



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS (CTG)  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

JUSSARA FREIRE DE SOUZA VIANA

**IMPACTOS DAS MUDANÇAS DO USO DA TERRA SOBRE O BALANÇO  
HIDROSEDIMENTOLÓGICO: bases para o gerenciamento dos recursos  
hídricos na Bacia do Rio Pirapama**

Recife  
2019

JUSSARA FREIRE DE SOUZA VIANA

**IMPACTOS DAS MUDANÇAS DO USO DA TERRA SOBRE O BALANÇO  
HIDROSEDIMENTOLÓGICO: bases para o gerenciamento dos recursos  
hídricos na Bacia do Rio Pirapama**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil do Centro de Tecnologia e Geociências da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos exigidos para obtenção do grau de Doutora em Engenharia Civil.

**Área de concentração:** Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

**Orientadora:** Profa. Dra. Suzana Maria Gico Lima Montenegro (UFPE).

**Coorientador:** Prof. Dr. Richarde Marques da Silva (UFPB).

**Orientador Externo:** Prof. Dr. Raghavan Srinivasan (Texas A&M University).

Recife  
2019

Catálogo na fonte  
Bibliotecária: Rosieide Mesquita Gonçalves Luz / CRB4-1361 (UFPE/BCTG)

V614i Viana, Jussara Freire de Souza.  
Impactos das mudanças do uso da terra sobre o balanço hidrossedimentológico:  
bases para gerenciamento dos recursos hídricos na Bacia do Rio Pirapama / Jussara  
Freire de Souza Viana. – Recife, 2019.  
192f. il., figs., tabs., abrevs. e sigls.

Orientadora: Profa. Dra. Suzana Maria Gico Lima Montenegro (UFPE).  
Coorientador: Prof. Dr. Richarde Marques da Silva (UFPB).  
Orientador Externo: Prof. Dr. Raghavan Srinivasan (Texas A&M University).  
Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2019.  
Inclui Referências e Apêndices.

1. Engenharia Civil. 2. Processos hidrossedimentológicos. 3. Produção  
de sedimentos. 4. SWAT. 5. Uso da terra. I. Montenegro, Suzana Maria  
Gico Lima (Orientadora). II. Silva, Richarde Marques da (Coorientador).  
III. Srinivasan, Raghavan (Orientador Externo). IV. Título.

624 CDD (22.ed)

UFPE/BCTG-2019 / 353

JUSSARA FREIRE DE SOUZA VIANA

**IMPACTOS DAS MUDANÇAS DO USO DA TERRA SOBRE O BALANÇO  
HIDROSEDIMENTOLÓGICO: bases para o gerenciamento dos recursos  
hídricos na Bacia do Rio Pirapama**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil do Centro de Tecnologia e Geociências da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos exigidos para obtenção do grau de Doutora em Engenharia Civil.

Tese aprovada em 13/05/2019

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Suzana Maria Gico Lima Montenegro – UFPE  
(Orientadora interna)

---

Prof. Dr. Raghavan Srinivasan – Texas A&M University  
(Orientador externo)

---

Prof. Dr. Richarde Marques da Silva – UFPB (Co-orientador)

---

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Carolyne Wanessa Lins de Andrade Farias (Examinadora Externa)

---

Prof. Dr. Celso Augusto Guimarães Santos – UFPB (Examinador Externo)

---

Prof. Dr. Ricardo de Aragão – UFCG (Examinador Externo)

---

Prof. Dr. Alfredo Ribeiro Neto – UFPE (Examinador Interno)

A Jesus Cristo, pelo seu amor incondicional e cuidado comigo,  
ao meu pai [*in memorium*] e a minha mãe pela  
força e dedicação à família que construíram juntos,  
aos meus irmãos, pelo apoio em orações,  
aos meus queridos sogros, pela dedicação e amor,  
e ao meu marido, pela paciência e amor que tem dedicado a mim.

**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

Ao meu Deus, Jesus Cristo, pelo seu amor, cuidado e presença incontestável em cada momento da minha vida, realizando todas as promessas lançadas sobre mim desde o período que comecei a morar na cidade do Recife.

À minha família, com quem compartilho conquistas, alegrias e tristezas e que representa a base de tudo para mim, hoje representada pela minha mãe Marise, meu irmão Alisson, minha irmã Janaína e minha querida cunhada Fabíola, a quem considero como irmã.

Ao meu amado marido, Victor Viana, por toda paciência, amor, cuidado e compreensão em momentos de angústia e tribulação durante a fase do doutorado.

Aos meus sogros, Joseína Viana e Marcos Viana, que me receberam de braços abertos na família e que me tratam como filha, acreditando em todos os projetos que tenho realizado na vida, sejam eles profissionais ou pessoais.

Ao meu cunhado, André Viana, que está sempre à disposição para ajudar em questões técnicas computacionais e gráficas, me salvando em vários momentos da composição da tese e de projetos paralelos.

À professora Suzana Maria Gico Lima Montenegro pelas orientações, pelas oportunidades lançadas e pela confiança depositada em mim para a conclusão desta pesquisa.

Ao professor Bernardo Barbosa pelas orientações e ensinamentos desde a época do mestrado.

Ao professor Richarde Marques, com quem tive a alegria de trabalhar desde a graduação em Geografia, na Universidade Federal da Paraíba (UFPB), até o doutorado na UFPE. Agradeço pela paciência, disponibilidade, dedicação, amizade e confiança durante todos os anos trabalhados.

Ao Professor Raghavan Srinivasan, da Texas A&M University, por ter me aceitado como pesquisadora visitante em seu laboratório no Texas, e por ter dedicado um pouco do seu tempo às orientações da pesquisa de doutorado e dos artigos realizados com o modelo SWAT. Agradeço por todos os ensinamentos e pela disponibilidade.

Aos Professores Ricardo Aragão, Celso Augusto, Carolyne Andrade e Alfredo Ribeiro Neto por aceitarem o convite para participação como membros de avaliação desse estudo.

Aos professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da UFPE, em especial aos da Área de Recursos Hídricos.

Aos servidores da secretaria do PPGEC/UFPE, em especial a Andrea Negromonte, Claudiana e Cleide pela disponibilidade em nos ajudar.

À minha amiga, Adriana Nascimento, pelos mais de 15 anos de amizade que tem me dedicado, orando a Deus pela minha vida e da minha família, e caminhando comigo em cada nova etapa da vida, compartilhando vitórias e derrotas.

Aos meus amigos de João Pessoa, que estão sempre em oração pela minha vida, torcendo para que tudo dê certo. E a todos os novos amigos que fiz em Recife, desde a turma do inglês até o Projeto Kairós, que estão sempre torcendo pelo meu sucesso.

Às minhas amigas de doutorado, Gabrielle Saraiva e Cláudia Ricardo, por estarem sempre do meu lado nessa jornada louca do doutorado, e por me darem suporte espiritual em cada etapa da pós, onde presenciamos muitas vitórias em Cristo, sobretudo a do doutorado sanduíche. Obrigada, meninas, vocês foram e são muito importantes para mim.

A todos os amigos que fiz no Grupo de Recursos Hídricos (GRH), em especial a Ana Cláudia, Larissa, Gabriel, Bruno, Diego, Diogo, Diórgenes, Cléber e Lucila, pela cooperação e troca de experiências em cada trabalho realizado, e pelas conversas descontraídas e algumas vezes acaloradas, na copa do GRH. Agradeço por terem feito a hora do almoço a mais feliz do dia, onde pudemos desfrutar do famoso “cafezinho de nove colheres”.

Ao meu amigo Wanderson do ITEP, que esteve comigo em vários momentos do doutorado e do doutorado sanduíche, trazendo palavras de incentivo e coragem, trocando experiências e realizando pesquisas conjuntas.

Aos diversos amigos que fiz durante o doutorado sanduíche, na Texas A&M University, em especial a Nara, Wallason, Nicole, Daniel, Diene, Douglas, Hillary, Arun, Enoch, German, Pedro, Pastor Paul e Mary Beth, pela amizade, ajuda e cumplicidade durante os oito meses em que estive nesse Estado que aprendi a admirar. Agradeço a Deus por ter colocado todos vocês no meu caminho.

Aos meus queridos “labmmates” (colegas de laboratório) da Texas A&M University, Pedro Pereira, Danesh, Sintayehu Teshome e Joelma Murliki pelas experiências trocadas, pelas conversas descontraídas e pelas contribuições com o modelo SWAT.

Às minhas amadas *roommates*, Nara Cristina, Josiane Oliveira, Thalita Sales e Joelma Murliki, por terem sido minha família no Texas e por terem tornado os meus dias mais felizes durante todo o período do sanduíche. Agradeço pelas melhores viagens que já fiz na vida, pelos melhores “micos” com Nara Cristina, pelos ensinamentos e por todo amor que me dedicaram. Ainda estendo esse agradecimento aos melhores anfitriões americanos, Nicki e Catalina Mize, que nos receberam com todo amor e carinho, disponibilizando sua casa para nos abrigar. Obrigada, Catalina e Nick Mize, por terem feito da sua casa a minha casa.

À Agência Nacional de Águas (ANA) pela disponibilidade dos dados pluviométricos e fluviométricos.

À Universidade Federal de Pernambuco pela oportunidade de realização do doutorado, proporcionado por um ensino de qualidade.

À Fundação de Amparo e Pesquisa do Estado de Pernambuco (FACEPE) pela concessão da bolsa de doutorado (Processo IBPG - 0392 - 3.01/14).

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão da bolsa de doutorado sanduíche.

*E o Senhor te guiará, continuamente  
fartará a tua alma em lugares secos, e  
serás como um jardim regado, e como  
um manancial, cujas águas nunca faltam.*

*(Isaías 58:11)*

## RESUMO

A análise integrada da bacia hidrográfica trouxe informações importantes a respeito da dinâmica hidrossedimentológica da bacia do rio Pirapama. Este estudo teve como objetivo analisar os impactos das mudanças do uso e ocupação do solo da região, sobre a dinâmica do balanço hidrossedimentológico. Para a modelagem dos processos hidrossedimentológicos da bacia, foi utilizado o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), além de dados de clima, características hidrodinâmicas do solo, elevação, mapas de uso e cobertura da terra do período entre 2000 a 2016, e mapa de tipos de solo. Para a calibração e validação do modelo SWAT foram utilizados dados de quatro estações fluviométricas (Destilaria Bom Jesus, Destilaria Inexport, Cachoeira Tapada e Pirapama). Inicialmente foi realizada a modelagem da bacia, sem alterações de parâmetros do modelo SWAT. Em seguida, foi realizada a calibração automatizada usando o algoritmo SUFI-2. Na calibração, os dados estimados se ajustaram aos valores observados, apresentando resultados que variaram de muito bons a satisfatórios em todos os postos fluviométricos analisados (com valores de NS superiores a 0,6). A validação do modelo forneceu resultados considerados muito bons, bons e satisfatórios nos quatro postos fluviométricos, sendo superiores aos valores tidos como aceitáveis (NS 0,6 e PBIAS  $\pm$  25%). Na estimativa do balanço hídrico constatou-se que quase metade da água precipitada na bacia, aproximadamente 47% dela se infiltra, é absorvida ou redistribuída no solo por percolação. Outra parte da água é perdida (36%) por evapotranspiração e 18% escoada superficialmente. A estimativa da produção de sedimentos nas sub-bacias da bacia do rio Pirapama indicou que as áreas que produzem maior quantidade de sedimentos estão localizadas nas porções norte e oeste. Os resultados indicaram que tanto os fatores climáticos quanto as características físicas da bacia exercem influência sobre a produção de sedimentos na área de estudo, sobretudo o relevo. A análise das mudanças do uso e ocupação do solo da bacia do rio Pirapama mostrou que essa área possui usos múltiplos que variam no decorrer dos cenários reais analisados, com predomínio da cana-de-açúcar, vegetação rasteira e densa. A análise entre a variação dos processos hidrossedimentológicos e os cenários reais de uso e ocupação do solo (2000 a 2016) indicou forte influência da vegetação rasteira na variabilidade da produção de sedimentos, assim como a vegetação densa e a cana-de-açúcar. Esses usos também apresentaram certa influência na variabilidade do escoamento superficial e da percolação, entretanto de forma mais suavizada, quando comparada com a produção de sedimentos. De maneira geral, as mudanças decorrentes do uso e ocupação do solo na bacia do Rio Pirapama influenciaram na variação e/ou alteração de alguns dos processos hidrossedimentológicos da bacia, sobretudo da produção de sedimentos. Nesse contexto, pode-se dizer que, o uso da terra tem papel fundamental na regularização do ciclo hidrossedimentológico, e que a remoção da vegetação nativa influencia no balanço hídrico da bacia e dos seus reservatórios, caso não haja implementação de práticas conservacionistas e ações para mitigar os efeitos da expansão da agricultura sobre a vegetação nativa.

Palavras-chave: Processos hidrossedimentológicos. Produção de sedimentos. SWAT. Uso da terra.

## ABSTRACT

The integration of the elements of analysis contemplated in this research aimed to bring important information about the runoff-erosion dynamics of the Pirapama River Basin, with the objective of analyzing possible impacts of the changes in the use and occupation of the soil of the region on the dynamics of hydrosedimentological balance, with the aim of creating subsidies that may assist in the management of the area's water resources. For the modeling of basin runoff-erosion process, the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model was used in addition to climate data, elevation, maps and data use and soil types. As input information, different land use and occupation maps were also used for the period from 2000 to 2016. The initial modeling of the basin, without changes of parameters, in four fluviometric stations (Destilaria Bom Jesus, Destilaria Inexport, Cachoeira Tapada and Pirapama). In the calibration the estimated data adjusted to the observed values, presenting results that ranged from very good to satisfactory in all fluviometric stations analyzed (with higher NS values 0,6). The validation of the model provided results considered very good, good and satisfactory in the four fluviometric stations, being higher than the values considered acceptable (NS 0,6 e PBIAS + 25%). In the estimation of the water balance, it was verified that almost half of the water precipitated in the basin, around 47% of it, infiltrates, is absorbed or redistributed in the soil by percolation. Another part of the water is lost (36%) by evapotranspiration and 18% is drained superficially. The estimation of sediment yield in the sub-basins of the Pirapama river basin indicated that the areas that produce the highest amount of sediment are located in the northern and western portions. The results indicated that both the climatic factors and the physical characteristics of the basin influence the sediment yield in the study area, especially the relief. The analysis of changes in the land use of the Pirapama river basin showed that the basin area has multiple uses that vary during the real scenarios analyzed, with predominance of sugarcane, undergrowth and dense vegetation. The analysis between the variation of the hydrosedimentological processes and the real scenarios of land use (2000 to 2016) indicated a strong influence of the undergrowth vegetation on the sediment yield variability, as well as the dense vegetation and sugarcane. These uses also presented some influence on the variability of runoff and percolation, however less strong, when compared with sediment yield. In general, the changes resulting from land use in the Pirapama River basin influenced the variation and/or alteration of some of the basin's hydrosedimentological processes, especially sediment yield. In this context, it can be said that land use has a fundamental role in the regularization of the hydrosedimentological cycle, and that the removal of native vegetation can cause serious damage to the water balance of the basin and its reservoirs, if not implemented conservation practices and actions to mitigate the effects of agricultural expansion on native vegetation.

Keywords: Runoff-erosion processes. Sediment yield. SWAT. Land use.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Etapas do ciclo hidrossedimentológico .....	32
Figura 2 - Bacia hidrográfica e principais zonas de produção de sedimentos .....	37
Figura 3 - Ilustração da formação de depósitos nos reservatórios e os principais problemas decorrentes da deposição .....	40
Figura 4 - Diagrama dos biomas e dos temas transversais para organização e realização do mapeamento por equipes .....	48
Figura 5 - Etapas do processo de geração dos mapas anuais de cobertura e uso da terra do MapBiomas .....	49
Figura 6 - Estrutura do modelo SWAT .....	53
Figura 7 - Esquema ilustrativo da geração das URHs no SWAT: (a) sobreposição dos mapas de vegetação, solo e classes de declividade resultando no (b) mapa das URHs .....	54
Figura 8 - Localização da Bacia do Rio Pirapama e dos postos pluviométricos, meteorológicos e fluviométricos .....	59
Figura 9 - Bacias limitantes da GL2, principais rios e reservatórios da Bacia do Rio Pirapama.....	60
Figura 10 - Precipitação mensal média da Bacia do Rio Pirapama (1933-2014) .....	61
Figura 11 - Produção de água dos sistemas integrantes que compõem a rede de abastecimento da RMR .....	67
Figura 12 - Esquema do movimento da água na fase terrestre e fase aquática no SWAT .....	70
Figura 13 - Diferentes valores de Surlag em função da retenção do escoamento superficial e o tempo de concentração (h).....	73
Figura 14 - Ilustração conceitual da relação entre incerteza de parâmetro e previsão de incerteza .....	86

Figura 15 - Fluxograma das etapas de execução do modelo SWAT para alcançar os objetivos propostos por esta pesquisa .....	88
Figura 16 - MDE utilizado para delimitação automatizada e discretização da bacia do rio Pirapama .....	90
Figura 17 - Mapa de uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Pirapama, obtida por meio de imagens do Landsat 5 (06 de julho de 2005 e 28 de julho de 2007) .....	91
Figura 18 - Distribuição geográfica dos tipos de solo existentes na bacia do rio Pirapama .....	92
Figura 19 - Interface inicial da versão 1.2.0.9 do programa SWAT Check (a), e esquema dos processos hidrológicos (b) .....	107
Figura 20 - Processo das etapas de aporte de sedimentos e produção de sedimentos realizado pelo SWAT .....	109
Figura 21 - (a) Precipitação média, hidrogramas observados e simulados para o posto fluviométrico Destilaria Bom Jesus, e (b) comparação entre essas variáveis na simulação inicial para o período de 2000 a 2006 .....	115
Figura 22 - Relação entre as vazões (m <sup>3</sup> /s) observadas e simuladas para o posto fluviométrico Destilaria Inexport (a) e a comparação entre essas variáveis na simulação inicial (b), para o período de 2000 a 2006 .....	117
Figura 23 - Relação entre as vazões (m <sup>3</sup> /s) observadas e simuladas para o posto fluviométrico Cachoeira Tapada (a) e a comparação entre essas variáveis na simulação inicial (b), para o período de 2000 a 2006 .....	117
Figura 24 - Precipitação e relação entre as vazões (m <sup>3</sup> /s) observadas e simuladas para o posto fluviométrico Pirapama (a) e a comparação entre essas variáveis na simulação inicial (b), para o período de 1988 a 1994 .....	119
Figura 25 - Resultado da análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT para a Bacia do Rio Pirapama .....	121

Figura 26 - Precipitação média e hidrogramas das vazões (m <sup>3</sup> /s) observadas e simuladas para o posto fluviométrico Destilaria Bom Jesus .....	126
Figura 27 - Correlação entre a vazão observada e simulada na calibração (a) e validação (b) para o período de 2000 a 2010 .....	127
Figura 28 - Precipitação média e hidrogramas das vazões (m <sup>3</sup> /s) observadas e simuladas para o posto fluviométrico Destilaria Inexport .....	129
Figura 29 - Correlação entre a vazão observada e simulada na calibração (a) e validação (b) do posto fluviométrico Destilaria Inexport, para o período de 2000 a 2010 .....	129
Figura 30 - Precipitação média e hidrogramas das vazões (m <sup>3</sup> /s) observadas e simuladas para o posto fluviométrico Cachoeira Tapada após o processo de calibração e validação, para o período de 2000 a 2010.....	131
Figura 31 - Correlação entre a vazão observada e simulada na calibração (a) e validação (b) do posto fluviométrico Cachoeira Tapada, para o período de 2000 a 2010 .....	132
Figura 32 - Precipitação média e hidrogramas das vazões (m <sup>3</sup> /s) observadas e simuladas para o posto fluviométrico Pirapama após o processo de calibração e validação, para o período de 2000 a 2010. ....	134
Figura 33 - Correlação entre a vazão observada e simulada na calibração (a) e validação (b) do posto fluviométrico Pirapama, para o período de 2000 a 2010 .....	134
Figura 34 - Esquema do balanço hídrico da bacia hidrográfica do Rio Pirapama no período de 2000 a 2010.....	137
Figura 35 - Distribuição espacial da média acumulada do escoamento superficial na Bacia do Rio Pirapama para o período de 2000 a 2010 .....	140
Figura 36 - Distribuição espacial da média acumulada da produção de sedimentos na Bacia do Rio Pirapama para o período de 2000 a 2010 .....	140

Figura 37 - Distribuição espacial da precipitação média na Bacia do Rio Pirapama para o período de 2000 a 2010 .....	141
Figura 38 - Comparação entre as médias anuais do escoamento superficial e produção de sedimentos para a bacia do Rio Pirapama (a), e relação entre escoamento superficial e produção de sedimentos para o período de 2000 a 2010 .....	144
Figura 39 - Classificação de perdas de solo proposta por Carvalho (2008) para cada sub-bacia da Bacia do Rio Pirapama.....	145
Figura 40 - Área de contribuição da Barragem Pirapama e fração de sedimentos transportada por cada trecho de rio .....	148
Figura 41 - Espacialização da produção média estimada de sedimentos para a área de contribuição do reservatório Pirapama, entre 2000 e 2010.....	150
Figura 42 - Uso e ocupação do solo da bacia do Rio Pirapama adaptada da classificação do MapBiomias .....	148
Figura 43 - Variabilidade anual dos usos do solo da Bacia do Rio Pirapama .....	156
Figura 44 - Área total em porcentagem (%) ocupada por cada uso da terra de 2000 a 2016 .....	157
Figura 45 - Comparação entre as variações dos cenários reais de uso da terra e dos processos hidrossedimentológicos da Bacia do Rio Pirapama em um período de dezessete anos .....	160
Figura 46 - Comparação entre as variações dos cenários reais de uso da terra e da produção de sedimentos da Bacia do Rio Pirapama, em um período de dezessete anos .....	161
Figura 47 - Produção de sedimentos das sub-bacias da Bacia do Rio Pirapama para os diferentes cenários reais de uso e ocupação do solo .....	167

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - URHs geradas a partir da combinação única de vegetação, solo e classe de declividade .....	54
Tabela 2 - Associação dos usos do solo do SWAT com os usos presentes na Bacia do Rio Pirapama.....	92
Tabela 3 - Tipos de solos existentes na Bacia do Rio Pirapama .....	94
Tabela 4 - Características das estações utilizadas .....	96
Tabela 5 - Descrição dos parâmetros utilizados na análise de sensibilidade, intervalos e método de alteração empregados para a calibração. ....	101
Tabela 6 - Parâmetros utilizados para calibração da vazão para a área de estudo.....	104
Tabela 7 - Lista das funções objetivo usadas para avaliar a performance do modelo para a simulação da vazão. ....	105
Tabela 8 - Classificação da eficiência da modelagem realizada pelo SWAT por meio da análise do PBIAS, NSE e R <sup>2</sup> .....	105
Tabela 9 - Classificação das perdas de solo em bacias hidrográficas proposta por Carvalho (2008). ....	110
Tabela 10 - Classes de usos do solo classificados pelo MapBiomas, redefinidos com técnicas de SIG e a associação com o banco de dados do SWAT para a Bacia do Rio Pirapama. ....	113
Tabela 11 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo SWAT para o posto da Destilaria Bom Jesus .....	113
Tabela 12 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo SWAT para o posto da Destilaria Inexport.....	118
Tabela 13 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo SWAT para o posto Cachoeira Tapada.....	118

Tabela 14 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo SWAT para o posto fluviométrico Pirapama. ....	120
Tabela 15 - Parâmetros selecionados após a análise de sensibilidade do modelo SWAT para as sub-bacias 11 e 17.....	122
Tabela 16 - Parâmetros selecionados após a análise de sensibilidade do modelo SWAT para a sub-bacia 22 e 19.....	123
Tabela 17 - Parâmetros mais sensíveis para a calibração do modelo SWAT em bacias hidrográficas do Nordeste brasileiro e correspondência com os parâmetros mais sensíveis desta pesquisa. ....	123
Tabela 18 - Parâmetros utilizados na calibração do modelo SWAT, os métodos utilizados e os valores ajustados para cada sub-bacia .....	130
Tabela 19 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo SWAT após o processo de calibração para o posto fluviométrico Destilaria Bom Jesus.....	133
Tabela 20 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo SWAT após o processo de calibração e validação para o posto fluviométrico Destilaria Inexport.....	135
Tabela 21 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo SWAT após o processo de calibração e validação para o posto fluviométrico Cachoeira Tapada.....	138
Tabela 22 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo SWAT após o processo de calibração e validação para o posto fluviométrico Pirapama .....	135
Tabela 23 - Valores mensais de algumas variáveis do balanço hídrico simulados para a bacia do Rio Pirapama.....	147
Tabela 24 - Média acumulada do escoamento superficial, produção de sedimentos e precipitação para a Bacia do Rio Pirapama (2000 - 2010). ....	159

Tabela 25 - Médias de precipitação, vazão e produção de sedimentos da área de contribuição do reservatório Pirapama, para o período de 2000 a 2010.....	147
Tabela 26 - Área ocupada pelos usos do solo da bacia do Rio Pirapama adaptada da classificação do MapBiomias. ....	153
Tabela 27 - Estimativas anuais das variáveis hidrossedimentológicas para os diferentes usos do solo .....	159

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<b>ALPHA_BF</b>	Constante de recessão do fluxo de base (dias)
<b>ANA</b>	Agência Nacional de Águas
<b>ANION_EXCL</b>	Fração de porosidade a partir da qual os ânions são excluídos
<b>BIOMIX</b>	Eficiência do revolvimento biológico (mm)
<b>CANMX</b>	Armazenamento máximo de água no dossel vegetativo (mm)
<b>CEUPS</b>	Fator de cobertura do solo
<b>CH_K2</b>	Condutividade hidráulica efetiva do canal (mm/h)
<b>CH_N2</b>	Coefficiente de Manning do canal principal (s.m <sup>-1/3</sup> )
<b>CN</b>	Curva-número
<b>CN2</b>	Curva número na condição II (adim.)
<b>CLAY</b>	Argila
<b>CFSR</b>	<i>Climate Forecast System Reanalysis</i>
<b>CPRH</b>	Companhia Pernambucana de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
<b>DFID</b>	<i>Department for International Development</i>
<b>DEWPT</b>	Temperatura do ponto de orvalho
<b>EMBRAPA</b>	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
<b>EPCO</b>	Fator de compensação de água pelas plantas (adim.)
<b>ESCO</b>	Fator de compensação de evaporação do solo (adim.)
<b>FAO</b>	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
<b>GLUE</b>	<i>Generalized Likelihood Uncertainty Estimation</i>
<b>GW_DELAY</b>	Intervalo de tempo para a recarga do aquífero (dias)
<b>GW_REVAP</b>	Coefficiente de ascensão da água à zona não saturada (adim.)
<b>GWQMN</b>	Profund. limite de água no aquífero raso para o fluxo de retorno ocorrer (mm)
<b>HYDGRP</b>	Grupo Hidrológico do Solo
<b>INMET</b>	Instituto Nacional de Meteorologia
<b>INPE</b>	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
<b>IDW</b>	<i>Inverse Distance Weighting</i> (Ponderação do Inverso da Distância)
<b>KEUPS</b>	Fator de Erodibilidade do solo
<b>KINEROS</b>	<i>Kinematic Erosion Model</i>
<b>LZW</b>	<i>Lempel-Ziv-Welch</i>
<b>MCMC</b>	<i>Mark Chain Monte Carlo</i>
<b>MDE</b>	Modelo Digital de Elevação

<b>MODIS</b>	<i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i>
<b>MUSLE</b>	Equação Universal de Perda de Solo Modificada
<b>NLAYERS</b>	Número de Horizontes do Solo
<b>NRCS</b>	<i>Natural Resource Conservation Service</i>
<b>NS</b>	Coefficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe
<b>NCEP</b>	<i>National Centers for Environmental Prediction</i>
<b>PARASOL</b>	<i>Parameter Solution</i>
<b>PBIAS</b>	Percentual de Tendência
<b>PERH</b>	Plano Estadual de Recursos Hídricos
<b>PSO</b>	<i>Particle Swarm Optimization</i>
<b>PCPD</b>	Número de dias de precipitação
<b>PCPMM</b>	Precipitação média mensal
<b>PCPSKW</b>	Coefficiente de assimetria para a precipitação máxima
<b>PCPSTD</b>	Desvio padrão da precipitação
<b>PR_W1</b>	Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias secos
<b>PR_W2</b>	Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias úmidos
<b>R<sup>2</sup></b>	Coefficiente de Determinação
<b>ROCK</b>	Cascalho
<b>RCHRG_DP</b>	Fração de água percolada para o aquífero profundo (adim).
<b>REVAPMN</b>	Profundidade limite da água no solo para ascensão da água à zona não saturada
<b>ROTO</b>	<i>Routing Outputs to Outlets</i>
<b>SAND</b>	Areia
<b>SED_OUT</b>	Quantidade de sedimentos transportado pela água até o exutório
<b>SCS</b>	<i>Soil Conservation Service</i>
<b>SIG</b>	Sistemas de Informações Geográficas
<b>SYLD</b>	Produção de sedimentos (ton/ha)
<b>SILT</b>	Silte
<b>SLSUBBSN</b>	Comprimento da declividade média (m)
<b>SOL_ALB</b>	Albedo
<b>SOL_AWC</b>	Capacidade de água disponível (mm H <sup>2</sup> O/mm solo)
<b>SOL_BD</b>	Densidade aparente do solo
<b>SOL_CBN</b>	Carbono orgânico
<b>SOL_CLAY</b>	Argila
<b>SOL_CRK</b>	Fração de fissuras no solo

<b>SOL_EC</b>	Condutividade Elétrica
<b>SOL_Z</b>	Profundidade da Camada
<b>SOL_ZMX</b>	Profundidade da Raiz
<b>SUFI-2</b>	<i>Sequential Uncertainty Fitting</i>
<b>SURLAG</b>	Coefficiente de atraso do escoamento superficial (adim)
<b>SRTM</b>	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
<b>SWAT</b>	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
<b>SWAT-CUP</b>	<i>SWAT Calibration and Uncertainty Procedures</i>
<b>TMPMN</b>	Temperatura mínima
<b>TMPMX</b>	Temperatura máxima
<b>TMPSTDMN</b>	Desvio padrão da temperatura mínima
<b>TMPSTDMX</b>	Desvio padrão da temperatura máxima
<b>URH</b>	Unidade de Resposta Hidrológica
<b>USDA</b>	<i>United States Department of Agriculture</i>
<b>USGS</b>	<i>States Geological Survey</i>
<b>USLE_K</b>	Fator de Erodibilidade
<b>WINDAV</b>	Velocidade do vento
<b>WP</b>	Ponto de murcha
<b>ZAPE</b>	Zoneamento Agroecológico de Pernambuco

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>25</b>
1.2	HIPÓTESE .....	28
1.3	OBJETIVO GERAL .....	28
<b>1.3.1</b>	<b>Objetivo Específicos .....</b>	<b>28</b>
<b>2</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>29</b>
2.1	BALANÇO HÍDRICO.....	29
2.2	CICLO HIDROSEDIMENTOLÓGICO .....	31
<b>2.2.1</b>	<b>Erosão dos solos, transporte e produção de sedimentos .....</b>	<b>33</b>
<b>2.2.2</b>	<b>Assoreamento de reservatórios .....</b>	<b>38</b>
2.3	MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA .....	41
2.4.	IMPACTOS DAS MUDANÇAS DO USO E COBERTURA DO SOLO SOBRE O REGIME HIDROSEDIMENTOLÓGICO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS .....	44
2.5	PROJETO MAPBIOMAS .....	47
2.6	INTEGRAÇÃO ENTRE SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS EM MODELOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS .....	50
2.7	BREVE DESCRIÇÃO DO MODELO SWAT .....	51
2.8	O MODELO SWAT E SUAS APLICAÇÕES .....	55
<b>3</b>	<b>CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....</b>	<b>58</b>
3.1	LOCALIZAÇÃO .....	58
3.2	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS.....	60
<b>3.2.1</b>	<b>Hidrografia.....</b>	<b>60</b>
<b>3.2.2</b>	<b>Clima .....</b>	<b>61</b>

<b>3.2.3</b>	<b>Relevo e Solos</b> .....	61
<b>3.2.4</b>	<b>Uso e ocupação do solo</b> .....	64
<b>3.3</b>	<b>IMPORTÂNCIA DA BACIA DO RIO PIRAPAMA PARA A REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE (RMR)</b> .....	65
<b>3.3.1</b>	<b>O Sistema Pirapama</b> .....	68
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>69</b>
<b>4.1</b>	<b>DESCRIÇÃO DAS EQUAÇÕES DO MODELO SWAT</b> .....	69
<b>4.1.1</b>	<b>Fase da Terra</b> .....	70
<b>4.1.2</b>	<b>Fase de água ou de propagação</b> .....	82
<b>4.2</b>	<b>SWAT-CUP</b> .....	85
<b>4.2.1</b>	<b>SUFI-2</b> .....	85
<b>4.3</b>	<b>ETAPAS DE EXECUÇÃO DO MODELO SWAT PARA A MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA NA BACIA DO RIO PIRAPAMA</b> .....	87
<b>4.3.1</b>	<b>Banco de Dados</b> .....	88
4.3.1.1	Modelo Digital de Elevação (MDE) .....	89
4.3.1.2	Uso e cobertura do solo .....	90
4.3.1.3	Tipos de solo e suas características físicas .....	92
4.3.1.4	Dados hidroclimáticos e estações de monitoramento.....	95
<b>4.3.2</b>	<b>Etapas de execução</b> .....	97
4.3.2.1	Processo de discretização da bacia .....	97
4.3.2.2	Definição das Unidades de Respostas Hidrológicas (URHs) .....	98
4.3.2.3	Entrada dos dados climáticos (menu <i>Weather Data Definition</i> ) .....	99
<b>4.3.3</b>	<b>Modelagem inicial</b> .....	99
<b>4.4</b>	<b>ANÁLISE DE SENSIBILIDADE, CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO</b> .....	100

<b>4.4.1</b>	<b>Análise de sensibilidade.....</b>	<b>100</b>
<b>4.4.2</b>	<b>Calibração e Validação.....</b>	<b>103</b>
4.5	ANÁLISE DE DESEMPENHO DO MODELO.....	104
4.6	ESTIMATIVAS DAS COMPONENTES DO BALANÇO HÍDRICO .....	106
4.7	AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS .....	107
<b>4.7.1</b>	<b>Estimativa da produção de sedimentos e espacialização por sub-bacias .....</b>	<b>109</b>
<b>4.7.2</b>	<b>Produção de sedimentos total da área de contribuição do reservatório Pirapama .....</b>	<b>110</b>
4.8	CENÁRIOS REAIS DE MUDANÇAS NO USO DA TERRA DA BACIA DO RIO PIRAPAMA .....	111
<b>4.8.1</b>	<b>Análise das mudanças de uso e ocupação do solo .....</b>	<b>111</b>
<b>4.8.2</b>	<b>Análise das simulações hidrossedimentológicas segundo as mudanças anuais de uso e ocupação do solo .....</b>	<b>112</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>114</b>
5.1	MODELAGEM INICIAL DO POSTO FLUVIOMÉTRICO DESTILARIA BOM JESUS (SUB-BACIA 11).....	114
5.2	MODELAGEM INICIAL DO POSTO FLUVIOMÉTRICO DESTILARIA INEXPORT (SUB-BACIA 19) .....	116
5.3	MODELAGEM INICIAL DO POSTO FLUVIOMÉTRICO CACHOEIRA TAPADA (SUB-BACIA 17) .....	117
5.4	MODELAGEM INICIAL DO POSTO FLUVIOMÉTRICO PIRAPAMA (SUB-BACIA 22).....	119
5.5	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	120
5.6	CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO .....	124
<b>5.6.1</b>	<b>Calibração e validação do posto fluviométrico da Destilaria Bom Jesus.....</b>	<b>125</b>

5.6.2	<b>Calibração e validação do posto fluviométrico da Destilaria Inexport.....</b>	128
5.6.3	<b>Calibração e validação do posto fluviométrico Cachoeira Tapada .....</b>	130
5.6.4	<b>Calibração e validação do posto fluviométrico Pirapama .....</b>	133
5.7	<b>ANÁLISE DO BALANÇO HÍDRICO DA BACIA DO RIO PIRAPAMA .....</b>	136
5.8	<b>PROCESSOS EROSIVOS NA BACIA DO RIO PIRAPAMA .....</b>	139
5.8.1	<b>Estimativa do escoamento superficial e da produção de sedimentos nas sub-bacias da bacia do Rio Pirapama .....</b>	139
5.8.2	<b>Classificação das perdas de solo para as sub-bacias da Bacia do Rio Pirapama .....</b>	144
5.8.3	<b>Estimativa do aporte de sedimentos para o reservatório Pirapama .....</b>	146
5.9	<b>ANÁLISE DAS MUDANÇAS DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA DA BACIA DO RIO PIRAPAMA.....</b>	152
6	<b>ANÁLISE DAS SIMULAÇÕES DE CENÁRIOS REAIS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE OS PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS .....</b>	157
6.1	<b>ANÁLISE DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS A NÍVEL DE SUB-BACIAS UTILIZANDO OS CENÁRIOS REAIS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO .....</b>	164
7	<b>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....</b>	168
7.1	<b>RECOMENDAÇÕES .....</b>	169

## **REFERÊNCIAS**

### **APÊNDICE A – PARÂMETROS DOS SOLOS**

### **APÊNDICE B – MÉDIAS MENSAIS DAS VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS**

### **APÊNDICE C – PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS DAS SUB-BACIAS PARA CADA CENÁRIO REAL DE USO DA TERRA**

## 1 INTRODUÇÃO

O processo de ocupação do espaço, em virtude das diversas atividades antrópicas, como por exemplo, a expansão urbana e as atividades agropecuárias, ocorreu em um período em que as informações técnicas não eram tão disseminadas, ou seja, em um momento em que não havia tanta preocupação em relação à conservação da água, do solo e de outros recursos naturais. Esse tipo de ocupação, sem um planejamento adequado e sem a preocupação com o meio ambiente, que perdura até os dias atuais, gera diversas pressões sobre o meio natural, desencadeando problemas como a degradação dos recursos hídricos e a redução da capacidade produtiva dos solos, por exemplo (JUNIOR et al., 2013).

Tais problemas ambientais, sobretudo os relacionados à falta de planejamento adequado quanto ao uso e ocupação do solo, também podem causar possíveis alterações no ciclo hidrológico e, conseqüentemente, no sedimentológico de bacias hidrográficas, potencializando a perda de solo por erosão hídrica e assoreamento de corpos d'água, causando maior incidência de enchentes e inundações. Henrique et al. (2017) enfatizam que, apesar da erosão ser um fenômeno natural, esta pode ser intensificada pelo uso e manejo inadequado do solo, causado principalmente pela sua exploração intensiva, associada às práticas de manejo e conservação indevidas.

Segundo Aparecido et al. (2016) as atividades humanas em bacias hidrográficas (rurais ou urbanas) provocam alterações expressivas na dinâmica da água, podendo reduzir a disponibilidade dos mananciais pelo assoreamento e ocasionar a diminuição da seção natural da calha transportadora. Esse processo, que ocorre naturalmente, pode ser potencializado pela combinação de chuvas de elevadas intensidades e manejo inadequado dos solos, facilitando a ação erosiva (MEISTER et al., 2017).

Na Região Nordeste do Brasil, mais especificamente nas regiões litorâneas, a erosão e produção de sedimentos em bacias hidrográficas é bastante acentuada, por consequência da alta intensidade pluviométrica e das crescentes alterações no uso e ocupação do solo (SANTOS 2015). Silva (2010) remonta essa realidade ao afirmar que a zona litorânea do Nordeste brasileiro apresenta dois fatores importantes que influenciam diretamente nos estudos de erosão na região: a variabilidade pluviométrica e as alterações no uso e ocupação do solo. A soma desses dois fatores intensifica as alterações nos processos hidrossedimentológicos em bacias hidrográficas, sobretudo no aumento do escoamento superficial e da erosão dos solos, refletindo no desenvolvimento regional.

Nesse contexto, o manejo integrado dos recursos hídricos deve-se apresentar como um processo de desenvolvimento coordenado, que envolva a gestão das águas e a articulação com o planejamento e ordenamento do uso da terra, integrando aspectos técnicos, econômicos, ambientais e sociais (JUNIOR et al., 2013). Visando a sustentabilidade no uso da água, as bacias hidrográficas devem ser consideradas unidades de gerenciamento dos recursos hídricos, necessitando de manejos conservacionistas no uso dos recursos naturais.

Assim, no âmbito de bacias hidrográficas, entende-se que a gestão dos recursos hídricos deve atuar de forma sistemática, levando em consideração a integração entre as intervenções antrópicas e o meio natural, para garantir o suprimento de água de qualidade às necessidades da sociedade (SILVA et al., 2018).

Desta forma, estudos e investigações científicas voltadas para o entendimento dos processos hidrossedimentológicos, frente às alterações do uso e ocupação do solo em bacias hidrográficas, permitem auxiliar na preservação dos recursos hídricos e, conseqüentemente, no desenvolvimento das regiões. Sendo assim, entende-se que modelos hidrológicos que representem de forma consistente os processos hidrossedimentológicos existentes em bacias hidrográficas podem de fato contribuir para o planejamento e gestão dos recursos hídricos (SANTOS et al., 2013).

A utilização de modelos hidrológicos proporciona custos menores e economia de tempo para analisar mudanças físicas e antrópicas em bacias hidrográficas. Eles são capazes de representar os processos físicos de um sistema e de gerar informações normalmente não disponíveis, apresentando capacidade de resumir informações hidrológicas importantes para tomada de decisão, dentro da finalidade do gerenciamento e planejamento de recursos hídricos (ANDRADE, 2018).

No entanto, é importante enfatizar que embora exista um considerável avanço de conhecimento científico em relação aos processos que ocorrem em bacias hidrográficas, a representação desse conhecimento para a escala real muitas vezes é insatisfatória (MCINTYRE et al., 2005). A compilação de dados que são assumidas na modelagem, agregações do espaço, aliadas a falta de conhecimento pleno dos parâmetros e informações de campo que compõem o sistema, imprimem incertezas aos resultados que são gerados pelo modelo. Dessa forma, o grau de confiabilidade de um modelo hidrológico pode ser avaliado por meio das técnicas de análise de incertezas e sensibilidade, que permitem representar e quantificar um intervalo possível de valores de parâmetros que representem o sistema modelado.

Nesse contexto, os modelos hidrológicos e hidrossedimentológicos integrados aos SIGs permitem que análises de incertezas e sensibilidade possam ser consideradas também no processo

de modelagem. Além disso, essa integração possibilita espacializar os dados e realizar o cruzamento de informações espaciais e tabulares, simulando os processos hidrossedimentológicos de forma distribuída na bacia hidrográfica, como exemplo desse tipo de modelo tem-se o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) (COLOMBO et al., 2016).

O SWAT permite representar distintos processos físicos em uma bacia hidrográfica como, a evapotranspiração, a infiltração, o escoamento de água, entre outros, com o objetivo de analisar os impactos gerados por alterações no uso da terra sobre o escoamento (superficial e subterrâneo), produção de sedimentos e também qualidade de água (NEITSCH et al., 2011). O uso deste tipo de modelo fornece previsão de impactos ambientais e otimização dos custos de gerenciamento.

Nesse contexto, o modelo SWAT se projeta como uma ferramenta importante para a gestão dos recursos hídricos da porção litorânea de Pernambuco, assim como de outras regiões, em especial para a Bacia do Rio Pirapama, considerada de grande relevância para o abastecimento de água da Região Metropolitana do Recife. Essa região enfrentou sérios problemas de racionamento de água, mesmo com índices pluviométricos consideráveis.

Desde 2001, a bacia do Rio Pirapama tem sido uma das principais fontes de abastecimento de água na Região Metropolitana do Recife (RMR), com a implantação do Reservatório Pirapama. No entanto, atualmente, a bacia está sofrendo sérios problemas em relação à degradação ambiental de seus cursos de água, devido ao desmatamento contínuo da vegetação natural, ocupação do território por habitações e desenvolvimento de atividades agroindustriais, caracterizadas por extensas áreas de cultivo de cana-de-açúcar, além da contaminação de suas águas.

Dessa forma, entende-se que, devido a tais fatores, estudos que analisem as mudanças no uso e ocupação do solo da bacia e possíveis impactos nos processos hidrossedimentológicos são de extrema urgência, devido às condições de degradação atual em que a bacia se encontra. Através da realização desse tipo de estudo é possível identificar, por exemplo, áreas mais suscetíveis ao processo de erosão na região, e por meio disso, aplicar medidas de mitigação que minimizem os impactos decorrentes de problemas ambientais na bacia, causados principalmente por ações antrópicas.

## 1.2 HIPÓTESE

A Bacia do Rio Pirapama é de grande importância para a Região Metropolitana do Recife, no entanto as intensas transformações no uso e ocupação do solo da região têm gerado sérios problemas de ordem ambiental. Atualmente, o principal problema da bacia é a degradação ambiental generalizada, associada aos processos de ocupação do território para habitação e para o desenvolvimento de atividades agroindustriais. A degradação substancial dos ecossistemas naturais na bacia é agravada pelas precárias condições de vida da população, pela poluição por esgotos domésticos, resultante das deficientes condições sanitárias associadas à ocupação irregular do solo, e pela poluição difusa das agroindústrias existentes na região (GAMA, 2003).

Para isso, justifica-se o estudo das alterações sistemáticas do uso e ocupação do solo da bacia, para tentar identificar se tais alterações estão influenciando na dinâmica do balanço hidrossedimentológico da bacia, assim como acelerando o processo de erosão, à medida que as mudanças se intensificam ou não.

## 1.3 OBJETIVO GERAL

Analisar os impactos das mudanças do uso da terra sobre a dinâmica hidrossedimentológica na bacia do rio Pirapama, para auxiliar na gestão dos recursos hídricos da região.

### 1.3.1 Objetivos específicos

- Estimar o balanço hídrico da área de estudo;
- Estimar e analisar distribuição espacial da produção de sedimentos na bacia do Rio Pirapama;
- Estimar o aporte de sedimentos anual na área de contribuição do reservatório Pirapama;
- Analisar as mudanças do uso da terra na bacia do rio Pirapama;
- Analisar as alterações na dinâmica hidrossedimentológica da bacia.

## 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Esse item traz uma breve revisão bibliográfica sobre os principais temas abordado nesta pesquisa, como: balanço hídrico, ciclo hidrossedimentológico, dinâmica da erosão dos solos, a importância dos SIGs na modelagem hidrossedimentológica, análise das mudanças de uso e ocupação do solo, projeto MapBiomas e uma breve descrição sobre o modelo hidrossedimentológico utilizado (SWAT) e suas aplicações pelo mundo.

### 2.1 BALANÇO HÍDRICO

O balanço hídrico é entendido como a soma da quantidade de água que entra e sai de um sistema em um determinado intervalo de tempo. O entendimento do balanço hídrico é um dos fundamentos mais importantes para conhecer os efeitos causados pelo homem sobre o meio natural, disponibilidade hídrica e sustentabilidade ambiental, podendo ser determinado para uma camada de solo, para um trecho de rio ou por uma bacia hidrográfica (TUCCI, 2009).

Pode ser considerado como um sistema agrometeorológico que permite avaliar conjuntamente as variáveis meteorológicas (temperatura do ar, precipitação, evapotranspiração potencial e de referência, além de outras) e do solo (água disponível, profundidade do perfil e outras características físicas) (TUCCI, 2009). Além dessa avaliação conjunta, solo e clima, as características das plantas (coeficiente da cultura, evapotranspiração máxima da cultura, fases fenológicas) também são consideradas (SILVA et al., 2015b).

Em escala global, o balanço hídrico se caracteriza como o próprio “ciclo hidrológico”, cujo resultado indica a quantidade de água disponível no sistema (no solo, rios, lagos, vegetação úmida e oceanos), ou seja, na biosfera, apresentando um ciclo fechado (TOMASSELA e ROSSATO, 2005).

Tucci (2009) considera a bacia hidrográfica como o melhor espaço de avaliação do comportamento hídrico, pois tem definido o espaço de entrada, o local de saída e a seção de rio que define a bacia hidrográfica. Assim, em uma escala intermediária, o balanço hídrico resulta na vazão de água desse sistema, que pode ser representado por uma microbacia hidrográfica, onde em períodos em que a chuva é menor do que a demanda atmosférica por vapor d'água, a vazão diminui, ao passo que nos períodos em que a chuva supera a demanda, a vazão aumenta.

Em escala local, representado por uma cultura, o balanço hídrico tem por finalidade estabelecer a variação de armazenamento e a disponibilidade de água no solo. Quando se verifica

a umidade do solo e o quantitativo armazenado por ele, é possível determinar se há deficiência hídrica da cultura, a qual está intimamente ligada aos níveis de rendimento da lavoura (SILVA et al., 2015b).

Ainda segundo Tucci (2009), o balanço hídrico é de suma importância para o planejamento agropecuário, principalmente para saber quais são as épocas propícias para plantio e controle de pragas, para o planejamento de obras de engenharia, previsão e acompanhamento de enchentes, zoneamento de áreas inundáveis, estudo de mudanças climáticas entre outros.

Neste contexto, o trabalho de Valcarcel (1985) mostra a importância da floresta no balanço hídrico de bacias hidrográficas, mais especificamente na região ocidental dos Andes Venezuelanos. Segundo o autor, a floresta influi no balanço hídrico da região desde a precipitação até a regularização do regime hídrico dos rios; passando pela interceptação (19% da precipitação total anual), infiltração e percolação (37%), evapotranspiração (62%), escoamento superficial (0,95%) e minimizando o impacto da gota de chuva, em aproximadamente 80,7% do total da precipitação no local. A floresta atua como fator estabilizador dos solos, que na região são de textura argilosa, pouco profundos e localizados em zonas de relevo acidentados, melhorando suas propriedades físico-hidrológicas.

O estudo realizado por Ayivi e Jha (2018) estimou o balanço hídrico e a produção de água em uma bacia hidrográfica da Carolina do Norte, usando o SWAT e diferentes cenários de uso e ocupação do solo e dados climáticos futuros, com a intenção de subsidiar ações de sustentabilidade hídrica na região. Os autores constataram um aumento significativo de 2010 a 2030 no escoamento superficial e na produção de água da bacia, e enfatizaram que as perspectivas do aumento dos gases do efeito estufa na região e no planeta podem alterar os padrões climáticos futuros e causar impactos hidrológicos significativos.

A pesquisa de Sousa et al. (2018) estimou o balanço hídrico em uma sub-bacia da bacia hidrográfica do Rio Ipanema, Pernambuco, utilizando diferentes métodos para avaliar as componentes do balanço hídrico. Os resultados das médias mensais das componentes do balanço hídrico simuladas pelo SWAT (Penman–Monteith) foram comparados às médias mensais simuladas pelo método de Thornthwaite e Mather para a área da sub-bacia. A comparação apresentou valores satisfatórios na climatologia hídrica local, onde o ciclo temporal, considerando valores climáticos mensais para toda a bacia, foi bem representado entre os dois métodos.

Bansode e Pail (2016) avaliaram o balanço hídrico em pequenas bacias hidrográficas localizadas no distrito de Gangapur, em Maharashtra, na Índia, utilizando o Q-SWAT para um período de 33 anos. A partir dessa análise, os autores concluíram que o regime hídrico da área foi bem representado pelo modelo, e que os parâmetros estimados podem ser utilizados para o

gerenciamento hídrico em áreas agrícolas, para avaliação do impacto das mudanças climáticas, para previsão de vazão e avaliação da qualidade da água na região. Ainda enfatizaram que o estudo do balanço hídrico minimiza o risco de seca e ajuda na gestão adequada dos recursos hídricos disponíveis na área de estudo.

Dessa forma, entende-se que o estudo e a compreensão do balanço hídrico em um determinado sistema podem gerar formas de manejo viáveis que facilite a tomada de decisão, tanto em bacias hidrográficas quanto para o desenvolvimento de culturas em geral.

## 2.2 CICLO HIDROSSEDIMENTOLÓGICO

O ciclo hidrossedimentológico ocorre paralelamente e simultaneamente ao ciclo hidrológico, e está intimamente vinculado a ele, uma vez que necessita de escoamento superficial nas vertentes e na rede de drenagem, para que haja deslocamento, transporte e deposição de partículas sólidas. Esse ciclo é visto como um ciclo aberto, já que o deslocamento e transporte de sedimentos ocorre sempre para trechos a jusante da bacia hidrográfica (PAZ, 2004; BORDAS e SEMMELMANN, 2014).

De acordo com Tucci (2009), assim como é possível diferenciar os principais componentes do ciclo hidrológico, também é possível identificar os processos que regem o deslocamento de partículas sólidas que formam o ciclo hidrossedimentológico. Esses processos são definidos como desagregação, erosão, transporte, sedimentação, depósito e consolidação.

A desagregação diz respeito ao desprendimento de partículas sólidas do meio ao qual fazem parte, causada por variações de temperatura, reações químicas, ações mecânicas, entre outros, além de ações antrópicas, sendo o impacto das gotas da chuva o principal agente desagregador. Nesse processo, é de suma importância a conservação da cobertura vegetal na bacia, por diminuir o impacto da chuva sobre o solo. Por causa do desmatamento, em algumas áreas, a desagregação do solo resulta em uma massa de partículas sólidas exposta à ação do escoamento superficial.

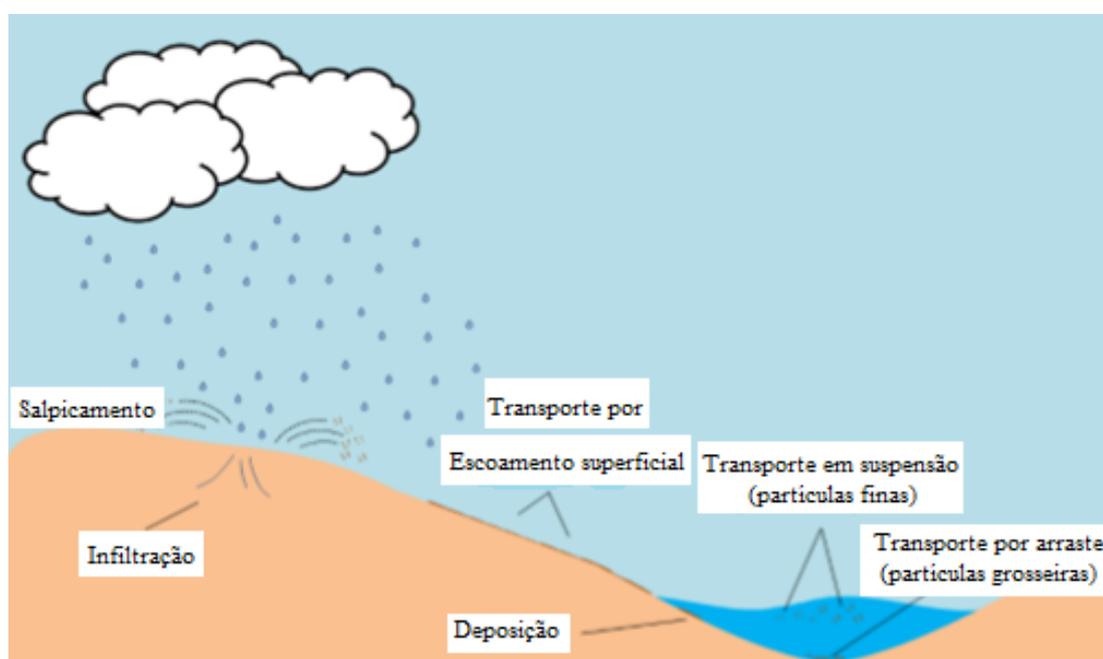
A erosão hídrica é um processo de deslocamento das partículas sólidas do seu local de origem sob o efeito do escoamento. O deslocamento ocorre quando as forças hidrodinâmicas exercidas pelo escoamento ultrapassam a resistência oferecida pelas partículas, resultando no transporte de sedimentos. O transporte do material erodido pode ocorrer por rolamento e/ou deslizamento no fundo dos rios (partículas pesadas), ou por suspensão (partículas leves).

A sedimentação é o processo em que as partículas mais finas transportadas em suspensão restabelecem contato com o fundo sobre o efeito da gravidade, que culmina no processo de

deposição. O processo de deposição pode ser entendido como a parada total das partículas em suspensão, recém-decantadas sobre o fundo ou daquelas transportadas por arraste. Diferindo da sedimentação, cuja partícula recém-decantada pode continuar se movimentando após entrar em contato com o fundo, segundo as forças hidrodinâmicas existentes. A deposição de sedimentos tem sua maior importância no estudo de assoreamento de reservatórios, devido à construção das barragens alterar a dinâmica hidráulica da bacia, e elevar a sedimentação das partículas em suspensão nos seus diversos tamanhos.

Por fim, tem-se o processo de consolidação, que se refere ao acúmulo e compactação de partículas sobre o fundo do rio, após o depósito, motivado pelo peso das partículas, pela pressão hidrostática (peso da coluna de água acima) ou por qualquer fenômeno que venha aumentar a densidade dos depósitos. A Figura 1 apresenta uma breve ilustração do funcionamento do ciclo hidrossedimentológico em bacias hidrográficas. Segundo a ilustração, o ponto de partida do ciclo hidrossedimentológico ocorre com o impacto das gotas de chuva no terreno, que promove o desprendimento das partículas de solo e ocasiona o transporte destas por salpicamento a curta distância. Após a desagregação, o material é transportado ao longo do terreno em decorrência do escoamento superficial até atingir o canal fluvial, onde passa a ser transportado pelo fluxo de água existente no canal. Quando a capacidade de transporte do fluxo de água é superada, seja por condições de vazão ou velocidade do fluxo, ocorre a deposição do sedimento, que passa a fazer parte da área de drenagem ou do leito do canal na bacia hidrográfica (CARVALHO NETO, 2018).

Figura 1 - Etapas do ciclo hidrossedimentológico.



Fonte: Dantas (2016).

Embora diversos problemas possam surgir pela presença excessiva de sedimentos, Carvalho (2008) aponta que seu fluxo é fundamental para manutenção dos ambientes naturais, uma vez que transportam elementos importantes para a flora e a fauna aquática, para as margens dos rios e manutenção dos mares, e para o equilíbrio do fluxo sólido e do líquido entre os continentes e as zonas costeiras.

No contexto dos fenômenos que influenciam os processos hidrossedimentológicos, cabe salientar a necessidade de uma análise integradora, considerando as relações que os fatores erosivos possuem entre si em ambientes naturais ou modificados dentro do recorte espacial adotado. Sem a compreensão destes fenômenos, a descrição e o entendimento da erosão e da produção de sedimentos são altamente sujeitos a erros e incertezas.

### **2.2.1 Erosão dos solos, transporte e produção de sedimentos.**

A erosão é um processo natural caracterizado pela perda seletiva de materiais do solo, onde os materiais das camadas superficiais são arrastados pela ação da água ou do vento. A erosão causada pela ação da água é denominada erosão hídrica, enquanto a erosão eólica é aquela causada pela ação do vento. A ação de ambos os agentes, água e vento, é favorecida em áreas com declividade acentuada ou que não possuem cobertura vegetal suficiente para promover a redução da erosão (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005).

Entre os processos erosivos de origem hídrica, os mais relevantes, para Carvalho (2008) são: a erosão fluvial; a erosão hídrica superficial; erosão por remoção em massa; e a erosão devido a eventos extremos. A erosão fluvial ocorre de forma contínua pela ação das correntes dos rios, responsável principalmente pelo aprofundamento e alargamento do leito dos rios, onde o material erodido é chamado de aluvião. A erosão hídrica superficial pode ser dividida em cinco tipos: erosão pluvial - produzida pelo impacto das gotas de chuva; erosão laminar – que ocorre durante fortes precipitações, ao criar uma lâmina d'água em solos saturados; erosão por escoamento difuso – constituído por filetes de água que se dividem em braços e transportam o material sólido; erosão por escoamento difuso intenso – semelhante ao anterior, mas com maior intensidade; e erosão por escoamento concentrado – quando os sulcos formados sofrem deslizamentos e desabamentos, formando voçorocas. A erosão por remoção em massa ocorre quando o solo está saturado, em conjunto com a influência da gravidade, movimentando grandes quantidades de material superficial e rochas. Já a erosão proveniente de eventos extremos é ocasionada por enchentes.

A erosão hídrica é formada por três diferentes fases físicas: desagregação; transporte; e deposição. A desagregação é caracterizada pela quebra e individualização das partículas de massa do solo, ocasionada pelo escoamento superficial e pelo impacto direto das gotas de chuva na superfície. As partículas que são desagregadas salpicam com as gotículas de água e retornam à superfície, ocasionando uma possível selagem dos poros superficiais, que culmina na redução da infiltração de água. Quando a intensidade da chuva passa a ser maior que a taxa de infiltração, inicia-se o escoamento superficial, levando a segunda fase do processo, que é o transporte de sedimentos. Após esse processo a deposição ocorre quando a velocidade do escoamento superficial é reduzida (SANTOS, 2006, SANTOS, 2015).

