC	Cana-de-açúcar	17760.06	6.20
Barren - BARR	Outras formações não florestais	469.68	0.16
Eucalyptus - EUCA	Eucalipto	2.09	0.00
Dryland Cropland and Pasture - CRDY	Mosaico de agricultura e pastagem	75335.41	26.31
Wooded Wetland -WEWO	Mangue	2848.91	0.99
Baren or Sparsly Vegetated - BSVG	Outras áreas não vegetadas	128.40	0.04

Fonte: Mapbiomas (2019).

Figura 5: Mapa de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Sirinhaém.



A Tabela 3 apresenta a distribuição das classes de uso do solo para a bacia hidrográfica do rio Sirinhaém.

Tabela 3: Classes de uso do solo e sua representatividade na bacia hidrográfica do rio Sirinhaém.

Classes de Uso do Solo	Classe de Uso do Solo Pelo Mabiomas	Área [ha]	% de Área da Bacia Hidrográfica do rio Sirinhaém
Agricultural Land-Generic - AGRL	Agricultura	11378.71	5.46
Forest-Mixed - FRST	Formação Florestal	30406.17	14.59
Residential - URBN	Área urbanizada	917.35	0.44
Pasture - PAST	Pastagem	86611.64	41.56
Range-Brush - RNGB	Vegetação Arbustiva	1940.62	0.93
Water - WATR	Corpos d'água	682.27	0.33
Sugarcane - SUGC	Cana-de-açúcar	46731.24	22.42
Barren - BARR	Outras formações não florestais	143.18	0.07
Dryland Cropland and Pasture - CRDY	Mosaico de agricultura e pastagem	28174.99	13.52
Wooded Wetland - WEWO	Mangue	1361.30	0.65
Baren or Sparsly Vegetated - BSVG	Outras áreas não vegetadas	70.44	0.03

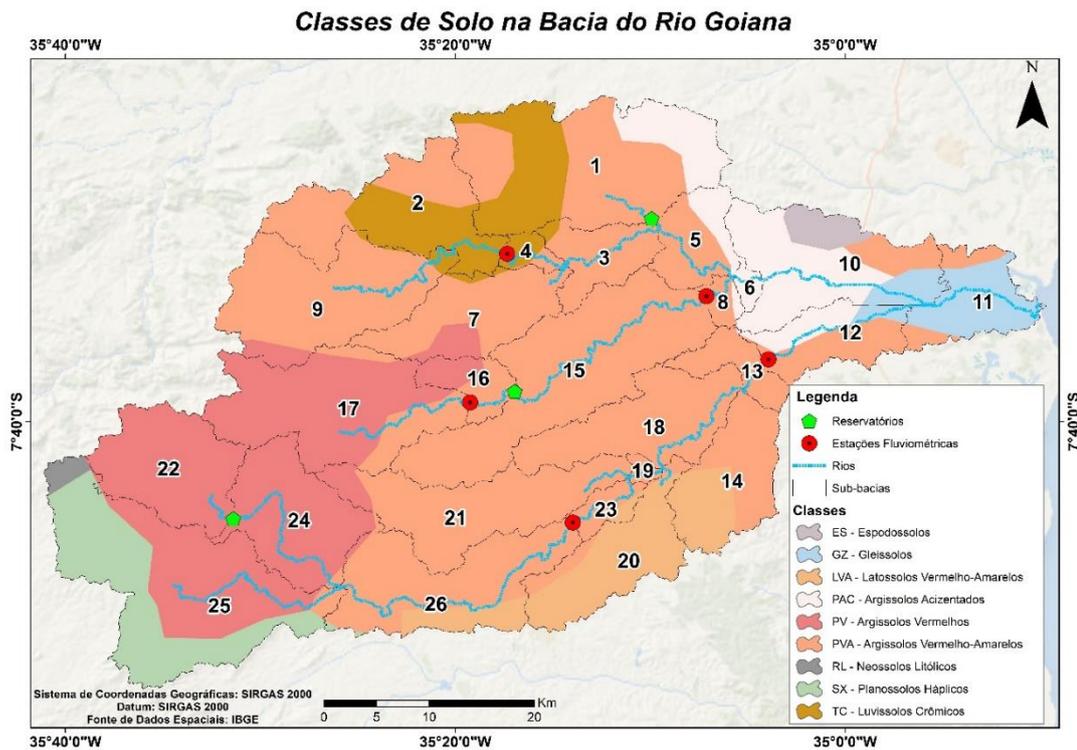
Fonte: Mapbiomas (2019).

4.1.3 Classes de Solo

As classes de solos predominantes na Bacia hidrográfica do Rio Goiana (Figura 6), localizado na região da Mata Norte são os Argissolos Vermelho-Amarelos, desenvolvidos a partir do Grupo Barreiras, são solos profundos, bem estruturados e bem drenados, e com baixa fertilidade natural, o que gera necessidade de fertilização para o uso agrícola. Os Argissolos Amarelos, também profundos, de textura variando entre arenosa média à argilosa, tornam-se friáveis ao receber umidade e possuem baixa fertilidade natural. Outra classe presente na Bacia hidrográfica do Rio Goiana é a de Latossolos Amarelos. De textura argilosa ou muito argilosa, é um solo muito coeso, que apresenta boa condição de retenção de umidade e boa permeabilidade. Devido à grande coesão de suas partículas, tende a se tornar muito duro quando o teor de umidade é baixo. Já os Luvisolos, são solos constituídos por material mineral, e apresenta horizonte B textural com argila de atividade alta e saturação por bases alta na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B. Ocorrem normalmente em regiões de clima seco e relevo acidentado. São solos naturalmente permeáveis e quimicamente férteis. Os

Espodosolos, apresentam a presença do horizonte B espódico, seguido pelo horizonte E, ou A. Normalmente apresentam moderados e altos níveis de salinidade, textura predominantemente arenosa, que variam de pouco profundo até muito profundos, e apresentam drenagem bastante variável, havendo relação com sua profundidade e seu grau de desenvolvimento. Os Gleissolos ocorrem predominantemente nas áreas de várzeas, e são caracterizados pela presença de material mineral com horizonte glei iniciando-se nos primeiros 50cm a partir da superfície. São solos que se encontram permanente ou periodicamente saturados por água. Apresentam baixa fertilidade natural, podendo ser muito ácidos e com teores elevados de alumínio. Geralmente são mal drenados em condições naturais. Já na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém (Figura 7), na Mata Sul, região mais úmida, com solos mais desenvolvidos, há uma variedade menor de tipos de solo, sendo predominante os Latossolos Amarelos, Argissolos Amarelos, os Gleissolos, e solos de mangue no município de Sirinhaém.

Figura 6: Mapa das classes de solo da bacia hidrográfica do rio Goiana.



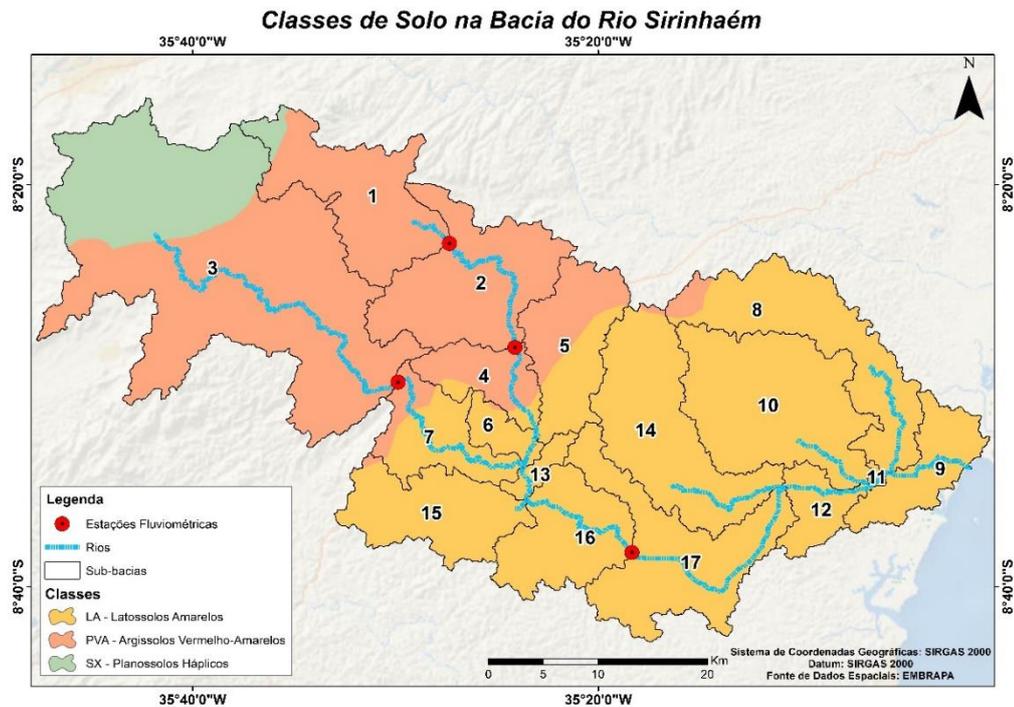
A área e porcentagem que cada classe de solo ocupa na Bacia Hidrográfica do Rio Goiana está apresentada na Tabela 4.

Tabela 4: Classes de solo e sua representatividade na bacia hidrográfica do rio Goiana.

Tipos de Solo	Área [ha]	% de Área da Bacia Hidrográfica do rio Goiana
ES	2339.38	0.82
GZ	8651.90	3.02
LVA	16560.72	5.78
PAC	19444.81	6.79
PV	58403.09	20.39
PVA	148790.45	51.96
RL	921.54	0.32
SX	14223.53	4.97
TC	17031.55	5.95

Fonte: IBGE (2006).

Figura 7: Mapa das classes de solo da bacia hidrográfica do rio Sirinhaém.



A área e percentual que cada classe de solo ocupa na Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém está apresentada na Tabela 5.

Tabela 5: Classes de solo e sua representatividade na bacia hidrográfica do rio Sirinhaém.

Tipos de Solo	Área [ha]	% de Área da Bacia Hidrográfica do rio Sirinhaém
LA	111586.61	53.54
PVA	78501.30	37.67

SX

18330.03

8.79

Fonte: IBGE (2006).

4.1.4 Relevô

No relevô (Figura 8 e Figura 9) na faixa litorânea do estado, predominam as planícies costeiras, tabuleiros costeiros e colinas da Zona da Mata, estas também sendo chamada de domínio de “Mares de Morros”. Na região da Zona da Mata, além de rochas do embasamento cristalino, existem duas bacias sedimentares costeiras; a primeira e mais importante do ponto de vista hidrogeológico é a Bacia Sedimentar Pernambuco-Paraíba; a segunda é a Bacia Vulcano-sedimentar do Cabo. Essas duas bacias estão limitadas entre si, na planície do Recife, através da zona de cisalhamento do Lineamento Pernambuco (CPRM, 2001). A área de estudo ainda tem parte inserida no planalto da Borborema, nas áreas à montante da bacia do rio Sirinhaém.

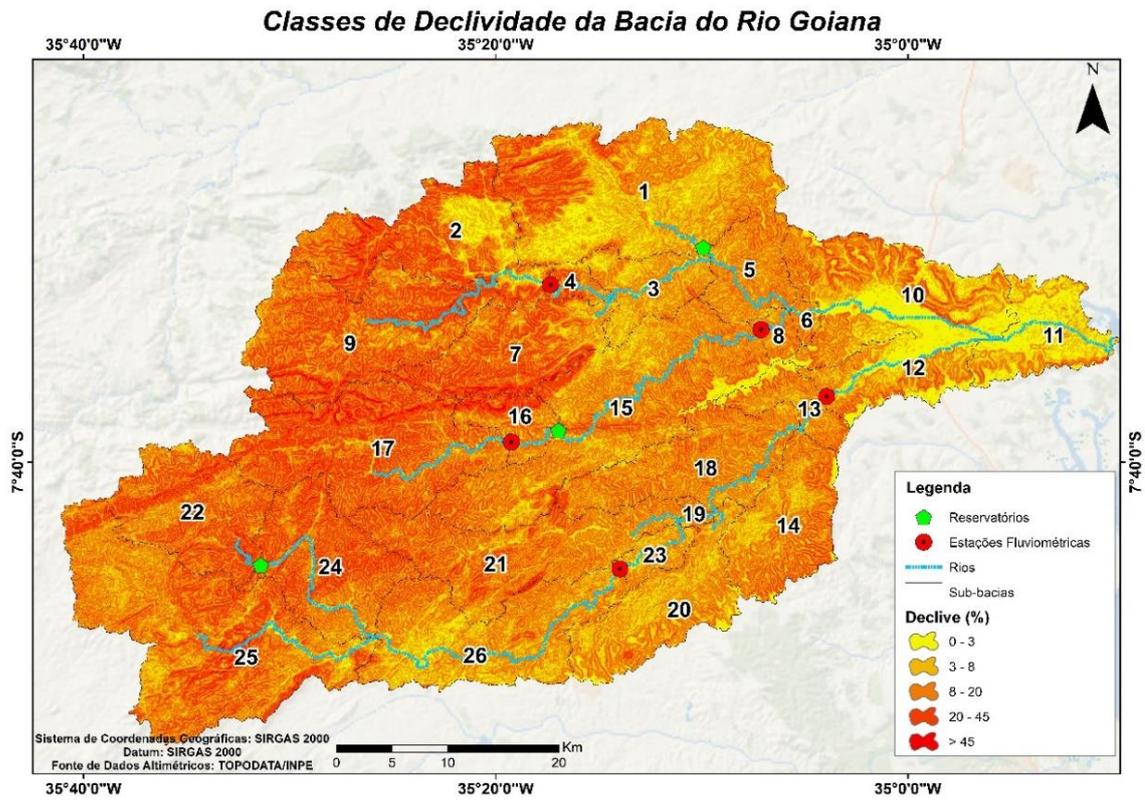
Ao inserir o dado referente ao relevô no modelo SWAT, ele permite a classificação dessa informação quanto aos limiães de declividade. Neste estudo, as classes determinadas seguiram a determinação que a EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) indica, e estão descritas na Tabela 6.

Tabela 6: Classes de declividade do relevô.

Declividade (%)	Classificação
0 – 3	Plano
3 – 8	Suave Ondulado
8 – 20	Ondulado
20 – 45	Forte Ondulado
> 45	Montanhoso

Fonte: EMBRAPA (1999).

Figura 8: Declividade da bacia hidrográfica do rio Goiana.



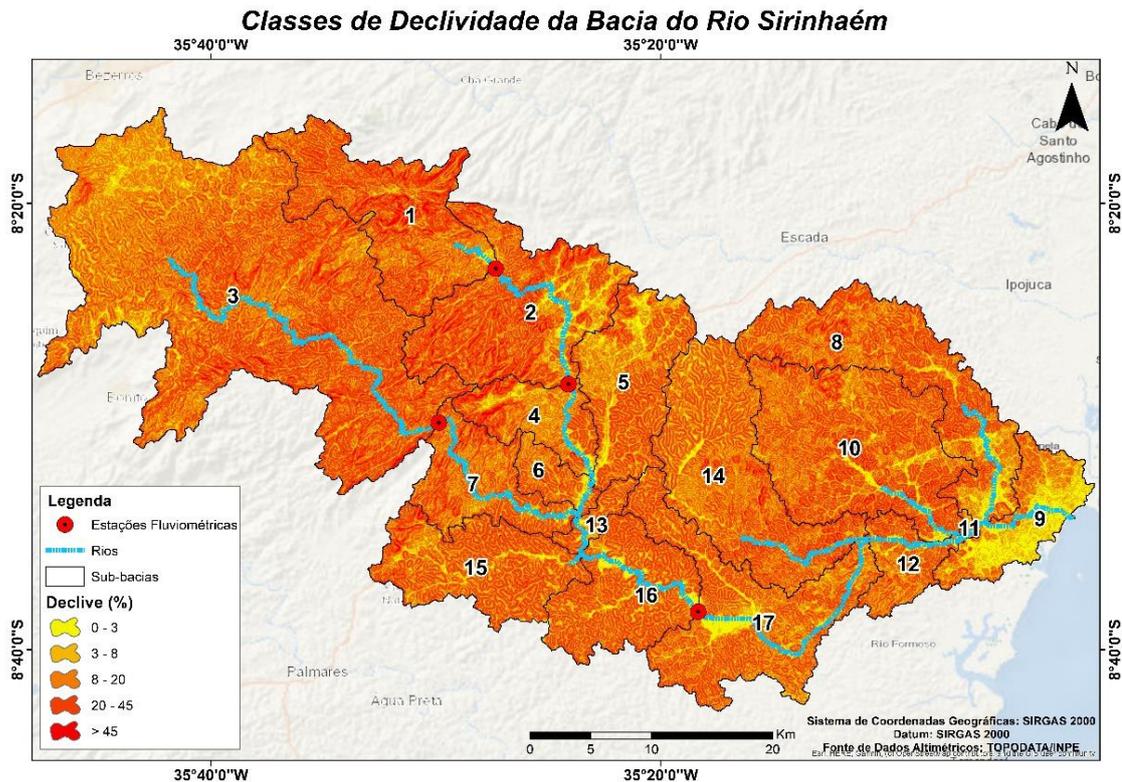
A porcentagem que cada classe de declividade representa quanto ao total da bacia do rio Goiana é descrito na Tabela 7.

Tabela 7: Classes de declividade e sua representatividade na bacia hidrográfica do rio Goiana.

Classe de declividade	Área [ha]	% de Área da Bacia Hidrográfica do rio Goiana
0 – 3	32801.61	11.45
3 – 8	70963.03	24.78
8 – 20	119711.25	41.80
20 – 45	60323.60	21.07
> 45	2567.50	0.90

Fonte: O autor (2021).

Figura 9: Declividade da bacia hidrográfica do rio Sirinhaém.



A porcentagem que cada classe de declividade representa quanto ao total da bacia do rio Sirinhaém é descrito na Tabela 8.

Tabela 8: Classes de declividade e sua representatividade na bacia hidrográfica do rio Sirinhaém.

Classe de declividade	Área [ha]	% de Área da Bacia Hidrográfica do rio Sirinhaém
0 – 3	13225.71	6.35
3 – 8	32913.24	15.79
8 – 20	85063.49	40.81
20 – 45	73879.54	35.45
> 45	3335.95	1.60

Fonte: O autor (2021).

4.1.5 Características Climáticas

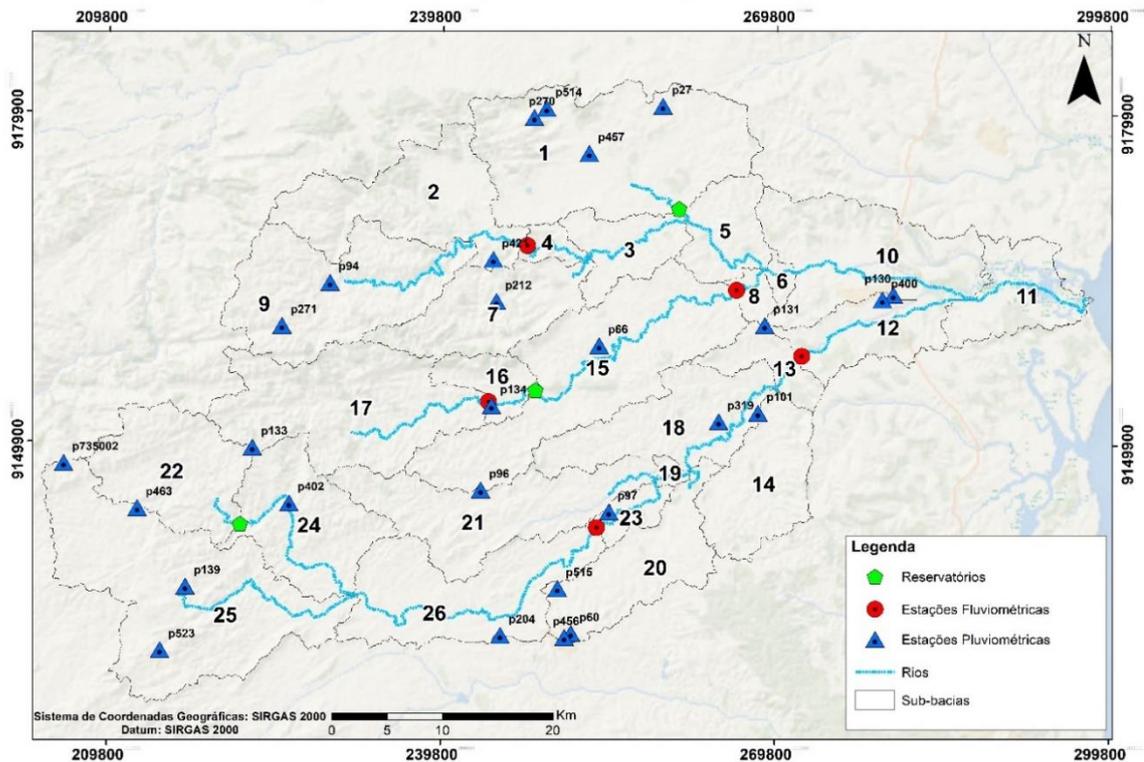
O clima da região apresenta um regime com predominância de chuvas de inverno, sendo o trimestre maio, junho e julho os meses mais chuvosos. Segundo a classificação de Köppen, a maior parte da região próximo ao litoral apresenta clima Ams', que é do tipo clima tropical chuvoso com verão seco e com totais pluviométricos pouco acima dos 2000mm anuais. Já na região mais continental, o clima é classificado como As', do tipo tropical chuvoso com verão

seco. Apesar de apresentar semelhança quanto ao período chuvoso, na Zona da Mata Norte os valores de precipitação são menores que na Mata Sul.

A Figura 10 demonstra a espacialização das estações meteorológicas que compõem o banco de dados utilizados para realização da modelagem hidrológica. As variáveis levantadas são séries temporais de precipitação, umidade relativa, velocidade do vento, temperatura mínima e máxima e dados da radiação solar, e são referentes ao período de 1961 até 2020.

Figura 10: Distribuição das estações meteorológicas na bacia hidrográfica do rio Goiana.

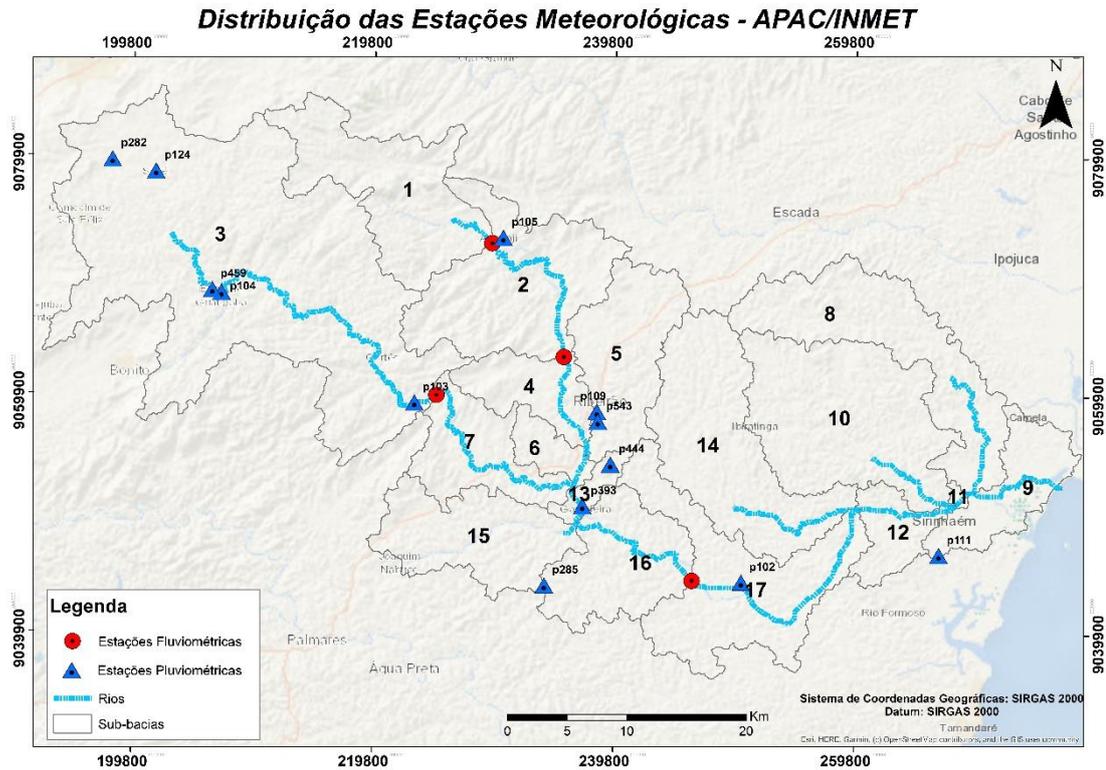
Distribuição das Estações Meteorológicas - APAC/INMET



Fonte: O autor (2022).

A Figura 11 apresenta a distribuição das estações de monitoramento localizadas na bacia hidrográfica do rio Sirinhaém.

Figura 11: Distribuição das estações meteorológicas na bacia hidrográfica do rio Sirinhaém.



4.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

A seguir, serão descritos os procedimentos metodológicos realizados no decorrer dessa pesquisa.

4.2.1 Processamento no SWAT

A base física do SWAT congrega equações que descrevem a relação entre as variáveis do sistema ambiental. Requer informações específicas sobre vegetação, clima, relevo, propriedades do solo e seu uso e manejo. Os processos físicos associados ao movimento da água e dos sedimentos, crescimento de plantas, ciclagem de nutrientes e outros, são modelados diretamente por meio dos dados de entrada (NEITSCH *et al.*, 2011a). O SWAT considera a bacia dividida em sub-bacias com base em suas propriedades físicas, preservando os parâmetros espacialmente distribuídos e as características homogêneas da bacia inteira. A sub-bacia é uma unidade espacial que compreende um curso de rio, e sua área contribuinte. Aumentando o nível de detalhamento, o SWAT delimita as chamadas *Hydrological Response Units* (HRU's), que é uma área não explicitamente definida no espaço, porém que contém as mesmas propriedades de tipo de solo, uso e cobertura, e topografia (VIGIAK *et al.*, 2015). É a partir dessas delimitações que a modelagem dos componentes do ciclo hidrológico é desempenhada.

Segundo Neitsch *et al.* (2011) a fase terrestre do ciclo hidrológico simulada pelo SWAT é baseada na equação do balanço hídrico, que é a força responsável pelos processos de movimento da água que ocorrem na bacia hidrográfica, dado pela Equação 1:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (P - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad (1)$$

Onde SW_t é a quantidade de água no solo da camada da zona radicular simulada no tempo t (mm), SW_0 é a quantidade inicial de água no solo no dia i (mm), t é a duração do ciclo hidrológico simulado (dias), P é a quantidade de água precipitada no dia i (mm), Q_{surf} é o escoamento superficial no dia i (mm), E_a é quantidade de água evapotranspirada no dia i (mm), W_{seep} é a quantidade de água que percola da camada simulada para a camada inferior no dia i (mm), Q_{gw} é a quantidade de água que retorna ao curso d'água no dia i devido ao escoamento sub-superficial (mm).

Para o cálculo de estimativa do escoamento superficial o SWAT fornece os métodos da Curva Número (CN) e o de infiltração de Green e Ampt, e para o cálculo da evapotranspiração o modelo disponibiliza os métodos de Penman-Monteith, Priestley-Taylor e o de Hargreaves.

O método da Curva Número (CN), desenvolvido pelo *Soil Conservation Service* (SCS) órgão do *United States Department of Agriculture* (USDA) é utilizado para estimar o escoamento superficial. Ele utiliza dados de precipitação e dos parâmetros de retenção, que variam de acordo com o solo, o uso do solo, declividade, e conteúdo da água (PRUSKI; GRIEBELER; SILVA, 2001; TONG; NARAMNGAM, 2007). Quanto maior o coeficiente de CN, maior o potencial de escoamento superficial (ABBASI; MANNAERTS; MAKAU, 2019). De tal forma, o modelo de CN determina também, a quantidade de chuva que infiltra no solo ou no aquífero (ZHAN; HUANG; AVE, 2004).

O escoamento superficial é calculado com base na equação da curva número proposta pela USDA, descrito na Equação 2:

$$Q_{surf} = \frac{(R-0,2 S)^2}{R+0,8 S} \quad (2)$$

Sendo Q_{surf} referente ao escoamento superficial diário (mm), R a precipitação diária (mm) e S é um parâmetro de retenção para diferentes valores da curva número (CN) baseados nas características de cada solo, uso e cobertura, manejo e declividade, e é alcançado por meio da Equação 3.

$$S = 254 \left(\frac{100}{CN} - 1 \right) \quad (3)$$

O valor da CN pode ser corrigido em função da umidade antecedente do solo, Equações 4 e 5, onde CN_I indica uma condição de solo seco, CN_{II} uma condição normal e CN_{III} uma condição úmida (NEITSCH *et al.*, 2011a).

$$CN_I = CN_{II} - \frac{20*(100-CN_{II})}{(100-CN_{II}+\exp[2,533-0,0636*(100-CN_{II})])} \quad (4)$$

$$CN_{III} = CN_{II} * \exp[0,00673 * (100 - CN_{II})] \quad (5)$$

Para simulação da carga de sedimentos nas bacias, é utilizada a Equação da Perda de Solo Modificada (*Modified Universal Soil Loss Equation* - MUSLE). Na MUSLE o fator de força da chuva é substituído pelo fator de escoamento.

O modelo foi estruturado com base em uma combinação linear dos parâmetros mais correlacionados com o processo de erosão hídrica no solo, conforme Equação 6, por (WISCHMEIER; SMITH, 1978). As equações à seguir podem ser encontradas no documento teórico do modelo SWAT desenvolvido por Neitsch *et al.*, (2011b).

$$sed = 11,8 \left(Q_{surf} * q_{peak} * area_{hru} \right)^{0,56} * K_{USLE} * C_{USLE} * P_{USLE} * LS_{USLE} * CFRG \quad (6)$$

Sendo sed a produção de sedimentos (t/dia), Q_{surf} é o escoamento superficial (mm/dia), q_{peak} é o pico de descarga do escoamento (m³/s), $area_{hru}$ é a área da HRU (ha), K_{USLE} é o fator de erodibilidade (t h MJ⁻¹ mm⁻¹), C_{USLE} são fatores de manejo do solo (adimensional), P_{USLE} é referente a práticas de conservação e controle de erosão do solo (adimensional), LS_{USLE} , refere-se ao comprimento da rampa e declividade das vertentes, e $CFRG$ é um fator adimensional para explicar a pedregosidade.

Dentre estes parâmetros, o fator de erodibilidade (K_{USLE}), que os autores formularam após observar a grande influência que o conteúdo de silte desempenha na propensão do solo à erosão, é obtido pela Equação 7.

$$K_{USLE} = \frac{0.00021 * M^{1.14} * (12 - OM) + 3.25 * (c_{solistr} - 2) + 2.5 * (c_{perm} - 3)}{100} \quad (7)$$

Sendo K_{USLE} o fator de erodibilidade do solo, M o parâmetro do tamanho da partícula, OM a porcentagem de matéria orgânica, $c_{solistr}$, o código de estrutura do solo usado na classificação do solo e c_{perm} , a classe de permeabilidade do perfil.

O fator de manejo do solo (C_{USLE}), definido como índice de perda de solo em terras cultivadas, atua como uma medida da influência da cobertura vegetal na atenuação da força de remoção de partículas do solo pelas gotas de chuva através da interceptação destas pelas copas das árvores, além da influência que o resíduo presente na superfície do solo impõe na redução da força de arrasto do escoamento superficial. Este fator é obtido através da Equação 8.

$$C_{USLE} = \exp([\ln(0.8) - \ln(C_{USLE,mn})] * \exp[-0.00115 * rsd_{surf}] + \ln[C_{USLE}]) \quad (8)$$

Onde $C_{USLE,mn}$ é o valor mínimo de cobertura vegetal a ser gerida e rsd_{surf} é quantidade de resíduo no solo (kg/ha).

O fator referente às práticas de conservação do solo (P_{USLE}), é definido como a razão da perda de solo onde uma prática de apoio específica foi utilizada, comparada à perda de solo correspondente para uma área não que não recebe suporte por nenhuma prática conservacionista, sejam essas práticas tanto contorno da lavoura, terraceamento, ou plantio por faixas de contorno. Cada uma destas práticas apresenta valores para P_{USLE} de acordo com a declividade e comprimento das encostas onde o cultivo é realizado, e estes valores podem ser observados no documento teórico de referência organizado por Neitsch *et al.*, (2011b).

O fator LS_{USLE} , referente à topografia, representa a taxa esperada da perda de solo por unidade de área de campo relacionado à sua declividade, e pode ser obtido através da Equação 9.

$$LS_{USLE} = \left(\frac{L_{hill}}{22.1}\right)^m * (65.41 * \sin^2(\alpha_{hill}) + 4.56 * \sin \alpha_{hill} + 0.065) \quad (9)$$

Sendo L_{hill} a extensão do declive (m), m é o termo exponencial, e α_{hill} é o ângulo da inclinação.

O fator de pedregosidade ($CFRG$), referente aos fragmentos brutos no solo é calculado pela Equação 10.

$$CFRG = \exp(-0.053 * rock) \quad (10)$$

No qual *rock* representa a porcentagem de rocha existente na primeira camada do solo.

4.2.2 Processos de transporte de sedimentos em canais

Uma vez que as estimativas de produção de sedimentos nas sub-bacias são realizadas, o SWAT estima o quantitativo de sedimento que chega nos cursos d'água que se distribuem à jusante.

Para estimar a quantidade máxima de sedimento que pode ser transportada, é utilizada uma equação simplificada por Williams (1980) da definição de força corrente de Bagnold (1977) onde a aplicação se torna uma função de alguns aspectos, tais quais a velocidade mais alta do canal, Equação 11.

$$v_{ch,pk} = \frac{q_{ch,pk}}{A_{ch}} \quad (11)$$

Tal que $q_{ch,pk}$ é a taxa mais elevada de fluxo (m³/s) e A_{ch} é a área da seção transversal do fluxo do canal (m²). Sendo $q_{ch,pk}$ definida pela Equação 12.

$$q_{ch,pk} = Prf * q_{ch} \quad (12)$$

Sendo *Prf* o fator de ajuste da taxa mais alta e q_{ch} a área transversal do fluxo (m³/s).

A quantidade máxima de sedimento que pode ser transportada por um canal é calculada pela Equação 13.

$$conc_{sed,ch,mx} = c_{sp} * v_{ch,pk}^{spexp} \quad (13)$$

Onde $conc_{sed,ch,mx}$ é a concentração máxima de sedimento que pode ser transportada pela água (ton/m³ ou kg/L), c_{sp} é um coeficiente de reentranchamento do canal, que varia em função da sua linearidade, $v_{ch,pk}$ é a maior velocidade do canal e *spexp* é um expoente definido pelo usuário, o qual varia entre 1 e 2 e foi ajustado para 1.5 na equação original de Bagnold.

Essa concentração máxima de sedimento transportado no canal é comparada com a concentração de sedimento no início do período de análise, ao passo que se a concentração de sedimento inicial superar o sedimento transportado, o processo dominante é o de deposição, onde o saldo de deposição é calculado pela Equação 14.

$$Sed_{dep} = (conc_{Sed,ch,i} - conc_{Sed,ch,mx}) * V_{ch} \quad (14)$$

Em que Sed_{dep} é a quantidade de sedimento depositado no curso d'água (t), $conc_{Sed,ch,i}$ é a concentração inicial de sedimento no curso d'água (kg/L ou ton/m³), $conc_{Sed,ch,mx}$ é a concentração máxima de sedimento que pode ser transportada pela água (ton/m³ ou kg/L) e V_{ch} é o volume de água no curso d'água (m³).

Para o cenário onde a concentração de sedimento inicial é menor que a concentração máxima que pode ser transportada, o processo que predomina é a degradação, onde o saldo de sedimento carregado é obtido pela Equação 15.

$$sed_{deg} = (conc_{Sed,ch,mx} - conc_{Sed,ch,i}) * V_{ch} * K_{CH} * C_{CH} \quad (15)$$

Onde sed_{deg} é quantidade de sedimento carregado pelo segmento do canal (t), $conc_{Sed,ch,mx}$, $conc_{Sed,ch,i}$ e V_{ch} já foram descritos na equação 14, K_{CH} é o fator de erosão do canal, e C_{CH} é o fator de cobertura do canal.

Após a contabilização da deposição e degradação, segundo Neitsch *et al.*, (2011) o quantitativo final de sedimento no curso d'água é o resultado da Equação 16.

$$Sed_{ch} = Sed_{ch,i} - Sed_{dep} + Sed_{deg} \quad (16)$$

Tal que Sed_{ch} é a quantidade de sedimento suspenso (t), $Sed_{ch,i}$ é a quantidade de sedimento suspenso no período inicial (t), Sed_{dep} é a quantidade de sedimento que é depositado (t) e Sed_{deg} é a quantidade de sedimento carregado pelo canal (t).

Ainda é calculada a quantidade de sedimento transportado para fora do curso d'água pela Equação 17.

$$Sed_{out} = sed_{ch} \frac{V_{out}}{V_{ch}} \quad (17)$$

Sendo Sed_{out} o quantitativo de sedimento transportado para fora do curso d'água (t), sed_{ch} é quantidade de sedimento suspenso no curso d'água, V_{out} é o volume de saída de água no tempo analisado (m^3) e V_{ch} é o volume de água no segmento do canal (m^3).

4.2.3 Processos de transporte de nutrientes em canais

A presença do nitrogênio nos corpos d'água pode se dar nas formas de nitrogênio orgânico, amônio, nitrito e nitrato. O modelo SWAT simula a dinâmica do ciclo de nitrogênio para cada um desses estágios, quando da sua presença nos cursos hídricos.

A concentração de nitrogênio orgânico num rio pode ser reduzida pela sua conversão em amônio (NH_4^+), ou pela sua decantação com o sedimento. A variação do nitrogênio orgânico em um determinado dia é expressa pela Equação 18.

$$\Delta orgN_{str} = (\alpha_1 * \rho_a * algae - \beta_{N,3} * orgN_{str} - \sigma_4 * orgN_{str}) * TT \quad (18)$$

Tal que $\Delta orgN_{str}$ é a mudança de concentração de nitrogênio orgânico (mg N/L), α_1 é a fração de biomassa algal que é nitrogênio (mg N/mg biomassa algal), ρ_a é a taxa de morte ou respiração local das algas (dia^{-1} ou hr^{-1}), $algae$ é a concentração de biomassa de algas no início do dia (mg alg/L), $\beta_{N,3}$ é o coeficiente da taxa de hidrólise de nitrogênio orgânico para nitrogênio de amônia (dia^{-1} ou hr^{-1}), $orgN_{str}$ é a concentração de nitrogênio orgânico no começo do dia (mg N/L), σ_4 é o coeficiente da taxa de decantação do nitrogênio orgânico (dia^{-1} ou hr^{-1}), e TT é o tempo de fluxo do curso d'água (dia ou horas).

A concentração de amônio (NH_4^+) pode sofrer incremento pela mineralização no nitrogênio orgânico e difusão de amônio proveniente dos sedimentos do leito do rio. A concentração dessa substância pode diminuir tanto pela conversão do próprio amônio em dióxido de nitrogênio (NO_2), ou pela sua absorção pelas algas presentes na água. A variação da concentração do amônio durante o dia é obtida como resultado da aplicação da Equação 19.

$$\Delta NH4_{str} = \left(\beta_{N,3} * orgN_{str} - \beta_{N,1} * NH4_{str} + \frac{\sigma_3}{1000 * depth} - fr_{NH4} * \alpha_1 * \mu_a * algae \right) * TT \quad (19)$$

Em que $\Delta NH4_{str}$ é a mudança na concentração de amônio (mg N/L), $\beta_{N,1}$ é a constante da taxa de oxidação biológica do nitrogênio da amônia (dia^{-1} ou hr^{-1}), $NH4_{str}$ é a concentração de amônio no começo do dia (mg N/L), σ_3 é a taxa amônio provido pelos organismos bentônicos no sedimento (mg N/m² por dia ou hora), $depth$ é a profundidade da água no canal (m), fr_{NH4} é a fração da absorção do conteúdo de amônio pela biomassa de algas, α_1 é a fração de biomassa de alga que é nitrogênio (mg N/mg de biomassa de alga), e, por fim, μ_a , que é a taxa de crescimento total das algas (dia^{-1} ou hr^{-1}).