O processo de transporte de material erodido pela água pode ocorrer de diversas formas, variando de acordo com as condições locais e do escoamento, em função de diversos aspectos relacionados com a partícula, com o tamanho, o peso e a forma, assim também pela velocidade da corrente, declividade do leito, forma do canal. Geralmente as partículas mais pesadas deslocam-se sobre o fundo por rolamento, deslizamento ou, em alguns casos, por saltos curtos, e constituem a chamada descarga sólida de fundo ou arraste. Já as partículas mais leves deslocam-se no seio do escoamento e constituem a descarga sólida em suspensão. Estas podem ser provenientes da bacia vertente, ou do fundo e paredes da calha, enquanto o arraste é exclusivamente constituído de material encontrado no fundo (TUCCI, 2009).

O volume de um sedimento transportado por um curso hídrico é um componente de fundamental importância a ser considerado para o planejamento e operação das obras hidráulicas. Assim, Paz (2004) aponta e caracteriza alguns dos principais problemas associados aos transportes de sedimentos que causam custos econômicos e ambientais, tais como:

(a) Remoção intensa de solos, fertilizantes e pesticidas: pode ocorrer segundo o tipo de solo e ocupação que se faz dele (mata nativa, lavoura, área de desmatamento, etc.), trazendo prejuízos para a agricultura (custos com mais adubos e agrotóxicos) e para o meio natural, na medida em que tais substâncias interfiram nos ecossistemas. Por isso, o manejo do solo e da lavoura como um todo (preparo do solo, época de adubação, forma de irrigação, etc.) deve ser avaliado para minimizar o problema.

(b) Recobrimento de áreas de lavoura por sedimentos estéreis, ocorrendo perdas de produção agrícola: tal fato ocorre devido a sedimentos carregados de áreas da superfície vertente a montante das lavouras e também pelo próprio rio, quando este extravasa, e parte dos sedimentos transportados é depositada na planície de inundação.

(c) Assoreamento de reservatórios: a construção de reservatórios ou açudes obstrui o transporte natural de sedimentos pelos rios, e pela menor velocidade do escoamento da água nos açudes (em relação ao rio). As partículas que estão sendo transportadas se depositam no fundo, causando o assoreamento. Dependendo da intensidade com que esse processo ocorra, o reservatório pode perder boa parte de sua capacidade de armazenagem de água. Por meio disso, pode ocorrer uma série de impactos no ambiente à jusante da barragem, já que tais sedimentos não chegarão ao curso final do rio. Como exemplo, pode-se citar os casos de rios que correm para o mar. O impedimento do aporte de sedimentos trazidos pelo rio pode intensificar o processo de erosão das áreas costeiras pelo mar, já que este antes retirava os sedimentos trazidos pelo rio.

(d) Necessidade de manutenção de sistemas de irrigação e drenagem: o acúmulo de sedimentos depositados nos sistemas de irrigação e drenagem, como valas de derivação e condução de águas, prejudica o funcionamento adequado para o qual foram projetados, necessitando de manutenção e, com isso, provocando mais custos econômicos.

(e) Necessidade de dragagem de vias navegáveis e portos: as vias navegáveis, seja em rios ou lagos, necessitam de certa profundidade para que navios de maior porte possam passar. Dependendo da dinâmica de sedimentos na bacia, essas vias podem precisar de dragagens periódicas, a fim de retirar os sedimentos depositados e manter uma profundidade desejada. (f) Degradação da qualidade de água: a maior presença de partículas sólidas na água de rios e lagos (em suspensão ou dissolvidos) traz prejuízos ao ambiente, ao aumentar a turbidez e diminuir a passagem da luz solar, entre outros, assim como prejuízos econômicos, por aumentar os custos de remoção dessas partículas na água, captada para abastecimento público de água ou de indústrias.

(g) Erosão de rodovias, ferrovias e oleodutos: o manejo do solo incorreto e a ausência de estruturas de contenção (como valas de drenagem) podem acarretar na erosão de rodovias, ferrovias e oleodutos, devido ao escoamento superficial, com grandes transtornos e prejuízos financeiros.

(h) Necessidade de remoção de sedimentos em áreas inundadas: com a passagem da onda de cheia, os sedimentos depositados precisam ser removidos, acarretando custos adicionais.

O escoamento superficial é o principal processo associado à erosão hídrica, pois promove o transporte de partículas do solo em suspensão, fertilizantes químicos, matéria orgânica, sementes e agrotóxicos, que além de causarem prejuízos diretos à produção agropecuária, também pode causar a poluição dos cursos d'água (BRAGA, 2000; PRUSKI et al., 2006). O escoamento superficial varia em função de vários fatores, que podem ser classificados em agroclimáticos e fisiográficos. Os agroclimáticos se destacam pela intensidade e a duração da

precipitação, a cobertura e os tipos de uso da terra, e a evapotranspiração. Os fatores fisiográficos abrangem a área da declividade e forma da bacia, tipos de solo, topografia, rede de drenagem e obras hidráulicas presentes na bacia hidrográfica (SILVA, 2015).

O entendimento da configuração topográfica de qualquer bacia hidrográfica é de grande importância para avaliar a sua suscetibilidade a erosão. Quanto maior a inclinação da vertente, maior o escoamento superficial que nela se desenrola e maior a energia aplicada ao solo. Assim, a declividade exerce acentuada influência sobre a erosão, o tamanho e a quantidade de material em suspensão arrastado pela água (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005).

Assim como o relevo, a cobertura vegetal também tem um papel relevante no processo de erosão, uma vez que ela pode atenuar os impactos das gotas de chuva, diminuindo a velocidade de escoamento da enxurrada. A presença de resíduos vegetais na superfície do solo aumenta a rugosidade hidráulica dessa superfície, reduzindo a velocidade e aumentando a profundidade do fluxo superficial (VOLK et al., 2004). A derrubada da vegetação natural para o desenvolvimento da agricultura aumenta a superfície do solo exposta e o escoamento superficial, diminuindo o potencial de infiltração do solo, e, conseqüentemente, resultando em grande perda de solo.

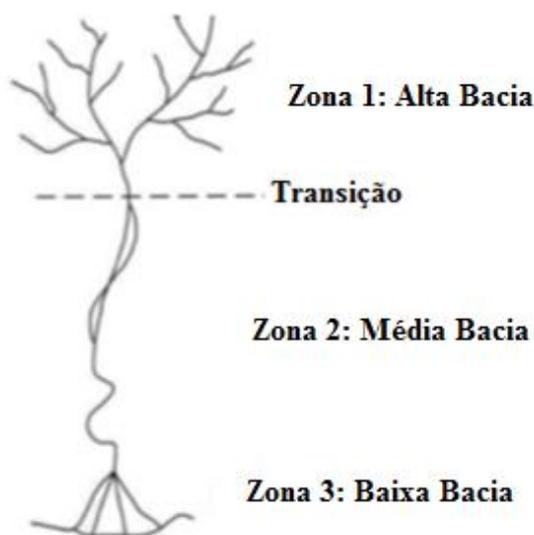
A aceleração do processo erosivo pode ser controlada quando se utiliza adequadamente o solo. O aumento na mudança da cobertura do solo e a implementação de estruturas mecânicas de controle da enxurrada reduz o processo erosivo. Estas medidas alteram a exposição do solo às gotas de chuva pela interceptação pelo dossel e cobertura morta, melhora a qualidade estrutural do solo, reduz a velocidade do escoamento superficial, e aumenta a infiltração (SANTOS et al., 2014). Segundo Defersha e Melesse (2012), a mudança do uso da terra de pastagem para solo descoberto, por exemplo, aumenta a produção de sedimentos em bacias hidrográfica.

Segundo Galdino e Victória (2014), a produção de sedimentos é uma das principais conseqüências da erosão hídrica, sendo considerada a quantidade de sedimentos ou parte do solo erodido que atinge o exutório da bacia. Sua quantificação é importante por permitir correlacionar práticas de conservação do solo e da água no comportamento das descargas sólidas.

Carvalho (2008) idealizou uma pequena ilustração das principais zonas de produção de sedimentos que podem ocorrer em bacias hidrográficas (Figura 2). De acordo com a ilustração, a Zona 1 representa a região de cabeceira dos rios, onde se encontram os sedimentos com tamanhos maiores (pedras, cascalhos), e onde ocorre a maior fonte de geração de sedimentos, por serem áreas mais propensas à erosão e à degradação. Na transição ocorre o maior transporte de sedimentos, pois esta zona recebe carga sólida dos diversos afluentes da bacia. Na Zona 2 (Média Bacia) a erosão do solo diminui, uma vez que as declividades decrescem e as chuvas se tornam menos intensas. Ao longo do percurso, os sedimentos são fracionados e suas granulometrias

reduzidas. Com o desenvolvimento do curso d'água para jusante, há uma maior produção de material fino. Na Zona 3 (Baixa Bacia) encontra-se a região de menor erosão, com forte deposição dos sedimentos nos colúvios e sua distribuição nos terrenos (CARVALHO, 2008).

Figura 2 - Bacia hidrográfica e principais zonas de produção de sedimentos.



Fonte: Adaptada de Carvalho (2008).

De acordo com Tucci (2009), é possível estimar a produção de sedimentos, por exemplo, tomando como base o volume de material dragado dos canais, através da avaliação de assoreamento de lagos, a partir de valores típicos relacionados aos níveis e tipos de urbanização ou por meio de equações típicas. No entanto, é importante ressaltar a relação existente entre o tamanho da bacia e a carga de sedimentos.

À medida que o tamanho da bacia aumenta, a produção de sedimentos por unidade de área diminui. Essa relação é resultado do aumento na probabilidade do sedimento ser depositado ou armazenado em porções da bacia antes de alcançar os cursos hídricos em grandes bacias hidrográficas. Por outro lado, as bacias pequenas são mais íngremes, fato que aumenta a energia disponível para erosão do solo e transporte de sedimentos (SILVA, 2015).

Dessa forma, é extremamente importante para a evolução do entendimento dos processos erosivos que o regime hidrológico seja compreendido, principalmente, o processo de infiltração e geração do escoamento superficial, responsáveis pelo desencadeamento da erosão hídrica na escala de bacia. Além disso, também deve-se levar em consideração as características fisiográficas de determinada área, sobretudo a topografia da região e a eficiência que a proteção do solo promove na redução do escoamento superficial e da produção de sedimentos.

### 2.2.2 Assoreamento de reservatórios

A construção de uma barragem e a conseqüente formação do seu reservatório geralmente alteram as condições naturais dos cursos d'água, e, por conseqüente, a deposição de sedimentos nesses cursos, podendo ser minimizado quando adotadas medidas de controle. As barragens geram redução das velocidades da corrente, provocando a deposição gradual dos sedimentos carregados pelos cursos d'água e causando o assoreamento. O assoreamento diminui gradativamente a capacidade de armazenamento do reservatório, podendo ocasionar problemas em relação à operação do aproveitamento do mesmo, além de problemas ambientais diversos (MEZINE et al., 2016).

O curso d'água, ao entrar no reservatório, tem as áreas de seções transversais aumentadas, enquanto as velocidades da corrente decrescem, criando condições de deposição de sedimentos. As partículas mais pesadas, como pedregulhos e areias grossas, são as primeiras a se depositar, enquanto o sedimento mais fino adentra ao reservatório. A barragem constitui um impedimento à passagem da maior parte das partículas para jusante, o que pode ocorrer com o escoamento pelo vertedouro e pelos condutos. À medida que o assoreamento cresce, a capacidade de armazenamento do reservatório diminui, a influência do remanso aumenta para montante, as velocidades no lago aumentam, e maior quantidade de sedimentos passa a escoar para jusante, diminuindo a eficiência de retenção das partículas (CARVALHO et al., 2000; BRONSVOORT, 2013).

Dentro da dinâmica desses processos, que se inicia na erosão superficial da bacia hidrográfica, a deposição dos sedimentos no reservatório constitui uma das últimas etapas. Sedimentos que se depositam pela influência do reservatório se estendem para montante e para jusante, não se distribuindo uniformemente mesmo dentro do lago. A deposição de montante é chamada de depósito de remanso (*backwater deposit*), já as deposições de dentro do reservatório são chamadas de delta (delta), depósito de margem (*overbank*) e depósito do leito (*bottom-set deposit*) (MORRIS e FAN, 2010).

O depósito de remanso é formado pelos materiais de maior granulometria, como os seixos, que se depositam no final do remanso, ligeiramente acima do nível máximo do reservatório. Na teoria esses depósitos podem progredir tanto para dentro do lago como para montante, já que o crescimento do depósito implica na extensão do efeito de remanso. Esse crescimento será limitado, à medida que o escoamento ajusta seu canal através dos depósitos, atingindo uma relação largura - profundidade ótima, seja pela eliminação dos meandros, ou pela variação da forma do fundo (ZANIN, 2015; BATISTA, 2016).

O delta é condicionado pela variação do nível d'água, onde possui partículas do tamanho de areia ou maiores, que geralmente são depositadas logo que o escoamento penetra o reservatório. Este tipo de depósito reduz gradualmente a capacidade útil do reservatório.

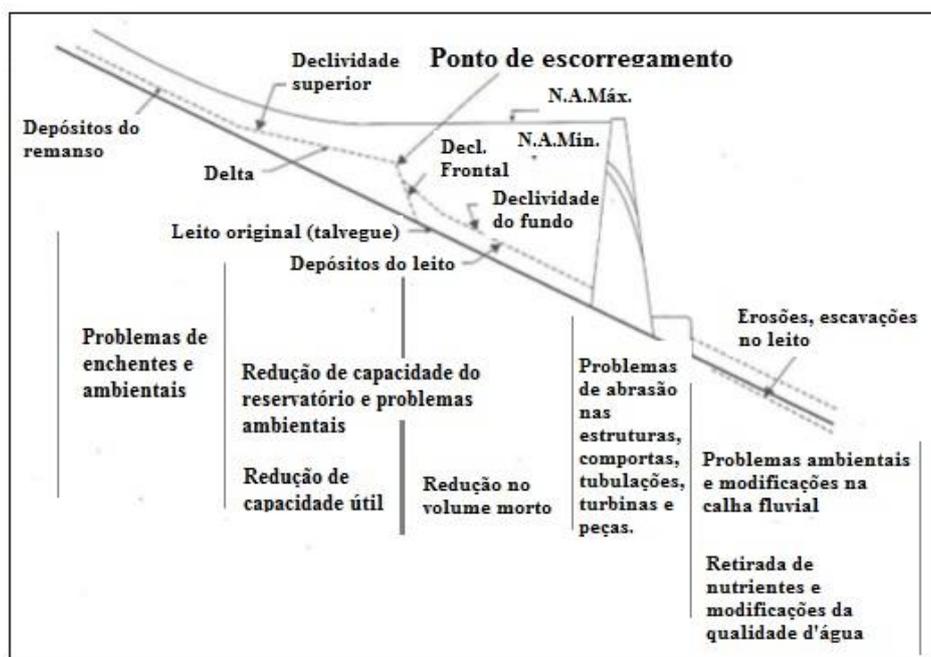
Já o depósito de fundo ou leito reduz o volume morto do lago com partículas de silte e argila, que são geralmente transportadas para jusante dos deltas e se depositam no trecho mais baixo do reservatório. A forma desses depósitos depende principalmente das características minerais das argilas e das características químicas da água.

Esses tipos de depósitos causam diferentes impactos ou consequências nos reservatórios, como enchentes a montante (depósitos de remanso), redução da capacidade de armazenamento dos reservatórios (depósitos do interior do lago), problemas na alimentação e abrigo para os peixes, afogamento dos locais de desova, problemas mecânicos nas manobras das eclusas, formação de bancos de areia, reduzindo o calado para a navegação, entre outros (HABERSACK et al., 2016). Além disso, os sedimentos que alcançam a barragem e passam pelo vertedouro e condutos provocam abrasões nas estruturas, comportas, tubulações, turbinas e outras peças. A Figura ilustra a formação dos depósitos de sedimentos, citados anteriormente, nos reservatórios e aponta alguns problemas que podem ocorrer em cada área dos reservatórios.

Em relação aos problemas à jusante do reservatório, é possível inferir que a água limpa, sem sedimentos, bem como a modificação do regime de vazões, podem provocar erosão do leito e margens do canal, além de grandes escavações, que podem evoluir para montante e prejudicar a estrutura da barragem. Além disso, a água limpa que escoar para jusante da barragem, sem os nutrientes que o sedimento transporta, pode provocar modificações na fauna e flora, refletindo ambientalmente em todo o curso d'água, sobretudo na foz (HUANG et al., 2019). Depósitos marginais de sedimentos finos no reservatório facilitam o crescimento de plantas aquáticas. Essa vegetação flutuante traz problemas diversos, como seu apodrecimento, deposição no fundo do lago e transformação em minerais, que se somam às áreas já assoreadas. Parte da vegetação chegará às tomadas d'água, prejudicando a operação caso não sejam retiradas (CARVALHO, 2008).

No que diz respeito às questões energéticas, a Agência Nacional das Águas - ANA (2009) cita as influências do assoreamento sobre a geração de energia nos reservatórios, que ocasiona dificuldades de operação da tomada d'água, das válvulas de descarga, redução gradual da geração de energia elétrica, entre outros.

Figura 3 - Ilustração da formação de depósitos nos reservatórios e os principais problemas decorrentes da deposição.



Fonte: Carvalho (2008).

Independentemente da finalidade do reservatório (controle de enchentes, irrigação, abastecimento de água, aproveitamento hidrelétrico, ou usos múltiplos) e do seu mecanismo de operação, com o passar dos anos qualquer tipo de reservatório terá sua capacidade de armazenamento parcial ou totalmente reduzida pelos sedimentos. No entanto, é importante destacar que o comportamento quanto à formação do assoreamento difere de um reservatório para outro, pois depende de características como a geometria do lago (tamanho e forma do reservatório), a topografia, os rios afluentes, a granulometria dos sedimentos, a vazão afluente, a velocidade dentro do lago, a operação do reservatório, entre outros (TADESSE e DAI, 2018).

Dessa forma, constata-se que o principal problema do assoreamento em reservatórios é a redução do seu volume útil, já que interfere diretamente no uso para qual este foi construído (geração de energia elétrica, abastecimento público ou industrial, irrigação, contenção de enchentes, entre outros).

Para combater os efeitos do assoreamento existem medidas preventivas e corretivas indicadas a partir da análise das taxas de sedimentação, importantes no prolongamento da vida útil da obra. As medidas de controle e redução dos assoreamentos em reservatórios podem ser feitas desde sua fase de projeto até mesmo durante sua operação, sendo que a escolha, aplicação e avaliação dos resultados obtidos com a implantação das medidas dependem de um completo entendimento dos processos fundamentais de sedimentação e dos princípios envolvidos nestes processos. As medidas preventivas pressupõem o controle e a prevenção da erosão nas áreas de

produção de sedimentos, enquanto que as corretivas dizem respeito às dragagens, o aproveitamento mineral dos depósitos e as obras hidráulicas específicas (CARVALHO, 2008).

Neste contexto, é importante desenvolver estudos que visem o uso sustentável do solo e da água, a fim de mitigar os efeitos negativos dos processos erosivos e do assoreamento, tanto na bacia como um todo, quanto nos reservatórios.

### 2.3 MODELAGEM HIDROSSEDIMENTOLÓGICA

Entender e estudar os diferentes processos naturais e antropogênicos que ocorrem em nível de bacia hidrográfica é muito complexo, devido à dinâmica e a quantidade de processos que existem dentro dos diferentes ecossistemas, em especial quando se analisa as perdas de solo. Dessa forma, muitos pesquisadores têm buscado entender o comportamento dos processos que ocorrem em bacias hidrográficas utilizando ferramentas de modelagem que busquem representar de forma mais realista os processos hidrossedimentológicos.

De acordo com Tucci (1998), os modelos hidrológicos são ferramentas que possibilita avaliar os processos hidrológicos em bacias hidrográficas, permitindo prever alterações antrópicas nesse ambiente, e, conseqüentemente, seus reflexos nos demais elementos físicos e bióticos. No entanto, esses modelos apresentam limitações básicas ligadas à quantidade e qualidade dos dados hidrológicos, dificuldades em formular matematicamente alguns processos e simplificar o comportamento espacial de variáveis e fenômenos.

A principal razão do grande interesse de pesquisadores pela utilização de modelos hidrossedimentológicos na avaliação dos processos que ocorrem em bacias, sobretudo a erosão, está ligada à dificuldade técnica e aos custos de se fazer medições diretas. Segundo Cui et al. (2015), os modelos hidrossedimentológicos permitem fazer avaliações mais complexas, avançadas e organizadas, sendo capazes de prever o comportamento de vários processos hidrossedimentológicos, bem como estudar os fenômenos de maneira dinâmica na interface espaço-temporal.

A dificuldade de se modelar uma bacia, devido à heterogeneidade dos processos envolvidos, tem propiciado o desenvolvimento de um grande número de modelos que se diferenciam em função dos dados utilizados, discretização, prioridades da representação dos processos e dos objetivos a serem alcançados (TUCCI, 1998). Os modelos hidrológicos e hidrossedimentológicos possuem características próprias que os diferenciam uns dos outros de acordo com o método de análise dos processos. A escolha do modelo apropriado para determinado estudo de caso irá depender de uma série de fatores específicos para sua aplicação.

Assim, Tucci (1998) apresenta uma classificação dos tipos de modelos que podem ser utilizados para o desenvolvimento de qualquer pesquisa nesta área, sendo eles:

- a) Conceitual – é o tipo de modelo capaz de simular fenômenos em uma área levando em consideração os processos físicos que ocorrem neste ambiente, com a utilização de funções empíricas para descrever alguns subprocessos envolvidos. Busca representar, de forma simplificada, todos os processos físicos conhecidos no ciclo hidrológico.
- b) Empírico – são modelos que tem o intuito de ajustar os valores calculados dos dados observados através de funções estatísticas que não têm relação com os processos físicos envolvidos.
- c) Distribuído – são modelos que permitem que a área da bacia seja dividida em sub-bacias ou malhas, sendo irregulares ou regulares, caracterizadas como hidrológicamente homogêneas, com distribuição espacial das variáveis hidrológicas e dos parâmetros. De maneira geral, é realizada a discretização da bacia, onde cada elemento discreto pode ser tratado como um ponto que representa homogeneamente toda sua área.
- d) Concentrado – nesse tipo de modelo, a área da bacia é representada de forma única, isto é, homogênea, onde os dados de entrada e os parâmetros representativos da bacia são considerados como valores médios, válidos para toda área estudada.
- e) Contínuo – é um modelo capaz de modelar os fenômenos e processos existentes na superfície terrestre ao longo de um determinado período de tempo, seja de cheia ou de seca.
- f) Discreto – quando as modificações que ocorrem em determinada área se dão em intervalos discretos.
- g) Determinístico – são modelos que produzem respostas iguais para o mesmo conjunto de entrada, pois as equações utilizadas para descrever as fases do ciclo hidrológico não apresentam componentes aleatórios.

Nesse contexto, é importante destacar que um único modelo pode apresentar mais de uma das características citadas anteriormente, segundo as funções matemáticas e os objetivos a que se propõe ser utilizado. Dessa forma, cabe ao pesquisador, de acordo com as características da área que se deseja estudar, e com os dados disponíveis, escolher o modelo que melhor se adapte aos seus objetivos, dentre tantos modelos disponíveis atualmente. Deve-se observar, também, em uma primeira análise, a quantidade e disponibilidade dos dados, a precisão requerida, a existência de corpo técnico capacitado para utilizar e

interpretar as saídas do modelo, o tempo gasto com a modelagem e a existência de equipamentos com capacidade para o processamento.

De acordo com Santos (2015), os modelos distribuídos requerem, em um primeiro momento, uma modelagem da bacia, seja pela sua divisão em quadrículas, planos e canais ou em sub-bacias; e, em um segundo, uma avaliação dos parâmetros, que pode ser feita através de estimativas, quando esses forem mensuráveis ou calibrados, comparando-se valores simulados com observados, quando forem fatores de ajustamento dos processos.

A integração desses tipos de modelos ao sensoriamento remoto e aos sistemas de informações geográficas (SIGs) tem melhorado a análise e a representatividade espacial e temporal dos resultados hidrossedimentológicos obtidos em bacias hidrográficas, permitindo a integração de bases de dados espaciais e não espaciais, assim como ajudado no processamento dos dados necessários para estimar os diferentes processos hidrossedimentológicos em escala de bacia (TUCCI, 1998). Essa integração possibilita o cruzamento de informações espaciais e tabulares de forma objetiva e eficiente, economizando tempo e gastos desnecessários.

Os SIGs se constituem como ferramentas fundamentais para a análise espaço-temporal dos fenômenos existentes na superfície terrestre, realizando processamentos que vão desde o tratamento de imagens de satélite provenientes do sensoriamento remoto até a utilização de mapas temáticos, facilitando a execução de pesquisas que se destinam a avaliar as modificações promovidas pelas atividades humanas no espaço, a exemplo de estudos que relacionem o comportamento da erosão com as mudanças no uso da terra de uma bacia hidrográfica ao longo do tempo (FAN e COLLISCHONN, 2014).

Além disso, também é possível identificar, com o uso dos SIGs, áreas que estão apresentando maiores taxas de produção de sedimento ao longo da bacia hidrográfica, e relacionar com fatores responsáveis pela ocorrência desse processo, como tipos de solos, declividade, uso da terra, geologia, entre outros. Com isso, as medidas de planejamento ambiental podem ser pensadas com maior grau de confiabilidade, uma vez que se tem um panorama geral de onde e de como está ocorrendo o fenômeno analisado.

Mendes e Cirilo (2013) destacam que a aplicação conjunta das técnicas de SIG e de modelagem matemática resulta em uma análise articulada dos elementos e fenômenos que ocorrem em uma bacia hidrográfica, levando em consideração a variabilidade espacial e temporal, como a influência da vegetação, tipos de solos, uso da terra, declividade e precipitação para a ocorrência do escoamento superficial. A articulação desses elementos pode gerar resultados mais satisfatórios do que a aplicação destas técnicas de maneira separada.

Atualmente, existem vários modelos hidrossedimentológicos que possuem integração com os SIGs, cada um deles possuem suas especificidades e particularidades. Dentre vários existentes, podem ser destacados: MUSLE (WILLIAMS, 1975), WEPP (LANE et al., 1992), KINEROS2 (WOOLHISER et al., 1990) e o SWAT (ARNOLD et al., 1998). Por meio da utilização destes e de vários outros modelos, diversas pesquisas vêm sendo desenvolvidas ao longo do tempo, buscando elucidar questões relacionadas à dinâmica hidrossedimentológica em bacias hidrográficas, sobretudo as pesquisas com o modelo SWAT (ANDRADE et al., 2017b; CARVALHO NETO, 2018; CHIANG et al., 2019; LAENDER, 2018; MAGALHÃES et al., 2018; MYRONIDIS e IOANNOU, 2018; MAKINDE e OYEBANJI, 2018; RODRIGUES et al., 2015; SILVA e SANTOS, 2008; SANTOS et al. 2018; WELLS e TONIOLO, 2018).

Nessa perspectiva, tendo em vista a importância do entendimento e compreensão dos processos hidrossedimentológicos, torna-se altamente relevante analisar a dinâmica da água e sedimentos na bacia hidrográfica e verificar como as transformações realizadas no ambiente podem causar impactos no regime hidrossedimentológico.

#### 2.4 IMPACTOS DAS MUDANÇAS DO USO E COBERTURA DO SOLO SOBRE O REGIME HIDROSSEDIMENTOLÓGICO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

O regime hidrossedimentológico de uma bacia hidrográfica resulta de uma interação complexa entre clima, vegetação, solos e relevo. Quando um dos elementos que compõem essa interação passa por uma alteração, o ciclo hidrológico e, conseqüentemente, o hidrossedimentológico passa por alguma modificação. Esta interação dinâmica vem sendo constantemente alterada pelo homem através do desmatamento, expansão da agricultura, abertura de estradas, urbanização e vários outros processos de transformação da paisagem que modificam o ciclo hidrossedimentológico de bacias hidrográficas. Segundo Kuhnle et al. (1996), a mudança desordenada de coberturas naturais por áreas agrícolas tem sido uma das principais causas da degradação dos recursos naturais, especialmente os recursos hídricos.

Em uma superfície sem cobertura vegetal, a precipitação ocorre diretamente sobre o solo, ocasionando a desagregação e o transporte das partículas de solo, bem como, o selamento dos poros na superfície pelas partículas finas, diminuindo sua capacidade de infiltração (PRUSKI, 2009). Em outras palavras, quanto mais protegida pela cobertura vegetal estiver a superfície do solo contra a ação da chuva, menor será a possibilidade de ocorrência de erosão.

Como exemplo, pode-se inferir que, quando há substituição de um tipo de vegetação por outro, o ciclo hidrossedimentológico é modificado, sobretudo pela alteração na relação entre

precipitação, solo e evapotranspiração. Em regiões onde o relevo é acidentado, onde o escoamento superficial ocorre com maior facilidade, os impactos das mudanças de cobertura vegetal tendem a ser maiores, pois muitos tipos de vegetação conseguem minimizar a erosão do solo nessas áreas (VIOLA et al., 2009).

No entanto, é importante enfatizar que alguns aspectos como a distribuição das chuvas ao longo do ano, a profundidade do solo e a declividade do terreno também são fundamentais na análise das mudanças de uso e cobertura do solo e sua interferência na dinâmica hidrossedimentológica (COLLISCHONN, 2010).

Nas áreas agrícolas, as principais alterações estão relacionadas à remoção da cobertura vegetal para que os solos sejam úteis para a agricultura, realizados por meio de equipamentos automotores e manuais. Essas alterações potencializam mudanças no equilíbrio natural representado pelo trinômio água-solo-planta, contribuindo para alterações na forma como a precipitação atinge a superfície do solo (FERREIRA et al., 2012). Segundo Firmino e Fonseca (2008), uma das atividades potencialmente geradoras de impactos ambientais em bacias hidrográficas é a atividade agropecuária. A expansão das fronteiras agrícolas e pastagens é, em grande parte, responsável por impactos como, desmatamento, queimadas em florestas e áreas de vegetação nativa, poluição por dejetos animais e agrotóxicos, erosão e degradação de solos, contaminação das águas, dentre outros. Tucci e Clarke (1997) relatam que, quando o solo, após o desmatamento, é utilizado para plantação permanente (café, chá, etc.), a modificação do escoamento é menor, no entanto, quando o solo é utilizado para agricultura intensa, como culturas anuais, cuja prática agrícola utiliza mecanização, a alteração do escoamento tende a ser permanente.

De acordo com Rodrigues et al. (2018), as constantes mudanças no uso e cobertura da terra, resultantes da agropecuária, provocam alterações significativas no balanço de água do solo, com reflexos tanto em camadas superficiais quanto sub-superficiais. Essas alterações podem ocasionar erosão e transporte de sedimentos em bacias hidrográficas, assim como modificar ecossistemas terrestres e aquáticos. Além disso, a movimentação dos animais no pasto interfere na compactação do solo, diminuindo a capacidade de infiltração de água, além de criar caminhos preferenciais de escoamento, que podem originar sulcos e ravinas (MANCUSO et al., 2014).

Outro fator de degradação associada às práticas agropecuárias é o aumento do uso de fertilizantes, que altera a composição química do solo. O uso contínuo de herbicidas na agricultura pode ocasionar o seu acúmulo, podendo afetar ou mesmo exterminar os microorganismos ali existentes. Essa situação torna-se ainda maior quando são usados diferentes produtos, os quais, aplicados em doses excessivas, destroem outros vegetais além das espécies

invasoras. Com a precipitação, estes produtos são carregados para os córregos, rios e lagos, além de atingir também as águas subterrâneas (SOARES et al., 2017).

O processo de urbanização também é responsável por alterações na dinâmica hidrossedimentológica de bacias hidrográficas, uma vez que a expansão de áreas urbanas, quando não planejadas, resulta em desmatamento, tendo como uma de suas consequências alterações no escoamento superficial, infiltração e exposição do solo pela retirada da vegetação, que atua tanto como proteção natural do impacto direto das gotas de chuva pela precipitação, como também serve de barreira quebrando a energia das águas do escoamento (MOREIRA et al., 2014). No espaço urbano, as atividades antrópicas diversificadas contribuem para redução da porcentagem da água que infiltra no solo, diminuição da rugosidade das superfícies, substituição de pequenos canais da drenagem natural por tubulações subterrâneas, retificação dos canais da drenagem natural, entre outras (CABRAL et al., 2013).

Conforme descreve Tucci (2009), a ação do homem sobre o uso e ocupação do solo pode produzir impactos nos processos hidrológicos e hidrossedimentológicos, podendo causar a redução ou aumento da vazão média, máxima e mínima, na recarga subterrânea, alterações na qualidade da água e na umidade do solo, assim como no volume de erosão e sedimentação.

Esses impactos podem ser determinados experimentalmente, monitorando-se bacias hidrográficas com características semelhantes em termos de declividade, solos, área, clima e vegetação. Após um período de monitoramento para a calibração da relação entre seus comportamentos hidrológicos, promove-se a alteração da cobertura vegetal de uma bacia, mantendo a outra inalterada, permitindo desta forma, o controle da variabilidade climática sobre os resultados, atribuindo as mudanças no regime hidrossedimentológico às alterações do uso e cobertura do solo (VIOLA et al., 2009).

Dessa forma, entende-se que aplicar cenários reais e hipotéticos de uso e ocupação do solo em estudos de bacias hidrográficas, gerados por meio de simulações, possibilita compreender possíveis impactos causados pelas mudanças de uso da terra nos processos hidrossedimentológicos que ocorrem nas bacias, assim como, permitem fornecer informações importantes para auxiliar na gestão ambiental e no planejamento do uso da terra.

Algumas pesquisas envolvendo a utilização de modelos hidrológicos distribuídos vêm sendo realizados no Brasil e no mundo, para avaliar os impactos das mudanças de uso e ocupação do solo, no escoamento superficial e na taxa de produção de sedimentos (CUARTAS, 2012; GALHARTE et al., 2014; VIOLA et al. 2014; LIN et al., 2015; WAGNER et al., 2015; SILVA et al., 2016a; ANDRADE et al., 2017b; SILVA et al., 2018; CHIANG et al., 2019; SHRESTHA et al., 2019). Com o auxílio de modelos hidrossedimentológicos, como o SWAT, são simulados

diferentes cenários de usos, para uma mesma bacia hidrográfica. De acordo com a literatura, a maioria dos modelos hidrossedimentológicos se baseiam na Equação Universal de Perda de Solo (WISCHMEIER e SMITH, 1960), Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RENARD et al., 1997) ou na Equação Universal de Perda de Solo Modificada (WILLIAMS, 1975).

## 2.5 PROJETO MAPBIOMAS

O Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso da terra do Brasil é uma iniciativa que envolve uma rede colaborativa com especialistas nos biomas, usos da terra, sensoriamento remoto, SIG e ciências da computação. Essa rede de especialistas utiliza o processamento em nuvem e classificadores automatizados, desenvolvidos e operados a partir da plataforma *Google Earth Engine* (GEE), para gerar uma série histórica de mapas anuais de cobertura e uso da terra do Brasil. A descrição completa do projeto encontra-se em <http://mapbiomas.org>.

O MapBiomas nasceu a partir de um seminário realizado em São Paulo, em março de 2015, que reuniu uma série de especialistas em sensoriamento remoto e mapeamento de vegetação, para discutir se seria possível produzir mapas anuais de cobertura e uso da terra para todo o Brasil de forma econômica, rápida e atualizada, e que possibilitassem a recuperação histórica das últimas décadas.

A partir dessas discussões e do acordo para que houvesse o emprego de tecnologias avançadas e a participação de profissionais capacitados para operar no projeto, foi gerado um termo de cooperação técnica com o Google para desenvolver a iniciativa, tendo como base a plataforma do GEE.

Para realizar o mapeamento, as equipes de programadores, especialistas em sensoriamento remoto e especialistas em conservação e uso da terra são organizados em grupos para cada bioma e tema transversal, conforme ilustra o diagrama da Figura 4.

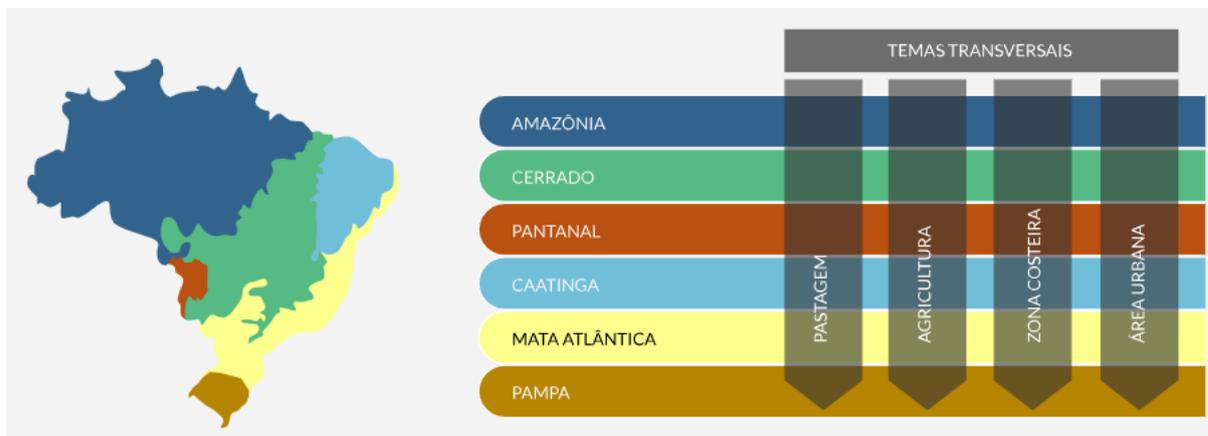
O projeto tem como propósito contribuir para o entendimento da dinâmica do uso da terra no Brasil e em outros países tropicais, tendo como base o desenvolvimento e implementação de uma metodologia rápida, confiável e de baixo custo, para gerar mapas anuais de cobertura e uso da terra do Brasil, a partir de 1985 até os dias atuais, ou seja, com atualizações anuais.

Atualmente, os produtos do MapBiomas estão divididos em três fases:

1. Fase 1. Formada pela coleção 1 (Beta) com legenda simplificada, que cobre o período de 2008-2015 (publicado em abril de 2016).
2. Fase 2. Formada pela coleção 2, que cobre o período de 2000-2016.

3. Fase 3. Formada pela coleção 3, que cobre o período de 1985 – 2017.

Figura 4 - Diagrama dos biomas e dos temas transversais para organização e realização do mapeamento por equipes.



Fonte: MapBiomias (2018).

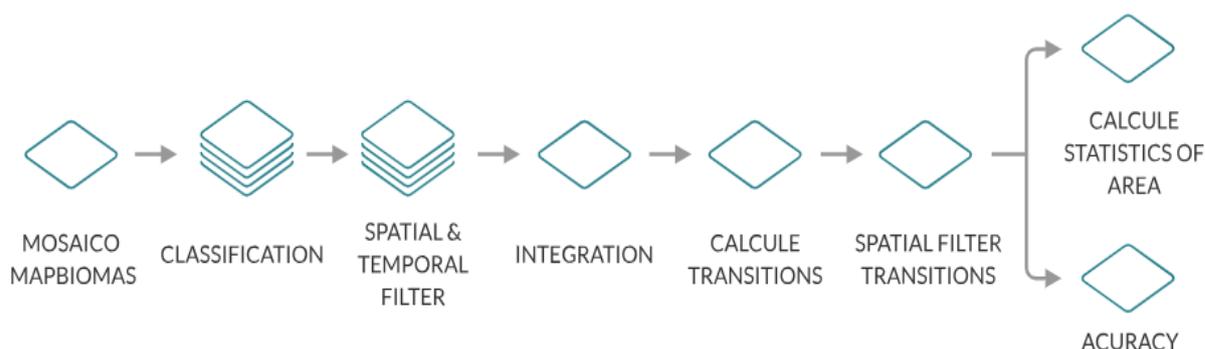
Todos os mapas anuais de cobertura e uso da terra do MapBiomias são produzidos a partir da classificação pixel a pixel de imagens dos satélites Landsat, cujo processo é realizado com extensivos algoritmos de aprendizagem de máquina (*machine learning*) através da plataforma GEE, que oferece imensa capacidade de processamento na nuvem.

O diagrama da Figura 5 ilustra as etapas principais do processo de geração dos mapas anuais de cobertura e uso da terra do MapBiomias, bem como os mapas de transição. Mais detalhes sobre cada etapa do processamento podem ser encontrados no seguinte endereço: <http://mapbiomas.org/pages/atbd-steps>.

Para avaliar a qualidade do mapeamento é realizada uma análise de acurácia, que mostra a taxa de acerto geral e também as estimativas das taxas de acerto e erro para cada classe mapeada. As estimativas da acurácia são baseadas na avaliação de uma amostra de pixels, chamados de base de dados de referência. O número de *pixels* na base de dados de referência é pré-determinado por técnicas de amostragem estatística. Em cada ano, cada pixel da base de dados de referência é avaliado cuidadosamente por três técnicos treinados em interpretação visual de imagens Landsat.

A avaliação de um pixel, em um determinado ano, é considerada válida apenas quando dois ou três técnicos concordaram quanto à classe observada no pixel. A avaliação da acurácia ou validação do dado é realizada a partir de métricas que comparam a classe mapeada com a classe avaliada pelos técnicos na base de dados de referência. Mais detalhes sobre a validação dos produtos podem ser encontrados em <http://mapbiomas.org/pages/accuracy-analysis>.

Figura 5 - Etapas do processo de geração dos mapas anuais de cobertura e uso da terra do MapBiomias.



Fonte: MapBiomias (2018).

Os trabalhos de Gomes et al. (2017) e Lima et al. (2017) apresentam aplicações com os dados do MapBiomias para analisar alterações no uso e ocupação do solo dos municípios de Petrolândia e Brejinho, ambos em Pernambuco, respectivamente.

A pesquisa de Gomes et al. (2017) buscou analisar as mudanças do uso e ocupação do solo do município de Petrolândia, para o período de 2000 a 2016. Pelos dados do MapBiomias, ao longo do período analisado, os autores constataram que o município teve uma considerável perda da área vegetada e aumento do uso agropecuário.

Os resultados obtidos por Lima et al. (2017) no município de Brejinho – PE mostraram que as áreas não vegetadas passaram de 8.59 ha, no ano 2000, para 128.79 ha em 2016, indicando um acréscimo de 120.2 ha de área desmatada. Os autores ainda observaram que o uso agropecuário aumentou 706.79 ha e a área de floresta reduziu 436.29 ha, ao longo do período de 17 anos. Os resultados ainda apontaram uma possível redução no estoque de carbono e aumento dos gases do efeito estufa na região, devido à redução de áreas florestadas.

Já o estudo realizado por Almeida et al. (2018) utilizou os mapeamentos oriundos do MapBiomias para investigar a variabilidade da cobertura do solo na bacia hidrográfica do Rio Capibaribe, especificamente em Caruaru e Toritama – PE, por meio da comparação entre o NDVI e os mapas de uso e cobertura do solo gerados pela coleção 2.3. A análise atestou a eficácia das técnicas de sensoriamento remoto, que permitiram resultados semelhantes para estudos da cobertura e uso da terra, contribuindo na compreensão da variabilidade espacial dos municípios de Caruaru e Toritama. Em Caruaru, a análise mostrou a predominância do uso agropecuário e floresta na região, além do crescimento da infraestrutura urbana. Já em Toritama, o uso agropecuário reduziu ao longo dos anos, enquanto que a infraestrutura urbana aumentou expressivamente, comprovando a influência das atividades econômicas existentes na região.

## 2.6 INTEGRAÇÃO ENTRE SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS (SIGs) EM MODELOS HIDROSSEDIMENTOLÓGICOS

Os SIGs (Sistemas de Informações Geográficas) são definidos como um sistema automatizado de coleta, armazenamento, manipulação e saída de dados cartográficos (SILVA, 2007). Essa geotecnologia permite a realização de diversas análises complexas e integração de dados, criando banco de dados georreferenciados, que possibilita a automatização da produção de mapas e outros produtos cartográficos.

Os SIGs se inserem como uma ferramenta que tem a capacidade de manipular as funções que representam os processos ambientais em diversas regiões, de uma forma simples e eficiente, permitindo uma economia de recursos e tempo. Estas manipulações permitem agregar dados de diferentes fontes (imagens de satélite, mapas topográficos, mapas de solos, hidrografia etc.) em diferentes escalas.

Por meio de uma representação de um modelo digital de elevação (MDE), um SIG pode determinar as delimitações de uma bacia hidrográfica, verificar a declividade do terreno, modelar à direção do fluxo superficial e, conseqüentemente, propor a rede de drenagem e sub-bacias por meio da identificação dos divisores topográficos (DEVANTIER, 1993). Nos dias atuais, as técnicas de análises de MDE são realizadas de maneira automática, cabendo ao usuário o conhecimento necessário para orientação de determinadas premissas, como é o caso da área de drenagem mínima para considerar a formação de um canal.

O SIG é uma ferramenta que também tem sido utilizada em associação a modelos hidrológicos, com o objetivo de criar e gerenciar banco de dados hidrológicos, devido a sua capacidade e facilidade em manipular grandes quantidades de dados. O MDE (Modelo Digital de Elevação), os mapas de tipos e uso da terra, cobertura vegetal e distribuição de feições hidrológicas são comumente utilizados como dados de entrada que podem ser fornecidos pelos SIGs em modelos hidrológicos (MELO et al., 2008).

A integração entre modelos hidrológicos e SIG possibilita a realização de um grande número de operações, onde é possível simular condições atuais em bacias hidrográficas e identificar impactos oriundos de possíveis alterações de uso e ocupação do solo ou de condições climáticas em períodos atuais e futuros (SANTOS, 2015).

Na prática, a integração de modelos hidrossedimentológicos a um SIG pode ser realizada de três maneiras: o primeiro é realizado por meio da utilização de funções internas no SIG, que no estágio atual de desenvolvimento do SIG permite apenas modelar processos simplificados; o segundo é realizado através de programas de interface que permitem efetuar a conversão e a

utilização dos dados entre o SIG e o modelo hidrológico, e vice-versa; e o terceiro, que é a forma mais eficiente de integração, requer certo esforço e manuseio de programação, além de dificuldades de criação e manutenção de um sistema deste porte (SOUSA et al., 2015).

A implementação de um modelo hidrossedimentológico em um ambiente SIG não se justifica apenas pela necessidade do SIG em processar a modelagem, mas por sua utilidade na melhoria das estimativas de parâmetros de modelos conceituais, na parametrização das unidades espaciais em modelos distribuídos por sub-bacias, na subdivisão automatizada da bacia em unidades hidrológicas similares, na contextualização espacial dos resultados e na simplificação da aplicação operacional do modelo (ZEILHOFER, 2001). Na hidrologia, os sistemas a serem representados espacialmente são bacias, rios, canais, aquíferos, lagos, etc. No campo conceitual, a análise é feita através da simulação do movimento da água e de seus constituintes, utilizando equações que representam leis físicas (SOUSA et al., 2015).

Dentre os modelos hidrossedimentológicos disponíveis na atualidade que é integrado a um SIG, tem-se o modelo SWAT, que teve seu processo de configuração para bacias hidrográficas facilitado pelo desenvolvimento de interfaces baseadas em SIG, cujo objetivo é fornecer um meio simples de traduzir digitalmente dados de usos do solo, topografia e tipos de solo (GASSMAN et al., 2007).

## 2.7 BREVE DESCRIÇÃO DO MODELO SWAT

O Modelo *Soil Water Assessment Tool* (SWAT) é um modelo matemático de domínio público, desenvolvido pelo *Agricultural Research Service* (ARS) e pelo *United States Department of Agriculture* (USDA), que tem como objetivo analisar os impactos das alterações no uso da terra sobre o escoamento superficial e subterrâneo, produção de sedimentos e qualidade da água em bacias hidrográficas rurais e urbanas, requerendo como dados de entrada informações sobre chuva, temperatura, umidade, solos, relevo e mapas de uso da terra (NEITSCH et al., 2005).

Para atender a estes objetivos o modelo é baseado em características físicas da bacia, utiliza dados de entrada normalmente disponíveis, é computacionalmente eficiente para operar sobre médias e grandes bacias (> 1.000 km<sup>2</sup>), e é contínuo no tempo, podendo simular longos períodos (>50 anos), conforme descrito em Arnold et al., 1996.

O SWAT é um modelo hidrossedimentológico, conceitual e semi-distribuído, que opera em um passo de tempo diário, e utiliza uma grande quantidade de dados espaciais e não espaciais para atingir os objetivos da modelagem e a descrição mais realista da heterogeneidade dos

sistemas naturais (PEREIRA, 2013). O componente hidrológico do modelo inclui sub-rotinas de escoamento superficial, percolação, fluxo lateral sub-superficial, fluxo de retorno do aquífero raso e evapotranspiração.

Neitsch et al. (2005) relataram que o modelo SWAT é o resultado da incorporação de vários modelos desenvolvidos pelo ARS e uma evolução direta da união dos simuladores *Simulator for Water Resources in Rural Basin* (SWRRB) com o *Routings Outputs to Outlet* (ROTO) (ARNOLD et al., 1995). Outros modelos específicos de simuladores também contribuíram para o desenvolvimento do SWAT como o *Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems* (CREAMS) (KNISEL, 1980), o *Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems* (GLEAMS) (LEONARD et al., 1987), e o *Erosion-productivity Impact Calculator* (EPIC) (WILLIAMS et al., 1984). O SWAT dispõe, ainda, de um gerador de clima, uma rotina de transporte de sedimentos e um submodelo de água subterrânea (NEITSCH et al., 2011; ARNOLD et al., 2012a). Desde a sua criação, na década de 1990, o modelo vem sendo continuamente aprimorado, resultando em novas versões do simulador, com rotinas específicas. A Figura 6 apresenta um esquema ilustrativo da estrutura atual do modelo SWAT.

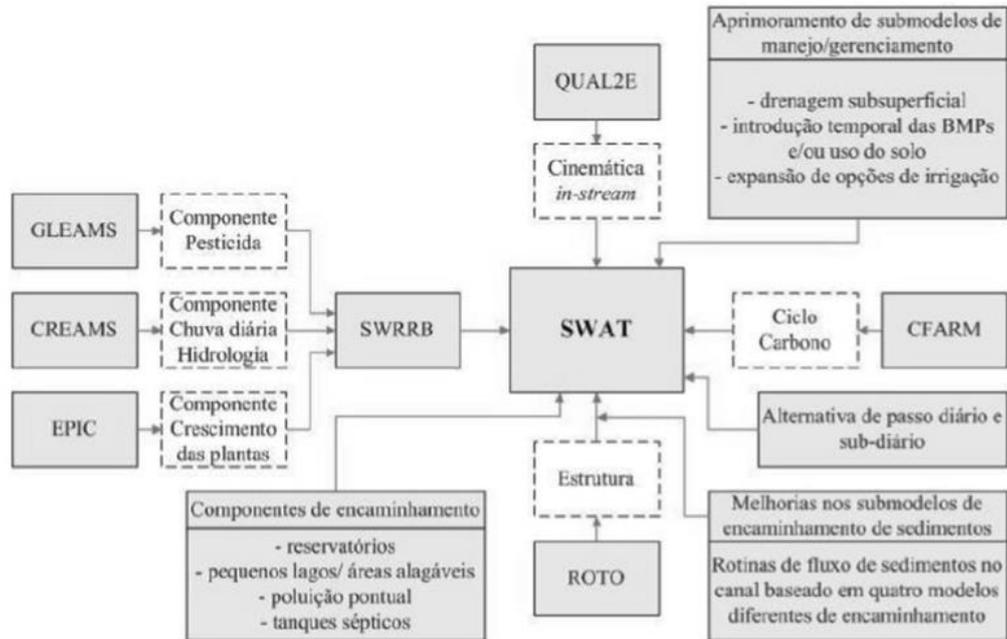
Além dessas modificações, foi desenvolvido também, uma interface SIG no ArcGis e no QGis que viabiliza o trabalho com imagens georreferenciadas. Ao utilizar a interface com o ArcGis, o simulador recebe o nome de ArcSWAT e com o QGis de QSWAT, ambos disponibilizados pelo site do modelo (<http://swat.tamu.edu/software/>), cujas versões são gratuitas e compatíveis com as versões do ArcGis e do QGis adotadas pelo usuário. As interfaces dos *softwares* são responsáveis pelo pré e pós processamento de dados para a execução do modelo.

Para compor os dados de entrada, a interface armazena dados geoespaciais, de texto e numéricos (OLIVEIRA et al., 2006). Os geoespaciais compreendem os planos de informações, que referem-se ao modelo digital de elevação (MDE), ao mapa de uso e ocupação do solo e tipos de solos; e os de texto e numéricos referem-se aos dados tabulares composto por características climáticas e hidrológicas da região de estudo (CARVALHO NETO, 2018).

Para a modelagem integrada ao SIG, o SWAT gera a rede de drenagem com base nas características topográficas do terreno (MDE) e, posteriormente, subdivide a bacia hidrográfica em sub-bacias. Após a divisão das sub-bacias, o modelo gera as unidades de resposta hidrológica (URHs), baseadas no tipo de solo, uso e ocupação do solo e declividade do terreno. Cada URH é composta por uma única combinação entre cobertura, declividade e tipo de solo. Subdividir a

bacia em áreas contendo combinações únicas possibilita ao modelo demonstrar diferenças na evapotranspiração e outras condições hidrológicas para diferentes usos e solos.

Figura 6 - Estrutura do modelo SWAT.

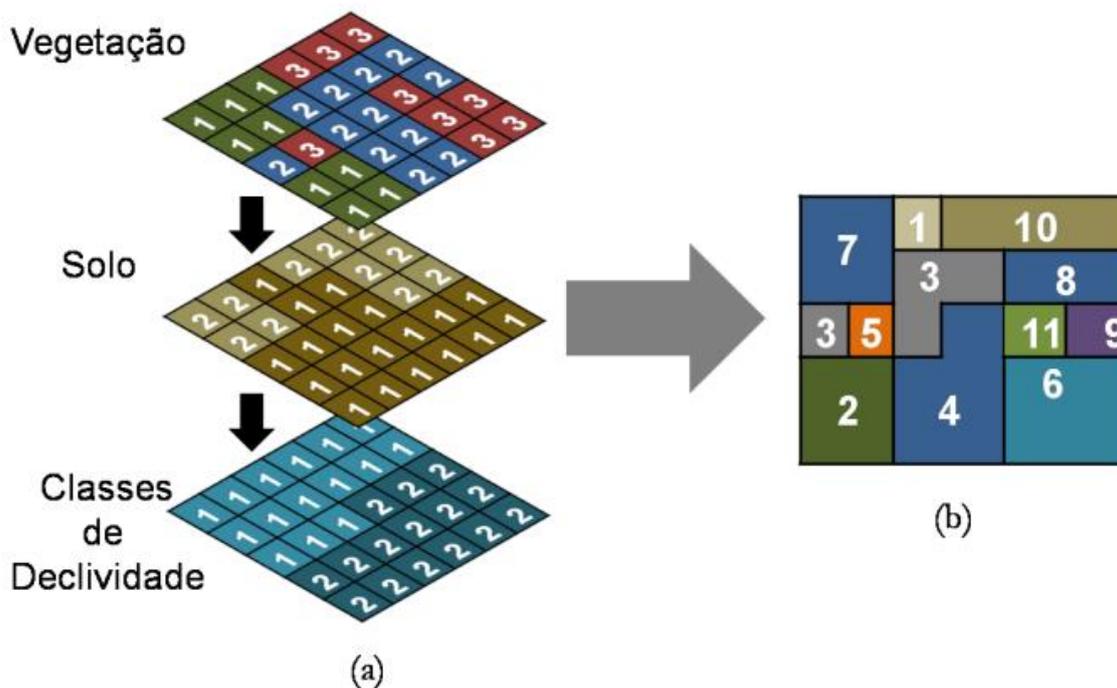


Fonte: Ferrigo (2014).

Segundo Betrie et al. (2011), o SWAT simula a hidrologia em cada URH utilizando a equação do balanço hídrico, que compreende a precipitação diária, o escoamento superficial, a evapotranspiração, percolação e as componentes do fluxo de retorno.

O esquema elaborado por Silva (2013) definiu bem a formação das URHs (Figura 7), na qual ilustra a sobreposição de três mapas com 30 células (5×6), com três tipos de cobertura vegetal e dois tipos de solo e classes de declividade, respectivamente (Figura 7a). Os mapas são sobrepostos de tal forma que todas as células com mesma combinação de vegetação, solo e classe de declividade gerem um único mapa, onde é atribuído um número identificador para cada área combinada (Figura 7b e Tabela 1), que representa a URH.

Figura 7 - Esquema ilustrativo da geração das URHs no SWAT: (a) sobreposição dos mapas de vegetação, solo e classes de declividade resultando no (b) mapa das URHs.



Fonte: Silva (2013).

Tabela 1 - URHs geradas a partir da combinação única de vegetação, solo e classe de declividade.

URH	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Vegetação	1	1	2	2	3	3	1	2	2	3	3
Solo	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2
Classe de declividade	1	2	1	2	1	2	1	1	2	1	2

Fonte: Silva (2013).

O escoamento é calculado para cada URH e propagado para obter o escoamento total para a sub-bacia. Isso pode aumentar a precisão das predições e fornecer uma melhor descrição física do balanço de água na bacia (ARNOLD et al., 2012b). De acordo com Gassman et al. (2007), o modelo SWAT vem sendo utilizado de forma corrente após o seu desenvolvimento. Muitas aplicações foram exercidas por agências governamentais, principalmente na Europa e nos Estados Unidos, para avaliar mudanças climáticas, efeitos do uso da terra sobre os recursos hídricos e avaliação da capacidade do modelo para futuras aplicações. O item 2.8 trará uma breve contribuição dos trabalhos já realizados no Brasil e no mundo utilizando o modelo SWAT e suas diferentes aplicações.

## 2.8 O MODELO SWAT E SUAS APLICAÇÕES

As aplicações utilizando o modelo SWAT podem ser diversas, envolvendo estudos hidrológicos, climáticos, agrícolas, de manejo do solo e de qualidade de água. Muitos desses estudos são disponibilizados tanto nas bases de publicações do próprio site do modelo, quanto nas demais bases de publicações científicas. De forma resumida, este item apresenta algumas aplicações utilizando o modelo SWAT em diversas partes do mundo.

No Brasil, Brighenti et al. (2016) testaram métodos de calibração hierárquicos para o modelo SWAT na bacia hidrográfica do Rio Negrinho, SC. Os autores realizaram a análise de sensibilidade dos parâmetros e a calibração automática por meio do SUFI-2 utilizando testes de crescente complexidade. Os resultados mostraram que a eficiência do modelo SWAT depende da quantidade de dados disponíveis e do período de calibração. Salientaram também que, para a simulação de cenários climáticos e de mudanças de uso da terra, o modelo deve ser calibrado e validado usando dados espacialmente bem distribuídos, juntamente com uma série de vazões suficientemente representativa, que considere períodos secos e úmidos.

Magalhães et al. (2016) calibraram e validaram o modelo SWAT para a bacia experimental do Riacho Jatobá, localizada no semiárido Pernambucano, com dados diários de vazão. Os resultados indicaram bons resultados tanto na calibração quanto na validação, com NS de 0.88 e 0.66, respectivamente.

O estudo realizado por Lelis et al. (2011) estimou cenários de mudanças climáticas na bacia do ribeirão São Bartolomeu, na Zona da Mata de Minas Gerais, com o objetivo de avaliar impactos na produção de sedimentos e escoamento superficial provocados por possíveis mudanças climáticas na bacia, seguindo as previsões do Relatório Especial sobre Previsões de Emissões (SRES) do IPCC (2007), utilizando o modelo SWAT. Os resultados mostraram que os cenários simulados, segundo as mudanças climáticas previstas para acontecerem nos próximos 90 anos, são bastante alarmantes, com taxas de perda de solo e escoamento muito superiores às atualmente encontradas nas culturas analisadas, podendo triplicar em uma situação de aumento do volume precipitado.

Sousa et al. (2015) estimaram a evapotranspiração a partir de imagens orbitais do MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) para assimilação na modelagem hidrológica do modelo SWAT, na sub-bacia do rio Lajeado, localizada na bacia do rio Tocantins-Araguaia, no estado do Tocantins. No geral, após a assimilação dos fluxos de calor estimados por sensores remotos no modelo SWAT, os resultados foram considerados satisfatórios, onde os valores de NS variaram de -0.40 para 0.91, na comparação com dados diários de vazão; e de 0.17 para 0.77 com

dados mensais de vazão. Os autores enfatizaram que a introdução desse tipo de dado traz benefício ao ajuste do modelo.

Santos et al. (2015) utilizou o modelo SWAT para analisar espacialmente e temporalmente os processos hidrossedimentológicos na Bacia do Rio Tapacurá, localizada no Estado de Pernambuco, no Nordeste brasileiro, mediante diferentes cenários de clima e uso da terra. A modelagem da bacia apresentou bons resultados, com valores de  $R^2$ , NSE e PBIAS satisfatórios, tanto na fase de calibração e validação da vazão, quanto na verificação da produção de sedimentos. Na análise das alterações ocorridas no uso e ocupação do solo da bacia, os resultados mostraram que a vegetação nativa foi suprimida consideravelmente da bacia para dar lugar às atividades agrícolas e pecuária, com destaque para a expansão da monocultura da cana-de-açúcar, que ocasionou uma produção de sedimentos maior. Com relação à simulação de cenários futuros de alterações no clima e uso da terra, a produção de sedimentos estimada foi maior para o cenário de alterações hipotéticas de uso da terra e o cenário RCP 8.5 de mudanças climáticas.