Quanto ao nitrito (NO_2^-), sua concentração pode tanto aumentar, por meio da conversão de amônio (NH_4^+) para nitrito, e diminuir pela conversão de nitrito em nitrato (NO_3^-), sendo que essa segunda conversão ocorre de maneira mais rápida, o que faz com que as concentrações de nitrito na água sejam pequenas. A variação de nitrato em um determinado dia é dada pela Equação 20.

$$\Delta NO2_{str} = (\beta_{N,1} * NH4_{str} - \beta_{N,2} * NO2_{str}) * TT \quad (20)$$

Sendo $\Delta NO2_{str}$ é a variação na concentração do nitrito (mg N/L), $\beta_{N,2}$ é a taxa constante para oxidação biológica do nitrito para nitrato (dia^{-1} ou hr^{-1}), e $NO2_{str}$ é a concentração de nitrito no início do dia.

Em relação ao nitrato (NO_3^-), sua concentração pode ser aumentada a partir da oxidação do nitrito, e pode diminuir por meio da sua absorção pelas algas. Esta dinâmica é calculada segundo a Equação 21.

$$\Delta NO3_{str} = (\beta_{N,2} * NO2_{str} - (1 - fr_{NH4}) * \alpha_1 * \mu_a * algae) * TT \quad (21)$$

Tal que $\Delta NO3_{str}$ é a variação na concentração do nitrato (mg N/L).

O SWAT também simula o ciclo do fósforo nos cursos d'água. Ligado em grande parte às algas presentes na água, quando da morte dessas algas, o fósforo da biomassa das algas se transforma em fósforo orgânico, que por sua vez, quando mineralizado ao fósforo solúvel, fica disponível novamente para a absorção das algas.

Dessa maneira, a concentração de fósforo varia de acordo com a biomassa da alga, e este pode diminuir pela conversão de fósforo orgânico em fósforo inorgânico solúvel, ou pela decantação junto ao sedimento. Essa dinâmica é simulada pela Equação 22.

$$\Delta orgP_{str} = (\alpha_2 * \rho_a * algae - \beta_{P,4} * orgP_{str} - \sigma_5 * orgP_{str}) * TT \quad (22)$$

Sendo $\Delta orgP_{str}$ é a variação da concentração do fósforo orgânico, α_2 a fração de biomassa de alga que é fósforo (mg P/mg de biomassa algal), ρ_a , $algae$ e TT já foram descritos na equação da variação do nitrogênio orgânico (Equação 18), $\beta_{P,4}$ o coeficiente da taxa de mineralização do fósforo orgânico (dia^{-1} ou hr^{-1}), $orgP_{str}$ é a concentração de fósforo no início do dia (mg P/L), e σ_5 é o coeficiente da taxa de decantação do fósforo orgânico (dia^{-1} ou hr^{-1}).

Por fim, há ainda a concentração na água de fósforo inorgânico ou solúvel, que pode sofrer incremento a partir da mineralização do fósforo orgânico, ou difusão do fósforo inorgânico que está associado aos sedimentos decantados ao longo do canal, e pode diminuir por meio da sua absorção pelas algas. Essa variação é estimada pela Equação 23.

$$\Delta solP_{str} = \left(\beta_{P,4} * orgP_{str} + \frac{\sigma_2}{1000 * depth} - \alpha_2 * \mu_a * algae \right) * TT \quad (23)$$

Onde $\Delta solP_{str}$ é a mudança na concentração de fósforo solúvel (mg P/L).

Estes parâmetros são de fundamental importância para entender a dinâmica do transporte dos químicos no meio ambiente (ABBASI; MANNAERTS; MAKAU, 2019; LUO; ZHANG, 2009a).

4.2.4 Estimativa da evapotranspiração no SWAT

A evapotranspiração é um termo que congrega os processos pelos quais a água presente na superfície terrestre é convertida em vapor d'água, incluindo os processos de evaporação do dossel das plantas, transpiração, sublimação e evaporação do solo. Segundo Dingman (1994), cerca de 62% da precipitação que ocorre nos continentes é evapotranspirada, e este processo excede o escoamento na maioria das bacias em todos os continentes excetuando-se a Antártica. É de se destacar ainda que efetivamente a diferença entre a quantidade de água precipitada e evapotranspirada é o que se têm disponível para uso humano e gestão em geral. Nota-se então a relevância do conhecimento deste elemento do ciclo hidrológico e como este é crítico para os estudos que aplicam modelagem hidrológica.

Dentre as variáveis que afetam tanto a evapotranspiração, quanto o escoamento superficial está a interceptação de água pelo dossel das plantas, a qual varia de acordo com a densidade de cobertura e morfologia das espécies de plantas. O modelo SWAT permite que a quantidade de água que pode ser mantida no armazenamento do dossel possa variar no tempo

em função do índice de área foliar, segundo a Equação 24, descrita em seu manual teórico (NEITSCH *et al.*, 2011b):

$$can_{day} = can_{mx} \left(\frac{LAI}{LAI_{mx}} \right) \quad (24)$$

Onde can_{day} é a quantidade máxima de água que pode ficar retida no dossel em um determinado dia (mm), can_{mx} é a quantidade máxima de água que pode ficar retida em um dossel completamente desenvolvido (mm) e LAI é o índice de área foliar e LAI_{mx} é o máximo de área foliar que a planta pode atingir.

Em caso de precipitação ocorrida em qualquer dia, o estoque do dossel é preenchido antes da água alcançar o solo, equações 25 e 26:

$$R_{INT(f)} = R_{INT(i)} + R'_{day} \text{ e } R_{day} = 0$$

$$\text{se } R'_{day} \leq can_{day} - R_{INT(i)} \quad (25)$$

$$R_{INT(f)} = can_{day} \text{ e } R_{day} = R'_{day} - (can_{day} - R_{INT(i)})$$

$$\text{se } R'_{day} > can_{day} - R_{INT(i)} \quad (26)$$

Em que $R_{INT(i)}$ é a quantidade inicial de água livre armazenada no dossel em um determinado dia (mm), $R_{INT(f)}$ é quantidade final de água livre armazenada dentro do dossel em um determinado dia (mm), R'_{day} é quantidade de precipitação em um determinado dia antes que a interceptação do dossel seja removida (mm), R_{day} é a quantidade de precipitação em um determinado dia que alcança a superfície do solo (mm), can_{day} é a quantidade máxima de água que pode ser armazenada dentro do dossel em um determinado dia (mm).

Desse modo, qualquer conteúdo de água livre presente no dossel fica disponível para remoção através da evapotranspiração. O SWAT remove o máximo de água possível do armazenamento do dossel ao calcular a evaporação real (Equações 27 e 28). Se a evapotranspiração potencial, E_0 , for menor que a quantidade de água livre armazenada no dossel, R_{INT} , então:

$$E_a = E_{can} = E_0 \quad (27)$$

$$R_{INT(f)} = R_{INT(i)} - E_{can} \quad (28)$$

Onde E_a é a evapotranspiração real em um determinado dia (mm), E_{can} é a quantidade de evaporação de água do dossel em um determinado dia (mm), E_0 é a evapotranspiração potencial em um determinado dia (mm), $R_{INT(i)}$ é quantidade inicial de água livre armazenada no dossel em um determinado dia (mm), $R_{INT(f)}$ é quantidade final de água livre armazenada no dossel em um determinado dia (mm).

No caso em que a evapotranspiração potencial, E_0 , for maior que a quantidade de água armazenada no dossel (Equação 29), R_{INT} , então:

$$E_{can} = R_{INT(i)} \quad (29)$$

$$R_{INT(f)} = 0$$

Uma vez que qualquer água livre dentro do dossel foi evaporada, a demanda de água evaporativa restante ($E'_0 = E_0 - E_{can}$) é dividida entre a vegetação e o solo.

Para o cálculo da evapotranspiração potencial, E_0 , o método utilizado no presente estudo foi o formulado por Hargreaves e Samani, (1985), dado pela Equação 30:

$$\lambda E_0 = 0.0023 \cdot H_o \cdot (T_{mx} - T_{mn})^{0.5} \cdot (\bar{T}_{av} + 17,8) \quad (30)$$

Em que λ é o calor latente de vaporização (MJ kg^{-1}), E_0 é a evapotranspiração potencial (mm), H_o é radiação extraterrestre ($\text{MJ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), T_{mx} é a temperatura máxima do ar ($^{\circ}\text{C}$), T_{mn} é a temperatura mínima do ar ($^{\circ}\text{C}$), e \bar{T}_{av} é a temperatura média do ar ($^{\circ}\text{C}$).

A partir de E_0 e E_{can} determinadas, o SWAT calcula a quantidade de transpiração, E_t (mm), segundo as condições descritas nas Equações 30 e 31.

$$E_t = \frac{E'_0 \cdot LAI}{3} \quad 0 \leq LAI \leq 3 \quad (30)$$

$$E_t = E'_0 \quad LAI > 3 \quad (31)$$

Onde E_t é a transpiração máxima em um determinado dia (mm), E'_0 é a evapotranspiração potencial ajustada para a evaporação do conteúdo de água livre no dossel

(mm), e LAI é o índice de área foliar. Destaca-se que essas equações descrevem o comportamento da transpiração sob condições ideais. Para o cálculo da quantidade real de transpiração, há de se considerar a absorção potencial da água da superfície do solo para qualquer profundidade na zona radicular, a qual é estimada pela Equação 32.

$$W_{up,z} = f(z) = \frac{E_t}{[1 - \exp(-\beta_w)]} \left[1 - \exp\left(-\beta_w \frac{z}{z_{root}}\right) \right] \quad (32)$$

Em que $W_{up,z}$ é a absorção potencial de água na superfície do solo para uma profundidade específica (z) é um dia específico do ano (mm), E_t é a transpiração máxima da planta em um determinado dia (mm), β_w é o parâmetro de distribuição do uso da água, z é a profundidade da superfície do solo (mm), z_{root} é a profundidade do desenvolvimento da raiz no solo (mm). Calculado potencial de absorção de água por qualquer camada do solo, pode-se calcular para as camadas de topo e de base do solo, contabilizando-se a sua diferença, Equação 33:

$$w_{up,ly} = w_{up,zl} - w_{up,lu} \quad (33)$$

Onde $w_{up,ly}$ é a absorção na camada ly (mm), $w_{up,zl}$ é a absorção potencial da água para o perfil limite da camada inferior do solo (mm), $w_{up,lu}$ é absorção potencial da água para o perfil limite da camada superior do solo (mm).

Em caso de as camadas superiores do solo não contenham água suficiente para satisfazer o potencial de absorção de água, é possível contornar este cenário permitindo que as camadas inferiores do solo compensem o conteúdo hídrico. Este ajuste de potencial e absorção é dado pela Equação 34.

$$w'_{up,ly} = w_{up,ly} + W_{demand} \cdot EPCO \quad (34)$$

Tal que $w'_{up,ly}$ é o potencial ajustado de absorção de água pela camada ly (mm), $w_{up,ly}$ é a absorção na camada ly (mm), W_{demand} é a demanda de absorção de água atendida pelas camadas sobrepostas do solo, e $EPCO$ é o fator de compensação de absorção da planta.

A partir da diminuição do teor de água no solo, o solo passa a reter mais fortemente este conteúdo hídrico, o que acaba por tornar mais dificultosa a retirada de água pelas plantas, gerando

um déficit hídrico. Para simular a dinâmica de extração de água de solos secos, a equação de absorção de água potencial é modificada e substituída pelas seguintes Equações 35 e 36:

$$w''_{up,ly} = w'_{up,ly} \cdot \exp \left[5 \cdot \left(\frac{Sw_{ly}}{0.25 \cdot AWC_{ly}} - 1 \right) \right] \quad \text{se } Sw_{ly} < (0.25 \cdot AWC_{ly}) \quad (35)$$

$$w''_{up,ly} = w'_{up,ly} \quad \text{se } Sw_{ly} \geq (0.25 \cdot AWC_{ly}) \quad (36)$$

Em que $w''_{up,ly}$ é o potencial ajustado de absorção de água para um teor inicial de umidade do solo (mm), $w'_{up,ly}$ é o potencial ajustado de absorção de água para uma camada ly (mm), Sw_{ly} é a quantidade de água na camada do solo num determinado dia (mm), e AWC_{ly} é a capacidade de água disponível para a camada ly (mm). Esta capacidade disponível é calculada pela Equação 37:

$$AWC_{ly} = FC_{ly} - WP_{ly} \quad (37)$$

No qual AWC_{ly} é a capacidade de água disponível para a camada ly (mm), FC_{ly} é o teor de umidade para a camada ly na capacidade de campo (mm), e WP_{ly} é o teor de umidade da camada no ponto de murcha permanente (mm).

Calculado o potencial de absorção de água modificado para as condições de umidade do solo, parte-se para a estimativa da absorção real de água no solo, a qual é dada pela Equação 38:

$$w_{actualup,ly} = \min[w''_{up,ly}, (Sw_{ly}) - WP_{ly}] \quad (38)$$

Onde $w_{actualup,ly}$ é a absorção real da água para a camada ly (mm), Sw_{ly} é a quantidade de água na camada do solo em m determinado dia (mm), WP_{ly} é o teor de umidade da camada ly no ponto de murcha permanente (mm). A absorção total da água para o dia é calculada pela Equação 39:

$$w_{actualup} = \sum_{ly=1}^n w_{actualup,ly} \quad (39)$$

Em que $w_{actualup}$ é a absorção total de água pela planta em um dia (mm), $w_{actualup,ly}$ é a absorção real da água para a camada ly (mm), e n é o número de camadas do perfil do solo. O

total de absorção de água pela planta para um dia é também a quantidade real de transpiração que ocorre durante o dia, Equação 40:

$$E_{t,act} = w_{actualup} \quad (40)$$

Onde $E_{t,act}$ é quantidade real de transpiração em um dia (mm), e $w_{actualup}$ é a absorção total de água pela planta em um dia (mm).

4.3 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E CALIBRAÇÃO DO MODELO SWAT

Nesta etapa, os projetos foram calibrados utilizando o software *SWAT Calibration and Uncertainty Programs* (SWAT-CUP). O SWAT-CUP é um software que integra as saídas do modelo SWAT, e cinco algoritmos de calibração, dos quais o *Sequential Uncertainty Fitting 2* (SUF12) ABBASPOUR; JOHNSON; VAN GENUCHTEN, 2004) se destaca pela velocidade e precisão no processamento, que consiste em três grandes etapas: modificar os valores das entradas do SWAT, rodar o SWAT, e extrair os valores de saída desejados. Detalhes sobre o funcionamento do SWAT-CUP são descritos por Rouholahnejad *et al.* (2012). A calibração ocorreu a nível de vazão. Os dados de vazão foram obtidos no site <http://hidroweb.ana.gov.br/>, banco de dados hidrológicos da ANA (Agência Nacional de Águas). Esses dados são fornecidos em escala mensal, e seus valores serviram como referência para a avaliação do desempenho da simulação.

O primeiro passo na calibração tradicional de modelos é separar a série temporal de dados observados em dois períodos, um para a calibração e outro para validação do modelo. Os dados de cada estação não cobriam períodos semelhantes, a série de dados de cada estação foi separada em uma proporção 70/30, sendo 70% dos dados reservados para a calibração, e 30% para a validação. No período de calibração os parâmetros de entrada do modelo são variados até se obter um ajuste aceitável. Já para o período de validação, os parâmetros obtidos na melhor simulação do período de calibração são utilizados para executar o modelo e seu ajuste é analisado (ARNOLD *et al.*, 2000).

Na avaliação do desempenho de modelos é usual utilizar métodos estatísticos, tais como, o *Nash-Sutcliffe efficiency* (NSE) (NASH; SUTCLIFFE, 1970), (Equação 41), estatística normalizada que determina a magnitude relativa do erro residual, em comparação com a variância dos dados medidos (MORIASI *et al.*, 2007), o *Percent bias* (PBIAS), que mede a tendência média de subestimação ou superestimação dos dados simulados com relação aos dados

observados (Equação 42) (GUPTA; SOROOSHIAN; YAPO, 1999), e o *RMSE-observations standard deviation ratio* (RSR), que é a razão entre a *Root Mean Square Error* (RMSE) e o desvio padrão (Equação 43), desenvolvido à partir das recomendações de Singh *et al.*, (2005), que incorpora os benefícios das estatísticas dos índices de erro, e inclui um fator de escala/normalização, de modo que a estatística resultante e seus valores relatados possam ser aplicados à outras variáveis, os quais estão entre os índices mais aplicados.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Q_i^{ob} - Q_i^s)^2}{\sum_{i=1}^N (Q_i^{ob} - \bar{Q})^2} \quad (41)$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i^{ob} - Q_i^s)}{\sum_{i=1}^n Q_i^{ob}} * 100 \quad (42)$$

$$RSR = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_i^{ob} - Q_i^s)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_i^{ob} - \bar{Q})^2}} \quad (43)$$

Onde:

Q_i^{ob} é o valor do evento observado.

Q_i^s é o valor do evento simulado.

\bar{Q} é o valor médio do evento observado.

Para referência da qualidade das estimativas Moriasi *et al.*, (2007) recomendam os limites dispostos na Tabela 9:

Tabela 9: Valores de referência para análise da eficiência da modelagem no SWAT.

Performance	NSE	PBIAS	RSR
<i>Muito boa</i>	1 – 0,75	PBIAS < ± 10	0,0 – 0,50
<i>Boa</i>	0,75 – 0,65	± 10 ≤ PBIAS < ±15	0,50 – 0,60
<i>Satisfatória</i>	0,65 – 0,50	±15 ≤ PBIAS < ± 25	0,60 – 0,70
<i>Insatisfatória</i>	≤ 0,50	PBIAS ≥ 25	> 0.70

Fonte: Moriasi *et al.* (2007).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

Nesta seção são apresentados os resultados obtidos a partir dos procedimentos realizados no modelo SWAT para as bacias hidrográficas dos rios Goiana e Sirinhaém.

5.1.1 Análise da calibração e validação do modelo – Bacia Hidrográfica do Rio Goiana

A Tabela 10 lista os parâmetros utilizados para a calibração da vazão nas estações fluviométricas localizadas na bacia do rio Goiana. Nela é possível observar uma descrição de cada parâmetro, os valores máximos e mínimos aplicados na simulação que obteve os melhores resultados estatísticos, assim como o valor ajustado de cada parâmetro, além do método utilizado.

Tabela 10: Parâmetros utilizados para calibração da vazão na bacia do Rio Goiana.

Parâmetro	Descrição	Valor Ajustado	Valor Mínimo	Valor Máximo
1:r__CN2.mgt	Curva-número de escoamento	-0,197	-0,199	-0,195
2:v__ESCO.hru	Fator de compensação da evaporação do solo	0,178	0,175	0,180
3:r__SOL_AWC(..).sol	Capacidade de água disponível	0,151	0,178	0,134
4:v__GWQMN.gw	Profundidade mínima do aquífero superficial para escoamento superficial	3047,611	2938,282	3237,814
5:v__REVAPMN.gw	Mínimo de água para ocorrência de escoamento superficial	511,594	507,933	512,286
6:v__GW_REVAP.gw	Coefficiente de escoamento subterrâneo	0,080	0,072	0,083
7:v__ALPHA_BF.gw	Fator de recessão do fluxo de base	0,136	0,136	0,246
8:v__GW_DELAY.gw	Tempo de retardo do fluxo subterrâneo	105,880	104,224	108,197
9:r__SOL_Z(..).sol	Profundidade da camada de solo	-0,167	-0,211	-0,158
10:r__SOL_K(..).sol	Condutividade hidráulica do solo saturado	-0,199	-0,200	-0,196
11:v__CH_N2.rte	Coefficiente de Manning do canal principal	0,079	0,075	0,080
12:v__CH_K2.rte	Condutividade hidráulica efetiva no canal principal	30,307	30,115	30,520

r: multiplicação percentual; v: substituição de valores. Fonte: O autor (2021).

A Figura 12 apresenta a sensibilidade geral dos parâmetros durante a calibração dos dados de vazão simulados pelo SWAT com referência aos dados das estações fluviométricas situadas na bacia hidrográfica do rio Goiana. A dimensão da sensibilidade é observada de acordo com o resultado dos testes *P-Value* e *t-Stat*. O teste *P-Value* corresponde à significância da sensibilidade do parâmetro de acordo com sua magnitude, onde quanto mais próximo de zero (0) for o resultado, maior será a significância da sensibilidade, e o teste *t-Stat*, aponta para a sensibilidade do parâmetro tão grande quanto for seu valor absoluto, podendo esse valor ser tanto positivo, quanto negativo.

Pode-se observar que segundo o *P-Value* (Figura 12), os parâmetros mais sensíveis foram ALPHA_BF (Fator de recessão do fluxo de base), SOL_Z (Profundidade da camada de solo), GWQMN (Profundidade mínima do aquífero superficial para escoamento superficial), GW_REVAP (Coeficiente de escoamento subterrâneo) e CH_N2 (Coeficiente de Manning do canal principal). Parâmetros majoritariamente relacionados com o trânsito da água entre as camadas do solo e na retenção do conteúdo hídrico, que afetam o fluxo de base.

O parâmetro ALPHA_BF também foi o mais sensível na simulação desempenhada por Pinto *et al.* (2013), que estudaram a dinâmica de transporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica no estado de Minas Gerais. No estudo citado, o valor calibrado pelos autores foi de 0,012, muito próximo ao utilizado no presente estudo, que foi de 0,013, representando assim uma redução, quando se leva em consideração o valor inicial padrão que é de 0,048. Este baixo valor para o parâmetro indica a condição de uma resposta de recarga ocorrendo lenta e constantemente na bacia, geralmente recorrentes em bacias que contêm a presença de rios perenes.

O parâmetro SOL_Z trata da variação da espessura da camada do solo, o que o torna um importante parâmetro, uma vez que quando a profundidade é alterada, se está variando o alcance de características físico-químicas do solo que podem afetar desde o potencial de escoamento superficial, potencial de infiltração de água, conexões com o aquífero, evaporação da água, entre outros aspectos. Este parâmetro se mostrou muito sensível também no estudo de Lelis *et al.* (2012), tanto como resposta para a vazão, quanto afetando a dinâmica de sedimentos, e foi alterado pelos autores em 3,53%. Para o presente estudo, foi-se utilizada uma diminuição na profundidade das camadas de solo da ordem de 16,7%.

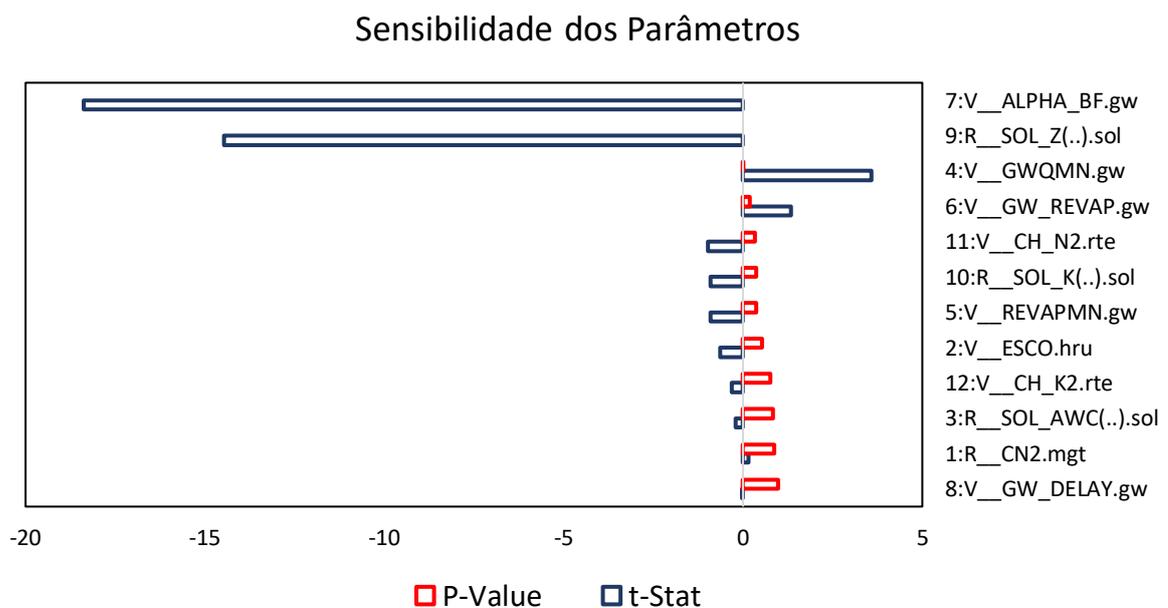
Já o parâmetro GWQMN também apresentou grande sensibilidade no estudo realizado por Fukunaga *et al.* (2015), que calibraram o mesmo para uma bacia hidrográfica no estado do Espírito Santo, no valor de 3.907 mm, ou seja, um aumento da profundidade quando se

comparada ao valor padrão de 1.000 mm. Isto aumenta o alcance que o modelo deve considerar para estimar o fluxo de retorno. Para a bacia do rio Goiana, o valor calibrado foi de 3.047,6 mm, com o intuito de fornecer mais água para o fluxo de base.

O parâmetro GW_REVAP, que se refere ao movimento de retirada de água subterrânea pelas camadas superiores através da capilaridade do solo quando estas camadas de solo têm seu conteúdo de água evaporado, ou retirada de água subterrânea pelo sistema radicular de plantas com raízes profundas, reflete a capacidade da água se mover do aquífero raso para uma zona de solo não saturada (SANTOS *et al.*, 2020), com capacidade de impactar no fluxo de base. Este parâmetro foi identificado como sensível no estudo de Viana *et al.* (2021), tendo-o calibrado em valores superiores (valores variando entre 0,021 a 0,189 para diferentes estações de monitoramento) quando comparado ao valor padrão (0,02). No presente estudo, o valor calibrado foi de 0,08, como forma de aumentar o volume de água disponível para que o escoamento superficial ocorra.

Já o CH_N2, que trata da dinâmica da água em canais abertos quanto à influência desempenhada pela estrutura do canal e as características do seu leito, além dos obstáculos ao curso da água, o que, conseqüentemente, afeta seu movimento ao longo da bacia, teve valor de 0,11 definido por Hernandez *et al.* (2018) em seu estudo. Este valor representa uma elevação quanto ao padrão do modelo (0,014). Para o presente estudo, o valor obtido foi de 0,079.

Figura 12: Sensibilidade de cada parâmetro na calibração da vazão na bacia hidrográfica do rio Goiana.



Fonte: O autor (2022).

A Tabela 11 apresenta o resultado estatístico de cada uma das estações quanto aos testes propostos para avaliação do desempenho da simulação. Excetuando-se a estação Sub. 2 e Sub. 9, que apresentaram desempenhos insatisfatórios em suas estatísticas na fase de calibração, e as estações Sub. 2 e Sub. 17 na validação, as demais estações obtiveram desempenho considerado satisfatório ou bom de acordo com as métricas propostas para os respectivos testes estatísticos de eficiência. É possível destacar os melhores valores de NSE, PBIAS e RSR das estações Sub. 9 na validação, Sub. 14, para calibração e validação, Sub.17 para a calibração e Sub. 26 para calibração e validação. As estações Sub. 14 e Sub. 26 possuem as séries mais longas de dados, podendo indicar que um acompanhamento de longa duração pode ajudar a atenuar as incertezas da simulação, ao passo que valores inconsistentes vão tendo seu ruído absorvido ao longo da série, propiciando assim um acompanhamento de fundamental importância para a gestão dos recursos hídricos, possibilidade que apesar de não se replicar na série de dados da estação Sub. 9, certamente contribuiu para que esta apresentasse um valor de r^2 elevado.

Tabela 11: Resultado dos testes estatísticos da calibração e validação da vazão na bacia hidrográfica do rio Goiana.

Estação	Calibração			Validação		
	NSE	PBIAS	RSR	NSE	PBIAS	RSR
Sub. 2	0,36	37,7	0,80	-0,63	75,1	1,28
Sub. 9	0,38	-28,9	0,79	0,52	-5,7	0,69
Sub. 14	0,78	13,3	0,46	0,85	-10,7	0,39
Sub. 17	0,62	32,3	0,62	-88,85	-503,0	9,48
Sub. 26	0,56	-2,6	0,66	0,62	-12,8	0,61

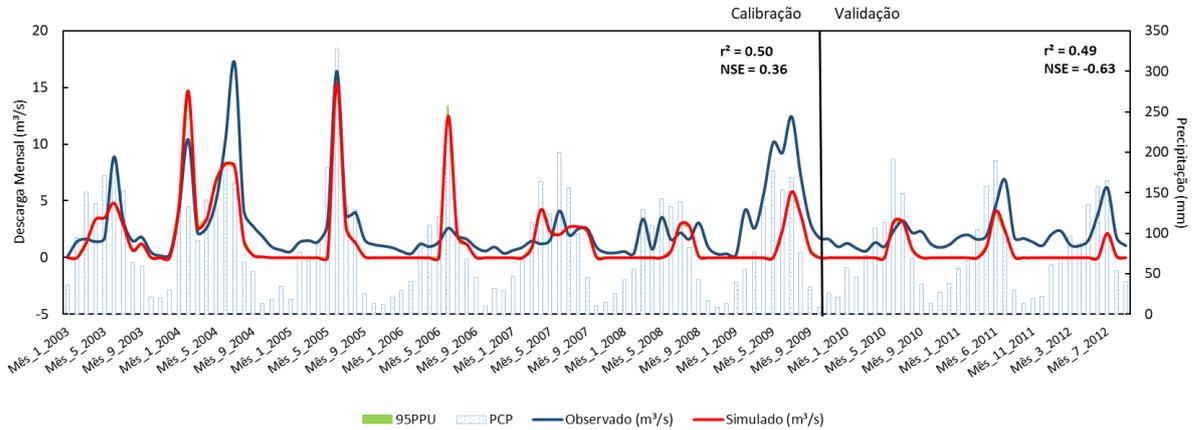
Fonte: O autor (2021).

As Figura 13, Figura 14, Figura 15, Figura 16, Figura 17, apresentam os resultados da calibração e da validação da vazão nas estações fluviométricas situadas na bacia hidrográfica do rio Goiana.

Na Figura 13 (Sub. 2), é possível observar as inconsistências da simulação, já observadas pelo fraco desempenho estatístico. Apesar do coeficiente de determinação (r^2) apresentar um valor próximo do que é considerado aceitável (0,50) na calibração, a simulação enfrentou dificuldade em simular com qualidade os dados a partir do ano de 2009, consistentemente subestimando-os, além de não conseguir capturar os picos de vazão ocorridos

no período, e nem o fluxo de base com consistência também na fase de validação, que apresentou ainda mais inconsistência neste posto de observação.

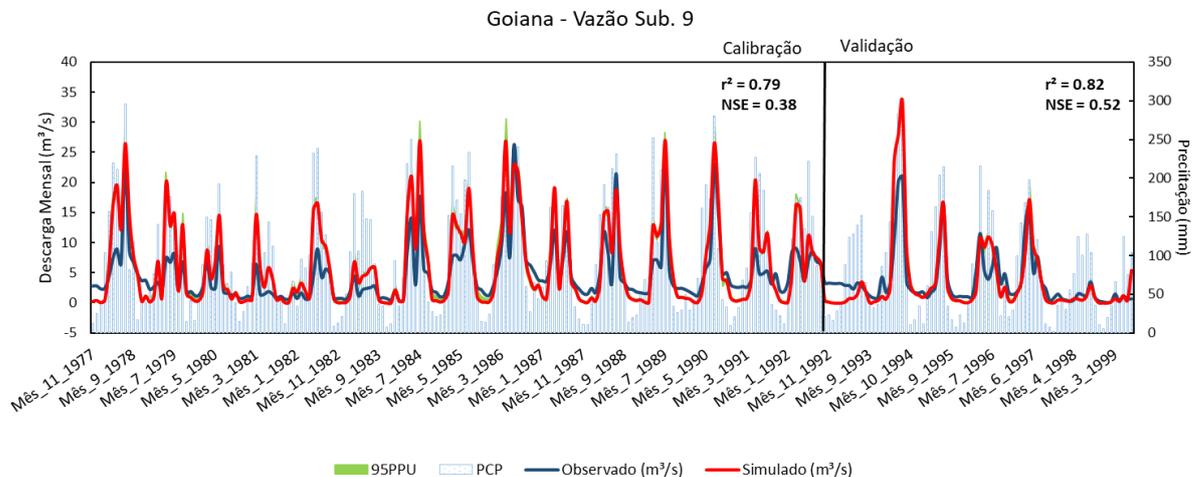
Figura 13: Vazão observada, simulada, incerteza gerada e precipitação na estação Sub. 2.
Goiana - Vazão Sub. 2



Fonte: O autor (2022).

A Figura 14 (Sub. 9), aponta para um desempenho insatisfatório no geral, porém apresenta um bom coeficiente de determinação (0,79), significando que a série simulada se ajustou bem à observada na fase de calibração, e apresentou resultado satisfatório na fase de validação. Apresentou superestimções em alguns picos de vazão e subestimação em épocas em que as chuvas são escassas e, portanto, o escoamento era diminuído. Essa dinâmica gerou um PBIAS de -28,9 para a fase de calibração o que sugere que o modelo superestimou de modo geral a série de dados desta estação, padrão atenuado na fase de validação, onde os resultados estatísticos apresentaram melhor desempenho.

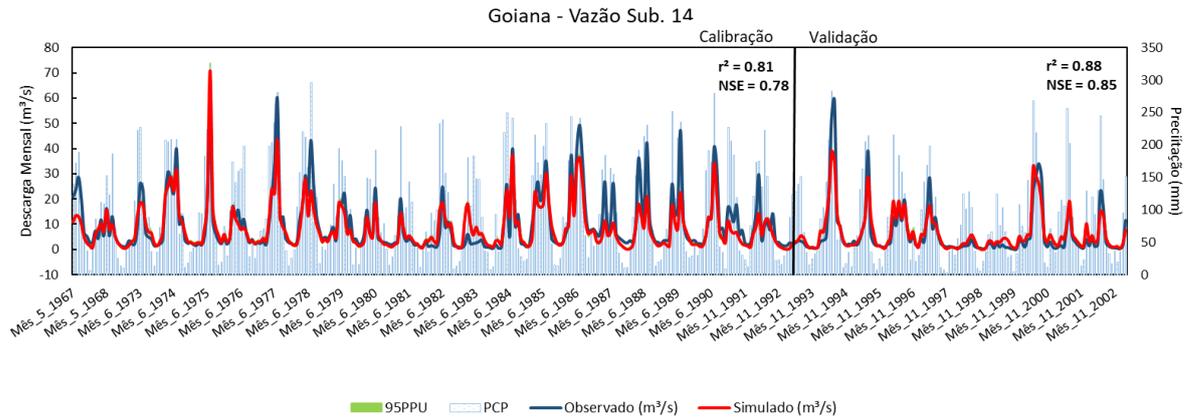
Figura 14: Vazão observada, simulada, incerteza gerada e precipitação na estação Sub. 9.



Fonte: O autor (2022).

A Figura 15 (Sub. 14) apresenta a estação que obteve o melhor desempenho no conjunto dos testes estatísticos em ambas as fases. Tanto na simulação do fluxo de base, quanto na captura dos picos de vazão, o modelo conseguiu estimar bem os dados. É de se destacar que esta é a estação que apresenta a maior série de dados, totalizando mais de 35 anos de observações, o que como já destacado anteriormente, ajuda a dissipar as inconsistências nos dados, além de prover um acompanhamento de longa duração neste ponto da bacia.

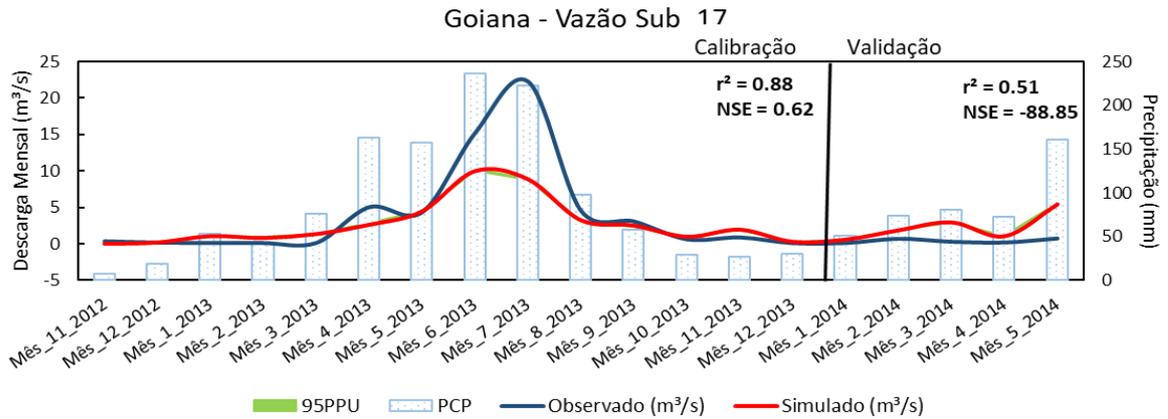
Figura 15: Vazão observada, simulada, incerteza gerada e precipitação na estação Sub. 14.



Fonte: O autor (2022).

A Figura 16 (Sub. 17) apesar de apresentar um bom ajuste para a maior parte da série de dados como pode ser observado pelo coeficiente de determinação ($r^2=0.88$) na calibração, não conseguiu capturar o principal pico de vazão da curta série de dados, prejudicando assim em grande escala o conjunto dos testes estatísticos, resultando numa simulação com forte tendência de subestimação da vazão. A curta série de dados contribuiu para o desempenho ruim, sobretudo na validação, onde os valores observados de vazão foram baixos, e a estimativa foi mais sensível ao aumento da precipitação no início do período chuvoso da região.

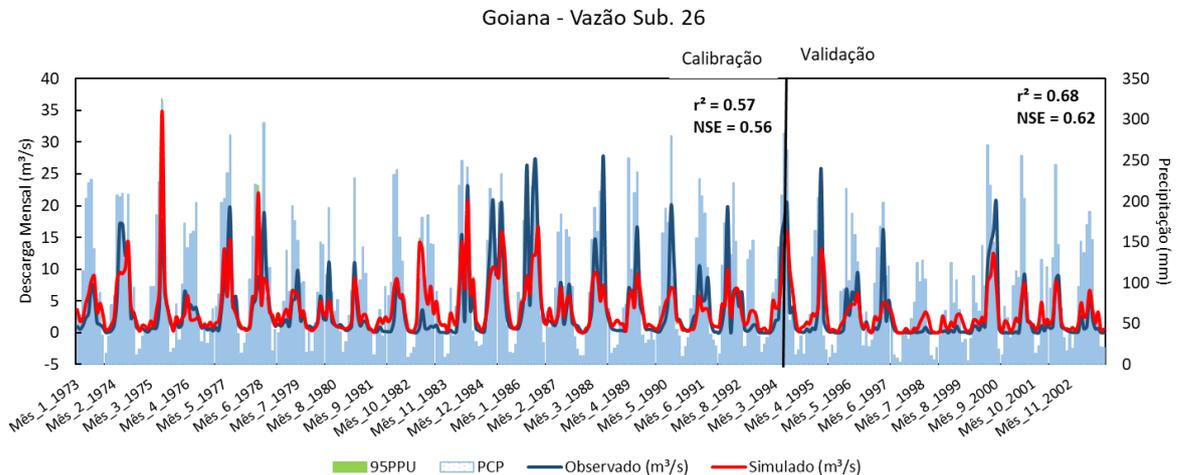
Figura 16: Vazão observada, simulada, incerteza gerada e precipitação na estação Sub. 17.



Fonte: O autor (2022).

Na Figura 17 (Sub. 26) a simulação apresentou um resultado apenas satisfatório em suas estatísticas na fase de calibração, encontrando dificuldade sobretudo de simular com precisão os picos de vazão, porém conseguiu representar bem o fluxo de base, com uma leve tendência de superestimação, o que acabou gerando uma atenuação geral das tendências, como pode ser observado pelo PBIAS (-2,6). Na validação, o desempenho apresentou melhora estatística, em geral.

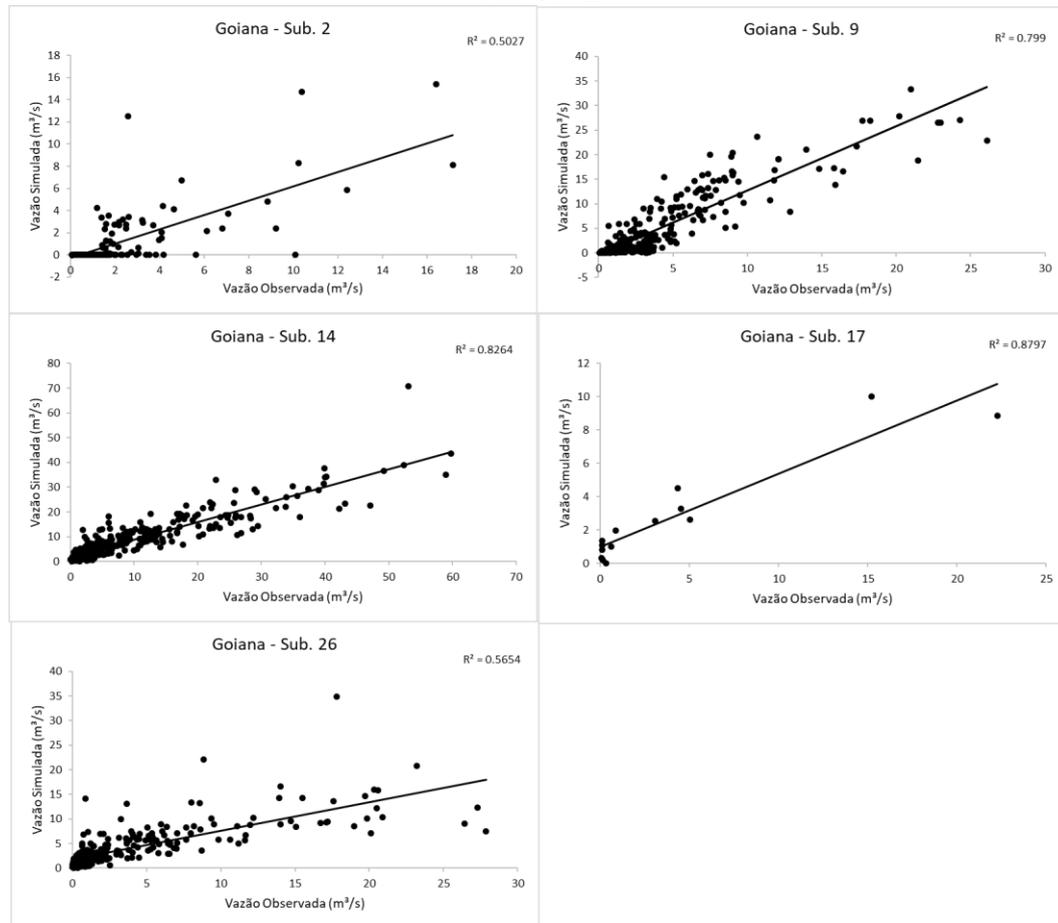
Figura 17: Vazão observada, simulada, incerteza gerada e precipitação na estação Sub. 16.



Fonte: O autor (2022).

A Figura 18 apresenta os gráficos de dispersão obtidos entre as séries de vazão estimadas e observadas. Por esse indicado estatístico, é possível observar que as melhores correlações ocorreram nas séries de dados das sub-bacias 9, 14 e 17.

Figura 18: Desempenho da calibração das séries de vazão para as estações fluviométricas da bacia hidrográfica do rio Goiana.



Fonte: O autor (2022).

5.1.2 Análise da calibração e validação do modelo – Bacia Hidrográfica do rio Sirinhaém

Na Tabela 12 são listados os parâmetros utilizados para calibração da vazão nas estações fluviométricas localizadas na bacia do rio Sirinhaém.

Tabela 12: Parâmetros utilizados para calibração da vazão na bacia do Rio Sirinhaém.

Parâmetro	Descrição	Valor Ajustado	Valor Mínimo	Valor Máximo
1:r__CN2.mgt	Curva-número de escoamento	-0,195	-0,200	-0,194
2:v__CH_N2.rte	Coefficiente de Manning do canal principal	0,043	0,041	0,043
3:r__SOL_K(..).sol	Condutividade hidráulica do solo saturado	-0,177	-0,184	-0,176
4:v__GW_REVAP.gw	Coefficiente de escoamento subterrâneo	0,012	0,012	0,013
5:v__ALPHA_BF.gw	Fator de recessão do fluxo de base	0,011	0,003	0,082
6:r__SOL_AWC(..).sol	Capacidade de água disponível	0,195	0,195	0,196

7:v__GWQMN.gw	Profundidade mínima do aquífero superficial para escoamento superficial	686,658	661,818	732,587
8:v__GW_DELAY.gw	Tempo de retardo do fluxo subterrâneo	474,607	474,160	475,462
9:v__CH_K2.rte	Condutividade hidráulica efetiva no canal principal	39,955	25,000	40,000
10:r__SOL_BD(..).sol	Densidade úmida aparente do solo	-0,015	-0,027	-0,013
11:r__ESCO.bsn	Fator de compensação da evaporação do solo	-0,124	-0,124	-0,108
12:r__SOL_Z(..).sol	Profundidade da camada de solo	0,101	0,096	0,142
13:v__ESCO.hru	Fator de compensação da evaporação do solo	0,086	-0,110	0,151
14:v__REVAPMN.gw	Mínimo de água para ocorrência de escoamento superficial	363,795	363,689	366,553

r: multiplicação percentual; v: substituição de valores. Fonte: O autor (2022).

Na, Figura 19 estão apresentados os parâmetros que demonstraram maior significância e sensibilidade na calibração, sendo assim os que mais afetaram o resultado da simulação para a Bacia do Rio Sirinhaém.

Os parâmetros CH_K2 (Condutividade hidráulica efetiva no canal principal), ALPHA_BF (Fator de recessão do fluxo de base), ESCO (Fator de compensação da evaporação do solo), SOL_BD (Densidade úmida aparente do solo) e CH_N2 (Coeficiente de Manning do canal principal) foram os que mais se destacaram quanto a sensibilidade na simulação. Parâmetros que semelhante à bacia do rio Goiana, se referem ao transporte e capacidade de água entre as camadas do solo.

O parâmetro CH_K2, referente à condutividade hidráulica ao longo do canal principal, teve valor calibrado por Hernandez, *et al.*, (2018) de 31,1, e por Fukunaga *et al.*, (2015) em 35,2, ampliando o poder de drenagem dos canais. Para o presente estudo, o valor calibrado foi de 39,95.

O parâmetro ALPHA_BF, abordado na discussão dos parâmetros sensíveis na calibração da bacia do rio Goiana, mais uma vez se mostrou relevante, agora na bacia do rio Sirinhaém. Seu valor calibrado foi de 0,011.

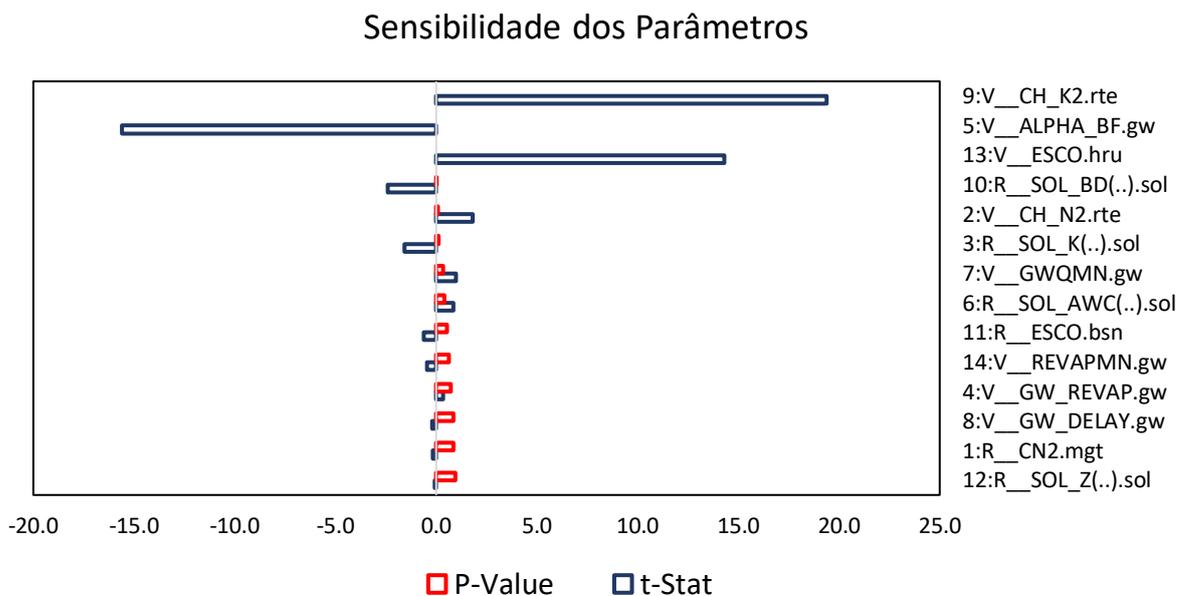
Já o parâmetro ESCO, que se refere à demanda evaporativa do solo, considerando a capilaridade, crostas e rachaduras no solo, teve seu valor inicial de 0,95 reduzido para 0,086

neste estudo, semelhante ao processo realizado por Nunes, *et al.*, (2019), que aplicaram o valor de 0,23 na calibração de uma bacia hidrográfica localizada entre os estados do Pará e Maranhão.

O parâmetro SOL_BD se refere à densidade do solo quando este está úmido e próximo à sua capacidade de retenção de água. É uma proporção de massa sólida sob a massa total do solo, e foi um parâmetro identificado como sensível na simulação hidrológica realizada por Zanin *et al.* (2018), que aplicaram uma redução de 25% no parâmetro. Para o presente estudo, a alteração foi de ordem bem menor, apenas uma diminuição geral de 1,5%.

O CH_N2, abordado também na calibração do rio Goiana, mais uma vez se mostrou relevante na parametrização deste estudo. Para a bacia do rio Sirinhaém, o valor aplicado foi de 0,043, também valor superior ao padrão do modelo.

Figura 19: Sensibilidade de cada parâmetro na calibração da vazão na bacia hidrográfica do rio Sirinhaém.



Fonte: O autor (2022).

A Tabela 13 apresenta os resultados do grupo de testes estatísticos para avaliação da eficiência da calibração e validação da simulação da vazão realizada pelo modelo SWAT na bacia hidrográfica do rio Sirinhaém. Nele é possível observar que, excetuando-se a estação Sub. 2, as demais estações apresentaram resultados em sua maioria muito boas, quando no mínimo boas, o que foi o caso do resultado para o PBIAS da estação Sub. 3, e apresentaram resultados que variaram de insatisfatórios à bons na fase de validação.

Tabela 13: Resultado dos testes estatísticos da calibração e validação da vazão na bacia hidrográfica do rio Sirinhaém.

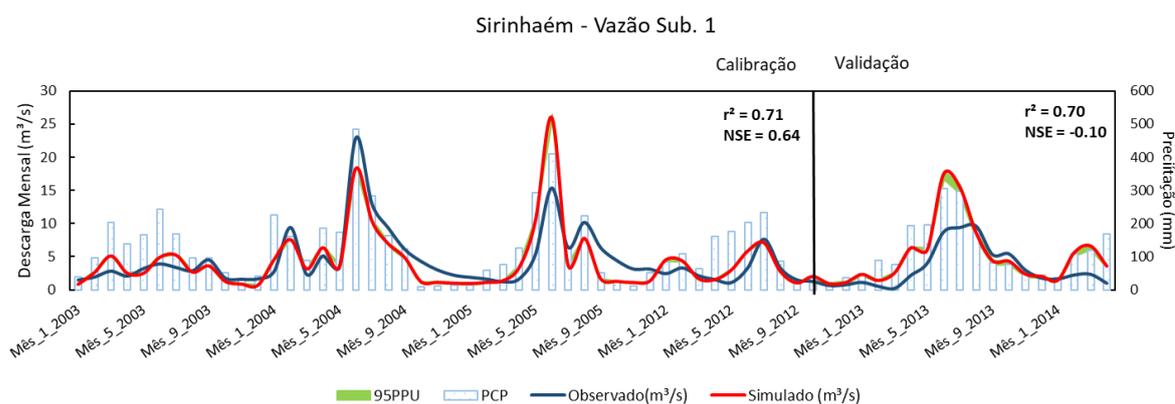
Estação	Calibração			Validação		
	NSE	PBIAS	RSR	NSE	PBIAS	RSR
Sub. 1	0,64	3,2	0,60	-0,10	-55,5	1,05
Sub. 2	0,31	-28,7	0,83	0,36	-16,6	0,80
Sub. 3	0,79	15,8	0,46	0,27	39,0	0,86
Sub. 16	0,77	5,3	0,49	0,77	9,6	0,48

Fonte: O autor (2022).

As Figuras 20, 21, 22, e 23, apresentam os resultados da calibração da vazão nas estações fluviométricas situadas na bacia hidrográfica do rio Sirinhaém.

Na Figura 20 (Sub. 1), observa-se uma boa simulação no geral, com todas as estatísticas indicando variando entre as categorias “boa” e “muito boa” segundo a classificação definida por Moriasi *et al.* (2007) na fase de calibração. Ainda assim, apresentou dificuldade em simular fidedignamente os picos de vazão, subestimando no principal evento de precipitação acumulada no ano de 2004, e superestimando o evento ocorrido em 2005. Isto gerou uma compensação geral do resultado do PBIAS (3,2), porém, resultado qualitativo não acompanhado pelo coeficiente de determinação (0,71). Isto mostra a importância da utilização deste conjunto de testes para que se possa observar a eficiência da simulação de maneira mais precisa. Na fase de validação, em função da pequena série de dados, o modelo apresentou dificuldade em representar o comportamento da vazão, gerando uma tendência de superestimação dos dados durante os eventos de precipitação.

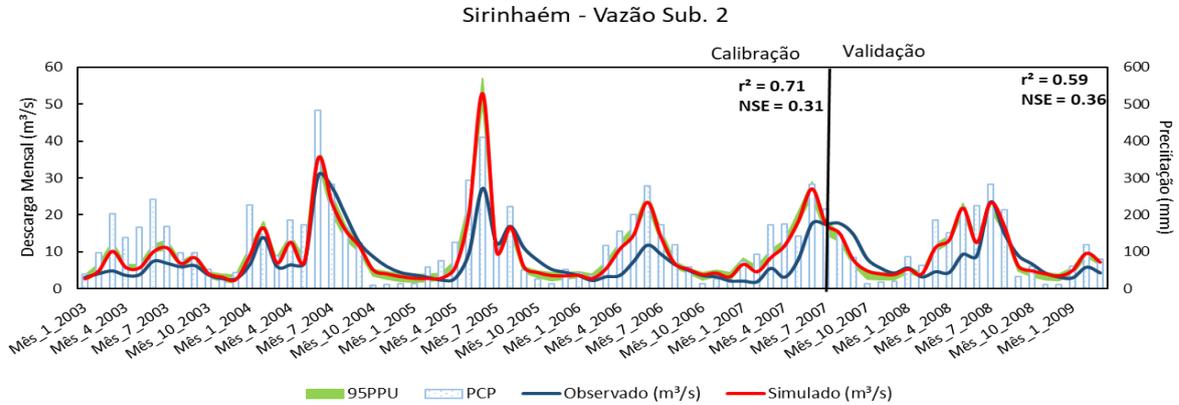
Figura 20: Vazão observada, simulada, incerteza gerada e precipitação na estação Sub. 1.



A Figura 21 (Sub. 2) apresentou os piores desempenhos estatísticos para a bacia do rio Sirinhaém para a fase de calibração, porém apresentou um desempenho levemente melhor na fase de validação. Todos os resultados estatísticos foram classificados como “insatisfatório”,

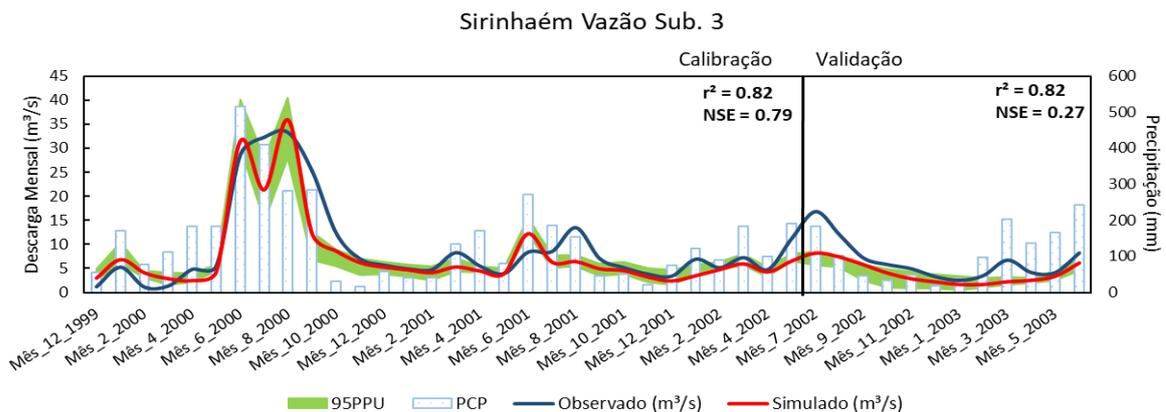
onde a melhor estatística foi o coeficiente de determinação r^2 de 0,71 na calibração, e apenas r^2 de 0,59 na validação. A tendência geral foi de superestimação para esta estação.

Figura 21: Vazão observada, simulada, incerteza gerada e precipitação na estação Sub. 2.



A Figura 22 (Sub. 3) apresentou uma simulação bastante consistente estatisticamente, apesar de ser uma série relativamente curta de dados (menos de 4 anos), destoando assim das demais estações. Foi a estação com o melhor valor de NSE (0.79), r^2 (0.82) e RSR (0.46) na fase de calibração. Sobretudo pela não captação do principal período de alta de vazão ocorrido no ano de 2000, a tendência geral se tornou de subestimação, mas ainda assim num patamar satisfatório, próximo ao limite para ser considerado bom (PBIAS de 15.8). Na validação, houve uma queda no desempenho do modelo, acentuando a tendência de subestimação da vazão, comportamento também afetado pela escassez de dados para a região.

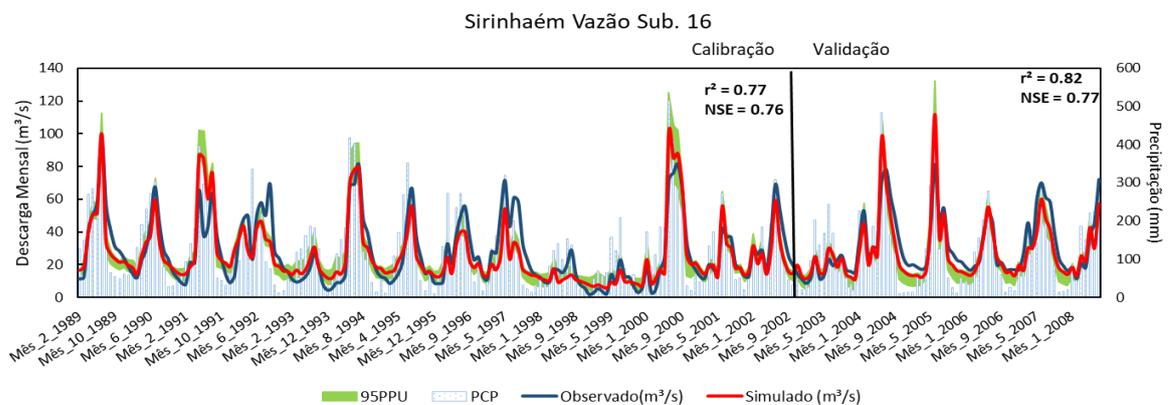
Figura 22: Vazão observada, simulada, incerteza gerada e precipitação na estação Sub. 3.



A Figura 23 (Sub. 16) traz o resultado da calibração de melhor desempenho geral para uma estação de vazão na bacia do rio Sirinhaém. Além de contar com a maior série de dados, nesta estação foram obtidos valores de NSE (0,76), PBIAS (5,3) e RSR (0,49), todos dentro de

intervalos considerados muito bons, na fase de calibração. Apesar de no início da série o modelo encontrar dificuldade em estimar com grande precisão alguns picos de vazão e o fluxo de base, ao longo da série o modelo conseguiu ajustar a simulação melhor aos eventos chuvosos e obter um bom resultado geral para a estação. Este é um resultado especialmente relevante, pois esta estação se localiza à jusante das 3 estações anteriores, o que torna ainda mais importante o fato de esta ser uma série mais longa de dados, uma vez que nos fornece um monitoramento mais extenso temporalmente de uma área mais abrangente da bacia hidrográfica. Na fase de validação, o modelo apresentou desempenho ainda melhor que na calibração.

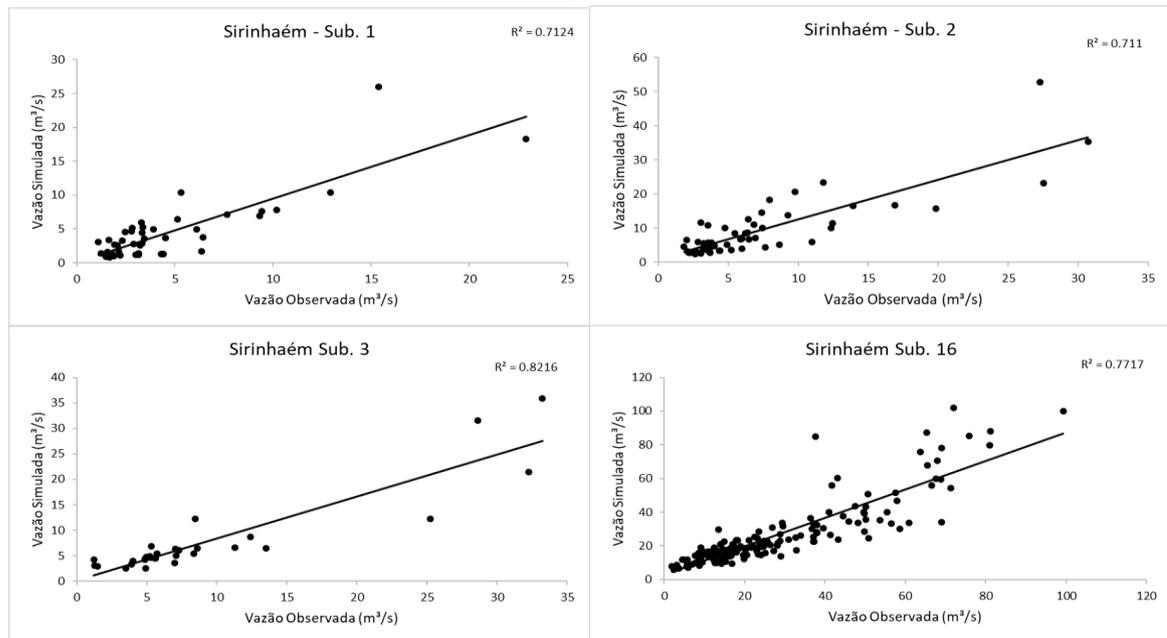
Figura 23: Vazão observada, simulada, incerteza gerada e precipitação na estação Sub. 16.



Fonte: O autor (2022).

A Figura 24 apresenta os gráficos de dispersão obtidos através da correlação entre as séries estimadas e observadas de vazão. É possível perceber a boa concordância geral para as estações da bacia do rio Sirinhaém.

Figura 24: Desempenho da calibração das séries de vazão para as estações fluviométricas da bacia hidrográfica do rio Sirinhaém.

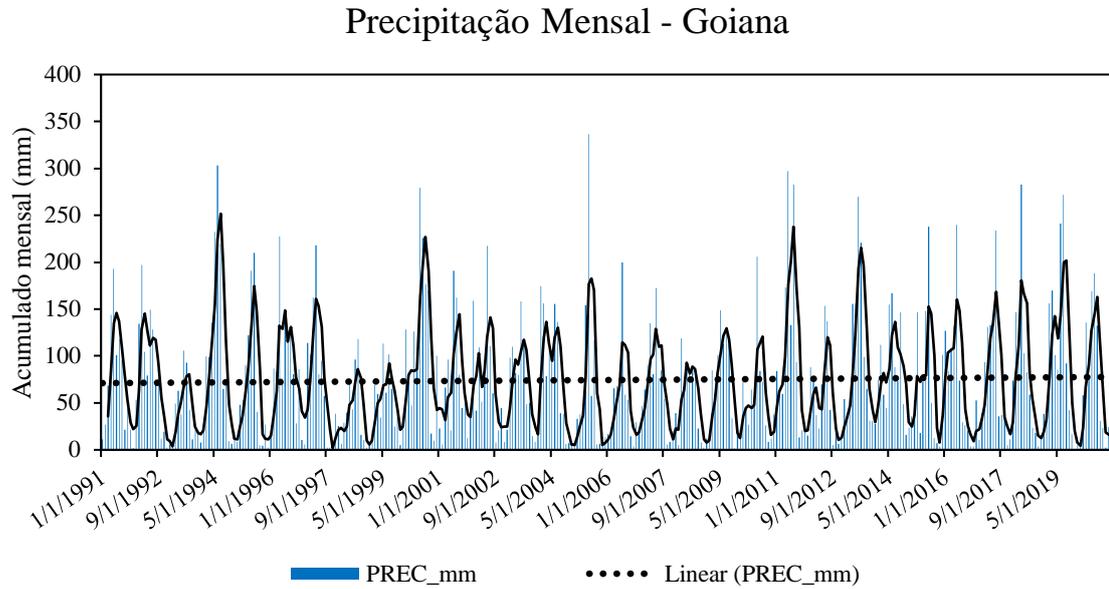


Fonte: O autor (2022).

5.1.3 Análise da dinâmica hidrossedimentológica da bacia hidrográfica do rio Goiana

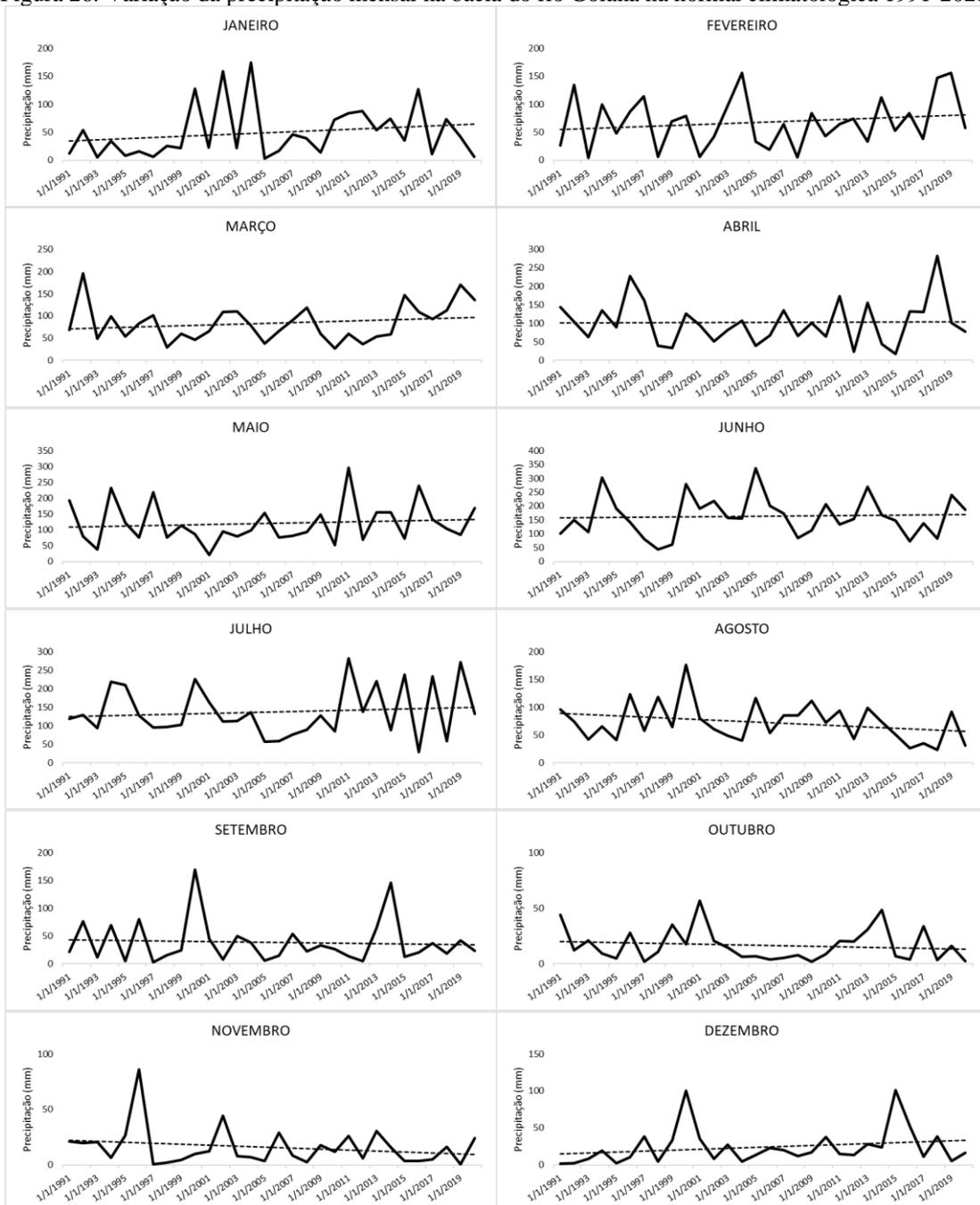
A Figura 25 traz a distribuição mensal acumulada da precipitação na bacia do rio Goiana no período referente à Normal Climatológica compreendida entre os anos de 1991 e 2020. Se pode perceber a tendência de alta durante esse período, assim como a maior frequência de eventos extremos de precipitação a partir do início da década de 2010. A Figura 26 apresenta o padrão mensal desta precipitação. Como se pode observar pelas linhas tendências, como esperado pela tendência geral dos dados, os volumes de precipitação apresentam tendência de aumento para todos os meses compreendidos entre janeiro e julho, e apresentam tendência de queda entre os meses de agosto e novembro, voltando a apresentar tendência de alta em dezembro. Esta constatação é de grande relevância, uma vez que os meses mais chuvosos, período compreendido entre abril e julho, são os que mais impactam nos processos hidrológicos quanto à dinâmica hidrossedimentológica, uma vez que é nesse período que ocorre os mais relevantes eventos chuvosos com potencial de transporte de sedimentos ao longo da bacia, além de proporcionarem maiores escoamentos superficiais em função da maior saturação do solo a partir do acúmulo de água em suas camadas, além da recarga de aquíferos através da percolação.

Figura 25. Variação mensal da precipitação da bacia do rio Goiana referente à Normal Climatológica (1991-2020).



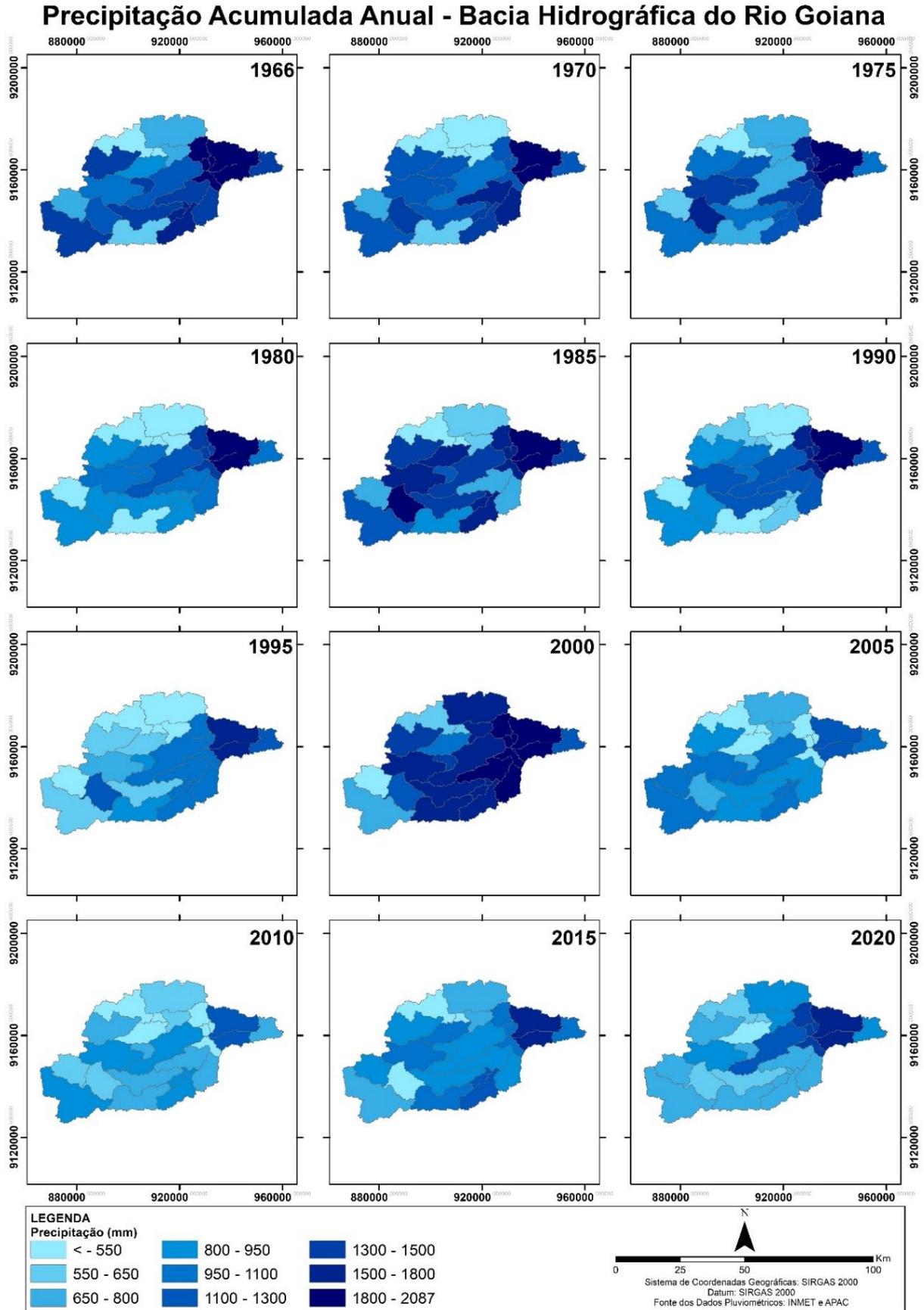
Fonte: Banco de dados meteorológicos (APAC/INMET) (2022).

Figura 26: Variação da precipitação mensal na bacia do rio Goiana na normal climatológica 1991-2020.



A Figura 27 traz a distribuição da precipitação ao longo das sub-bacias componentes da bacia hidrográfica do rio Goiana. Foram escolhidos 12 anos da série completa (1966, 1970, 1975, 1980, 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 e 2020), para observar a variação espaço-temporal da chuva. Como pode ser observado, a chuva apresenta considerável variação ao longo do tempo e espaço, o que contribui em grande medida para o padrão irregular de distribuição das demais variáveis hidrológicas que serão analisadas a seguir,

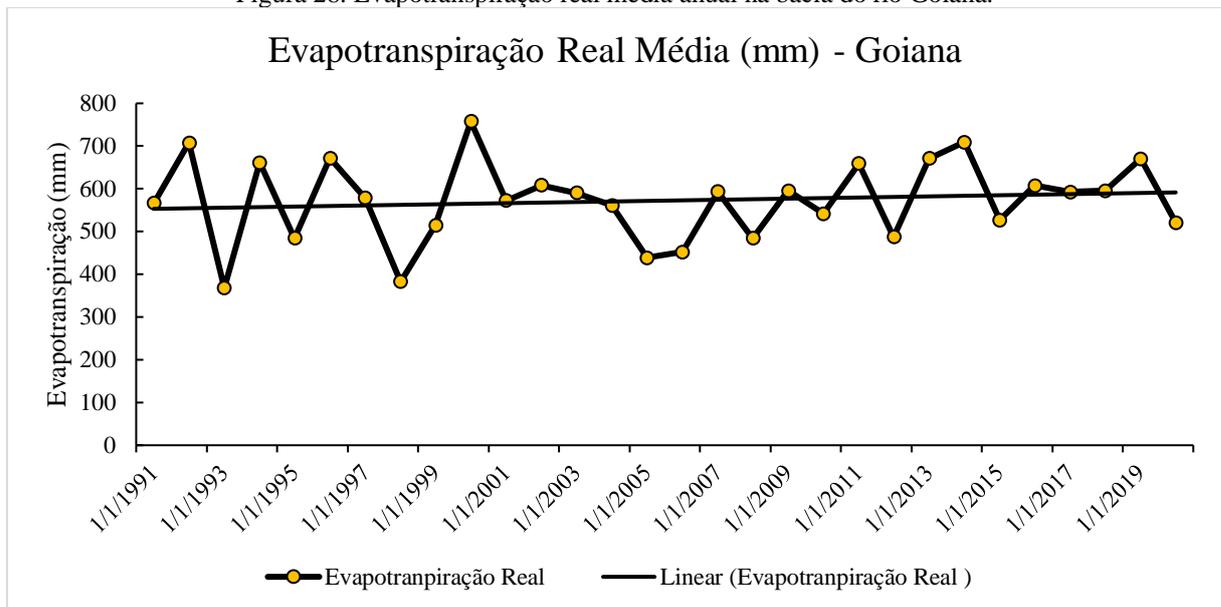
Figura 27: Distribuição da precipitação acumulada anual na bacia hidrográfica do Rio Goiana.



Fonte: O autor (2022).

A Figura 28 demonstra a evolução anual média da evapotranspiração real para toda a bacia do rio Goiana. Este fundamental elemento do ciclo hidrológico apresentou valores que flutuaram entre 367 mm e 757mm, com média de 572mm para o período compreendido entre 1991 e 2020. Assim como a precipitação, há uma tendência geral, ainda que leve, de elevação nos valores absolutos, que atingiu seus níveis mais baixos nos anos de 1993 e 1998, e voltou a apresentar um retorno em direção à média, com aparente tendência de alta a partir de 2010, onde, vários anos registraram valores acima dos 600mm evapotranspirados.

Figura 28: Evapotranspiração real média anual na bacia do rio Goiana.



A Figura 29 apresenta a distribuição da evapotranspiração real média nas principais sub-bacias em termos de magnitudes dos valores observados nas variáveis do ciclo hidrológico, uma vez que em sua maioria, se localizam nos baixos cursos dos rios que constituem a rede de drenagem da bacia hidrográfica. Nela podemos observar as sub-bacias apresentam maior perda de água para a atmosfera, através dos processos termodinâmicos que ocorrem no meio ambiente. Nessa escala de análise é possível observar que, ao contrário da tendência geral da bacia hidrográfica, a maior parte das sub-bacias analisadas apresentam tendência de diminuição dos valores de evapotranspiração. Essas bacias apresentam uso do solo predominantemente dividido entre cultivo de cana-de-açúcar, áreas de pastagem, e agricultura de sequeiro, e, portanto, são fortemente susceptíveis às oscilações meteorológicas e conseqüentemente à oferta hídrica, que afetam seu o balanço hídrico.