O trabalho de Bressiani et al. (2015) buscou mostrar a resposta hidrológica do modelo SWAT com diferentes dados climáticos de entrada, em uma bacia hidrográfica localizada no semiárido do Nordeste brasileiro. Quatro simulações foram realizadas baseadas em quatro grupos de dados meteorológicos e de precipitação: o grupo 1 considerou os dados do SWAT *Weather Generator*; o grupo 2 adotou os dados diários locais de 2 estações meteorológicas e de 124 postos de precipitação; o grupo 3 levou em consideração os dados de reanálise do Sistema de previsão climática do NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) – CFSR (*Climate Forecast System Reanalysis*); e o grupo 4 adotou dados do CFSR e dados de 124 estações pluviométricas locais. Os resultados mostraram que a simulação com dados do grupo 4 apresentou melhor desempenho geral, classificados como “bons” ou “muito bons” em todas as quatro métricas de eficiência adotadas, sugerindo que o uso de dados do CRSR para parâmetros climáticos juntamente com dados de precipitação medidos pode fornecer respostas hidrológicas razoáveis.

O estudo realizado por Ren et al. (2018) utilizou dados do *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM 3B42RT, TRMM 3B42) e do PERSIANN (*Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Networks*), para avaliar a performance destes produtos na modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do rio Luanhe, no Norte da China, com o modelo SWAT. Os resultados mostraram que os dados do TRMM 3B42 e 3B42RT superestimaram a precipitação, enquanto os dados do PERSIANN subestimaram. No geral, os dados do TRMM 3B42 apresentaram resultados melhores do que o PERSIANN e o TRMM

3B42RT, tanto na comparação da precipitação em escalas diárias quanto nas mensais. Os resultados obtidos da avaliação hidrológica mostraram que o produto 3B42 apresentou melhor desempenho hidrológico do que os outros dois produtos de precipitação por satélite, tendo o PERSIANN apresentado desempenho insatisfatório.

Yan et al. (2013) aplicaram o modelo SWAT e regressão por mínimos quadrados parciais para quantificar as contribuições das mudanças de uso da terra na vazão e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Du, na China. Os resultados demonstraram que as vazões foram afetadas principalmente pelas mudanças nos usos do solo em terras agrícolas, florestas e áreas urbanas, já para a produção de sedimentos as variáveis que mais influenciaram foram as alterações nas terras agrícolas e nas florestas, entre o período de 1978 a 2007. Os autores constataram ainda que as mudanças na pastagem não exerceram influência significativa sobre qualquer vazão ou produção de sedimentos.

Narsimlu et al. (2015) calibraram e validaram o modelo SWAT para a bacia hidrográfica do Rio Kunwari, na Índia, a fim de simular a vazão e fornecer apoio aos gestores de recursos hídricos da região. O desempenho do modelo foi verificado através dos indicadores estatísticos do coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) e o coeficiente de determinação ( $R^2$ ). Os resultados foram considerados bons e satisfatórios, tanto na calibração quanto na validação. Os valores de NS e  $R^2$  na calibração foram de 0,74 e 0,77, respectivamente, e na validação foram de 0,69 e 0,71, respectivamente.

Andrade et al. (2017b) avaliaram os processos hidrológicos sobre diferentes cenários de uso e cobertura vegetal na Bacia Hidrográfica do Rio Mundaú, no Nordeste do Brasil, utilizando o modelo SWAT. Na modelagem foram considerados dois cenários, o uso atual e o cenário de substituição de áreas agrícolas por Caatinga. Os resultados mostraram que as mudanças no uso da terra exerceram influência no regime hidrológico da bacia, e a implantação da Caatinga em áreas agrícolas reduziu o escoamento superficial e aumentou as taxas de evapotranspiração, percolação para o aquífero raso e recarga para o aquífero profundo.

Zeiger e Hubbart (2018) quantificaram a extensão das alterações atuais da vazão em relação às condições hidrológicas de um regime hídrico histórico, com vazão simulada antes das perturbações antropogênicas na bacia hidrográfica de Hinkson Creek, nos Estados Unidos, cuja cobertura da terra é de uso misto (área urbana, agricultura e floresta). Os resultados mostraram impactos do uso da terra sobre a vazão da bacia à medida que a urbanização cresce, principalmente nas vazões de pico. Os autores salientaram que a rápida urbanização e o desenvolvimento agrícola na região alteraram a vazão e o regime hídrico da bacia comparado as vazões históricas.

Zhao et al. (2018) empregaram três diferentes métodos para obter a análise de incerteza e sensibilidade dos parâmetros estabelecidos para a bacia hidrográfica Jingchuan, na China, por meio do SWAT. Os métodos utilizados foram: *Parameter Solution* (ParaSol), *Sequential Uncertainty Fitting* (SUFI2) e *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation* (GLUE). Os resultados da análise de sensibilidade mostraram que os três métodos foram capazes de analisar a sensibilidade dos parâmetros para a bacia, tendo como os mais sensíveis o CN2, SOL\_K e ALPHA\_BF, sensíveis a vazão de pico, a vazão média e a vazão de base, respectivamente. Os autores ainda constataram que, embora o método ParaSol tenha sido mais eficiente na otimização dos parâmetros, não apresentou resultados satisfatórios quanto a análise de incerteza do modelo. Em contrapartida, a análise de incerteza no SUFI-2 e no GLUE apresentaram resultados satisfatórios, indicando que esses dois métodos podem ser promissores para avaliação dos parâmetros. No geral, este estudo fornece uma visão sobre a seleção do método de análise de incerteza no campo da modelagem, especialmente para a comunidade de modelagem hidrológica.

Segundo Gassman et al. (2014), o modelo SWAT tem provado ser altamente funcional para abordar uma ampla gama de problemas relacionados aos recursos hídricos, sendo isso resultado da natureza abrangente do modelo, do suporte dado aos usuários e por ser um modelo de livre acesso com seu código-fonte aberto.

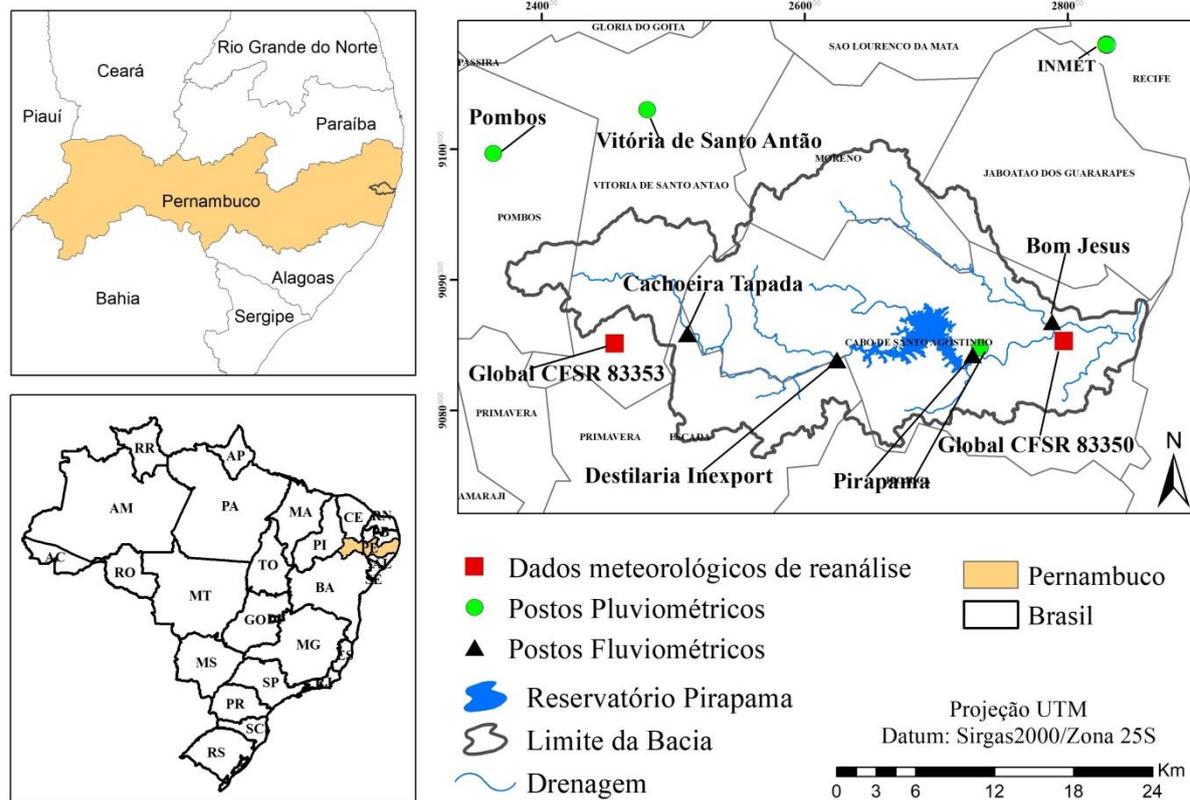
### **3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

Neste item será caracterizada a área de estudo da bacia do Rio Pirapama, sua localização no Estado de Pernambuco, os atributos físicos (clima, hidrografia, tipos e uso do solo, relevo) e a sua importância para a região.

#### **3.1 LOCALIZAÇÃO**

O estudo foi desenvolvido na Bacia do Rio Pirapama, situada na porção centro-sul da Região Metropolitana do Recife (RMR) e na Zona da Mata Pernambucana, mais precisamente entre as latitudes 8° 07'29" e 8° 21'00" S e longitudes 34°56'20" e 35°23'13" W (Figura 8). A bacia possui uma área de aproximadamente 600 km<sup>2</sup> com extensão de 80 km, cuja nascente localiza-se no município de Pombos, no Agreste de Pernambuco, a 450 m de altitude. Sua desembocadura localiza-se no rio Jaboatão, entre os municípios de Cabo de Santo Agostinho e Jaboatão dos Guararapes (CPRH, 1998).

Figura 8 - Localização da Bacia do Rio Pirapama e dos postos pluviométricos, meteorológicos e fluviométricos.

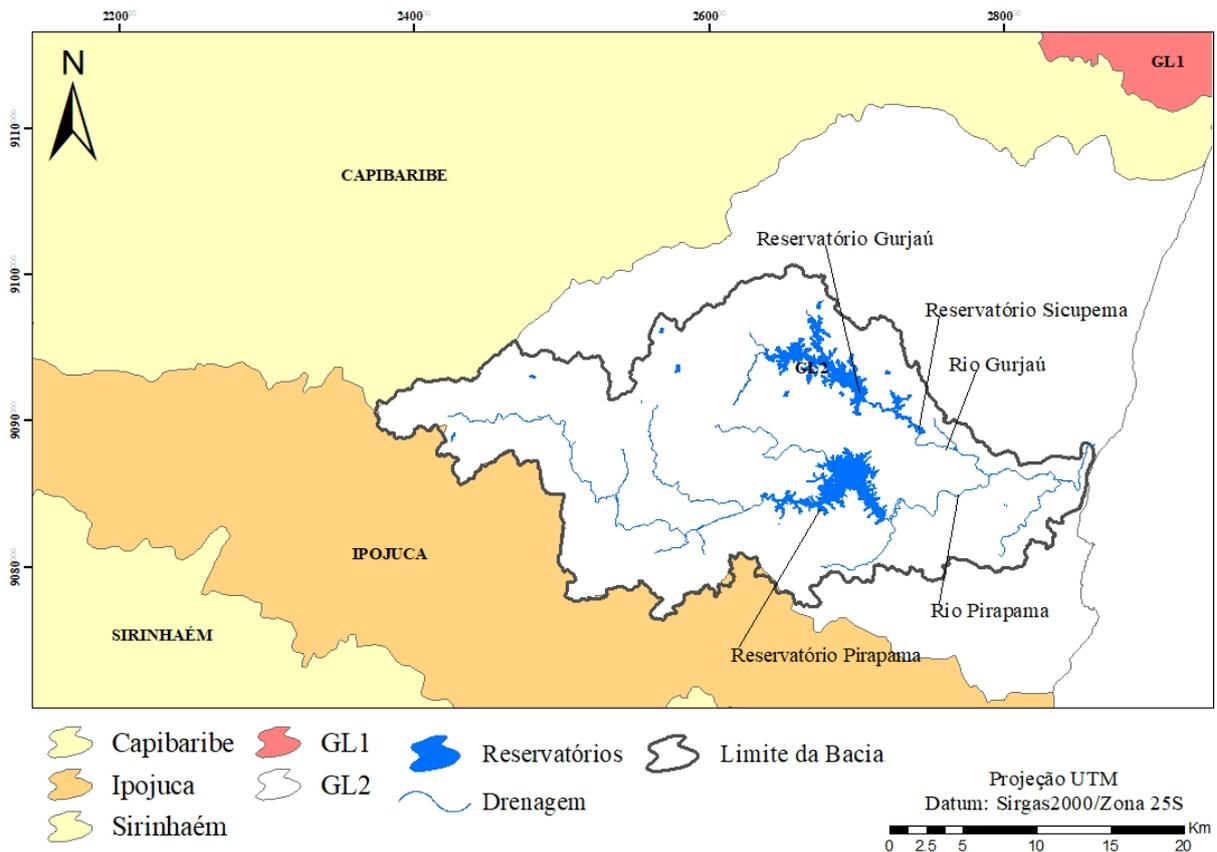


Fonte: A Autora (2019).

A referida bacia limita-se ao norte com as bacias dos Rios Jaboatão e Tapacurá (afluente do Capibaribe), ao sul com a bacia do Rio Ipojuca, a oeste com a bacia do Rio Ipojuca e a leste com o Oceano Atlântico. Os principais reservatórios existentes na bacia são o Pirapama, o Gurjaú e o Sicupema (Figura 9).

A Bacia abrange a área de sete municípios: Cabo de Santo Agostinho, Jaboatão dos Guararapes, Ipojuca e Moreno, inseridos na RMR; Vitória de Santo Antão, Escada e Pombos localizados na Zona da Mata Pernambucana. A maior proporção da área da bacia encontra-se situada no território do município do Cabo de Santo Agostinho (57,2%), seguido por Moreno (13,7%), Escada (11,8%), Vitória de Santo Antão (9,5%), Pombos (4,3%) e Jaboatão dos Guararapes (2,4%) (Figura 8). O município de Ipojuca ocupa apenas 1,1% da área da bacia (SANTOS e SILVA, 2005). Em conjunto, os municípios integrantes da bacia totalizam cerca de 1.158.595 habitantes, dos quais 84,4% residem em áreas urbanas (IBGE, 2010).

Figura 9 - Bacias limitantes da GL2, principais rios e reservatórios da Bacia do Rio Pirapama.



Fonte: A Autora (2019).

## 3.2 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS

### 3.2.1 Hidrografia

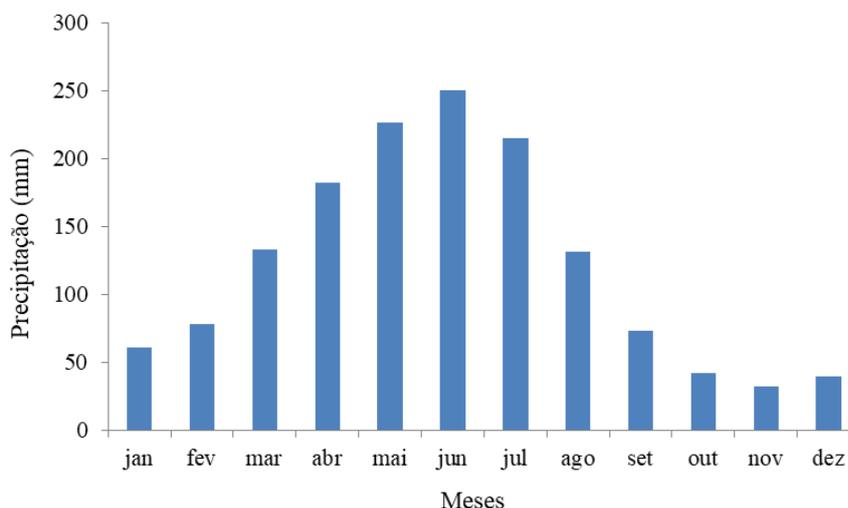
Conforme o Plano Estadual de Recursos Hídricos (SECTMA, 1998), a bacia hidrográfica do Rio Pirapama compõe a Unidade de Planejamento Hídrica, denominada UP15, do grupo de bacia GL2, grupo de Pequenas Bacias Litorâneas (Figura 9). Sua rede hidrográfica tem como principais tributários da margem esquerda os rios Gurjaú, Cajabuçu, Riacho dos Macacos e Riacho Arandu, servindo o primeiro de manancial para abastecimento de água da RMR, pela Companhia Pernambucana de Saneamento – COMPESA, através da barragem do Gurjaú. Na margem direita, destacam-se os riachos Utinga de Cima e Camaçari (FALCÃO NETO, 2002).

### 3.2.2 Clima

O clima da região é do tipo As' (pseudotropical), quente e úmido, segundo a classificação climática de Köppen, com abrandamento da forte radiação solar, pelos ventos alísios. A média mensal de temperatura varia entre 26°C e 28°C, enquanto a umidade relativa do ar é superior a 70% durante os meses de março a setembro (CPRH, 2000).

A distribuição dos totais pluviométricos no interior da bacia apresenta sensível redução de leste para oeste, passando de 2300 mm anuais na extremidade sul-oriental da bacia para 1300 mm em sua extremidade noroeste (BACALHAU, 2015). Quanto ao regime de chuvas, a região possui dois períodos bem definidos: seco, entre os meses de setembro a fevereiro, com precipitação média mensal menor do que 60 mm e evaporação que excede a precipitação; e chuvoso, entre os meses de março a agosto, no qual o balanço hidrológico geralmente é positivo (Figura 10). As médias anuais da precipitação e da evaporação na região ficam em torno de 1500 mm e 1200 mm, respectivamente (STRETTA, 2000).

Figura 10 - Precipitação mensal média da Bacia do Rio Pirapama (1933-2014).



Fonte: Bacalhau (2015).

### 3.2.3 Relevo e Solos

No relevo da bacia se destacam três tipos de unidades morfo-topográficas: a planície flúvio-marinha, os tabuleiros, e as colinas ou outeiros (DNPM, 1995). A planície flúvio-marinha (cotas inferiores a 10 m) na área da bacia engloba mangues e terrenos baixos, praias e restingas. É constituída por sedimentos aportados, alternadamente, pelo mar e pelos rios, ao longo do quaternário, cuja largura máxima (8 km) atinge área próxima à cidade do Cabo de Santo

Agostinho. Nesta cidade está localizada grande parte do curso inferior do Rio Pirapama com seu trecho terminal afogado, em detrimento do fluxo e refluxo diário das marés através do leito fluvial, responsável pela ocorrência de extensos manguezais (CPRH, 2004; BACALHAU, 2015).

Os tabuleiros (modelados em sedimentos da Formação Barreiras) são intensamente entalhados pela erosão, compondo uma topografia que varia de suave ondulada a ondulada. Os remanescentes dos tabuleiros, cujas altitudes não ultrapassam 70 m, formam o arco colinoso que se ergue a oeste de Ponte dos Carvalhos e margeia, na área mais ao sul, o manguezal e a restinga de Itapuama (CPRH, 2004; BACALHAU, 2015).

As colinas modeladas nas Formações Ipojuca e Cabo são caracterizadas pelos outeiros, sobre os quais a cidade do Cabo de Santo Agostinho está alojada, com altitudes que variam de 50 a 75 m (ANDRADE E LINS, 1984; BACALHAU, 2015). Os relevos modelados em estruturas cristalinas dominam no restante da área da bacia, caracterizados pelos morros de topos arredondados que, nos limites ocidentais da bacia, cedem lugar às cristas, orientadas segundo a direção das linhas de falhas predominantes na área (CPRH, 2004). A altitude dos morros aumenta, gradativamente, de leste (60–70 m) para oeste e para noroeste, alcançando 424 m na Serra do Urucu (ponto culminante da Região Metropolitana do Recife), no município do Cabo de Santo Agostinho. Nos divisores entre os rios Pirapama, Jaboatão e Tapacurá as cotas são superiores a 300 m (DNPM, 1995).

Em relação à pedologia da Bacia do Rio Pirapama, os solos predominantes na área são os Argissolos (Amarelo e Vermelho-amarelo), Gleissolos e o Latossolo Amarelo, segundo a nova classificação de solos da Embrapa – SiBCS (EMBRAPA, 2015). Em menor escala, ocorrem a associação de Neossolo Quartzarênico (na baixada paralela à orla marinha), Nitossolo, Espodossolo Hidromórfico e Solos Indiscriminados de Mangue (EMBRAPA, 2015).

Argissolos do tipo Amarelo e Vermelho-amarelo são solos minerais, não hidromórficos, com acúmulo de argila, predominantemente, de atividade baixa, em subsuperfície no horizonte B textural. São desenvolvidos a partir dos mais diversos materiais de origem e abrangem características morfológicas, físicas e químicas muito diversificadas. Variam desde solos rasos a muito profundos. Quanto ao uso agrícola, os solos de maior potencial são profundos, não pedregosos e em condições de relevo plano a suave ondulado. As principais restrições relacionam-se com a profundidade efetiva limitada, pedregosidade, sodicidade, horizontes que restringem a drenagem, relevo movimentado, susceptibilidade à erosão e déficit hídrico regional (CPRM, 2015).

Os Gleissolos (GL) encontram-se distribuídos por toda a bacia do Rio Pirapama e são definidos como solos minerais hidromórficos com horizonte glei que se inicia dentro de 50 cm da

superfície do solo ou entre 50 e 125 cm (EMBRAPA, 2015). Esses solos são formados em terrenos baixos com características que resultam da influência do excesso de umidade permanente ou temporário, por causa do lençol freático elevado ou à superfície, durante um determinado período do ano. Também são caracterizados como solos que oscilam de mal a muito mal drenados, com textura que varia de média a muito argilosa com predomínio de textura argilosa ou muito argilosa.

Latossolos Amarelos (LA) são solos desenvolvidos principalmente de sedimentos do Grupo Barreiras, que constitui a faixa sedimentar costeira paralela ao litoral. Podem também ser desenvolvidos de rochas cristalinas ou sob influência destas, localizando-se numa faixa mais a oeste, afastada do litoral, na porção que antecede o planalto da Borborema. A textura varia desde franco-arenosa até muito argilosa. Nos tabuleiros, predominam em relevo plano e suave ondulado, mas nas áreas do cristalino são encontrados em relevo desde ondulado a montanhoso. Na Zona da Mata de Pernambuco, os Latossolos Amarelos são usados principalmente com a cultura da cana-de-açúcar e em menor proporção com fruticultura e culturas de inhame, mandioca, entre outras. A principal limitação destes solos é a baixa fertilidade natural, necessitando da correção da acidez e da adubação para obtenção de boas colheitas. Quando ocorrem em relevo acidentado apresentam forte restrição, não sendo recomendados para uso com agropecuária devido ao risco de degradação pela erosão hídrica (EMBRAPA, 2000).

Espodossolos Hidromórficos são solos minerais, tipicamente arenosos, com um horizonte de acúmulo de matéria orgânica e alumínio, com ou sem ferro, em subsuperfície no horizonte B espódico. Esse horizonte, normalmente, apresenta cores escuras e pode ser cimentado ou não. A deficiência da drenagem e a baixa fertilidade natural são os principais fatores que restringem o potencial de uso agrícola desses solos (CPRM, 2015).

Neossolos Quartzarênicos são solos minerais, derivados de sedimentos arenoquartzosos do Grupo Barreiras do período Terciário e sedimentos marinhos do período do Holoceno. São essencialmente arenoquartzosos, não hidromórficos ou hidromórficos sem contato lítico dentro de 50 cm de profundidade da superfície. Normalmente, são profundos a muito profundos, com textura areia ou areia franca ao longo de pelo menos 150 cm de profundidade ou até o contato lítico (EMBRAPA, 2015).

Nitossolos são solos constituídos por material mineral, não hidromórfico, sendo definido pelo SiBCS (EMBRAPA, 2013) pela presença de horizonte diagnóstico subsuperficial B nítico em sequência a qualquer tipo de horizonte A. Apresentam textura argilosa ou muito argilosa. Em áreas mais planas, principalmente os de maior fertilidade natural e de maior profundidade, apresentam alto potencial para o uso agrícola. Já em ambientes de relevos mais declivosos,

apresentam alguma limitação para uso agrícola relacionada à restrição a mecanização e à susceptibilidade à erosão. (EMBRAPA, 2013).

Solos Indiscriminados de Mangue (SM) são solos halomórficos muito pouco desenvolvidos, escuros e lamacentos, com alto conteúdo de sais provenientes da água do mar, formados em ambientes de mangues a partir de sedimentos recentes de natureza e granulometria variada, em mistura com detritos orgânicos. Esses solos compreendem principalmente Solonchaks e Gleissolos, todos normalmente com caráter tiomórfico. Em função da disponibilidade de informações, e levando em conta a praticidade e a objetividade dos resultados do mapeamento, recorreu-se ao termo "Solos Indiscriminados de Mangues" para caracterizar, principalmente, as classes de solos: Gleissolos e Solonchaks, bem como os tipos de terrenos do contexto do ambiente de mangue (EMBRAPA, 2000).

#### **3.2.4 Uso e ocupação do solo**

O uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Pirapama é bastante diversificado, caracterizado pela ocupação urbana e industrial, fazendas e granjas, policultura (assentamentos rurais), pequenas hidrelétricas, áreas de cultivo de cana-de-açúcar, mata atlântica e manguezais.

Quanto à atividade industrial presente na região, o “Diagnóstico ambiental integrado da Bacia do Rio Pirapama” apontou que no ano de 2000 existiam, utilizando-se dos recursos hídricos da bacia, 24 grandes indústrias, as quais produziam produtos químicos básicos, gases industriais, materiais cerâmicos, caldeiraria, açúcar e álcool, entre outros produtos (MORAES et al., 2006).

O cultivo da cana-de-açúcar é atividade agrícola predominante na região, onde ocupa grande parte da bacia e avança sobre os remanescentes florestais, o que compromete o equilíbrio ambiental da área. Além disso, também estão presentes na bacia as atividades de policultura, desenvolvidas pelos pequenos produtores rurais. A policultura na região, ligada aos assentamentos presentes na área, concentra-se em maior proporção na área central da bacia, próximo à barragem do Pirapama. Tem como atividades predominantes o cultivo de lavouras de subsistência (mandioca, macaxeira, milho, feijão, batata-doce, inhame), hortaliças, algumas frutas (banana, manga, coco, jaca, fruta-pão, goiaba, graviola, mamão, acerola) e, eventualmente, cana-de-açúcar em escala muito reduzida (MORAES et al., 2006).

A cobertura vegetal da região acompanha as variações pluviométricas, indo de mata úmida no extremo oriental até mata seca na parcela ocidental da bacia, porém não apresenta mais a exuberância e a heterogeneidade primitiva da Mata Atlântica. Nos dias atuais, a agroindústria canavieira contribui para a degradação do ambiente, pois cerca de 90% da área da bacia, que

originalmente era de mata atlântica, foi desmatada em detrimento da cultura da cana-de-açúcar, restando apenas poucas ilhas de vegetação nativa (SILVA e GALVÍNCIO, 2009).

Entretanto, os remanescentes de Mata Atlântica existentes na bacia, embora ameaçados de degradação por diversos fatores, representam importante potencial, não só para a acumulação hídrica, mas também para a proteção do solo contra erosão e para a preservação da diversidade biológica. As áreas de mata atlântica são compostas por matas costeiras (Matas do Zumbi, de Duas Lagoas e de Camaçari) e interinas (Matas do Sistema Gurjaú, do Contra-Açúde, do Bom Jardim, da Araúna, da Serra do Cotovelo, da Serra do Cumarú, da Serra do Urucu, do Cidadão, da Alegria e de Pombos) (ARRUDA, 2005).

O ecossistema estuarino, composto pelo estuário dos rios Jaboatão e Pirapama e vasta área de mangues, além do potencial paisagístico de que é dotado, funciona como berçário para reprodução das espécies dos ecossistemas marinhos (fauna diversificada de crustáceos, moluscos e peixes), constituindo fator de equilíbrio ambiental e meio de sobrevivência das comunidades locais (GAMA, 1999).

Os recursos hídricos da bacia são também utilizados para geração de energia elétrica, através de duas pequenas centrais hidrelétricas (PCH), a de Cachoeira Tapada, localizada no engenho de mesmo nome, e a do Cotonifício José Rufino. Na hidrelétrica de Cachoeira Tapada também está localizada a estação meteorológica instalada pelo Grupo de Recursos Hídricos (GRH) da UFPE com o apoio da APAC (Agência Pernambucana de Águas e Climas), em agosto de 2016, para obtenção de dados meteorológicos para estudos futuros.

Frente à descrição dos usos do solo presentes na Bacia do Rio Pirapama, percebe-se a intensa modificação e alteração que a bacia tem apresentado ao longo dos anos, sobretudo, devido às atividades agrícolas (cana-de-açúcar), industriais e urbanas presentes na região. Alterações que podem potencializar os efeitos do escoamento superficial e erosão dos solos na bacia, e que, conseqüentemente, colaboram para o empobrecimento do solo e redução do potencial hídrico da mesma.

### 3.3 IMPORTÂNCIA DA BACIA DO RIO PIRAPAMA PARA A REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE (RMR)

Pernambuco possui 185 municípios e uma população de cerca de 8.796.448 milhões de habitantes, segundo a contagem do Censo 2010 do IBGE (IBGE, 2010). Para 2018, o IBGE estimou uma população de 9.496.294 milhões de habitantes em Pernambuco. O Estado é dividido em 12 regiões de desenvolvimento, sendo uma destas, a Região Metropolitana do Recife (RMR).

A RMR é constituída por 15 municípios (incluindo Fernando de Noronha), que corresponde a 51% da população urbana do Estado (ANA, 2010). De acordo com o IBGE (2010), em 2013, a RMR apresentava uma população de 3.8 milhões de habitantes, sendo Recife, capital do Estado de Pernambuco, o município mais populoso da região, seguido por Jaboatão dos Guararapes, Olinda e Paulista, todos com mais de trezentos mil habitantes (RODELLA, 2014).

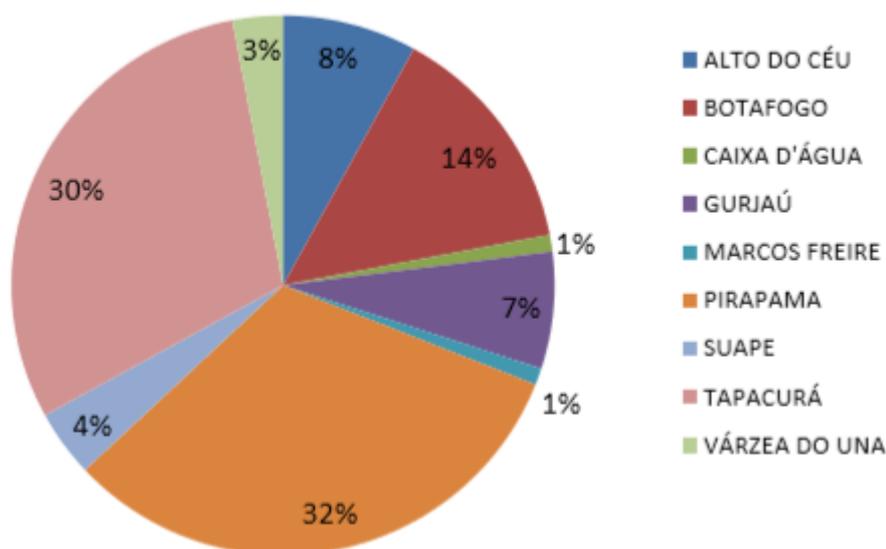
Segundo Montenegro et al. (2009), com uma demanda hídrica de cerca de 14 m<sup>3</sup>/s, a população da RMR vinha enfrentando sérios problemas com o déficit do abastecimento público. A partir de 2011, o déficit no abastecimento público da região começou a ser melhorado, quando do início da operação do sistema produtor Pirapama. Segundo a COMPESA (2014), nesse período, o sistema Pirapama começou a produzir 5,13 m<sup>3</sup>/s de água, o que representou um incremento de 50% da produção de água da RMR, beneficiando cerca de 3 milhões de pessoas nas cidades do Recife, Jaboatão dos Guararapes, Cabo de Santo Agostinho e, de forma indireta, as cidades de São Lourenço da Mata e Camaragibe.

A importância da Bacia do Rio Pirapama para a Região Metropolitana do Recife remonta à década de 1920, quando da necessidade da captação de águas para abastecimento público, com a implementação da barragem do Gurjaú. Por meio de estudos realizados pela COMPESA, percebeu-se que o Rio Pirapama tinha um grande potencial para atender às demandas da Região Metropolitana do Recife (SANTOS e SILVA, 2005). Após esse fato, foi determinada a construção de mais uma barragem na bacia, denominada de Pirapama. A água armazenada nessa barragem destina-se, em grande parte, ao abastecimento público da RMR, abrangendo cerca de 40% da população (SANTOS e SILVA, 2005).

A RMR é abastecida por um conjunto complexo e interligado de mananciais e sistemas de produção, com destaque aos sistemas integrados, definidos como sistemas que abastecem diversos municípios simultaneamente, ou quando mais de uma unidade produtora abastece um único município, bairro, setor ou localidade. Os sistemas integrados respondem por quase 90% do volume total produzido, cuja operação é feita pela COMPESA (BRASIL, 2007; BACALHAU, 2015).

Em 2013, para fornecer água para essa região, foram ativados nove sistemas integrados e dezessete isolados complementares (poços), segundo os relatórios de produção da COMPESA. De acordo com os relatórios, os sistemas integrados da Bacia do Rio Pirapama (Pirapama e Gurjaú) produziram a maior parcela de água para compor o sistema de abastecimento da RMR. A Figura 11, elaborada por Rodella (2014) a partir dos dados dos relatórios da COMPESA, mostra essa realidade. De acordo com o gráfico, os sistemas Pirapama (32%) e Gurjaú (7%) participam com 39% de toda a produção de água dos sistemas integrados da RMR.

Figura 11- Produção de água dos sistemas integrantes que compõem a rede de abastecimento da RMR.



Fonte: Bacalhau (2015).

Além disso, na região da bacia ainda foram criados os distritos industriais dos municípios de Escada e Vitória de Santo Antão, e o Complexo Portuário e Industrial de SUAPE, no município de Cabo de Santo Agostinho, onde as indústrias representam cerca de 70% do seu Produto Interno Bruto (PIB) (IBGE, 2010). A indústria é o setor mais importante em termos de absorção de emprego na área da bacia do Pirapama, responsável por cerca de 50% dos postos de trabalho (CARRERA-FERNANDEZ, 1999). Com isso, pode-se afirmar que, além da bacia ser importante para o abastecimento da RMR, também é importante para a forte atividade industrial realizada na região.

No entanto, apesar da importância da bacia para a RMR, sua região enfrenta sérios problemas ambientais, caracterizados pela degradação ambiental generalizada dos seus mananciais e do seu entorno. A degradação ambiental e dos ecossistemas naturais da região está associada, principalmente, aos processos de ocupação do território para habitação e para o desenvolvimento de atividades agro-industriais, agravada pelas precárias condições de vida da população (SANTOS e SILVA, 2005). Essa precariedade social e econômica das condições de vida da população residente na bacia resulta, em parte, em um processo de ocupação do território também precário, que pode vir acompanhado pelo contínuo desmatamento de remanescentes florestais, sobretudo para o cultivo de cultura de subsistência e criação de animais.

De acordo com Santos e Silva (2005), a expansão da área de cultivo de cana-de-açúcar na região, associada às atividades agrícolas dos pequenos produtores rurais, os quais ocupam as margens dos córregos e rios, tem resultado numa forte erosão dos solos, causando assoreamento

dos cursos d'água e poluição dos recursos hídricos da bacia. Além disso, a especulação imobiliária, nas áreas nobres, também tem contribuído para o desmatamento de florestas e ocupação de mangues. O processo de degradação da bacia também é agravado pela poluição por efluentes domésticos e pela poluição contínua das agroindústrias existentes na região, com a liberação do vinhoto.

Entretanto, apesar dos diferentes problemas identificados na região da bacia, ela ainda é capaz de ofertar água para o abastecimento da RMR, por oferecer um conjunto de elementos de natureza física, social, cultural, econômica e ecológica, que permite potencializar ações de desenvolvimento regional, quando pautada na sustentabilidade ambiental da área (desenvolvimento sustentável).

### **3.3.1 O Sistema Pirapama**

Antes da implantação do sistema Pirapama e sua interligação ao sistema Gurjaú, a Região Metropolitana do Recife (RMR) era abastecida por cinco barragens e possuía capacidade insuficiente para atender toda a população do Grande Recife. A construção do Sistema Produtor Pirapama teve por objetivo acabar com o racionamento de água, após vinte anos, no Recife, Cabo de Santo Agostinho e Jaboatão dos Guararapes, além de melhorar o abastecimento dos municípios de Camaragibe e São Lourenço da Mata (COMPESA, 2016).

As obras para a construção do sistema Pirapama ocorreram, primeiramente, a partir da apresentação do seu projeto, em 1988. Entretanto, a escassez de recursos para investimento em projetos hídricos fez com que a primeira etapa do sistema Pirapama, a barragem, ficasse pronta só em 2001. Neste mesmo ano, iniciou-se a construção do sistema produtor Pirapama, com área de drenagem, à montante do reservatório, de 338 km<sup>2</sup> e previsão de entrega em 3 (três) etapas, sendo a última delas concluída em dezembro de 2011 (BACALHAU, 20015).

Segundo o Plano de Aproveitamento dos Recursos Hídricos (PARH) (SECTMA, 2005), o sistema Pirapama foi projetado para produzir, inicialmente, 5,6 m<sup>3</sup>/s de água, sendo constituído pelas seguintes unidades: barragem, torre de captação de água, tubulações de tomada de água, estação elevatória de água bruta, adutora de água bruta, estação de tratamento de água, adutora de água tratada, subadutoras, reservatórios e reforço dos grandes anéis de distribuição da RMR.

No que se refere à barragem do Rio Pirapama, a mesma localiza-se no município de Cabo de Santo Agostinho, próximo ao antigo Engenho Matapagipe, nas coordenadas 8° 17' 16,52" ao sul e 35° 04' 18,03" a oeste, onde também estão a estação elevatória e a ETA (Estação de Tratamento de Água). É uma barragem do tipo gravidade com eixo perpendicular ao leito do rio

Pirapama e sangradouro lateral, com volume de acumulação de 61.000.000 m<sup>3</sup> e área de intervenção de 982 ha. A área de contribuição da bacia até a barragem ocupa 341,5 km<sup>2</sup>, com vazão regularizada total de 8,25 m<sup>3</sup>/s, sendo 5,13 m<sup>3</sup>/s destinada ao abastecimento da RMR. O ponto final do eixo principal é o reservatório do Jordão, de onde a água é distribuída para o sistema de abastecimento público (COMPESA, 2005).

Além da prioridade do uso das águas do reservatório ser para abastecimento urbano, também são exploradas para o abastecimento da zona rural, por meio da utilização de poços amazonas nas residências situadas nos aglomerados rurais; para abastecimento industrial de algumas indústrias situadas na área da bacia; para fins hidro-agrícolas, que na área da bacia se caracterizam como a utilização da água para irrigação dos canaviais pertencentes às usinas de açúcar e destilarias, e residualmente para atividades policultoras; e por fim, para geração hidroelétrica, a partir de duas usinas hidroelétricas existentes na bacia, que fornecem energia a unidades industriais particulares (GAMA, 2001).

De acordo com Falcão Neto (2002), a concretização do sistema Pirapama representou uma melhoria significativa para o abastecimento de água da RMR, ajudando a amenizar os problemas relacionados ao fornecimento de água, com uma contribuição de mais de 3.000 l/s de água, que representa 30% do total fornecido para a região (10.000 l/s). Na época de finalização das obras da barragem, estudos apontavam que a água do reservatório Pirapama atenderia às estimativas de crescimento populacional até o final de 2020, desde que fossem implantados programas de redução de perdas (ARAÚJO, 2005).

#### **4. MATERIAIS E MÉTODOS**

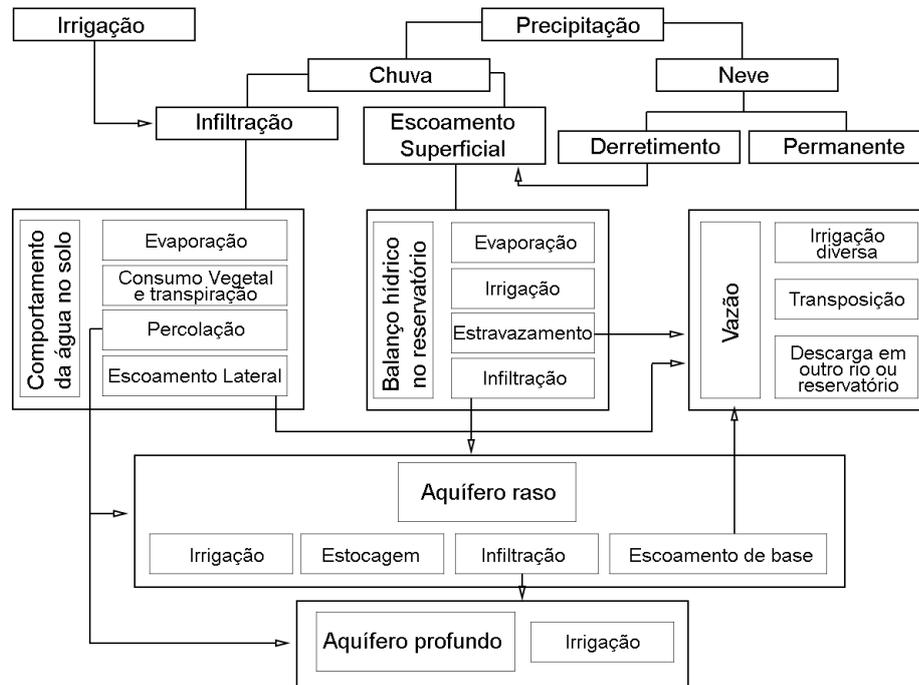
Neste item são apresentados os materiais e métodos utilizados para o desenvolvimento do estudo. Inicialmente é apresentada uma breve descrição das equações usadas pelo modelo SWAT e suas respectivas fases (terra e água). Em seguida é apresentado o SWAT-CUP, assim como o algoritmo (SUFI-2). Por fim, é descrito o processo de execução da modelagem pelo modelo SWAT, incluindo as fases de calibração, validação, estimativa da produção de sedimentos e mudanças de uso e ocupação do solo, assim como também são descritos os dados utilizados para a modelagem.

##### **4.1. DESCRIÇÃO DAS EQUAÇÕES DO MODELO SWAT**

A simulação hidrossedimentológica realizada pelo modelo SWAT é dividida em duas fases principais, a terrestre e a da água. A terrestre é a fase do ciclo hidrológico que controla a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e pesticidas carregados para o canal principal em cada sub-bacia. A da água é a fase do ciclo hidrológico que pode ser definida pela propagação dos elementos aquáticos por meio da rede de canais da bacia até o seu exutório (NEITSCH et al., 2011) (Figura 12).

Neste item serão descritas, de forma resumida e separada, as equações da fase terrestre e da água utilizadas pelo SWAT para modelar bacias hidrográficas, cuja descrição completa pode ser consultada em Neitsch et al. (2011).

Figura 12 - Esquema do movimento da água na fase terrestre e fase aquática no SWAT.



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

#### 4.1.1 Fase da Terra

No modelo SWAT, a fase terrestre do ciclo hidrológico é modelada com base na equação do balanço hídrico (Equação 1).

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=0}^t (Pd - Q_{sup} - Ea - W_{vad} - Q_{sub}) \quad (1)$$

em que  $SW_t$  é a quantidade de água no solo no fim do dia (mm);  $SW_0$  é a quantidade de água no início do dia (mm);  $t$  é o tempo (dias);  $P_d$  é a precipitação no dia (mm);  $Q_{sup}$  representa o

escoamento superficial (mm);  $E_a$  é a quantidade de água que evapotranspirou no dia (mm);  $w_{vad}$  é a quantidade de água que entrou na zona vadosa no dia (mm); e  $Q_{sub}$  é a quantidade de água que alcança o aquífero subterrâneo (mm).

### I) Escoamento Superficial

O escoamento superficial acontece quando a taxa de aplicação de água no solo (precipitação ou irrigação) excede a taxa de infiltração (LELIS, 2011). O modelo SWAT apresenta dois métodos para o cálculo do escoamento superficial: o Método de Curva Número (CN) (SCS, 1972) e o método de infiltração de Green e Ampt (1911), utilizado quando existem dados subsidiários de precipitação. O método CN foi adotado nesta pesquisa pela disponibilidade de dados diários de precipitação e por possuir relevante popularidade entre os hidrólogos, devido à simplicidade, estabilidade e eficiência das previsões (ZHANG et al., 2009; CARVALHO NETO, 2018). O valor de CN está compreendido entre 0 e 100 (valor adimensional), correspondendo a zero para uma bacia de condutividade hidráulica infinita e 100 a uma bacia totalmente impermeável (BRIGHENTI et al. 2016). Mais detalhes sobre o método pode ser encontrado em Neitsch et al. (2011).

O escoamento superficial usando o método de Curva Número (CN) é estimado pela seguinte equação:

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

em que,  $Q_{sup}$  é o escoamento superficial (mm),  $P$  é a precipitação (mm) e  $S$  é a capacidade máxima de armazenamento (mm). O parâmetro  $S$  varia espacialmente, em função das mudanças no tipo, uso e cobertura, manejo e declividade do solo, e das condições prévias de umidade (NEITSCH et al., 2011). Sua determinação considera o fator CN, e é dado pela seguinte equação (em unidades métricas):

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

na qual,  $S$  é o parâmetro de retenção (mm) e o  $CN$  é o valor da Curva Número para o dia.

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

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

O valor do CN pode ser corrigido em função da umidade antecedente do solo, em que  $CN_I$  indica uma condição de seca,  $CN_{II}$  uma condição normal e  $CN_{III}$  uma condição úmida (NEITSCH et al., 2011). O cálculo do  $CN_{II}$  e  $CN_{III}$  é dado por meio das equações 5 e 6.

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

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

O grupo hidrológico do solo, combinado a uma cobertura e tratamento da terra, forma um complexo hidrológico. Cada complexo hidrológico possui um valor do parâmetro CN, atribuído a partir de eventos de chuva-escoamento, observados em bacias hidrográficas, para indicar o seu potencial de escoamento superficial (SCS, 1972). De acordo com o NRCS (2009) componentes de uma mesma unidade de solos com características físicas semelhantes tenderão a se comportar de maneira similar em relação ao escoamento superficial quando expostos a determinada precipitação. Ocorrendo o escoamento superficial, o modelo SWAT o propaga entre as sub-bacias e calcula a vazão de pico.

A vazão de pico é simulada com o SWAT pelo método racional modificado, apresentado pela equação (7):

$$Q_{pico} = \frac{\alpha_{tc} \cdot E_{sup} \cdot \text{Área}}{3,6 \cdot t_{conc}} \quad (7)$$

em que,  $Q_{pico}$  é a vazão de pico ( $m^3 s^{-1}$ ),  $\alpha_{tc}$  a fração da precipitação diária que ocorre durante o tempo de concentração,  $E_{sup}$  o escoamento superficial (mm),  $\text{Área}$  é a área da sub-bacia ( $km^2$ ),  $t_{conc}$  é o tempo de concentração da sub-bacia (h) e 3,6 o fator de conversão de unidades.

O tempo de concentração ( $t_{conc}$ ) da sub-bacia é calculado somando-se o tempo de concentração do escoamento sobre a superfície do solo (tempo necessário para o escoamento deslocar-se do ponto mais remoto da bacia até o curso d'água) e o tempo de concentração do escoamento no curso d'água (tempo para o escoamento se deslocar no curso d'água até a foz) (CARVALHO NETO et al., 2011):

$$t_{conc} = t_{sup} + t_{canal} \quad (8)$$

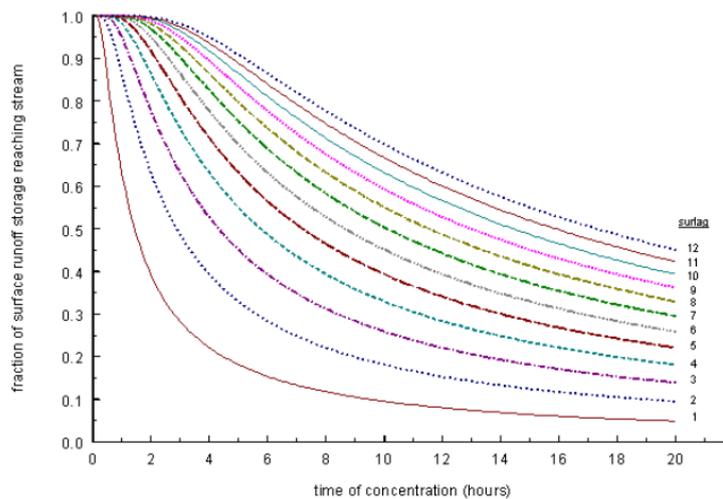
em que,  $t_{sup}$  é o tempo de deslocamento do escoamento sobre a superfície do solo (h) e  $t_{canal}$  é o tempo de deslocamento do escoamento no curso d'água (h).

O SWAT processa o armazenamento do escoamento superficial visando simular seu retardamento para alcançar o canal principal. Uma vez que o escoamento superficial é calculado, o volume de água que chega ao canal principal é dado pela Equação 9:

$$Q_{sup} = Q'_{sup} + Q_{arm,i-1} * \left[ 1 - \exp\left(\frac{Surlag}{t_{conc}}\right) \right] \quad (9)$$

em que,  $Q_{sup}$  é a quantidade de água que chega ao canal principal por escoamento superficial (mm);  $Q'_{sup}$  diz respeito à quantidade de água gerada em alguma sub-bacia no dia (mm);  $Q_{arm,i-1}$  a quantidade de água em atraso, gerada no dia anterior (mm); e  $Surlag$  o coeficiente de retardo do escoamento superficial, e  $t_{conc}$  é o tempo de concentração em horas. A Figura 13 mostra valores diferentes de  $Surlag$  e do tempo de concentração para o segundo termo da equação. Observa-se que, por um determinado tempo de concentração, à medida que o  $Surlag$  diminui em valor, mais água é mantida em armazenamento. O atraso na liberação de escoamento superficial irá suavizar o hidrograma de vazões simuladas na extensão (SANTOS, 2015).

Figura 13 - Diferentes valores de  $Surlag$  em função da retenção do escoamento superficial e o tempo de concentração (h).



Fonte: Arnold et al. (2012).

O escoamento subterrâneo ou de base ( $E_{sub}$ ) é determinado com base na equação do balanço de água no aquífero livre:

$$Aq_{l,i} = Aq_{l,i-1} + A_{rec,li} - E_{subi} - A_{revapi} - A_{bomb,i} \quad (10)$$

em que,  $Aq_{l,i}$  e  $Aq_{l,i-1}$  representa o armazenamento de água no aquífero livre nos dias  $i$  e  $i-1$ , respectivamente (mm);  $A_{rec,li}$  é a recarga do aquífero livre no dia  $i$  (mm);  $E_{subi}$  o escoamento

subterrâneo no dia  $i$  (mm);  $A_{revapi}$  a re-evaporação da água do aquífero livre no dia  $i$  (mm); e  $A_{bomb,i}$  é a quantidade de água removida do aquífero livre por bombeamento no dia  $i$  (mm).

## II) Evapotranspiração

### *Evapotranspiração potencial*

A evapotranspiração ocorre por meio da perda de água do solo por evaporação e a perda de água da planta por transpiração. No SWAT, a evapotranspiração é representada de forma completa, ou seja, inclui todos os procedimentos pelos quais a água da superfície terrestre é convertida em vapor d'água. Dessa forma, estão inseridos nesses procedimentos a evaporação das copas das árvores, a transpiração, a sublimação e evaporação pelo sol.

O modelo possibilita o cálculo da evapotranspiração potencial por meio dos métodos de Penman-Monteith (MONTEITH, 1965), Priestley-Taylor (PRIESTLEY e TAYLOR, 1972) ou Hargreaves (HARGREAVES e SAMANI, 1985). Para a estimativa desta variável, o SWAT requer dados médios climáticos mensais referentes ao período de simulação. Também é possível inserir dados de evapotranspiração observados ou simulados por outros métodos.

Para este estudo foi adotado o método de Penman-Monteith, recomendado por Smith (1991) e utilizado por diversos autores (LELIS, 2011; FERNANDES, 2015; CASTRO, 2013), por apresentar maior robustez quanto ao número de variáveis para o cálculo da evapotranspiração. O método de Penman-Monteith é dado pela seguinte equação:

$$\lambda E = \frac{\Delta \cdot (H_{net} - G) + \rho_{air} \cdot c_p \cdot [e_z^0 - e_z] / r_a}{\Delta + \gamma \cdot (1 + r_c / r_a)} \quad (11)$$

em que,  $\lambda$  é o calor latente de vaporização ( $\text{MJ Kg}^{-1}$ );  $E$  é a profundidade da taxa de evaporação (mm/dia),  $\Delta$  é a declividade da curva de pressão de saturação do ar ( $\text{KPa } ^\circ\text{C}^{-1}$ ),  $H_{net}$  a radiação líquida ( $\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ),  $G$  é o fluxo de calor no solo ( $\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ),  $\gamma$  é a constante psicrométrica ( $\text{KPa } ^\circ\text{C}^{-1}$ ),  $\rho_{air}$  é a densidade do ar ( $\text{Kg m}^{-3}$ ),  $C_p$  é o calor específico ( $\text{MJ/kg/}^\circ\text{C}$ ),  $e_z^0$  é a pressão de saturação do ar à altura  $z$  (KPa),  $e_z$  a pressão de vapor atual à altura  $z$  (kPa),  $r_c$  a resistência do dossel ( $\text{s m}^{-1}$ ) e  $r_a$  a resistência aerodinâmica ( $\text{s m}^{-1}$ ).

### *Evapotranspiração real*

Tendo estimado a evapotranspiração potencial, determina-se a evapotranspiração real por meio da demanda evaporativa da precipitação interceptada pela cobertura vegetal, a transpiração dos vegetais e da evaporação do solo.

Com relação à interceptação, a quantidade máxima de água que pode ser armazenada nas copas é calculada em função do índice de área foliar, de acordo com a Equação (12). Quando a precipitação acontece em um determinado dia, o armazenamento do dossel é preenchido antes da água chegar ao solo (SANTOS, 2015).

$$can_{dia} = Canmx \cdot \frac{IAF}{IAF \max} \quad (12)$$

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

Toda água disponível no dossel encontra-se acessível para ser removida por evaporação. A quantidade de evapotranspiração real da chuva interceptada é especialmente significativa em florestas onde, em alguns casos, a evaporação da precipitação interceptada é maior do que a transpiração (NEITSCH et al., 2011).

O SWAT remove o máximo de água possível do armazenamento do dossel ao calcular a evaporação real. O modelo considera que o volume interceptado está disponível para evapotranspiração sob as seguintes condições (com todas as variáveis possuindo como unidade “mm”) (SANTOS, 2015):

1. Se evapotranspiração potencial ( $E_0$ ) for menor que a quantidade de água interceptada no dossel ( $R_{int}$ ), então a quantidade de água interceptada no dia ( $R_{int(f)}$ ) será resultado da subtração da quantidade de água interceptada no início do intervalo de tempo ( $R_{int(i)}$ ) pela evapotranspiração potencial (ou diretamente a evaporação da quantidade de água livre existente no dossel da planta em um determinado dia –  $E_{can}$ ) (Equação 13):

$$E_a = R_{can} = E_0 \rightarrow R_{int(f)} = R_{int(i)} - E_{can} \quad (13)$$

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

2. Na segunda condição, se a evapotranspiração potencial for superior à quantidade de água armazenada na copa, toda lâmina interceptada será evaporada:

$$E_{can} = R_{int(i)} \rightarrow R_{int(f)} = 0 \quad (14)$$

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

No que diz respeito à evaporação de água no solo, a estimativa é realizada através de uma função exponencial, obedecendo à profundidade do solo e a quantidade de água existente. Quando existe uma demanda de evaporação da água do solo, o SWAT primeiro particiona a demanda evaporativa entre as diferentes camadas (FERRIGO, 2014). A distribuição da profundidade utilizada para determinar a quantidade máxima de água a ser evaporada é dada pela Equação 15:

$$E_{solo,z} = E_z'' \cdot \frac{z}{(z + \exp(2,374 - 0,00713 \cdot z))} \quad (15)$$

onde  $E_{solo,z}$  é a demanda evaporativa (mm) na profundidade  $z$ ,  $E_z''$  é a evaporação máxima do solo para o dia (mm) e  $z$  é a profundidade do solo (mm). A quantidade de demanda evaporativa para uma camada de solo é determinada pela diferença entre as demandas evaporativas calculadas nos limites superior e inferior da camada do solo (Equação 16):

$$E_{solo,ly} = E_{solo,zl} - E_{solo,zu} \quad (16)$$

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

Visando uma melhoria na estimativa da distribuição da evaporação, o coeficiente de compensação da evaporação do solo ( $E_{sco}$ ) foi incorporado à Equação (15), permitindo que o usuário faça modificações na distribuição da profundidade utilizada para atender a demanda evaporativa do solo, que resulta na seguinte Equação:

$$E_{solo,ly} = E_{solo,zl} - E_{solo,zu} \times esco \quad (17)$$

onde,  $esco$  é o coeficiente de compensação da evaporação do solo, de modo que quanto menor seu valor, mais água será retirada de profundidades maiores de solo. Existem diferentes valores de  $E_{sco}$ , que podem variar entre 0,01 e 1.

### III) Percolação

A percolação é a transferência de água do solo para o reservatório de água subterrânea. Ocorre quando a quantidade de água excede a capacidade de campo de uma camada do solo e a camada imediatamente inferior não está saturada. O processo combina duas condições: a primeira através da propagação do armazenamento e a segunda pelo fluxo por fendas existentes no solo (SANTOS, 2015). O volume de água disponível na camada do solo para a percolação deve obedecer às seguintes condições:

$$SW_{cam,excesso} = SW_{cam} - FC_{cam} \text{ se } SW_{cam} > FC_{cam} \quad (18)$$

$$SW_{cam,excesso} = 0 \text{ se } SW_{cam} \leq FC_{cam} \quad (19)$$

onde,  $SW_{cam,excesso}$  é a quantidade de água disponível para percolar no dia (mm),  $SW_{cam}$  é a quantidade diária de água em uma determinada camada do solo (mm) e  $FC_{cam}$  é a quantidade de água na capacidade de campo (mm). A quantidade de água que efetivamente se moverá para a camada de solo inferior é calculada pela Equação 20:

$$w_{perc,cam} = SW_{cam,excesso} \left( 1 - \exp \left[ \frac{-\Delta T}{TT_{perc}} \right] \right) \quad (20)$$

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

O tempo de percolação entre as camadas é dado pela Equação 21:

$$TT_{perc} = \frac{SAT_{cam} - FC_{cam}}{K_{sat}} \quad (21)$$

onde,  $SAT_{cam}$  é a quantidade de água no solo completamente saturado (mm) e  $K_{sat}$  é a condutividade hidráulica saturada (mm/h). A água que percola abaixo da última camada do solo entra na zona vadosa, para só depois adentrar no aquífero subterrâneo.

O fluxo lateral é calculado através de um modelo de armazenamento cinético, desenvolvido por Sloan et al. (1983), e que baseia-se na equação de continuidade de massa (Equação 22):

$$Q_{lat} = 0,024 \left( \frac{2 \cdot SW_{cam,excesso} \cdot K_{sat} \cdot slp}{\Phi_d \cdot L_{slp}} \right) \quad (22)$$

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

Segundo Lelis et al. (2012), o fluxo lateral poderá ser significativo em áreas que os solos apresentem elevada condutividade hidráulica nas camadas superficiais e camadas impermeáveis em profundidades rasas. Nestes sistemas, a precipitação irá percolar verticalmente até atingir a camada impermeável. A água poderá se acumular acima dessa camada originando uma zona saturada que será a fonte para o fluxo lateral subsuperficial, que poderá contribuir para a vazão dos rios.

#### IV) Água subterrânea

O volume de água que percola tende a recarregar os aquíferos, o raso e o profundo, caso não ascenda através das franjas capilares (SANTOS, 2015). A quantidade de água que pode recarregar ambos aquíferos é dada pela Equação 23:

$$W_{rec} = \left(1 - \exp\left[\frac{-1}{\delta_{aq}}\right]\right) W_{seep} + \exp\left[\frac{-1}{\delta_{aq}}\right] W_{rec,i-1} \quad (23)$$

onde,  $W_{rec}$  é a quantidade de água que adentra os aquíferos no dia  $i$  (mm);  $\delta_{aq}$  é o tempo de drenagem sob as camadas de solo (dia);  $W_{seep}$  é a quantidade de água que percolou através da última camada de solo (mm); e  $W_{rec,i-1}$  é a quantidade de água que entra no aquífero no dia  $i-1$  (mm).