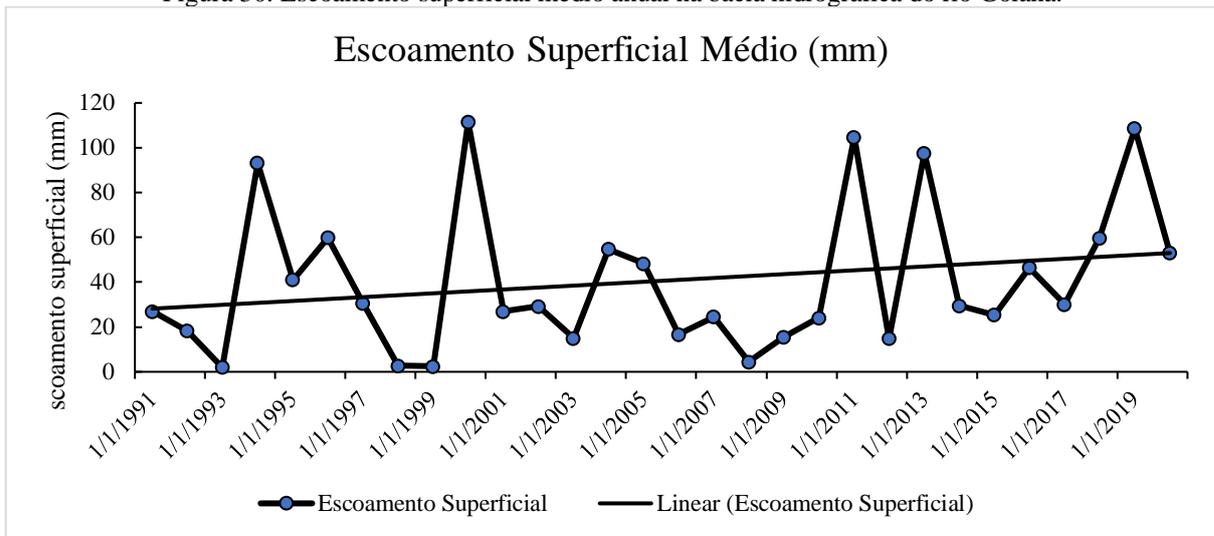
Figura 29: Evapotranspiração real média por sub-bacia na bacia hidrográfica do rio Goiana.



Fonte: O autor (2022).

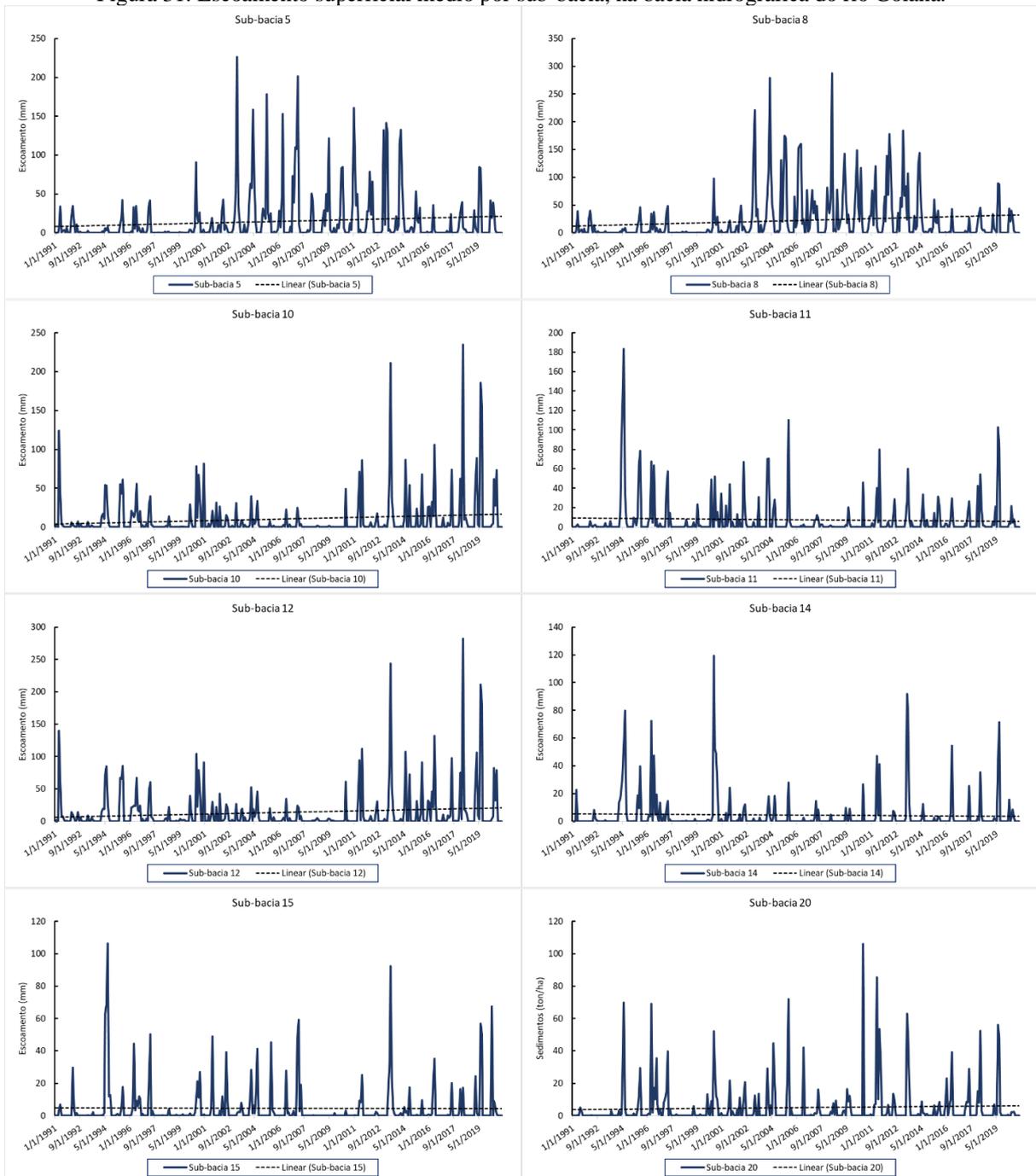
A Figura 30 traz a flutuação do escoamento superficial médio anual para o período de simulação analisado. Observa-se grande variação ao longo da série, e da mesma forma que as variáveis descritas anteriormente, o escoamento apresenta uma tendência geral de elevação, com a ocorrência de alguns picos de valores acima da média, que é de aproximadamente 40 mm, a partir do ano de 2010.

Figura 30: Escoamento superficial médio anual na bacia hidrográfica do rio Goiana.



A Figura 31 apresenta a média de escoamento superficial das sub-bacias de maior destaque para os mesmos anos citados na análise da evapotranspiração real. Dialogando com os resultados obtidos na análise da variação da evapotranspiração, o aumento do escoamento superficial, resultante do aumento das precipitações no período, sobretudo de eventos extremos, e do padrão de uso do solo dessas sub-bacias ser predominantemente pastagem e atividades agrícolas, o escoamento superficial tende a crescer nessas áreas, quando comparadas à áreas mais florestadas, por exemplo, uma vez que há maior aporte hídrico, e menos agentes de interceptação desse excedente de água. As sub-bacias que mais se destacam são as de número 5, 8, 10 e 12, situadas no baixo curso dos rios Sirigi, e Goiana, na confluência das águas dos Tracunhaém e Itambé. Esta é uma área bastante drenada, e alimentada por vários mananciais, o que ajuda na saturação do solo, e promove um maior escoamento do conteúdo hídrico excedente.

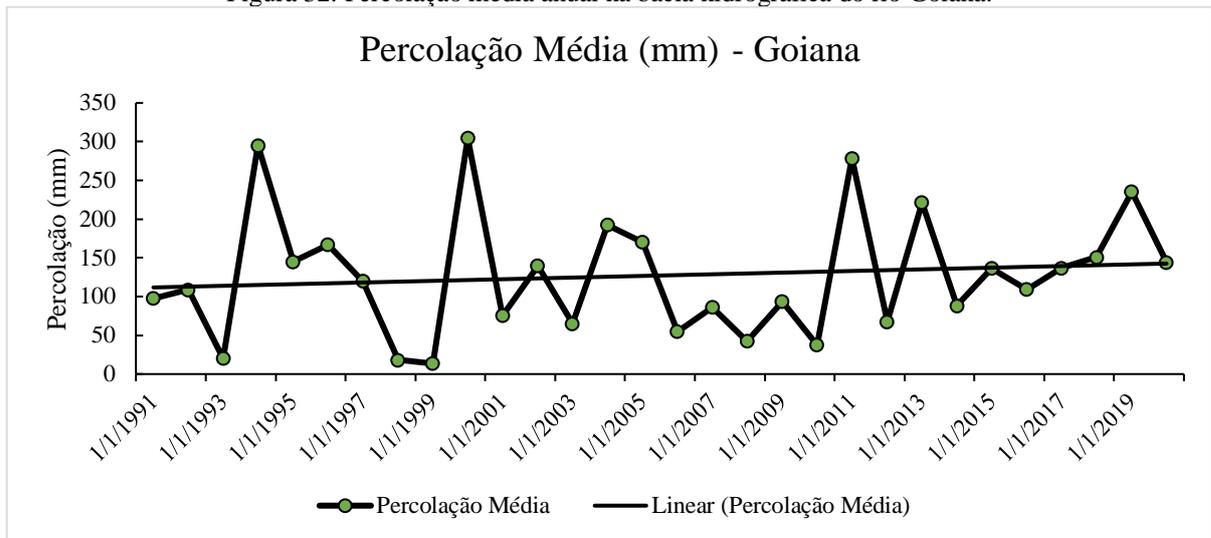
Figura 31: Escoamento superficial médio por sub-bacia, na bacia hidrográfica do rio Goiana.



Fonte: O autor (2022).

A Figura 32 aponta a variação temporal da percolação da água no solo para a simulação desempenhada. Esta variável se refere ao conteúdo de água que ao penetrar nas camadas do solo, após as perdas para evaporação, contribui para a recarga dos reservatórios subterrâneos. Observa-se intensa variação entre os valores de água que percolaram ao longo do tempo, onde a média é 127mm anuais, porém houve anos que o valor chegou à mais de 304mm (2000), assim como o valor mínimo foi de 13.5mm (1999). Também apresentou tendência geral de aumento em seus valores, padrão que se acentuou na última década.

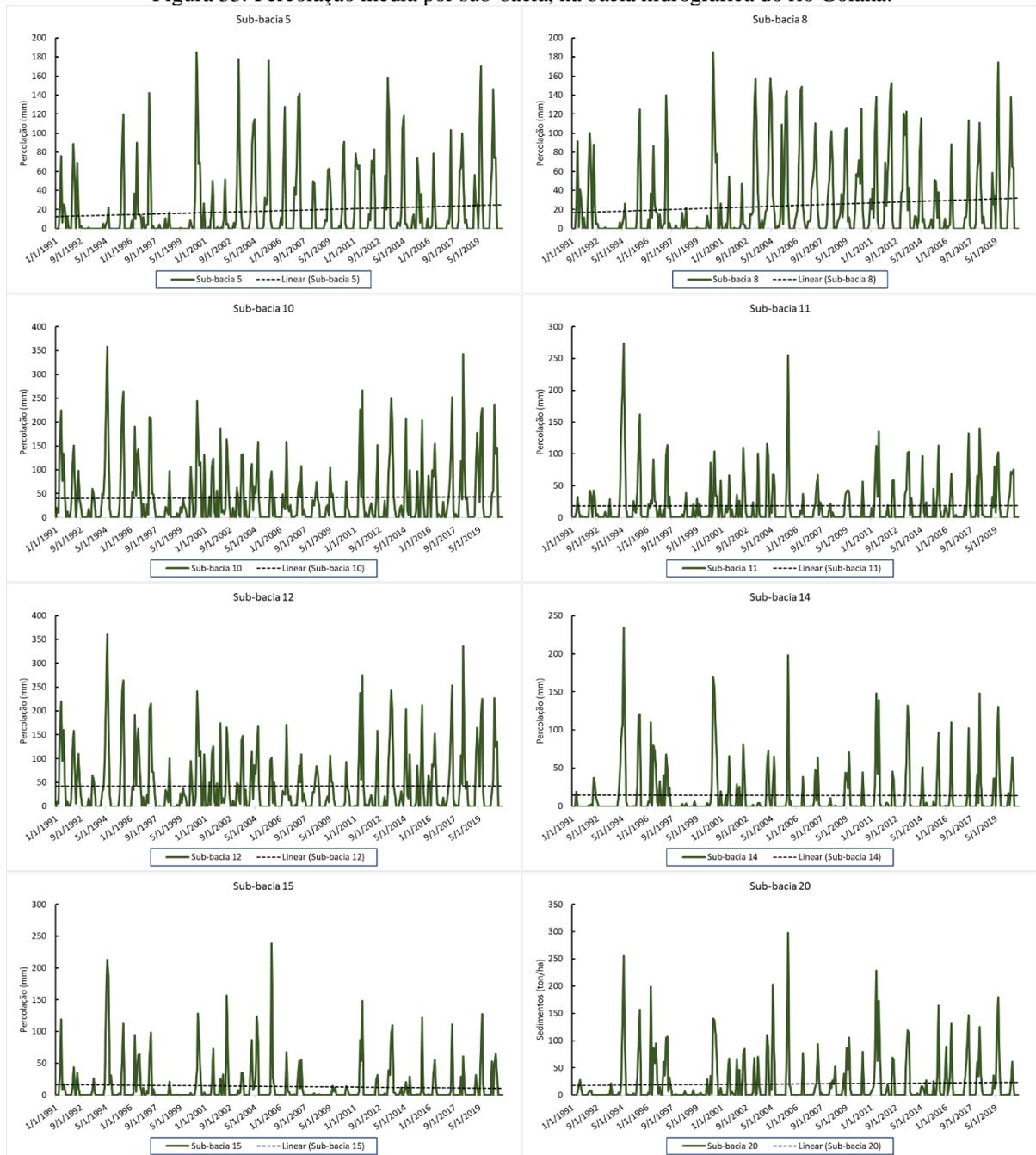
Figura 32: Percolação média anual na bacia hidrográfica do rio Goiana.



A Figura 33 apresenta a percolação média nas sub-bacias de destaque já mencionadas. É interessante observar que para este parâmetro, a sub-bacia que mais se destacou foi a 10, cortada pelo rio Capibaribe-Mirim, contribuinte do rio Itambé, seguida pela sub-bacia 12, cortada pelo rio Tracunhaém. A porção do território que envolve tais bacias apresentou altos índices pluviométricos (seguir,

Figura 27). É uma área dominada por latossolos vermelho-amarelos, de alta profundidade e bem drenados, o que favorece o movimento vertical da água nas camadas do solo.

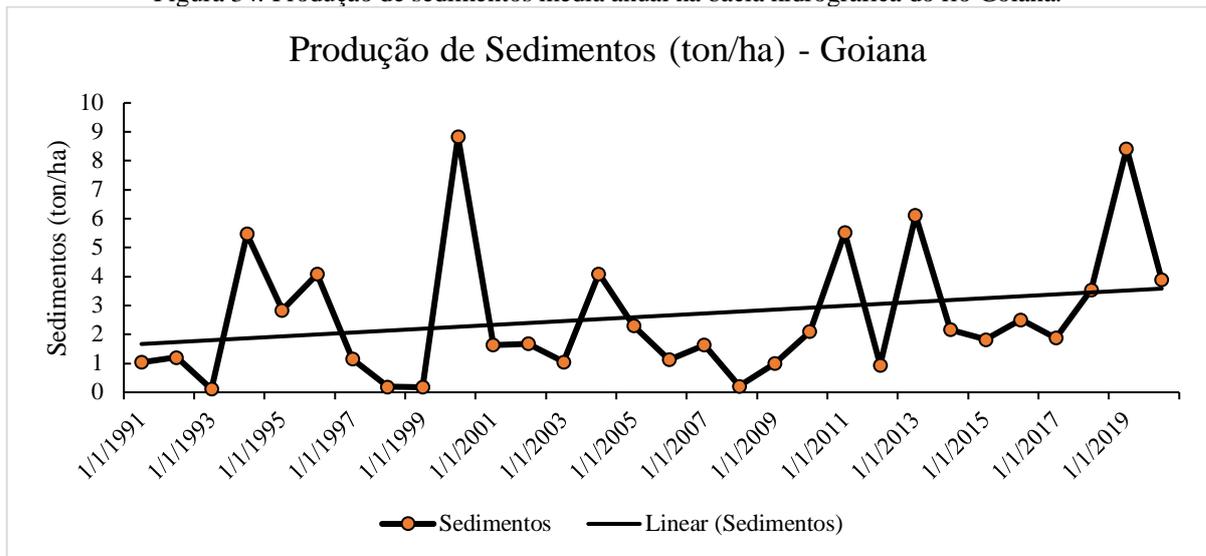
Figura 33: Percolação média por sub-bacia, na bacia hidrográfica do rio Goiana.



Fonte: O autor (2022).

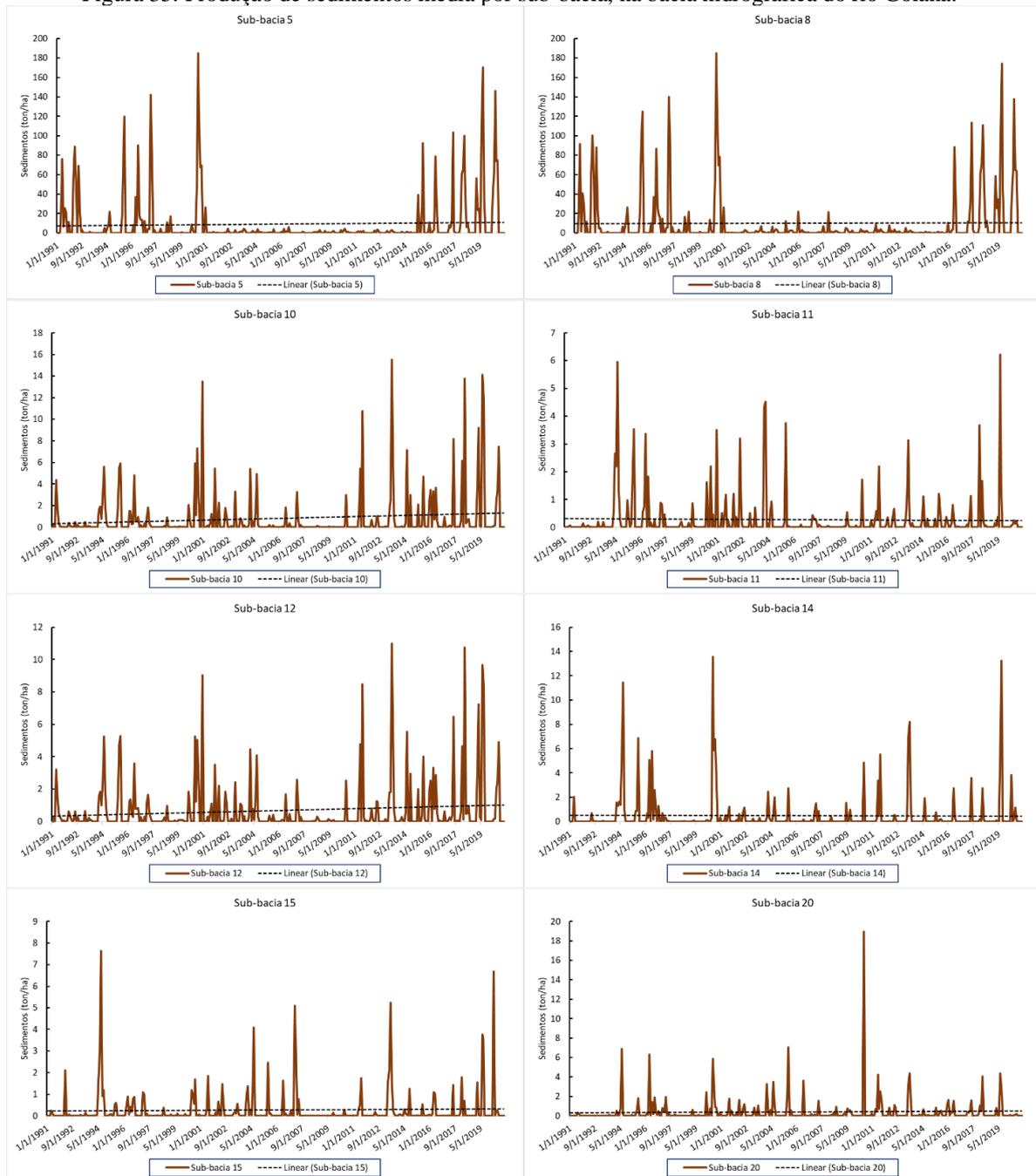
A Figura 34 trata a produção média anual de sedimentos na bacia. Assim como as outras variáveis, há um grande controle da precipitação sobre este processo, uma vez que é através da força cinética da água na desagregação do solo, que o sedimento é transportado. A variação desta produção oscilou entre 0,11 toneladas por hectare no ano de 1993, a 8,8 toneladas no ano de 2000, e em consonância aos demais resultados analisados, a linha de tendência aponta uma tendência positiva no período.

Figura 34: Produção de sedimentos média anual na bacia hidrográfica do rio Goiana.



A Figura 35 apresenta a distribuição desta produção ao longo das sub-bacias de destaque. Esta distribuição é influenciada pela densidade da rede de drenagem, assim como pela declividade, uma vez que esses fatores atuam na dispersão do material sedimentar gerado ao longo do território, além, obviamente, do uso do solo, o qual vem enfrentando alterações ao longo das últimas décadas, observando redução das áreas destinadas à produção de cana-de-açúcar em favor de áreas destinadas à pastagem, agricultura de sequeiro, atividades industriais e crescimento de manchas urbanas, além da presença de atividades minerárias. Tais modificações compõem o conjunto de fatores, que associados ao aumento dos eventos extremos de precipitação, levam ao aumento do transporte de material sedimentar. Influenciadas também pela densidade da rede de drenagem, as bacias que apresentaram maiores valores de produção de sedimentos. são as que estão localizadas nos baixos cursos dos principais rios da bacia, além de estarem localizadas próximo ao litoral, onde também, são maiores os índices pluviométricos. Para esta variável, as sub-bacias 5 e 8 apresentaram grandes picos de produção de sedimentos nos anos de 2000 e 2019, anos de ocorrência de importantes eventos de precipitação. Além disso, é notável que a maioria das sub-bacias apresentou concentração de consideráveis eventos de produção de sedimentos na última década.

Figura 35: Produção de sedimentos média por sub-bacia, na bacia hidrográfica do rio Goiana.



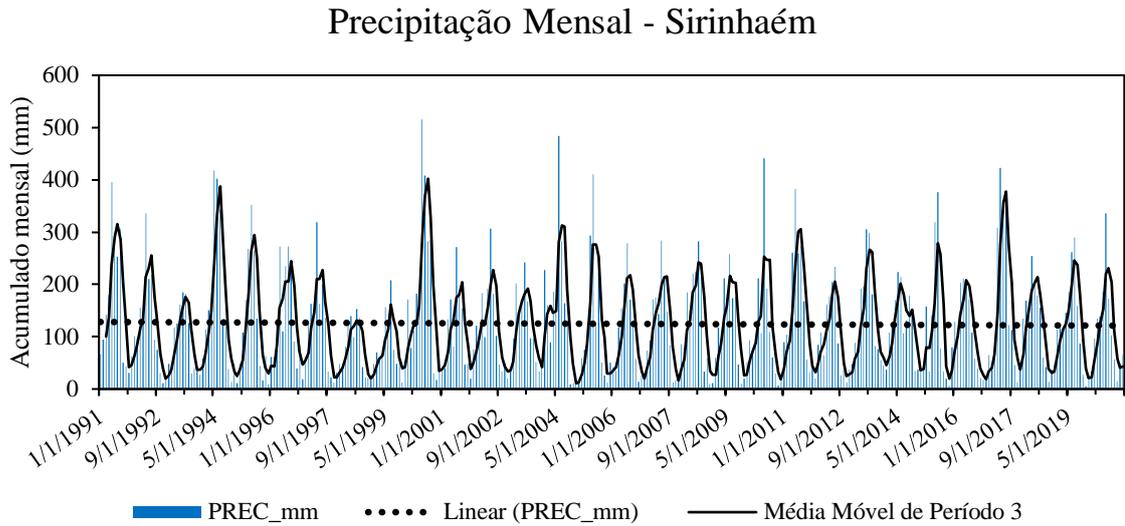
Fonte: O autor (2022).

5.1.4 Análise da dinâmica hidrossedimentológica da bacia hidrográfica do rio Sirinhaém

A Figura 36 demonstra a distribuição da precipitação total mensal na bacia hidrográfica do rio Sirinhaém no período compreendido entre os anos de 1991 e 2020, já a Figura 37 traz o comportamento agrupados por mês e suas respectivas tendências. Assim como observado nos dados da bacia do rio Goiana, aqui também houve o registro de uma tendência elevação na maioria dos meses do ano, (a tendência de queda foi registrada apenas para os meses de agosto,

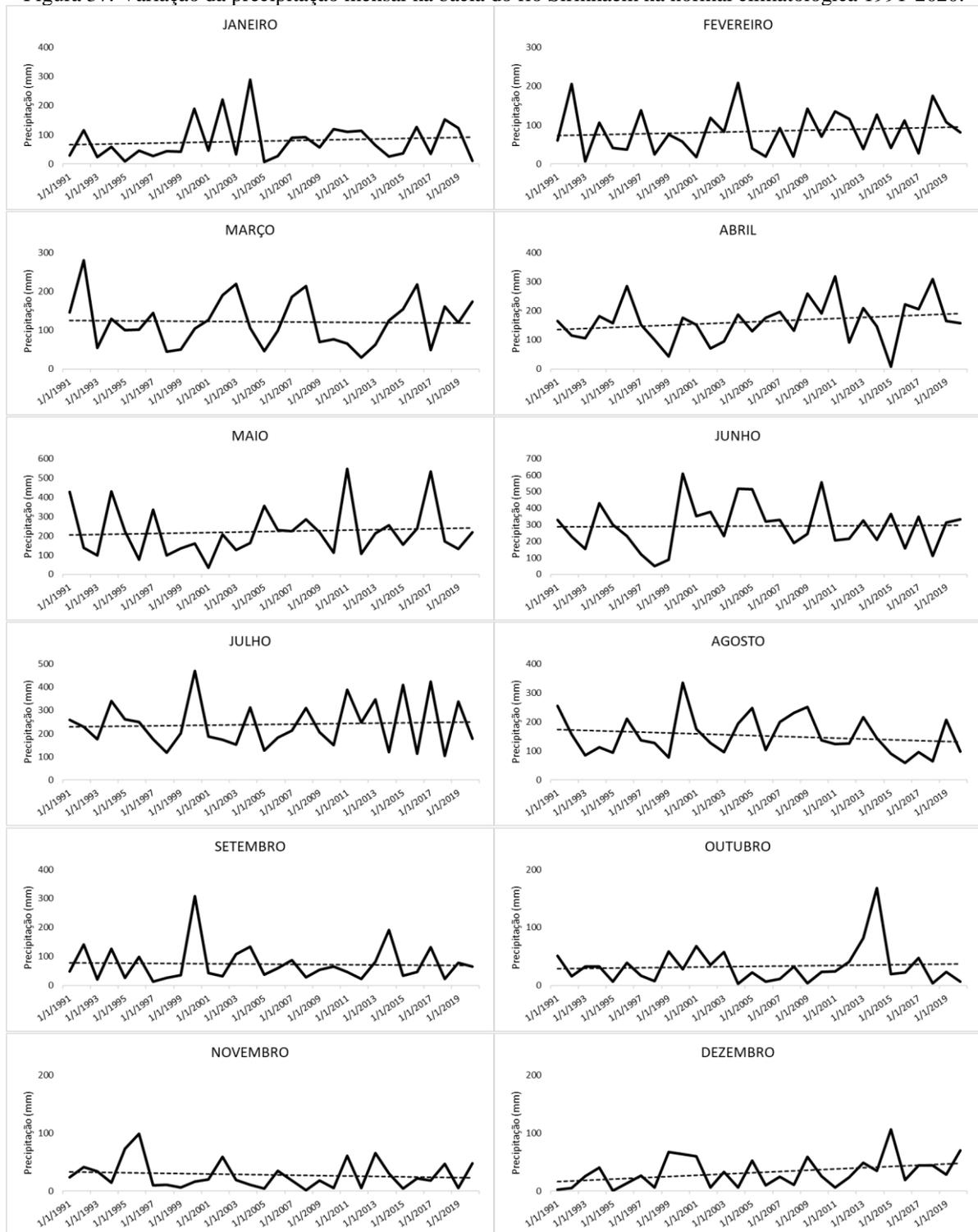
setembro e novembro. Desta forma, o período em que se concentram os maiores volumes de precipitação apresentaram tendência de elevação durante a última normal climatológica. Isto acentua os processos hidrossedimentológicos, potencialmente gerando incrementos na produção e transporte sedimentar, se associado a alterações no uso e cobertura do solo.

Figura 36. Variação mensal da precipitação da bacia do rio Sirinhaém (1991-2020).



Fonte: Banco de dados meteorológicos (APAC/INMET) (2022).

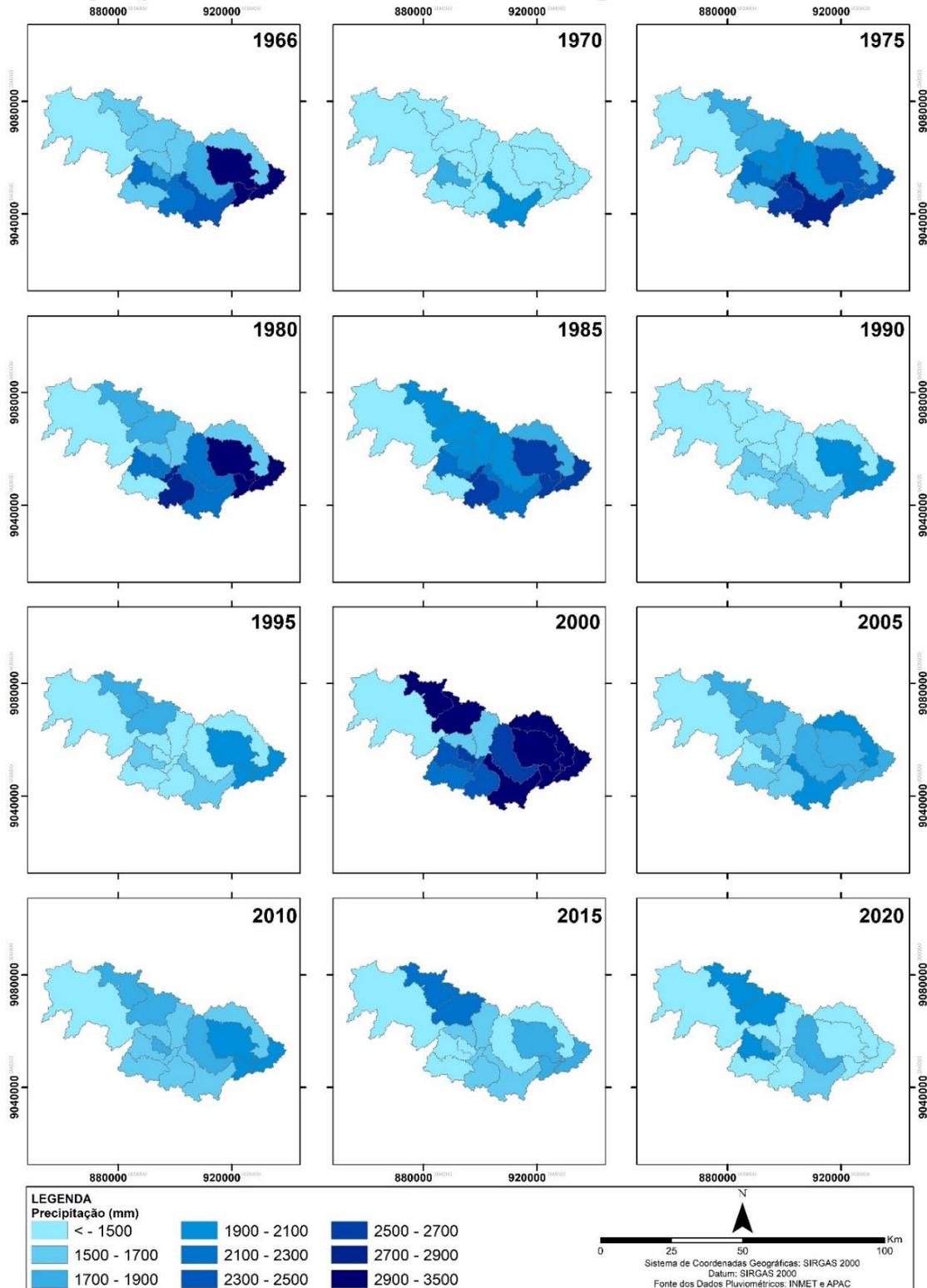
Figura 37: Variação da precipitação mensal na bacia do rio Sirinhaém na normal climatológica 1991-2020.



Fonte: Banco de dados meteorológicos (APAC/INMET) (2022).

A Figura 38 demonstra a distribuição espaço-temporal da chuva na bacia hidrográfica do rio Sirinhaém, para os mesmos anos analisados da bacia do rio Goiana. Nela também é possível notar a distribuição irregular da chuva ao longo do tempo, assim como o destaque do ano 2000, como ano mais chuvoso.

Figura 38: Distribuição da precipitação acumulada anual na bacia hidrográfica do Rio Sirinhaém
Precipitação Acumulada Anual - Bacia Hidrográfica do Rio Sirinhaém

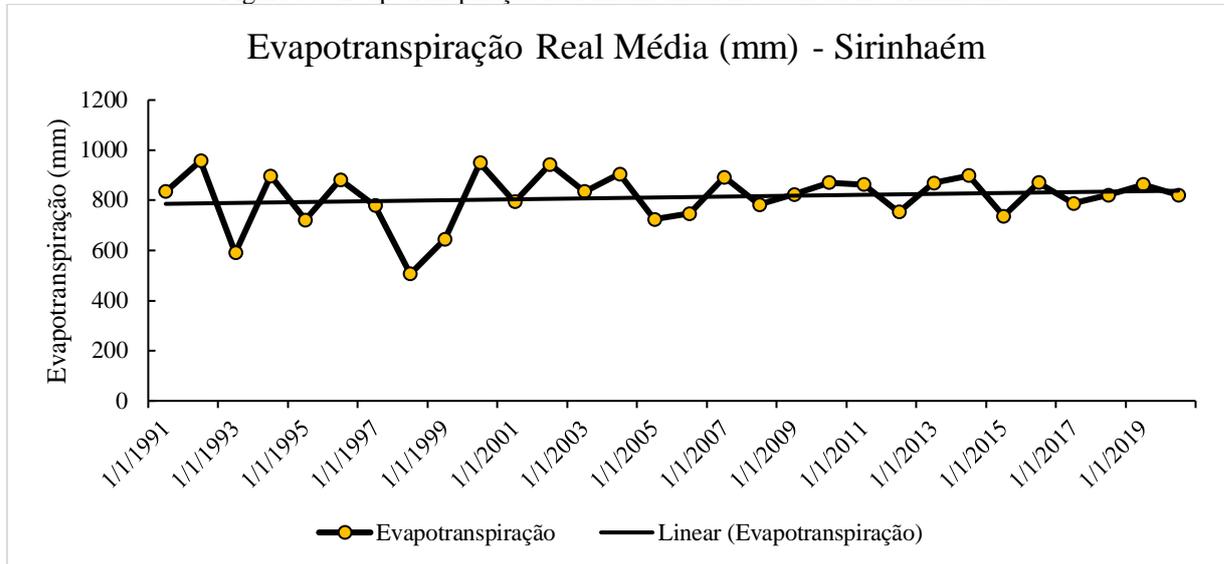


Fonte: O autor (2022).

A Figura 39 apresenta a variação da evapotranspiração real média anual para a bacia hidrográfica do rio Sirinhaém. Excetuando-se os anos de 1993 e 1998, anos em se pode observar

períodos de menores totais de precipitação na série de dados meteorológicos, e que por isso apresentaram valores consideravelmente mais baixos que a média do período (812mm), o resto da série não apresentou grandes variações.

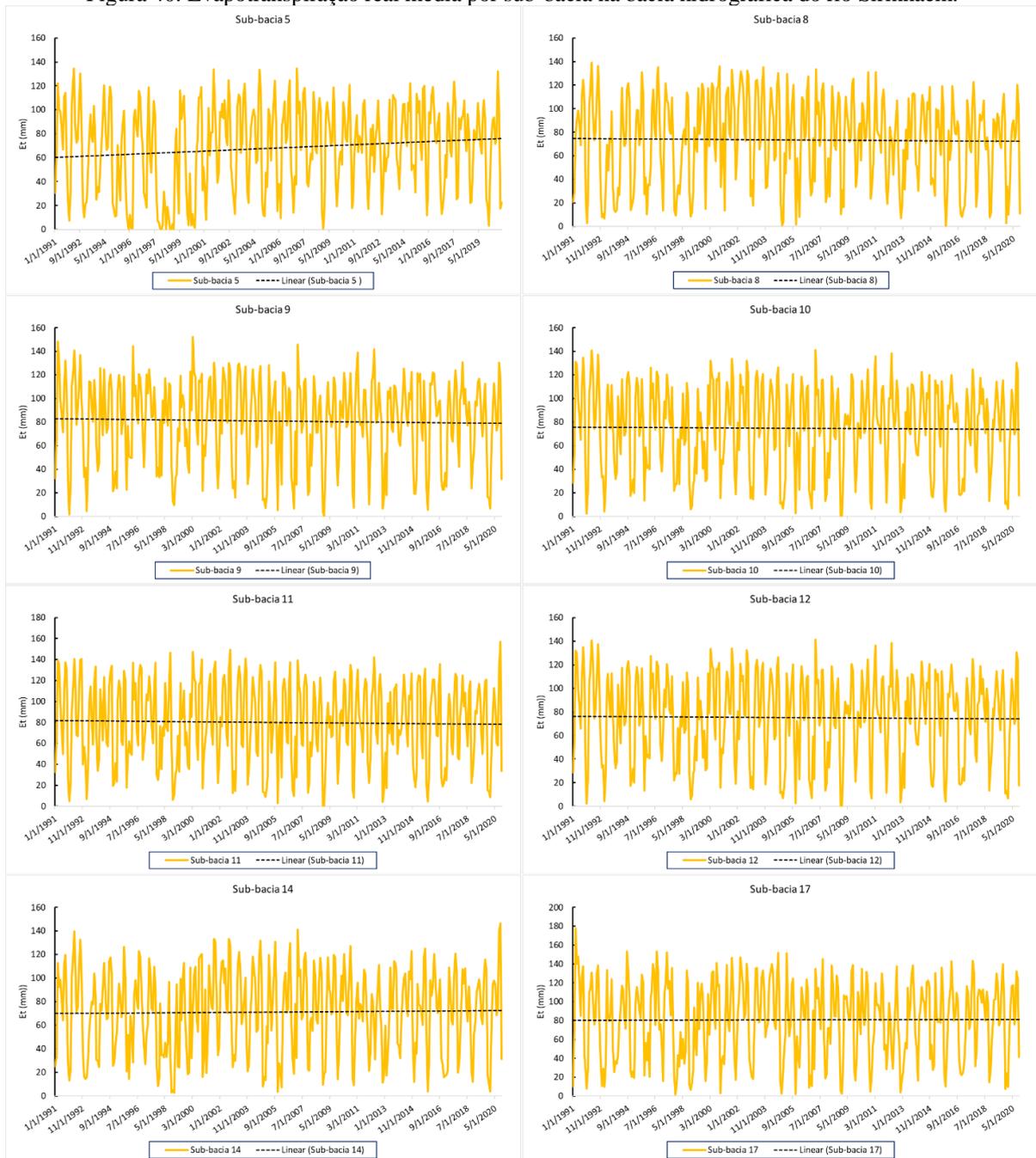
Figura 39: Evapotranspiração real média anual na bacia do rio Sirinhaém.



Fonte: O autor (2022).

A Figura 40 aborda a distribuição da evapotranspiração nas principais sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Sirinhaém, seguindo a mesma lógica adotada para a análise da bacia hidrográfica do rio Goiana. É possível observar que a distribuição desta variável se dá de forma relativamente uniforme quanto ao volume médio evapotranspirado em cada uma das sub-bacias ao longo da área de estudo, onde as tendências se apresentam estáveis, enquanto as sub-bacias 5 e 14 apresentam leves tendências de alta. Estas duas bacias apresentam uso do solo predominantemente ocupados por cana-de-açúcar e pastagem (69 % da área da sub-bacia 5, e 56% da sub-bacia 14). Assim como ocorre na bacia hidrográfica do rio Goiana, a predominância do uso agrícola e pastoril favorece a susceptibilidade dessas sub-bacias às flutuações climáticas que ocorrem de forma má distribuída ao longo do território, gerando padrões desiguais de evapotranspiração real ao longo da bacia.

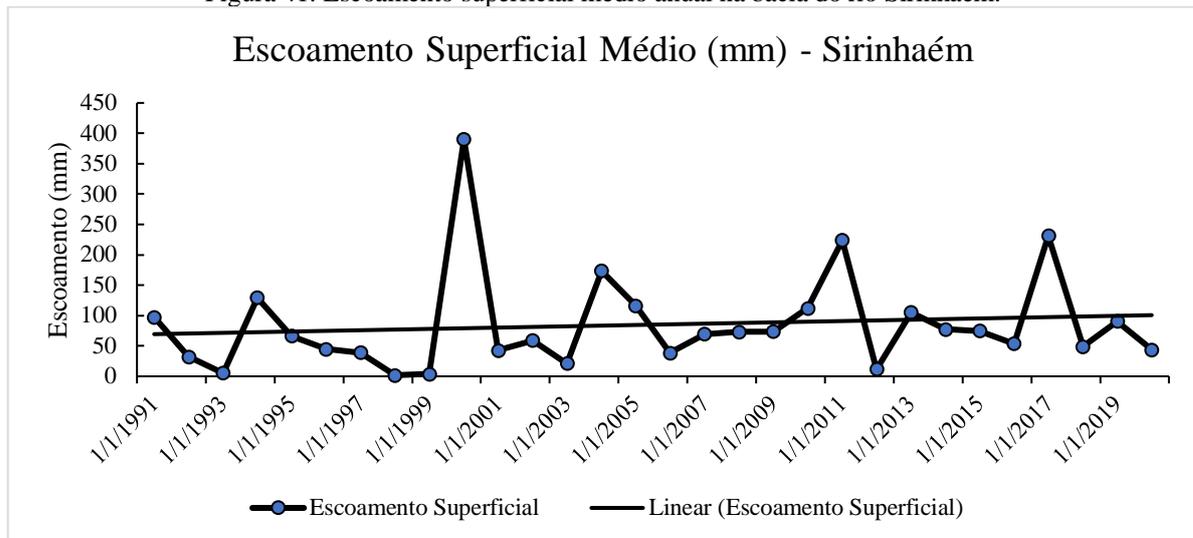
Figura 40: Evapotranspiração real média por sub-bacia na bacia hidrográfica do rio Sirinhaém.



Fonte: O autor (2022).

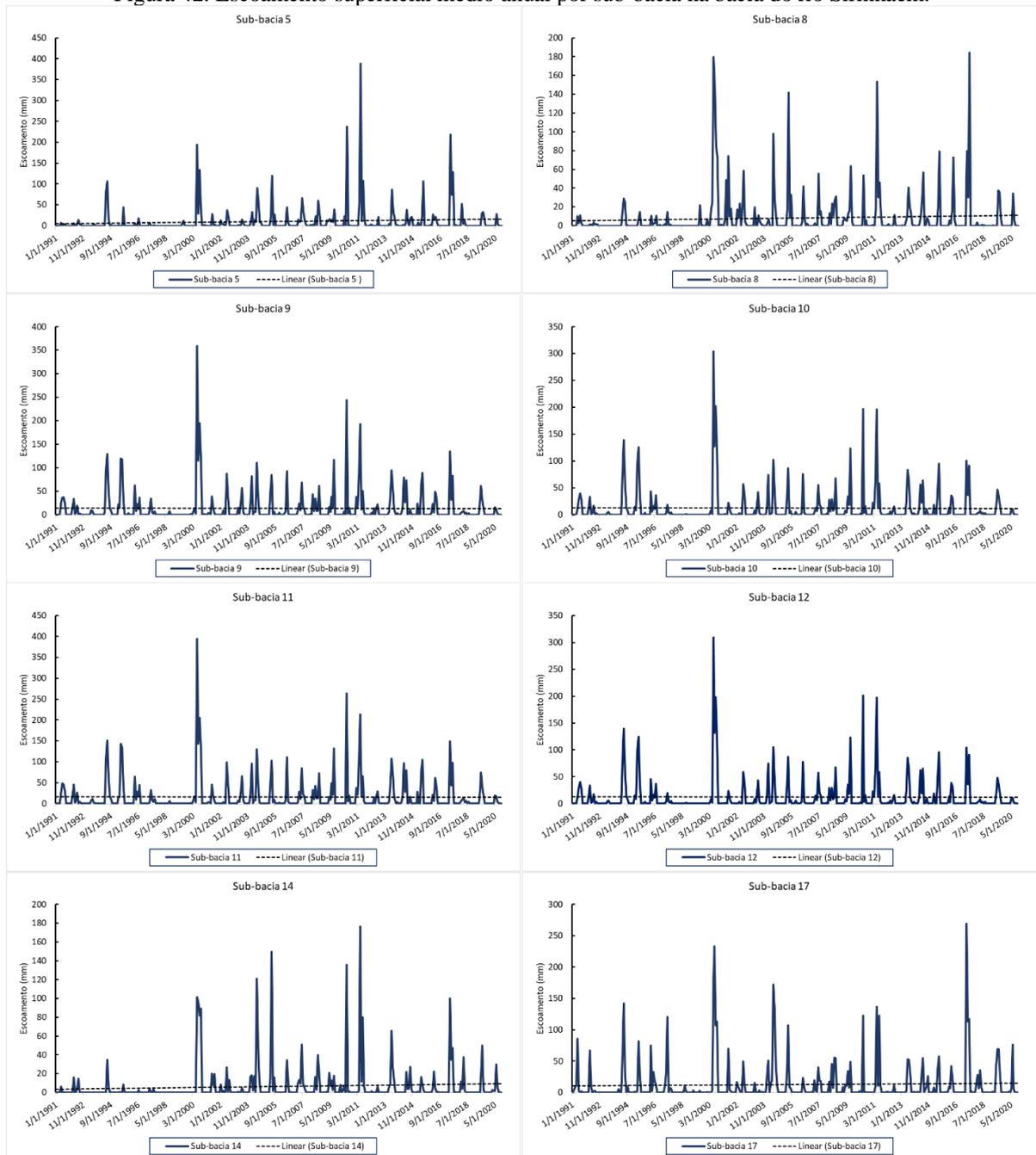
A Figura 41 trata da dinâmica do escoamento superficial ao longo do tempo na bacia. Assim como observado na precipitação e na evapotranspiração, a década de 1990 se destaca como o período com valores mais reduzidos e o ano de 2000 se apresenta como o principal valor em magnitude de escoamento. A tendência de alta desta variável hidrológica vem se consolidando desde meados da década de 2000, e isto pode estar relacionado ao aumento dos eventos de chuvas intensas ocorridas neste período de tempo.

Figura 41: Escoamento superficial médio anual na bacia do rio Sirinhaém.



A Figura 42 apresenta a dinâmica do escoamento através das sub-bacias destacadas. Nota-se a tendência positiva nos valores encontrados nas sub-bacias localizadas no baixo curso do rio Sirinhaém, áreas essas que são as que concentram uma drenagem mais densa, além de apresentarem índices pluviométricos mais elevados, o que mantém a condição de solo úmido por mais tempo, favorecendo o escoamento, uma vez que o solo se encontra em condições mais próximas da saturação. Essa região é caracterizada pela predominância de latossolos amarelos, que são solos que apresentam boas condições físicas para retenção de umidade, assim como bom potencial de permeabilidade, favorecendo que este solo chegue em condições de saturação em lugares com grandes totais pluviométricos, como é o caso da zona da mata sul de Pernambuco. Quanto aos valores médios de escoamento na bacia, é possível traçar um comparativo com a bacia do rio Goiana, e observar que na bacia do Sirinhaém, os valores são consideravelmente maiores, em função primeiramente do seu regime mais intenso de chuvas, assim como o seu relevo mais movimentado.

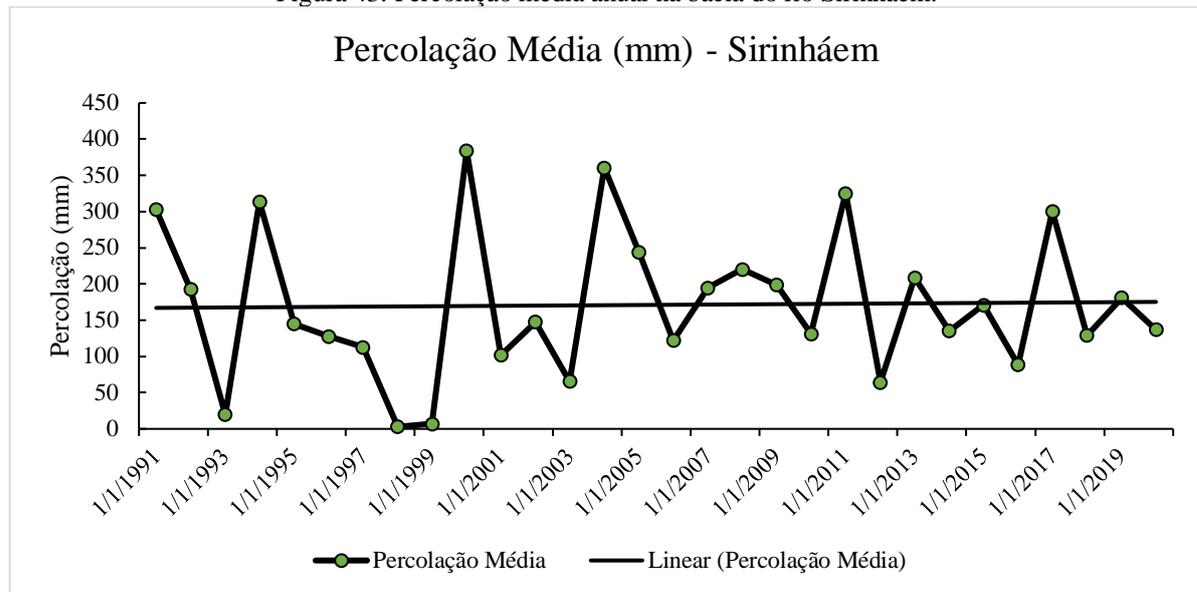
Figura 42: Escoamento superficial médio anual por sub-bacia na bacia do rio Sirinhaém.



Fonte: O autor (2022).

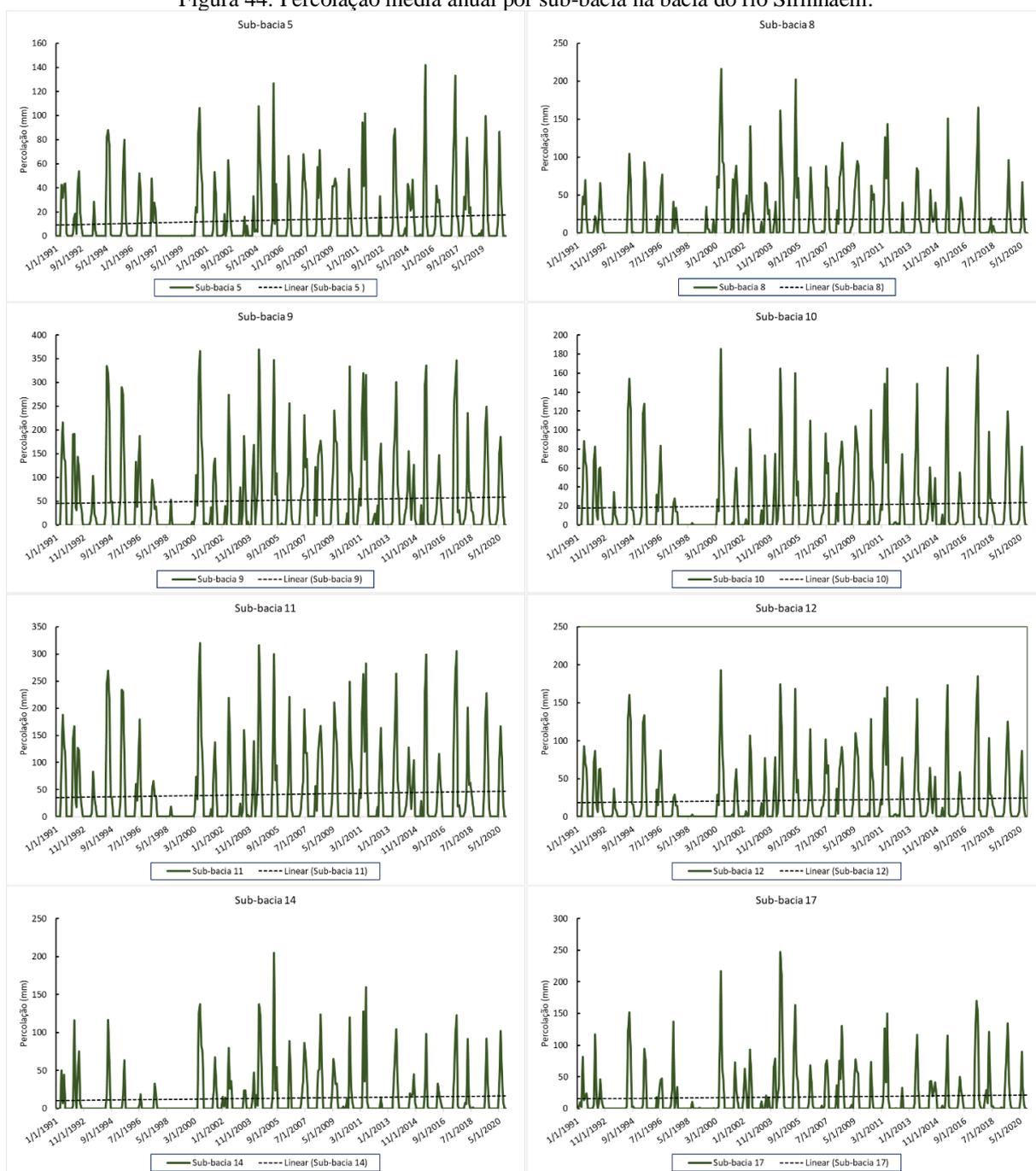
A Figura 43 aborda a dinâmica temporal da percolação da água na bacia do Rio Sirinhaém. Seguindo a lógica das variáveis anteriores, a década de 1990 apresentou o destaque em valores mínimos observados, já os maiores valores foram estimados para os anos de 2000, 2004 e 2011. Tais anos, além de apresentarem os elevados acumulados de precipitação totais, registraram também meses consecutivos elevados volumes de chuva, o que contribuiu com a disponibilidade de água para que esse fenômeno pudesse ocorrer com maior intensidade.

Figura 43: Percolação média anual na bacia do rio Sirinhaém.



A Figura 44 apresenta a distribuição percolação por sub-bacia. Os destaques em termos de valores absolutos são as sub-bacias 9, 11 e 17, exatamente as que se situam no baixo curso do rio Sirinhaém, e que, portanto, recebem a contribuição de toda a área de captação da bacia, além de contarem com as áreas de menor declividade registradas na bacia, favorecendo a infiltração da água nas camadas do solo. A tendência geral para as sub-bacias analisadas também é positiva, corroborando com as variáveis analisadas anteriormente.

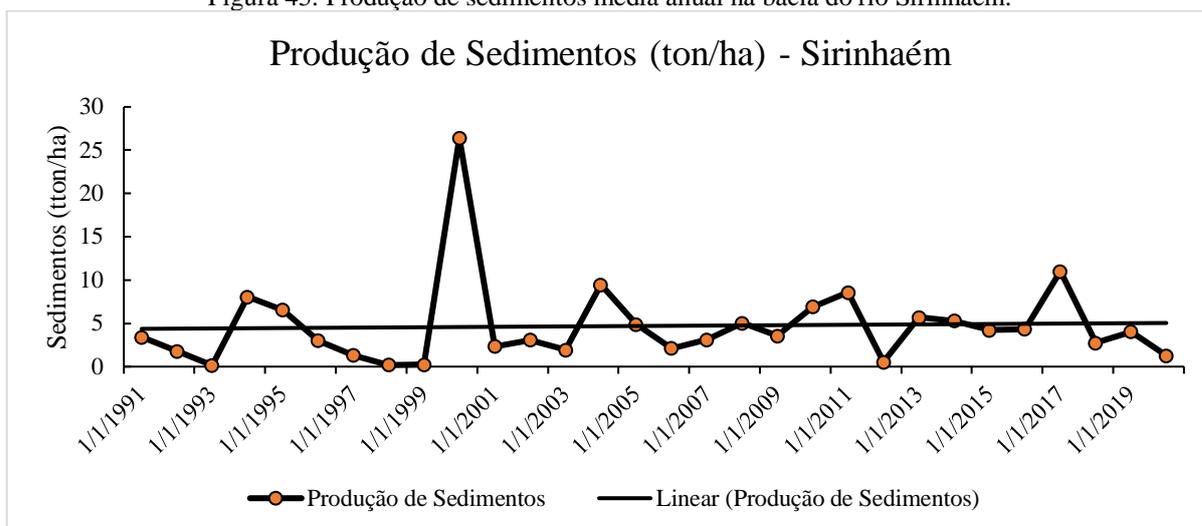
Figura 44: Percolação média anual por sub-bacia na bacia do rio Sirinhaém.



Fonte: O autor (2022).

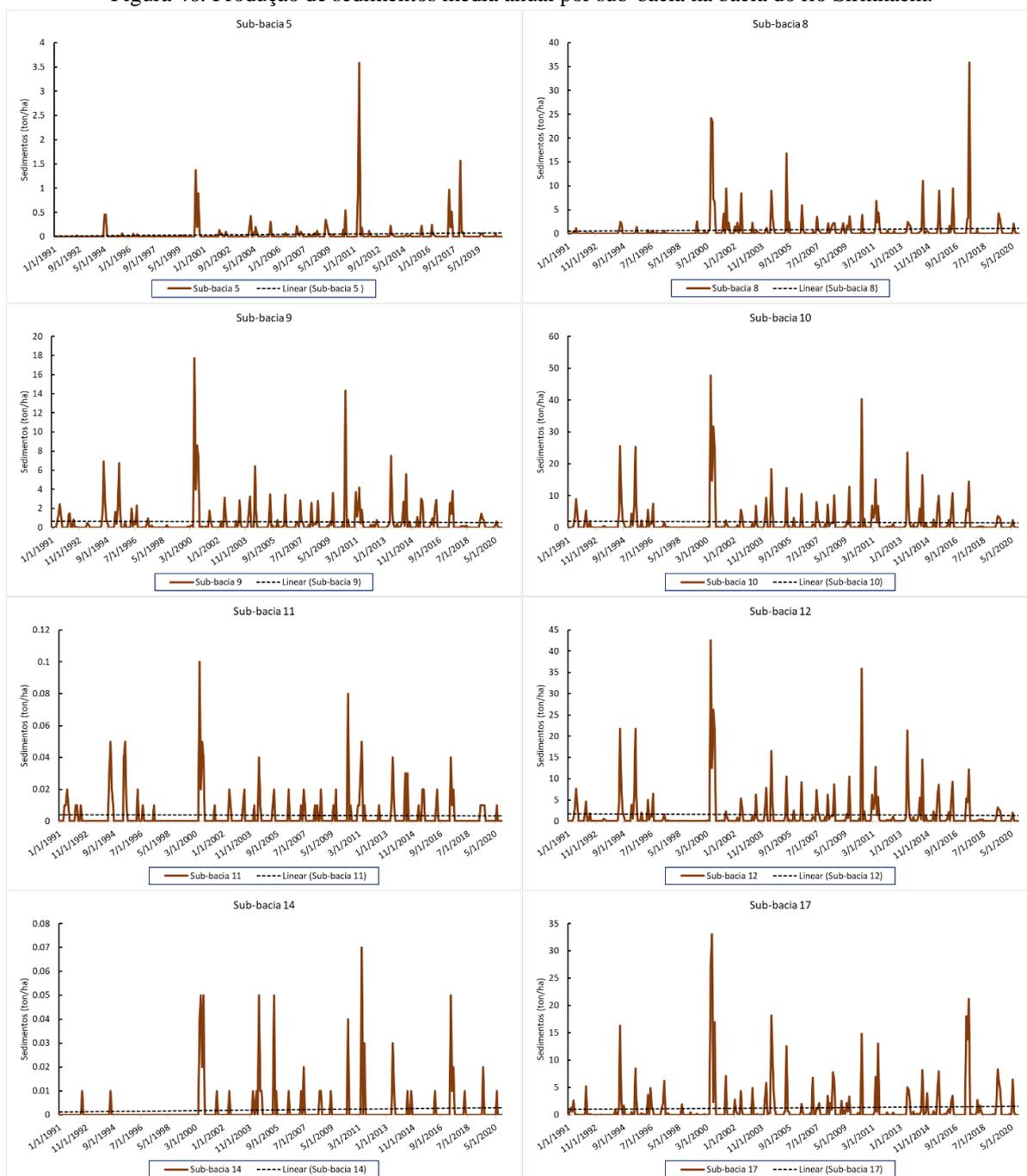
A Figura 45 traz a produção de sedimentos média anual na bacia do rio Sirinhaém. Com uma média no período de 4,7 toneladas por hectare, os destaques da série são os anos de 2000 e 2017, com médias de 26,4 e 11,02 toneladas de sedimentos por hectare produzidos, respectivamente. Como já destacado, esses anos fazem referência a anos que apresentaram grandes concentrados de precipitação, assim como meses consecutivos de chuvas intensas. A tendência geral, ainda que de maneira tímida, aponta para um aumento da produção de sedimentos nesta bacia.

Figura 45: Produção de sedimentos média anual na bacia do rio Sirinhaém.



A Figura 46 apresenta a produção de sedimentos nas sub-bacias destacadas, e traz um panorama de concentração dos principais valores de volume de sedimento. As sub-bacias 8, 9, 10, 12 e 17 apresentam valores muito maiores que as demais, que por sua vez, são maiores que o restante da bacia hidrográfica. As áreas em destaque também se concentram na porção à jusante da bacia, que conta com uma maior concentração dos fluxos hídricos, maiores índices de precipitação e solos profundos, e ocupação territorial predominantemente dominada por agricultura e pastagens.

Figura 46: Produção de sedimentos média anual por sub-bacia na bacia do rio Sirinhaém.



Fonte: O autor (2022).

5.1.5 Impactos das mudanças climáticas e do uso do solo

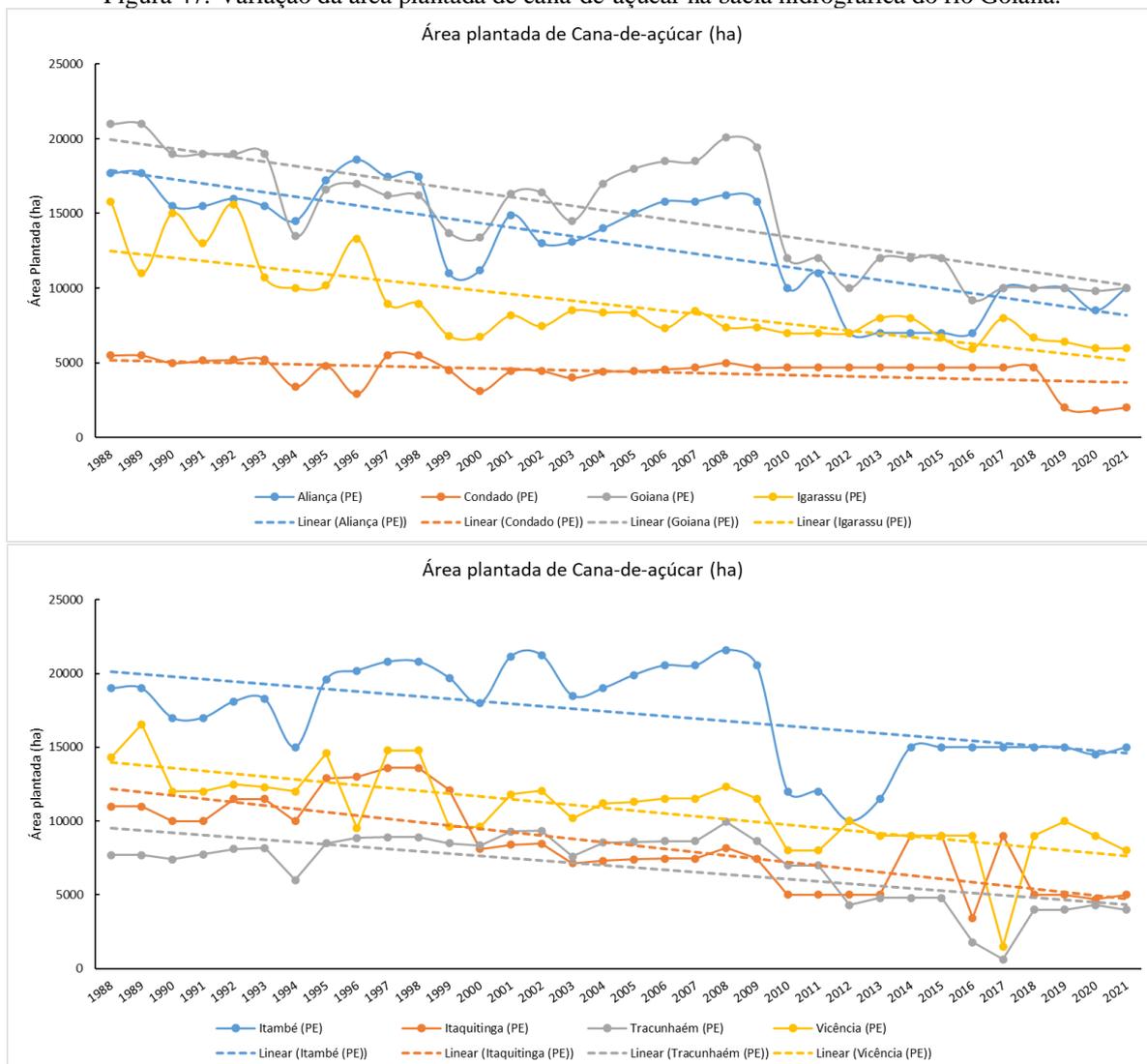
As mudanças do uso do solo impactam as variáveis do ciclo hidrológico a partir da inserção de novos elementos na paisagem, de modo que estes interferem em diferentes magnitudes a dinâmica hídrica. A conversão de áreas de florestas em áreas agrícolas ou pastagens, a expansão urbana, a inserção de corpos hídricos, dentre outras alterações no uso do solo, representa uma série importantes intervenções realizadas pelas sociedades ao meio

ambiente. Estas alterações se inserem num contexto de variações climáticas, que podem acentuar seus impactos negativos à disponibilidade e qualidade de recursos hídricos às gerações futuras.

5.1.5.1 Mudanças do uso do solo nas bacias hidrográficas dos rios Goiana e Sirinhaém

De acordo com os dados do Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA, 2022) referentes à área plantada de cana-de-açúcar nos municípios localizados da Zona da Mata Norte, onde se localizam as sub-bacias do rio Goiana que apresentaram os volumes mais expressivos quanto às variáveis hidrológicas analisadas na dinâmica hidrossedimentológica (sub-bacias 5, 8, 10, 11, 12, 14, 15), ocorre na região uma tendência de redução das áreas destinadas à esta cultura (Figura 47). Entre as atividades que se inserem nesta região nas últimas décadas, a agricultura e a pecuária apresentam destaque, cada vez mais, em substituição à cana-de-açúcar, que enfrenta dificuldades para competir com a produtividade de outras regiões produtoras do país, como o sudeste, em face das dificuldades naturais por exemplo, à mecanização da colheita em função do relevo declivoso nordestino.

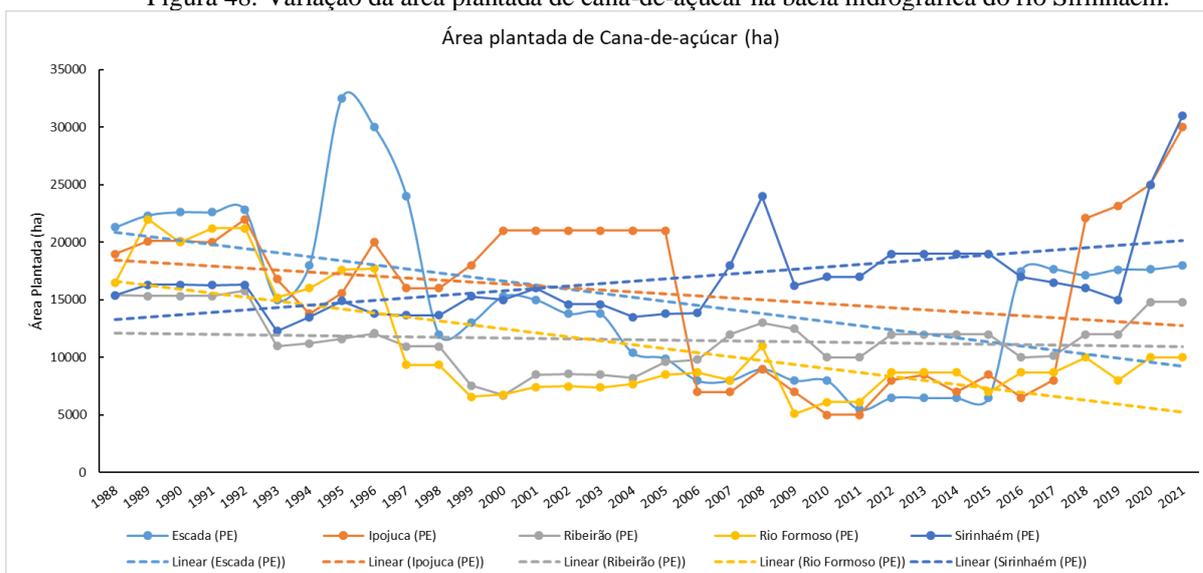
Figura 47: Variação da área plantada de cana-de-açúcar na bacia hidrográfica do rio Goiana.



Fonte: Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA, (2022).

De modo semelhante ao observado na bacia do rio Goiana, a bacia hidrográfica do rio Sirinhaém também tem experienciado alterações no padrão de ocupação do seu território (Figura 48), observando sobretudo, a substituição de áreas historicamente ocupadas com a cultura da cana-de-açúcar, por outras atividades, das quais se pode destacar a pecuária e a instalação de indústrias. Entre os municípios analisados, apenas Sirinhaém apresenta tendência geral de alta na área plantada de cana-de-açúcar, sendo que os municípios de Ipojuca e Escada apresentaram um crescimento considerável a partir do ano de 2015.

Figura 48: Variação da área plantada de cana-de-açúcar na bacia hidrográfica do rio Sirinhaém.



Fonte: Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA, (2022).

Levando em consideração essas mudanças do uso do solo, e associando este panorama às estimativas de mudanças climáticas, torna-se factível a determinação de cenários futuros de uso do solo com o intuito de estimar o comportamento hidrológico sob essas condições hipotéticas.

5.1.5.2 Mudanças climáticas nas bacias hidrográficas dos rios Goiana e Sirinhaém

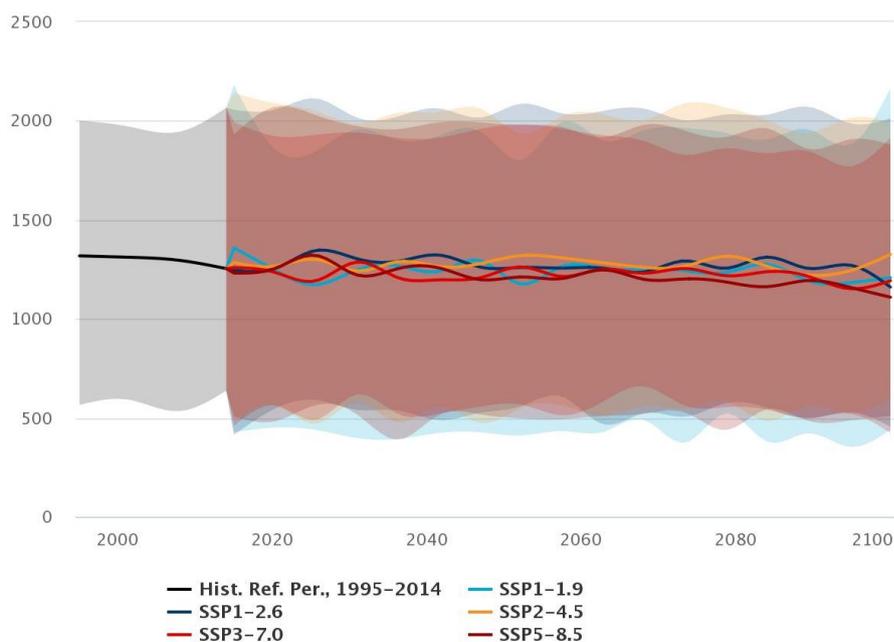
Os modelos de estimativas das condições climáticas futuras fornecem informações relevantes à sociedade, uma vez que, ao apresentar cenários destas condições, cria a possibilidade de se estimar possíveis impactos, frutos dessas alterações nos padrões climáticos. O Banco Mundial, através da plataforma *Climate Change Knowledge Portal* (<https://climateknowledgeportal.worldbank.org/>) proporciona o acesso simples e gratuito à dados destas condições climáticas baseados nos resultados obtidos através dos projetos CMIP5 e CMIP6, de modo que estudos, políticas e ações possam ser adotados visando a atenuação dos impactos relacionados às mudanças climáticas.

Como pode ser observado na (Figura 49), a variação dos acumulados de precipitação para o estado de Pernambuco não difere em grande medida um do outro através dos cenários SSP, provenientes do CMIP6.

Apesar da expectativa de que não ocorram grandes variações nos totais pluviométricos, é possível notar uma tendência de diminuição nos acumulados ao longo do tempo, sobretudo no cenário SSP5-8.5.

Figura 49: Precipitação projetada para o estado de Pernambuco para o restante do século XXI, através dos cenários de desenvolvimento econômico ligados ao uso dos recursos ambientais

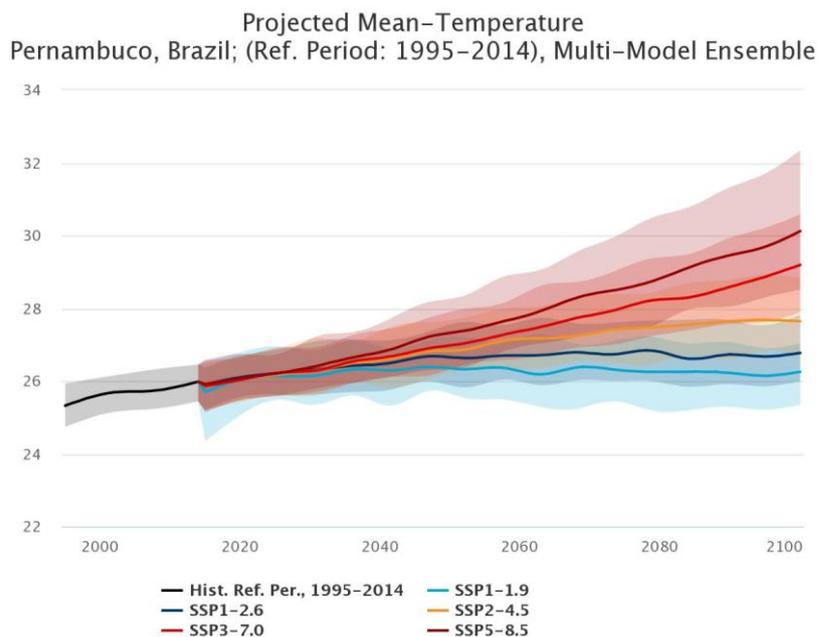
Projected Precipitation
Pernambuco, Brazil; (Ref. Period: 1995–2014), Multi-Model Ensemble



Fonte: *Climate Change Knowledge Portal*, Banco Mundial, 2022.

A Figura 50 no entanto, aponta claras diferenças de temperaturas médias para o estado de acordo com o cenário considerado. Com o aumento ultrapassando os 4°C no cenário mais crítico, e pouco variando no cenário de desenvolvimento sustentável. A separação entre os valores começa a ficar mais clara a partir do ano de 2040, e segue constantemente sendo ampliada ao longo do tempo.

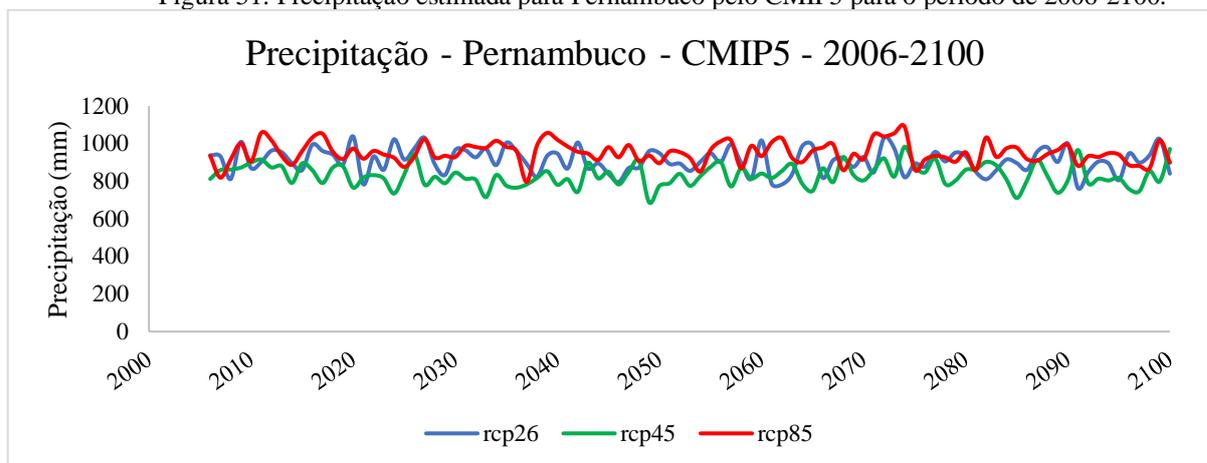
Figura 50: Temperaturas médias projetadas para o estado de Pernambuco para o restante do século XXI, através dos cenários de desenvolvimento econômico ligados ao uso dos recursos ambientais.



Fonte: *Climate Change Knowledge Portal*, Banco Mundial, 2022.

A Figura 51 apresenta o padrão estimado da precipitação para o estado de Pernambuco, considerando-se apenas o grupo de modelos componentes do projeto CMIP5, é possível notar a oscilação dos totais de precipitação ao longo do tempo, e que o cenário RCP85 se destaca ao apresentar constantemente os maiores acumulados de precipitação, apesar de a literatura apontar um aumento no número de dias secos para a região Alves *et al.*, (2021), e os acumulados estariam ligados ao aumento da ocorrência de eventos extremos, ocorridos em curtos espaços de tempo.

Figura 51: Precipitação estimada para Pernambuco pelo CMIP5 para o período de 2006-2100.