Por meio disto, o modelo regula a quantidade de água que recarrega o aquífero profundo pelo uso da Equação 24:

$$W_{prf} = \beta_{prf} \cdot W_{rec} \quad (24)$$

onde,  $W_{prf}$  é a quantidade de água (mm) que entra no aquífero profundo no dia  $i$  e  $\beta_{prf}$  é o coeficiente de percolação do aquífero. Sendo assim, a quantidade de água destinada ao aquífero raso é dado pela Equação 25:

$$W_{rec,rs} = W_{rec} \cdot W_{prf} \quad (25)$$

em que,  $W_{rec,rs}$  é a quantidade de água (mm) que entra no aquífero raso no dia  $i$ . Por fim, o balanço hídrico no aquífero raso é dado pela Equação 26:

$$aq_{rs,i} = aq_{rz,i-1} + W_{rec,rs} - Q_{aq} - W_{revap} - W_{bomba,rs} \quad (26)$$

no qual,  $aq_{rs,i}$  é a quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia (mm);  $aq_{rz,i-1}$  é a quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia  $i-1$  (mm);  $Q_{aq}$  é o escoamento subterrâneo que recarrega o canal principal (fluxo de base) (mm);  $W_{revap}$  é a quantidade de água que ascende por franjas capilares (mm); e  $W_{bomba,rs}$  é a quantidade de água retirada através de bombas (mm).

Para considerar o volume de água que ascende através de franjas capilares, em função da demanda de evapotranspiração, o modelo SWAT incorpora o processo denominado por “Revap” ( $W_{revap}$ ). Este processo não é contabilizado no volume evapotranspirado, sendo de fundamental importância em bacias hidrográficas onde a zona saturada encontra-se próxima a superfície e há raízes profundas (CARVALHO NETO, 2018). A máxima quantidade de água que poderá ser retirada via *Revap* é dada pela Equação 27:

$$W_{revap,max} = \beta_{rev} \cdot E_0 \quad (27)$$

onde,  $W_{revap,max}$  é a máxima quantidade de água (mm) que ascende em resposta ao déficit hídrico,  $\beta_{rev}$  é o coeficiente de *Revap* e  $E_0$  é potencial de evapotranspiração (mm) daquele dia.

A quantidade de água na qual efetivamente passa por tal processo é determinada pelas seguintes condições.

$$W_{revap} = 0 \text{ se } aq_{rs} \leq aq_{lim,rv} \quad (28)$$

$$W_{revap} = W_{revap,max} - aq_{lim,rv} \text{ se } aq_{lim,rv} < aq_{rs} < (aq_{lim,rv} + W_{revap,max}) \quad (29)$$

$$W_{revap} = \text{se } aq_{lim,rv} \geq (aq_{lim,rv} + W_{revap,max}) \quad (30)$$

onde,  $aq_{rs}$  é a quantidade de água armazenada no aquífero raso (mm) e  $aq_{lim,rv}$  é o valor limite do nível de água a ser superado para ocorrer o processo *Revap* (mm).

V) Equação de Perda do Solo Modificada (EUPSM)

O SWAT estima a produção de sedimentos (SYLD), provocada pelo escoamento superficial, por meio da Equação Universal de Perda do Solo Modificada (EUPSM) (WILLIAMS, 1975), a qual substitui o fator de erosividade da Equação Universal de Perda de Solo (USLE) por um fator de escoamento superficial, permitindo a simulação da produção de sedimentos para um evento. A produção de sedimentos no SWAT foi calculada pela seguinte Equação:

$$sed = 11,8(Q_{sup}.q_p.area_{hru})^{0,56} . K_{EUPS}.LS_{EUPS}.C_{EUPS}.P_{EUPS}.CFRG \quad (31)$$

em que, *sed* é a produção de sedimentos, após evento de precipitação do dia (ton);  $Q_{sup}$  é o escoamento superficial (mm/ha),  $q_p$  é a taxa de escoamento de pico ( $m^3/s$ );  $area_{hru}$  é a área da unidade de resposta hidrológica onde é estimado o aporte de sedimentos (ha);  $K_{EUPS}$  é o fator de erodibilidade do solo ( $t\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$ );  $C_{EUPS}$  é o fator de uso e manejo do solo;  $P_{EUPS}$  é o fator de práticas conservacionistas;  $LS_{EUPS}$  é o fator topográfico; e  $CFRG$  é o fator de aspereza.

De acordo com Silva (2015), a EUPSM atua no modelo SWAT em cada URH das sub-bacias, estimando a produção de sedimentos. Em seguida, o modelo considera que toda essa carga de sedimentos estimada pela EUPSM alcança a rede de drenagem. Após atingir a rede de drenagem, inicia-se a fase de água, em que o modelo calcula a propagação do sedimento no canal até o exutório. A seguir serão descritas as variáveis da EUPSM, com exceção do fator de escoamento superficial ( $Q_{sup}$ ) e a vazão de pico ( $q_{pico}$ ), descritos no item da letra “a”.

#### *Erodibilidade do solo ( $K_{EUPS}$ )*

Esse fator busca evidenciar a facilidade com que determinado solo erode por meio do impacto das gotas de chuva e/ou do escoamento superficial, sendo, portanto, estimado a partir das características próprias do tipo de solo e propriedades físicas de determinada região (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005). Segundo Wischmeier e Smith (1960), seu conceito é a taxa de perda de solo, para um tipo de solo específico, em uma parcela padrão. Williams (1975) propôs uma equação geral, que considera as frações de areia grossa, argila, silte, carbono orgânico e areia fina presentes no solo (Equação 32):

$$K_{EUPS} = f_{csand}.f_{cl-si}.f_{orgC}.f_{hisand} \quad (32)$$

em que,  $f_{csand}$  é o fator que representa o conteúdo de areia grossa;  $f_{cl-si}$  é a fração do solo que contém argila e silte;  $f_{orgC}$  diz respeito à estimativa da contribuição do carbono orgânico; e  $f_{hisand}$  é o fator que representa o conteúdo de areia fina. A descrição completa dessa equação pode ser encontrada em Williams (1975).

#### *Fator de cobertura do solo ( $C_{EUPS}$ )*

O fator de cobertura do solo (C) é caracterizado pela relação entre as perdas de solo de um determinado terreno cultivado sob dadas condições e as perdas correspondentes desse solo em uma parcela padrão (WISCHMEIER e SMITH, 1960). Para determinado solo sem cobertura, este fator representa o valor 1, a medida que a cobertura vegetal aumenta, diminuindo a erosão, o valor tende a chegar a zero. Uma floresta virgem, por exemplo, pode apresentar o valor de 0,0001 para o Fator C. O fator de cobertura do solo caracteriza a capacidade da cultura vegetal em prover obstáculos ao impacto direto da chuva sobre o solo, amenizando o poder de desagregação das partículas do solo (CARVALHO, 2018). Esse fator verifica ainda os restos de vegetais que podem ser deixados na superfície e que favorecem a existência de irregularidades, que bloqueiam o fluxo de escoamento, reduzindo a sua velocidade e capacidade de transporte (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005; NEITSCH et al., 2011).

#### *Fator topográfico ( $LS_{EUPS}$ )*

O fator topográfico caracteriza a relação de perdas de solo entre uma declividade e um comprimento de rampa para o mesmo solo e grau de declividade (SILVA, 2010), obtido segundo o produto do comprimento e grau do declive, que considera a topografia do terreno como um dos fatores que influenciam o processo erosivo (SILVA, 2015).

Segundo Silva (2015), no modelo SWAT, o fator topográfico é estimado diretamente pelo MDE, utilizado como dado de entrada para a simulação. O modelo SWAT aplica a EUPSM, identificando o valor do fator  $LS_{EUPS}$  para cada HRU.

#### *Práticas conservacionistas ( $P_{EUPS}$ )*

O fator de práticas conservacionistas diz respeito à relação da perda de solo para uma cultura específica, empregando determinada prática de conservação do solo, como a plantação “morro abaixo” (no sentido do declive) (WISCHMEIER e SMITH, 1960). De acordo com

Neitsch et al. (2011), as práticas de conservação incluem o plantio em curvas de nível, sistemas de terraço e contorno da lavoura. Essas práticas conservacionistas mudam o padrão, o grau e direção do fluxo, reduzindo a quantidade e taxa de erosão do solo. Desta forma, áreas que não apresentem tais práticas conservacionistas, apresentam erosão sem obstáculos (CARVALHO NETO, 2018).

#### *Fator de fragmentação esparsa (CFRG)*

Este fator considera os afloramentos de rocha na área, através da seguinte equação:

$$CFRG = \exp(-0,053 * rochas) \quad (33)$$

em que o termo rochas representa a fração da área de afloramento rochoso.

#### VI) Cobertura vegetal

Em relação à cobertura vegetal, Lelis (2011) diz que suas condições e de resíduos de culturas são de grande importância para a estimativa do desprendimento e transporte de partículas no solo. No modelo SWAT é utilizada uma versão simplificada do modelo EPIC para simular o crescimento das plantas, onde o desenvolvimento delas ocorre em função de unidades de calor, assumindo que cada espécie possui uma temperatura de base, abaixo da qual não se desenvolve; uma temperatura ótima; e uma temperatura máxima, que, quando alcançada, também faz cessar o crescimento. Um valor de unidades de calor é estipulado para que a planta alcance a maturidade. A maturidade será atingida quando a soma das diferenças entre as temperaturas médias diárias e a temperatura de base da planta alcançar o valor de unidade de calor estabelecido (CARVALHO NETO, 2018). De acordo com Neitsch et al. (2011), o modelo de crescimento das plantas é utilizado para avaliar a retirada da água e dos nutrientes das zonas das raízes, transpiração e produção/resultados da biomassa.

#### **4.1.2 Fase de água ou de propagação**

##### I) Propagação da vazão líquida no canal

A propagação da vazão líquida no canal foi simulada por meio do método de armazenamento variável, desenvolvido por Williams (1969), que considera o canal da seção trapezoidal, sua vazão e velocidade calculadas através da equação de Manning, em que o tempo de propagação é calculado pela divisão do comprimento do curso d'água pela velocidade. Em tal método, é possível encontrar o volume armazenado na seguinte equação:

$$\Delta_{arm} = V_{in} - V_{out} \quad (34)$$

onde  $\Delta_{arm}$  é o volume armazenado no trecho ( $m^3$ );  $V_{in}$  e  $V_{out}$  são os volumes de entrada e saída no segmento, respectivamente ( $m^3$ ). O volume de água que sai do trecho em um determinado intervalo de tempo é dado por:

$$V_{out,2} = SC (V_{in} + V_{arm1}) \quad (35)$$

em que  $V_{out,2}$  é o volume que sai do trecho no fim do intervalo de tempo ( $m^3$ );  $SC$  é o coeficiente de armazenamento;  $V_{in}$  é o volume de água que entra no início do intervalo de tempo ( $m^3$ ); e  $V_{arm,1}$  é o volume armazenado no início do intervalo de tempo ( $m^3$ ). O coeficiente de armazenamento ( $SC$ ) é dado por:

$$SC = \left( \frac{2 * \Delta T}{2 * TT + \Delta T} \right) \quad (36)$$

em que,  $\Delta T$  é o intervalo de tempo, e a variável  $TT$  (s) diz respeito ao “tempo de viagem”, encontrado através da divisão entre o volume armazenado e o fluxo de saída. A variável  $TT$  é indicada por:

$$TT = \left( \frac{V_{arm}}{q_{out}} \right) = \left( \frac{V_{arm,1}}{q_{out,1}} \right) = \left( \frac{V_{arm,2}}{q_{out,2}} \right) \quad (37)$$

sendo  $V_{arm}$ ,  $V_{arm,1}$  e  $V_{arm,2}$  os volumes armazenado no tempo ( $m^3$ );  $q_{out}$ ,  $q_{out,1}$  e  $q_{out,2}$  são as vazões de saída no tempo ( $m^3/s$ ).

## II) Propagação da vazão sólida no canal

A propagação dos sedimentos no canal consiste das componentes dos processos de deposição e degradação, operadas simultaneamente no curso d'água. Resumidamente, por meio da definição de potência de escoamento, a quantidade máxima de sedimentos que pode ser transportada em um segmento é função da velocidade de pico no canal. O modelo SWAT estima tais processos utilizando uma adaptação do método de potência do fluxo proposto por Bagnold

(1977). Inicialmente, a quantidade máxima de sedimentos que pode ser transportada pelo fluxo em algum trecho do rio é indicada por:

$$conc_{sed, mx} = C_{sp} * V_{pc}^{spexp} \quad (38)$$

em que  $conc_{sed, mx}$  é a concentração máxima de sedimentos que pode ser transportada pela água (ton/m ou kg/L);  $V_{pc}$  é a velocidade de pico (m/s); e  $C_{sp}$  e  $spexp$  são coeficientes de ajuste. O coeficiente linear pode variar entre 0,0001 e 0,01, enquanto o  $spexp$  pode assumir valores entre 1 e 2.

Se a concentração máxima de sedimentos calculada pela Equação 38 for menor que a concentração de sedimentos no início do processo,  $conc_{sed, 0} > conc_{sed, mx}$ , tem-se o processo de deposição predominando e estimado por:

$$Sed_{dep} = (conc_{sed, 0} - conc_{sed, mx}) * V_{pc} \quad (39)$$

em que,  $Sed_{dep}$  (t) é a quantidade de sedimentos depositado no segmento do canal,  $conc_{sed, 0}$  (kg/L ou t/m<sup>3</sup>) é a concentração no início do intervalo de tempo, e  $conc_{sed, mx}$  é a concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado pela água (ton.m<sup>-3</sup>).  $V_{pc}$  é o volume de água que passa no segmento (m<sup>3</sup>). No caso da concentração atual ser inferior à máxima possível, a erosão é o processo que domina, sendo estimada por:

$$Sed_{ero} = (conc_{sed, mx} - conc_{sed, 0}) * V_{pc} * K_{ca} * C_{ca} \quad (40)$$

onde  $Sed_{ero}$  é a quantidade de sedimentos que é degradada (t);  $K_{ca}$  é o fator de erodibilidade do canal (cm/hr<sup>-1</sup>Pa<sup>-1</sup>); e  $C_{ca}$  é o fator de cobertura do canal.

O fator de erodibilidade do canal é considerado normalmente com uma ordem de magnitude menor que o valor de erodibilidade do solo (NEITSCH et al., 2005), enquanto o fator de cobertura do canal busca estimar a proteção do leito devido à existência de vegetação. Depois de realizado o cálculo da quantidade de sedimentos que deposita e erode, o modelo estima a quantidade de sedimentos propagada no trecho pelas duas equações a seguir:

$$sed_{at} = sed_{sed, 0} - sed_{dep} + sed_{ero} \quad (41)$$

$$sed_{out} = sed_{at} * \frac{V_{out}}{V_{ca}} \quad (42)$$

em que, na Equação 41  $sed_{at}$  indica a quantidade de sedimentos em suspensão no canal (ton),  $sed_{sed,0}$  a quantidade de sedimentos no início do processo no segmento (ton),  $sed_{dep}$  a quantidade de sedimentos depositado no segmento do canal (ton), e  $sed_{ero}$  a quantidade de sedimentos erodido (ton). Na Equação 42  $sed_{out}$  indica a concentração de sedimentos que sai do trecho (t),  $V_{out}$  trata do volume que sai no intervalo de tempo ( $m^3$ ) e  $V_{ca}$  diz respeito ao volume de água no trecho ( $m^3$ ).

## 4.2. SWAT-CUP

O SWAT-CUP é um programa de domínio público, desenvolvido por Abbaspour et al. (2007), executado de maneira independente ao SWAT, que promove a leitura dos dados de saída do modelo, em formato “txt”, para realização do processo de calibração, seja ela automática ou manual. De acordo com Abbaspour (2012) a calibração automática de um modelo exige que seus parâmetros sejam sistematicamente alterados, que o modelo seja executado, e que os arquivos de saída sejam comparados com os valores observados correspondentes.

O referido programa também é utilizado para auxiliar na análise de sensibilidade e incertezas e para a calibração dos parâmetros do modelo SWAT, no qual são empregados cinco diferentes algoritmos: *Sequential Uncertainty Fitting* (SUFI-2) (ABBASPOUR et al., 2007); *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation* (GLUE) (BEVEN e BINLEY, 1992); *Parameter Solution* (ParaSol) (VAN GRIENSVEN et al., 2006); *Mark Chain Monte Carlo* (MCMC) (KUCZERA et al., 1998); e *Particle Swarm Optimization* (PSO) (KENNEDY e EBERHART, 1995).

No presente trabalho foi utilizada a versão 5.1.6.2 de 2012 do *software* SWAT-CUP, e o algoritmo SUFI-2 (*Sequential Uncertainty Fitting 2*). Esse algoritmo tem sido bastante difundido entre os utilizadores do SWAT por considerar todas as incertezas dos dados medidos, dos parâmetros e suas amplitudes, e por verificar se os dados de vazão estão agrupados em uma margem de 95% de incerteza na predição (ABBASPOUR, 2012). O item a seguir traz uma breve descrição do algoritmo, que pode ser consultado na íntegra em Abbaspour (2012).

### 4.2.1. SUFI-2

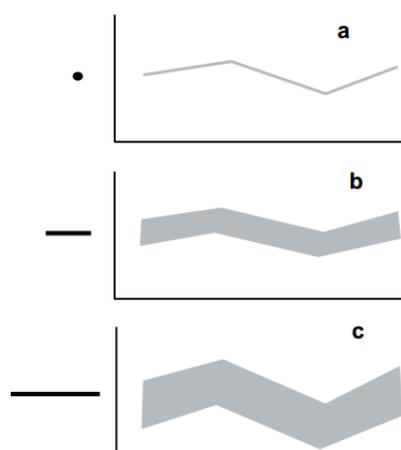
O SUFI-2 é um algoritmo que realiza a leitura de todos os parâmetros do modelo SWAT e da amplitude dos seus valores, verificando se os dados de vazão estão inseridos em 95% de incerteza frente aos valores iniciais. O grau para o qual todas as incertezas são contabilizadas é

quantificado por medidas referidas pelo fator-P e fator-R. O fator-P é a percentagem dos dados medidos delimitados pela incerteza de predição de 95% (95PPU), já o fator-R caracteriza-se por representar a espessura média da banda 95PPU dividida pelo desvio padrão dos dados medidos (ABBASPOUR, 2012).

Segundo Abbaspour et al. (2007), o conceito por trás da análise de incerteza do algoritmo SUFI-2 está representado graficamente na Figura 14a-b-c, que traz a ilustração conceitual da relação entre as incertezas dos parâmetros e a incerteza na simulação. Na Figura 14a observa-se que um único valor de parâmetro, ilustrado por um ponto, leva a uma única resposta do modelo, enquanto a propagação da incerteza em um parâmetro, ilustrado por uma linha, leva ao 95PPU (Figura 14b). Por fim, à medida que a incerteza do parâmetro aumenta a incerteza de saída também aumenta (Figura 14c).

De acordo com a análise de Silva (2015), frente à ilustração da Figura 14, o SUFI2 inicia a sua análise estabelecendo uma grande faixa de incerteza para os parâmetros, dentro de um intervalo fisicamente significativo, enquadrando inicialmente os dados medidos em 95PPU. Em seguida, a incerteza é reduzida com base no monitoramento dos fatores P e R, e a cada nova simulação, onde as faixas dos parâmetros anteriores vão sendo atualizadas, por meio do cálculo da matriz de sensibilidade, pelo cálculo da matriz de covariância (95% de confiança dos intervalores dos parâmetros) e pela matriz de correlação (Abbaspour et al. (2007)). Dessa forma, a medida que os parâmetros são atualizados é fornecido uma nova faixa de valores, menores do que as faixas obtidas anteriormente, centradas em torno da melhor simulação.

Figura 14 - Ilustração conceitual da relação entre incerteza de parâmetro e previsão de incerteza.



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

O P-factor e o R-factor avaliam a confiabilidade do ajuste e do grau de eficiência do modelo calibrado para as incertezas, no qual P-factor varia entre 0 e 100% e o R-factor entre 0 e

infinito. O P-factor de 100% e o R-factor de 0 indicam uma simulação que corresponde exatamente aos dados medidos, sendo as distâncias representadas por eles, utilizadas para avaliar a eficácia da calibração. Andrade (2018) analisou as incertezas da simulação hidrológica realizada pelo SWAT tomando como valores limites P-factor acima de 70% e R-factor próximos a 1, para a variável vazão. O desempenho do modelo pode ser quantificado por várias funções objetivas disponibilizadas pelo programa, sendo o coeficiente de determinação ( $R^2$ ), o PBIAS e o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS) os mais utilizados.

Para realizar a calibração utilizando o algoritmo SUFI-2 é necessário estabelecer algumas definições básicas por parte do usuário, de acordo com os seguintes passos: (1) escolher os parâmetros que serão otimizados; (2) estabelecer as faixas mínimas e máximas fisicamente significativas para cada parâmetro selecionado, assim como os métodos matemáticos indicados para a variação dos valores dos parâmetros; (3) estabelecer o número de simulações e iterações a serem realizadas; (4) escolher as variáveis a serem verificadas, assim como a sua série histórica (por exemplo, vazão observada); (5) e escolher a função objetivo a ser utilizada como referência (NS, PBIAS, etc).

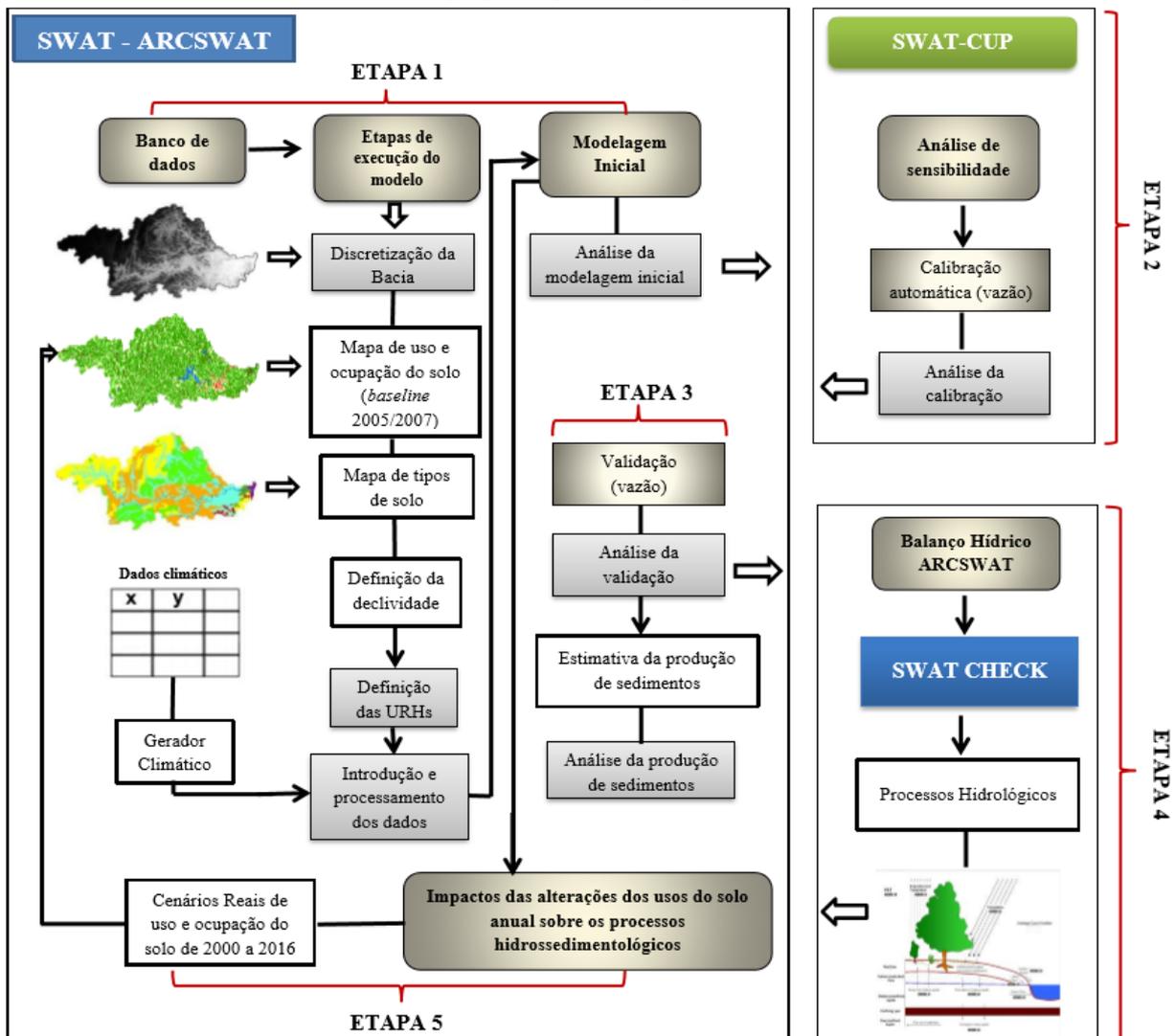
Para realizar a calibração do modelo, o SUFI-2 utiliza o método Latin Hypercube (MCKAY et al., 1979), que considera “n” combinações de parâmetros, sendo “n” o número de simulações desejadas. O programa é executado “n” vezes e as variáveis de saída simuladas são armazenadas, juntamente com os valores observados da variável analisada. Segundo Abbaspour (2012), o número de simulações deve ser relativamente grande, entre 500 e 1000, com até 4 iterações.

A análise de sensibilidade no SWAT-CUP é computada pelo SUFI-2, por meio do cálculo de um sistema de regressão múltipla, que regressa os parâmetros gerados pelo hipercubo latino versus os valores da função objetivo selecionada pelo usuário. Mais detalhes sobre a análise de sensibilidade aplicada por este algoritmo podem ser encontrados em Abbaspour et al. (2007).

#### 4.3 ETAPAS DE EXECUÇÃO DO MODELO SWAT PARA A MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA NA BACIA DO RIO PIRAPAMA

O fluxograma ilustrado neste item apresenta as etapas de execução do processo de modelagem hidrossedimentológica da Bacia do Rio Pirapama realizada pelo modelo SWAT. Nos itens subsequentes estão descritos os processos utilizados para alcançar os objetivos da pesquisa.

Figura 15 - Fluxograma das etapas de execução do modelo SWAT para alcançar os objetivos propostos por esta pesquisa.



Fonte: A Autora (2019).

#### 4.3.1 Banco de Dados

Para obter a modelagem inicial da bacia, o SWAT necessita de três diferentes arquivos geoespaciais compostos pelo modelo digital de elevação (MDE), mapa de tipos de solo e mapa de uso e ocupação do solo. Além desses dados, são necessários dados tabulares referentes às condições climáticas da região de estudo, sendo eles caracterizados por informações de

precipitação (mm), temperatura máxima e mínima (°C), radiação solar (MJ/m<sup>2</sup>), velocidade do vento (m/s) e umidade relativa (%).

Por meio da interface ArcSWAT, os dados geoespaciais são convertidos em informações para o processo de funcionamento do modelo. Entretanto, devido à grande quantidade de dados geoespaciais e tabulares, o processo inicial para gerar as primeiras simulações por meio do modelo torna-se um tanto moroso, em virtude das etapas de aquisição e organização dos dados de entrada necessários para suprir o que é exigido pelo modelo, levando em consideração a realidade da bacia estudada. Nos itens a seguir serão apresentados os dados de entrada que foram utilizados para realizar a modelagem, assim como as etapas de execução do modelo para esta pesquisa.

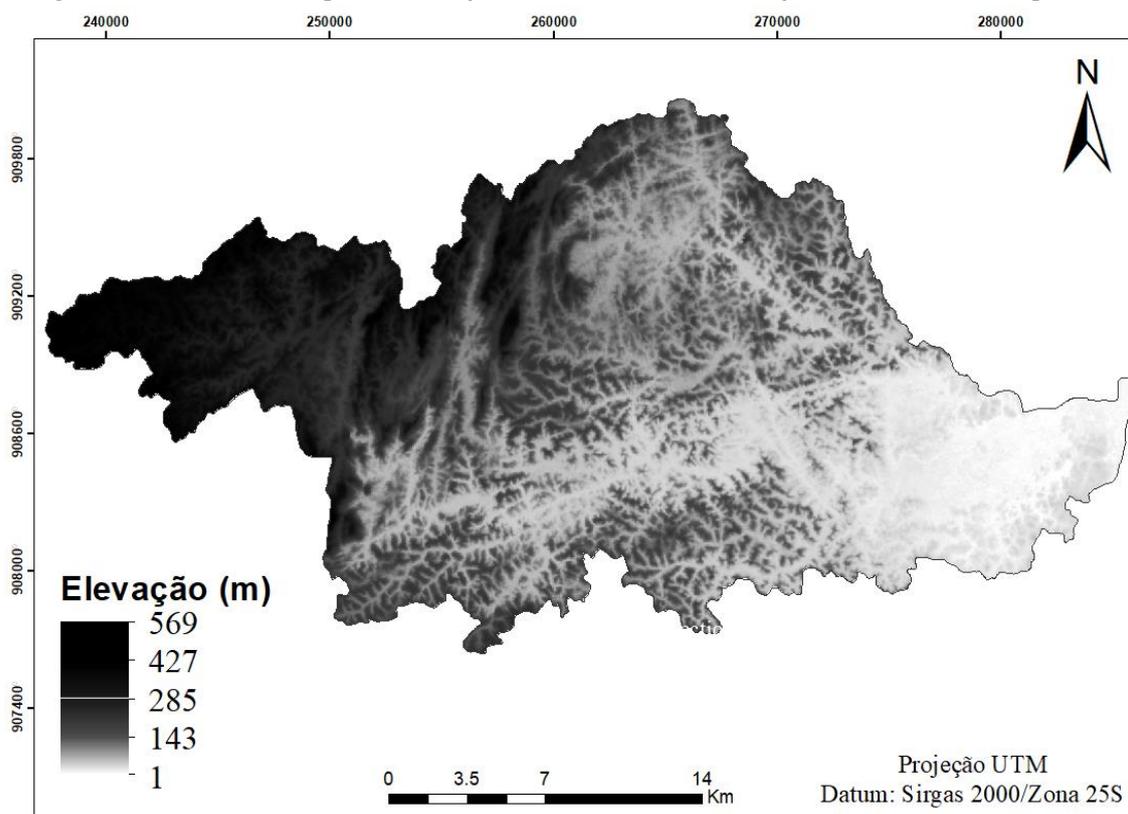
#### 4.3.1.1 Modelo Digital de Elevação (MDE)

Para aplicação do processo inicial da modelagem hidrológica na Bacia do Rio Pirapama, realizou-se a delimitação automatizada da bacia utilizando o Modelo Digital de Elevação (MDE) da área de estudo, por meio do ArcSWAT (Figura 16). No entanto, antes da utilização do MDE pelo ArcSWAT, alguns procedimentos foram realizados, na ferramenta do ArcGis (Arhydro), para preenchimento de falhas na carta imagem do MDE, provenientes do processo de aquisição dos dados obtidos por sensoriamento remoto. Após o tratamento da imagem, realizou-se o recorte retangular do MDE para acelerar a delimitação.

O MDE utilizado possui resolução espacial de 30 m (nativo) e foi obtido no site da *States Geological Survey* (USGS), no endereço eletrônico: <http://earthexplorer.usgs.gov/>. Esse MDE é originário da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), que é liderada pela Agência Nacional de Inteligência Geoespacial e pela NASA dos Estados Unidos, desde o ano de 2000.

No processo de delimitação automatizada da bacia, o ArcSWAT gera a rede de drenagem da área e divide a bacia em sub-bacias de acordo com o relevo apresentado pelo MDE. O modelo digital de elevação também é utilizado para o cálculo de parâmetros de área, declividade média e elevação (média, máxima e mínima) para cada sub-bacia.

Figura 16 - MDE utilizado para delimitação automatizada e discretização da bacia do rio Pirapama.



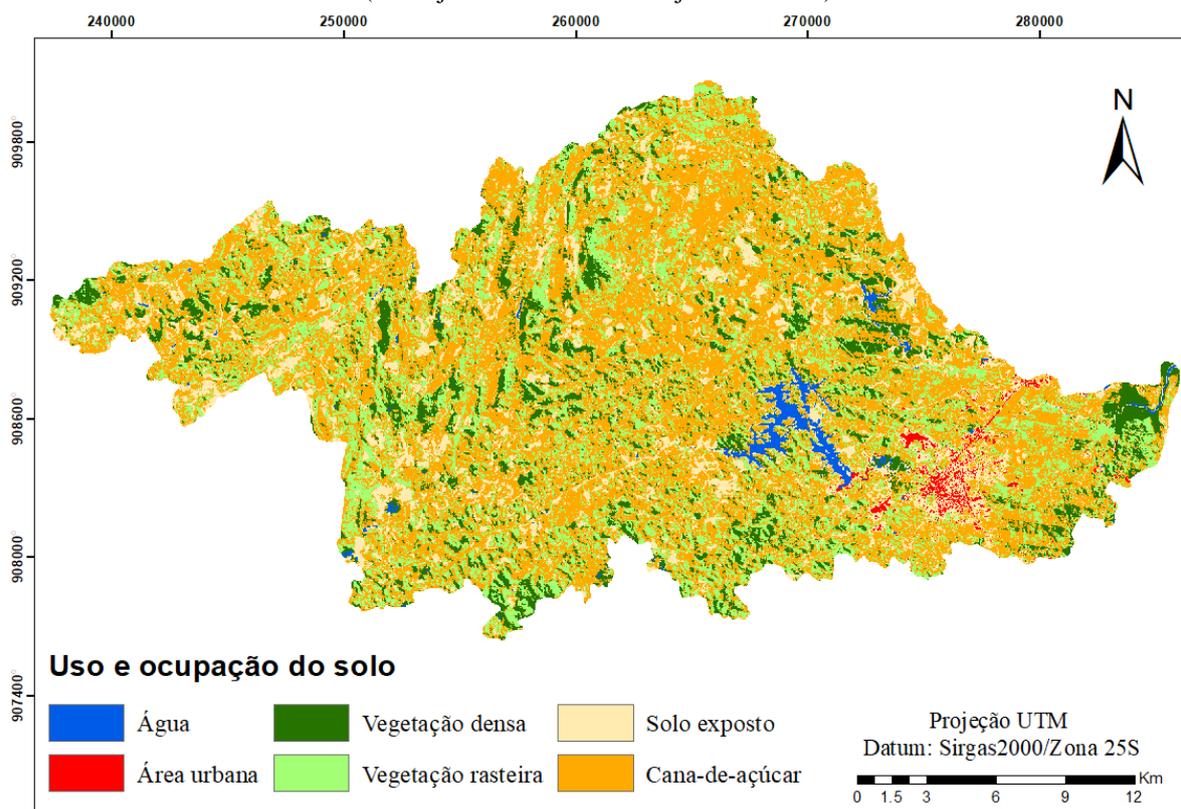
Fonte: USGS (2016).

#### 4.3.1.2 Uso e cobertura do solo

O mapa de uso e ocupação do solo utilizado neste estudo foi elaborado a partir de duas imagens de satélite do Landsat 5, com resolução espacial de 30 m (sensor TM; órbita 214; ponto 066), obtidas junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). As imagens correspondem ao dia 06 de julho de 2005 e 28 de julho de 2007, sendo as únicas que apresentaram menor quantidade de nuvens na região. Por não haver imagem sem a presença de nuvens na área de estudo, e não haver classificação do uso da terra especializada em bibliografias referentes à área da bacia foi necessário à montagem de uma imagem de satélite sem a presença de nuvens, por meio do recorte das áreas onde não havia nuvens nas duas imagens do Landsat 5 – TM utilizadas.

Após o recorte dessas áreas, nas imagens de 2005 e 2007, aplicou-se o mosaico de imagens em um ponto comum entre as duas imagens. Dessa forma, transformou-se duas imagens de períodos distintos em uma única imagem de satélite, tornando possível a confecção do mapa de uso e ocupação do solo para aplicação no SWAT (Figura 17). Entretanto, por causa da má qualidade da imagem gerada por esta composição, não foi possível obter um nível maior de detalhe quanto à classificação do uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Pirapama.

Figura 17 - Mapa de uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Pirapama, obtida por meio de imagens do Landsat 5 (06 de julho de 2005 e 28 de julho de 2007).



Fonte: A Autora (2019).

No processo de classificação do uso e ocupação do solo da Bacia, foram definidas classes de usos do solo de maior evidência na região, utilizando a classificação supervisionada do software ArcGis 10.2, onde determinou-se seis classes de uso e ocupação do solo, sendo elas: água, área urbana, solo exposto, vegetação densa, vegetação rasteira e cana-de-açúcar. Depois de concluído o processo de classificação e composição do mapa, os usos do solo existentes na bacia foram associados aos usos do solo correspondentes ao banco de dados do modelo SWAT, após a introdução desse plano de informação no ArcSWAT. A Tabela 2 apresenta a associação dos usos do solo presentes na bacia com os usos do banco de dados do modelo SWAT, assim como a área ocupada por cada um desses usos.

Tabela 2 - Associação dos usos do solo do SWAT com os usos presentes na Bacia do Rio Pirapama.

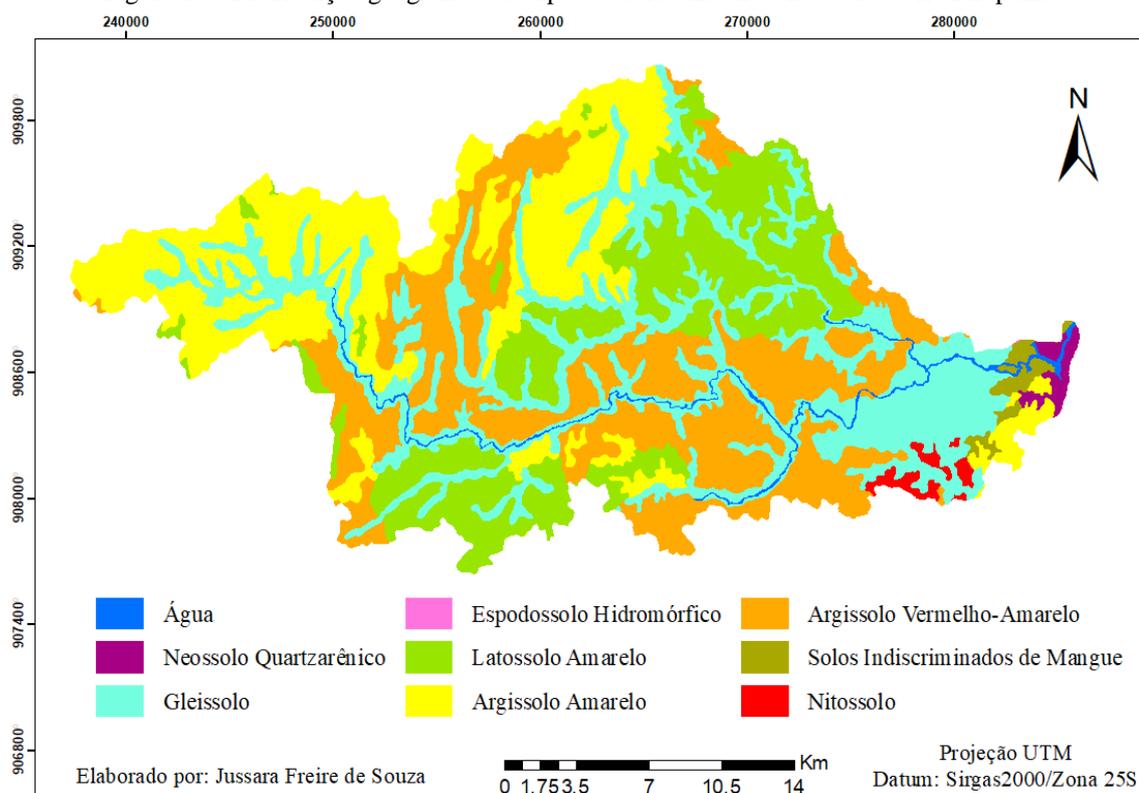
Uso e ocupação do solo	Usos do solo no SWAT	Área (km <sup>2</sup> )	Área (%)
Água	<i>Water</i> (WATR)	7,37	1,23
Cana-de-açúcar	<i>Sugarcane</i> (SUGC)	313,54	52,27
Vegetação rasteira	<i>Pasture</i> (PAST)	136,64	22,77
Solo Exposto	<i>Barren</i> (BARR)	73,23	12,21
Área urbana	<i>Urban</i> (URBN)	4,82	0,80
Vegetação densa	<i>Forest-Mixed</i> (FRST)	63,72	10,62

Fonte: A Autora (2019).

#### 4.3.1.3 Tipos de solo e suas características físicas

O mapa de tipos de solos foi obtido a partir de dados fornecidos pela EMBRAPA Solos, com base nas informações fornecidas pelo Zoneamento Agroecológico de Pernambuco (ZAPE), cuja escala é de 1:1000000. Esse mapa foi utilizado como um dos dados de entrada para a modelagem da bacia no SWAT, com o intuito de gerar as URHs – Unidades de Respostas Hidrológicas. A Figura 18 ilustra o mapa de tipos de solo da área de estudo utilizado para a modelagem.

Figura 18 - Distribuição geográfica dos tipos de solo existentes na bacia do rio Pirapama.



Fonte: Adaptado de Embrapa – ZAPE (2002).

Além disso, o SWAT também requer uma série de dados acerca das características físico-hídricas dos solos para poder realizar as simulações hidrológicas. Os parâmetros de solo necessários à simulação são os grupos hidrológicos aos quais o solo pertence (HYDGRP), profundidade da camada (SOL\_Z - mm) e da raiz (SOL\_ZMX - mm), percentagem de argila (SOL\_CLAY - %), silte (SOL\_SILT - %), areia (SOL\_SAND - %), cascalho (SOL\_ROCK - %) e carbono orgânico (SOL\_CBN - %), densidade aparente (SOL\_BD - g/cm<sup>3</sup>), água disponível no solo (SOL\_AWC - mm/mm), condutividade hidráulica saturada (SOL\_K - mm/h), erodibilidade (USLE\_K) e albedo (SOL\_ALB - fração) (NEITSCH et al., 2011).

O grupo hidrológico (HYDGRP) corresponde à classe à qual o solo pertence, a partir do valor de condutividade hidráulica (mm/h) que ele possui e textura, podendo aumentar ou diminuir as taxas de infiltração no solo dependendo do valor (NRCS, 2009). A classificação dos grupos hidrológicos dos solos é dividida em quatro classes distintas:

Grupo A: Compreende os solos com baixo potencial de escoamento, contendo alta taxa de infiltração uniforme quando completamente molhados, consistindo principalmente de areias ou cascalhos, ambos profundos e excessivamente drenados.

Grupo B: Compreende os solos contendo moderada taxa de infiltração quando completamente molhados, consistindo principalmente de solos moderadamente profundos a profundos, moderadamente a bem drenados, com textura moderadamente fina a moderadamente grossa.

Grupo C: Compreende os solos contendo baixa taxa de infiltração quando completamente molhados, principalmente com camadas que dificultam o movimento da água através das camadas superiores para as inferiores, ou com textura moderadamente fina e baixa taxa de infiltração.

Grupo D: Compreende os solos que possuem alto potencial de escoamento, tendo uma taxa de infiltração muito baixa quando completamente molhados, principalmente solos argilosos com alto potencial de expansão. Pertencem a este grupo: solos com uma grande permanência do lençol freático, solos com argila dura ou camadas de argila próxima da superfície e solos expansivos agindo como materiais impermeabilizantes próximos da superfície.

A Tabela 3 apresenta os tipos de solos da Bacia do Rio Pirapama, a área ocupada por cada um deles e seu grupo hidrológico.

Tabela 3 - Tipos de solos existentes na Bacia do Rio Pirapama.

<b>Tipos de Solo</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Área (%)</b>	<b>Grupo Hidrológico</b>
Argissolo Amarelo	145,78	24,29	C
Argissolo Vermelho-Amarelo	157,10	26,18	B
Espodossolo Hidromórfico	0,02	0,003	C
Gleissolo	156,66	26,11	D
Latosolo Amarelo	118,52	19,75	A
Neossolo Quartzarênico	4,18	0,70	B
Nitossolo	4,66	0,78	B
Solos Indiscriminados de Mangue	5,64	0,94	D

Fonte: A Autora (2019).

Os parâmetros do solo relativos ao número de horizontes do solo (NLAYERS), às porcentagens de areia (SAND), silte (SILT), argila (CLAY) e cascalho (ROCK), e o carbono orgânico (CBN) foram obtidos segundo o Levantamento Exploratório (Reconhecimento de Solos do Estado de Pernambuco – volume II) do Ministério da Agricultura, disponibilizado pela Embrapa Solos através do Sistema de Informação de Solos Brasileiros (<http://www.sisolos.cnptia.embrapa.br/>). A profundidade máxima da raiz (SOL\_ZMX) foi adotada como sendo o valor da profundidade do último horizonte de cada solo, seguindo os estudos de Carvalho Neto (2018) e Santos (2015).

Para a densidade aparente do solo (SOL\_BD) atribuiu-se o valor de 1,65 g/cm<sup>3</sup>, valor também adotado por Carvalho Neto (2018) e Santos (2015) em bacias do Estado de Pernambuco. Para a determinação da condutividade hidráulica saturada (SOL\_K) foram utilizados os valores adotados por diversas pesquisas realizadas no Brasil para diferentes tipos de solo (SANTOS, 2015; CARVALHO NETO, 2018; FURTUNATO et al., 2013; FERNANDES, 2015; CASTRO, 2013).

Para obtenção dos valores da capacidade de água disponível no solo (SOL\_AWC) utilizou-se os evidenciados por Salter e Williams (1967; 1969), ao estimarem a capacidade de água disponível com base nas características de textura do solo.

Por não encontrar valores de albedo mais realistas para a área de estudo, utilizou-se os valores médios (SOL\_ALB) estimados pela pesquisa de Oliveira et al. (2011) para a Bacia do Rio Tapacurá, que se localiza ao norte da bacia do Rio Pirapama. O fator de erodibilidade (USLE\_K) foi obtido por meio da equação proposta por Williams (1975). Para o parâmetro de fração de fissuras no solo (SOL\_CRK) usou-se o valor padrão do banco de dados do SWAT (0.5), por não ter encontrado informações para a região de estudo.

Dessa forma, obtidas algumas das informações destacadas anteriormente, construiu-se o banco de dados de entrada referente aos solos da bacia hidrográfica do Rio Pirapama. O Apêndice A apresenta os valores dos parâmetros de solo usados na modelagem da Bacia do Rio Pirapama.

#### 4.3.1.4 Dados hidroclimáticos e estações de monitoramento

Como último dado de entrada para o início da modelagem, o SWAT necessita de dados relacionados às condições climáticas da bacia, no que diz respeito à chuva (mm), temperatura (°C), umidade relativa do ar (%), velocidade do vento (m/s) e radiação solar (MJ/m<sup>2</sup>). Para obter a modelagem hidrossedimentológica da Bacia do Rio Pirapama foram utilizados dados diários de precipitação de quatro postos pluviométricos, quatro postos fluviométricos e dois pontos de grade de dados meteorológicos de reanálise.

Os dados diários de precipitação foram obtidos junto a Agência Nacional de Águas (ANA) e ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Os dados de vazão também foram obtidos junto à ANA. Já os dados das variáveis meteorológicas foram adquiridos junto ao site do *Global Weather Data for SWAT* (<https://globalweather.tamu.edu/>), que disponibiliza dados de reanálise das variáveis meteorológicas para diferentes áreas do globo terrestre, oriundos do *Climate Forecast System Reanalysis (CFSR)*. Para esta pesquisa, foram obtidos dados de dois pontos de grades globais, um localizado dentro da bacia (porção leste) e outro fora (porção oeste) (Figura 8).

Os dados das variáveis meteorológicas do INMET correspondentes à temperatura, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa do ar, não foram utilizadas na pesquisa pela quantidade de falhas apresentadas nos dados diários, e por esta se encontrar mais distante da bacia. Dessa forma, optou-se por utilizar apenas os dados de precipitação da referida estação, por apresentar um período histórico correspondente ao adotado e sem grandes quantidades de falhas. A Figura 8 mostra a localização dos postos utilizados para esta pesquisa e a Tabela 4 apresenta as características desses postos.

Tabela 4 - Características das estações utilizadas.

<b>Código</b>	<b>Nome</b>	<b>Tipo</b>	<b>Responsável</b>	<b>Latitude (°)</b>	<b>Longitude (°)</b>
39195000	Destilaria Inexport	Fluviométrica	ANA	-8,16	-35,92
39220000	Destilaria Bom Jesus	Fluviométrica	ANA	-8,15	-35,04
39192000	Cachoeira Tapada	Fluviométrica	ANA	-8,15	-35,15
39200000	Pirapama	Fluviométrica	ANA	-8,27	-35,06
83350	Globais-CFSR	Meteorológica	NCEP*	-8,27	-35,00
83353	Globais-CFSR	Meteorológica	NCEP*	-8,27	-35,31
82900	Recife-Curado	Pluviométrica	INMET	-8,05	-34,95
00835138	Pirapama	Pluviométrica	ANA	-8,16	-35,03
835068	Vitória de Sto. Antão	Pluviométrica	ANA	-8,64	-35,17
835137	Pombos	Pluviométrica	ANA	-8,08	-35,23

\*NCEP – *National Centers for Environmental Prediction/ CFSR - Climate Forecast System Reanalysis*

Fonte: A Autora (2019).

Para a seleção dos postos pluviométricos foram consideradas as séries históricas que correspondessem ao mesmo período dos dados fluviométricos e meteorológicos, e que apresentassem o menor número de falhas durante o período adotado para o estudo (1985–2001; 1997 – 2010). Os dados pluviométricos foram distribuídos de forma automática pelo modelo SWAT, que faz uso do método do vizinho mais próximo (*Nearest Neighborhood*) para delimitar as áreas de influência de cada pluviômetro (ARNOLD et al.,1998; ZHANG e SRINIVASAN, 2009).

Os dados observados de precipitação correspondem ao período de 1997 a 2010, em três dos quatro postos pluviométricos adotados. Para o posto pluviométrico Pirapama foi selecionada outra série de dados de precipitação (1985 – 2001). A escolha de duas séries de dados distintas ocorreu por causa da implantação e funcionamento da barragem Pirapama, após o período de 2001. Após esse período, a vazão passou a ser controlada na área do posto Pirapama, o que poderia gerar resultados inconsistentes quando da comparação com a vazão simulada nessa localização.

Os dados de vazão das estações fluviométricas são utilizados para o processo de calibração e validação do modelo. Para esta pesquisa, foram selecionados os quatro postos fluviométricos que apresentaram uma série de dados de vazão com um período histórico relativamente bom (10 e 14 anos). Os dados observados de vazão correspondem ao período de 2000 a 2010, sendo 2000 a 2006 para calibração, tendo-se utilizado os dados pluviométricos para o aquecimento do modelo (1997 – 1998 dados pluviométricos para aquecimento), e 2007 a 2010 para validação (2004-2006 dados pluviométricos para aquecimento), nos postos da Destilaria Bom Jesus, Destilaria Inexport e Cachoeira Tapada. Já para o posto fluviométrico Pirapama, selecionou-se o período de 1988 a 2001, sendo os anos de 1988 a 1994 para calibração (1985-

1987 dados pluviométricos para aquecimento) e 1995 a 2001 para validação (1992-1994 dados pluviométricos para aquecimento).

Para alimentar o gerador climático (WXGEN), foram utilizados os dados meteorológicos de reanálise de dois pontos de grades globais, mencionados anteriormente. Os dados do gerador climático têm por objetivos obter a estimativa da evapotranspiração potencial, o preenchimento automático de falhas e a elaboração de cenários futuros quando estudados (SANTOS, 2015).

As médias mensais das variáveis climáticas, requisitadas pelo gerador climático do SWAT, foram geradas por uma macro no Excel, que calcula todas as variáveis necessárias para o WXGEN. A macro foi desenvolvida por Boisramé (2010), e encontra-se disponível no site do modelo (<http://swatmodel.tamu.edu/software/links-to-related-software>). Para aplicar à macro, os dados das variáveis climatológicas foram organizados e formatados segundo as exigências do desenvolvedor.

Dessa forma, foram obtidos os valores médios e desvios mensais dos parâmetros climáticos exigidos pelo gerador climático do SWAT. Os parâmetros necessários para alimentar o gerador climático são valores relacionados à: temperatura máxima (TMPMX), temperatura mínima (TMPMN); desvio padrão da temperatura máxima (TMPSTDMX); desvio padrão da temperatura mínima (TMPSTDMN); precipitação média mensal (PCPMM); desvio padrão da precipitação (PCPSTD); probabilidade de dias úmidos seguidos de dias secos (PR\_W1); probabilidade de dias úmidos seguidos de dias úmidos (PR\_W2); coeficiente de assimetria para a precipitação máxima (PCPSKW); número de dias de precipitação (PCPD); precipitação máxima de 0,5 horas no mês (RAINHHMX); radiação solar (SOLARAV); velocidade do vento (WNDNAV); e temperatura do ponto de orvalho (DEWP). O apêndice B mostra os valores mensais gerados pela macro no Excel com os dados diários das variáveis climáticas utilizadas. Após o fornecimento dos dados climáticos, o modelo está habilitado a gerar os primeiros resultados para os processos que se deseje analisar, como vazão, por exemplo.

### **4.3.2 Etapas de execução realizada pelo SWAT**

#### **4.3.2.1 Processo de discretização da bacia**

Para iniciar o processo de modelagem de uma bacia hidrográfica pelo SWAT é necessário criar um projeto na extensão ArcSWAT, onde serão armazenados todos os processos gerados e criados pelo modelo. Após esse primeiro passo, é inserido no modelo o MDE da área de estudo, necessário para delimitação e discretização da bacia. Esse processo fornece informações de

altimetria, define a rede de drenagem e realiza a divisão da bacia em sub-bacias, calculando também parâmetros para cada sub-bacia.

A delimitação da Bacia do Rio Pirapama, assim como das suas sub-bacias, foi realizada utilizando o recorte retangular do MDE e o arquivo vetorial da rede de drenagem da bacia (rio Pirapama). A utilização do arquivo vetorial foi necessária devido à imprecisão do modelo em discretizar áreas com altitude zero, como é o caso da bacia do rio Pirapama, que tem esse valor de altitude na sua porção leste, onde encontra-se o exutório. O modelo não representou bem a rede de drenagem e nem o contorno da bacia, antes da imposição do arquivo, delimitando-a de forma diferente ao adotado pela CPRH. Por isso, utilizou-se a ferramenta denominada “*burn in*” para impor a rede de drenagem e delimitar a bacia de forma mais realista.

Depois dessa etapa, foram inseridos cinco pontos de monitoramento (exutórios), quatro deles referente às estações fluviométricas da bacia e um na barragem de Pirapama, que permitiu verificar a quantidade de água e sedimentos que chega ao reservatório.

Na sequência, definiu-se o exutório da bacia, e após esse processo a delimitação das sub-bacias e o cálculo dos parâmetros físicos de cada uma delas. Na execução desse processo foram geradas 29 sub-bacias. A delimitação automática via interface ArcSWAT apresentou um delineamento próximo ao estabelecido pelo Projeto de Planejamento e Gerenciamento da Bacia do Pirapama, conduzido pela CPRH (CPRH/DFID, 1998).

#### 4.3.2.2 Definição das Unidades de Respostas Hidrológicas (URHs)

Esta etapa consiste na geração das URHs, inicializada pela introdução dos mapas de uso e ocupação do solo e tipos de solo da área de estudo (Figura 17 e 18), no menu *HRU Analysis* do ArcSWAT. Os mapas depois de inseridos são associados às informações existentes no banco de dados, que pode ser inserido pelo usuário ou pode ser adotado o padrão do modelo SWAT.

Nesta etapa também foram definidos os intervalos de declividade para que as URHs sejam obtidas. Seguindo a recomendação da Embrapa (2000), para a área de estudo, definiram-se cinco níveis diferentes de declividade, cujos valores foram: 0-3% (plano), 3-8% (suave ondulado), 8-20% (ondulado), 20-45% (forte ondulado) e 45-75% (montanhoso e escarpado).

No processo de definição das URHs (menu *HRU Definition*), optou-se por deixar o valor de 0% para o nível de sensibilidade nas três categorias apresentadas, pois essa indicação permite que todos os tipos de uso e ocupação do solo, tipos de solo e intervalos de declividade sejam considerados na modelagem, tornando o resultado mais preciso. Entretanto, o usuário pode definir níveis diferentes de zero para formação das URHs, porém ao limitar cada categoria (tipos

de solo, uso da terra e declividade) o usuário perde informações que sejam inferiores ao limite escolhido, redistribuindo a área para categorias que estejam acima do limite definido. Caso fosse adotado um valor limite de 5% para esta pesquisa, alguns tipos de solo, uso da terra e declividades seriam desconsideradas na modelagem, pois estão abaixo de 5% (Tabela 2 e 3).

#### 4.3.2.3 Entrada dos dados climáticos

Esse processo permite inserir os dados diários das variáveis climáticas exigidas pelo modelo (precipitação (mm), temperatura (°C), umidade relativa (%), radiação solar (Mj/m<sup>2</sup>) e velocidade do vento (m/s)), assim como inserir as médias mensais dessas variáveis no gerador climático (WXGEN). Caso o usuário não possua séries completas dos dados diários das variáveis climáticas, o SWAT fornece essas informações fazendo a simulação com seu próprio banco de dados (banco de dados dos Estados Unidos). Para esta pesquisa, utilizou-se o banco de dados para a região estudada, com todas as variáveis climáticas exigidas pelo SWAT (dados diários), assim como as médias mensais exigidas pelo gerador climático (WXGEN), obtidas por meio das estações citadas no item 4.3.1.4.

A distribuição dos dados pluviométricos é realizada de forma automática pelo modelo, que utiliza o método *Nearest Neighborhood*, do vizinho mais próximo, para delinear as áreas de influência de cada pluviômetro (ARNOLD et al., 2012b; ZHANG et al., 2009). Segundo Castro (2013), o modelo leva em consideração a série de precipitação por sub-bacia, agregando os valores de determinada estação a sub-bacia mais próxima, por meio da localização da estação pluviométrica e o centroide de cada sub-bacia.

Após a conclusão desta etapa, aplicaram-se os procedimentos para a modelagem inicial, sem calibração, onde foi possível obter a primeira simulação da vazão para a área de estudo e a comparação com os dados observados.

#### 4.3.3 Modelagem inicial

Depois de inseridos todos os dados exigidos pelo modelo, iniciou-se a modelagem inicial, que ocorre sem alterações dos parâmetros padrões do modelo SWAT. Os resultados iniciais são comparados aos dados observados de vazão da série histórica escolhida. Para realizar esta análise foram criados dois projetos com períodos distintos, devido ao posto Pirapama apresentar série de dados diferente dos outros três postos pluviométricos.

Na realização da modelagem inicial, um período de três anos de dados foi utilizado para o aquecimento do modelo (período que antecede a série de dados a serem analisadas). O aquecimento do modelo é importante para estabilizar as suas condições iniciais para a bacia (ARNOLD et al., 2012b).

Para a comparação dos primeiros resultados desta pesquisa, será apresentada a simulação inicial da vazão do período de 2000 a 2006 e de 1988 a 1994. Os resultados dos valores simulados de vazão correspondem às sub-bacias de número 11, 17, 19 e 22. A modelagem inicial indica se o modelo apresenta valores satisfatórios, dispensando o processo de calibração, ou se necessita de ajustes na parametrização, buscando resultados aceitáveis para a bacia.

#### 4.4 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE, CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO

Este item descreve a realização da análise de sensibilidade, dos processos de calibração e validação da área de estudo.

##### 4.4.1 Análise de sensibilidade

Após a simulação do modelo foi realizada a análise de sensibilidade, a qual define os parâmetros mais sensíveis no processo de modelagem hidrológica da bacia. De acordo com Arnold et al. (2012a) o primeiro passo para o processo de calibração e validação do modelo é a determinação dos parâmetros mais sensíveis, que pode ser realizada com base em opinião especializada e/ou análise de sensibilidade.

Para esta pesquisa, foram selecionados 19 parâmetros do SWAT (Tabela 5) que mais influenciam a vazão e a dinâmica dos processos hidrossedimentológicos no modelo, para uma primeira análise, baseado nas recomendações de Arnold et al. (2012a), Santos et al. (2014) e Carvalho Neto (2018).

A análise de sensibilidade dos parâmetros da bacia do Rio Pirapama foi realizada a partir do programa SWAT-CUP, um software independente, desenvolvido para análises de incertezas e sensibilidade, calibração e validação, por meio de simulações com o SWAT (ABBASPOUR et al., 2007). Esse processo foi inicialmente realizado de forma automática, por meio da ferramenta *Sensitivity Analysis* do SWAT-CUP (SUFI-2) na bacia estudada, considerando uma análise de sensibilidade global baseada em 19 parâmetros, com o objetivo de verificar os que possuem maior influência e os mais sensíveis. A sensibilidade dos parâmetros é determinada por meio da

aplicação de um sistema de regressão múltipla, em que os parâmetros gerados pela Amostragem Hipercúbica Latina são relacionados com os valores das funções objetivas.

O algoritmo SUFI-2 oferece dois caminhos para análise de sensibilidade global: o t-Stat e o p-Value. O t-Stat é utilizado para identificar a significância relativa de cada parâmetro, estimando-se através do reflexo das mudanças de valor do determinado parâmetro nas funções objetivas utilizadas, indicando que quanto maior o seu valor absoluto, mais sensível é o parâmetro (ABBASPOUR, 2015). No entanto, segundo Bressiani (2016), o resultado da análise de sensibilidade indicada pelo t-Stat é subjetiva aos alcances dos parâmetros, podendo mudar entre as diferentes iterações no processo de parametrização, uma vez que a cada iteração os intervalos dos parâmetros são modificados. O p-Value determina a significância da sensibilidade e valores próximos à zero indica que o parâmetro apresenta elevada sensibilidade à resposta do modelo (ABBASPOUR, 2015).

Nesta pesquisa serão considerados, para avaliação dos parâmetros mais sensíveis, valores de p-Value iguais ou inferiores a 0.1, baseado no estudo de SANTOS (2015). Para mais informações sobre o algoritmo SUFI2 e demais algoritmos presentes no SWAT-CUP consultar Abbaspour et al. (2007), Abbaspour (2015); Schuol et al. (2008).

Sendo assim, após a análise de sensibilidade com os 19 parâmetros selecionados, realizou-se outra análise levando em consideração apenas os parâmetros mais sensíveis, com o objetivo de verificar como as mudanças desses parâmetros afetam o desempenho do modelo para as sub-bacias consideradas. A análise de sensibilidade dos parâmetros foi obtida após 500 simulações, tanto para a primeira quanto para a segunda, com base no que foi determinado para a calibração, conforme sugerido por Abbaspour (2007).

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

Parâmetro	Descrição	*Método	Intervalos	
			Mín	Máx
Alpha_BF	Constante de recessão do fluxo de base (adim). Indicador da resposta do fluxo subterrâneo para as mudanças na recarga. Maiores valores desse parâmetro indicam maior recarga do aquífero e menor fluxo de base.	v	0	1
Biomix	Eficiência do revolvimento biológico (mm).	v	0	1
Canmx	Armazenamento máximo de água no dossel vegetativo (mm). Representa a quantidade de água interceptada na copa das árvores.	v	0	10
CN2	Curva número na condição II (adim). Utilizado para o cálculo do escoamento superficial pelo método <i>SCS Curve Number</i> . É obtido em função da permeabilidade, do tipo de	r	-0,1	0,1

	solo, do uso e da condição antecedente de umidade no solo.			
CH_K2	Condutividade hidráulica efetiva do canal (mm/h). É a taxa com que o rio perde água para o subsolo.	v	0	5
CH_N2	Coefficiente de Manning do canal principal (s.m <sup>-1/3</sup> )	v	0	0,3
Epc0	Fator de compensação de água pelas plantas (adim).	v	0	1
Esco	Fator de compensação de evaporação do solo (adim). É um parâmetro importante no processo de evapotranspiração. Os valores desse parâmetro representam um percentual aplicado à evaporação da camada superior do solo, de modo que percentuais elevados significam maior evaporação na camada superior do solo.	v	0,5	1
GW_Delay	Intervalo de tempo para a recarga do aquífero (dias). Ligado ao cálculo da recarga do aquífero e é dependente da formação geológica.	a	-30	60
GW_Revap	Coefficiente de ascensão da água à zona não saturada (adim). É designado como uma constante de proporcionalidade para o cálculo da quantidade máxima de água que se move no solo em resposta às deficiências de água.	v	0,02	0,2
Gwqmn	Profundidade limite de água no aquífero raso necessária para o fluxo de retorno ocorrer (mm). Quanto maior o valor desse parâmetro uma porção maior do fluxo de base é retardada.	a	0	1000
Rchrg_DP	Fração de água percolada para o aquífero profundo (adim).	a	-0,04	0,05
Revapmn	Profundidade limite da água no solo para a ocorrência da ascensão da água à zona não saturada (mm). Define o limite do nível de água no aquífero raso para que o movimento da água dentro do solo em resposta as deficiências de água ocorra.	a	0	10
Ssubbsn	Comprimento da declividade média (m). Obtida do topo da encosta até o ponto onde o escoamento começa a se concentrar.	r	-0,25	0,25
Sol_Alb	Albedo do solo (fração).	r	-0,25	0,25
Sol_Awc	Capacidade de água disponível no solo (adim). Utilizado para calcular o conteúdo de água no solo disponível para a vegetação.	r	-0,25	0,25
Sol_K	Condutividade hidráulica saturada do solo (mm/h). Necessário para calcular o tempo de percolação da água numa dada camada do solo.	r	-0,25	0,25
Sol_Z	Profundidade do solo (mm).	r	-0,25	0,25
Surlag	Coefficiente de atraso do escoamento superficial (adim). Menores valores representam maior atraso no escoamento superficial.	v	0	24

\*v = replace; r = relative; a = absolute

Fonte: A Autora (2019).

#### 4.4.2 Calibração e Validação

Calibrar um modelo significa que os parâmetros do modelo serão ajustados de forma que os dados simulados sejam correlatos ou similares aos dados observados (ARNOLD et al., 2012a). A calibração no modelo SWAT pode ser feita de forma automática ou manual. A calibração automática é realizada usualmente após a análise de sensibilidade, baseada em algoritmos de otimização (GRIENSVEN, 2007).

A otimização é a busca do valor de uma variável ou de “n” variáveis, que proporcionem o melhor resultado para uma função dependente destas variáveis, dentro de um objetivo e obedecidas restrições (TUCCI, 1998). Já a calibração manual consiste em alterar os valores dos parâmetros individualmente para verificar as mudanças nos valores de saída. Esse procedimento é repetido até se chegar a um valor aceitável que se aproxime dos valores medidos (NEITSCH et al., 2005).

Na calibração também é necessário definir, no SWAT-CUP, a faixa de variação de cada parâmetro e o seu método de alteração (Tabela 5). Para esta pesquisa, a faixa de variação e o método de alteração foram definidos a partir das recomendações de Arnold et al. (2012a), Santos et al. (2014) e Carvalho Neto (2018).

Os métodos de alteração são: o de substituição direta (v), por adição (a) e por multiplicação (r). Na substituição direta o modelo altera o valor existente por outro; no método por adição um novo valor é adicionado ao valor inicial do parâmetro; e no de multiplicação a alteração dos valores é estabelecida variando o valor inicial por porcentagem. No SWAT-CUP, se a alteração for para aumentar o valor inicial do parâmetro em 50%, deve-se inserir no intervalo o valor de 0,5, se for reduzir 25%, tem-se que inserir -0,25, e assim sucessivamente (SANTOS et al., 2014). De acordo com Abbaspour (2015), não é indicada, no processo de calibração automática, a utilização do método de substituição (v) para parâmetros que possuem variabilidade espacial, como CN2 e parâmetros de solo. Segundo o autor, a utilização deste método para esses parâmetros uniformiza a bacia e faz com que informações espaciais importantes sejam perdidas.

Nessa fase, foram considerados os doze parâmetros tidos como mais sensíveis ao ajuste da vazão para a área de estudo, definidos por meio da primeira análise de sensibilidade, pela literatura e por um dos desenvolvedores do SWAT (Dr. Raghavan Srinivasan). Além disso, também foram considerados alguns dos intervalos e métodos de variação utilizados na análise de sensibilidade, conforme mostra a Tabela 6.

Tabela 6 - Parâmetros utilizados para calibração da vazão para a área de estudo.

Parâmetros	Métodos	Intervalos de variação	
		Mínimo	Máximo
ALPHA_BF	v	0	1
CANMX	v	0	10
CN2	r	-0,1	0,1
CH_K2	v	0	5
CH_N2	v	0	0,3
ESCO	v	0,5	1
GW_DELAY	a	-30	60
GW_REVAP	v	0,02	0,2
GWQMN	a	0	1000
REVAPMN	a	0	10
SOL_AWC	r	-0,25	0,25
RCHRG_DP	a	-0,04	0,05

Fonte: A Autora (2019).

Assim como na análise de sensibilidade, o número de simulações utilizadas para cada iteração foi de 500, conforme sugerido por Abbaspour (2007), com frequência de saída mensal, assim como a frequência dos dados observados de vazão. Para esta etapa, foram utilizadas as séries de dados de vazão correspondentes aos períodos de 1988 a 1994 e de 2000 a 2006.

Uma vez calibrados os parâmetros do modelo, os valores ajustados foram inseridos manualmente no modelo SWAT, via interface ArcSWAT, por meio da função *Manual Calibration Helper*, para realização do processo de validação. Na validação, outra série temporal de dados, diferente da utilizada na calibração, foi inserida no modelo com os parâmetros já ajustados. Para esta etapa foram utilizados os períodos de dados de vazão de 2007 a 2010 (quatro anos), e de 1995 a 2001. A resposta de saída do modelo nesta etapa foi analisada com frequência mensal. Segundo Medeiros et al. (2018), a validação tem o propósito de verificar se o modelo tem a habilidade de simular dados de outros períodos ou condições diferentes das quais foi calibrado.

#### 4.5 ANÁLISE DE DESEMPENHO DO MODELO

O desempenho do modelo foi verificado através das funções objetivo: (43) Percentual de Tendência (PBIAS); (44) Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS) e (45) Coeficiente de determinação ( $R^2$ ) (Tabela 7), tomando como base estudos realizados no Brasil e fora dele (ANDRADE et al. 2017a; BONUMÁ et al., 2015; BRESSIANI et al. 2015; FARAMARZI et al. 2015; PAUL et al. 2015; ZEIGER e HUBBART, 2018).

Tabela 7 - Lista das funções objetivo usadas para avaliar a performance do modelo para a simulação da vazão.

Funções objetivo	Unidades	Equações	Valores perfeitos
(43) Percent Bias (Pbias)	%	$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Q^{obs} - Q^{sim})}{\sum_{i=1}^n (Q^{obs})} \times 100$	0
(44) Nash-Sutcliffe efficiency coefficient (NS)	-	$NS = 1 - \left( \frac{\sum_i (Q^{obs} - Q^{sim})^2}{\sum_i (Q^{obs} - \overline{Q^{obs}})^2} \right)$	1
(45) Coeficiente de determinação (R <sup>2</sup> )	-	$R^2 = \left( \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - Y_m) \times (X_i - X_m)}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i - Y_m)^2 \times \sum_{i=1}^n (X_i - X_m)^2}} \right)^2$	1

Note:  $Q^{obs}$  é a vazão observada,  $\overline{Q^{obs}}$  é a média da vazão observada,  $Q^{sim}$  é a vazão simulada e  $n$  é o número total de observações;  $X_i$  os valores observados e  $X_m$  a média destes valores,  $Y_i$  os valores calculados pelo modelo e  $Y_m$  a sua média.

Fonte: A Autora (2019).

O PBIAS avalia a tendência média que os dados simulados têm de serem maiores ou menores que os dados observados, indicando que quanto menor o valor, melhor é o ajuste, com zero representando uma simulação perfeita do evento observado. Os valores positivos, dessa função objetivo, indicam uma tendência de subestimação dos dados simulados, enquanto os negativos indicam superestimação (VENZON et al. 2018).

O NS busca o melhor ajuste para as vazões máximas e pode variar de  $-\infty$  a 1, no qual 1 representa um perfeito ajuste. Já o R<sup>2</sup> mede a associação linear entre duas variáveis, sendo o valor obtido adimensional, variando entre 0 e 1, onde quanto mais próximo de 1 o valor se apresentar, mais eficiente será a previsão (MELO NETO et al., 2014).

Para avaliar o desempenho do modelo SWAT, foram considerados, para este estudo, a classificação sugerida por Moriasi et al. (2007), que leva em consideração a avaliação da modelagem em uma frequência mensal. As faixas de valores considerados satisfatórios foram  $NS \geq 0.5$ ,  $PBIAS \leq \pm 25\%$  e  $R^2 \geq 0.6$  (MORIASI et al, 2007). A Tabela 8 mostra a classificação para avaliar o desempenho do modelo SWAT, segundo Moriasi et al. (2007).

Tabela 8 - Classificação da eficiência da modelagem realizada pelo SWAT por meio da análise do PBIAS, NSE e R<sup>2</sup>.

Classificação	R <sup>2</sup>	NS	PBIAS
Muito boa	$0,80 < R^2 \leq 1,00$	$0,75 < NS \leq 1,00$	$PBIAS < \pm 10$
Boa	$0,70 < R^2 \leq 0,80$	$0,65 < NS \leq 0,75$	$\pm 10 < PBIAS \leq \pm 15$
Satisfatória	$0,60 < R^2 \leq 0,70$	$0,50 < NS \leq 0,65$	$\pm 15 < PBIAS \leq \pm 25$
Insatisfatória	$R^2 \leq 0,60$	$NS \leq 0,50$	$PBIAS \geq \pm 25$

Fonte: Adaptado de Moriasi et al. (2007).

#### 4.6 ESTIMATIVAS DAS COMPONENTES DO BALANÇO HÍDRICO

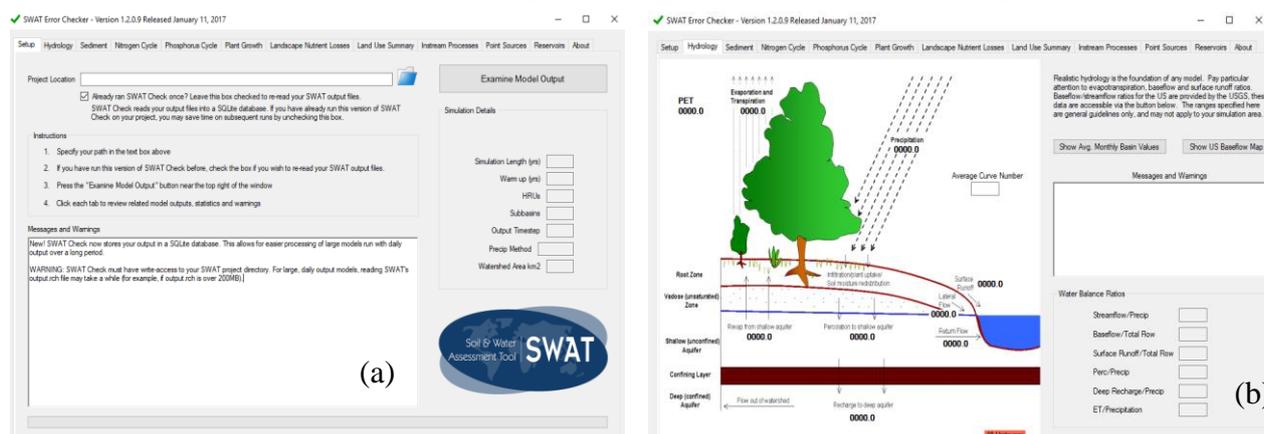
As estimativas das componentes do balanço hídrico da bacia do Rio Pirapama foram obtidas por meio do modelo SWAT com base na equação do balanço hídrico, citada no item 4.1.1. As componentes principais do balanço hídrico estimadas pelo modelo SWAT são: quantidade total de chuva que precipita sobre a área da bacia durante o tempo de simulação (PREC), evapotranspiração real da bacia (ET), evapotranspiração potencial (PET) e volume de água que é propagado pelos canais da rede de drenagem até o exutório da bacia (WYLD). No volume de água estão incluídas as contribuições do escoamento superficial (SURF\_Q), do fluxo lateral (escoamento sub-superficial – LAT Q) e do escoamento subterrâneo (água que retorna do aquífero raso e entra no canal – GWQ).

Para esta etapa foram utilizados dados da série histórica completa, de 2000 a 2010, e realizada nova simulação, levando em consideração os parâmetros já ajustados para o período, inseridos na calibração do modelo. Dessa forma, foram obtidos resultados mensais das componentes do balanço hídrico da bacia do Rio Pirapama para todo o período analisado.

Para ilustrar esses resultados, foi utilizada a ferramenta SWAT Check (WHITE et al., 2012), que permite visualizar esquematicamente as estimativas das componentes do balanço hídrico obtidas na simulação do SWAT. Essa ferramenta tem por objetivo otimizar o processo de modelagem, auxiliando os utilizadores do modelo SWAT a detectar possíveis erros na simulação. Para esta pesquisa, adotou-se a versão 1.2.0.9 do SWAT Check (Figura 19a–b).

A ferramenta ainda traz informações sobre produção de sedimentos anual na bacia, ciclo do nitrogênio, do fósforo, crescimento das plantas, dados sobre reservatórios, uso da terra entre outros. Para realizar os processos descritos acima, visualizados nas abas da Figura 19a-b, o SWAT Check acessa, por meio do *default*, três arquivos principais de saída do SWAT: o output.std (o arquivo de saída padrão, relativo às URHs), os valores médios das bacias hidrográficas para uma variedade de saídas, o output.rch (arquivos de saída dos canais) e o output.rsv, que diz respeito aos reservatórios.

Figura 19 - Interface inicial da versão 1.2.0.9 do programa SWAT Check (a), e esquema dos processos hidrológicos (b).



Fonte: White *et al.*, (2012).

Segundo Medeiros *et al.* (2018), nem sempre os valores padrões que são tomados como base pelo SWAT Check são adequados a determinados estudos, por serem obtidos com base na literatura e julgamento profissional dos desenvolvedores do SWAT (WHITE *et al.*, 2012). Dessa forma, é importante que cada resultado seja analisado com o devido cuidado pelo pesquisador, levando em consideração valores das componentes hidrológicas que caracterizem de forma mais próxima possível a realidade do lugar, segundo as peculiaridades dos ambientes.

#### 4.7 AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS

A estimativa do aporte de sedimentos (SYLD) foi realizada pelo modelo SWAT para a Bacia do Rio Pirapama, tendo como base os parâmetros da Equação de Perda de Solo Modificada (EUPSM) ou “*Modified Universal Soil Loss Equation*” (MUSLE) (item 4.1.1.e). O modelo calcula a contribuição de sedimentos para os canais de fluxo por meio de fontes subterrâneas laterais, indicando que os sedimentos erodidos que entram nestes canais são simulados como sendo transportados à jusante pela deposição e degradação (NEITSCH *et al.*, 2011).

Arnold *et al.* (2012b) e Uzeika (2009) relatam as etapas de aporte e produção de sedimentos que ocorrem na bacia até atingir o exutório final. Segundo esses autores, o modelo SWAT aplica a MUSLE em cada HRU contida nas sub-bacias. O aporte de sedimentos das sub-bacias é obtido após o somatório da contribuição de sedimentos gerados por cada URH presentes nas sub-bacias (SYLD). Em seguida, o modelo considera que o aporte de sedimentos gerado pelas URHs alcança o canal de drenagem da sub-bacia, onde ocorre à propagação, baseado na teoria de Bagnold (1977). Desse aporte de sedimentos até o exutório, é representada a estimativa da

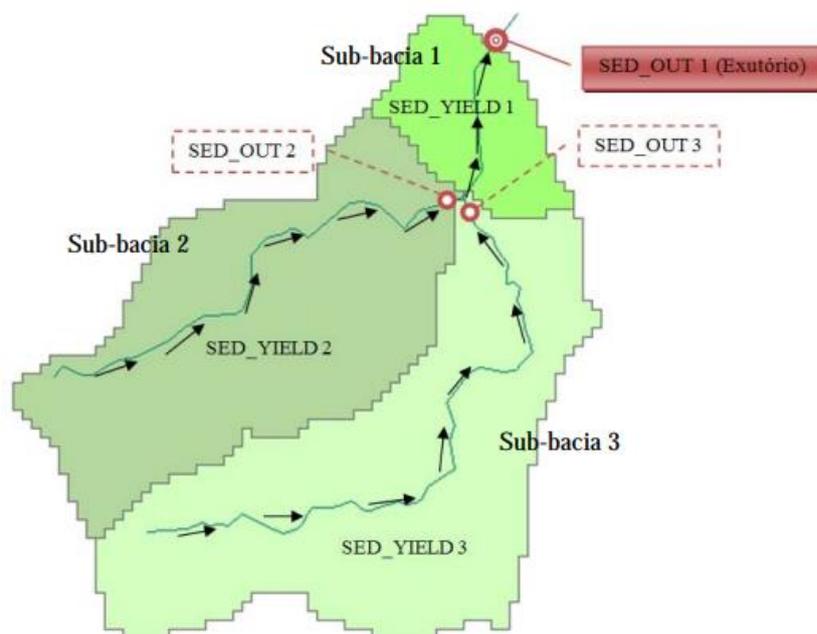
produção de sedimentos final daquela sub-bacia (SED\_OUT). O processo de propagação leva em consideração os processos de erosão e deposição na calha fluvial da sub-bacia. Quando a produção de sedimentos final das sub-bacias (SED\_OUT) alcança o canal principal, é realizada a soma de toda a carga produzida por elas até atingir o exutório final da área de estudo (bacia, barragem, posto hidrossedimentológico). Essa soma representa a produção de sedimentos total da bacia ou ponto de controle desejado (SED\_OUT). Os resultados gerados no SYLD são representados em toneladas por hectare (t/ha), já o apresentado em SED\_OUT é dado em toneladas (t).

O esquema elaborado por Uzeika (2009) ilustra bem o processo de aporte e produção de sedimentos realizados pelo modelo SWAT (Figura 20). O esquema mostra que o aporte de sedimentos para a sub-bacia 2, por exemplo, é o SED\_YELD 2. Após alcançar o canal de drenagem, ocorre a propagação desse aporte de sedimentos até o exutório da sub-bacia, representado pelo SED\_OUT 2. Os pontos de controle localizados no exutório de cada sub-bacia contabilizam a produção de sedimentos final de cada uma delas. No canal principal da sub-bacia 1, ocorrem quatro fontes de contribuição de sedimentos: (a) produção de sedimentos da sub-bacia 2 (SED\_OUT 2); (b) produção de sedimentos da sub-bacia 3 (SED\_OUT 3); (c) aporte de sedimentos da sub-bacia 1 (SED\_YELD 1) e (d) a erosão do canal. Dessa forma, tem-se a produção de sedimentos total da bacia, representado pelo SED\_OUT 1 (UZEIKA, 2009).

Após obter a estimativa da produção de sedimentos por sub-bacias, também é possível estimar a fração de sedimentos ( $F_s$ ) que cada trecho de rio transporta para o trecho seguinte, tendo como base a quantidade de sedimentos que entra (SED\_IN) e que sai (SED\_OUT) em cada canal, de cada sub-bacia. A descrição da fração de sedimentos ( $F_s$ ) é realizada através da relação entre SED\_OUT e SED\_IN.

$$F_s = \frac{SED\_OUT}{SED\_IN} \quad (46)$$

Figura 20 - Processo das etapas de aporte de sedimentos e produção de sedimentos realizado pelo SWAT.



Fonte: Uzeika (2009).

#### 4.7.1 Estimativa da produção de sedimentos e espacialização por sub-bacias

Após a calibração e validação do modelo SWAT para vazão da área de estudo, procedeu-se para a estimativa da produção de sedimentos, adotando o período de 2000 a 2010. Após as estimativas, foram utilizadas as informações da produção de sedimentos geradas em SED\_OUT para cada sub-bacia, convertendo seus valores de tonelada para tonelada por hectare, tomando como referência a área em hectare das sub-bacias. A partir do tratamento e análise desses dados, foi realizada a distribuição espacial da produção de sedimentos da bacia, por meio de técnicas de SIG (Sistema de Informação Geográfica). Em paralelo, realizou-se também, com tratamento prévio dos dados, a distribuição espacial do escoamento superficial e da chuva.

Para representar a distribuição espacial da chuva foi realizada uma interpolação dos dados, utilizando o método da ponderação do inverso das distâncias (*Inverse Distance Weighting – IDW*), por meio do software ArcGis. Esse interpolador utiliza o modelo estatístico chamado “inverso das distâncias”, que se baseia na dependência espacial, supondo que quanto mais próximo estiver um ponto do outro, maior deverá ser a correlação entre seus valores (ESRI, 2001). Além disso, o método também atribui maior peso para as observações mais próximas do que para as mais distantes, podendo aplicar diferentes valores a potência “p”, indicando que quanto maior for o valor dessa potência maior será a influência dos vizinhos mais próximos ( $z_i$ ) no valor estimado para o ponto z (ESRI, 2001; JAKOB e YOUNG, 2006). Para esta pesquisa, foi

utilizada a potência “2”, devido a considerável distância entre os pontos. Dessa forma, o cálculo do IDW foi realizado pela equação ajustada a potência (p) (Equação 47).

$$z = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^p} * z_i}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^p}} \quad (47)$$

em que, z é o valor estimado para o ponto z; n o número de amostras; z<sub>i</sub> os valores conhecidos; d<sub>i</sub> as distâncias entre os valores conhecidos e o estimado (z<sub>i</sub> e z) e p a potência.

Visando obter uma análise qualitativa da produção de sedimentos estimada pelo modelo SWAT para as sub-bacias da bacia do rio Pirapama, foi utilizada a classificação de perdas de solo proposta por Carvalho (2008), que define seis classes para análise das perdas de solo em bacias hidrográficas (Tabela 9). Por meio disso, foram analisados os níveis de perdas de solo das sub-bacias do Pirapama, tendo como referência as estimativas da produção de sedimentos obtidas anteriormente. Após a realização da análise, as informações foram organizadas e especializadas em ambiente SIG.

Tabela 9 - Classificação das perdas de solo em bacias hidrográficas proposta por Carvalho (2008).

<b>Perdas de solo (t/ha/ano)</b>	<b>Classificação</b>
< 10	Nula ou pequena
10 - 15	Moderada
15 – 50	Média
50 – 120	Média a forte
120 – 200	Forte
> 200	Muito forte

Fonte: A Autora (2019).

#### **4.7.2 Produção de sedimentos total da área de contribuição do reservatório Pirapama**

Após obter as análises das estimativas de produção de sedimentos de cada sub-bacia, considerando toda a área da bacia do Rio Pirapama, realizou-se as estimativas da produção de sedimentos total anual na área de contribuição do reservatório Pirapama. A estimativa da produção de sedimentos nessa área corresponde ao SED\_OUT, que se refere à carga de sedimentos produzida por cada sub-bacia e propagada no canal principal até o exutório final ou ponto de controle. Além disso, também obteve-se a análise da fração de sedimentos (Fs) transportada por cada trecho de rio nessa área, conforme equação proposta por Santos et al. (2013).

Nesse caso, definiu-se como exutório final da bacia (ponto de controle), a área onde está localizada a barragem Pirapama, tendo em vista a importância da barragem para o abastecimento de água da Região Metropolitana do Recife. Dessa forma, a análise da produção de sedimentos total foi realizada apenas na área de contribuição do reservatório Pirapama, levando em consideração as estimativas anuais (2000 a 2010). De posse das estimativas, os dados foram tratados e analisados para espacialização anual da produção de sedimentos na área de contribuição do reservatório. A partir da aplicação das informações em ambiente SIG, para espacialização dos resultados, foram gerados dez mapas contendo a produção de sedimentos anual da área delimitada. Além disso, os dados anuais das estimativas de vazão e precipitação da área, também foram levados em consideração para a análise da produção de sedimentos, uma vez que a carga de sedimentos transportada relaciona-se diretamente com a vazão e precipitação.

#### 4.8 CENÁRIOS REAIS DE MUDANÇAS NO USO DA TERRA DA BACIA DO RIO PIRAPAMA

Para verificar mudanças no uso e ocupação do solo da bacia do Rio Pirapama, foi realizada uma análise espaço-temporal detalhada da dinâmica do uso da terra nessa região, levando em consideração um período de dezessete anos. Além disso, cenários reais de uso e ocupação do solo também foram empregados para gerar simulações anuais dos processos hidrossedimentológicos que ocorrem na bacia.

##### **4.8.1 Análise das mudanças de uso e ocupação do solo**

Foi realizada uma análise da variação espaço-temporal dos usos do solo presentes na Bacia do Rio Pirapama, com o intuito de verificar e comparar as mudanças ocorridas no uso da terra da região em um período de dezessete anos (2000 a 2016), haja vista a importância dessas informações no processo de modelagem da bacia e na tomada de decisão sobre o manejo de uso da terra.

Para isso, foram utilizadas imagens do uso e cobertura do solo da coleção 2.3 (Mata Atlântica) do MapBiomas, obtidos no seguinte endereço eletrônico: [http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas\\_collection](http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas_collection). O período definido para essa análise levou em consideração a cobertura oferecida pela coleção 2.3 (2000 a 2016) e parte do período da série de dados hidro-climáticas utilizadas para a modelagem da bacia.

Os mapas foram adquiridos em formato GeoTiff, com compressão LZW, consolidados em um único arquivo, onde cada banda representa um ano da série histórica (banda 1 é o primeiro ano da série). Os mapas têm sua melhor aplicação em escalas até 1:100.000, embora seja possível visualizá-los em escala 1:50.000, porém os idealizadores não recomendam a sua utilização nesta escala. Mais detalhes sobre a metodologia aplicada para composição dos mapas podem ser encontrados no site do MapBiomias (<http://mapbiomas.org/pages/database>).

Para manipular os mapas adquiridos, realizou-se a extração das informações em ambiente SIG para cada um dos anos utilizados, onde também foi definida a área de interesse (recorte da bacia) e atribuída às classes das legendas a cada uso da terra. Para utilizar a legenda dos mapas é necessário obter a referência dos códigos com as classes de legenda, por meio do site <https://mapbiomas.org/pages/legenda>, onde é possível adquirir a legenda de cada produto oferecido pelo MapBiomias, em arquivo pdf.

Após o recorte da área de interesse e aquisição da legenda, foram constatadas nove classes de uso da terra definidas pelo MapBiomias para essa região, correspondente as áreas de floresta, savana, mangue, campos, pastagem, agricultura, praias e dunas, infraestrutura urbana e corpos d'água. Entretanto, para que essa classificação correspondesse, aproximadamente, a classificação utilizada para a calibração e validação do modelo (*baseline*), realizou-se o tratamento das imagens para reduzir o número de classes de nove para seis. Dessa forma, utilizou-se a técnicas de SIG, mais especificamente, a ferramenta *Geoprocessing* do ArcGis, nas opções *merge* e *dissolve*, para cada uma das imagens, obtendo-se as seis classes propostas para o trabalho (Tabela 10).

#### **4.8.2 Análise das simulações hidrossedimentológicas segundo as mudanças anuais de uso e ocupação do solo**

Após as etapas de calibração e validação do modelo SWAT utilizando a “*baseline*” (mapa base do uso e ocupação do solo de 2005 e 2007) do uso e ocupação do solo da área estudada, e da verificação dos resultados desses processos, sobre a vazão e a produção de sedimentos, foram geradas outras simulações levando em consideração os mapas disponibilizados pelo MapBiomias para a área de estudo, para um período de 2000 a 2016.

Para esta etapa foram utilizados mapas de uso e ocupação do solo de 2000 a 2016, extraídos da coleção 2.3 (Mata atlântica) do MapBiomias, os mesmos mapas que foram utilizados na análise espaço-temporal das mudanças de uso da terra, citados no item anterior (item 4.8.1). Após o tratamento dessas imagens, e a redefinição de classes de nove para seis, obteve-se uma

nova classificação para aplicação desta etapa. A Tabela 10 indica os usos do solo elaborados pelo MapBiomias, os redefinidos e a associação com o banco de dados do modelo SWAT.

Tabela 10 - Classes de usos do solo classificados pelo MapBiomias, redefinidos com técnicas de SIG e a associação com o banco de dados do SWAT para a Bacia do Rio Pirapama.

<b>Uso e ocupação do solo</b>	<b>Uso da terra redefinido</b>	<b>Usos do solo no SWAT</b>
Floresta	Vegetação densa	<i>Forest-Mixed (FRST)</i>
Mangue	Mangue	<i>Wetlands-Non-Forested (WETN)</i>
Pastagem	Vegetação rasteira	<i>Pasture (PAST)</i>
Agricultura	Cana-de-açúcar	<i>Sugarcane (SUGC)</i>
Infraestrutura urbana	Área urbana	<i>Residential (URBN)</i>
Corpos d'água	Água	<i>Water (WATR)</i>
Praias e dunas	-	-
Campos	-	-
Savana	-	-

Fonte: A Autora (2019).

Sendo assim, ao inserir os mapas no modelo SWAT, utilizou-se associações que fossem mais próximas às classificações realizadas, para tentar remontar a realidade da região da bacia. Para realizar as simulações, foram substituídos os mapas de uso da terra no SWAT a cada novo processamento, ano a ano, mantendo inalterados os registos de clima (precipitação, temperatura, umidade relativa, radiação solar e velocidade do vento), tipos de solo e declividade. A partir disso, dezessete simulações foram geradas com diferentes resultados dos processos hidrossedimentológicos. Além disso, também foram inseridos nessas simulações os parâmetros calibrados com a “*baseline*”, por meio da ferramenta *Manual Calibration Helper*.

Para tratar da análise dos resultados das variáveis, será descrito no texto as siglas correspondentes a cada Cenário Real de uso anual, utilizando uma nomenclatura reduzida, como por exemplo, para chamar o Cenário Real do ano 2000 será atribuída a sigla CR2000, para o Cenário Real de 2001, CR2001, e assim sucessivamente.

O intuito desta etapa é analisar os possíveis impactos causadas pelas mudanças no uso da terra da região sobre os processos hidrossedimentológicos, em uma verificação sistemática. A análise e comparação entre os cenários foram realizadas considerando as componentes principais do balanço hidrossedimentológico, como: o escoamento superficial, a evapotranspiração real, a percolação, a produção de água e a produção de sedimentos. Para analisar essas variáveis, considerou-se a média total da bacia, estimada para cada uma dessas componentes, nos dezessete cenários reais.

No entanto, as estimativas da produção de sedimentos foram analisadas mais detalhadamente, extraindo não só a média total da produção de sedimentos para o período analisado, mas também as estimativas dessa variável a nível de sub-bacia, tomando como base a espacialização desses dados por sub-bacia, gerados em ambiente SIG, após a simulação para cada cenário real de uso e ocupação do solo (2000 a 2016).

## **5. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Nesse capítulo são apresentados e discutidos os resultados encontrados em todas as fases da pesquisa. Na primeira etapa é apresentada a modelagem inicial dos quatro postos fluviométricos analisados, nas quatro diferentes sub-bacias. Após essa fase, são apresentados os resultados referentes aos parâmetros considerados mais sensíveis pelo modelo. Em seguida, são descritos os resultados referentes ao processo de calibração e validação, assim como o balanço hídrico e a análise dos processos erosivos estimados para a bacia e para a área de contribuição do reservatório Pirapama. Por último, é descrita a análise sobre mudanças de uso e ocupação do solo na bacia, assim como a influência dessas mudanças sobre os processos hidrossedimentológicos.

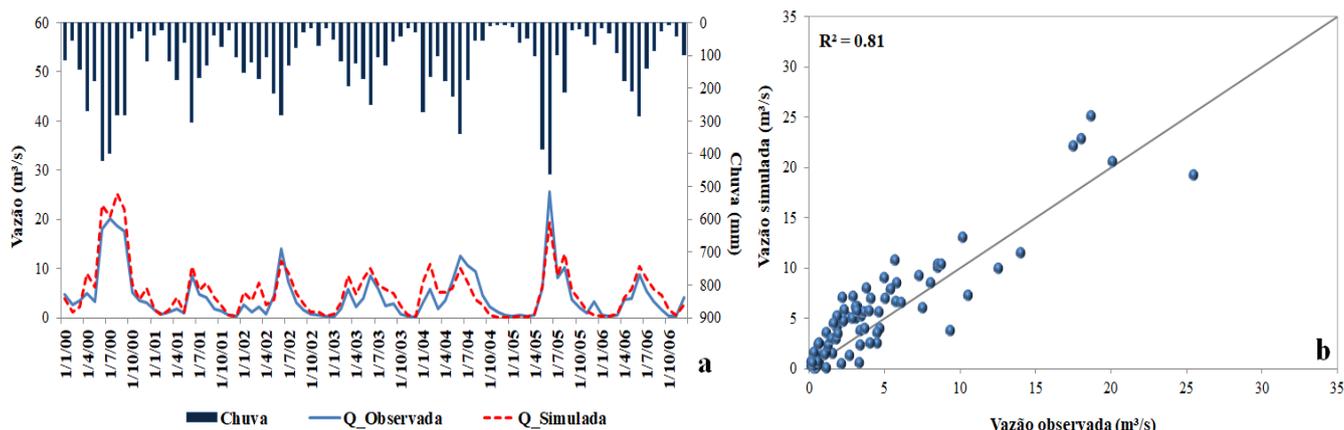
### **5.1 MODELAGEM INICIAL DO POSTO FLUVIOMÉTRICO DESTILARIA BOM JESUS**

A Figura 21a mostra o hidrograma da vazão simulada e observada para a área de contribuição do posto fluviométrico Destilaria Bom Jesus (sub-bacia 11), enquanto que, a Figura 21b apresenta o resultado da correlação da vazão simulada e observada para a referida área, no período de 2000 a 2006.

Analisando a Figura 21a observa-se que a vazão simulada no posto da Destilaria Bom Jesus segue a tendência de variação da vazão observada, entretanto, os valores simulados superestimam os observados em boa parte da série, tanto nos picos, como nas recessões, salvo algumas exceções, como em meados de 2002, 2004 e 2005. No que se refere à precipitação, as vazões simuladas e observadas representaram bem os períodos chuvosos e secos, gerando vazões máximas e mínimas quando da presença ou não da chuva.

Na correlação (Figura 21b), os resultados demonstram que as distribuições dos dados são mais proporcionais nas vazões mínimas do que nas máximas, no entanto, também indica que boa parte dos dados foram superestimados pelo modelo.

Figura 21 - (a) Precipitação média, hidrogramas observados e simulados para o posto fluviométrico Destilaria Bom Jesus, e (b) comparação entre essas variáveis na simulação inicial para o período de 2000 a 2006.



Fonte: A Autora (2019).

A Tabela 11 apresenta os resultados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo para o posto Destilaria Bom Jesus. Verifica-se que a vazão máxima simulada pelo modelo foi semelhante à observada, no entanto, a mínima simulada foi subestimada, cuja diferença foi de 0,09 m<sup>3</sup>/s em relação a observada. A vazão média simulada foi maior que a observada, representando uma superestimativa de 22% da média observada. O desvio padrão também teve valores semelhantes, porém indicou que os dados simulados variaram mais do que os observados em torno da média. No que diz respeito às análises estatísticas, segundo o R<sup>2</sup>, NSE e PBIAS, os resultados são considerados satisfatórios (MORIASI et al., 2007; BONUMÁ et al., 2012), com valores de 0,81, 0,78 e 21,6%, respectivamente.

Entretanto, apesar dos resultados estatísticos serem considerados bons, optou-se ainda por calibrar o modelo para este posto, com objetivo de tentar melhorar alguns picos de vazão e os valores estatísticos.

Tabela 11 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo SWAT para o posto da Destilaria Bom Jesus.

Estatística	Vazão Observada (m <sup>3</sup> /s)	Vazão Simulada (m <sup>3</sup> /s)
Máxima	25,52	25,12
Mínima	0,14	0,05
Média	4,31	5,25
Desvio Padrão	5,03	5,36
R <sup>2</sup>		0,81
NS		0,78
PBIAS		21,6%

Fonte: A Autora (2019).

## 5.2 MODELAGEM INICIAL DO POSTO FLUVIOMÉTRICO DESTILARIA INEXPORT

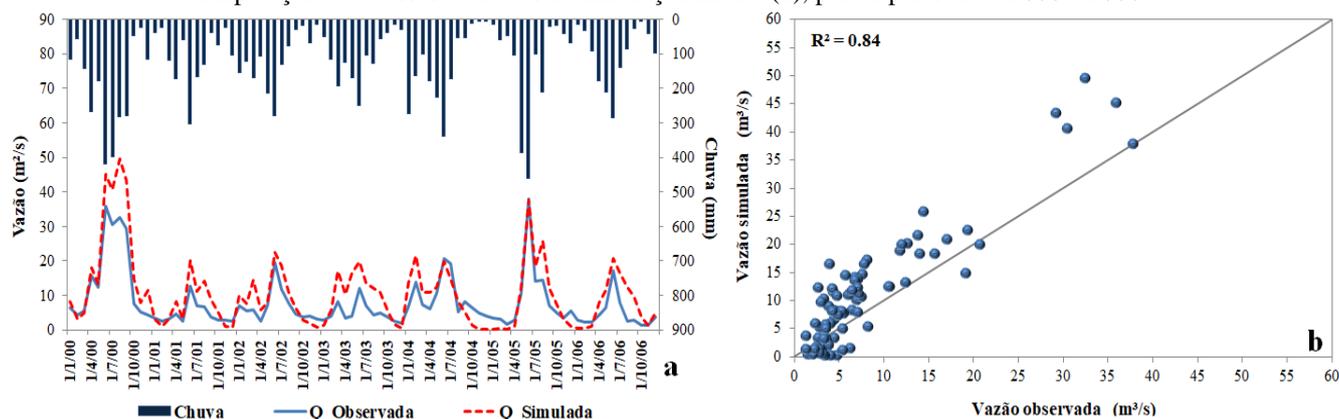
A Figura 22a apresenta o hidrograma da vazão simulada e observada para a área de contribuição do posto fluviométrico Destilaria Inexport (sub-bacia 19), e a Figura 22b mostra o resultado da correlação entre os dados de vazão. Na Figura 22a percebe-se coerência entre os dados observados e simulados, no entanto o modelo superestima os valores observados em boa parte da série, sobretudo nas vazões de pico, como em meados dos anos 2000, 2001 e parte do ano 2003, por exemplo. A análise também permite identificar que o modelo simulou relativamente bem a sazonalidade da chuva na região, gerando a simulação da vazão de acordo com o período chuvoso (março a agosto) e seco (setembro a fevereiro) da região.

Neste mesmo contexto, observa-se que a relação entre o comportamento da precipitação e da vazão ao longo da série foram coerentes, cujos registros máximos de chuva, em alguns períodos, também apresentaram taxa de vazão maior, sobretudo nos anos 2000 e 2005.

Na Figura 22b percebe-se que a distribuição dos dados não ocorre de maneira proporcional, tendo grande parte das vazões simuladas superestimadas pelo modelo. No tocante à análise do desempenho do modelo através das funções objetivo ( $R^2$ , NS e PBIAS), os resultados indicaram algumas divergências, a saber (Tabela 12): (a) o  $R^2$  foi considerado muito bom (0,84) e o NS satisfatório (0,53), e (b) o PBIAS foi insatisfatório (34,3%), de acordo com as recomendações de Moriasi et al. (2007).

No que diz respeito às vazões máxima, mínima, média e desvio padrão, os valores também divergiram, pois, a vazão máxima foi superestimada pelo modelo em 30% (49,52 m<sup>3</sup>/s), a vazão mínima (0,1 m<sup>3</sup>/s) subestimada em 7%, e a média (10,64 m<sup>3</sup>/s) foi superestimada em 35%. O valor do desvio padrão das vazões foi maior na série simulada, onde os valores variaram 10,53 m<sup>3</sup>/s acima ou abaixo da média, diferentemente da observada que variou menos em relação à média (7,77 m<sup>3</sup>/s) (Tabela 12).

Figura 22 - Relação entre as vazões ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) observadas e simuladas para o posto fluviométrico Destilaria Inexport (a) e a comparação entre essas variáveis na simulação inicial (b), para o período de 2000 a 2006.



Fonte: A Autora (2019).

Tabela 12 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo SWAT para o posto da Destilaria Inexport.

Estadística	Vazão Observada ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	Vazão Simulada ( $\text{m}^3/\text{s}$ )
Máxima	37,94	49,52
Mínima	1,35	0,1
Média	7,93	10,64
Desvio Padrão	7,77	10,53
$R^2$		0,84
NS		0,53
PBIAS		34,3%

Fonte: A autora (2019).

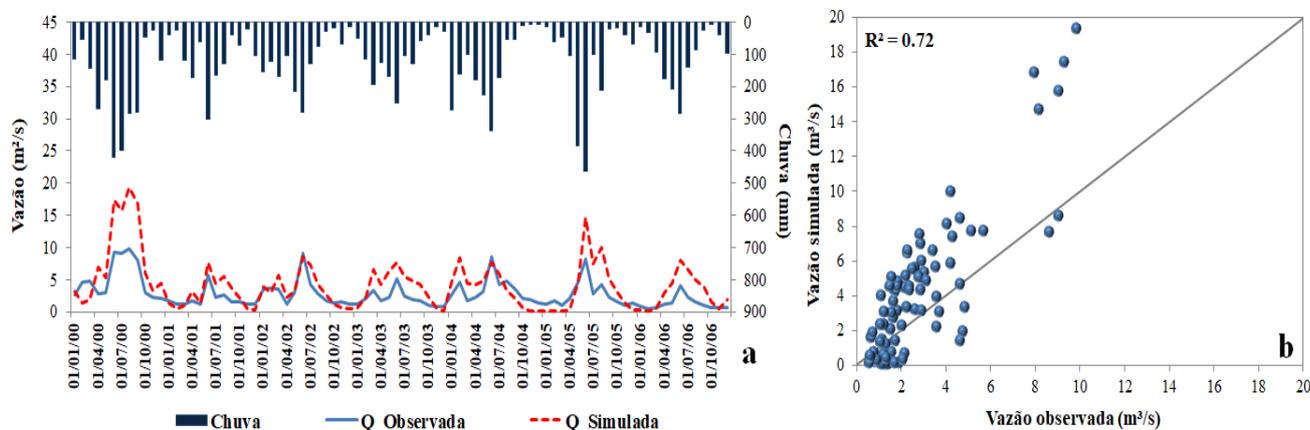
### 5.3 MODELAGEM INICIAL DO POSTO FLUVIOMÉTRICO CACHOEIRA TAPADA

A Figura 23a apresenta o hidrograma da vazão simulada e observada para a área de contribuição do posto fluviométrico Cachoeira Tapada (sub-bacia 17), e a Figura 23b mostra o resultado da correlação entre os dados de vazão simulados e observados.

Na análise da Figura 23a observa-se que a série respondeu bem ao período chuvoso e seco da região, com vazões geradas de acordo com a precipitação, salvo algumas exceções, como em meados de 2005. Nesse período, o pico da vazão simulada não respondeu tão bem a intensidade da chuva para o momento, no entanto teve uma vazão mais próxima aos valores observados, que também foram abaixo do esperado para o quantitativo de chuva do período. No que tange as comparações entre os valores simulados e observados, percebe-se que o modelo superestimou grande parte da série, sobretudo as vazões de pico, como em meados dos anos 2000, 2003, 2005 e 2006, que tiveram maiores discrepâncias. Todavia, algumas vazões de base foram subestimadas,

como nos períodos entre outubro de 2002 e janeiro de 2003, outubro de 2004 e abril de 2005, e entre dezembro de 2005 e março de 2006.

Figura 23. Precipitação média e relação entre as vazões ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) observadas e simuladas para o posto fluviométrico Cachoeira Tapada (a) e a comparação entre essas variáveis na simulação inicial (b), para o período de 2000 a 2006.



Fonte: A Autora (2019).

Na Figura 23b observa-se que a distribuição dos dados está desproporcional em sua maioria, sobretudo entre vazões observadas de 2 a 10, onde ocorre maior variação das vazões simuladas. Em relação aos dados estatísticos, a Tabela 13 mostra que a vazão máxima simulada pelo modelo foi superestimada em  $9,47 \text{ m}^3/\text{s}$  em relação à observada, e a vazão mínima subestimada em  $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ . A vazão média simulada foi maior que a observada, com superestimativa de 49% da média observada. O desvio padrão indica que os dados simulados têm maior variação em torno da média do que os dados observados, com valores de  $4,09 \text{ m}^3/\text{s}$  e  $2,21 \text{ m}^3/\text{s}$ , respectivamente. As funções objetivo  $R^2$ , NSE e PBIAS apresentaram resultados diferenciados, com  $R^2$  (0,78) considerado satisfatório e NS (-0,68) e PBIAS (49,6 %) insatisfatórios (MORIASI et al., 2007; BONUMÁ et al., 2012).

Tabela 13 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo SWAT para o posto Cachoeira Tapada.

Estatística	Vazão Observada ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	Vazão Simulada ( $\text{m}^3/\text{s}$ )
Máxima	9,84	19,32
Mínima	0,54	0,04
Média	2,81	4,20
Desvio Padrão	2,21	4,09
$R^2$		0,72
NS		-0,68
PBIAS		49,6%

Fonte: A Autora (2019).

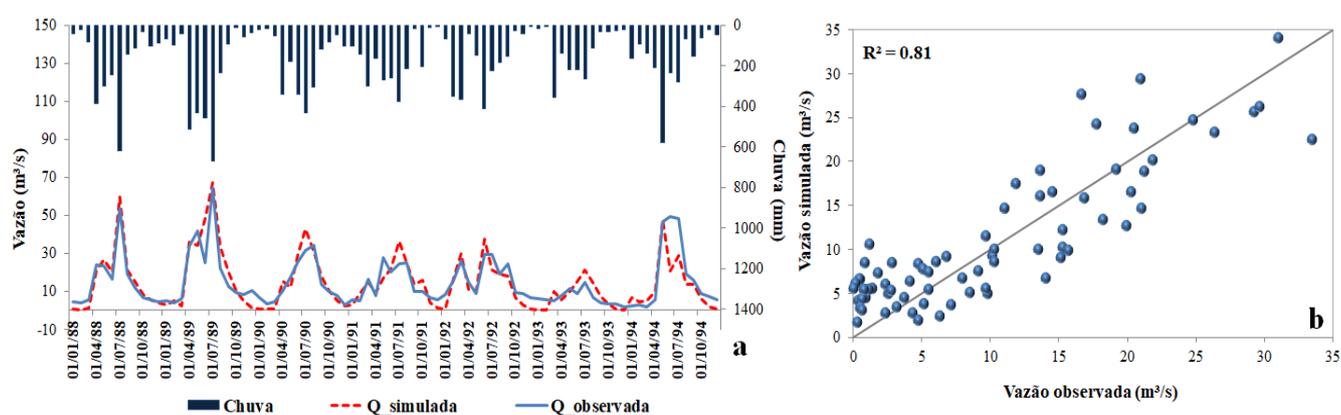
#### 5.4. MODELAGEM INICIAL DO POSTO FLUVIOMÉTRICO PIRAPAMA

A Figura 24a apresenta o hidrograma da vazão simulada e observada para a área de contribuição do posto fluviométrico Pirapama (sub-bacia 22), com a Figura 24b mostrando o resultado da correlação entre esses dados, no período de 1988 a 1994.

Na Figura 24a percebe-se que a vazão simulada responde bem à variação das vazões observadas, sobretudo entre o período de 1988 e 1989, onde os valores estão quase ajustados. Entretanto, o modelo subestima a maior parte da série, sobretudo nas vazões de base, como por exemplo, entre novembro de 1989 e março de 1990, janeiro de 1992, e entre outubro de 1992 e março de 1993, cujas subestimativas foram mais representativas. Quanto às vazões de pico, o modelo apresentou resultados irregulares, em boa parte da série, mas respondeu bem à variação da precipitação.

A Figura 24b apresenta a correlação entre os dados de vazão simulados e observados, para o período de 1988 a 1994. Verifica-se uma boa correlação entre os dados, com valores próximos à reta 1:1. No que diz respeito aos valores estatísticos, a Tabela 14 mostra que a vazão máxima e a média dos valores simulados apresentaram resultados semelhantes aos observados, com pouca variação entre eles. A vazão mínima simulada foi subestimada pelo modelo, com diferença de 1.60 m<sup>3</sup>/s. O desvio padrão mostra que os dados observados e simulados tiveram variações com diferença mínima, com diferença de 1.03 m<sup>3</sup>/s. No que tange os valores das funções objetivo R<sup>2</sup>, NS e PBIAS, esses apresentaram resultados considerados bons e muito bons, segundo critérios de Moriasi et al. (2007), com valores de 0.81, 0.79 e 3.27%, respectivamente. No entanto, apesar dos resultados estatísticos serem adequados, decidiu-se tentar ajustar ainda mais a vazão de base.

Figura 24 - Precipitação e relação entre as vazões (m<sup>3</sup>/s) observadas e simuladas para o posto fluviométrico Pirapama (a) e a comparação entre essas variáveis na simulação inicial (b), para o período de 1988 a 1994.



Fonte: A Autora (2019).

Tabela 14 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo SWAT para o posto fluviométrico Pirapama.

<b>Estatística</b>	<b>Vazão observada (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>Vazão simulada (m<sup>3</sup>/s)</b>
Máxima	64,46	67,04
Mínima	1,69	0,08
Média	14,81	14,34
Desvio Padrão	13,18	14,21
R <sup>2</sup>		0,81
NS		0,79
PBIAS		3,27%

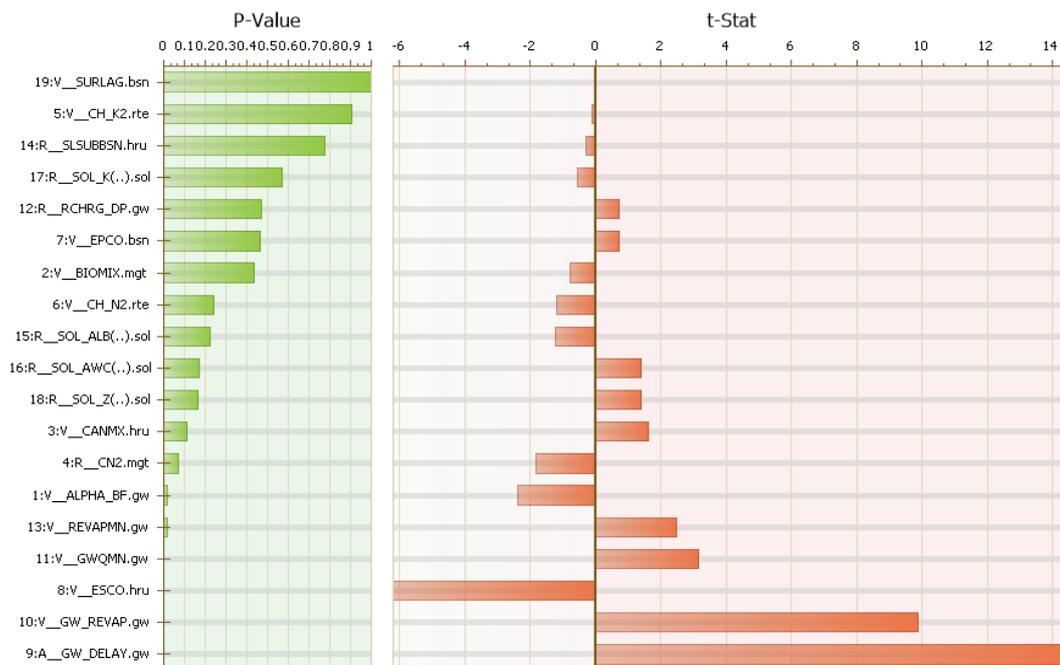
Fonte: A autora (2019).

## 5.5 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DOS PARÂMETROS DO MODELO SWAT

Os resultados da análise de sensibilidade levando-se em consideração o ajuste entre as vazões observadas e as simuladas, realizada pela ferramenta *Sensitivity Analysis* do SWAT-CUP, são apresentados na Figura 25. Nessa figura estão ilustrados os resultados indicando os parâmetros mais sensíveis e a sua ordem segundo o grau de sensibilidade.

Com base nos resultados obtidos, foram identificados 8 parâmetros indicados como os mais sensíveis (com valor de *p-value* igual ou inferior a 0,1) para a calibração da vazão na área de estudo, são eles: GW\_Delay, GW\_Revap, Esco, Gwqmn, Revapmn, Alpha\_Bf, CN2, CANMX. No entanto, quatro dos parâmetros que não foram considerados muito sensíveis também foram levados em consideração (CH\_N2, CH\_K2, SOL\_AWC, RCHRG\_DP), tendo em vista a importância desses parâmetros para a região de estudo, segundo as pesquisas de Paz et al. (2018) e Santos et al. (2014). Além disso, a inserção desses quatro parâmetros também foi recomendada pelo Doutor Raghavan Srinivasan, da *Texas A&M University*, um dos idealizadores do modelo, quando da realização da pesquisa no seu laboratório. De acordo com Daggupati et al. (2015) nem todos os parâmetros considerados sensíveis na análise de sensibilidade precisam ser calibrados, eles podem ser avaliados segundo a experiência do modelador ou de resultados da literatura, assim como ocorreu com alguns parâmetros desta pesquisa.

Figura 25 - Resultado da análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT para a bacia do Rio Pirapama.



Fonte: SWAT-CUP (2018).

Sendo assim, foram considerados, no total, 12 parâmetros para aplicação do processo de calibração da vazão da bacia do Rio Pirapama. As Tabelas 15 e 16 indicam a ordem de sensibilidade dos 12 parâmetros e os valores de *t-stat* e *p-value*, de acordo com cada sub-bacia processada.

Para cada sub-bacia, a ordem de sensibilidade apresentou resultados diferentes entre os 12 parâmetros considerados. Tal fato foi identificado após a realização de outra análise de sensibilidade envolvendo apenas os doze parâmetros considerados para calibração, com o intuito de identificar aqueles mais sensíveis aos ajustes do modelo em relação às funções objetivas, uma vez que cada sub-bacia apresenta características próprias, que podem ser similares ou não. De acordo com Lelis et al. (2012) o uso e cobertura do solo de cada sub-bacia pode influenciar nos resultados da análise de sensibilidade.

Após a realização desse processo, percebeu-se que três dos seis parâmetros relacionados ao aquífero raso e subterrâneo são tidos como mais significativos nas quatro sub-bacias, com alto grau de sensibilidade, segundo os valores de *t-stat* e *p-value*. Esses parâmetros correspondem ao GW\_Revap, GW\_DELAY e GWQMN, que são comuns às quatro sub-bacias na ordem de sensibilidade de 1 a 4 (Tabela 15 e 16). Parâmetros como o ALPHA\_BF, ESCO, CN2 e CH-N2 também estão entre os mais sensíveis, de acordo com a ordem de sensibilidade em algumas sub-bacias.

Dos doze parâmetros considerados sensíveis para a calibração da vazão da área de estudo, seis estão relacionados aos aquíferos rasos e subterrâneos, que influenciam no fluxo de base (GW\_Revap, GW\_DELAY, GWQMN, ALPHA\_BF, REVAPMN e RCHRG\_DP), e um das características físicas do solo (SOL\_AWC), que influencia na geração do escoamento superficial junto com CN2. Além deles, tem-se o CH\_K2, que está relacionado à condutividade hidráulica efetiva do canal, o CH\_N2 ligado ao coeficiente de Manning para o canal principal, e o CANMX e ESCO relacionados à evapotranspiração e evaporação, respectivamente.

De acordo com Schmalz e Fohrer (2009), os parâmetros de maior influência na modelagem hidrológica são aqueles relacionados às águas subterrâneas e solo. Além disso, Devi et al. (2015) reforçam que parâmetros meteorológicos e do solo também influenciam o desempenho do modelo, em virtude da influência deles na simulação da vegetação, solo, águas subterrâneas e escoamento superficial.

No estudo de Fukunaga et al. (2015), foi constatado que os parâmetros mais sensíveis foram aqueles relacionados ao solo, uso da terra, águas subterrâneas e a condutividade hidráulica do canal, sendo eles: CN2, Gwqmn, Esco, Canmix, Sol\_K, Sol\_AWC, Sol\_Z, Alpha\_BF, BLAI, Ch\_K2, CH\_N2, Gw\_delay, Sol\_Alb, Epc, Revapmn e Surlag.

Tabela 15 - Parâmetros selecionados após a análise de sensibilidade do modelo SWAT para as sub-bacias 11 e 17.

Ordem de sensibilidade dos parâmetros	Destilaria Bom Jesus (sub-bacia 11)		Ordem de sensibilidade dos parâmetros	Cachoeira Tapada (sub-bacia 17)	
	t-stat	p-value		t-stat	p-value
1 - GW_DELAY.gw	52,81115	0,000000	1 - GWQMN.gw	18,60720	0,000000
2 - GW_REVAP.gw	49,59650	0,000000	2 - ALPHA_BF.gw	-9,512829	0,000000
3 - CN2.mgt	-32,52491	0,000000	3 - GW_REVAP.gw	4,873688	0,000001
4 - GWQMN.gw	16,54435	0,000000	4 - GW_DELAY.gw	4,767809	0,000002
5 - CANMX.hru	5,59848	0,000000	5- ESCO.hru	-2,924636	0,003609
6 - CH_N2.rte	4,39089	0,000014	6 - REVAPMN.gw	-1,121744	0,262523
7 - ESCO.hru	-3,36134	0,000837	7 - CH_N2.rte	0,899872	0,368632
8 - REVAPMN.gw	3,29833	0,001044	8 - CN2.mgt	0,813833	0,416138
9 - SOL_AWC.sol	3,16351	0,001656	9 - CH_K2.rte	0,726440	0,467918
10 - RCHRG_DP.gw	2,23089	0,026143	10 - RCHRG_DP.gw	0,720338	0,471662
11 - CH_K2.rte	-1,71699	0,086625	11- SOL_AWC.sol	0,650231	0,515849
12 - ALPHA_BF.gw	0,31199	0,755175	12 - CANMX.hru	-0,121861	0,903059

Fonte: A autora (2019).