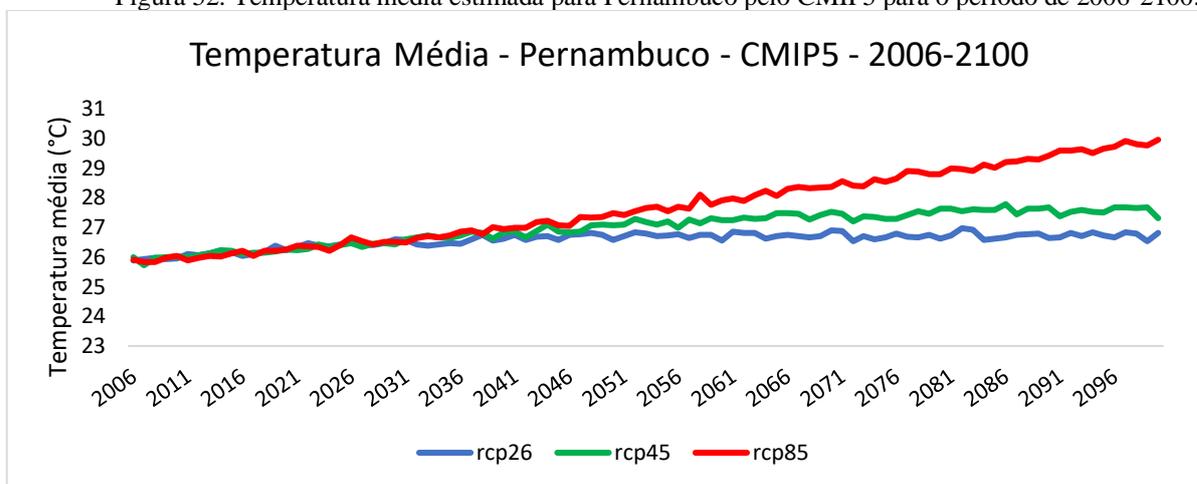


Fonte: *Climate Change Knowledge Portal*, Banco Mundial, 2022.

A Figura 52 destaca a variação da temperatura média prevista para o estado de Pernambuco ao longo do século XXI, e nela é possível observar a discrepância dos valores

projetados para os diferentes cenários. Diferença que pode chegar até 4°C, entre o cenário mais brando (RCP26) e o cenário mais severo de emissões de gases do efeito estufa (RCP85).

Figura 52: Temperatura média estimada para Pernambuco pelo CMIP5 para o período de 2006-2100.



Fonte: *Climate Change Knowledge Portal*, Banco Mundial, 2022.

A análise destes comportamentos serve de parâmetro para que estudos sejam desenvolvidos em busca de conhecer como as mudanças climáticas podem afetar as diversas regiões do globo, e obviamente, o Brasil, enquanto potencial grande afetado pelos impactos que delas possam decorrer, se torna um lócus central para investigação científica.

As alterações nos padrões climáticos apontam para a ocorrência de impactos na biodiversidade, na agricultura e nos recursos hídricos, e conseqüentemente, nas sociedades. Segundo Antolin *et al.* (2021), é esperado que haja aumento de temperaturas do ar para as diferentes regiões do Brasil, acompanhado de variações diversas do comportamento da precipitação, sendo elas: aumento das precipitações nas regiões de maiores latitudes (entre 22°S e 33°S), e diminuição da precipitação nas regiões de menores latitudes (9°S à 22°S), esta diminuição podendo variar entre 0.5 a 7% nesta faixa territorial. De acordo com Alves *et al.* (2021), espera-se que haja uma diminuição dos acumulados de precipitação, assim como um aumento de 8% no total de dias secos, como já citado, além do aumento da ocorrência de eventos extremos de precipitação, para a região Nordeste do Brasil, ao se levar em consideração os dados do CMIP5 sob o cenário RCP 85.

Como destacado, os recursos hídricos apresentam grande susceptibilidade à impactos relacionados às mudanças climáticas. Para investigar isso Ribeiro *et al.* (2022) realizaram simulações baseadas nos dados provenientes dos modelos climáticos Eta/HasGEM2-ES e Eta/MIROC5 sob os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5 para a área da bacia hidrográfica do Rio Palma, no estado do Tocantins, e observaram o possível aumento da demanda hídrica para

suprir a crescente área ocupada pelas atividades agrícolas, e as dificuldades em atender estas demandas nos cenários de mudanças climáticas mais severas.

Dias *et al.* (2021) analisaram os impactos que as mudanças climáticas podem impor à cultura da cana-de-açúcar no Brasil, sob a ótica de dois cenários (RCP 4.5 e RCP 8.5). Foi-se constatado que para o período compreendido entre os anos 2040-2069 para o cenário RCP 4.5, a estação Maceió apresentou um aumento de temperatura esperado entre 1 e 1,5 °C ao longo de todo o ano, e variações entre 1,5 e 2 °C para o período entre os anos de 2070-2099, sob o mesmo cenário. No cenário RCP 8.5, o aumento de temperatura esperado para o período compreendido entre 2040-2069 foi entre 1,5 e 2 °C, com exceção do mês de novembro, onde o aumento esperado foi entre 2 e 3 °C. Para o período referente à 2070-2099 houve aumento também de 2 a 3 °C para os meses de janeiro à maio, e o bimestre agosto/setembro; enquanto o bimestre junho/julho e o trimestre compreendido entre outubro e dezembro, o aumento de temperatura esperado foi da ordem de 3 à 4 °C. É importante destacar que o período de corte da cana-de-açúcar no Nordeste ocorre entre os meses de agosto à fevereiro, época mais seca do ano, desta forma, sob este cenário mais intenso de aumento das temperaturas, a cultura estaria sob relevante estresse térmico, o que pode afetar seu desenvolvimento, em função também dos efeitos dessa elevação de temperatura na dinâmica hídrica.

Em seu estudo, Santos *et al.* (2021) estimaram a influência das mudanças climáticas associadas às mudanças do uso do solo na dinâmica de sedimentos e na vazão da bacia do rio Tapacurá, uma contribuinte do Rio Capibaribe, na Zona da Mata Pernambucana. Os resultados apontam para a ocorrência de significativo aumento na erosão para o cenário mais crítico de mudanças climáticas (RCP 8.5), e mesmo panorama, porém de forma menos acentuada para o cenário mais otimista analisado (RCP 4.5). Ambos os resultados se mostram mais impactantes nos cenários onde a mudança do uso do solo se realiza de maneira mais efetiva, onde se estima aumento da área agrícola, em especial da cultura da cana-de-açúcar, diminuição das áreas de pastagem e de floresta tropical, e aumento da área urbana. Um resultado preocupante, é que, com o aumento do escoamento superficial e da erosão, a capacidade de armazenamento do reservatório localizado na bacia será reduzida em função do aumento de sedimento represado.

Em escala local, os impactos que as mudanças climáticas podem gerar na região da Zona da Mata pernambucana são diversos. Como observado por Carvalho *et al.*, (2015), a partir de estimativas dos padrões climáticos para a referida região, é esperado que o aumento das temperaturas do ar, assim como a diminuição dos quantitativos de precipitação pluviométrica, influenciem negativamente na cultura da cana-de-açúcar nos municípios de Goiana e Itambé.

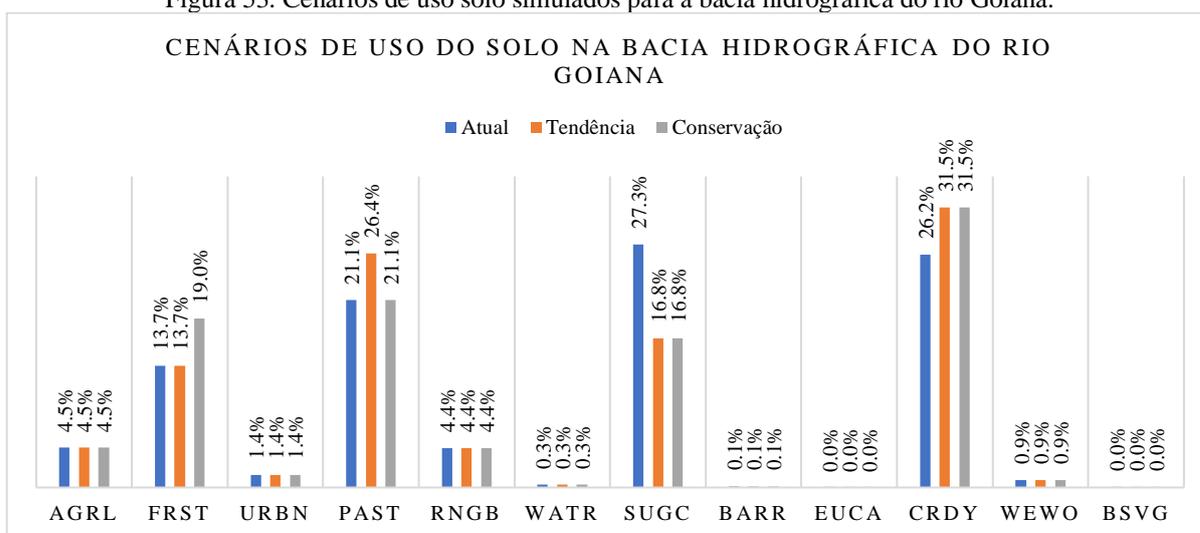
O aumento da frequência de ocorrência de períodos de seca, associados ao aumento da temperatura do ar, poderá gerar aumento das taxas de evapotranspiração, reduzindo a quantidade disponível de água para as culturas se manterem em estado ótimo de desenvolvimento, o que afetará sua produtividade, podendo levar a reduções quanto a área plantada nas porções menos úmidas do território.

Estudos mais recentes, no entanto, apontam para outras possibilidades quanto às condições climáticas da zona da mata de Pernambuco. Em sua pesquisa Galvínio (2021), ao analisar o aumento da concentração de CO₂ na atmosfera e seus impactos na climatologia do estado de Pernambuco, observou a possibilidade de as regiões Agreste e Litoral apresentarem aumento nos seus totais pluviométricos, à medida que a concentração desse gás aumentava. Em outro estudo Galvínio e Luz, (2021) apontam para a possibilidade de um aumento dos volumes de precipitação de 17% também em função do aumento da concentração de CO₂ atmosférico na bacia hidrográfica do rio Mundaú, localizada no Agreste do estado de Pernambuco. Em adição, Medeiros *et al* (2022) destaca o aumento da probabilidade de ocorrência de eventos extremos de precipitação na região nordeste ao longo do século, segundo análise das projeções realizadas já com dados do CMIP6.

5.1.6 Análise dos cenários do uso do solo

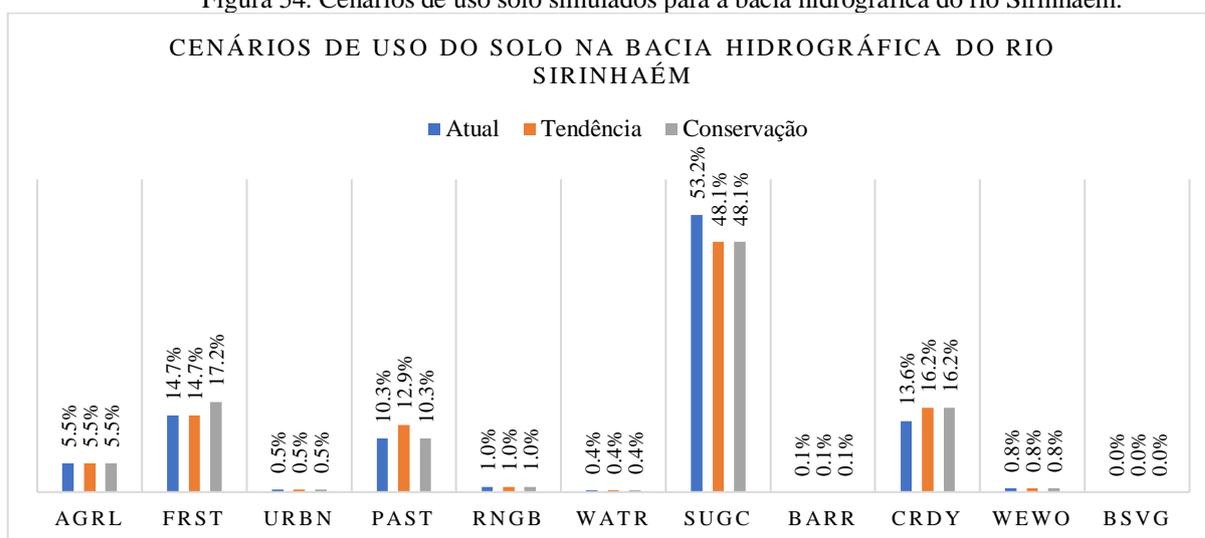
Para estimar como as mudanças do uso do solo impactam na dinâmica hidrológica das bacias dos rios Goiana e Sirinhaém, foram traçados 2 (dois) cenários de mudanças do uso do solo para comparação com o atual padrão. A definição destes cenários buscou se balizar em função da tendência de mudanças ocorridas nas últimas décadas nas regiões em estudo (redução da área de cultivo de cana-de-açúcar em favor da pecuária e agricultura), e um cenário onde a área de cana cederia espaço, para além da pecuária e outros usos agrícolas, ao crescimento de fragmentos florestais, (Figura 53 e Figura 54).

Figura 53. Cenários de uso solo simulados para a bacia hidrográfica do rio Goiana.



Fonte: Mappiomas (2020) / O Autor.

Figura 54. Cenários de uso solo simulados para a bacia hidrográfica do rio Sirinhaém.



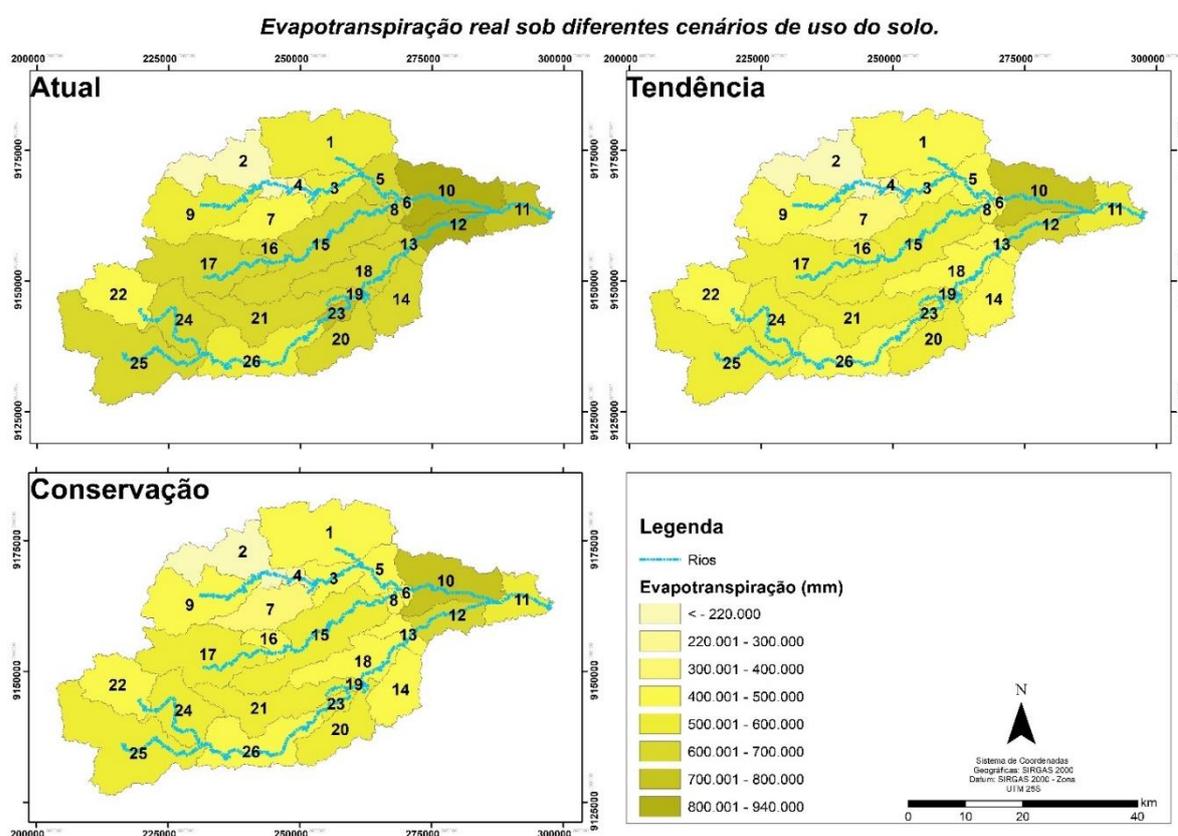
Fonte: Mappiomas (2020) / O Autor.

- Bacia hidrográfica do rio Goiana

A distribuição espacial da evapotranspiração real na bacia hidrográfica do rio Goiana (Figura 55) apresenta os principais volumes de troca de conteúdo hídrico entre o sistema terra-atmosfera nas sub-bacias cortadas pelos principais cursos hídricos, e que são predominantemente ocupadas pelas atividades agropecuárias. De modo que estas são as regiões em que, ao longo do ano, se desenvolvem as atividades com maiores potenciais de influenciar na dinâmica hídrica (mais notadamente o ciclo da cana-de-açúcar), além de serem as regiões mais próximas ao oceano e que registram os maiores volumes de chuvas, e conseqüentemente, gozam de maior disponibilidade hídrica. Considerando o cenário “Tendência”, que buscou projetar a continuidade dos atuais processos de mudanças do uso do solo, diminuição das áreas de cultivo de cana-de-açúcar (SUGC), e conversão destas áreas em áreas de pastagem (PAST)

e agricultura de sequeiro e pastagem (CRDY), nota-se a diminuição dos volumes de água evapotranspiradas. Isto ocorre em função de uma combinação entre a redução da densidade da cobertura vegetal sobre o solo, o que diminui a área de transpiração foliar, assim como, menos água está sendo retirada das camadas superficiais pelo sistema radicular dessas plantas e se tornando vapor através do consumo hídrico da cultura. O cenário “Conservação” considerou um aumento de áreas destinadas a cobertura florestal em detrimento da cultura da cana-de-açúcar. Este cenário apresentou padrão semelhante ao cenário “Tendência”, denotando a grande influência que esta cultura exerce no balanço hídrico da bacia.

Figura 55. Variação da evapotranspiração real sob diferentes cenários de uso do solo.

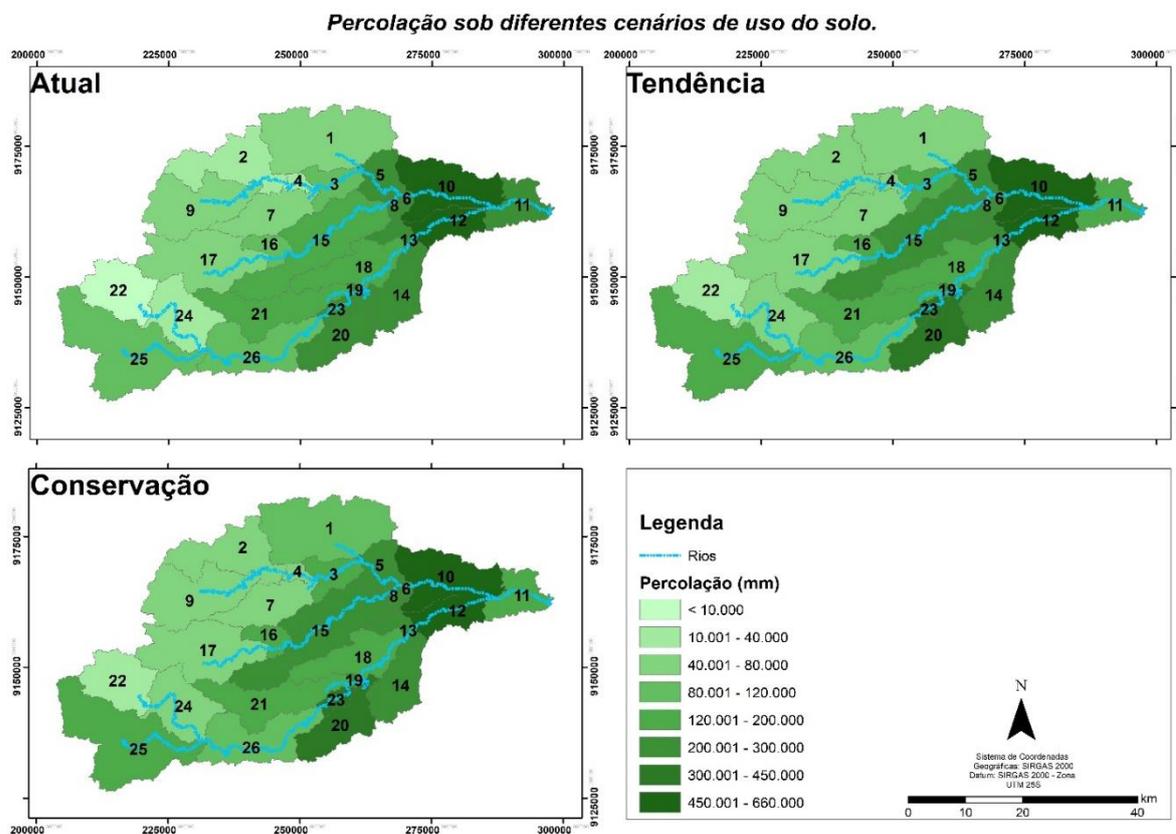


Fonte: O autor (2022).

A Figura 56 apresenta o comportamento da percolação da água no solo nos diferentes cenários de uso do solo. Ambos os cenários projetados seguiram a tendência de ligeiro aumento no volume de água que percola nas camadas do solo. Este comportamento se relaciona com o fato que que menos água é utilizada pela cobertura vegetal, estando assim disponível para a recarga dos aquíferos. Este aumento da percolação ocorreu sobretudo nas porções norte e oeste da bacia, regiões onde predominam os argissolos vermelhos e vermelho-amarelos, que são solos profundos e bem drenados, além de que são as regiões de maior ocorrência de estratos florestais.

Este comportamento chama a atenção, por estas serem as áreas que contam com o relevo mais movimentado, uma vez que estão à montante dos rios contribuintes da bacia hidrográfica.

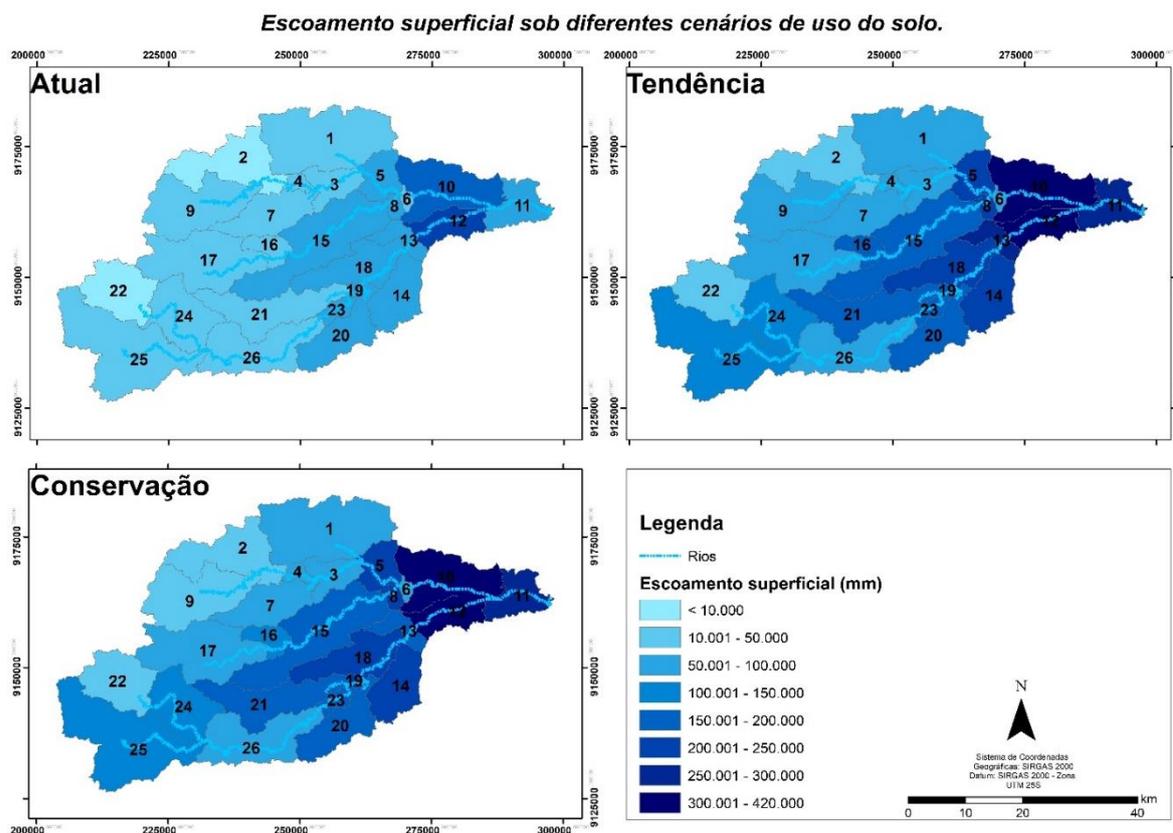
Figura 56. Variação da percolação da água no solo sob diferentes cenários de uso do solo.



Fonte: O autor (2022).

O comportamento do escoamento superficial é abordado na Figura 57. Nota-se um aumento do escoamento da água em grande parte da bacia, uma vez que foi projetada uma menor retirada de água do ciclo hidrológico em forma de vapor, conseqüentemente esta água excedente, quando não percolada, ao atingir a capacidade de retenção do solo, se converte em escoamento. Esse padrão se percebe para ambos os cenários projetados e são mais acentuados nas sub-bacias localizadas a jusante dos rios, de modo que se torna um alerta para a gestão territorial, uma vez que implica na possibilidade de maiores eventos de inundação em épocas de grandes volumes de precipitação, mais notadamente no inverno da região. Sabendo-se que os aglomerados populacionais se desenvolvem nas proximidades dos cursos hídricos, medidas de controle destes fluxos se tornam importantes para a prevenção de danos às comunidades situadas próximas aos rios da bacia.

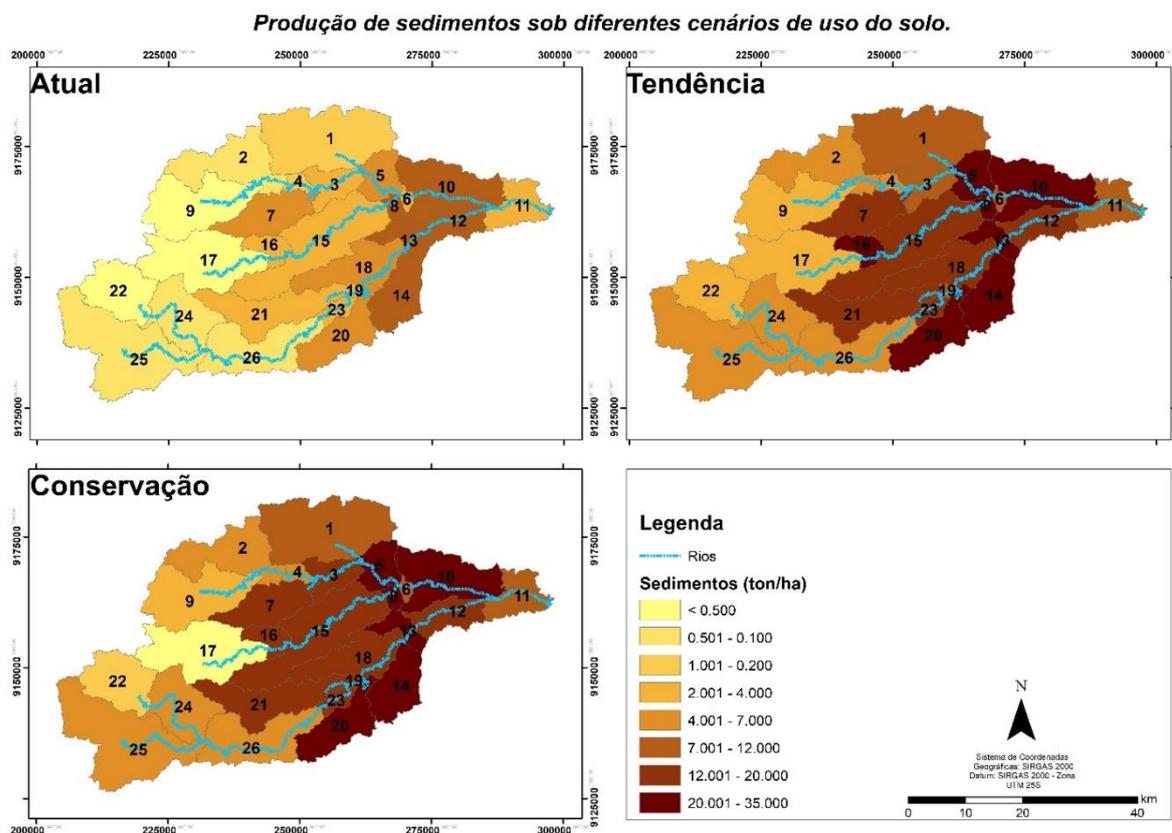
Figura 57. Variação do escoamento superficial da água sob diferentes cenários de uso do solo.



Fonte: O autor (2022).

A produção de sedimentos foi a variável analisada que mais se observou impactada através dos cenários de uso do solo (Figura 58). De modo coerente com o escoamento superficial, a produção de sedimento se apresentou com tendência de aumento considerável a partir da diminuição da retenção de fluxo que a cultura da cana-de-açúcar exerce por meio de uma cobertura do solo mais uniforme. O cenário “Tendência” aponta para um aumento considerável na produção de sedimentos na bacia de modo geral, enquanto o cenário “Conservação” conta ainda com regiões de menores volumes deste material, sobretudo na sub-bacia 17, que é a que conta como uso do solo predominantemente dominado por cobertura florestal (FRST). Este aumento na produção e consequente transporte de sedimento pode gerar assoreamento dos rios e reservatórios, perda de solo agricultável, maiores transportes de nutrientes e agentes químicos ligados à agrotóxicos, degradando a condição dos corpos hídricos da bacia, de modo que são importantes medidas de gestão territorial que visem reduzir o trânsito desse material ao longo da bacia, tais como terraceamento, e cinturões verdes nas margens dos cursos hídricos para evitar o carreamento de sedimento para o fluxo dos rios.

Figura 58. Variação produção de sedimentos sob diferentes cenários de uso do solo.

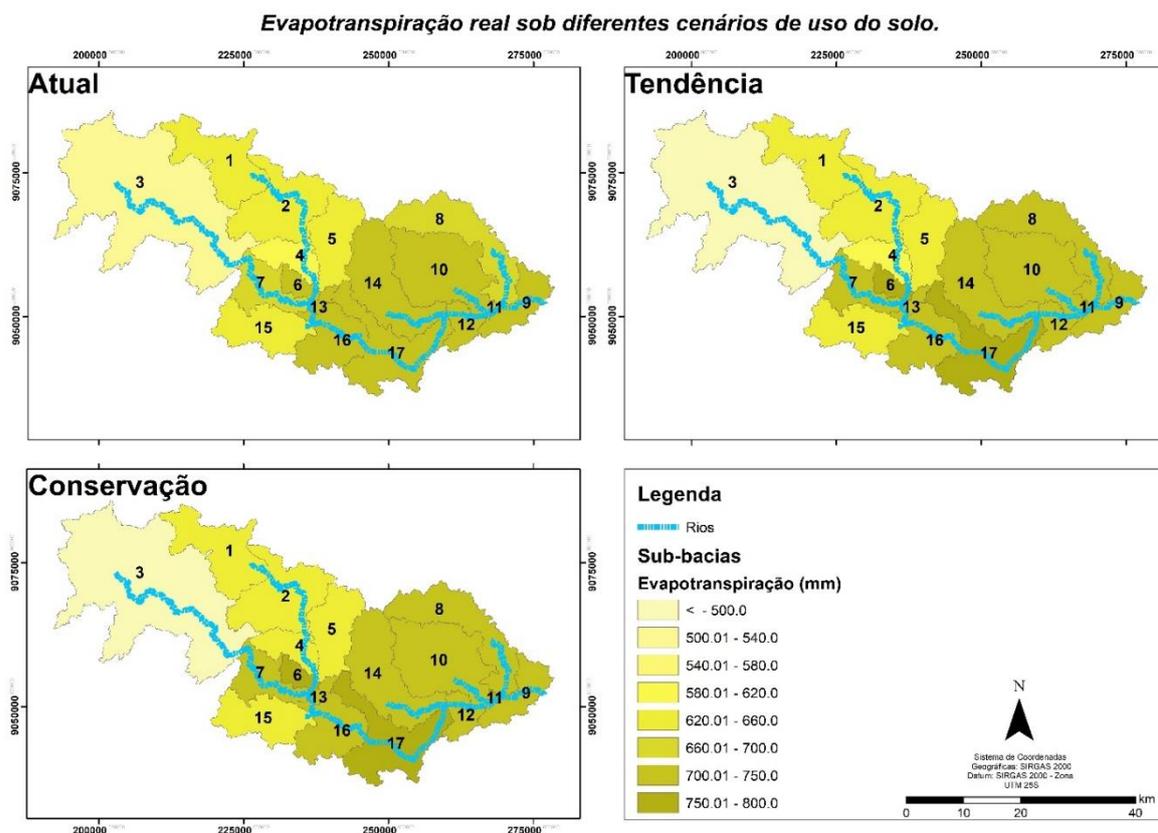


Fonte: O autor (2022).

- *Bacia hidrográfica do rio Sirinhaém*

A variação da evapotranspiração real sob os diferentes cenários de uso solo na bacia do rio Sirinhaém é demonstrada na Figura 59. O comportamento deste elemento do ciclo hidrológico foi um pouco diferente comparado ao observado na bacia do rio Goiana. Nesta, os valores de evapotranspiração real flutuaram entre acréscimo e decréscimo nas sub-bacias conduzidas principalmente pelo seu uso do solo predominante. Nas áreas à montante da bacia, predominantemente ocupadas por pastagens e fragmentos de florestas, a conversão de áreas de cana-de-açúcar nestes usos pouco alterou a dinâmica desta variável, em função de serem poucas as áreas destinadas à esta cultura, nos municípios do Agreste Pernambucano. Já nas sub-bacias localizadas à jusante dos cursos hídricos, onde a cultura de cana-de-açúcar se faz mais presente, a oscilação foi levemente negativa, assim como notado na bacia do rio Goiana.

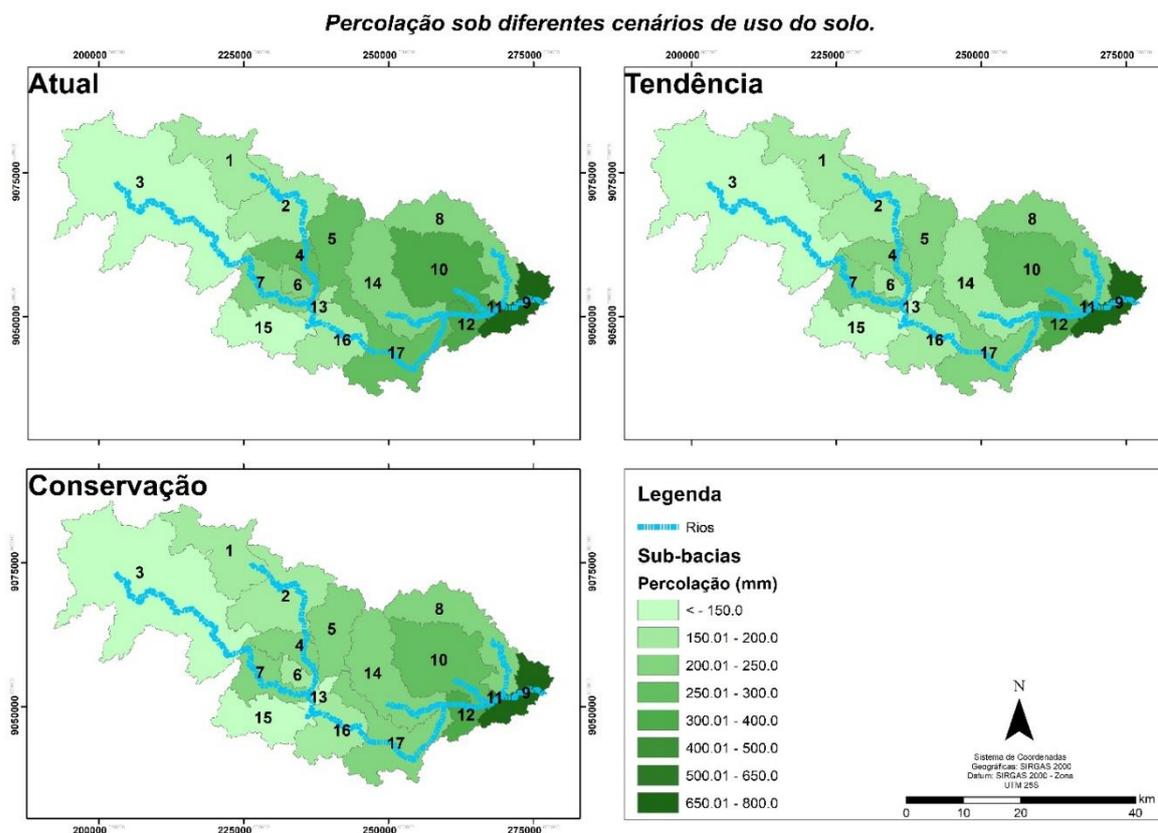
Figura 59. Variação da evapotranspiração real sob diferentes cenários de uso do solo.



Fonte: O autor (2022).

O comportamento da percolação da água na bacia do rio Sirinhaém é objeto da Figura 60. Semelhante ao ocorrido com a evapotranspiração, a variação entre os cenários não se deu de forma uniforme ao longo da bacia. Sobretudo nas regiões à jusante da bacia, dominadas pelos latossolos amarelos, que possuem como característica uma permeabilidade e capacidade de retenção de água moderada, associadas ao relevo acidentado, podem ter gerado uma condição de que ao reduzir-se a densidade da cobertura vegetal, o escoamento superficial observou incremento, reduzindo assim a quantidade de água que infiltra para as camadas mais profundas do solo, de modo que gere uma recarga mais efetiva no aquífero. Este panorama pode render uma condição de possibilidade de diminuição na disponibilidade hídrica local, em função dessa recarga deficitária do aquífero.

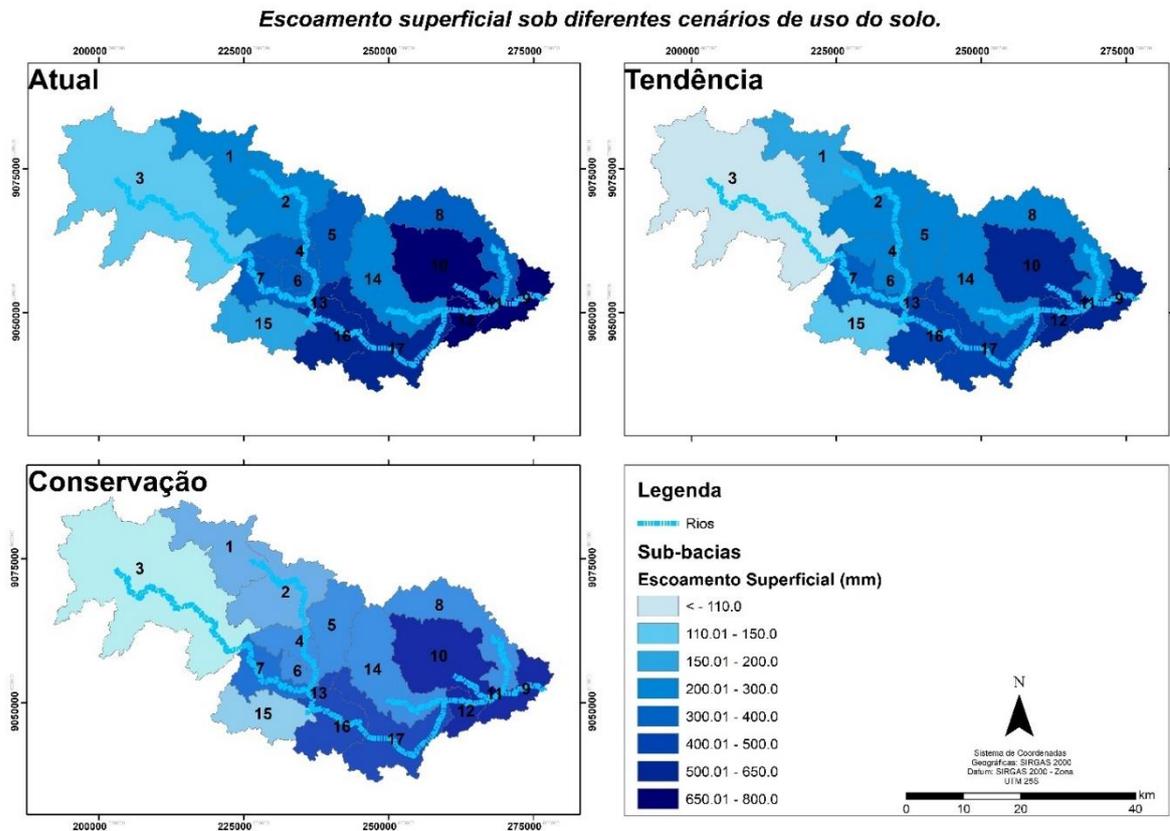
Figura 60. Variação da percolação da água no solo sob diferentes cenários de uso do solo.