Tabela 16 - Parâmetros selecionados após a análise de sensibilidade do modelo SWAT para a sub-bacia 22 e 19.

Ordem de sensibilidade dos parâmetros	Pirapama (sub-bacia 22)		Ordem de sensibilidade dos parâmetros	Destilaria Inexport (sub-bacia19)	
	t-stat	p-value		t-stat	p-value
1 - GW_DELAY.gw	52,8111	0,000000	1 - GW_REVAP.gw	3,16580	0,01942
2 - GW_REVAP.gw	49,5965	0,000000	2 - ESCO.hru	-2,34294	0,05761
3 - CN2.mgt	-32,5249	0,000000	3 - GWQMN.gw	2,06599	0,08435
4 - GWQMN.gw	16,54435	0,000000	4 - GW_DELAY.gw	4,76780	0,00000
5 - CANMX.hru	5,598487	0,000000	5 - CH_N2.rte	-15,1171	0,18136
6 - CH_N2.rte	4,390889	0,000013	6 - CN2.mgt	0,82272	0,44212
7 - ESCO.hru	-3,361341	0,000836	7 - REVAPMN.gw	0,68542	0,51866
8 - REVAPMN.gw	3,298331	0,001043	8 - ALPHA_BF.gw	0,39549	0,70615
9 - SOL_AWC.sol	3,163514	0,001656	9 - CANMX.hru	-0,379564	0,71733
10 - RCHRG_DP.gw	2,230893	0,026142	10 - SOL_AWC.sol	0,375778	0,72000
11 - CH_K2.rte	-1,593518	0,111692	11 - RCHRG_DP.gw	-0,280307	0,78865
12 - ALPHA_BF.gw	0,311998	0,755175	12 - CH_K2.rte	0,02181	0,98330

Fonte: A Autora (2019).

De acordo com a Tabela 17, os parâmetros citados neste estudo, como sendo mais sensíveis para a calibração da vazão, também foram identificados em estudos realizados em bacias hidrográficas do Nordeste brasileiro. Os estudos mostram que há pouca variação entre os parâmetros mais sensíveis de uma pesquisa para outra, no Nordeste do Brasil.

Dessa forma, por meio da análise desses estudos, foi identificado que os parâmetros considerados mais sensíveis para a calibração da vazão para a bacia do Rio Pirapama possuem correspondência com cinco parâmetros identificados por Andrade et al. (2017a); sete em Santos (2015) e Medeiros et al. (2018); oito nos estudos de Aragão et al. (2013), Silva e Medeiros (2014) e Silva et al. (2016a); 12 em Silva et al. (2018), 11 em Carvalho Neto (2018) e 10 nos estudos de Paz et al. (2018). Vale ressaltar ainda que os parâmetros relacionados às águas subterrâneas foram recorrentes na maior parte dos trabalhos, assim como o CN2.

Tabela 17 - Parâmetros mais sensíveis para a calibração do modelo SWAT em bacias hidrográficas do Nordeste brasileiro e correspondência com os parâmetros mais sensíveis desta pesquisa.

Região Nordeste		
Parâmetros*	Correspondentes	Autores
Alpha_BF, Canmx, Sol_Z, Escos, Gwqmn, GW_Delay, CH_N2, CN2, CH_K2, Surlag, GW_Revap	8	Aragão et al. (2013)
Escos, Surlag, Sol_Awc, Alpha_bf, CN2, Rchrg_dp, Ch_K2, Gwqmn, Gw_revap	8	Silva e Medeiros (2014)

<b>Sol_Awc, CN2, Sol_K, Gw_Revap, Slsubbsn, Canmx, Gw_delay, Gwqmn, Sol_Z, Alpha_BF</b>	7	Santos (2015)
<b>Esco, Surlag, Sol_Awc, Alpha_bf, CN2, Rchrg_dp, Ch_K2, Gwqmn, Gw_revap</b>	8	Silva et al. (2016a)
<b>CN2, Rchrg_DP, Sol_Z, Ov_N, Canmx, Lat_time, Revapmn, Alpha_bf, Cncoef</b>	5	Andrade et al. (2017a)
<b>Gw_Revap, Gwqmn, Gw_delay, Sol_Awc, Sol_Z, Canmx, CH_K2, CN2, Slsubbsn</b>	7	Medeiros et al. (2018)
<b>Alpha_BF, Biomix, Canmx, CN2, CH_K2, CH_N2, Epc, Esco, Gw_delay, Gw_revap, Gwqmn, Rchrg_dp, Revapmn, Slsubbsn, Sol_alb, Sol_Awc, Sol_K, Sol_Z, Surlag</b>	12	Silva et al. (2018)
<b>Alpha_BF, Canmx, CN2, CH_K2, Epc, Esco, Gw_delay, Gw_revap, Gwqmn, Rchrg_dp, Revapmn, Sol_Awc, Sol_K</b>	11	Carvalho Neto (2018)
<b>CN2, Esco, Gw_delay, Gw_revap, Gwqmn, Rchrg_dp, Revapmn, Sol_Awc, Sol_K, Sol_Z, Canmx, Slsubbsn, Usle_P, CH_N2, Sol_Alb</b>	10	Paz et al. (2018)

\* Parâmetros sinalizados em negrito correspondem aos encontrados nesta pesquisa.

Fonte: A Autora (2019).

## 5.6 CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO

Após serem selecionados os parâmetros mais sensíveis ao ajuste da vazão para bacia do Rio Pirapama, estes foram submetidos ao processo de calibração automática pelo SWAT-CUP, cujo objetivo é ajustar a vazão calculada à observada. Para tanto, foram realizadas 500 simulações entre os parâmetros selecionados para calibração de quatro postos fluviométricos, utilizando os mesmos métodos matemáticos de alterações de parâmetros.

É importante ressaltar que os parâmetros ajustados foram obtidos após algumas iterações, entre 3 e 4, para os 4 postos fluviométricos, seguindo as alterações sugeridas pelo modelo quando da geração de um novo ranking de valores melhorados após uma iteração. O programa reavalia as faixas de variação dos parâmetros selecionados, segundo a escolha da função objetivo, e gera uma nova faixa de variação, que poderá ser usada ou não na próxima simulação. A Tabela 18 mostra os parâmetros que foram usados na calibração, os métodos utilizados e os valores ajustados após esse processo nas quatro áreas de contribuição dos postos fluviométricos.

Os ajustes dos parâmetros serviram para diminuir a vazão de pico simulada pelo modelo, sobretudo nas sub-bacias 11, 17 e 19, que apresentaram superestimativas mais significantes. Além disso, os ajustes também serviram para melhorar o escoamento de base em todas as sub-bacias calibradas. A redução do escoamento superficial foi obtida a partir da diminuição do CN2.

Apesar do SOL\_AWC interferir no ajuste do escoamento superficial, nesta pesquisa a alteração dos seus valores não contribuiu para a diminuição do escoamento.

Tabela 18. Parâmetros utilizados na calibração do modelo SWAT, os métodos utilizados e os valores ajustados para cada sub-bacia.

Parâmetros	Valor calibrado nas áreas de contribuição dos postos fluviométricos				
	Métodos	SB 11	SB 17	SB 19	SB 22
ALPHA_BF	v	0,5900	0,00243	0,17500	0,557000
CANMX	v	4,7100	5,77925	9,25000	0,150800
CN2	r	-0,0607	-0,02273	-0,07500	-0,068400
CH_K2	v	3,8150	5,74129	0,62500	0,531000
CH_N2	v	0,22132	0,24988	0,12750	0,233799
ESCO	v	1,08992	0,72832	0,76280	0,174000
GW_DELAY	a	31,6160	23,8410	53,2500	21,68999
GW_REVAP	v	0,10289	0,18932	0,18650	0,200000
GWQMN	a	772,000	1012,41	675,000	0,127600
REVAPMN	a	3,10500	4,80460	0,75000	0,231000
SOL_AWC	r	0,01875	0,01305	-0,218805	0,113579
RCHRG_DP	a	-0,04415	-0,01057	0,01175	0,030000

\*v = Replace ou substituição (=); r = Relative ou multiplicação (x); a = absoluto ou adição (+); SB = Sub-bacia  
SB 11: Destilaria Bom Jesus; SB 17: Cachoeira Tapada; SB19: Destilaria Inexport; SB 22: Pirapama.

Fonte: A Autora (2019).

O retardo e armazenamento do fluxo de base foi intensificado a partir do aumento do ALPHA\_BF, GW\_REVAP, GW\_DELAY e GWQMN. Já a evapotranspiração foi intensificada a partir do aumento do CANMX e ESCO. Os parâmetros referentes ao CH\_K2, CH\_N2, REVAPMN e RCHRG\_DP não interferiram de fato no ajuste do hidrograma e na melhora das funções objetivas, sendo ajustados segundo a lógica dos intervalos propostos inicialmente e aos valores indicados pelo modelo após cada iteração.

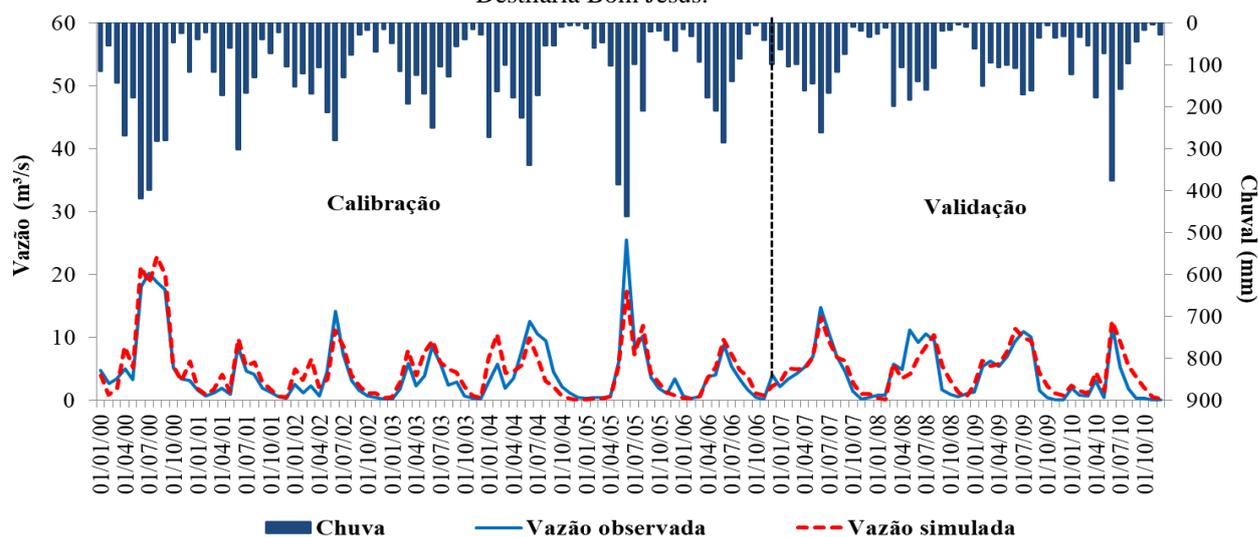
Dessa forma, por meio do ajuste dos parâmetros citados anteriormente, obteve-se uma melhora nas vazões de pico do hidrograma e no fluxo de base em relação às simulações iniciais e à vazão observada. Os itens a seguir apresentam os hidrogramas da vazão simulada pelo modelo e a observada, após o processo de calibração e validação, para o período de 2000 a 2010.

### 5.6.1. Calibração e validação do posto fluviométrico da Destilaria Bom Jesus

A Figura 26 apresenta o hidrograma da vazão calculada e observada após a fase de calibração e validação da área a montante do posto fluviométrico Destilaria Bom Jesus (sub-bacia 11), para o período de 2000 a 2010. Na calibração, verifica-se que houve pequenos ajustes das vazões de pico em relação à simulação inicial (Figura 21a), com melhora do escoamento de base e recessão do hidrograma, sobretudo nos anos 2000 e 2006. Entretanto, os picos da vazão

simulada, em março e julho de 2004 e julho de 2005, não se ajustaram muito bem aos valores observados. Na validação, o hidrograma mostra que os dados simulados para o período de validação apresentaram um bom ajuste em relação à vazão observada, com exceção dos períodos entre abril e novembro de 2008, e entre agosto e novembro de 2010, onde os dados simulados não representaram tão bem a vazão observada. No entanto, no geral, as simulações representaram relativamente bem o escoamento de base e a sazonalidade do período adotado.

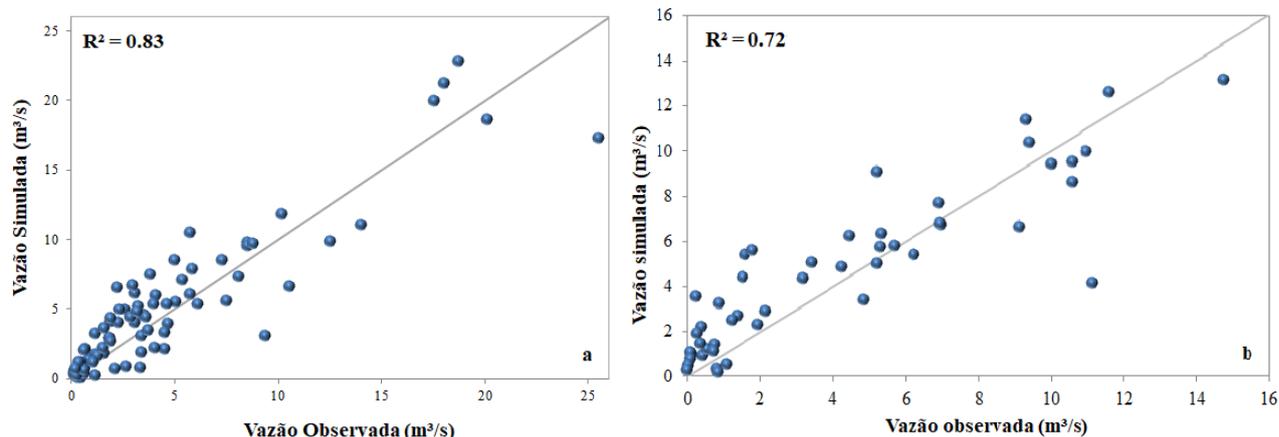
Figura 26 - Precipitação média e hidrogramas das vazões ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) observadas e simuladas para o posto fluviométrico Destilaria Bom Jesus.



Fonte: A Autora (2019).

A Figura 27a-b apresenta o resultado da correlação da vazão simulada e observada após o processo de calibração e validação, para o período de 2000 a 2010. Os resultados na calibração mostraram que há uma dispersão entre os dados à medida que a vazão aumenta, com parte da série sendo subestimada e outra superestimada (Figuraa). A Figura 27b apresenta o resultado da correlação da vazão simulada com a observada após o processo de validação. Percebe-se que no período de validação os dados estão mais dispersos do que na calibração, com parte dos dados sendo subestimados e superestimados, com variação maior entre as vazões de 0 a  $8 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Figura 27- Correlação entre a vazão observada e simulada na calibração (a) e validação (b) para o período de 2000 a 2010.



Fonte: A Autora (2019).

A Tabela 19 apresenta as estatísticas obtidas após a calibração e validação dos dados de vazão. Na calibração, observa-se que os dados simulados apresentaram resultados melhores após o ajuste dos parâmetros, com valores simulados próximos aos observados. A vazão máxima simulada apresentou resultado próximo à observada, com subestimativa de 2,77 m³/s. A vazão mínima também foi subestimada pelo modelo, com diferença de 0,1 m³/s em relação à observada. A vazão média simulada foi um pouco maior que a observada, superestimando 0,43 m³/s.

O desvio padrão indica que os dados simulados variaram menos em torno da média (4,91 m³/s) do que os observados (5,03 m³/s), além de ter reduzido após o ajuste dos parâmetros. No que se refere às análises estatísticas na calibração, índices que são referências para a avaliação da modelagem hidrológica de uma bacia, as estimativas melhoraram em relação à simulação inicial (NS 0,78 e PBIAS 21,6%), sobretudo os valores de NS (0,82) e PBIAS (-9,9%). O  $R^2$  apresentou pouca variação em relação à simulação inicial, cujos valores foram de 0,83 após a calibração e 0,81 antes da calibração. Sendo assim, os valores de NS,  $R^2$  e PBIAS, obtidos após a calibração, podem ser considerados muito bons, segundo Moriasi et al. (2007).

Na validação, a vazão máxima simulada foi um pouco menor que a observada (1,62 m³/s), a vazão mínima um pouco maior (0,16 m³/s), a média com diferença mínima de 0,52 m³/s e o desvio padrão com menor variação entre os valores simulados, cuja diferença do observado é de 0,54 m³/s (Tabela 19). Em relação aos valores de NS, PBIAS e  $R^2$ , obtidos após a validação, estes resultaram em valores menores aos encontrados na calibração, cujo NS foi de 0,78, PBIAS de -12,55 e  $R^2$  de 0,72. No entanto, apesar de terem apresentado resultados menores em relação aos dados calibrados, os valores obtidos para este período são considerados, segundo Moriasi et al. (2007), bons para o  $R^2$  e PBIAS e muito bom para o NS.

Dessa forma, os valores estatísticos ( $R^2$ , NSE e PBIAS) obtidos tanto na calibração quanto na validação, são considerados superiores aos valores tidos como aceitáveis por Moriasi et al. (2007), Wu e Chen (2009) e Bonumá et al. (2012).

Tabela 19 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo SWAT após o processo de calibração para o posto fluviométrico Destilaria Bom Jesus.

Estatística	Calibração		Validação	
	Vazão observada (m <sup>3</sup> /s)	Vazão simulada (m <sup>3</sup> /s)	Vazão observada (m <sup>3</sup> /s)	Vazão simulada (m <sup>3</sup> /s)
Máxima	25,52	22,77	14,76	13,14
Mínima	0,14	0,04	0	0,16
Média	4,31	4,74	4,18	4,70
Desvio Padrão	5,03	4,91	4,06	3,52
$R^2$		0,83		0,72
NS		0,82		0,78
PBIAS		-9,9%		-12,55%

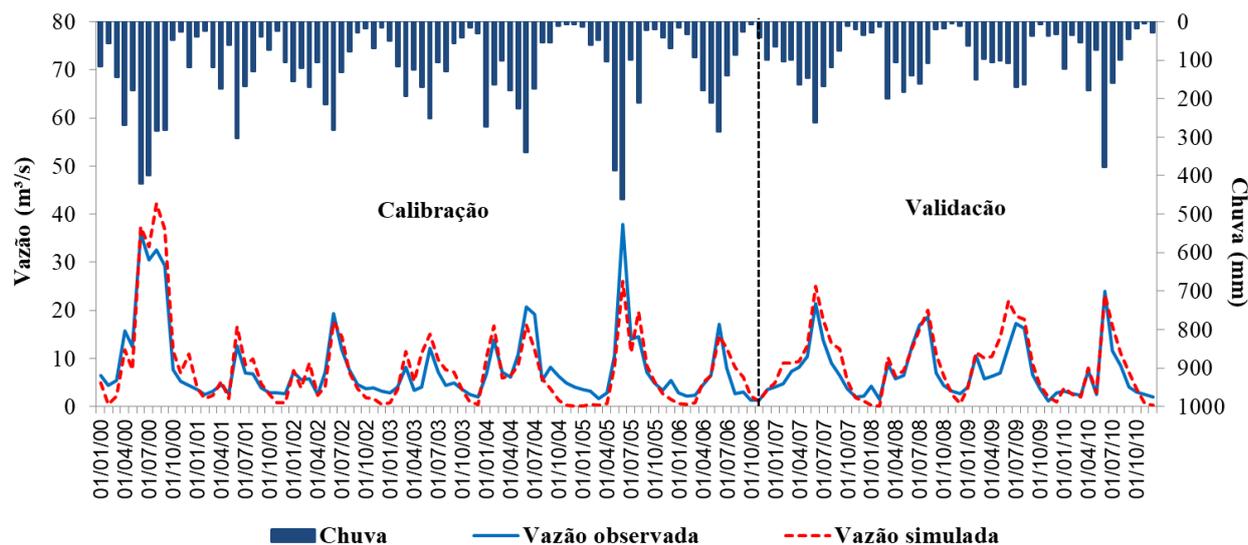
Fonte: A Autora (2019).

### 5.6.2 Calibração e validação do posto fluviométrico da Destilaria Inexport

A Figura 28 apresenta o hidrograma da vazão simulada e observada após a calibração e validação do modelo para a área de contribuição do posto fluviométrico Destilaria Inexport (sub-bacia 19), para o período de 2000 a 2010. Na Figura 28 percebe-se que após o processo de calibração as estimativas se ajustaram melhor às vazões observadas, sobretudo às vazões de pico, exceto em alguns casos, como em meados de 2000, 2004 e 2005, onde as vazões de pico não foram bem representadas pelo modelo. A análise também permite identificar que o modelo superestimou boa parte das vazões de pico e subestimou parte da vazão de base, como pode ser visto entre os anos de 2004 e 2005, onde a subestimativa é mais acentuada. Também pode-se observar que o modelo simulou relativamente bem a sazonalidade da chuva na região, gerando simulações de acordo com o período chuvoso e seco.

Na validação, o hidrograma mostra que os dados simulados variaram relativamente bem em relação aos dados observados, corroborando com alguns picos e recessão do hidrograma. No entanto, apesar disso, grande parte da série é superestimada pelo modelo, sobretudo, as vazões de pico e a recessão do hidrograma, como em 2007, 2009 e 2010 (de julho a novembro). A simulação também subestimou a vazão mínima em alguns meses do ano de 2007 (novembro e dezembro), 2008 (janeiro e fevereiro) e 2010 (novembro e dezembro). Sendo assim, apesar das variações em relação aos dados observados, as simulações representaram relativamente bem as vazões observadas no período de validação, assim como a sazonalidade do período adotado.

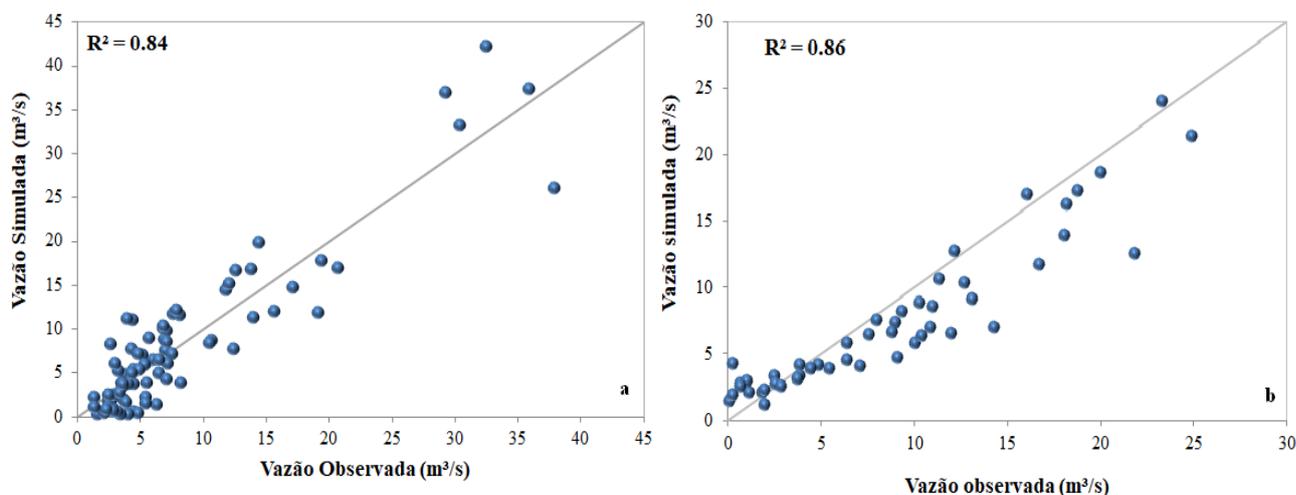
Figura 28 - Precipitação média e hidrogramas das vazões ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) observadas e simuladas para o posto fluviométrico Destilaria Inexport.



Fonte: A Autora (2019).

A Figura 29a-b mostra o resultado da correlação entre a vazão simulada e observada para calibração e validação. Na Figura 29a percebe-se que a distribuição dos dados não ocorre de maneira proporcional, onde boa parte dos dados entre 0 e  $10 \text{ m}^3/\text{s}$  são subestimados pelo modelo. As vazões maiores possuem variabilidade entre os dados, com valores simulados sendo subestimados e superestimados. Na Figura 29b observa-se que no período de validação os dados apresentam maior dispersão entre os dados quando comparados à calibração, no entanto mostram boa correlação entre si, mesmo com valores superestimados e subestimados.

Figura 29 - Correlação entre a vazão observada e simulada na calibração (a) e validação (b) do posto fluviométrico Destilaria Inexport, para o período de 2000 a 2010.



Fonte: A Autora (2019).

A Tabela 20 apresenta os dados estatísticos obtidos na calibração e validação do modelo para o posto fluviométrico Destilaria Inexport. Na calibração, observa-se que a vazão máxima simulada foi superestimada pelo modelo, com diferença de 4,16 m<sup>3</sup>/s. Já a vazão mínima e a média foram subestimadas, com diferença de 1,19 m<sup>3</sup>/s e 0,18 m<sup>3</sup>/s, respectivamente. O desvio padrão indicou que os dados simulados variaram mais em torno da média do que os dados observados após a calibração, cujos valores foram de 7,77 m<sup>3</sup>/s (observados) e 8,59 m<sup>3</sup>/s (simulados). No tocante à análise do desempenho do modelo através das funções objetivo R<sup>2</sup>, NS e PBIAS, os resultados da calibração indicaram que dados simulados são considerados muito bons, segundo Moriasi et al. (2007), no qual o R<sup>2</sup> foi de 0,84, o NS de 0,81 e o PBIAS de 2,33% (Tabela 20).

Na validação, a vazão máxima simulada foi 0,95 m<sup>3</sup>/s maior que a observada, a vazão mínima menor (1,03 m<sup>3</sup>/s) que a observada e a média maior que a média observada, com diferença de 1,41 m<sup>3</sup>/s. O desvio padrão teve uma variação maior entre os valores simulados, cuja diferença do observado é de 1,18 m<sup>3</sup>/s. As estatísticas mostraram valores coerentes com a literatura, onde o NS foi de 0,72, o R<sup>2</sup> 0,86 e o PBIAS -19,11%. Sendo assim, os valores de NS, R<sup>2</sup> e PBIAS, obtidos após a validação, podem ser considerados bom, muito bom e satisfatório, respectivamente, segundo Moriasi et al. (2007) (Tabela 20).

Tabela 20 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo SWAT após o processo de calibração e validação para o posto fluviométrico Destilaria Inexport.

Estatísticas	Calibração		Validação	
	Vazão observada (m <sup>3</sup> /s)	Vazão simulada (m <sup>3</sup> /s)	Vazão observada (m <sup>3</sup> /s)	Vazão simulada (m <sup>3</sup> /s)
Máxima	37,94	42,10	24,00	24,95
Mínima	1,35	0,16	1,13	0,10
Média	7,92	7,74	7,38	8,79
Desvio Padrão	7,77	8,59	5,55	6,73
R <sup>2</sup>		0,84		0,86
NS		0,81		0,72
PBIAS		2,33%		-19,11%

Fonte: A Autora (2019).

### 5.6.3 Calibração e validação do posto fluviométrico Cachoeira Tapada

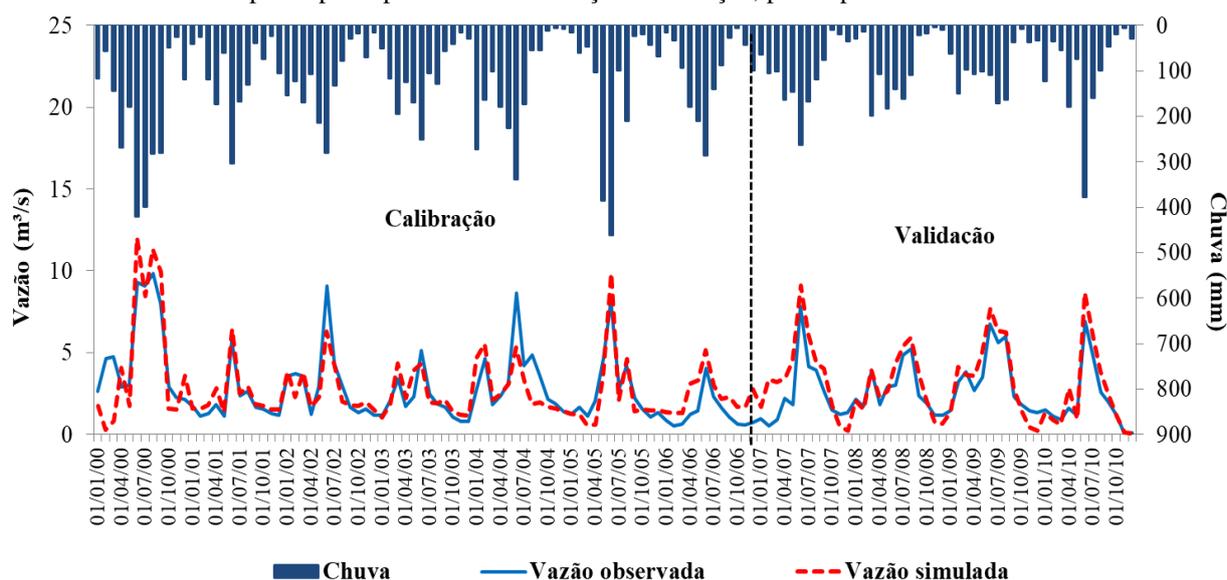
A Figura 30 apresenta os hidrogramas das vazões simulada e observada após a calibração e validação do modelo para a área de contribuição do posto fluviométrico Cachoeira Tapada. Na Figura 30, observa-se que após o processo de calibração as estimativas se ajustaram melhor às vazões observadas, melhorando a vazão de pico e a vazão de base, exceto no início da série e em meados de 2002 e 2004, onde os picos não se ajustaram bem aos dados observados (2002 e 2004)

e as estimativas da vazão de base não geraram valores coerentes com os observados e nem com a chuva do mês (início da série).

A análise permite identificar que o modelo superestimou parte das vazões de pico e se ajusta melhor à vazão de base, quando comparada à simulação inicial, mesmo com algumas subestimativas, como ocorre entre o fim de 2004 e início de 2005. Observou-se também que o modelo simulou relativamente bem a sazonalidade da região, gerando simulações de acordo com o período chuvoso e seco.

Na validação, o hidrograma mostra que os dados simulados para o período de validação seguiram a tendência de variação dos dados observados, entretanto a maior parte da série foi superestimada pelo modelo, sobretudo as vazões de pico e a recessão do hidrograma. A simulação também subestimou a vazão de base em alguns meses da série, como entre o fim e o início de 2007-2008, 2008-2009 e 2009-2010. No entanto, apesar das superestimativas e subestimativas, a maior parte dos resultados foram coerentes ou se aproximaram dos valores observados de vazão para o referido posto, assim como apresentaram estimativas coerentes com a chuva do período.

Figura 30 - Precipitação média e hidrogram das vazões ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) observadas e simuladas para o posto fluviométrico Cachoeira Tapada após o processo de calibração e validação, para o período de 2000 a 2010.

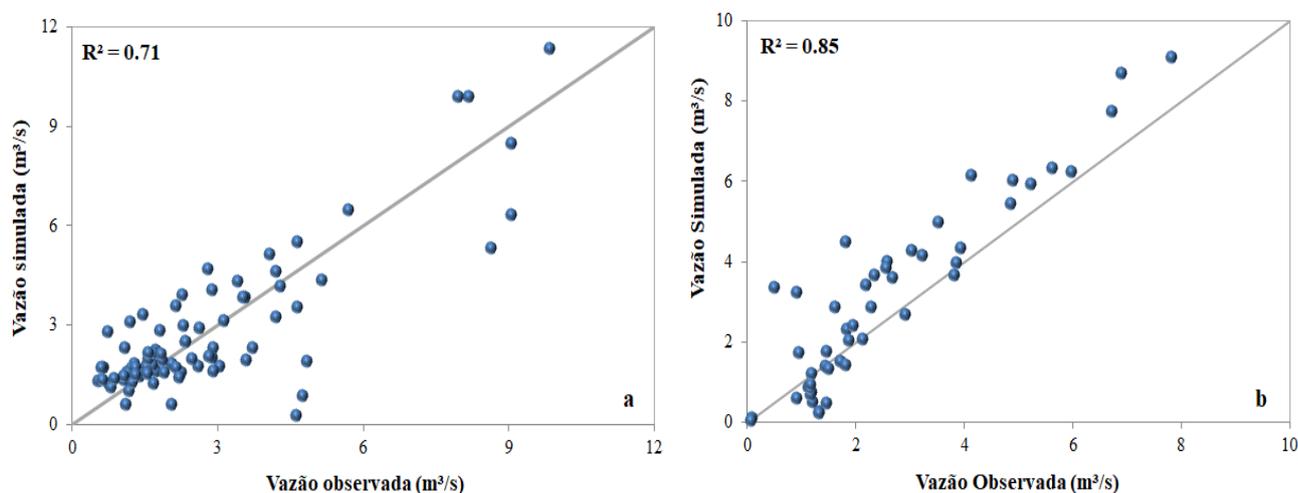


Fonte: A Autora (2019).

A Figura 31a-b mostra os resultados da correlação entre os valores observados e simulados da vazão, para o período de 2000 a 2006. Na Figura 31a, percebe-se que a distribuição dos dados não ocorre de maneira proporcional, mas boa parte deles está próximo à reta 1:1, resultando em uma boa correlação. Na Figura 31b observa-se que no período de validação os

dados apresentam boa correlação, onde é possível observar valores próximos à reta 1:1 e valores estimados próximos aos observados.

Figura 31- Correlação entre a vazão observada e simulada na calibração (a) e validação (b) do posto fluviométrico Cachoeira Tapada, para o período de 2000 a 2010.



Fonte: A Autora (2019).

A Tabela 21 apresenta os dados estatísticos obtidos na calibração e validação do modelo para o posto fluviométrico Cachoeira Tapada. Na calibração observa-se que a vazão máxima simulada foi superestimada pelo modelo, com diferença de 2,19 m³/s. A vazão mínima foi subestimada em 0,27 m³/s e a média teve estimativa quase igual ao valor observado, com superestimativa de 0,04 m³/s.

O desvio padrão indicou que os dados simulados variaram mais em torno da média do que os dados observados após a calibração, no entanto a diferença é quase mínima (0,1 m³/s). No tocante à análise do desempenho do modelo através das funções objetivo  $R^2$ , NS e PBIAS, os resultados da calibração indicaram que os dados simulados são considerados bons para o NS (0,68) e o  $R^2$  (0,71) e muito bom para o PBIAS (1,46 %), de acordo com Moriasi et al. (2007) (Tabela 21).

No que se refere aos dados estatísticos na validação, a Tabela 21 mostra que as vazões máximas e a média foram superestimadas pelo modelo, com diferença de 1,27 m³/s e 0,5 m³/s, respectivamente, dos valores observados. A vazão mínima foi subestimada em 0,03 m³/s pelo modelo em relação aos valores observados. O desvio padrão teve maior variação entre os valores simulados, cuja diferença do observado foi de 0,46 m³/s. Os valores de NS (0,67),  $R^2$  (0,85) e PBIAS (19,18 %) foram considerados bom, muito bom e satisfatório, respectivamente, conforme critérios estabelecidos por Moriasi et al. (2007).

Tabela 21 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo SWAT após o processo de calibração e validação para o posto fluviométrico Cachoeira Tapada.

Estatística	Calibração		Validação	
	Vazão observada (m <sup>3</sup> /s)	Vazão simulada (m <sup>3</sup> /s)	Vazão observada (m <sup>3</sup> /s)	Vazão simulada (m <sup>3</sup> /s)
Máxima	9,84	12,03	7,81	9,08
Mínima	0,54	0,27	0,08	0,05
Média	2,81	2,85	2,61	3,11
Desvio Padrão	2,21	2,31	1,85	2,31
R <sup>2</sup>		0,71		0,85
NS		0,68		0,67
PBIAS		1,46%		19,18%

Fonte: A Autora (2019).

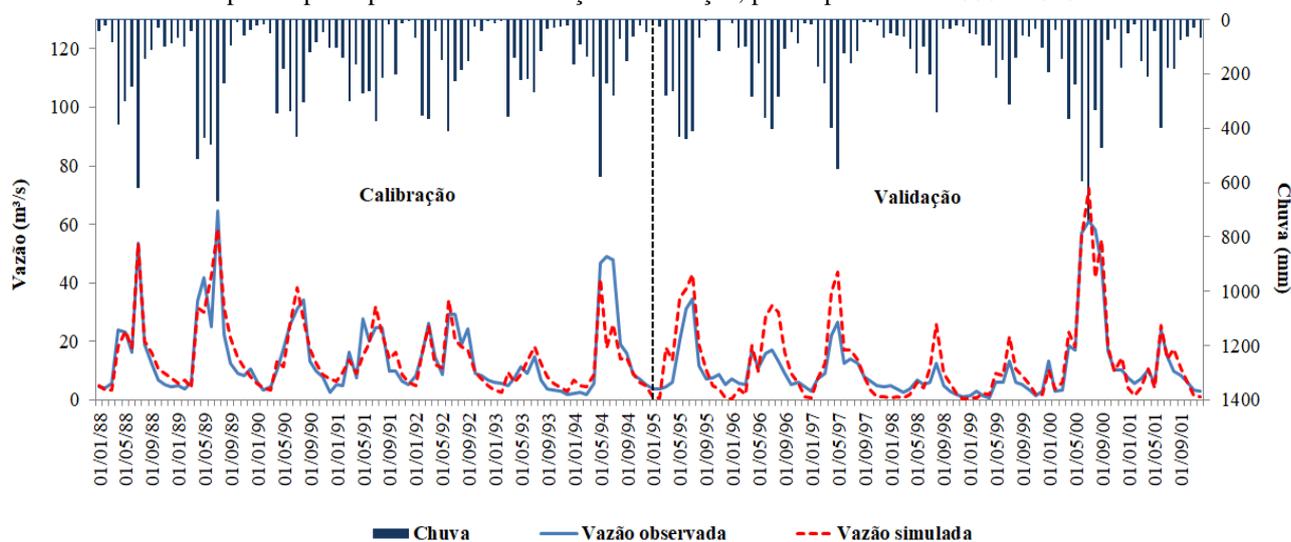
#### 5.6.4. Calibração e validação do posto fluviométrico Pirapama

A Figura 32 apresenta o hidrograma da vazão simulada e observada após a calibração e validação do modelo para a área de contribuição do posto fluviométrico Pirapama, no período de 1988 a 2001. Após o processo de calibração as estimativas se ajustaram melhor às vazões observadas, com melhora da vazão de pico, recessão do hidrograma e da vazão de base em algumas partes da série, como por exemplo em 1988, 1989, e 1990.

No entanto, o período entre maio e setembro de 1994 não se ajustou bem aos dados observados, onde a vazão de pico simulada foi subestimada pelo modelo, assim como a recessão do hidrograma. No geral, a vazão de base teve um ajuste melhor em relação à vazão de pico, quando comparadas com a simulação inicial.

Na validação, o hidrograma mostra que os dados simulados para esse período seguiram a tendência de variação dos dados observados, entretanto a maior parte da série foi superestimada pelo modelo, sobretudo as vazões de pico que não representaram muito bem os dados observados, com ênfase nos anos de 1995, 1996 e 1997 (Figura 32). A simulação subestimou a vazão de base em alguns meses da série (entre outubro de 1995 e março de 1996, janeiro de 1997, novembro de 1997 e abril de 1998, e de janeiro a março de 2001).

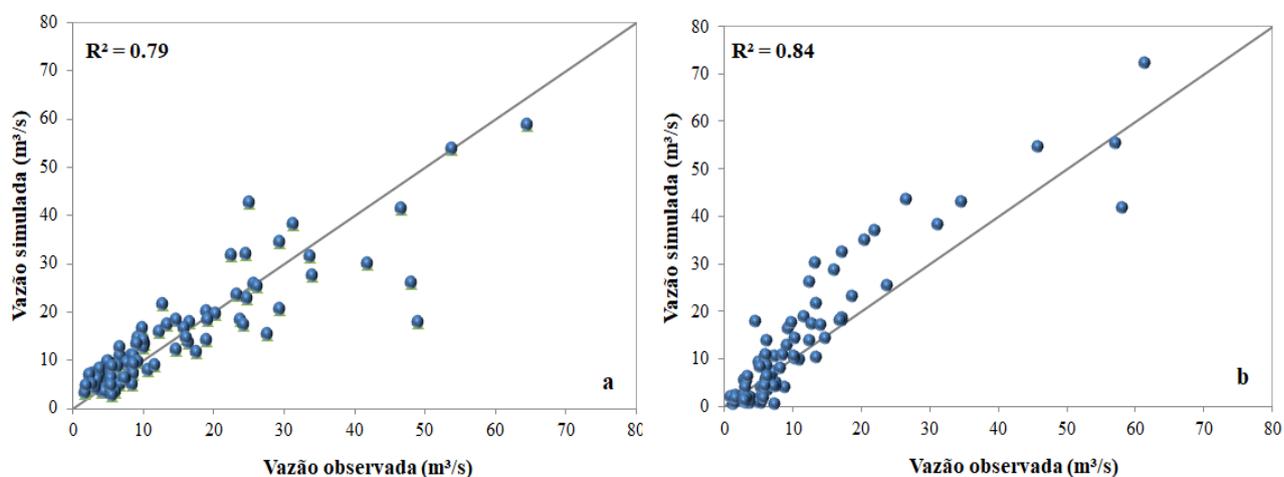
Figura 32 - Precipitação média e hidrogramas das vazões ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) observadas e simuladas para o posto fluviométrico Pirapama após o processo de calibração e validação, para o período de 2000 a 2010.



Fonte: A Autora (2019).

A Figura 33a-b mostra o resultado da correlação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo, para o período de 1988 a 2001. Na Figura 33, percebe-se que há uma dispersão equilibrada dos dados, com boa parte deles próximo à reta 1:1, resultando em uma boa correlação. Na Figura 33b, observa-se que no período de validação os dados apresentaram dispersão à medida que a vazão aumenta. O resultado mostra boa correlação entre as séries.

Figura 33 - Correlação entre a vazão observada e simulada na calibração (a) e validação (b) do posto fluviométrico Pirapama, para o período de 2000 a 2010.



Fonte: A Autora (2019).

A Tabela 22 apresenta os dados estatísticos obtidos na calibração e validação do modelo para o posto fluviométrico Pirapama. Na calibração, percebe-se que a vazão máxima simulada foi

subestimada pelo modelo em 5,79 m<sup>3</sup>/s. A vazão mínima foi superestimada em 0,87 m<sup>3</sup>/s e a média simulada apresentou valor similar à média observada, com diferença mínima de 0,08 m<sup>3</sup>/s entre elas. O desvio padrão indicou que os dados simulados variaram menos em torno da média do que os dados observados. No que diz respeito à análise do desempenho do modelo através das funções objetivo R<sup>2</sup>, NS e PBIAS, os resultados da calibração mostraram que os dados simulados foram considerados bom para o R<sup>2</sup> (0,79) e muito bom para o NS (0,78) e PBIAS (0,6%), segundo Moriasi et al. (2007) (Tabela 22).

No que diz respeito aos dados estatísticos na validação, a Tabela 22 mostra que a vazão máxima e a média simulada foram superestimadas pelo modelo, com diferença de 10,86 m<sup>3</sup>/s e 1,86 m<sup>3</sup>/s, respectivamente. A vazão mínima simulada foi subestimada em 0,48 m<sup>3</sup>/s. O desvio padrão teve maior variação entre os valores simulados, cuja diferença do observado foi de 1,86 m<sup>3</sup>/s. Os valores de NS (0,75), R<sup>2</sup> (0,84) e PBIAS (15,14 %) foram considerados muito bons e satisfatórios, respectivamente (MORIASI et al., 2007).

Tabela 22 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e a simulada pelo modelo SWAT após o processo de calibração e validação para o posto fluviométrico Pirapama.

Estatística	Calibração		Validação	
	Vazão observada (m <sup>3</sup> /s)	Vazão simulada (m <sup>3</sup> /s)	Vazão observada (m <sup>3</sup> /s)	Vazão simulada (m <sup>3</sup> /s)
Máxima	64,46	58,67	61,38	72,24
Mínima	1,69	2,56	0,87	0,39
Média	14,81	14,73	11,00	12,86
Desvio Padrão	13,18	11,44	12,10	14,55
R <sup>2</sup>		0,79		0,84
NS		0,78		0,75
PBIAS		0,6%		15,14%

Fonte: A Autora (2019).

Os bons resultados apresentados nesta pesquisa em relação à modelagem hidrológica é similar aos resultados obtidos por Santos et al. (2014), que realizaram simulações com o modelo SWAT para a bacia do Rio Tapacurá, localizada na mesma região fisiográfica da bacia do Rio Pirapama. Esses autores obtiveram bons resultados tanto na calibração quanto na validação, com valores respectivos de NS e R<sup>2</sup> de 0,78 e 0,79, para o período de calibração, e 0,85 e 0,86 para o período de validação.

Para a bacia do Rio Pirapama, Santos e Silva (2005) obtiveram resultados satisfatórios, com valores de R<sup>2</sup> de 0,91 e 0,94 na calibração e validação, respectivamente, aplicando o modelo hidrológico AÇUMOD, para analisar curvas de permanência das vazões.

Bacalhau (2015) realizou simulações da disponibilidade hídrica da bacia do Rio Pirapama utilizando o modelo hidrológico SMAP e o AcquaNet. Os resultados mostraram um ajuste satisfatório do modelo hidrológico em todos os postos fluviométricos utilizados, cujos valores estatísticos para um determinado posto apresentaram NS de 0,81 e  $R^2$  de 0,90 na calibração, e NS de 0,59 e  $R^2$  0,78 na validação.

Vale salientar que a qualidade dos dados observados é de extrema importância para a geração de resultados satisfatórios na modelagem hidrológica, tendo em vista a complexidade para se representar matematicamente os processos físicos do meio natural, como a geração da vazão em uma bacia hidrográfica.

## 5.7 ANÁLISE DO BALANÇO HÍDRICO DA BACIA DO RIO PIRAPAMA

O balanço hídrico da bacia hidrográfica do Rio Pirapama foi obtido por meio do modelo SWAT, com ilustração dos resultados realizada pela ferramenta SWAT Check (WHITE et al., 2012), onde é possível visualizar esquematicamente as estimativas das variáveis que compõem o balanço hídrico. De acordo com Bansode e Patil (2016), o balanço hídrico é a melhor maneira de determinar a disponibilidade de água em diferentes componentes do ciclo hidrológico, assim como as mudanças entre estes componentes.

Neste processo, percebeu-se que o somatório das componentes terrestres e evapotranspiração não resultaram no volume de chuva precipitado para o período. Segundo Laender et al. (2017), tal fato ocorre em razão do tempo de retardo do escoamento na fase terrestre do ciclo hidrológico, em que volumes são armazenados no solo em um ano e em outro ano contribuem na vazão do talvegue principal.

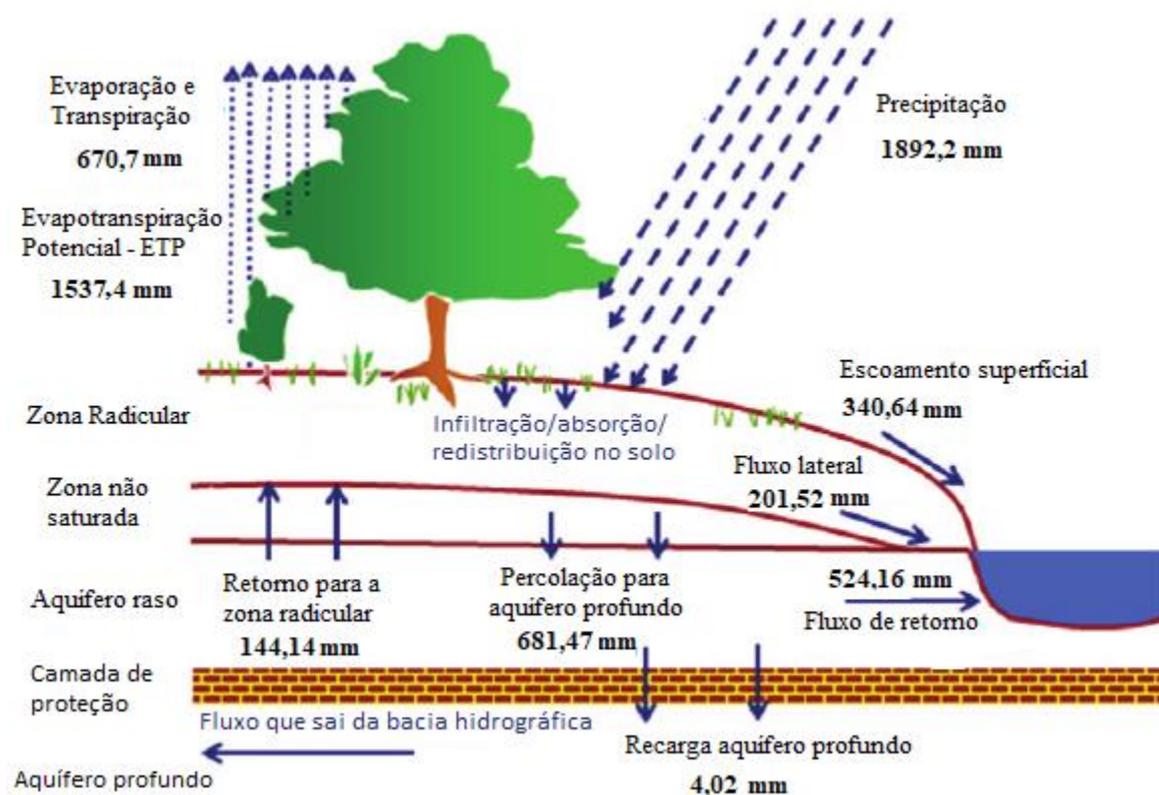
A Figura 34 ilustra os resultados da simulação dos processos hidrológicos na Bacia do Rio Pirapama, para o período de 2000 a 2010, após a calibração e validação do modelo, e a Tabela 23 mostra os valores mensais de algumas das variáveis simuladas. As estimativas indicam que a precipitação média na bacia para o período analisado foi de 1892,2 mm, a evapotranspiração potencial (ETP) de 1537,4 mm e a evapotranspiração real (ET) de 670,7 mm. O escoamento superficial teve um total de 340,64 mm, o fluxo lateral de 201,52 e a percolação para o aquífero profundo atingiu os 681,47 mm, distribuído entre o fluxo de retorno (524,16 mm), recarga para o aquífero profundo (4,02 mm) e retorno para a zona radicular (144,14 mm).

De acordo com as estimativas realizadas pelo modelo, quase 36 % da água precipitada na bacia retorna para a atmosfera por parte da evapotranspiração real (evaporação do solo e transpiração das plantas), 18% dessa água esco superficialmente e 47 % é infiltrada, absorvida e

redistribuída no solo, por meio do fluxo lateral ou escoamento sub-superficial (201,52 mm) e percolação (681,47 mm). Na percolação, 77 % da água é direcionada para o fluxo de retorno ou recarga do aquífero raso (524,16 mm), 21 % retorna a zona radicular (144,14 mm) e apenas 0,6 % direciona-se a recarga do aquífero profundo (4,02 mm).

Por meio dessa análise, percebeu-se que boa parte da água produzida na bacia do Rio Pirapama é infiltrada e absorvida pelo solo. Segundo os tipos de solo presentes na bacia e a classificação dos seus grupos hidrológicos, citados no item 4.4.1.3, as estimativas remontam à caracterização dos solos da região, em que alguns apresentam uma dinâmica de moderada a alta taxa de infiltração, indicadas, sobretudo, pelos solos que exercem maior influência na região, como os argissolos vermelho-amarelo (157,10%) e latossolo amarelo (118,52%).

Figura 34 - Esquema do balanço hídrico da bacia hidrográfica do Rio Pirapama no período de 2000 a 2010.



Fonte: Adaptado do SWAT Check/WHITE *et al.* (2012).

Andrade *et al.* (2016) analisaram, por meio do balanço hídrico em uma sub-bacia do Rio Mundaú, que a evapotranspiração real compõe cerca de 574,1 mm, o escoamento superficial 183,09 mm, a percolação 369,43 mm, o fluxo de retorno 326,65 mm, a ascensão capilar 26,13 mm e a recarga para o aquífero profundo 18,47 mm. Segundo os autores, 50% da precipitação média da sub-bacia retorna para a atmosfera por evaporação do solo e transpiração da superfície vegetal.

Os resultados do balanço hídrico obtidos por Medeiros et al. (2018) na bacia hidrográfica do açude Epitácio Pessoa, no semiárido da Paraíba, mostraram que a região apresenta uma alta taxa de evapotranspiração, onde 68% do que é precipitado (521,35 mm) é evapotranspirado (353,30 mm), devido às características climáticas da área (sertão da Paraíba), sendo o restante da precipitação convertido em vazão (7%), com 5% oriundo do escoamento superficial (27,34 mm) e 2% do fluxo de base (11,17 mm).

Miranda et al. (2017) constataram, em um estudo realizado na bacia do Rio Pontal, em Pernambuco, que nas áreas onde a vegetação do tipo caatinga é mais densa, a evapotranspiração atingiu valores maiores, com escoamento superficial maior nas áreas onde há menor densidade da caatinga. De acordo com os autores, normalmente, esse padrão seria inversamente proporcional à percolação devido à pobre infiltração de água no solo em áreas de vegetação esparsa, mas devido à forte influência da ET nas áreas de vegetação mais densa, a maior parte do volume de água é direcionado para atender as demandas de transpiração.

Tabela 23 - Valores mensais de algumas variáveis do balanço hídrico simulados para a bacia do Rio Pirapama.

Mês	Chuva (mm)	Escoamento superficial (mm)	Escoamento Sub-superficial (mm)	Produção de água (mm)	ET Real (mm)	ETP (mm)
1	122,60	17,70	12,73	42,79	36,15	161,68
2	104,38	20,14	10,97	47,26	34,52	147,92
3	159,08	30,10	15,56	69,26	59,34	157,65
4	197,94	29,37	17,46	75,02	87,91	125,52
5	214,63	29,61	21,90	90,97	81,30	105,09
6	401,76	104,13	46,82	218,44	55,15	75,83
7	246,75	41,28	33,09	172,95	41,47	77,07
8	199,59	39,04	22,97	158,56	56,67	90,09
9	110,73	21,42	10,04	102,96	69,94	116,32
10	37,32	0,72	2,47	46,87	65,99	146,49
11	33,06	0,49	2,08	22,89	48,08	163,79
12	64,36	6,64	5,43	22,36	34,18	169,95
<b>Total</b>	<b>1892,2</b>	<b>340,64</b>	<b>201,52</b>	<b>1070,33</b>	<b>670,7</b>	<b>1537,4</b>

Fonte: A Autora (2019).

No que diz respeito aos valores mensais, as estimativas mostraram que os meses de março a agosto apresentaram maiores índices de precipitação na região e, conseqüentemente, maior produção de água na bacia, com escoamento superficial e sub-superficial elevado em relação aos outros meses (Tabela 23). Os valores de evapotranspiração real e potencial mostraram, no geral, que nos meses mais chuvosos os valores evapotranspirados não chegam a 50% do total

precipitado, enquanto que nos meses menos chuvosos, como em outubro e novembro, ocorre o contrário, a evapotranspiração é maior do que o total precipitado para o mês do período.

## 5.8. PROCESSOS EROSIVOS NA BACIA DO RIO PIRAPAMA

Nos itens a seguir serão apresentados os resultados relacionados às estimativas da produção de sedimentos na bacia do Rio Pirapama por sub-bacias e a estimativa do aporte de sedimentos para o reservatório Pirapama para o período de 2000 a 2010.

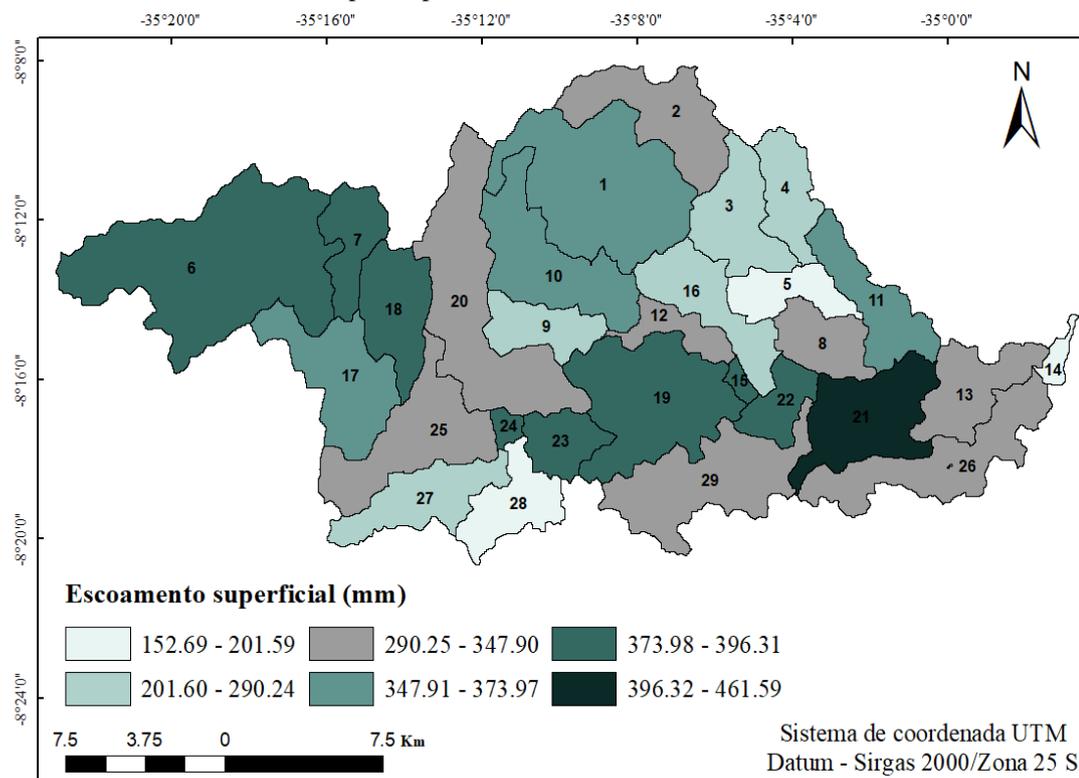
### 5.8.1. Estimativa da produção de sedimentos nas sub-bacias da bacia do Rio Pirapama

Após verificar que o modelo obteve bons resultados na calibração e na validação da vazão para a área de estudo, aplicou-se a estimativa da produção de sedimentos por sub-bacias para o período de 2000 a 2010. A partir da integração SWAT/SIG, analisou-se espacialmente a distribuição da produção de sedimentos, do escoamento superficial e da precipitação interpolada nas sub-bacias.

A Figura 36 mostra a distribuição espacial da produção média de sedimentos na Bacia do Rio Pirapama para o período de 2000 a 2010. A estimativa mostrou que a produção de sedimentos das sub-bacias variou de 0 a 119,07 ton/ha/ano. Nas sub-bacias 11, 17, 19 e 22, onde estão localizados os postos fluviométricos, a produção de sedimentos variou de 0,0 a 4,26 ton/ha/ano, tendo a sub-bacia 17 apresentado a maior estimativa de produção de sedimentos entre essas sub-bacias, com valor de 3,60 ton/ha/ano.

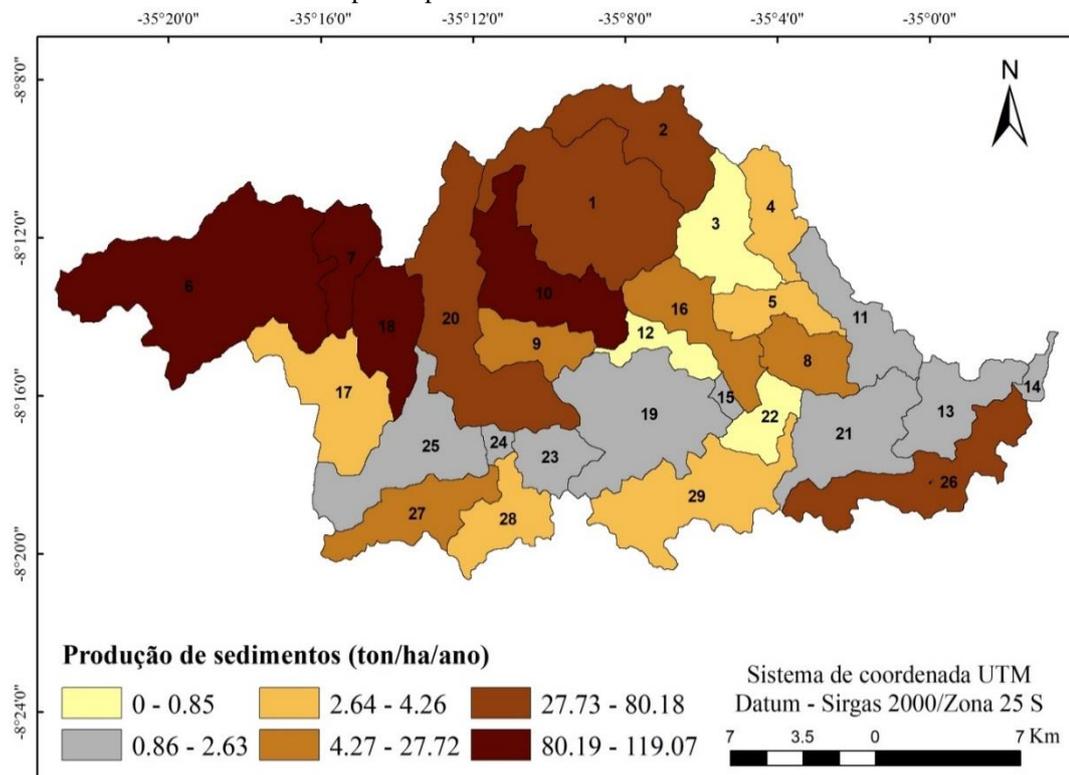
Em uma análise geral, os maiores valores de produção de sedimentos estão concentrados na porção oeste e norte da bacia, representados pelas sub-bacias 1, 2, 6, 7, 10, 18 e 20, e na sub-bacia 26, localizada na porção sudeste. Algumas das sub-bacias que apresentaram uma produção de sedimentos maior (6, 7, 18 e 10), além de receberem uma maior quantidade de escoamento superficial, apresentam uma cobertura de solo predominante de cana-de-açúcar, vegetação rasteira e solo exposto, coberturas que intensificam o processo de erosão. Nessas áreas a precipitação variou de 820 a 1700 mm, diferentemente da porção leste da bacia, onde há um nível mais elevado de chuva, em decorrência da proximidade com o litoral (Figura 37).

Figura 35 - Distribuição espacial da média acumulada do escoamento superficial na Bacia do Rio Pirapama para o período de 2000 a 2010.



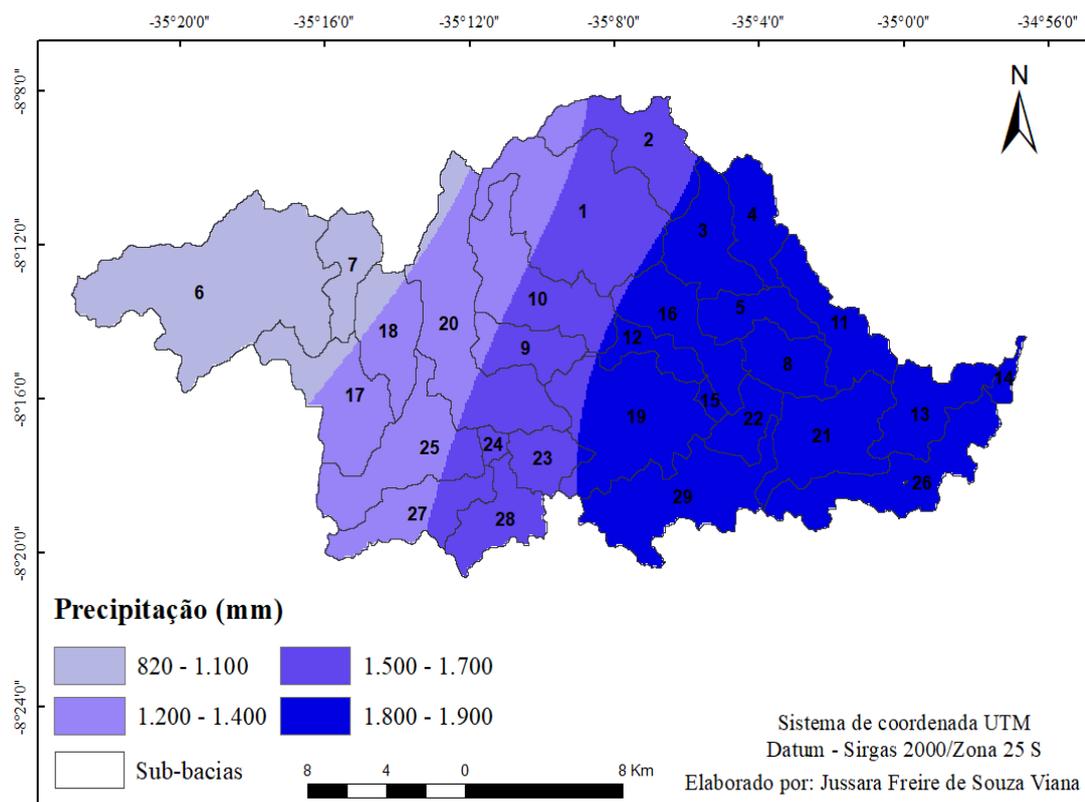
Fonte: A Autora (2019).

Figura 36 - Distribuição espacial da produção de sedimentos média na bacia do Rio Pirapama para o período de 2000 a 2010.



Fonte: A Autora (2019).

Figura 37 - Distribuição espacial da precipitação média na bacia do Rio Pirapama para o período de 2000 a 2010.



Fonte: A Autora (2019).

Apesar dessas porções (norte e oeste) terem apresentado menor concentração de chuvas em relação a outras áreas da bacia, são regiões mais propensas à erosão, tanto por causa da cobertura do solo quanto por serem áreas constituídas por relevo acidentado, com predominância de solos argissolos, que tendem a ser mais susceptíveis aos processos erosivos. Análise semelhante ao observado nesse estudo também foi constatado por Makinde e Oyebanji (2018), Silva et al. (2016b) e Silva et al. (2017).

O estudo realizado por Silva e Santos (2008), na bacia do Rio Pirapama (1990 a 2001), constatou que os processos erosivos na bacia não são influenciados totalmente pelas chuvas na região, mas, também pela declividade, rugosidade, tipos e usos do solo, e que, as áreas com maior declividade contribuem mais significativamente para o processo de erosão, quando comparado com áreas mais planas. Os autores ainda identificaram que as áreas à montante do reservatório Pirapama (oeste da bacia) são locais potenciais que acarretam o assoreamento da barragem.

De acordo com Uzeika et al. (2012), nas porções altas de uma bacia hidrográfica há maior erosão e transporte de sedimentos, devido, principalmente, à acentuada declividade dessas áreas que geram maior velocidade do escoamento. A erosão diminui à medida que as declividades decrescem e as chuvas se tornam menos intensas, fora das regiões montanhosas. Esse fato foi

constatado por Aga et al. (2018) em uma bacia hidrográfica da Etiópia, que enfatizaram que a variação da produção de sedimentos na região foi mais sensível à inclinação do terreno, do que propriamente as características do tipo e uso da terra.

A sub-bacia 26 também apresentou maior concentração de sedimentos, com variação entre 27,73 e 80,18 ton/ha/ano, no entanto localiza-se na porção leste da bacia, cuja área é mais aplainada. Nessa região há níveis elevados de chuva (Figura 37) e uso da terra diversificado, caracterizado por áreas agrícolas, solo exposto, vegetação rasteira, vegetação densa e áreas urbanizadas, constituída por uma pequena porção da cidade de Cabo de Santo Agostinho. O escoamento superficial nessa sub-bacia variou entre 290,25 a 347,90 mm (Figura 35). O quantitativo de chuva e do escoamento, somado às diferentes características dos tipos de solo (argissolos, gleissolo, nitossolo, solos de mangue e neossolo quartzarênico) e usos do solo, possivelmente, favoreceram uma produção maior de sedimentos nesta sub-bacia em relação às outras da mesma porção. Em contrapartida, outras sub-bacias da porção leste e sul produziram menor quantidade de sedimentos.

Já as sub-bacias 3, 12 e 22 tiveram a menor produção de sedimentos entre as sub-bacias, com variação entre 0 e 0,85 ton/ha. Nessas áreas, a lâmina escoada teve variação diferenciada, com valores de 201,60 a 290,24, 290,25 a 347,90 mm, e de 347,91 a 373,97 mm, respectivamente. A precipitação variou de 1800 a 1900 mm. Apesar dessas sub-bacias apresentarem características propensas a valores mais elevados de produção de sedimentos, por causa do índice elevado de escoamento, chuva e da cobertura do solo, são regiões que apresentam relevo suave ondulado e aplainado. Dessa forma, subentende-se que as características do relevo podem ter influenciado em uma produção menor de sedimentos nessas sub-bacias.

A menor produção de sedimentos obtida nessas sub-bacias se assemelha à encontrada por Silva et al. (2015a), na bacia hidrográfica do Submédio São Francisco (área de 110.446,00 km<sup>2</sup>). Neste estudo, os autores constataram que as áreas de baixa produção de sedimentos predominam na porção leste e sudeste da bacia (próximos ao exutório), onde o relevo é associado à várzea, plano, com característica suave ondulado, que não propicia grande escoamento superficial e carreamento do material erodido. Apesar dessa bacia não apresentar características físicas muito semelhantes à bacia do Rio Pirapama, por se encontrar no semiárido de Pernambuco, o relevo da porção leste e sudeste tem atributos que se aproximam da bacia estudada.

Em uma análise geral, no que concerne ao escoamento superficial, a sub-bacia 21 apresentou a maior taxa de escoamento para toda a bacia, com variação entre 396,32 e 461,59 mm, no entanto produziu menos sedimentos, com variação entre 0,86 e 2,63 ton/ha (Figura 35 e 36). Esse fato pode ser explicado pela forte impermeabilização do solo presente na área da sub-

bacia, devido às construções e pavimentações urbanas oriundas da sede da cidade do Cabo de Santo Agostinho, que ocupa 32,90% da sub-bacia.

A Tabela 24 mostra as médias anuais acumuladas de precipitação, escoamento superficial e produção de sedimentos para a Bacia do Rio Pirapama, no período de 2000 a 2010. Observa-se que a maior produção de sedimentos gerada na bacia está relacionada aos anos com precipitação anual próxima ou acima da média histórica do período, nos anos de 2003, 2009 e, sobretudo, no ano 2000. Nos anos em que a precipitação média anual foi baixa em relação aos outros anos, como em 2001, 2006 e 2008, a produção média anual de sedimentos também foi inferior aos demais anos.

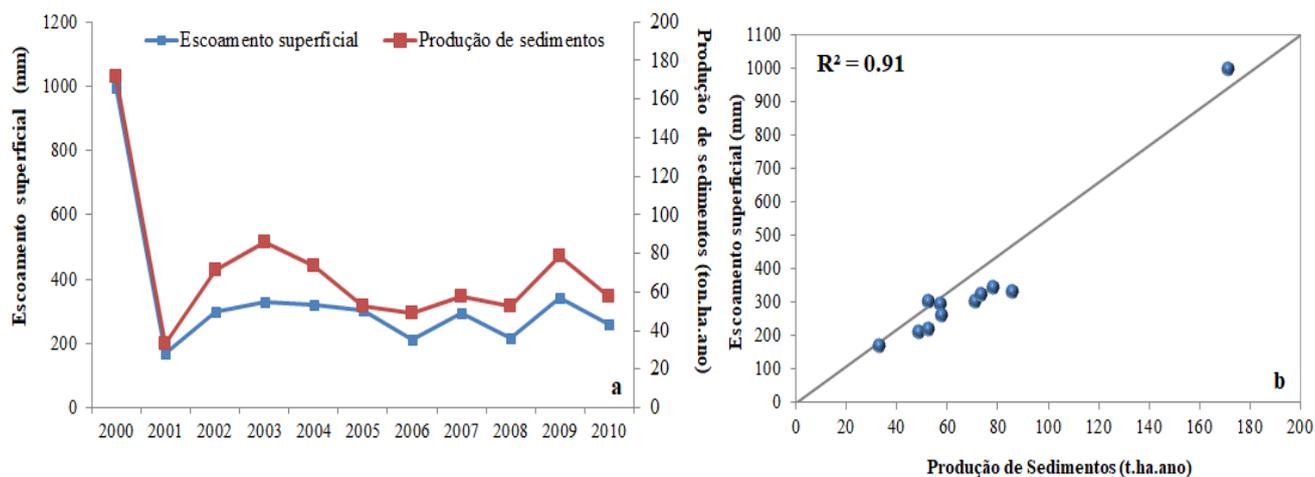
O estudo realizado por Silva e Santos (2008) utilizando o modelo hidrológico Kineros para modelar a bacia do Rio Pirapama, de 1990 a 2001, mostrou que grande parte da bacia é susceptível ao processo de erosão, e que o ano de 2000 apresentou maior produção de sedimentos para a área estudada, estando fortemente relacionada com a precipitação, cuja média para o ano foi de 3401 mm.

Na análise anual, percebe-se, por meio da Figura 38a-b, que a produção de sedimentos também está fortemente relacionada com o escoamento superficial, no qual o coeficiente de determinação aponta boa correlação entre essas duas variáveis, com  $R^2$  de 0.91. Esse resultado corrobora com os valores encontrados por Santos et al. (2014) na Bacia do Rio Tapacurá (0.98) e Silva e Santos (2008) na Bacia do Rio Pirapama (0.96).

Tabela 24 - Média acumulada do escoamento superficial, produção de sedimentos e precipitação para a Bacia do Rio Pirapama (2000 - 2010).

<b>Ano</b>	<b>Precipitação (mm)</b>	<b>Escoamento superficial (mm)</b>	<b>Produção de sedimentos (ton/ha/ano)</b>
2000	3408,80	996,82	171,55
2001	1463,30	168,93	33,08
2002	1793,90	300,15	71,41
2003	1854,90	330,57	86,03
2004	1754,40	322,20	73,40
2005	1851,50	301,81	52,92
2006	1652,80	211,20	49,09
2007	1901,50	294,01	57,52
2008	1569,40	218,25	52,85
2009	1967,80	343,08	78,47
2010	1595,50	260,02	57,87
<b>Média total</b>	<b>1892,16</b>	<b>340,64</b>	<b>71,29</b>

Figura 38 - Comparação entre as médias anuais do escoamento superficial e produção de sedimentos para a bacia do Rio Pirapama (a), e relação entre escoamento superficial e produção de sedimentos para o período de 2000 a 2010.



Fonte: A Autora (2019).

### 5.8.2 Classificação das perdas de solo para as sub-bacias da Bacia do Rio Pirapama

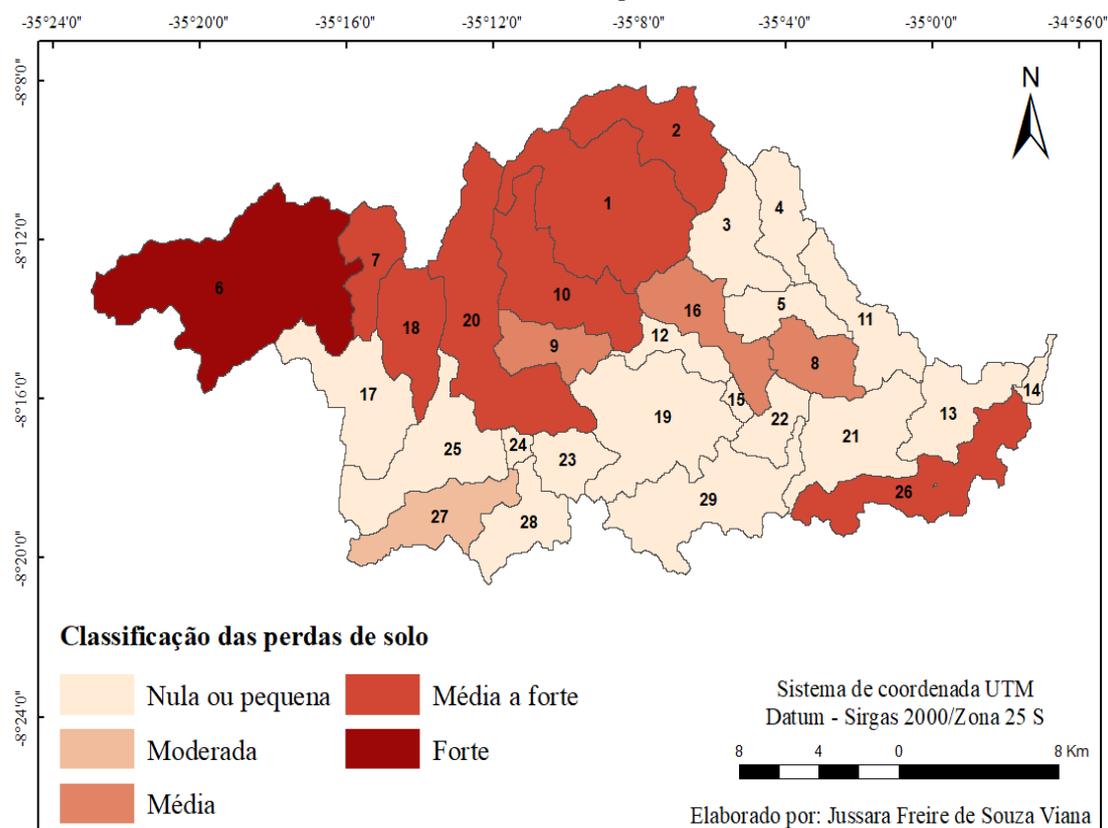
No que tange a análise da classificação das perdas de solo na bacia, essa foi realizado baseada na proposta de Carvalho (2008), que define seis classes para análise das perdas de solo para bacias hidrográficas. No entanto, os resultados obtidos para a bacia do Rio Pirapama só se enquadram em cinco dessas classes. De acordo com a classificação, dezessete sub-bacias tiveram perdas de solo consideradas nulas ou pequenas, uma moderada, três consideradas médias, sete classificadas de média a forte e apenas uma considerada forte (Figura 39 e 36). As sub-bacias que apresentaram alto nível de perdas de solo estão localizadas nas porções norte e oeste.

A sub-bacia 6, que apresentou alta produção de sedimentos, teve a maior perda de solo da bacia, com classificação considerada forte. Já as sub-bacias 1, 2, 7, 10, 18, 20 e 26, que também apresentaram produção de sedimentos elevada, foram classificadas de média a forte. Nas sub-bacias onde as perdas de solo foram nulas ou pequenas, a produção de sedimentos também foi menor. Com isso, verificou-se que mais de 50% da bacia apresenta perda de solo considerada nula ou pequena. No entanto, um considerável número de sub-bacias apresentam níveis elevados de perda de solo, que vão desde média à forte, localizadas, sobretudo, na região a montante da bacia.

Dessa forma, entende-se que as áreas com índices mais elevados de perdas de solo demandam mais atenção por parte dos gestores públicos, e que o estudo e a espacialização desses dados permitem identificar e monitorar regiões mais propensas à erosão, fornecendo subsídios para o gerenciamento ambiental da bacia e implementação de práticas conservacionistas que

possam reduzir as perdas de solo e água da região, sobretudo em áreas onde há extensiva presença da cana-de-açúcar e solo exposto. As práticas conservacionistas controlam a erosão em terrenos nos quais os fatores chuva, solo, topografia e uso da terra favoreçam a aceleração do processo.

Figura 39 - Classificação das perdas de solo baseada na proposta de Carvalho (2008) para cada sub-bacia da bacia do Rio Pirapama.



Fonte: A Autora (2019).

De acordo com Santos (2015), práticas conservacionistas como reflorestamento, plantio em contorno ou em nível, faixas de contorno, proteção do solo com cobertura morta e plantação de pastagens em áreas de baixa produtividade podem ser implantadas em bacias hidrográficas para reduzir o processo de erosão. Segundo Martins Filho (2009), práticas para manter os resíduos vegetais na superfície do solo podem interceptar as gotas de chuva e dissipar sua energia, evitando a desagregação das partículas, e a redução na capacidade de seu transporte no sedimento erodido.

Os estudos apresentados por Panagos et al. (2015), Farahani et al. (2016), Borges et al. (2014), Carvalho et al. (2009) e Bezerra e Cantalice (2006) mostram a eficiência da utilização de práticas conservacionistas para reduzir as perdas de solo em áreas agricultáveis.

Panagos et al. (2015) relataram que as práticas conservacionistas como a agricultura de contorno e terraplanagem podem reduzir a erosão do solo pela água, mas exigem investimentos financeiros consideráveis. O objetivo da agricultura de contorno é reduzir o escoamento e a erosão do solo em declives suaves. Esta prática também pode aumentar o rendimento das culturas através da retenção de umidade do solo em regiões áridas e semiáridas.

O estudo de Farahani et al. (2016) mostrou que o cultivo em contorno reduziu as perdas de solo e de água em 49,5 e 32%, respectivamente, em comparação com o cultivo perpendicular. Segundo os autores, a agricultura de contorno associada a outras práticas conservacionistas, como o plantio direto e/ou o cultivo mínimo, podem ser mais eficazes na redução das perdas de solo e água.

O estudo realizado por Carvalho et al. (2009) mostrou que o milho cultivado em nível foi capaz de reduzir o escoamento superficial e as perdas de solo em mais de 40 e 200%, respectivamente, quando comparado à prática de plantio morro abaixo. Borges et al. (2014) constataram que o cultivo do milho em nível, com barramento em pedras, associado à cobertura morta ou cordão vegetativo de palma forrageira, atuaram eficientemente na redução das perdas de água e solo, quando comparado ao solo descoberto.

Já Bezerra e Cantalice (2006) identificaram, em áreas com cultivo de cana-de-açúcar, que as perdas de água e solo são menores quando o cultivo da cana-de-açúcar é associado com a cobertura morta (resíduos da própria cana). Nessa prática, o mato carpido (capim seco, palha, material da própria cultura) e os restos de plantas são mantidos na superfície do solo, no intervalo entre as ruas plantadas. Isso auxilia na proteção do solo contra o impacto da chuva, na manutenção da umidade, no controle da temperatura do solo, na preservação de microorganismos benéficos para o solo e na infiltração da água, além de reduzir a velocidade das enxurradas, o que diminui as perdas por erosão (BRITO, 2013).

### **5.8.3 Estimativa do aporte de sedimentos para o reservatório Pirapama**

Com base na produção de sedimentos estimada pelo modelo SWAT nas sub-bacias da Bacia do Rio Pirapama, estimou-se a produção de sedimentos anual na área de contribuição do reservatório da Barragem Pirapama, assim como a fração de sedimentos transportada por trecho de rio. De acordo com a classificação do modelo, a região de contribuição do reservatório drena uma área de 341,94 km<sup>2</sup>, o que representa 56,99 % da área total da bacia, e está inserida em 17 das 29 sub-bacias definidas pelo modelo (Figura 40).

Conforme pode ser observado na Figura 40, o reservatório Pirapama ocupa parte da área de 5 sub-bacias (12, 15, 16, 19 e 22) e sua rede de contribuição está localizada nas porções da bacia que mais produziram sedimentos, com perdas de solo que vão de média a forte e forte, segundo a classificação proposta por Carvalho (2008).

A Tabela 25 apresenta as médias de precipitação, vazão e produção de sedimentos da área de contribuição do reservatório Pirapama, no período entre 2000 e 2010. De acordo com os dados apresentados na referida tabela, a produção de sedimentos anual para a área está diretamente relacionada com a precipitação, assim como com a vazão. A produção de sedimentos apresentou maiores valores nos anos 2000, 2002, 2003, 2004 e 2009, com estimativas de 12,85, 6,03, 8,20, 6,34 e 7,07 ton/ha/ano, respectivamente. Esses anos também apresentaram índices elevados de precipitação e vazão. Já o ano de 2001 teve a menor produção de sedimentos (1,88 ton/ha/ano), com menor precipitação e vazão para o período analisado.

Tabela 25 - Médias de precipitação, vazão e produção de sedimentos da área de contribuição do reservatório Pirapama, para o período de 2000 a 2010.

<b>Ano</b>	<b>Precipitação (mm)</b>	<b>Vazão (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>Produção de sedimentos (ton/ha/ano)</b>
2000	3408,80	8,76	12,85
2001	1463,30	2,74	1,88
2002	1793,90	3,75	6,03
2003	1854,90	3,94	8,20
2004	1754,40	4,08	6,34
2005	1851,50	4,08	3,12
2006	1652,80	3,10	3,15
2007	1901,50	4,43	3,98
2008	1569,40	3,37	3,90
2009	1967,80	4,48	7,07
2010	1595,50	3,02	4,32
<b>Média</b>	<b>1892,16</b>	<b>4,16</b>	<b>5,53</b>

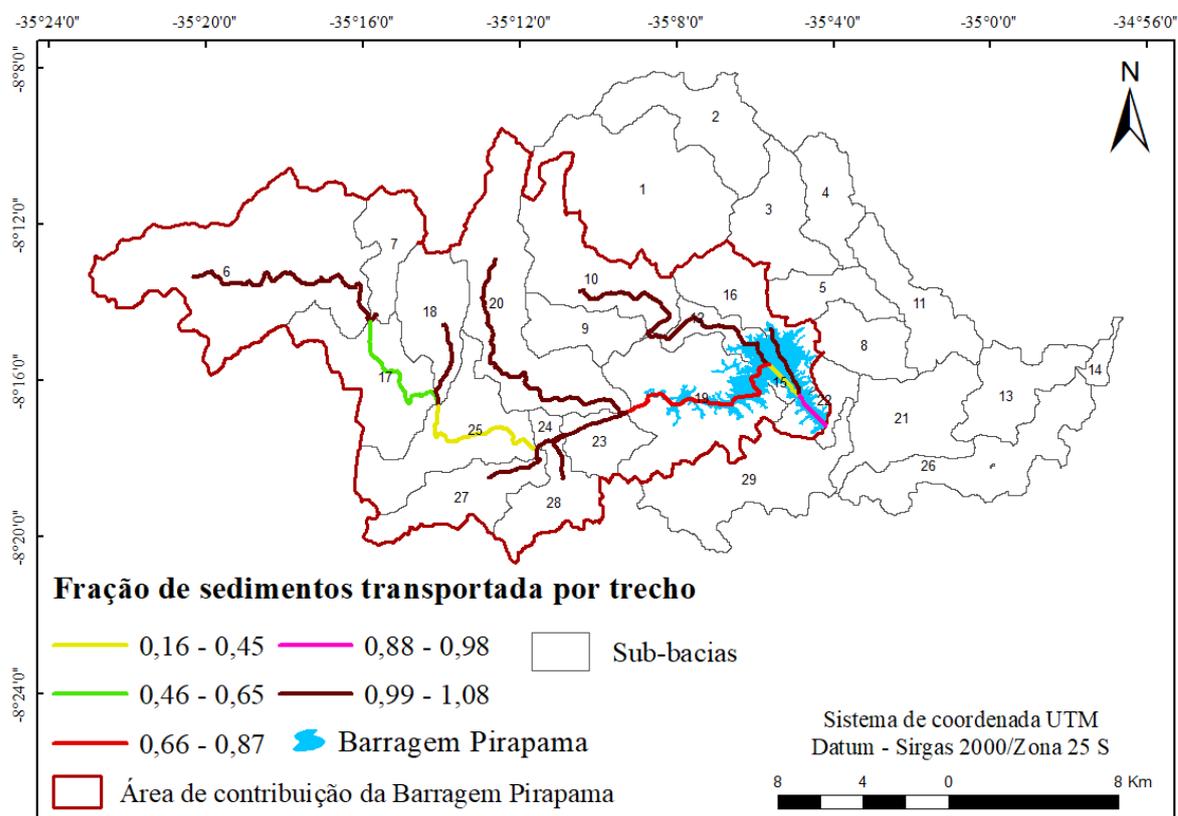
Fonte: A Autora (2019).

De acordo com as estimativas anuais realizadas, em média 5,53 ton/ha de sedimentos são produzidos anualmente nessa área, o que corresponde a um pouco mais de 9% das perdas de solo incidente sobre o período.

Ao realizar a estimativa da fração de sedimentos produzida por cada trecho de rio na área de contribuição do reservatório Pirapama (Figura 40), foi possível fazer a relação do que foi depositado e transportado entre as sub-bacias dessa área, sobretudo, em algumas das que representam a área onde o reservatório Pirapama está inserido (15, 19 e 22). Por meio dessa

relação, estimou-se que cerca de 3,12 ton de sedimentos foi depositado no reservatório Pirapama, no período analisado.

Figura 40 - Área de contribuição da Barragem Pirapama e fração de sedimentos transportada (toneladas) por cada trecho de rio.



Fonte: A Autora (2019).

Na Figura 40 ainda é possível observar que nos trechos de rios pertencentes às sub-bacias que não recebem contribuição de nenhuma outra sub-bacia (6, 7, 9, 10, 16, 18, 20, 27, 28), ocorre pouca ou nenhuma deposição, com variação de 0,99 a 1,08 ton. Por outro lado, a medida que essas áreas apresentam variação altimétrica, a região posicionada após as sub-bacias mais elevadas é entrecortada por trecho de rio onde ocorre a deposição de sedimentos. De acordo com Santos et al. (2013), pode-se afirmar que a deposição de sedimentos é promovida, sobretudo, pela redução brusca das declividades, visto que essa configuração é capaz de causar diminuição da competência ou capacidade fluvial.

O trecho de rio que atravessa as sub-bacias 6 (1 ton) e 7 (1 ton), por exemplo, transporta todo sedimento presente no seus segmentos para o trecho de rio seguinte, pertencente à sub-bacia 17, cuja declividade é menor. A sub-bacia 17 recebe os sedimentos transportados dessas duas sub-bacias (6 e 7), equivalente a 2 ton, e transporta apenas 31% do que recebe, ou seja, 0,62 ton,

retendo 1,38 ton em sua área. Segundo a estimativa, a deposição passa a ser registrada nos canais das sub-bacias que tem uma declividade menor e que se localizam na calha principal.

Os trechos de rios que apresentaram uma deposição maior foram os presentes nas sub-bacias 15, 17, 19 e 25, com valores de 1,70, 1,38, 1,21 e 1,17 ton, respectivamente. Já os canais presentes nas sub-bacias 12, 23 e 24 transportaram praticamente tudo o que receberam para os trechos seguintes. Para essas sub-bacias, a produção de sedimentos foi menor, fato justificado, sobretudo, pelo terreno com declividade menos acentuada.

No que diz respeito à espacialização média anual da produção de sedimentos gerada para a área de contribuição do reservatório Pirapama, os resultados mostraram que, no geral, as sub-bacias localizadas nas porções norte e oeste da área analisada foram as que mais contribuíram para o processo de erosão se comparadas com algumas sub-bacias da porção sul e leste (Figura 41). Ainda de acordo com essa análise, nessas regiões, a produção de sedimentos foi mais significativa entre os anos 2000, 2002, 2003, 2004 e 2009, com mais de uma sub-bacia variando entre 10 e 35 ton/ha/ano (Figura 41a-c-d-e-j), corroborando com os dados apresentados na Tabela 25, que também indica os referidos anos entre os mais chuvosos do período. Além da chuva, a alta produtividade de sedimentos nessas áreas também pode ser explicada pelo fato das maiores declividades se localizarem nessas porções (norte e oeste), como já discutido anteriormente. Na análise anual, as taxas mais elevadas da produção de sedimentos correspondem às perdas de solo que vai de moderada e média (CARVALHO, 2008).

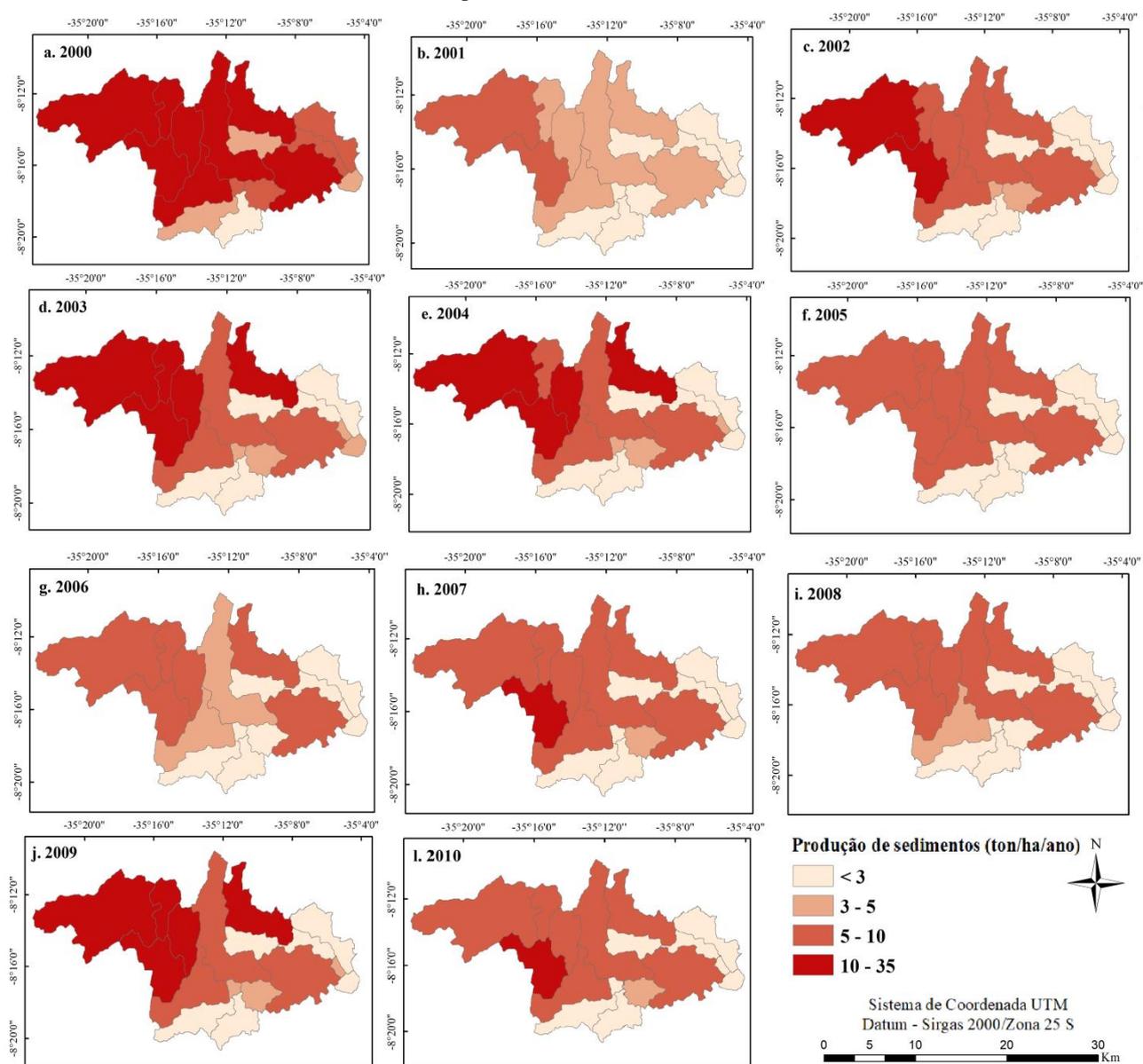
De acordo com os resultados apresentados e discutidos na Tabela 25, nos anos em que a precipitação foi abaixo da média de 1600 mm a produção de sedimentos foi relativamente mais baixa se comparada com os demais anos analisados, sobretudo nas porções leste e sul (Figura 41 Figura b e 41i). As sub-bacias das porções leste e sul produziram menor quantidade de sedimentos em praticamente todos os anos analisados, com variação abaixo de 5 ton/ha/ano. Segundo a classificação de Carvalho (2008), os resultados dessas sub-bacias apresentam uma perda de solo de nula a pequena. A produção de sedimentos foi menor nessa região, possivelmente em detrimento da menor elevação do relevo.

Dessa forma, identificou-se, por meio dos dados estimados e da espacialização, que as sub-bacias a montante do reservatório Pirapama são porções da bacia susceptíveis ao processo de erosão, inclusive a sub-bacia 19, onde encontra-se inserido boa parte do reservatório (Figura 40). Essas áreas apresentam características físicas e geomorfológicas propensas à erosão.

A produção de sedimentos nessas porções pode interferir no volume de água do reservatório Pirapama, quando do carreamento dos materiais erodidos para o fundo do lago. Entretanto, as estimativas realizadas pelo modelo para essa região só poderiam ser mais

confiáveis se comparadas com dados sedimentológicos observados. Mas em decorrência da falta de dados, as estimativas obtidas pelo modelo podem representar uma alternativa para monitorar mais de perto essas áreas.

Figura 41 - Espacialização da produção média estimada de sedimentos para a área de contribuição do reservatório Pirapama, entre 2000 e 2010.



Fonte: A Autora (2019).

A título de comparação, Santos et al. (2014) aplicaram o modelo SWAT para estimar e analisar a distribuição da produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá, Estado de Pernambuco, para o período de 1995 a 2008. O estudo mostrou que a produção de sedimentos média da bacia variou de 0,10 a 22,99 ton/ha/ano, com média anual de 7,67 ton/ha/ano. Os autores ainda apontaram, por meio da espacialização dos dados, que os maiores valores de

produção de sedimentos nas sub-bacias estão mais concentrados em áreas com forte escoamento superficial, maior quantitativo de chuva e em regiões onde há predominância de áreas agricultáveis. Já as menores taxas de produção de sedimentos foram obtidas em áreas com forte impermeabilização do solo pelas construções urbanas.

Os resultados da produção de sedimentos apresentados por esta pesquisa, tanto para a Bacia do Rio Pirapama quanto para a área de contribuição do reservatório de mesmo nome, também tiveram algumas semelhanças com as pesquisas realizadas por Bonumá et al. (2012), Santos et al. (2013), Fernandes (2015) e Anache et al. (2014), sobretudo no que diz respeito às características físicas das bacias atreladas a produção de sedimentos.

Bonumá et al. (2012) obtiveram, na Bacia do Arroio Lino, no Estado do Rio Grande do Sul, utilizando também o modelo SWAT, estimativa média da produção de sedimentos de 44,3 ton/ha, com média de 1,2 ton/ha (que atingiu o exutório), em usos do solo compostos por água, área urbana, cultivos, mata e pastagem.

Já o estudo de Santos et al. (2013), na bacia hidrográfica do Rio Potengi (BHRP), Rio Grande do Norte, mostrou que nas porções da cabeceira oeste da bacia e do baixo rio Potengi, a produção de sedimentos apresentou taxas mais elevadas, quando comparado com o restante da bacia, com valores de 2,8 e 5,1 ton/ha/ano, respectivamente. Ainda segundo os autores, a região central foi considerada a menos suscetível à erosão, produzindo valores abaixo de 0,7 ton/ha/ano. Verificou-se ainda que nas sub-bacias mais a oeste da bacia, a produção de sedimentos é impulsionada, naturalmente, pelas grandes declividades aliadas aos solos frágeis. Já para a região leste da bacia, os resultados sugerem que a maior parte dos sedimentos produzidos é consequência das atividades antrópicas. Para a porção central, a análise da propagação de sedimentos aponta para um predomínio da deposição em detrimento do transporte, a partir do que se conclui que muito dificilmente um evento de chuva que ocorra no alto rio Potengi contribuirá significativamente com aporte de sedimento para o estuário do rio.

No estudo de Fernandes (2015), diversas subáreas foram modeladas pelo SWAT na Bacia do Rio São Francisco, onde o autor considerou como exutório e ponto de verificação da produção de sedimentos, as barragens presentes ao longo da bacia. Conforme feita a aplicação dos exutórios, os resultados indicaram estimativas das produções médias de sedimentos de 92, 95, 29, 5 e 3 ton/ha/ano para as áreas de drenagem dos reservatórios de Três Marias (50,475 km<sup>2</sup>), Sobradinho (461,984 km<sup>2</sup>), Itaparica (77,445 km<sup>2</sup>), Paulo Afonso (10,691 km<sup>2</sup>) e Xingó (3,970 km<sup>2</sup>), respectivamente. Já a produção de sedimentos que chega à Foz do Rio São Francisco é de 12,85 to/ha/ano. Ainda segundo o autor, as diferenças de uso e ocupação do solo, topografia e

pluviometria, são os principais fatores que influenciaram os diferentes níveis de produção de sedimentos ao longo da Bacia do Rio São Francisco.

Anache et al. (2014) utilizaram o modelo preditivo de erosão do solo para estimar a produção de sedimentos e calcular as perdas de solos na sub-bacia hidrográfica do Córrego Guariroba, em Campo Grande – MS. As estimativas indicaram que a perda de solo média para a área de estudo foi de 67,12 ton/ha para o período modelado (07/2011 – 12/2013), e que as áreas com maior declividade e vegetação menos robusta apresentaram maior erosão do solo (acima de 50 ton/ha/ano), totalizando 43% da área da bacia hidrográfica. Com esse resultado, os autores evidenciaram que a área necessita de adoção de práticas conservacionistas.

Os estudos mostraram que além da precipitação e do escoamento superficial, as características físicas também são fatores que influenciam de forma direta nos níveis de produção de sedimentos ao longo de uma bacia hidrográfica.

## 5.9 ANÁLISE DAS MUDANÇAS DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA DA BACIA DO RIO PIRAPAMA

A análise do uso e ocupação do solo na Bacia do Rio Pirapama foi realizada com o objetivo de compreender a variabilidade espacial dos usos da região e verificar se houve mudanças significativas na paisagem, em um período de dezessete anos.

A Figura 42 mostra a distribuição espacial dos usos do solo da Bacia do Rio Pirapama, para o período de 2000 a 2016 e a Tabela 26 apresenta a área ocupada por cada um desses usos. Nas figuras, é possível perceber o predomínio da cana-de-açúcar na região, onde observa-se um crescimento anual desse uso sobre as áreas classificadas como vegetação densa e rasteira. Entre os anos de 2002 e 2006 é possível identificar, principalmente, um considerável avanço da cana-de-açúcar sobre as áreas classificadas como vegetação densa. Entre 2008 e 2012, há pequenas variações entre esses dois usos e vegetação rasteira, com aumento e diminuição entre eles. A partir de 2014 há um avanço considerável da cana-de-açúcar sobre as áreas de vegetação densa e rasteira, com ocupação que chega a 332,75 km<sup>2</sup> (Tabela 26).

No que se refere às áreas classificadas como vegetação rasteira, percebe-se que esse uso varia no decorrer dos anos, com diminuição e aumento da área ocupada. No entanto, no período entre 2010 e 2013, observa-se um aumento substancial dessa classe sobre a região da bacia, com índice de área ocupada de até 81,83 km<sup>2</sup> em 2012 (Tabela 26). De acordo com as imagens da Figura 42 e com dados da Tabela 26, a vegetação rasteira cresceu, no geral, sobre áreas de

vegetação densa e cana-de-açúcar, pois à medida que esse uso da terra se expandia as áreas ocupadas pelos outros dois usos diminuía.

Tabela 26. Área ocupada pelos usos do solo da bacia do Rio Pirapama adaptada da classificação do MapBiomias.

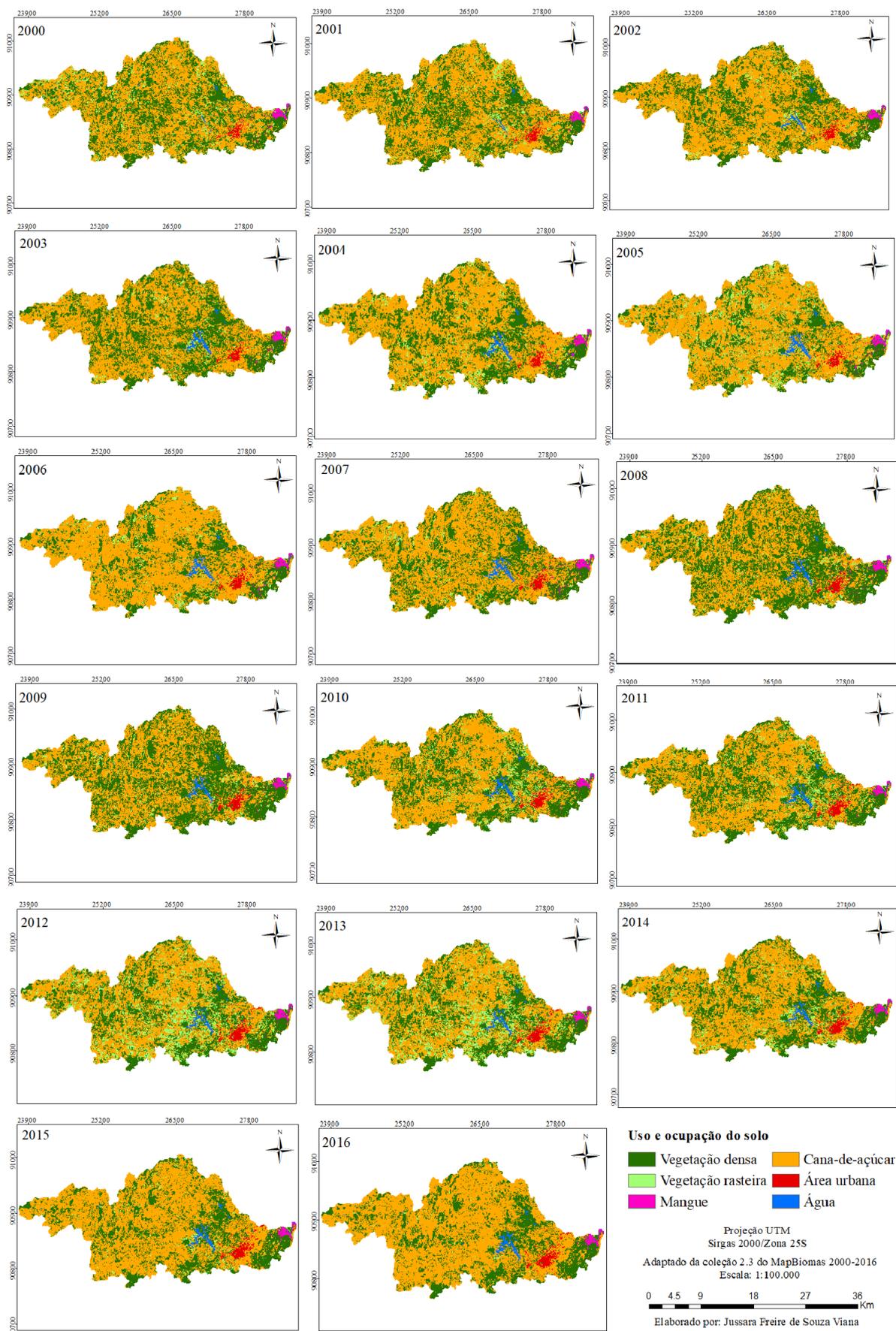
Ano	Área ocupada por cada classe de uso do solo do MapBiomias na Bacia do Rio Pirapama (km <sup>2</sup> / %)											
	Vegetação densa		Mangue		Vegetação rasteira		Cana-de-açúcar		Área urbana		Água	
	(km <sup>2</sup> )	%	(km <sup>2</sup> )	%	(km <sup>2</sup> )	%	(km <sup>2</sup> )	%	(km <sup>2</sup> )	%	(km <sup>2</sup> )	%
2000	212,11	36,58	3,59	0,62	34,50	5,95	323,62	55,81	4,58	0,79	1,39	0,24
2001	209,91	36,20	3,20	0,55	28,79	4,97	331,13	57,11	4,95	0,85	1,85	0,32
2002	190,57	32,87	3,17	0,55	21,88	3,77	355,57	61,32	5,04	0,87	3,57	0,62
2003	221,84	38,26	3,21	0,55	17,40	3,00	326,65	56,34	5,13	0,88	5,57	0,96
2004	184,75	31,86	3,44	0,59	32,56	5,62	347,68	59,96	5,28	0,91	6,08	1,05
2005	145,63	25,12	3,74	0,65	50,74	8,75	367,10	63,31	5,70	0,98	6,88	1,19
2006	145,89	25,16	4,23	0,73	22,71	3,92	394,86	68,10	6,11	1,05	6,02	1,04
2007	191,87	33,09	4,32	0,75	19,22	3,31	351,58	60,64	6,15	1,06	6,68	1,15
2008	256,71	44,27	3,78	0,65	23,34	4,03	283,56	48,90	6,33	1,09	6,07	1,05
2009	257,14	44,35	3,28	0,57	25,25	4,35	283,61	48,91	6,45	1,11	6,08	1,05
2010	204,47	35,26	3,15	0,54	38,70	6,67	320,34	55,25	7,23	1,25	5,92	1,02
2011	213,18	36,77	3,13	0,54	40,92	7,06	308,86	53,27	7,62	1,31	6,11	1,05
2012	187,48	32,33	2,97	0,51	81,83	14,11	294,53	50,80	7,85	1,35	5,16	0,89
2013	187,62	32,36	2,81	0,48	81,67	14,09	294,57	50,80	7,99	1,38	5,16	0,89
2014	191,99	33,11	2,75	0,47	38,55	6,65	332,75	57,39	8,14	1,40	5,62	0,97
2015	174,45	30,09	2,71	0,47	13,70	2,36	374,67	64,62	8,42	1,45	5,85	1,01
2016	160,59	27,70	2,69	0,46	4,84	0,83	396,93	68,46	8,45	1,46	6,30	1,09
<b>Total</b>	<b>3336,20</b>	<b>33,85</b>	<b>73,58</b>	<b>0,57</b>	<b>4,47</b>	<b>5,85</b>	<b>5921,31</b>	<b>57,71</b>	<b>118,88</b>	<b>1,13</b>	<b>91,71</b>	<b>0,92</b>

Fonte: A Autora (2019).

A classe relativa à área urbana se expandiu ao longo dos anos analisados, ocupando áreas classificadas como cana-de-açúcar e vegetação rasteira, e em menor proporção áreas de vegetação densa. Na comparação entre os anos 2000 e 2016, é possível verificar que houve uma expansão urbana de quase 50% entre um ano e outro, cuja área ocupada no ano 2000 era de 4,58 km<sup>2</sup> e em 2016 de 8,45 km<sup>2</sup> (Tabela 26). No entanto, é importante ressaltar que o crescimento urbano ao longo dos dezessete anos ocorreu de forma gradativa, sem crescimento brusco. Essa região é representada pela cidade do Cabo de Santo Agostinho.

A classe referente à água também apresentou crescimento gradativo de 2000 a 2005, com pequenas variações entre 2006 e 2016. O período entre 2000 e 2005 corresponde ao tempo em que as obras da barragem do Pirapama foram concluídas, mais precisamente em 2001. A partir desse período, houve um maior acúmulo de água nessa região, o que explica a presença de uma mancha d'água na imagem (Figura 42). Na porção nordeste da bacia, onde também é possível visualizar um corpo d'água, encontra-se o reservatório Sicupema e Gurjaú, que não apresentou tanta variação no decorrer dos anos, quanto a área onde localiza-se o reservatório Pirapama. A água ocupava uma área de 1,39 km<sup>2</sup> no ano 2000, e em 2016 passou a ocupar 6,30 km<sup>2</sup> (Tabela 26).

Figura 42 - Uso e ocupação do solo da bacia do Rio Pirapama adaptada da classificação do MapBiomas.



Fonte: Adaptado da coleção 2.3 do MapBiomas (2016).

A classe referente a mangue não apresentou expansão significativa ao longo dos anos, no entanto, ocupa uma área considerável da porção leste da bacia, mais precisamente no seu exutório. A área ocupada por mangue variou no decorrer do período analisado, porém a partir de 2007, cuja ocupação era de 4,32 km<sup>2</sup>, diminuiu gradativamente, chegando a ocupar em 2016 uma área de 2,69 km<sup>2</sup> (Tabela 26). Segundo Gama (2001), já em 2001 a especulação imobiliária determinava a ocupação de mangues e o desmatamento de florestas para a expansão de áreas nobres na porção leste da bacia.

A classificação do uso e ocupação do solo da bacia do Rio Pirapama realizada pelo MapBiomas mostrou que a área da bacia possui usos múltiplos, porém com predomínio da cana-de-açúcar, que cresce sobre áreas de vegetação densa e rasteira. Nessa região, a agricultura está diretamente relacionada ao cultivo da cana-de-açúcar, que é produzida em todos os municípios da bacia, com grande representatividade em termos de área plantada (MORAES et al. 2006). O que pode ser confirmado por Silva e Galvêncio (2009), ao enfatizar que o cultivo da cana-de-açúcar é a atividade agrícola predominante, juntamente com o contínuo desmatamento de remanescentes florestais no entorno da bacia, que compromete o equilíbrio ambiental da região.

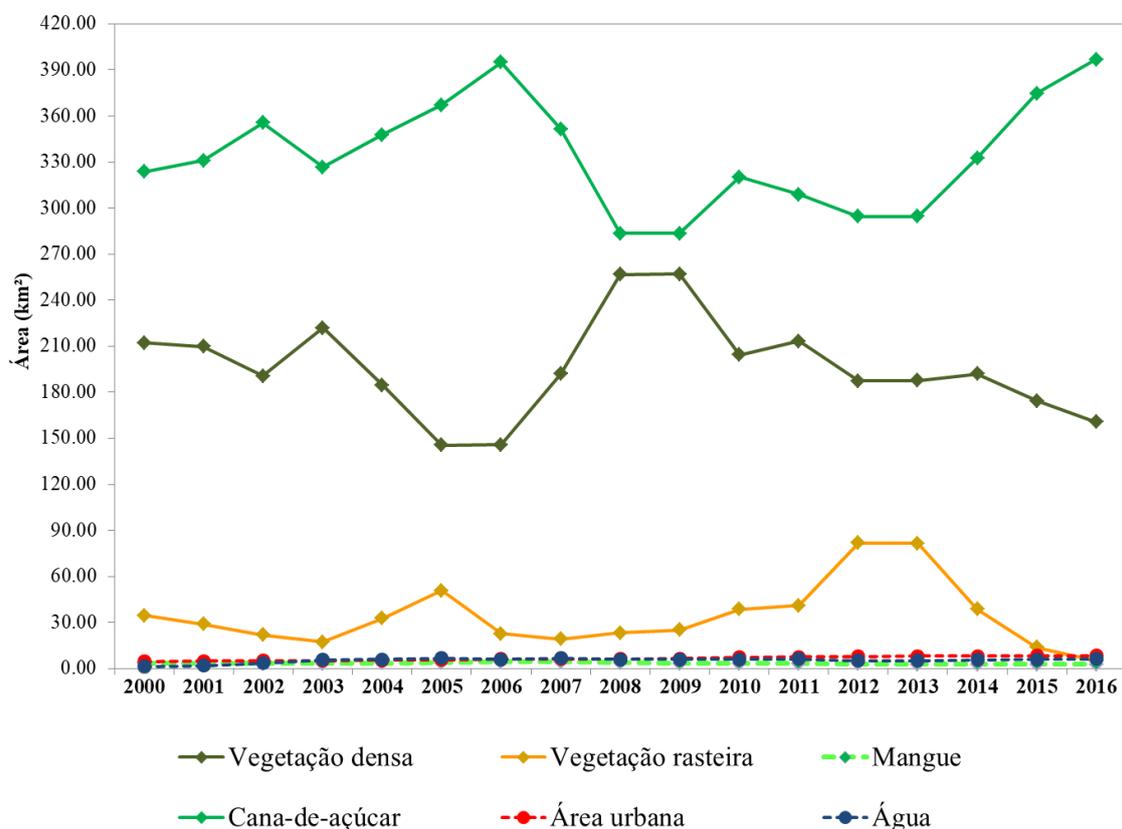
Além disso, os autores relataram que as atividades de policulturas, desenvolvidas pelos pequenos produtores rurais, que ocupam pequenas áreas da bacia, também constituem ameaça ao equilíbrio dos diferentes ecossistemas, pois comprometem as margens, os córregos e rios e remanescentes de floresta, apesar de ter menos representatividade de área ocupada em relação às atividades agro-industriais realizadas na bacia.

De acordo com Gama (2001), o principal problema da bacia do Rio Pirapama é a degradação ambiental generalizada, associada aos processos de ocupação do território para habitação e para o desenvolvimento de atividades agro-industriais. Além disso, a degradação dos seus ecossistemas naturais é agravada pelas precárias condições de vida da população, que resulta, em parte, em um processo de ocupação do território desordenado, acompanhado pelo contínuo desmatamento de áreas florestais. Ainda segundo o autor, a expansão da área de cultivo de cana-de-açúcar tem resultado em uma forte erosão dos solos, causando assoreamento dos rios e poluição das águas.

A Figura 43 apresenta o comportamento da cobertura e uso da terra da bacia do Rio Pirapama, em termos de área, ao longo dos anos analisados, e a Figura 44 mostra a representação da área ocupada em porcentagem de cada um desses usos. Analisando o comportamento dos usos do solo, mostrados na Figura 43, percebe-se uma relação mais direta entre as classes de cana-de-açúcar, vegetação rasteira e vegetação densa ao longo dos anos analisados, como já foi mencionado anteriormente, onde a medida que um aumenta o outro diminui, sobretudo a

vegetação densa e a cana-de-açúcar, onde é possível observar uma relação mais direta. De acordo com a Figura 44, a cana-de-açúcar ocupa 57,70 % da área da bacia, a vegetação densa 33,85 % e a vegetação rasteira 5,85 %, levando em consideração todo o período analisado.

Figura 43 - Variabilidade anual dos usos do solo da bacia do Rio Pirapama.



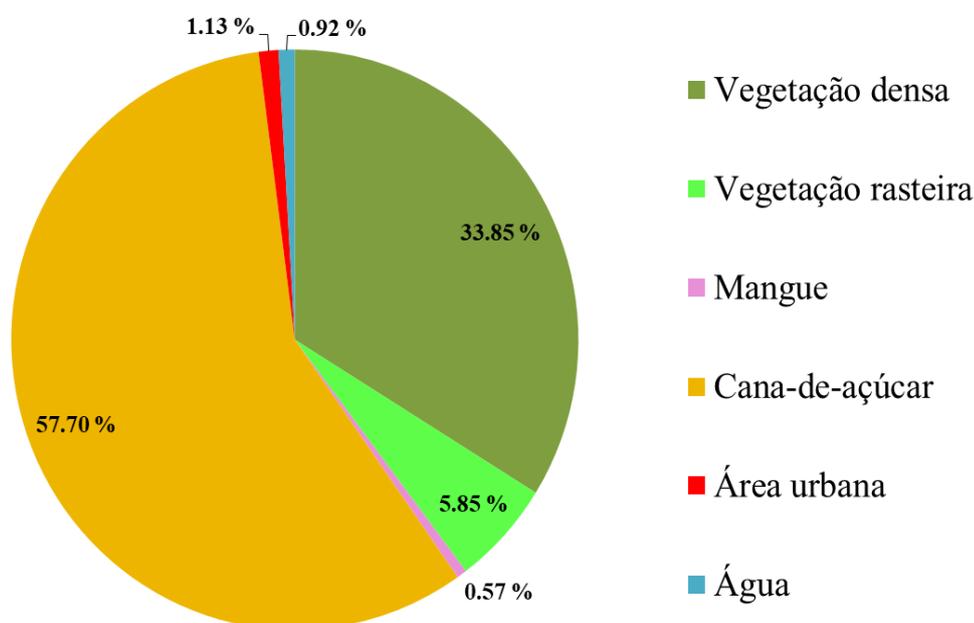
Fonte: A Autora (2019).

O comportamento das classes referentes à área urbana e água foi mais padronizado, com pequenas variações em alguns anos, cujo percentual de área ocupada representa 1,13 % e 0,92 %, respectivamente. A classe água teve variação maior entre os anos 2000 e 2002, onde houve um acréscimo da área ocupada por esse uso, cuja época coincide com a finalização das obras da barragem do Pirapama, onde iniciou-se o acúmulo de água nessa porção. Já a área ocupada por mangue, que representa 0,57 % da área da bacia, apresentou pouca variação ao longo dos anos, com pequeno decréscimo entre 2008 e 2016.

A partir dessa análise, percebeu-se a importância das informações sobre o uso e ocupação do solo em estudos ambientais, por permitir identificar fontes ou potenciais fontes de alterações no ambiente. Dessa forma, o conhecimento das causas de alterações possibilita avaliar e planejar ações que possam mitigar ou eliminar os seus efeitos. Atualmente, no Brasil, pode-se realizar esse

tipo de estudo utilizando os mapeamentos realizados pelos grupos de pesquisas que compõem o MapBiomias, como os utilizados por esta pesquisa.

Figura 44 - Área total em porcentagem (%) ocupada por cada uso da terra de 2000 a 2016.



Fonte: A Autora (2019).

## 6. ANÁLISE DAS SIMULAÇÕES DE CENÁRIOS REAIS (CRS) DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE OS PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS

Com o intuito de estimar possíveis alterações hidrossedimentológicas em função das mudanças de uso e cobertura do solo da bacia do Rio Pirapama, foram realizadas simulações anuais dos processos hidrossedimentológicos para um período de dezessete anos (2000 – 2016), tendo como base cenários reais de uso da terra, classificados pelo MapBiomias.