Fonte: O autor (2022).

A Figura 61 traz o comportamento do escoamento superficial na bacia do rio Sirinhaém. Assim como nas variáveis anteriores, o comportamento não foi uniforme ao longo da bacia para ambos os cenários estimados. O cenário “Tendência” apresentou comportamento parecido com o cenário atual nas bacias mais próximas ao exutório da bacia, enquanto nos altos cursos dos rios, apresentou uma tendência de diminuição do escoamento superficial, nas regiões onde o relevo é mais plano e os solos são predominantemente classificados como argissolos vermelho-amarelo, que são solos geralmente profundos e bem drenados, que apresentaram aumento na percolação, e desta forma, menos água fica disponível para escoamento. No cenário “Conservação”, em função da presença mais constante de áreas de florestas, sendo essa uma classe que recebeu incremento na configuração deste cenário, apresentou sub-bacias que expressaram diminuição do escoamento superficial.

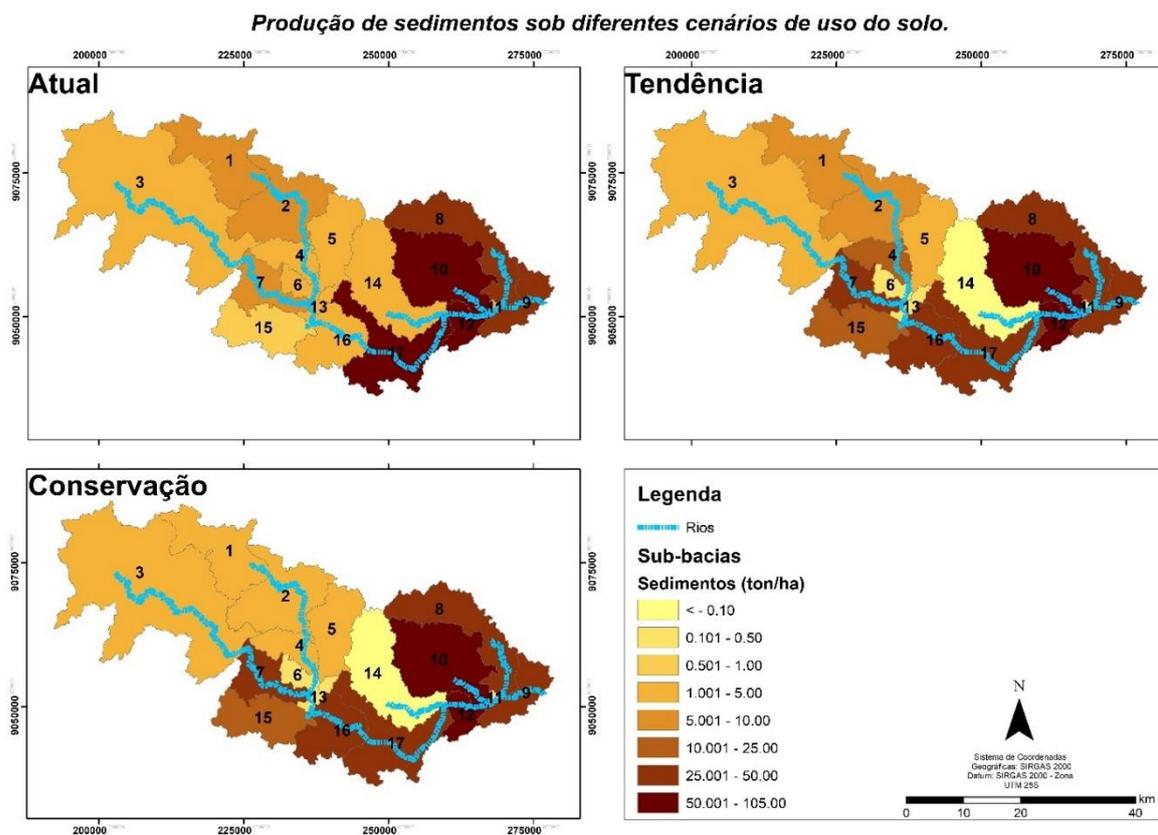
Figura 61. Variação do escoamento superficial da água sob diferentes cenários de uso do solo.



Fonte: O autor (2022).

Já a Figura 62 aborda a dinâmica de produção de sedimento nos diferentes cenários de uso do solo. Em comparação com o padrão atual, a tendência é de maiores volumes de sedimentos sendo transportados nas sub-bacias que contam com os principais corpos hídricos na área em estudo, sobretudo no cenário “Tendência”. Já no cenário “Conservação”, houve um direcionamento apontando para a redução da produção de sedimentos, no que se acredita ser em função do aumento da área de floretas, sobretudo nas sub-bacias 1, 2, 4, 6, 13 e 14. Mais uma vez, pode se observar o papel fundamental da cobertura vegetal de alta densidade na manutenção dos componentes do ciclo hidrológico.

Figura 62. Variação produção de sedimentos sob diferentes cenários de uso do solo.



Fonte: O autor (2022).

5.1.7 Análise dos cenários de mudanças climáticas

De modo a avaliar como as mudanças climáticas podem afetar os recursos hídricos, foi-se determinado um conjunto de cenários hipotéticos baseados nos comportamentos esperados das condições climáticas para a região nordeste de acordo com a literatura. De modo geral, estudos em escala regional apontam para um aumento nas temperaturas médias, e diminuição dos volumes de precipitação, no entanto, como abordado anteriormente, há estudos locais que apontam para a possibilidade de aumento dos volumes de precipitação nas regiões próximas ao litoral pernambucano, e ambas as vertentes concordam com a probabilidade de aumento das temperaturas médias.

Para observar como essas duas dinâmicas distintas afetariam os componentes do balanço hídrico nas bacias do rio Goiana e Sirinhaém, foram determinados os cenários apresentados na Tabela 14, a qual representa as alterações aplicadas ao banco de dados climáticos utilizados para as simulações no SWAT. Foram consideradas variações de decréscimo e acréscimo de 5% para a precipitação, e acréscimo de 1 e 3°C para a temperatura, totalizando quatro (4) cenários para cada bacia hidrográfica. Essas variações foram aplicadas ao banco de dados climáticos utilizado nas simulações do modelo SWAT para as bacias hidrográficas objetos desse estudo,

o qual congrega dados climáticos históricos referentes ao período de 01/01/1961 até 31/12/2020. Cabe destacar que os resultados apresentados a seguir correspondem ao período compreendido entre os anos de 1991 e 2020, pois foi determinado em função do período da última Normal Climatológica.

Tabela 14: Variações consideradas nos cenários de mudanças climáticas.

Cenários	Variação da Precipitação	Variação da Temperatura
Cenário 1	-5%	+1°C
Cenário 2	-5%	+3°C
Cenário 3	+5%	+1°C
Cenário 4	+5%	+3°C

Fonte: O autor (2022).

- *Bacia hidrográfica do rio Goiana*

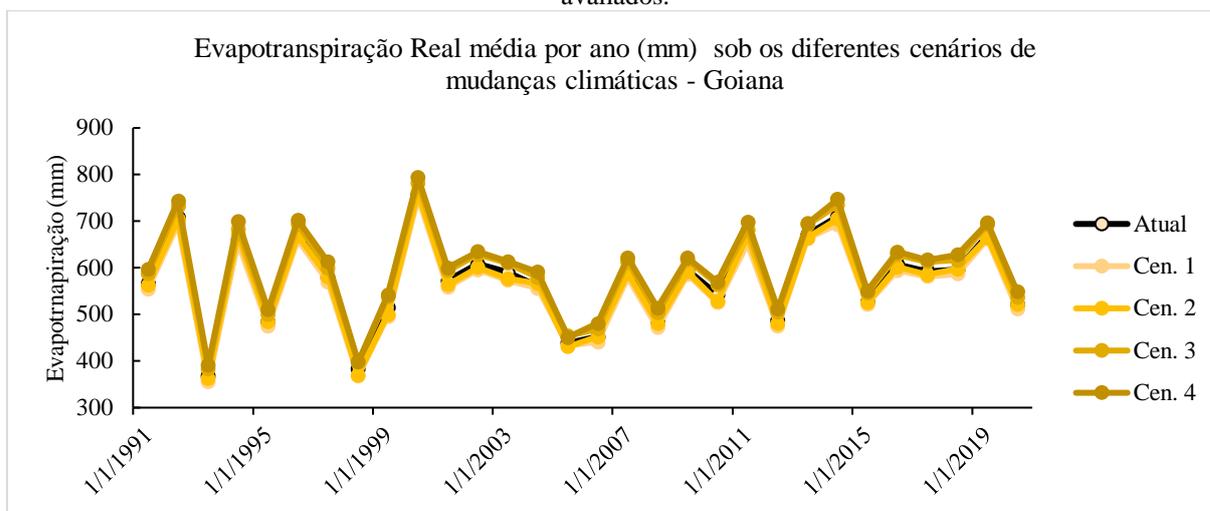
A Figura 63 apresenta o comportamento da evapotranspiração real nos diferentes cenários propostos para as condições climáticas da bacia hidrográfica do rio Goiana. É possível notar que esta variável não apresenta grandes discrepâncias ao se aplicar as transformações matemáticas ao banco de dados climáticos considerando os cenários propostos. Os cenários 1 e 2 apresentaram reduções médias no volume de água evapotranspirada na ordem de 1,9 e 0,7%, respectivamente. Enquanto os cenários 3 e 4 apresentaram acréscimos no volume da evapotranspiração média anual da bacia na ordem de 3,5 e 4,9%

De modo que cerca de 62% da água precipitada se converte em evapotranspiração na bacia, tanto a redução, quanto o excedente de água considerados nos cenários, são distribuídos entre os demais elementos do ciclo hidrológico.

No cenário 3, a associação de maior disponibilidade hídrica, somada ao aumento de apenas 1°C na temperatura, manteve o aumento da evapotranspiração num patamar menor que o próprio incremento na precipitação, ou seja, mais água ficou disponível no solo, inclusive, para a manutenção de melhores condições de disponibilidade hídrica à vegetação e aos mananciais.

Já para os cenários de redução das precipitações, ocorre uma leve queda nos valores de evapotranspiração em relação aos dados de referência. Isto ocorre em função de uma soma de fatores, uma vez que mesmo com a diminuição da precipitação, o aumento das temperaturas tende a compensar a evaporação, mantendo os valores de evapotranspiração próximos aos encontrados no cenário atual.

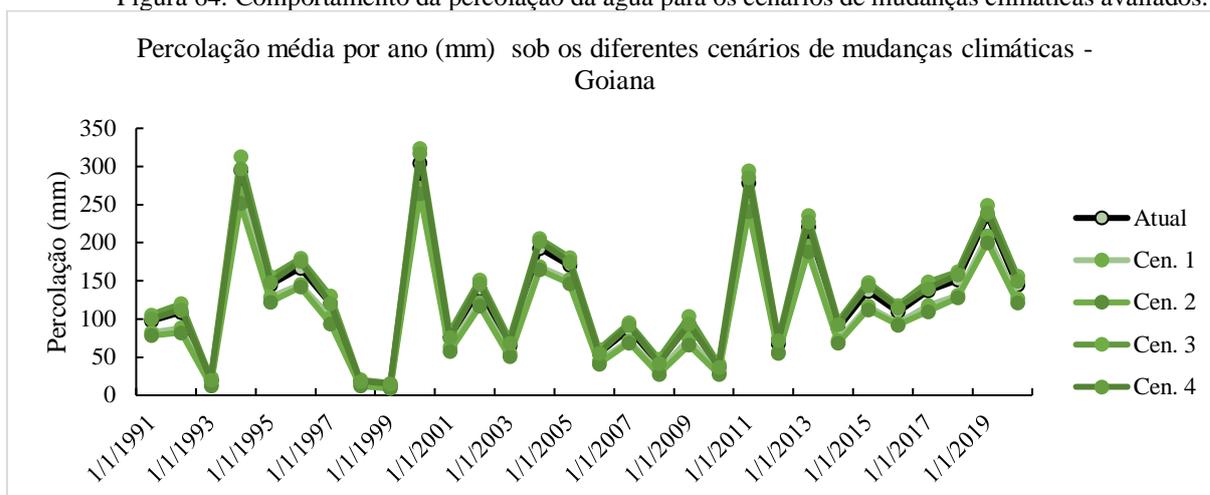
Figura 63: Comportamento da evapotranspiração real para os cenários de mudanças climáticas avaliados.



Fonte: O autor (2022).

A Figura 64 aponta como a percolação da água no solo reagiria às alterações climáticas propostas. Esta variável aponta reduções significativas em seus valores para os cenários de redução de totais pluviométricos, e aumento nos cenários de elevação destes volumes. Para os cenários 1 e 2, aproximadamente a redução da percolação obtida foi de aproximadamente 13 e 17%, respectivamente, enquanto nos cenários 3 e 4, os acréscimos nesta variável foram de 7,8 e 3,1% respectivamente. Este comportamento se mostra coerente, uma vez que a diminuição da chuva, associado ao aumento das temperaturas e conseqüentemente maior evaporação da água, resulta em um quantitativo reduzido de água que potencialmente vira recarga para os aquíferos, e o inverso ocorre em uma realidade onde os valores de chuvas são acrescidos. É de se destacar o efeito da temperatura no volume de água que fica disponível para percolação, observando o comportamento dos cenários 3 e 4, onde a discrepância desta representou uma variação de 4,7% menos percolação no cenário de maior temperatura (+3°C). Este resultado dialoga com o observado na evapotranspiração, onde o cenário 4 apresentava maior volume de água convertido em vapor e dispensado para a atmosfera.

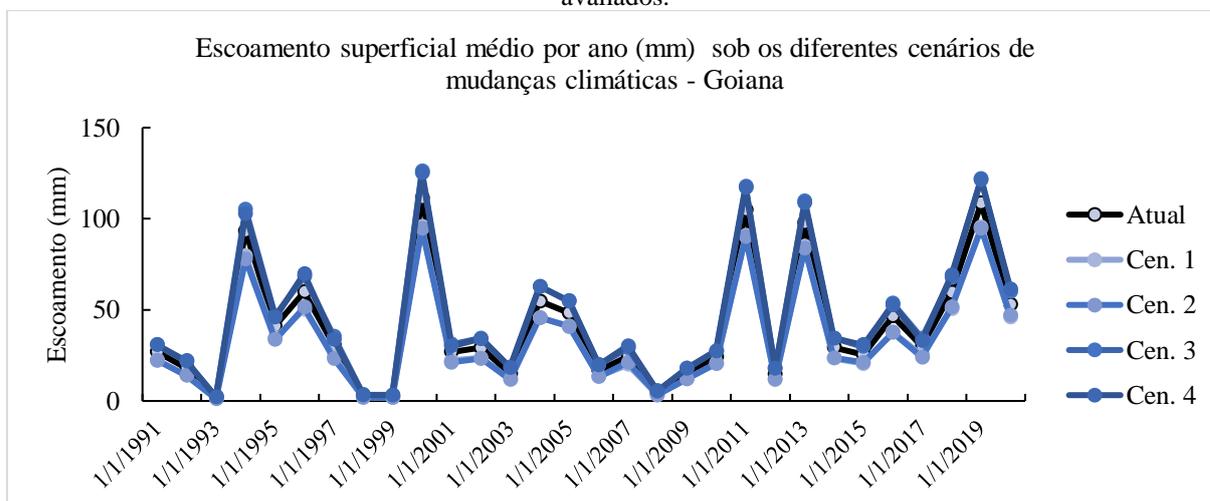
Figura 64: Comportamento da percolação da água para os cenários de mudanças climáticas avaliados.



Fonte: O autor (2022).

A Figura 65 demonstra os reflexos das alterações nas variáveis climáticas no escoamento superficial da água na bacia do rio Goiana. Semelhante ao ocorrido com a percolação, o escoamento superficial apresentou sensibilidade aos testes realizados considerando os cenários propostos. Os cenários 1 e 2 resultaram em diminuição de escoamento da ordem de 16 e 17%, enquanto os cenários 3 e 4 apresentaram incremento desta variável em 14 e 13%, respectivamente. Ou seja, um acréscimo ou decréscimo de apenas 5% no volume da chuva, pode gerar impactos relevantes no escoamento superficial, onde em uma situação de um evento extremo de precipitação, os danos causados podem afetar em grande medida a sociedade e o meio ambiente. Este resultado traz uma medida da vulnerabilidade da bacia quanto aos impactos das mudanças climáticas.

Figura 65: Comportamento do escoamento superficial da água para os cenários de mudanças climáticas avaliados.

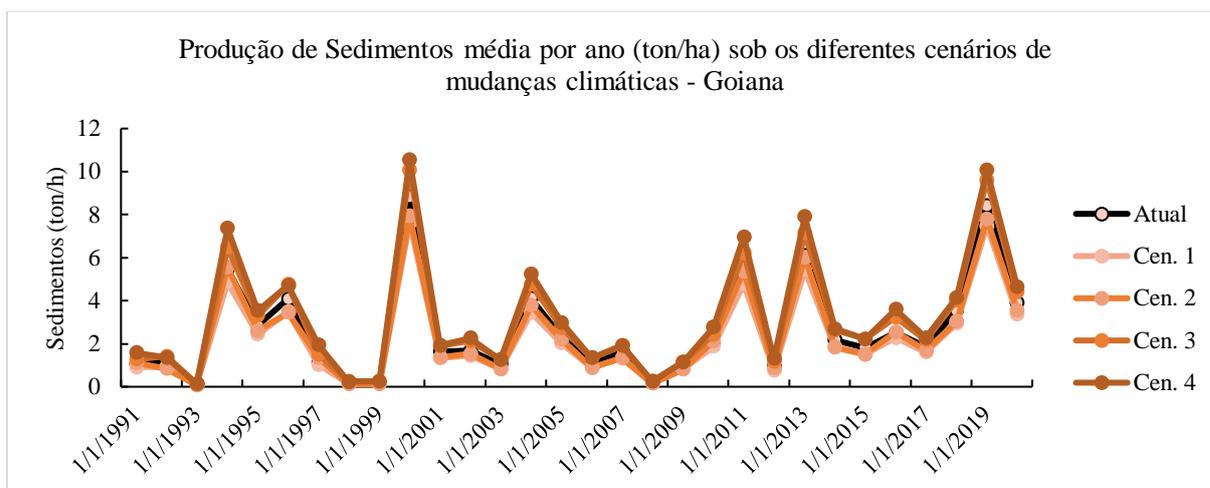


Fonte: O autor (2022).

A Figura 66 demonstra o comportamento da produção de sedimentos considerando os cenários propostos. Em grande medida associada ao escoamento superficial, a produção de sedimentos apresentou relevantes variações entre os cenários, que variaram bastante de acordo com a condição climática simulada, de modo que é de se chamar a atenção o comportamento observado. Nos cenários 1 e 2, a diminuição da produção de sedimentos na ordem de 14% para o cenário 1 e 8,2% para o cenário 2. Já no cenário 3, o acréscimo da produção de sedimento foi da ordem de 16,8%, enquanto houve acréscimo de 25% no cenário 4.

Sendo assim, mesmo que a variação do volume de água não seja de grandes magnitudes, a produção de sedimentos se mostrou muito susceptível à drásticas alterações em função do escoamento superficial, que é o principal agente de mobilização de material sedimentar ao longo da bacia hidrográfica. Possivelmente, a temperatura atua como um fator contribuinte dos processos erosivos, e dessa forma, os cenários que consideram aumento de 3°C, apresentam maior potencial de desagregação do solo.

Figura 66: Comportamento da produção de sedimentos para os cenários de mudanças climáticas avaliados.



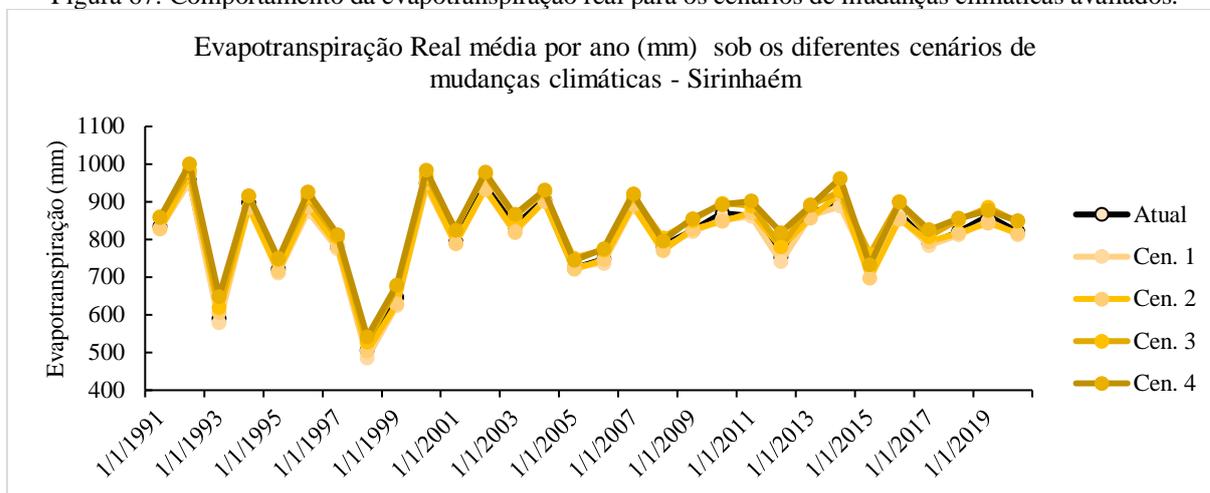
Fonte: O autor (2022).

- *Bacia do rio Sirinhaém*

A mesma metodologia utilizada para observar os efeitos das alterações dos dados climáticos na bacia hidrográfica do rio Goiana, foi aplicada na bacia do rio Sirinhaém. A Figura 67 apresenta o comportamento da evapotranspiração real para esta bacia. A exemplo do ocorrido na bacia do rio Goiana, a evapotranspiração real também demonstrou pouca variação percentual entre os diferentes cenários aplicados e os valores resultantes da simulação com os dados climáticos de referência. Os cenários 1 e 2 apresentaram redução do volume de água

convertida em vapor na ordem de apenas 1,1 e 0,4% respectivamente. Já para os cenários 3 e 4, a variação foi de 3,1 e 3,9% de aumento para esta variável hidrológica e este aumento ocorreu de forma mais acentuada na década de 2010.

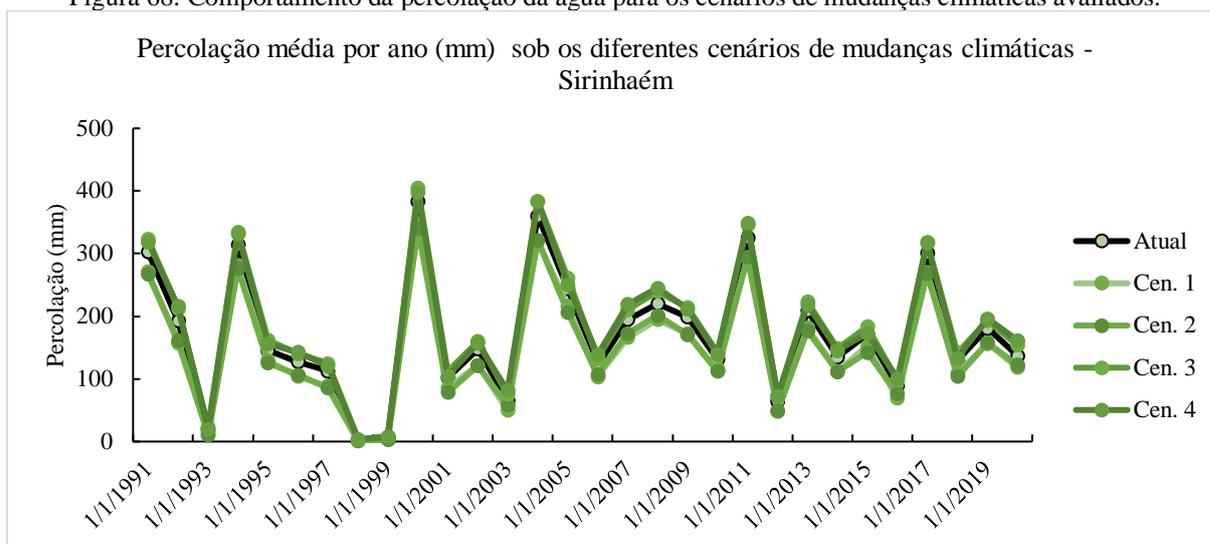
Figura 67: Comportamento da evapotranspiração real para os cenários de mudanças climáticas avaliados.



Fonte: O autor (2022).

Outro elemento analisado neste estudo, a percolação da água na bacia do rio Sirinhaém, foi estimada para diferentes condições climáticas (Figura 68). Como esperado, a diminuição dos valores de precipitação impactou negativamente no montante de água a atingir as camadas mais profundas do solo através da percolação. Os cenários 1 e 2 apresentaram comportamento muito semelhante, com redução do volume de água percolado na casa dos 14%. Já os cenários 3 e 4, que consideram acréscimo de 5% no volume da precipitação, geraram aumentos de 8,1 e 7,3% na percolação. Este valor menor registrado no cenário 4 está relacionado à perda de água para evapotranspiração em função do aumento da temperatura simulada (+3°C).

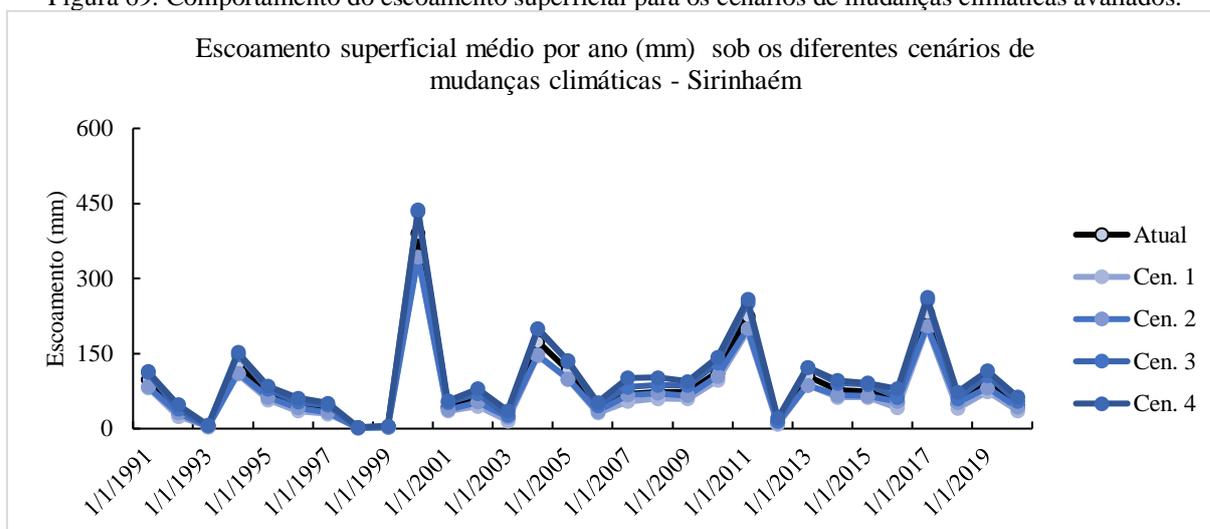
Figura 68: Comportamento da percolação da água para os cenários de mudanças climáticas avaliados.



Fonte: O autor (2022).

Na Figura 69 estão expostas as respostas do escoamento superficial aos testes que visaram simular os efeitos das mudanças climáticas na bacia hidrográfica do rio Sirinhaém. É possível notar a redução nos totais de água escoada nos cenários que simularam menores volumes de precipitação. Em média 16,4 e 10,4% foram as reduções no volume de água escoada nos cenários 1 e 2, enquanto nos cenários 3 e 4, os acréscimos foram de 15,5 e 23,5%. Nota-se que nos cenários que consideram uma maior elevação da temperatura, o escoamento superficial é mais elevado, indicando a susceptibilidade desta bacia à eventos extremos de precipitação que tendem a ocorrer segundo projeções de modelos climáticos, sendo um padrão que já vem sendo observado nas últimas décadas.

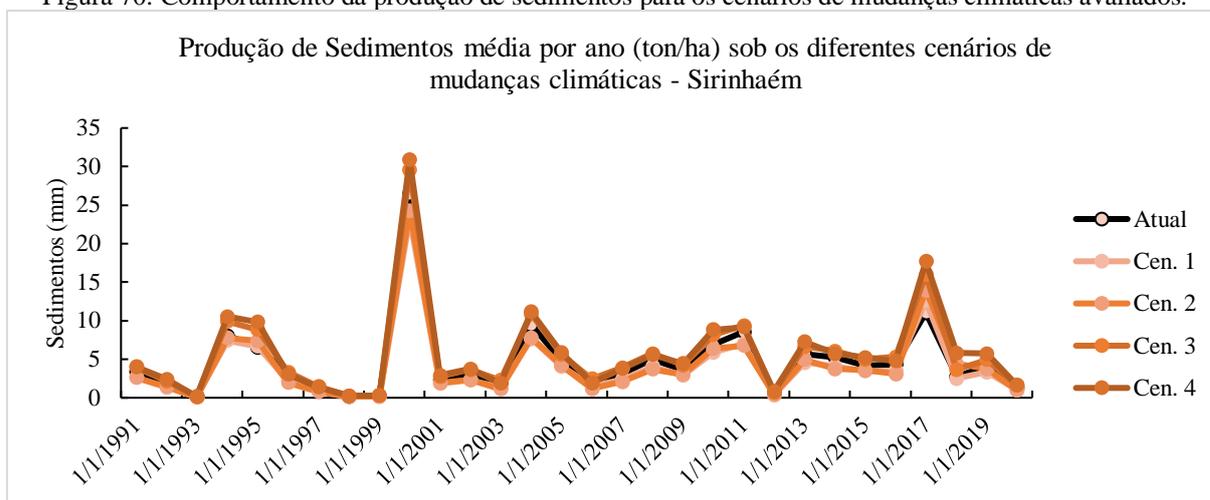
Figura 69: Comportamento do escoamento superficial para os cenários de mudanças climáticas avaliados.



Fonte: O autor (2022).

Já a dinâmica sedimentar submetida aos testes de variações climáticas para a bacia do rio Sirinhaém é apresentada na Figura 70. De modo que esta variável está intimamente relacionada com o escoamento superficial, um comportamento semelhante foi observado quanto aos cenários simulados, considerando-se o sinal da transformação matemática aplicada. Os cenários 1 e 2 resultaram em reduções de 14,3 e 10,8 % no volume de sedimento produzido, enquanto a partir dos cenários 3 e 4, os valores variaram positivamente na ordem de 19,5 e 25,1%. Semelhante ao observado na bacia do rio Goiana, as maiores temperaturas propiciaram maiores produções de sedimentos também na bacia hidrográfica do rio Sirinhaém, o em último caso, reforça a vulnerabilidade do ambiente regional quanto aos possíveis impactos causados pelas mudanças climáticas.

Figura 70: Comportamento da produção de sedimentos para os cenários de mudanças climáticas avaliados.



Fonte: O autor (2022).

5.1.8 Estratégias para convivência e mitigação dos impactos das mudanças climáticas e do uso do solo

De modo que se faz necessário traçar estratégias que busquem reduzir os impactos causados pelas mudanças climáticas e pelas atividades humanas nos ecossistemas, assim como, promover um ambiente inclusivo de gestão dos recursos naturais, a comunidade científica se direciona ao esforço de criar metodologias e propor ações que sirvam como arcabouço de informação para os tomadores decisão, e demais espectros da sociedade, se munirem de conhecimento técnico para a aplicação de medidas efetivas de planejamento e gestão dos recursos naturais. Neste sentido, Medeiros *et al.* (2017) propuseram um modelo integrativo de negociação para auxiliar os comitês de bacias hidrográficas, baseado em análise de fatores complicativos para a qualidade e quantidade dos recursos hídricos, assim como seu

dimensionamento, além de avaliação de medidas mitigadoras de responsabilidade dos diversos agentes, de modo que as decisões de gestão sejam as mais efetivas possíveis, na busca de uma gestão responsável e que atenda as demandas dos diversos setores da sociedade. Ainda nesse tema Tang *et al.* (2021) chama a atenção para a necessidade da inserção dos agentes locais no planejamento dos recursos hídricos, levando em consideração suas demandas, de maneira que se busque um uso equilibrado e justo destes recursos, sobretudo num cenário de incertezas climáticas que se apresentam para o futuro.

Pensando nisso, o estado de Pernambuco, através do seu Plano Estadual de Recursos Hídricos - PERH/PE, divulgado no ano de 2022, apresentou uma série de diagnósticos e prognósticos, acompanhados por diversas propostas de ações a serem implementadas visando garantir a qualidade, disponibilidade, conservação e uso racional dos recursos hídricos de modo que o estado consiga se desenvolver socioeconomicamente em prol das gerações atuais e futuras (PERNAMBUCO, 2022). Na fase prognóstica deste plano, foi-se projetado que a bacia hidrográfica do rio Goiana enfrentará crescentes demandas hídricas em função das necessidades industriais e da agricultura irrigada, enquanto a bacia do rio Sirinhaém observará um maior impacto no crescimento da demanda hídrica vinda do setor industrial. Entre as medidas sugeridas estão o reforço na infraestrutura hídrica visando maior capacidade de armazenamento e eficiência da distribuição da água, assim como obras de saneamento com o objetivo de melhorar a qualidade da água no estado, considerando inclusive, os eminentes impactos causados pelas mudanças climáticas no estado.

Ao estudar a bacia do rio Goiana, Paz (2018) analisou sua dinâmica hidrossedimentológica e fez um levantamento das diretrizes de ordenamento do território a partir dos Planos Diretores Participativos dos municípios componentes da bacia, de modo à observar como o ordenamento territorial poderia direcionar as práticas envolvendo o uso do solo. Destaca que a modelagem hidrológica se caracteriza como uma importante ferramenta de apoio à gestão dos recursos hídricos.

A literatura especializada apresenta variadas sugestões de práticas que podem ser adotadas em vias de se alcançar padrões mais sustentáveis de produção. Em seu estudo, Liu *et al.* (2016) apontam que práticas de conservação do solo como rotação de culturas de modo a evitar que o solo não permaneça longos período sem cobertura, criação de zonas de amortecimento entre os cultivos e os fluxos hídricos, sistemas de terraceamento, entre outras medidas, apresentam impactos positivos na conservação do solo e manutenção da sanidade dos corpos hídricos em função da grande capacidade de redução da produção de sedimento que

essas medidas podem gerar. Já Xie et al. (2015) cita o uso de aberturas de faixas de filtragem e lagoas de retenção como alternativas para a redução do transporte de sedimentos. Visando buscar alternativas efetivas para auxiliar na redução da poluição de corpos hídricos, Babaei et al. (2019) constataram a eficiência do modelo SWAT na simulação dos impactos dessas práticas conservacionistas, de modo que esta metodologia se torne uma referência para avaliar a viabilidade das medidas de manejo, para que as que se apresentarem mais eficientes em termos de custo-benefício, possam ser adotadas.

Ha e Wu (2017) observaram como práticas de conservação do solo impactariam na dinâmica hídrica em cenários de mudanças climáticas. Eles concluíram que adotar práticas que buscam reduzir o transporte de sedimentos e nutrientes na bacia pode apresentar resultados efetivos e valiosos na adaptação das condições climáticas futuras.

O arcabouço de informação relativos à como as sociedades podem se preparar para melhorar as condições de seus ecossistemas, além de atender as demandas hídricas atuais e futuras, considerando a possibilidade dos efeitos que as mudanças climáticas podem impor, é largamente conhecido. Tanto a legislação que atua sobre o ordenamento territorial, quanto os planos traçados para o manejo dos recursos hídricos, gozam de relevantes contribuições vindas da comunidade científica que desenvolveu metodologias de análise das dinâmicas hidrológicas tanto em suas condições atuais, como projetadas para futuro. Em posse dessas informações, os tomadores de decisão podem avaliar quais medidas podem ser aplicadas em vias de garantir o acesso aos recursos naturais e com qualidade para as atuais e futuras gerações.

6 CONCLUSÕES

A calibração da vazão atingiu bons resultados estatísticos na maioria das estações fluviométricas utilizadas. Percebeu-se que uma série de dados mais longa contribui para que a calibração ocorra de forma mais consistente, uma vez que o ruído que dados pontuais que apresentem grande distorção entre dado observado e resultado simulado é atenuado, o que sugere um de confiabilidade na simulação ao passo que há maior abundância de dados.

Observou-se que os parâmetros mais sensíveis e significantes para a calibração de ambas as bacias são referentes ao transporte da água entre as camadas de solo, destacando-se aqueles que se relaciona com a evaporação da água no solo, e uso da água subterrânea pelo sistema radicular das plantas.

É notável o grande controle que a precipitação exerce na dinâmica hidrossedimentológica, e que analisar as suas tendências é de fundamental importância para a gestão dos recursos hídricos. Além disso, como destacado pela análise dos impactos resultantes da mudança do uso do solo e nos cenários de mudanças climáticas, as duas bacias hidrográficas analisadas neste estudo estão suscetíveis à intensas alterações nas suas dinâmicas hidrológicas, mesmo que a escala em termos percentuais das alterações nos bancos de dados propostos seja pequena, o que denota o quão sensível é o equilíbrio ambiental nessas regiões.

Estes cenários apontaram a possibilidade de ocorrer uma diminuição relevante da disponibilidade hídrica quando da diminuição dos volumes de precipitação e conseqüentemente menores recargas para os aquíferos em função da redução da água percolada, ao passo que quando da ocorrência de grande acumulados de precipitação em curtos espaços de tempo, o aumento do escoamento superficial e do transporte de sedimentos podem afetar a qualidade da água, devido ao maior transporte de nutrientes, assim como pode gerar acúmulos excessivos nos reservatórios de água, diminuindo sua capacidade volumétrica.

Caso não sejam adotadas práticas de manejo do solo de modo a evitar a degradação da terra, os efeitos das mudanças climáticas poderão ocasionar grandes transtornos às gerações futuras, uma vez que grande parte dos aglomerados populacionais de ambas as bacias estudadas se localizam nas proximidades dos cursos d'água, onde não raramente, já apresentam diversos registros de desastres relacionados a inundações, ou períodos de estiagens atípicas.

Essa vulnerabilidade se projeta como um fator que demanda grande atenção e empenho por parte do poder público no desenvolvimento de estratégias de convivência com os efeitos

das mudanças climáticas, uma vez que estas afetam toda a dinâmica da cadeia produtiva de regiões em que a agricultura se apresenta como principal atividade econômica.

Neste sentido, as metodologias aplicadas neste trabalho podem oferecer direcionamentos que auxiliem o planejamento de ações que visem preservar os recursos hídricos, assim como utilizá-los de maneira mais racional e efetiva.

Ainda se faz pertinente destacar a possibilidade de refinamento destes resultados, ao serem inseridos na modelagem hidrológica, práticas de manejo que projetem de maneira mais elucidativa os efeitos de melhores práticas de gestão territorial. Outra possibilidade é inserir no modelo SWAT, dados climáticos projetados pelos modelos climáticos globais, como forma de observar de maneira mais detalhada os efeitos dos cenários projetados para a região, ampliando o nível de precisão das estimativas realizadas neste trabalho.

REFERÊNCIAS

- ABBASI, Y.; MANNAERTS, C. M.; MAKAU, W. Modeling pesticide and sediment transport in the Malewa River Basin (Kenya) using SWAT. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 1, 7 jan. 2019.
- ABBASPOUR, K. C.; JOHNSON, C. A.; VAN GENUCHTEN, M. T. Estimating Uncertain Flow and Transport Parameters Using a Sequential Uncertainty Fitting Procedure. **Vadose Zone Journal**, v. 3, n. 4, p. 1340, 2004.
- ABBOTT, M. B. et al. An introduction to the European Hydrological System - Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. **Journal of Hydrology**, v. 87, n. 1–2, p. 45–59, 1986a.
- ABBOTT, M. B. et al. An introduction to the European Hydrological System - Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 2: Structure of a physically-based, distributed modelling system. **Journal of Hydrology**, v. 87, n. 1–2, p. 61–77, 1986b.
- ABIODUN, O. et al. Comparison of MODIS and SWAT Evapotranspiration over a Complex Terrain at Different Spatial Scales. **Hydrology and Earth System Sciences Discussions**, p. 1–36, 2017.
- AGHSAEI, H. et al. Effects of dynamic land use/land cover change on water resources and sediment yield in the Anzali wetland catchment, Gilan, Iran. **Science of the Total Environment**, v. 712, p. 136449, 2020.
- AGUIAR, A. P. D. et al. Land use change emission scenarios: Anticipating a forest transition process in the Brazilian Amazon. **Global Change Biology**, v. 22, n. 5, p. 1821–1840, 2016.
- AHMADI, M. et al. A mixed discrete-continuous variable multiobjective genetic algorithm for targeted implementation of nonpoint source pollution control practices. **Water Resources Management**, v. 49, p. 8344–8356, 2013.
- ALEMAYEHU, T. et al. An improved SWAT vegetation growth module and its evaluation for four tropical ecosystems. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 21, n. 9, p. 4449–4467, 2017.
- ALVES, L. M. et al. Assessment of rainfall variability and future change in Brazil across multiple timescales. **International Journal of Climatology**, v. 41, n. S1, p. 1875–1888, 2021.
- ANTOLIN, L. A. S.; HEINEMANN, A. B.; MARIM, F. R. Impact assessment of common bean availability in Brazil under climate change scenarios. **Agricultural Systems**, v. 191, n. May, 2021.
- ARNOLD, J. G. et al. Regional estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi river basin. **Journal of Hydrology**, v. 227, p. 21–40, 2000.
- AZARI, M.; OLIAYE, A.; NEARING, M. A. Expected climate change impacts on rainfall erosivity over Iran based on CMIP5 climate models. **Journal of Hydrology**, v. 593, n. December 2020, p. 125826, 2021.

BABAEI, H. et al. Identification of critical source areas (CSAs) and evaluation of best management practices (BMPs) in controlling eutrophication in the Dez River basin. **Environments**, v. 6, n. 2, 2019.

BAGNOLD, R. A. Bed load transport by natural rivers. **Water Resources Research**, v. 13, n. 2, p. 303–312, 1977.

BAKER, T. J.; MILLER, S. N. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to assess land use impact on water resources in an East African watershed. **Journal of Hydrology**, v. 486, p. 100–111, 2013.

BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, v. 24, n. 1, p. 43–69, 1979.

BLAINSKI, É. et al. Simulation of land use scenarios in the Camboriú River Basin using the SWAT model. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, 2017.

BLANCHETTE, M. et al. What would have been the impacts of wetlands on low flow support and high flow attenuation under steady state land cover conditions? **Journal of Environmental Management**, v. 234, n. December 2018, p. 448–457, 2019.

BOULANGE, J. et al. Development and validation of a basin scale model PCPF-1@SWAT for simulating fate and transport of rice pesticides. **Journal of Hydrology**, v. 517, p. 146–156, 9 set. 2014.

BRIGHENTI, T. M.; BONUMÁ, N. B.; CHAFFE, P. L. B. Calibração hierárquica do modelo swat em uma bacia hidrográfica catarinense. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 1, p. 53–64, 2016.

BRITTO, F. B. et al. Swat model for in potential contamination a tributary of the rio São Francisco, Brazil. **Scientia Plena**, v. 13, n. 10, 30 nov. 2017.

BROEKHUIZEN, I. et al. Urban drainage models for green areas: structural differences and their effects on simulated runoff. **Journal of Hydrology X**, v. 5, n. October, p. 100044, 2019.

BUSSI, G. et al. Modelling the future impacts of climate and land-use change on suspended sediment transport in the River Thames (UK). **Journal of Hydrology**, v. 542, p. 357–372, 2016.

CAMBIEN, N. et al. Using the soil and water assessment tool to simulate the pesticide dynamics in the data scarce guayas River Basin, Ecuador. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 3, p. 1–21, 2020.

CANTINHO, R. Z.; PONZONI, F. J.; SANTOS, S. B. ESTIMATIVAS DE ÍNDICE DE ÁREA FOLIAR DE PLANTIOS DE *Eucalyptus* spp. SEGUNDO TRÊS ALTERNATIVAS METODOLÓGICAS. **CERNE**, v. 20, n. 3, p. 485–492, 2014.

CARVALHO, A. L. et al. Impact of rainfed and irrigated agriculture systems on soil carbon stock under different climate scenarios in the semi-arid region of Brazil. **Journal of Arid Land**, v. 14, n. 4, p. 359–373, 2022.

CARVALHO, A. L. DE et al. Impact of climate changes on potential sugarcane yield in Pernambuco, northeastern region of Brazil. **Renewable Energy**, v. 78, p. 26–34, 2015.

CHAPLOT, V. et al. PREDICTING WATER, SEDIMENT AND NO₃-N LOADS UNDER SCENARIOS OF LAND-USE AND MANAGEMENT PRACTICES IN A FLAT WATERSHED. **Water, Air, and Soil Pollution**, 2004.

CHEN, X. et al. Effects of land-use and land-cover change on nitrogen transport in northern taihu basin, China during 1990-2017. **Sustainability (Switzerland)**, v. 12, n. 9, 2020.

CHEN, Y. et al. Assessing the efficacy of the SWAT auto-irrigation function to simulate irrigation, evapotranspiration, and crop response to management strategies of the texas high plains. **Water (Switzerland)**, v. 9, n. 7, 2017.

CHIU, M. C.; HUNT, L.; RESH, V. H. Climate-change influences on the response of macroinvertebrate communities to pesticide contamination in the Sacramento River, California watershed. **Science of the Total Environment**, v. 581–582, p. 741–749, 1 mar. 2017.

CHOUKRI, F. et al. Distinct and combined impacts of climate and land use scenarios on water availability and sediment loads for a water supply reservoir in northern Morocco. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 8, n. 2, p. 141–153, 2020.

CHUENCHUM, P.; XU, M.; TANG, W. Predicted trends of soil erosion and sediment yield from future land use and climate change scenarios in the Lancang–Mekong River by using the modified RUSLE model. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 8, n. 3, p. 213–227, 2020.

CHUN, J. A. et al. A comparative assessment of SWAT-model-based evapotranspiration against regional-scale estimates. **Ecological Engineering**, v. 122, n. May, p. 1–9, 2018.

CLEMOW, Y. H. et al. A refined ecological risk assessment for California red-legged frog, Delta smelt, and California tiger salamander exposed to malathion. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 14, n. 2, p. 224–239, 1 mar. 2018.

CORREA, S. et al. Multi-decadal Hydrological Retrospective : Case study of Amazon floods and droughts. **Journal of Hydrology**, v. 549, p. 667–684, 2017.

CPRM. **Geologia e Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco**. Recife: [s.n.].

CUI, Z. et al. Quantifying the impacts of climate change and land use on hydrological processes: A comparison between mountain and lowland agricultural watersheds. **Hydrological Processes**, v. 34, n. October, p. 5370–5383, 2020.

DAI, C. et al. Optimizing best management practices for nutrient pollution control in a lake watershed under uncertainty. **Ecological Indicators**, v. 92, n. April, p. 288–300, 2018.

DANG, A. T. N.; KUMAR, L. Application of remote sensing and GIS-based hydrological modelling for flood risk analysis: a case study of District 8, Ho Chi Minh city, Vietnam. **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, v. 8, n. 2, p. 1792–1811, 2017.

DASH, S. S.; SAHOO, B.; RAGHUWANSHI, N. S. How reliable are the evapotranspiration estimates by Soil and Water Assessment Tool (SWAT) and Variable Infiltration Capacity (VIC) models for catchment-scale drought assessment and irrigation planning? **Journal of Hydrology**, v. 592, n. November 2020, p. 125838, 2021.

DEVI, G. K.; GANASRI, B. P.; DWARAKISH, G. S. A Review on Hydrological Models. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 1001–1007, 2015.

DIAS, H. B. et al. Sugarcane yield future scenarios in Brazil as projected by the APSIM-Sugar model. **Industrial Crops and Products**, v. 171, n. February, p. 113918, 2021.

DILE, Y. T. et al. Evaluating satellite-based evapotranspiration estimates for hydrological applications in data-scarce regions: A case in Ethiopia. **Science of the Total Environment**, v. 743, p. 140702, 2020.

DONG, Q. et al. Dynamic Management of a Water Resources-Socioeconomic-Environmental System Based on Feedbacks Using System Dynamics. **Water Resources Management**, v. 33, p. 2093–2108, 2019.

DOSDOGRU, F. et al. Potential impacts of land use/cover and climate changes on ecologically relevant flows. **Journal of Hydrology**, v. 584, p. 124654, 2020.

DURAN, D. C. et al. The objectives of sustainable development - ways to achieve welfare. **Procedia Economics and Finance**, v. 26, n. 15, p. 812–817, 2015.

ELHASSAN, A. et al. Water quality modelling in the San Antonio River Basin driven by radar rainfall data. **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, v. 7, n. 3, p. 953–970, 2016.

FAN, M.; SHIBATA, H. Simulation of watershed hydrology and stream water quality under land use and climate change scenarios in Teshio River watershed, northern Japan. **Ecological Indicators**, v. 50, p. 79–89, 2015.

FICKLIN, D. L. et al. Sensitivity of agricultural runoff loads to rising levels of CO₂ and climate change in the San Joaquin Valley watershed of California. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 1, p. 223–234, jan. 2010.

FICKLIN, D. L.; LUO, Y.; ZHANG, M. Watershed modelling of hydrology and water quality in the Sacramento River watershed, California. **Hydrological Processes**, v. 27, n. 2, p. 236–250, 15 jan. 2013.

FUENTES, R.; LEÓN-MUÑOZ, J.; ECHEVERRÍA, C. Spatially explicit modelling of the impacts of land-use and land-cover change on nutrient inputs to an oligotrophic lake. **International Journal of Remote Sensing**, v. 00, n. 00, p. 1–20, 2017.

FUKUNAGA, D. C. et al. Application of the SWAT hydrologic model to a tropical watershed at Brazil. **Catena**, v. 125, p. 206–213, 2015.

GALI, R. K. et al. Modeling pesticide runoff from small watersheds through field-scale management practices: Minnesota watershed case study with chlorpyrifos. **Air, Soil and Water Research**, v. 9, p. 113–122, 11 out. 2016.

GALVÍNCIO, J. D. Impacto do aumento de CO₂ nas Precipitações do estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 13, n. 03, p. 1828–1839, 2021.

GALVÍNCIO, J. D.; LUZ, G. G. Desenvolvimento de Modelo que Estima o Impacto do CO₂ Atmosférico nas Precipitações do Estado de Pernambuco, utilizando ARIMA. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 14, n. 3, p. 1840–1851, 2021.

GEBREMICAEL, T. G.; MOHAMED, Y. A.; VAN DER ZAAG, P. Attributing the hydrological impact of different land use types and their long-term dynamics through combining parsimonious hydrological modelling, alteration analysis and PLSR analysis. **Science of the Total Environment**, v. 660, p. 1155–1167, 2019.

GEVAERT, V. et al. **SWAT developments and recommendations for modelling agricultural pesticide mitigation measures in river basins**. Hydrological Sciences Journal. **Anais...out**. 2008

GHARBIA, S. S. et al. Science of the Total Environment Spatially distributed potential evapotranspiration modeling and climate projections. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 571–592, 2018.

GIRI, S.; ARBAB, N. N.; LATHROP, R. G. Assessing the potential impacts of climate and land use change on water fluxes and sediment transport in a loosely coupled system. **Journal of Hydrology**, v. 577, n. January, p. 123955, 2019.

GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P. O. Status of automatic calibration for hydrologic models: comparison with multilevel expert calibration. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 4, n. April, p. 135–143, 1999.

GWAPEDZA, D. et al. Prediction of sediment yield of the Inxu River catchment (South Africa) using the MUSLE. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 9, n. 1, p. 37–48, 2021.

HA, L. T. et al. Calibration of spatially distributed hydrological processes and model parameters in SWAT using remote sensing data and an auto-calibration procedure: A case study in a Vietnamese river basin. **Water (Switzerland)**, v. 10, n. 2, 2018.

HA, M.; WU, M. Land management strategies for improving water quality in biomass production under changing climate. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 3, 2017.

HAMUDUDU, B. H.; NGOMA, H. Impacts of climate change on water resources availability in Zambia: implications for irrigation development. **Environment, Development and Sustainability**, v. 22, n. 4, p. 2817–2838, 2020.

HARGREAVES, G. H.; SAMANI, Z. A. Reference Crop Evapotranspiration From Ambient Air Temperature. **Paper - American Society of Agricultural Engineers**, v. 1, n. 2, p. 96–99, 1985.

HE, Q.; MOLKENTHIN, F. Improving the integrated hydrological simulation on a data-scarce catchment with multi-objective calibration. **Journal of Hydroinformatics**, v. 23, n. 2, p. 267–283, 2021.

HEIDARI, A. et al. Spatially variable hydrologic impact and biomass production tradeoffs associated with Eucalyptus (*E. grandis*) cultivation for biofuel production in Entre Rios, Argentina. **GCB Bioenergy**, v. 13, n. 5, p. 823–837, 2021.

HERMAN, M. R. et al. Evaluating the role of evapotranspiration remote sensing data in improving hydrological modeling predictability. **Journal of Hydrology**, v. 556, p. 39–49, 2018.

HERNANDES, T. A. D.; SCARPARE, F. V.; SEABRA, J. E. A. Assessment of the recent land use change dynamics related to sugarcane expansion and the associated effects on water resources availability. **Journal of Cleaner Production**, v. 197, p. 1328–1341, 2018.

HIRANO, T.; SUZUKI, K.; HIRATA, R. Energy balance and evapotranspiration changes in a larch forest caused by severe disturbance during an early secondary succession. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 232, p. 457–468, 2017.

HOLLAWAY, M. J. et al. The challenges of modelling phosphorus in a headwater catchment: Applying a ‘limits of acceptability’ uncertainty framework to a water quality model. **Journal of Hydrology**, v. 558, p. 607–624, 1 mar. 2018.

HOOMEHR, S.; SCHWARTZ, J. S.; YODER, D. C. Potential changes in rainfall erosivity under GCM climate change scenarios for the southern Appalachian region, USA. **Catena**, v. 136, p. 141–151, 2016.

HOQUE, Y. M. et al. Watershed reliability, resilience and vulnerability analysis under uncertainty using water quality data. **Journal of Environmental Management**, v. 109, p. 101–112, 30 out. 2012.

HUA, L. et al. An innovative approach to identifying agricultural pollution sources and loads by using nutrient export coefficients in watershed modeling. **Journal of Hydrology**, v. 571, n. October 2018, p. 322–331, 2019.

IDE, J. et al. Impacts of Hydrological Changes on Nutrient Transport From Diffuse Sources in a Rural River Basin, Western Japan. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 124, n. 8, p. 2565–2581, 2019.

J. G. ARNOLD et al. SWAT: MODEL USE, CALIBRATION, AND VALIDATION. **ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers)**, v. 55, n. 4, p. 1491–1508, 2012.

JASECHKO, S. et al. Terrestrial water fluxes dominated by transpiration. **Nature**, v. 000, p. 1–5, 2013.

JHA, M. K. Impacts of Landscape Changes on Water Resources. **Water**, v. 12, p. 10–15, 2020.

JUSTICE, C. O. et al. The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): Land Remote Sensing for Global Change Research. **IEEE TRANSACTIONS ON GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING**, v. 36, n. 4, p. 1228–1249, 1998.

KALANTARI, Z. et al. Modeller subjectivity and calibration impacts on hydrological model applications: An event-based comparison for a road-adjacent catchment in south-east Norway. **Science of the Total Environment**, v. 502, p. 315–329, 2015.

KANNAN, N. et al. Pesticide modelling for a small catchment using SWAT-2000. **Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes**, v. 41, n. 7, p. 1049–1070, 1 out. 2006.

KIM, N. W. et al. Development and application of the integrated SWAT-MODFLOW model. **Journal of Hydrology**, v. 356, n. 1–2, p. 1–16, 1 jul. 2008.

KNYAZIKHIN, Y. et al. Estimation of vegetation canopy leaf area index and fraction of absorbed photosynthetically active radiation from atmosphere-corrected MISR data. **JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH**, v. 103, n. 24, p. 239–256, 1998.

KRYSANOVA, V.; MÜLLER-WOHLFEIL, D. I.; BECKER, A. Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. **Ecological Modelling**, v. 106, n. 2–3, p. 261–289, 1998.

LATORRE, L. M. et al. Sensor MODIS: Características gerais e aplicações. **Espaço & Geografia**, v. 6, n. 1, p. 91–121, 2003.

LELIS, T. A. et al. Análise de Sensibilidade e Calibração do Modelo Swat Aplicado em Bacia Hidrográfica da Região Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 36, n. 2, p. 623–634, 2012.

LI, W. et al. Risk assessment and sensitivity analysis of flash floods in ungauged basins using coupled hydrologic and hydrodynamic models. **Journal of Hydrology**, v. 572, n. February, p. 108–120, 2019.

LI, Z.; FANG, H. Impacts of climate change on water erosion: A review. **Earth-Science Reviews**, v. 163, p. 94–117, 2016.

LIAO, W. et al. Projections of land use changes under the plant functional type classification in different SSP-RCP scenarios in China. **Science Bulletin**, v. 65, n. 22, p. 1935–1947, 2020.

LIGARAY, M. et al. Modeling the fate and transport of malathion in the Pagsanjan-Lumban basin, Philippines. **Water (Switzerland)**, v. 9, n. 7, 22 jun. 2017.

LIU, Y. et al. Hydrologic modeling and evaluation of Best Management Practice scenarios for the Grand River watershed in Southern Ontario. **Journal of Great Lakes Research**, v. 42, n. 6, p. 1289–1301, 2016.

LIZAGA, I. et al. Variations in transport of suspended sediment and associated elements induced by rainfall and agricultural cycle in a Mediterranean agroforestry catchment. **Journal of Environmental Management**, v. 272, n. February, p. 111020, 2020.

LOVE, B. J.; EINHEUSER, M. D.; NEJADHASHEMI, A. P. Effects on aquatic and human health due to large scale bioenergy crop expansion. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 17, p. 3215–3229, 1 ago. 2011.

LUO, Y.; ZHANG, M. Management-oriented sensitivity analysis for pesticide transport in watershed-scale water quality modeling using SWAT. **Environmental Pollution**, v. 157, n. 12, p. 3370–3378, 2009a.

LUO, Y.; ZHANG, M. Multimedia transport and risk assessment of organophosphate pesticides and a case study in the northern San Joaquin Valley of California. **Chemosphere**, v. 75, n. 7, p. 969–978, maio 2009b.

MA, T. et al. Enhancing SWAT with remotely sensed LAI for improved modelling of ecohydrological process in subtropics. **Journal of Hydrology**, v. 570, n. October 2018, p. 802–815, 2019.

- MACARY, F. et al. A multi-scale method to assess pesticide contamination risks in agricultural watersheds. **Ecological Indicators**, v. 36, p. 624–639, 2014.
- MACHADO, R. E. Simulação de Escoamento em uma Microbacia Hidrográfica Utilizando Técnicas de Modelagem e Geoprocessamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1, p. 147–155, 2002.
- MACKIN, F. et al. Use of geographical information system-based hydrological modelling for development of a raised bog conservation and restoration programme. **Ecological Engineering**, v. 106, p. 242–252, 2017.
- MALHERBE, H. et al. A Simplified Method to Assess the Impact of Sediment and Nutrient Inputs on River Water Quality in Two Regions of the Southern Coast of South Africa. **Environmental Management**, v. 63, p. 658–672, 2019.
- MAREK, G. W. et al. Estimating Evapotranspiration for Dryland Cropping Systems in the Semiarid Texas High Plains Using SWAT. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 52, n. 2, p. 298–314, 2016.
- MARINGANTI, C. et al. Application of a multi-objective optimization method to provide least cost alternatives for NPS pollution control. **Environmental Management**, v. 48, n. 3, p. 448–461, set. 2011.
- MAS, J. F. et al. Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. **Environmental Modelling and Software**, v. 51, p. 94–111, 2014.
- MASTRORILLI, M. et al. Economic Evaluation of Hydrological Ecosystem Services in Mediterranean River Basins Applied to a Case Study in Southern Italy. **Water**, v. 10, n. 241, 2018.
- MEDEIROS, D. F. K. L.; URTIGA, M. M.; MORAIS, D. C. Integrative negotiation model to support water resources management. **Journal of Cleaner Production**, v. 150, n. 9, p. 148–163, 2017.
- MEDEIROS, F. J.; OLIVEIRA, C. P.; AVILA-DIAS, A. Evaluation of extreme precipitation climate indices and their projected changes for Brazil: From CMIP3 to CMIP6. **Weather and Climate Extremes**, v. 38, n. July, p. 100511, 2022.
- MEHDI, B. et al. Simulated impacts of climate change and agricultural land use change on surface water quality with and without adaptation management strategies. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 213, p. 47–60, 2015.
- MELLO, C. R. et al. **Agricultural watershed modeling: A review for hydrology and soil erosion processes** *Ciencia e Agrotecnologia* Federal University of Lavras, , 1 jan. 2016.
- MELLO, K. DE et al. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 93, n. April, p. 1293–1301, 2018.
- MELO, D. F. B. C. et al. Avaliação da Bacia do Rio Una-Pernambuco: Perspectiva da Qualidade da Água após a Construção de 4 Barragens para Contenção de Cheias. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n. 02, p. 612–627, 2018.

MORAGODA, N.; COHEN, S. Climate-induced trends in global riverine water discharge and suspended sediment dynamics in the 21st century. **Global and Planetary Change**, v. 191, n. September 2019, p. 103199, 2020.

MORIASI, D. N. et al. MODEL EVALUATION GUIDELINES FOR SYSTEMATIC QUANTIFICATION OF ACCURACY IN WATERSHED SIMULATIONS. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885–900, 2007.

MOSS, R. H. et al. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. **Nature**, v. 463, n. 7282, p. 747–756, 2010.

MUTTIAH, R. S.; WURBS, R. A. Scale-dependent soil and climate variability effects on watershed water balance of the SWAT model. **Journal of Hydrology**, v. 256, n. 3–4, p. 264–285, 2002.

NARANJO, J.; STAHL, K.; WEILER, M. Evapotranspiration and land cover transitions: Long-term watershed response in recovering forested ecosystems. **Ecohydrology**, v. 5, n. 6, p. 721–732, 2012.

NASH, E.; SUTCLIFFE, V. River Flow Forecasting Through Conceptual Models: Part 1 - A Discussion of Principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, p. 282–290, 1970.

NEITSCH, P. S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool “SWAT”: Ferramentas de Avaliação de Solo & Água. Documentação Teórica Versão 2009**. College Station, Texas: Instituto de Recurso Hídricos do Texas, 2011a.

NEITSCH, S. . et al. Soil & Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009. **Texas Water Resources Institute**, p. 1–647, 2011b.

NERANTZAKI, S. D. et al. Assessing the Impact of Climate Change on Sediment Loads in a Large Mediterranean Watershed. **Soil Science**, v. 181, n. 7, p. 306–314, 2016.

NOORI, N.; KALIN, L.; ISIK, S. Water quality prediction using SWAT-ANN coupled approach. **Journal of Hydrology**, v. 590, n. December 2019, p. 125220, 2020.

NUNES, H. G. G. C.; DE SOUSA, A. M. L.; DOS SANTOS, J. T. S. Simulation of Flow in the Capim River (PA) using the SWAT model. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 1, p. 1–10, 2019.

OGILVIE, A. et al. Combining Landsat observations with hydrological modelling for improved surface water monitoring of small lakes. **Journal of Hydrology**, v. 566, n. March, p. 109–121, 2018.

P. W. GASSMAN et al. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 4, p. 1211–1250, 2007.

PAIVA, A. C. E. et al. Urban expansion and its impact on water security: The case of the Paraíba do Sul River Basin , São Paulo , Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 720, 2020.

PAZ, Y. M. **CONSERVAÇÃO AMBIENTAL EM BACIAS HIDROGRÁFICAS: ESTIMATIVAS HIDROSEDIMENTOLÓGICAS COMO FERRAMENTA DE**

PLANEJAMENTO E GESTÃO AMBIENTAL. [s.l.] Universidade Federal de Pernambuco, 2018.

PEREIRA, R. et al. Hydrological simulation in a basin of typical tropical climate and soil using the SWAT Model Part II : Simulation of hydrological variables and soil use scenarios. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 5, p. 149–163, 2016.

PERNAMBUCO. **PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE PERNAMBUCO - PERH/PE - TOMO II – PROGNÓSTICOS VOLUME 2 - SÍNTESE E SELEÇÃO DE ALTERNATIVAS DE INTERVENÇÃO.** Recife: [s.n.].

PERRIN, J. et al. Assessing water availability in a semi-arid watershed of southern India using a semi-distributed model. **Journal of Hydrology**, v. 460–461, p. 143–155, 2012.

PEZET, F.; DORIOZ, J.; QUENTIN, P.; LAFFORGUE, M.; TREVISAN, D. Using SWAT-VSA to Predict Diffuse Phosphorus Pollution in an Agricultural Catchment with Several Aquifers. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 19, n. 12, 1 dez. 2014.

PINTO, D. B. F. et al. Application of the soil and water assessment tool (SWAT) for sediment transport simulation at a headwater watershed in minas gerais state, Brazil. **Transactions of the ASABE**, v. 56, n. 2, p. 697–709, 2013.

POEPPL, R. E. et al. Combining Soil Erosion Modeling with Connectivity Analyses to Assess Lateral Fine Sediment Input into Agricultural Streams. **Water**, v. 11, n. 9, 2019.

PONTES, P. et al. MGB-IPH model for hydrological and hydraulic simulation of large floodplain river systems coupled with open source GIS. **Environmental Modelling & Software**, v. 94, 2017.

PRUSKI, F. F.; GRIEBELER, N. P.; SILVA, D. D. Comparação entre dois métodos para a determinação do volume de escoamento superficial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 2, p. 403–410, 2001.

PUMO, D. et al. Potential implications of climate change and urbanization on watershed hydrology. **Journal of Hydrology**, v. 554, p. 80–99, 2017.

QIU, J. et al. A systematic assessment of watershed-scale nonpoint source pollution during rainfall-runoff events in the Miyun Reservoir watershed. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 7, p. 6514–6531, 2018.

QUILBÉ, R. et al. Selecting a Pesticide Fate Model at the Watershed Scale Using a Multi-criteria Analysis. **Water Qual. Res. J. Canada**, v. 41, n. 3, p. 283–295, 2006.

RAJIB, A. et al. Watershed modeling with remotely sensed big data: Modis leaf area index improves hydrology and water quality predictions. **Remote Sensing**, v. 12, n. 13, p. 1–17, 2020.

RAJIB, A.; MERWADE, V.; YU, Z. Rationale and Efficacy of Assimilating Remotely Sensed Potential Evapotranspiration for Reduced Uncertainty of Hydrologic Models. **Water Resources Research**, v. 54, n. 7, p. 4615–4637, 2018.

RAMANARAYANAN, T.; NARASIMHAN, B.; SRINIVASAN, R. **Characterization of fate and transport of isoxaflutole, a soil-applied corn herbicide, in surface water using a**

- watershed model.** Journal of Agricultural and Food Chemistry. **Anais...** 2 nov. 2005
- RAZA, S. H. et al. Site selection of water storage based on multi-criteria decision analysis. **Int. J. Hum. Capital Urban Manage**, v. 3, n. 4, p. 265–278, 2018.
- RENAUD, F. G.; BELLAMY, P. H.; BROWN, C. D. Simulating pesticides in ditches to assess ecological risk (SPIDER): I. Model description. **Science of the Total Environment**, v. 394, n. 1, p. 112–123, 1 maio 2008.
- RENN, C. D.; SOARES, V. Modelos Hidrológicos para Gestão Ambiental. 2000.
- RIBEIRO, C. L. C. et al. Simulations of the climate change and its effect on water resources in the Palma River basin , Brazil. **Water Supply**, v. 22, n. 5, p. 5494–5508, 2022.
- RODRIGUEZ-LLOVERAS, X.; BUYTAERT, W.; BENITO, G. Land use can offset climate change induced increases in erosion in Mediterranean watersheds. **Catena**, v. 143, p. 244–255, 2016.
- ROMAGNOLI, M. et al. Assessment of the SWAT model to simulate a watershed with limited available data in the Pampas region, Argentina. **Science of the Total Environment**, v. 596–597, p. 437–450, 15 out. 2017.
- ROUHOLAHNEJAD, E. et al. A parallelization framework for calibration of hydrological models. **Environmental Modelling & Software**, v. 31, p. 28–36, maio 2012.
- RUJNER, H. et al. High-resolution modelling of the grass swale response to runoff inflows with Mike SHE. **Journal of Hydrology**, v. 562, n. January, p. 411–422, 2018.
- SANDU, M.-A.; VIRSTA, A. Applicability of MIKE SHE to Simulate Hydrology in Argesel River Catchment. **Agriculture and Agricultural Science Procedia**, v. 6, p. 517–524, 2015.
- SANTOS, F. M. DOS; DE OLIVEIRA, R. P.; MAUAD, F. F. Evaluating a parsimonious watershed model versus SWAT to estimate streamflow, soil loss and river contamination in two case studies in Tietê river basin, São Paulo, Brazil. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 29, n. March, p. 100685, 2020.
- SANTOS, J. Y. G. et al. Modeling the impacts of future LULC and climate change on runoff and sediment yield in a strategic basin in the Caatinga / Atlantic forest ecotone of Brazil. **Catena**, v. 203, n. March, 2021.
- SERRA, V. et al. Integrating Adaptation to Climate Change into Sustainable Development Policy and Planning. **Sustainability**, v. 14, 2022.
- SHOYAMA, K. et al. Development of land-use scenarios using vegetation inventories in Japan. **Sustainability Science**, v. 14, n. 1, p. 39–52, 2019.
- SHRESTHA, M. K. et al. Future climate and land uses effects on flow and nutrient loads of a Mediterranean catchment in South Australia. **Science of the Total Environment**, v. 590–591, p. 186–193, 2017.
- SINGH, J. et al. Hydrological modeling of the Iroquois River watershed using HSPF and SWAT. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 41, n. 2, p. 343–360,

2005.

SOARES, R. S. et al. Macroeconomic Accounting of Water Resources: An Input-Output Approach to Linkage Analysis and Impact Indicators Applied to the State of Ceará, Brazil. **Water**, v. 13, n. 6, 2021.

SORRIBAS, M. V. et al. Projections of climate change effects on discharge and inundation in the Amazon basin. **Climate Change**, v. 136, p. 555–570, 2016.

SRINIVASAN, R.; J. G. ARNOLD. Integration of a Basin-Scale Water Quality Model With Gis. **Water Resources Bulletin**, v. 30, n. 3, 1994.

SULIMAN, A. H. A. et al. TOPMODEL for Streamflow Simulation of a Tropical Catchment Using Different Resolutions of ASTER DEM: Optimization Through Response Surface Methodology. **Water Resources Management**, p. 3159–3173, 2016.

SUN, W. et al. Calibrating a hydrological model in a regional river of the Qinghai–Tibet plateau using river water width determined from high spatial resolution satellite images. **Remote Sensing of Environment**, v. 214, n. May, p. 100–114, 2018.

SUN, Z.; LOTZ, T.; CHANG, N. BIN. Assessing the long-term effects of land use changes on runoff patterns and food production in a large lake watershed with policy implications. **Journal of Environmental Management**, v. 204, p. 92–101, 2017.

SUN, Z.; LOTZ, T.; HUANG, Q. An ET-Based Two-Phase Method for the Calibration and Application of Distributed Hydrological Models. **Water Resources Management**, v. 35, n. 3, p. 1065–1077, 2021.

TAMM, O. et al. Modelling the effects of land use and climate change on the water resources in the eastern Baltic Sea region using the SWAT model. **Catena**, v. 167, n. April, p. 78–89, 2018.

TANG, B. et al. Assessing the Impact of Optimization Measures on Sustainable Water Resource Management in the Guanzhong Area, China. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, n. December, p. 1–17, 2021.

TOBIN, K. J.; BENNETT, M. E. Improving alpine summertime streamflow simulations by the incorporation of evapotranspiration data. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 1, p. 1–15, 2019.

TONG, S. T. Y.; NARAMNGAM, S. Modeling the impacts of farming practices on water quality in the Little Miami River basin. **Environmental Management**, v. 39, n. 6, p. 853–866, jun. 2007.

TRODAHL, M. I. et al. Investigating trade-offs between water quality and agricultural productivity using the Land Utilisation and Capability Indicator (LUCI)—A New Zealand application. **Ecosystem Services**, v. 26, n. March 2016, p. 388–399, 2017.

TROLLE, D. et al. Effects of changes in land use and climate on aquatic ecosystems: Coupling of models and decomposition of uncertainties. **Science of the Total Environment**, v. 657, p. 627–633, 2019.

TUCCI, C.; COLLISCHONN, W. Simulação Hidrológica de grandes Bacias. **Revista**

Brasileira de Recursos Hídricos, v. 6, n. 1, p. 95–118, 2001.

TUO, Y. et al. Evaluation of precipitation input for SWAT modeling in Alpine catchment: A case study in the Adige river basin (Italy). **Science of the Total Environment**, v. 573, p. 66–82, 15 dez. 2016.

TWISA, S. et al. Evaluating and Predicting the Effects of Land Use Changes on Hydrology in Wami River Basin, Tanzania. **Hydrology**, v. 7, n. 17, p. 1–18, 2020.

VERNIER, F. et al. Integrated modeling of agricultural scenarios (IMAS) to support pesticide action plans: the case of the Coulonge drinking water catchment area (SW France). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 8, p. 6923–6950, 1 mar. 2017.

VERSTEGEN, J. A. et al. Recent and projected impacts of land use and land cover changes on carbon stocks and biodiversity in East Kalimantan, Indonesia. **Ecological Indicators**, v. 103, n. February, p. 563–575, 2019.

VIANA, J. F. S. et al. Evaluation of gridded meteorological datasets and their potential hydrological application to a humid area with scarce data for Pirapama River basin, northeastern Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 145, p. 393–410, 2021.

VIDAL, T. F.; CAPELO NETO, J. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 402–407, 2014.

VIGIAK, O. et al. Adapting SWAT hillslope erosion model to predict sediment concentrations and yields in large Basins. **Science of the Total Environment**, v. 538, p. 855–875, 15 dez. 2015.

WAGNER, P. D. et al. Hydrological Modeling with SWAT in a Monsoon-Driven Environment: Experience from the Western Ghats, India. **Transactions of the ASABE**, v. 54, n. 5, p. 1783–1790, 2011.

WALLACE, E. et al. MODELAGEM HIDROLÓGICA DETERMINÍSTICA E ESTOCÁSTICA APLICADA à REGIÃO HIDROGRÁFICA DO XINGU – PARÁ Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), Brasília - DF Unidade Acadêmica de Ciências Atmosféricas, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universid. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 24, n. 3, p. 308–322, 2009.

WANG, J. et al. Rapid Urbanization Impact on the Hydrological Processes in Zhengzhou, China. **Water**, v. 12, 2020a.

WANG, R.; KALIN, L. Combined and synergistic effects of climate change and urbanization on water quality in the Wolf Bay watershed, southern Alabama. **Journal of Environmental Sciences**, v. 64, p. 107–121, 2018.

WANG, Y. et al. Water resources management under changing environment: A systematic review. **Journal of Coastal Research**, v. 104, n. sp1, p. 29–41, 2020b.

WEBER, D. et al. Modelling Scenarios to Estimate the Potential Impact of Hydrological Standards on Nutrient Retention in the Tobacco Creek Watershed, Manitoba, Canada. **Water**

Resources Management, v. 31, n. 4, p. 1305–1321, 2017.

WILLIAMS, J. R. S. A Model for Predicting Sediment, Phosphorus, and Nitrogen Yields From Agricultural Basins. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 16, n. 5, p. 843–848, 1980.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses - A guide to conservation planning**. Washington: USDA, 1978.

WU, L. et al. Using vegetation correction coefficient to modify a dynamic particulate nutrient loss model for monthly nitrogen and phosphorus load predictions: a case study in a small loess hilly watershed. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 31, p. 32610–32623, 2019.

WU, Q.; QI, J.; XIA, X. Long-term variations in sediment heavy metals of a reservoir with changing trophic states: Implications for the impact of climate change. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 242–250, 2017.

XIE, H.; CHEN, L.; SHEN, Z. Assessment of Agricultural Best Management Practices Using Models: Current Issues and Future Perspectives. **Water**, v. 7, p. 1088–1108, 2015.

XIE, J. et al. Tracing seismic landslide-derived sediment dynamics in response to climate change. **Catena**, v. 217, n. May, p. 106495, 2022.

XU, Q. et al. Exploration of severities of rainfall and runoff extremes in ungauged catchments : A case study of Lai Chi Wo in Hong Kong , China. **Science of the Total Environment**, v. 634, p. 640–649, 2018.

YANG, S. et al. Influence of socioeconomic development on river water quality: a case study of two river basins in China. **Environmental Science and Pollution Research**, 2021.

YANG, Y.; BAO, W.; LIU, Y. Scenario simulation of land system change in the Beijing-Tianjin-Hebei region. **Land Use Policy**, v. 96, n. November 2019, p. 104677, 2020.

YEN, H. et al. Application of large-scale, multi-resolution watershed modeling framework using the Hydrologic and Water Quality System (HAWQS). **Water (Switzerland)**, v. 8, n. 4, p. 1–23, 2016.

YONABA, R. et al. A dynamic land use / land cover input helps in picturing the Sahelian paradox : Assessing variability and attribution of changes in surface runoff in a Sahelian watershed. **Science of the Total Environment**, v. 757, p. 143792, 2021.

YU, D. et al. The development of land use planning scenarios based on land suitability and its influences on eco-hydrological responses in the upstream of the Huaihe River basin. **Ecological Modelling**, v. 373, p. 53–67, 2018.

ZANIN, P. R.; BONUMA, N. B.; CORSEUIL, C. W. Hydrosedimentological modeling with SWAT using multi-site calibration in nested basins with reservoirs. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 23, n. 0, 2018.

ZHAN, X.; HUANG, M.; AVE, C. ArcCN-Runoff: an ArcGIS tool for generating curve number and runoff maps. **Environmental Modelling & Software**, v. 19, p. 875–879, 2004.

ZHANG, H. et al. 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**, v. 585, n. February, p. 124822, 2020a.

ZHANG, J. et al. Investigation of the relationship between precipitation extremes and sediment discharge production under extensive land cover change in the Chinese Loess Plateau. **Geomorphology**, v. 361, p. 107176, 2020b.

ZHANG, X.; ZHANG, M. Modeling effectiveness of agricultural BMPs to reduce sediment load and organophosphate pesticides in surface runoff. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 10, p. 1949–1958, 15 abr. 2011.

ZHOU, J. et al. Combining the SWAT model with sequential uncertainty fitting algorithm for stream flow prediction and uncertainty analysis for the Lake Dianchi Basin, China. **Hydrological Processes**, v. 533, n. November 2012, p. 521–533, 2014.

ZILLI, M. et al. The impact of climate change on Brazil's agriculture. **Science of the Total Environment**, v. 740, p. 139384, 2020.