Os resultados aqui apresentados levaram em consideração valores das variáveis precipitação (PREC), escoamento superficial (SURF), percolação para o aquífero profundo (GW), evapotranspiração real (ET), produção de água (WYLD) e de sedimentos (SYLD). Os valores dessas variáveis correspondem às médias do período trabalhado a nível de bacia, devido à grande quantidade de dados resultante dessas simulações. A espacialização dos dados foi realizada apenas para as estimativas da produção de sedimentos a nível de sub-bacia.

A Tabela 27 indica os resultados das variáveis analisadas a cada mudança de uso da terra. Como a precipitação utilizada na modelagem foi a mesma para todas as simulações, não houve alteração dessa variável, uma vez que está sendo utilizada a média do período. A média da

evapotranspiração real para os diferentes usos apontou uma suave variação entre os CRs (Cenários Reais) de 2000 a 2016, com menor estimativa no CR2000 (679,10 mm) e maior no CR2008 e 2009 (690,30). Ao analisar a variação da evapotranspiração real com as mudanças do uso e ocupação do solo da bacia, para os dezessete cenários reais, ilustrado na Figura 45, percebe-se que não houve uma relação direta da ET com os usos do solo presentes na bacia, sobretudo com os usos classificados como vegetação densa, cana-de-açúcar e vegetação rasteira, tidos como os mais presentes em área ocupada na bacia. Isso deve ocorrer, possivelmente, pela relação mais direta entre a ET e as outras variáveis climáticas.

Em relação ao escoamento superficial (SURF), também percebe-se uma variação no decorrer das estimativas para os CRs de 2000 a 2016, no entanto os resultados mostram que a maior taxa de escoamento superficial foi gerada nos CRs de 2006 e 2016, cujos valores foram de 401,14 e 398,87 mm, respectivamente (Tabela 27). Nesses dois anos ocorreu aumento da cana-de-açúcar e diminuição da vegetação rasteira e densa em relação a pelo menos os quatro anos anteriores. O menor valor de escoamento superficial foi obtido no CR2003, com estimativa de 302,46 mm. Na análise entre os cenários de uso da terra e o escoamento superficial observa-se uma relação mais direta dessa variável com a variação da vegetação densa, onde é possível observar uma dinâmica similar entre essa relação, no qual à medida que a área ocupada por vegetação densa aumenta ou diminui, há diminuição e aumento do escoamento superficial, respectivamente, sobretudo entre os cenários de 2002 a 2006, e de 2012 a 2016, onde essa variação é mais perceptível. Já em relação à vegetação rasteira, percebe-se uma influência menor, porém não menos importante. De acordo com Perazzoli et al. (2013) o solo usado para pastagem sofre com a compactação decorrente do pisoteio de animais criando uma camada que pode reduzir a infiltração da água, e, conseqüentemente, aumentar o escoamento. Além disso, as taxas de escoamento superficial também sofrem aumento em relação ao crescimento da infraestrutura urbana, que apresentou crescimento ao longo de todo o período analisado (Figura 45).

No que se refere à percolação (GW), as estimativas variaram de 611,20 mm a 699,29 mm, nos quais os referidos valores correspondem à menor e à maior taxa percolada para o aquífero profundo, obtida pelos CRs de 2016 e 2013, respectivamente (Tabela 27). Na observação entre essa variável e os cenários reais de uso da terra da bacia, identificam-se pequenas variações ao longo dos cenários, corroborando mais diretamente com o aumento e diminuição da vegetação densa, assim como com as taxas de escoamento superficial (Figura 45).

A produção de água também apresentou pouca variação entre os CRs, exceto para o CR2011, cuja estimativa foi de 1012,92 mm. A partir do CR2003, a produção de água variou entre 1 e 3mm ao longo dos cenários, para mais ou para menos, com exceção do ano de 2011. A

maior produção de água foi estimada no CR2000 (1054,40 mm), 2001 (1052,99) e no 2002 (1050,10) (Tabela 27). Na análise da produção de água com os cenários reais de uso da terra não é perceptível à relação direta entre esses elementos (Figura 45). Dessa forma, percebeu-se que não é muito representativa a análise dessa variável com os usos do solo, uma vez que foi representada pelo escoamento e percolação.

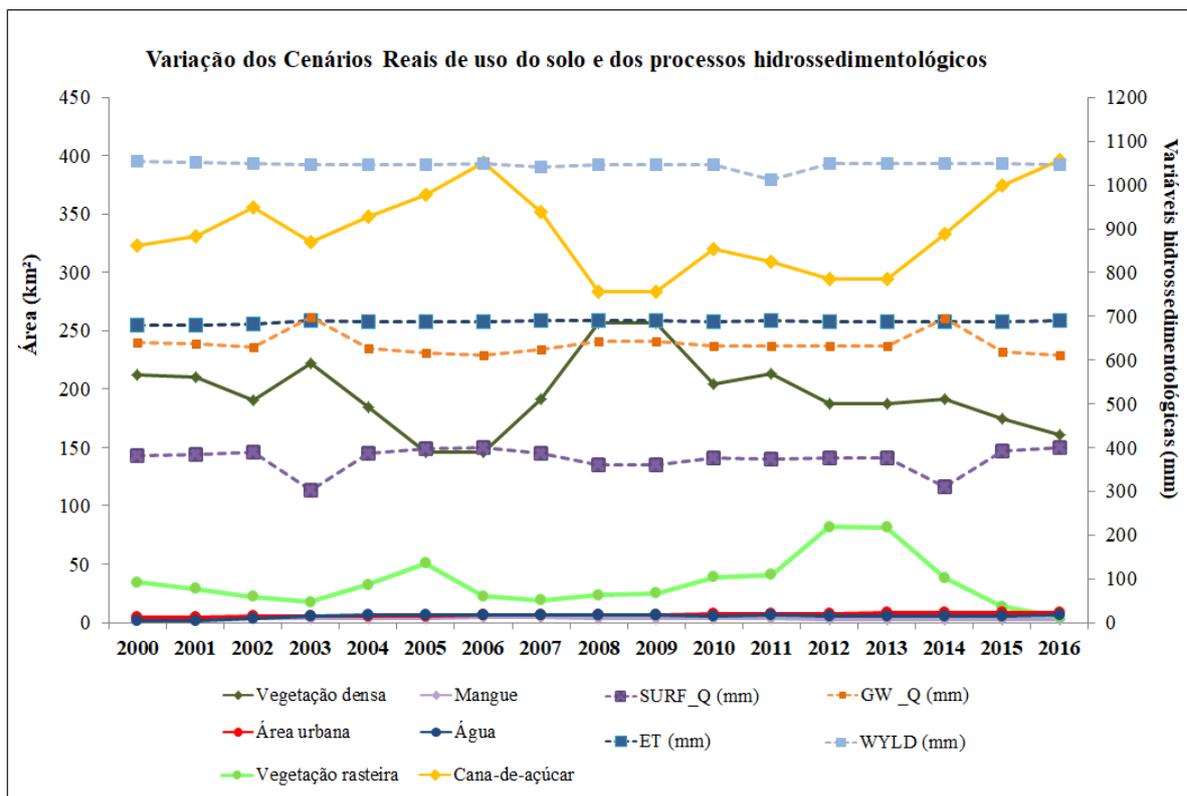
Tabela 27 - Estimativas anuais das variáveis hidrossedimentológicas para os diferentes usos do solo.

Cenários Reais	Variáveis Hidrossedimentológicas					
	PREC (mm)	ET (mm)	SURF_Q (mm)	GW_Q (mm)	WYLD (mm)	SYLD (t/ha)
CR 2000	1892,20	679,10	381,23	639,79	1054,40	12,00
CR 2001	1892,20	680,30	382,84	637,79	1052,99	9,00
CR 2002	1892,20	683,60	389,57	628,30	1050,10	7,35
CR 2003	1892,20	689,00	302,46	699,29	1047,76	5,07
CR 2004	1892,20	688,40	387,58	626,03	1046,07	9,63
CR 2005	1892,20	688,50	397,81	616,48	1046,13	16,67
CR 2006	1892,20	687,70	401,14	612,21	1048,57	9,32
CR 2007	1892,20	689,80	386,94	625,00	1041,76	8,90
CR 2008	1892,20	690,30	361,39	643,44	1046,06	7,97
CR 2009	1892,20	690,30	361,35	643,48	1046,07	7,98
CR 2010	1892,20	688,80	377,40	631,82	1047,36	10,10
CR 2011	1892,20	689,30	373,82	633,40	1012,92	10,78
CR 2012	1892,20	686,40	376,55	633,48	1049,27	20,44
CR 2013	1892,20	686,40	376,57	633,41	1049,28	20,42
CR 2014	1892,20	688,30	309,14	694,43	1048,72	14,02
CR 2015	1892,20	688,30	392,78	617,89	1048,21	8,20
CR 2016	1892,20	689,10	398,87	611,20	1047,55	4,83

Fonte: A Autora (2019).

No que diz respeito à produção de sedimentos (SYLD), observa-se, na Tabela 27, que entre o CR2000 e o CR2003 houve diminuição gradativa dos valores produzidos de sedimentos na bacia, no entanto entre o CR2004 e o CR2005 ocorreu um breve aumento dessa produção. Entre os CRs de 2006 e 2009 essa produção decresce novamente, com estimativas que vão de 9,32 a 7,98 ton/ha, respectivamente. Nos cenários seguintes, correspondentes aos CRs2010, 2011, 2012 e 2013, a produção de sedimentos apresentou taxas de 10,10, 10,78, 20,44 e 20,42, respectivamente, tendo o CR2012 apresentado a maior taxa do período analisado (Tabela 27). A partir do CR2014 até o 2016 ocorreu diminuição gradativa da produção de sedimentos.

Figura 45 - Comparação entre as variações dos cenários reais de uso da terra e dos processos hidrossedimentológicos da Bacia do Rio Pirapama em um período de dezessete anos.



Fonte: A Autora (2019).

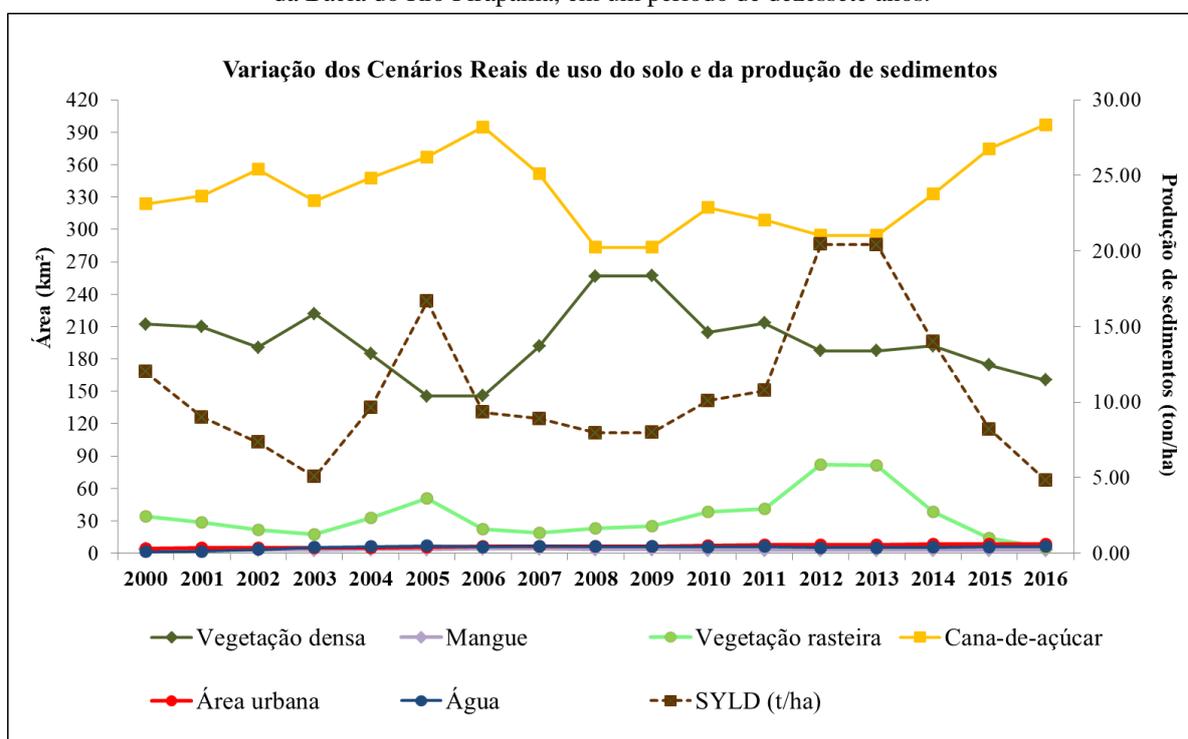
Na análise da variação da produção de sedimentos com a variação dos cenários reais de uso da terra, ilustrado na Figura 46, observa-se uma relação mais direta com a dinâmica dos usos relativos à vegetação rasteira, associado à pastagem no SWAT, vegetação densa e agricultura, e quase nenhuma com mangue, área urbana e água. Dessa forma, será dada maior atenção aos três usos do solo que mais se destacaram nessa variação com a produção de sedimentos ao longo do período analisado.

Entre a variação da vegetação rasteira e a produção de sedimentos, verifica-se uma correlação direta ao longo dos cenários analisados (2000 a 2016), onde é possível visualizar um aumento e diminuição da produção de sedimentos quando ocorre a mesma dinâmica com esse uso, aumento e redução da área ocupada. Verificou-se que o modelo estima maior quantidade de sedimentos quando há aumento da área ocupada por vegetação rasteira (pastagem), como ocorreu nos anos de 2005, 2012 e 2013 (Tabela 26 e 27). Segundo o trabalho realizado por Ruthes et al. (2016), no município de Francisco Beltrão, no Paraná, a pastagem atuou como proteção intermediária quanto à perda de solo, quando comparada as lavouras em pousio e ao solo exposto que facilitam, com maior intensidade, o processo de erosão na região. Os resultados da produção média diária de sedimentos apresentados por Perazzoli et al. (2013) mostraram que os cenários

hipotéticos de agricultura e pastagem apresentaram valores superiores ao cenário atual, com áreas predominantes de mata nativa.

Também é possível perceber a relação da vegetação rasteira com a vegetação densa, cuja influência deste último também pode inferir nas taxas de produção de sedimentos, uma vez que áreas ocupadas por vegetação densa ou florestas atuam na proteção do solo e na diminuição do processo de erosão. Na Figura 46 observa-se um aumento na produção de sedimentos quando há diminuição da vegetação densa, em grande parte da série, entretanto entre os anos de 2002, 2015 e 2016 essa relação não ocorre diretamente. Esse fato pode ser justificado pelas influências climáticas dos anos citados, assim como pelo quantitativo de área ocupada por vegetação densa ter apresentado leve diminuição em relação aos três anos anteriores, levando a entender que essa redução não influenciou, significativamente, para ocasionar um aumento da produção de sedimentos.

Figura 46- Comparação entre as variações dos cenários reais de uso da terra e da produção de sedimentos da Bacia do Rio Pirapama, em um período de dezessete anos.



Fonte: A Autora (2019).

No que se refere à cana-de-açúcar e produção de sedimentos, observa-se uma influência mais direta entre os anos de 2003 a 2011. Entretanto, em 2012 e 2013, onde ocorreu a maior taxa de produção de sedimentos, houve diminuição da cana-de-açúcar e da vegetação densa, fato que não se observa nos outros anos analisados. Nesses dois anos (2012 e 2013) a vegetação rasteira teve a maior ocupação do período analisado, inferindo que a redução dos usos vegetação densa e

cana-de-açúcar se deu, sobretudo, pelo aumento desse uso sobre essas áreas, cuja interferência refletiu no aumento da produção de sedimentos. O estudo realizado por Silva et al. (2016b), na Bacia Hidrográfica do Córrego Samambaia – GO, mostrou que a maior produção de sedimentos ocorreu em áreas com maior quantitativo de pastagem e área urbana, e a menor produção de sedimentos ocorreu em áreas onde há maior percentual de vegetação remanescente.

Dessa forma, percebe-se que os usos do solo referentes à vegetação densa e cana-de-açúcar também exercem influência na produção de sedimentos, assim como na dinâmica da vegetação rasteira. A vegetação densa apresenta maior eficiência na proteção do solo em comparação com uma vegetação do tipo rasteira. De acordo com Sari et al. (2013), a ausência de vegetação do tipo floresta ou mata promove aumento da produção de sedimentos na medida em que ocorre elevação da precipitação, ao mesmo tempo em que, a presença dessa cobertura reduz a quantidade de sedimentos produzidos, sob as mesmas condições de precipitação.

Segundo Aragão et al. (2013), a erosão dos solos resulta da ação conjunta dos processos de desagregação por impacto, transporte e deposição de partículas sólidas, provocados pelas forças erosivas das gotas de chuva e do fluxo superficial. Quando acelerada, principalmente pelo desmatamento, a erosão causa impactos ambientais, econômicos e sociais (PUGLIESI et al., 2011).

Conforme Perazzoli et al. (2013), as mudanças decorrentes do uso da terra no regime hidrológico afetam o transporte de sedimentos, o escoamento superficial, a vazão máxima de cheia, os fluxos de base, a recarga subterrânea, a umidade do solo, a perda de solo e a sedimentação. Assim, o entendimento das implicações da variação no uso e ocupação do solo sobre os processos hidrossedimentológicos em uma bacia hidrográfica é essencial para a tomada de decisões sobre o manejo de uso da terra.

Nesse contexto, pode-se dizer que em bacias hidrográficas o desmatamento pode levar ao surgimento de feições erosivas e assoreamento dos rios e reservatórios; a impermeabilização do solo, através da expansão urbana, pode afetar a percolação das águas pluviais e o regime hídrico; e a expansão agrícola extensiva pode causar a contaminação das águas por fertilizantes e agrotóxicos, por meio do processo natural de lixiviação. Dessa forma, entende-se que o uso da terra tem papel fundamental na regularização do ciclo hidrossedimentológico.

Silva et al. (2016a), em seu estudo na Bacia do Rio Cobres, localizada na porção semiárida de Portugal, indicaram que o uso da terra referente a mata (cenário 3) apresentou maior decréscimo na vazão média em relação aos cenários 1 (real) e 2 (pastagem). Além disso, os autores constataram que o cenário 2 (pastagem) produziu a maior taxa de sedimentos entre os cenários, no qual o cenário 3 (mata) apresentou o menor valor médio. Os autores concluíram que

os tipos de uso da terra interferem nos processos hidrossedimentológicos, conseqüentemente, no regime de vazões e produção de sedimentos em bacias hidrográficas, sobretudo, naquelas onde o escoamento é efêmero.

O estudo realizado por Silva et al. (2017), na Bacia Hidrográfica do Rio Una, mostrou um baixo potencial de perda de solo em áreas onde havia grande extensão de cobertura vegetal (41%), cujas taxas de erosão são menores que 10 ton/ha/ano, em 93,4% da área de estudo. Já as taxas de erosão superiores a 10 ton/ha/ano foram encontradas em locais com atividades agrícolas e altas declividades.

Silva et al. (2018) constataram, em seu estudo em uma bacia hidrográfica do bioma Caatinga, no Estado da Paraíba, que a maior mudança de uso da terra na bacia ocorreu a partir da remoção da vegetação natural para ocupação de áreas de solo exposto, caracterizadas pela pecuária na região e por outras atividades. Esse fato refletiu nos resultados das estimativas dos processos hidrossedimentológicos, onde ocorreu um aumento no escoamento superficial (137%) e na produção de sedimentos (290%), entre os diferentes cenários utilizados. A mudança do uso da terra dessa região e o tipo de solo predominante (litólico crômico) contribuiu para as alterações das estimativas hidrossedimentológicas entre os cenários, uma vez que a vegetação arbustiva e herbácea foi removida e a presença desse tipo de solo, característico do semiárido, gera erosão quando tem sua proteção vegetal retirada.

A pesquisa realizada por Makinde e Oyebanji (2018), em uma bacia hidrográfica da Nigéria, utilizando a *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE), mostrou que a produção de sedimentos classificadas como muito alta e severa está localizada em regiões com solo exposto e terrenos cultivados. Os autores ainda concluíram que a combinação de chuvas e falta de cobertura para o solo superficial produziram taxas elevadas de perda de solo na área de estudo.

Baker e Miller (2013), em seu estudo na bacia hidrográfica do Rio Njoro, no Quênia, constataram que as mudanças no uso da terra da região, sobretudo com redução de áreas florestadas, têm gerado aumento do escoamento superficial e diminuição da recarga subterrânea, refletindo, significativamente, e, negativamente, no sistema fluvial, bem como no lago Nakuro e nas comunidades locais.

Já a pesquisa realizada por Chindessa et al. (2019), na bacia do Nilo Azul, na Etiópia, revelou que as mudanças de uso e ocupação do solo entre 1986, 2001 e 2015 resultaram em um aumento da produção média de sedimentos e da vazão. Além disso, o estudo constatou que, a combinação entre as alterações climáticas futuras (RCP2.6, RCP4.5 e RCP8.5) e o uso da terra de 2015, aumentaram as perdas médias anuais de solo na região da bacia, em comparação com a combinação do uso da terra de 2015 com dados climáticos históricos. Os autores ainda

enfatazaram a importância da aplicação de medidas políticas que garantam o uso sustentável do solo da bacia e reduzam os impactos adversos na região, com a valorização de ambientes florestais.

O estudo de Lyu et al. (2019) na bacia hidrográfica do Rio Xihe, na China, apontou que tanto os efeitos das mudanças climáticas quanto do uso e ocupação do solo aumentaram as taxas de vazão e armazenamento de água na bacia, porém as mudanças no uso da terra tiveram uma influência maior na alteração dos processos hidrológicos da bacia do que a variabilidade climática.

Dessa forma, entende-se que o uso e ocupação do solo inadequado pode comprometer a integridade de regiões inteiras, assim como de bacias hidrográficas, sendo imprescindível a aplicação de um planejamento integrado entre recursos hídricos e o uso da terra, com o objetivo de tentar manter o equilíbrio ambiental em regiões de bacias frente ao crescimento das atividades antrópicas.

## 6.1 ANÁLISE DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS A NÍVEL DE SUB-BACIAS UTILIZANDO OS CENÁRIOS REAIS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

No que se refere à espacialização da produção de sedimentos, foram produzidos mapas para cada cenário real de uso da terra com as estimativas obtidas para cada sub-bacia (Figura 47). Além disso, também foram organizados em tabela todos os valores da produção de sedimentos das sub-bacias, obtidos após a estimativa dos processos hidrossedimentológicos para cada cenário real de uso da terra, ilustrado no apêndice C.

Em uma análise geral, percebe-se que as taxas produzidas por cada sub-bacia variaram de 0,02 a 72,00 ton/ha/ano. Nas Figura 47c-d-g-o-p-q-r, a produção de sedimentos das sub-bacias apresentaram estimativas menores, com taxas entre 0,02 e 17,00 ton/ha/ano. Nas Figuras 47c-d as estimativas da produção de sedimentos nas sub-bacias foram similares, assim como ocorreu nas Figuras 47o-p-q-r. Entretanto, o CR2006 (Figura 47g) apresentou as menores estimativas em relação à todos os CRs, com estimativas entre 0,02 e 5,04 ton/ha/ano.

Nas Figura 47Figura a-b-e-f-h-i-j-l-m-n, a produção de sedimentos apresentou estimativas maiores, com taxas que vão de 17,01 a 72,00 ton/ha/ano. Nesses cenários reais, as sub-bacias 6, 7, 10, 18, 20 e 29 se destacaram, com estimativas entre 22,32 a 72 ton/ha/ano. Essas estimativas maiores não ocorreram uniforme entre as sub-bacias de cada cenário, ou seja, variaram de um cenário para o outro. No entanto, em praticamente todos os cenários que apresentaram estimativas

maiores (CRs 2000, 2001, 2005, 2007, 2008, 2009 e 2012), a sub-bacia 7 produziu mais sedimentos, com taxas entre 22,32 e 72,00 ton/ha/ano, exceto nos CRs 2004, 2010 e 2011.

No geral, a maior parte das sub-bacias dos diferentes cenários reais de uso e ocupação do solo apresentaram estimativas da produção de sedimentos com taxas menores que 17 ton/ha, e as estimativas acima disso se concentraram mais na porção oeste da bacia, onde há maior declividade, corroborando com as estimativas realizadas com a *baseline*. Segundo a classificação proposta por Carvalho (2008), as estimativas obtidas para a Bacia do Rio Pirapama, para a análise dos diferentes cenários reais, apresentam perdas de solo entre nula ou pequena e média a forte.

Na comparação com a estimativa da produção de sedimentos, realizada com o uso da terra utilizado para calibração e validação do modelo, observa-se que as estimativas realizadas neste processo foram menores que as estimadas anteriormente. No entanto, nas sub-bacias que apresentaram maiores estimativas da produção de sedimentos, os resultados seguiram variações similares, apontando maiores taxas de sedimentos nas sub-bacias das porções norte e oeste, mais especificamente, nas sub-bacias 6, 7, 18 e 20. Nessas porções, o uso da terra predominante, de acordo com as classes adaptadas do MapBiomas para a realidade da bacia, é a cana-de-açúcar, vegetação rasteira e densa.

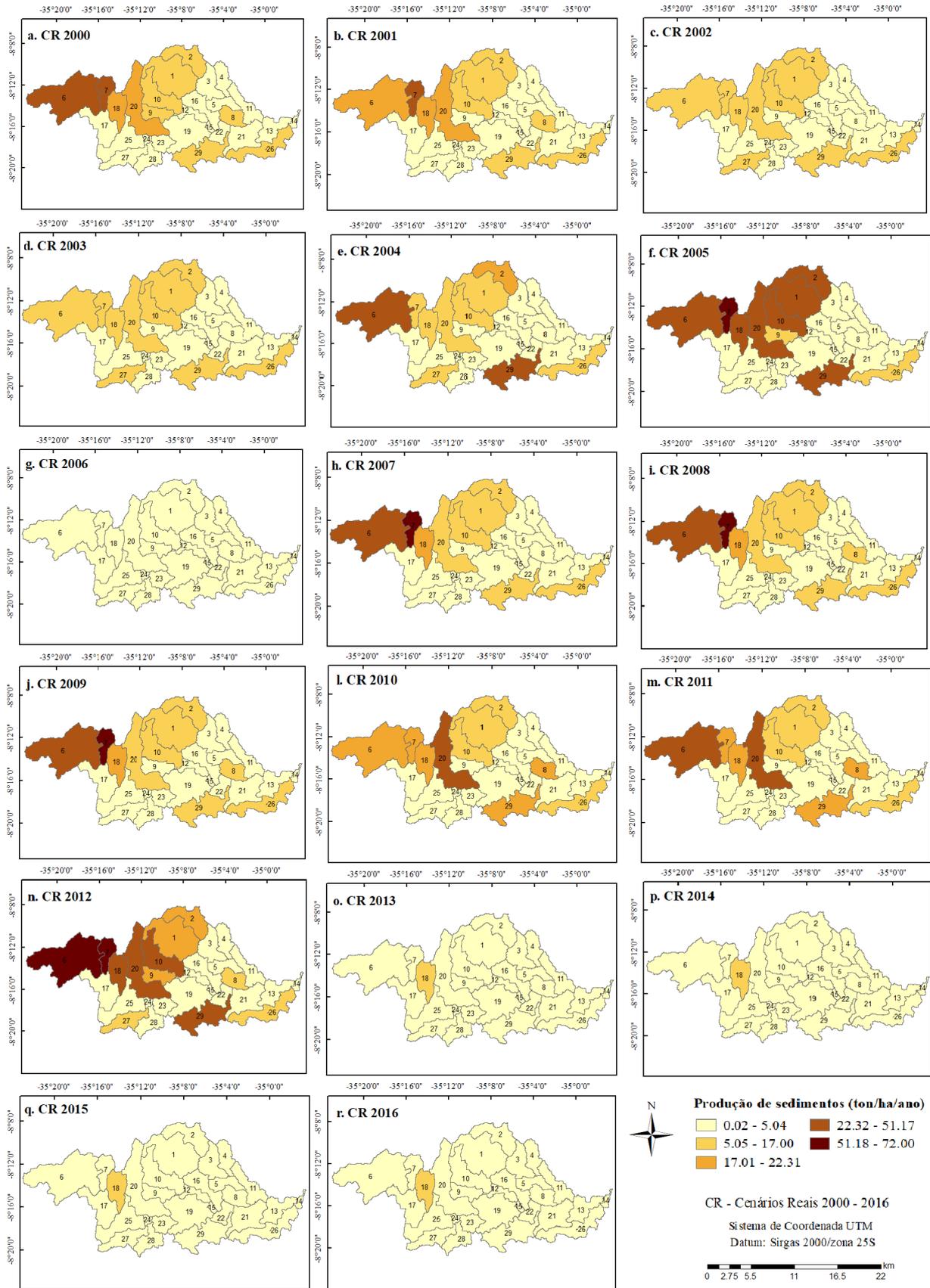
Identificou-se também que, como os cenários reais de uso e ocupação do solo não apresentaram classificação para solo exposto, por não ser uma classe adotada pelo MapBiomas, as estimativas foram menores em relação à *baseline*, que contrariamente a estes cenários, apresentou um quantitativo elevado de áreas ocupadas por solo exposto, considerado um dos usos do solo que influencia diretamente no aumento da produção de sedimentos.

Dessa forma, entende-se que apesar da produção de sedimentos para essa análise não ter atingido valores iguais aos da *baseline*, apresentou forte relação com os resultados apresentados da variação espacial da produção de sedimentos por sub-bacias, assim como com as variações do uso e ocupação do solo da região, que ainda apresenta cobertura vegetal significativa, mesmo com a expansão da cultura da cana-de-açúcar e da área urbana na região. As lavouras de cana-de-açúcar são responsáveis por um aumento na produção de sedimentos, por conta do seu manejo, ao considerar que no período de entressafra das usinas de açúcar e/ou álcool o solo fica descoberto por causa da colheita, onde acaba influenciando na movimentação de terras, degradação do solo e, conseqüentemente, no transporte de sedimentos pelo escoamento superficial (ARAGÃO et al., 2013).

No geral, constatou-se que a junção das características físicas das sub-bacias e as condições climáticas da bacia como um todo, são condicionantes que levam a maiores ou menores perdas de solo, e, por conseguinte, produções elevadas ou baixas de sedimentos. No

entanto, é importante destacar que a ligação entre geração, transporte e produção de sedimentos é muito complexa, envolvendo também fatores relacionados à intensidade das chuvas, à deposição e degradação de materiais em depressões da bacia e no canal e à capacidade de transporte de sedimentos pela rede de drenagem.

Figura 47 - Produção de sedimentos das sub-bacias da Bacia do Rio Pirapama para os diferentes cenários reais de uso e ocupação do solo.



Fonte: A Autora (2019).

## 7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A integração dos elementos de análise contemplados nesta pesquisa visou trazer informações importantes a respeito da dinâmica hidrossedimentológica da Bacia do Rio Pirapama, com o objetivo de analisar possíveis impactos das mudanças do uso e ocupação do solo da região sobre a dinâmica hidrossedimentológica e do balanço hídrico. Dessa forma, concluiu-se que:

- Na calibração do modelo, utilizando a variável vazão, os dados estimados se ajustaram aos valores observados apresentando resultados que variaram de muito bons a satisfatórios. A validação do modelo forneceu resultados considerados muito bons, bons e satisfatórios nos quatro postos fluviométricos, sendo superiores aos valores tidos como aceitáveis;
- No balanço hídrico constatou-se que quase metade da água precipitada na bacia é infiltrada, absorvida e redistribuída no solo, através do escoamento sub-superficial e percolação. Outra parte dela é redistribuída, sendo parte evapotranspirada e parte escoada superficialmente. Esse fato pode estar relacionado à dinâmica dos tipos de solo predominantes na área da bacia.
- A estimativa da produção de sedimentos das sub-bacias da bacia do Rio Pirapama mostrou que as áreas da bacia que produzem maior quantidade de sedimentos estão localizadas nas porções norte e oeste. Nessas áreas, o escoamento superficial foi elevado, entretanto o quantitativo de chuva na região foi menor do que em outras áreas da bacia. Apesar do nível de precipitação nessas porções ter sido menor do que em outras áreas da bacia, o quantitativo de chuva ainda é suficientemente elevado para influenciar as taxas de produção de sedimentos nestas áreas. Em suma, esses resultados mostraram que, tanto os fatores climáticos quanto as características físicas da bacia exercem influência sobre a produção de sedimentos na área de estudo, entretanto, percebeu-se que o modelo é extremamente sensível às condições do relevo e aos usos do solo representado por solo exposto e vegetação rasteira.
- A análise das mudanças do uso e ocupação do solo mostrou que a área da bacia possui usos múltiplos que variam entre os cenários reais analisados, com predomínio da cana-da-açúcar, vegetação densa e rasteira. Os resultados ainda mostraram a dinâmica entre esses três usos ao longo dos dezessete anos analisados, sobretudo o crescimento da cana-de-açúcar sobre áreas vegetação densa. Percebeu-se também que a infraestrutura urbana foi o único uso da terra que cresceu gradativamente ao longo dos cenários reais analisados. No geral, a análise indicou que a cana-de-açúcar é o uso predominante na região, e que as áreas ocupadas pela vegetação natural diminuiriam ao longo do tempo, por meio da influência das atividades antrópicas.

- No que diz respeito à análise das simulações de cenários reais de uso e ocupação do solo sobre os processos hidrossedimentológicos, os resultados mostraram que o escoamento superficial, a percolação e a produção de sedimentos apresentaram variabilidade maior de acordo com as mudanças do uso da terra da região, em relação à evapotranspiração real e a produção de água. A análise também indicou forte influência da vegetação rasteira na variabilidade da produção de sedimentos, assim como a vegetação densa e a cana-de-açúcar. De maneira geral, as mudanças decorrentes do uso e ocupação do solo na bacia do Rio Pirapama influenciaram na variação e/ou alteração de alguns dos processos hidrossedimentológicos da bacia, sobretudo da produção de sedimentos. No entanto, após realizar alguns testes de simulações e comparação do aumento dos usos por área ocupada, constatou-se que a vegetação rasteira, atribuída a pastagem na associação com o banco de dados do SWAT, interfere de forma significativa nos resultados da produção de sedimentos, resultando em taxas mais elevadas quando há aumento desse uso na bacia, e vice-versa.
- Nesse contexto, pode-se dizer que, o uso da terra tem papel fundamental na regularização do ciclo hidrossedimentológico, e que a remoção da vegetação nativa ou floresta pode trazer sérios danos ao regime hídrico da bacia do Rio Pirapama e dos seus reservatórios, caso não haja implementação de práticas conservacionistas e ações para mitigar os efeitos da expansão da agricultura sobre a vegetação nativa. Os resultados apresentados nesta pesquisa mostraram que o modelo SWAT é uma ferramenta robusta e eficaz para o gerenciamento dos recursos hídricos, capaz de gerar uma gama de informações relacionadas aos processos que ocorrem em bacias hidrográficas, e que pode auxiliar no processo de tomada de decisão.

## 7.1. RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados obtidos e nas conclusões expostas, serão feitas a seguir algumas recomendações que visam contribuir para o desenvolvimento de novas pesquisas e para a gestão dos recursos hídricos da bacia do Rio Pirapama. Para isso, recomenda-se:

- A inserção dos reservatórios Pirapama, Gurjaú e Sicupema na modelagem hidrológica da bacia, a fim de obter resultados mais precisos e ainda mais consistentes, acerca do comportamento hidrossedimentológico da bacia;
- Realizar a modelagem do reservatório Pirapama, para analisar o balanço hídrico e sedimentológico do lago do reservatório;

- Analisar e estudar o crescimento de áreas eutrofizadas em pontos da bacia do Rio Pirapama e dos reservatórios existentes;
- Instalar estações sedimentométricas em diversos pontos da bacia, de modo que possam ser utilizadas para calibração e validação de modelos hidrossedimentológicos;
- Instalar rede climatológica em pontos extremos da bacia, para que se possa analisar com mais precisão a variabilidade espaço-temporal das variáveis climáticas;
- Analisar a cultura da cana-de-açúcar na região, buscando abordar, junto ao modelo SWAT, questões referentes ao estágio de crescimento e corte dessa cultura, e sua resposta nos processos de erosão do solo;
- Aplicar medidas mitigadoras para controle dos usos do solo da região, buscando preservar e ampliar áreas de vegetação nativa, e incentivar, por parte dos agricultores da região, a adoção de práticas conservacionistas na Bacia do Rio Pirapama.

## REFERÊNCIAS

- ABBASPOUR, K.C.; YANG, J.; MXIMOV, I.; SIBER, R.; BOGNER, K.; MIELEITNER, J.; ZOBRIST, J.; SRINIVASAN, R. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. **Journal of Hydrology**, v. 333, p.413– 430, 2007.
- ABBASPOUR, K. C. **SWAT-CUP2012: SWAT Calibration and Uncertainty Programs – a user manual**. Department of Systems Analysis, Integrated Assessment and Modelling (SIAM), Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Duebendorf, Switzerland, 103p, 2012.
- ABBASPOUR, K. C. **SWAT-CUP: SWAT Calibration and Uncertainty Programs - A User Manual**, 2015. Disponível: [http://swat.tamu.edu/media/114860/usermanual\\_swatcup.pdf](http://swat.tamu.edu/media/114860/usermanual_swatcup.pdf). Acesso em: 10 de outubro de 2016.
- AGA, A. O.; CHANE, B.; MELESSE, A. M. Soil Erosion Modelling and Risk Assessment in Data Scarce Rift Valley Lake Regions, Ethiopia. **Water**, v.10, 2018.
- ALMEIDA, D. N. O.; OLIVEIRA, L. M. M.; CANDEIAS, A. B.; BEZERRA, U. A.; LEITE, A. C. S. Uso e cobertura do solo utilizando geoprocessamento em municípios do Agreste de Pernambuco. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v.4, 2018.
- ANA-AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Atlas Brasil: abastecimento urbano de água: resultados por estado**. Engecorps/Cobrape, Brasília, v.2, 2010. Disponível em:<http://atlas.ana.gov.br/Atlas/forms/Download.aspx>. Acesso em: 10 de novembro de 2016.
- ANACHE, J. A. A.; BACCHI, C. G. V.; SOBRINHO, T. A. Perdas de solos e produção de sedimentos em bacia hidrográfica: uma abordagem distribuída. In: XI Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. **Anais[...]**, João Pessoa, Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2014.
- ANDRADE, C. W. L.; MONTENEGRO, S. G. L.; LIMA, J. R. S.; MAGALHÃES, A. G.; SRINIVASAN, R. Modelagem hidrológica de uma sub-bacia do Alto Mundaú utilizando o modelo SWAT. In: XIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. **Anais[...]**, Sergipe, Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2016.
- ANDRADE, C. W. L.; MONTENEGRO, S. G. L.; LIMA, J. R. S.; MONTENEGRO, A. A.A.; SRINIVASAN, R. Análise de sensibilidade de parâmetros do modelo SWAT em uma sub-bacia da Região Nordeste, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n.2, p.440-453, 2017a.
- ANDRADE, C. W. L.; MONTENEGRO, S. G. L.; LIMA, J. R. S.; MONTENEGRO, A. A.A.; MAGALHÃES, A. G. Modelagem hidrológica sob mudanças na cobertura vegetal de uma bacia hidrográfica no Nordeste do Brasil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v.2, n.3, p. 239-248, 2017b.
- ANDRADE, C. W. L. **Hydrological modeling and scenarios of land use and climate changes in a representative basin, northeastern Brazil**. 2018.161f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2018.

APARECIDO, C. F. F.; VANZELA, L. S.; VAZQUEZ, G. H.; LIMA, R. C. Manejo de Bacias Hidrográficas e sua influência sobre os recursos hídricos. **Irriga**, v. 21, n.2, p.239-256, 2016.

ARAÚJO, B. C. D. **Aplicação de método de análise bioclimática como ferramenta para intervenções em centros históricos: estudo de caso no bairro da Ribeira em Natal – RN**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de São Carlos, São Carlos, 2004.

ARAÚJO, C. F. **Diretrizes de gestão ambiental para reservatórios de abastecimento de água a partir da experiência da Barragem do Pirapama – Pernambuco**. 2005. 111f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

ARAGÃO, R.; CRUZ, M.A.S.; AMORIM, J.R.A.; MENDONÇA, L.C.; FIGUEIREDO, E.E.; SRINIVASAN, V.S. Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n.37, p.1091-110, 2013.

ARNOLD, J; WILLIAMS, J; MAIDMENT, D. Continuous-time water and sediment routing model for large basins. **J. Hydraul Eng**, v.121, p.171–183, 1995.

ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; SRINIVASAN, R.; KING, K. W. **SWAT: Soil and Water Assessment Tool**. Temple, TX: USDA-ARS, Grassland, Soil and Water Research Laboratory, 1996.

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. Large area hydrologic modeling and assessment: Part I - model development. **Journal of American Water Resources Association**, v. 34, n. 1, p. 73-90, 1998.

ARNOLD, J.G.; MORIASI, D.N.; GASSMAN, P.W.; ABBASPOUR, K.C.; WHITE, M.J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R.D.; VAN GRIENSVEN, A.; VAN LIEW, M.W.; KANNAN, N.; JHA, M.K. SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. American Society of Agricultural and Biological Engineers. **Transactions of the ASABE**, v.55, n.4, p.1491-1508, 2012a.

ARNOLD, J.G.; KINITY, J.R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J.R.; HANEY, E.B.; NEITSCH, S.L. **Input/Output Documentation Version 2012**. Texas Water Resources Institute. 2012b. 650p.

ARRUDA, N. O. **Gestão Integrada dos Recursos Hídricos na bacia do Rio Pirapama, Cabo de Santo Agostinho/Pernambuco (estudo de qualidade da água)**. 2005. 97f. Dissertação (Mestrado em Gestão e Políticas Ambientais), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

AYIVI, F.; JHA, M. K. Estimation of water balance and water yield in the Reedy Fork-Buffalo Creek Watershed in North Carolina using SWAT. **International Soil and Water Conservation Research**, v.6, p.203-2013, 2018.

BACALHAU, JOSÉ RÁURIUM. **Simulação da disponibilidade hídrica e operação de reservatórios de abastecimento em relação à variabilidade Climática: bacia do rio Pirapama em Pernambuco**. 2015. 164f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

BAGNOLD, R. A. Bedload transport in natural rivers. **Water Resour. Res.**, v.13, p.303-312, 1977.

BATISTA, P. V. G. **Modeling of water erosion and bathymetry interpolation methods at the Upper Grande River Basin (MG)**. Thesis. Federal University of Lavras (in Portuguese), 2016.

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.

BANSODE, S.; PATIL, K. Water Balance Assessment using Q-SWAT. **International Journal of Engineering Research**, v. 5, n.6, p.515-518, 2016.

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

BETRIE, G. D.; MOHAMED, Y. A.; GRIENSVEN, A.; SRINIVASAN, R. Sediment management modelling in the Blue Nile Basin using SWAT model. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v.15, p.807–818, 2011.

BEVEN, K.; BINLEY, A.; The Future of Distributed Models - Model Calibration and Uncertainty Prediction. **Hydrological Processes**, v.6, n.3, p.279-298, 1992.

BEZERRA, S. A.; CANTALICE, J. R. B. Erosão entre sulcos em diferentes condições de cobertura do solo, sob cultivo da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.30, p. 565-573, 2006.

BORDAS, M. P.; SEMMELMANN, F. R. Elementos de engenharia de sedimentos. In: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: Editora Universitária da UFRGS/ABRH, p. 915-943, 2014.

BOISRAMÉ, G. “wgnMaker.” **Excel Macro to prepare data for the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model**. Disponível em: <<http://swatmodel.tamu.edu/software/links-to-related-software/>>. 2010. Acesso em: 10 de outubro de 2016.

BONUMÁ, N. B.; ROSSI, C.G.; ARNOLD, J.G.; REICHERT, J.M.; MINELLA, J.P.; ALLEN, P.M.; VOLK, M. Simulating Landscape Sediment Transport Capacity by Using a Modified SWAT Model. **Journal of Environmental Quality**, special section: applications of the SWAT model, p.1-12, 2012.

BONUMÁ, N. B.; REICHERT, J.M.; RODRIGUES, M.F.; MONTEIRO, J.A.F.; ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R. Modeling surface hydrology, soil erosion, nutrient transport, and future scenarios with the ecohydrological SWAT model in Brazilian watersheds and river basins. **Tópicos Ci. Solo**, v.9, p.241-290, 2015.

BORGES, K. S.; MONTENEGRO, A. A. A.; SANTOS, T. E. M.; SILVA, D. D.; JUNIOR, V. P. S. Influência de Práticas Conservacionistas na umidade do solo e no cultivo do milho (*Zea mays*L.) em Semi-Árido Nordeste. **R. Bras. Ci. Solo**, v.38, p.1862-1873, 2014.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Manual de orientação para cadastramento das diversas formas de abastecimento de água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde (Série A. Normas e Manuais Técnicos), 40 p., 2007.

BRAGA, J. C. **Modelo hidrológico de parâmetros para obtenção do hidrograma de escoamento superficial**. 2000. 100f. Mestrado (Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, 2000.

BRESSIANI, D. A.; SRINIVASAN, R.; JONES, C. A.; MENDIONDO, E. M. Effects of different spatial and temporal weather data resolutions on the streamflow modeling of a semi-arid basin, Northeast Brazil. **Int J Agric & Biol Eng**, v. 8, n.3, 2015.

BRESSIANI, D. A. **Coping with hydrological risks through flooding risk index, complex watershed modeling, different calibration techniques, and ensemble streamflow forecasting**. 2016. 224f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

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.

BRITO, L. **Manejo Ecológico do Solo e Práticas Conservacionistas**. Capítulo de Livro, 2013. Disponível em: <http://acervodigital.unesp.br/handle/unesp/141119>. Acesso em: 15 de dezembro de 2018.

BRONSVOORT, K. **Sedimentation in reservoirs: Investigating reservoir preservation options and the possibility of implementing water Injection dredging in reservoirs**. 2013. 142f. Dissertation (Civil Engineering and Geosciences) - Delft University of Technology, Holanda, 2013.

CABRAL, S. L.; REIS, R. S.; JÚNIOR, C. R. F. Avaliação do efeito da urbanização na produção de sedimentos na Bacia do Rio Jacarecica/AL mediante uso de modelo hidrossedimentológico distribuído. **R. Bras. Ci. Solo**, v.37, p.1073-1080, 2013.

CARRERA-FERNANDEZ, J. **Estudo de Cobrança pelo uso da água na bacia hidrográfica do rio Pirapama. Relatório de consultoria**, CPRH, 1999.

CARVALHO NETO, J. G.; SRINIVASAN, V.S.; RUFINO, I.A.A. Aplicação do modelo SWAT para estudo de cenários hipotéticos na Bacia Hidrográfica do Riacho dos Namorados no Cariri Paraibano. **Revista Geográfica Acadêmica**, v.5, n.2, p.30-40, 2011.

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

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: Editora Intercência. 599p., 2008.

CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JUNIOR, N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Brasília: ANEEL, 2000.

CARVALHO, D. F.; CRUZ, E. S.; PINTO, M. F.; SILVA, L. D. B.; GUERRA, J. G. M. Características da chuva e perdas por erosão sob diferentes práticas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, v.1, p.3-9, 2009.

CASTRO, K. B. **Avaliação do modelo SWAT na simulação da vazão em bacia agrícola do cerrado intensamente monitorada**. 2013. 141f. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

COLOMBO, T. C.; CORSEUIL, C. W.; BACK, A. J.; MAMEDIO, F. M. P.; SEHNEM, M.; BELLETTINI, A. Estimativa de vazão de uma Bacia Hidrográfica do Sul de Santa Catarina com modelagem distribuída. In: V Simpósio de Integração Científica e Tecnológica do Sul Catarinense. **Anais[...]**, Araranguá: SICT-Sul, 2016. Disponível em: <http://labhidrogeo.paginas.ufsc.br/files/2016/08/Artigo-SICT.pdf>. Acesso em: 22 de fevereiro de 2017.

COLLISCHONN, W.; TASSI, R. **Introduzindo Hidrologia**. Porto Alegre: IPH/UFRGS. p.82, 2010.

COMPESA – Companhia Pernambucana de Saneamento. **Alternativas para mudança no regime de racionamento da rede de distribuição da região metropolitana do Recife no ano de 2005**. Recife, 2005.

COMPESA- Companhia Pernambucana de Saneamento. **Abastecimento de água**. Disponível em: <<http://www.COMPESA.com.br/saneamento/abastecimentodeagua>>. Acesso em: 11 de julho de 2014.

COMPESA – Companhia Pernambucana de Saneamento. **Sistema Gurjaú**. Recife: COMPESA, 2016. Disponível em: [www.servicos.COMPESA.com.br/wp-content/uploads/2016/01/gurjau.pdf](http://www.servicos.COMPESA.com.br/wp-content/uploads/2016/01/gurjau.pdf). Acessado em: 10/03/2016.

CUARTAS, L. A. Distributed hydrological modeling of a micro-scale rainforest watershed in Amazonia: Model evaluation and advances in calibration using the new HAND terrain model. **Journal of Hydrology**, vol. 462, p. 15 - 27, 2012.

CUI, X.; SUN, W.; TENG, J.; SONG, H.; YAO, X. Effect of length of the observed dataset on the calibration of a distributed hydrological model. **Remote Sensing and GIS for Hydrology and Water Resources**, 2015.

CHIANG, L. C.; CHUANG, Y. T.; CHUAN-HAN, C. Integrating Landscape Metrics and Hydrologic Modeling to Assess the Impact of Natural Disturbances on Ecohydrological Processes in the Chenyulan Watershed, Taiwan. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v.16, 2019.

CHINDESSA, K.; QURAIISHI, S.; KEBEDE, A.; ALAMIREW, T. Effect of Land Use Land Cover and Climate Change on River Flow and Soil Loss in Didessa River Basin, South West Blue Nile, Ethiopia. **Hydrology**, v.6, 2019.

CPRH/DFID. **Estudo dos recursos hídricos da bacia do rio Pirapama**. Recife: Companhia Pernambucana de Meio Ambiente/Department for International Development, 1998.

CPRH - Companhia Pernambucana do Meio Ambiente. **Agenda 21: Bacia do Pirapama – Zoneamento Ecológico-Econômico**. CPRH/DFID, Recife, 2000.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente. **Laudos de qualidade da água do monitoramento da barragem do Rio Pirapama**. Recife – PE, 2004.

CPRM, **Projeto Geobank**. 2015. Disponível em: <http://geobank.sa.cprm.gov.br/>. Acesso em: 22 de março de 2016.

DAGGUPATI, P.; PAI, N., DOUGLAS-MANKIN, K. R.; ZECKOSKI, R.W.; JEONG, J.; PARAJULI, P. B.; SARASWAT, D.; YOUSSEF, M. A. A recommended calibration and validation strategy for hydrologic and water quality models. **Transactions of the ASABE**, v.58, p.1705-1719, 2015.

DANTAS, J. C. **Processos hidrossedimentológicos na Bacia do Rio Taperoá**. 2016. 80f. Monografia (Geografia) - Universidade Federal da Paraíba, 2016.

DEFERSHA, M.B.; MELESSE, A.M. Field-scale investigation of the effect of land use on sediment yield and runoff using runoff plot data and models in the Mara River basin, Kenya. **Catena**, v. 89, p. 54-64, 2012.

DEVANTIER, B. A.; FELDMAN, A. D. Review of GIS Application in Hydrologic Modelling. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v.119, n. 2, 1993.

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

DNPM - DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL/GOVERNO DO ESTADO DE PERNAMBUCO. **Plano Diretor de Mineração para a Região Metropolitana do Recife**. Recife, 1995.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Agropecuária. **Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do Estado de Pernambuco**. Boletim de Pesquisa n.11. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 378p., 2000.

EMBRAPA. **Zoneamento agroecológico do Estado de Pernambuco**. Recife: Embrapa Solos UEP Recife/SPRRA-PE, 2002.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos**. 3ª ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2013.

EMBRAPA. **Sistema de Informação de Solos Brasileiros**. 2015. Disponível em: <<http://www.sisolos.cnptia.embrapa.br/>>. Acesso em: 15 de outubro de 2016

ESRI. **Using ArcGIS Geostatistical Analyst – GIS by ESRI**. Redlands, CA: ESRI, 2001.

FALCÃO NETO, J. M. **Modelagem matemática da hidrodinâmica e da qualidade da água do trecho a jusante da barragem do rio Pirapama**. 2002. 174f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife – PE, 2002.

FAN, F.M.; COLLISCHONN, W. Integração do Modelo MGB-IPH com Sistema de Informação Geográfica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.19, p.243-254, 2014.

FARAHANI, S. S.; FARD, F. S.; ASOODAR, M. A. Effects of Contour Farming on Runoff and Soil Erosion Reduction: A Review Study. **Agriculture**, v. 101, p.44089-44093, 2016.

FARAMARZI, M.; SRINIVASAN, R.; IRAVANI, M.; BLADON, K. D.; ABBASPOUR, K. C.; ZEHNDER, A. J. B.; GOSS, G. G. Setting up a hydrological model of Alberta: Data discrimination analyses prior to calibration. **Environmental Modelling & Software**, v.74, p.48-65, 2015.

FERRIGO, S. **Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática – estudo de caso na Bacia do Lago Descoberto – DF**. 2014. 147f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2014.

FERREIRA, S. L. S.; FIORI, C. O.; KOZCIAK, S. Análise Multitemporal da erosão nas Bacias Hidrográficas dos Rios São João, Iporã e do Prado, Altônia – PR, decorrente da dinâmica agropastoril. **Caminhos da Geografia**, v.13, n.44, p.15-34, 2012.

FERNANDES, J. G. **Estimativa de vazão e produção de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, utilizando o modelo SWAT**. 2015. 185f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

FIRMINO, R. G.; FONSECA, M. B. Uma discussão sobre os impactos ambientais causados pela expansão da agricultura: A produção de biocombustíveis no Brasil. In: VII Congresso internacional sobre geração distribuição e energia no meio rural, 2008. **Anais[...]**, Fortaleza: AGRENER GD, 2008.

FUKUNAGA, D. C.; CECÍLIO, R. A.; ZANETTI, S. S.; OLIVEIRA, L.T.; CAIADO, M. A. C. Application of the SWAT hydrologic model to a tropical watershed at Brazil. **Catena**, v.125, p.206–213, 2015.

FURTUNATO, O.M.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; ANTONINO, A.C.D.; OLIVEIRA, L.M.M.; SOUZA, E.S.; MOURA, A.E.S.S. Variabilidade espacial de atributos físico-hídricos de solos em uma bacia experimental no Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.19, n. 2, p.135-147, 2013.

GALDINO, S.; VICTÓRIA, D. C. **Hidrologia**. In: TÔSTO, S.G.; RODRIGUES, C.A.G.; BOLFE, E.L.; BATISTELLA, M. (org.). Geotecnologias e Geoinformação. Embrapa: Brasília – DF. 248p., 2014.

GALHARTE, C. A.; VILLELA, J. M.; CRESTANA, S. Estimativa da produção de sedimentos em função da mudança de uso e cobertura do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.2, p.194-201, 2014.

GAMA, A. M. F. **Agenda 21: Bacia do Pirapama-Plano de Desenvolvimento Sustentável**. Recife: CPRH/DFID, 92 p., 1999.

GAMA, A. M. F. **Pirapama: Criando o Desenvolvimento Sustentável Local. Uma experiência que vale a pena conhecer e repetir.** CPRH/DFID, Recife – PE, 59p., 2001.

GAMA, A. M. C. F. **Avaliação da agenda 21 da bacia hidrográfica do Rio Pirapama.** Recife: /s.e./2003. 172f. Dissertação ( Mestrado em Gestão e Políticas Ambientais) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

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

GASSMAN, P.W.; SADEGHI, A.M.; SRINIVASAN, R. Applications of the SWAT model special section: overview and insights. **Journal of Environmental Quality**. v.43, p. 1-8, 2014.

GRIENSVEN, A. V. **Sensitivity, auto-calibration, uncertainty and model evaluation in SWAT2005.** Artigo Técnico, 2007. Disponível em: <http://groups.google.com/group/swatuser/files>. Acesso em: 20 de agosto de 2016.

GOMES, S. O.; LIMA, V. N.; CANDEIAS, A. L. B.; SILVA, R. R. Uso e cobertura dos solos de Petrolândia utilizando MapBiomias. In: XXVII Congresso Brasileiro de Cartografia e XXVI Expositiva. 2017, Rio de Janeiro. **Anais[...]**, Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Cartografia, Geodésia, Fotogrametria e Sensoriamento Remoto, 2017.

HABERSACK, H.; HEIN, T.; STANICA, A.; LISKA, I.; MAIR, R.; JAGER, E.; HAUER, C.; BRADLEY, C. Challenges of river basin management: current status of, and prospects for, the River Danube from a River engineering perspective. **Sci. Total Environ**, v.543, p.828-845, 2016.

HARGREAVES, G. H.; SAMANI, Z. Reference crop evapotranspiration from temperature. **Journal of Applied Engineering in Agriculture**, v.1, n.2, p.96-99, 1985.

HENRIQUE, I. G.; SILVA, R. M.; SILVA, L. P. Análise espacial dos processos hidrossedimentológicos na Bacia do Rio Taperoá – PB. In: XVII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, 2017, Campinas. **Anais[...]**, Campinas: UNICAMP, 2017.

HUANG, Y.; WANG, J.; YANG, M. Unexpected sedimentation patterns upstream and downstream of the Three Gorges Reservoir: Future risks. **International Journal of Sediment Research**, v.34, n.2, 108-117, 2019.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010.** IBGE: Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/sinopse/sinopse\\_tab\\_rm\\_zip.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/sinopse/sinopse_tab_rm_zip.shtm). Acesso em: 27 de outubro de 2016.

JAKOB, A. A. E.; YOUNG, A. F. O uso de métodos de interpolação espacial de dados nas análises sociodemográficas. In: XV Encontro Nacional de Estudos Populacionais, 2006, Caxambu. **Anais[...]**, Caxambu: ABEP, 2006.

JUNIOR, P. P. A.; KUWAJIMA, J. I.; MAUAD, F. F. Avaliação da produção de sedimentos em uma bacia de pequeno porte por meio do simulador SWAT. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2013, Bento Gonçalves. **Anais[...]**, Bento Gonçalves: ABRH, 2013.

KENNEDY, J.; EBERHART, R. Particle Swarm Optimization. **Proceedings of the IEEE International Conference on Neural Networks**, v.4, p.1942-1948, 1995.

KUHNLE, R. A.; BINGER, R. L.; FOSTER, G. R.; GRISSINGER, E. H. Effect of land use changes on sediment transport. **Water Resources Research**, v. 32, p. 3189-3196, 1996.

KUCZERA, G.; PARENT, E. Monte Carlo assessment of parameter uncertainty in conceptual catchment models: the Metropolis algorithm. **Journal of Hydrology**, v.211, p. 69 - 85, 1998.

KNISEL, W.G. CREAMS: A field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. **Conservation Research Report**. Washington, D.C.: USDA National Resources Conservation Service, n.26, 1980.

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

LAENDER, F. R.; ELEUTÉRIO, J.; NASCIMENTO, NILO. Calibração manual e automática de parâmetros hidrológicos utilizando o modelo SWAT. In: XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2017, Florianópolis. **Anais[...]**, Florianópolis: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2017.

LAENDER, F. R. **Modelagem hidrológica com o SWAT integrando cenários de ocupação do território e técnicas de manejo do solo na bacia de Serra Azul – MG**. 2018. 129f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, 2018.

LANE, L.; NEARING, M.; LAFLEN, J.; FOSTER, G.; NICHOLS, M. **Description of the US Department of Agriculture Water Erosion Prediction Project (WEPP) Model**. In: PARSONS, A. J.; ABRAHAMS, A. D. Overland Flow: Hydraulics and Erosion Mechanics. London: UCL Press, 1992, p. 377-391.

LELIS, T.A. **Modelagem do escoamento superficial e perda de solo na Bacia do Ribeirão São Bartolomeu, Zona da Mata de Minas Gerais, utilizando o simulador SWAT**. 2011. 164f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

LELIS, T. A.; CALIJURI, M. L.; FONSECA, A. S.; LIMA, D. C. Impactos causados pelas mudanças climáticas nos processos erosivos de uma bacia hidrográfica: Simulação de cenários. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 2, 2011.

LELIS, T. A.; CALIJURI, M.L.; FONSECA, A.S.; LIMA, D.C.; ROCHA, E.O. Análise de sensibilidade e calibração do modelo SWAT aplicado em Bacia Hidrográfica da Região Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, p. 623-634, 2012.

LEONARD, R. A., KNISEL, W. G.; STILL, D. A. GLEAMS: Groundwater loading effects on agricultural management systems. **Transactions of the ASABE**, v.30, n.5, p.1403-1418., 1987.

LIN, B.; CHEN, X.; YAO, H. CHEN, Y.; LIU, M.; GAO, L.; JAMES, A. Analyses of land use change impacts on catchment runoff using different time indicators based on SWAT model. **Ecological Indicators**, v. 58, p. 55-63, 2015.

LIMA, V. N.; GOMES, S. O.; CANDEIAS, A. L. B.; SILVA, R. R. MAPBIOMAS e uso e cobertura dos solos do município de Brejinho, Pernambuco. In: XXVII Congresso Brasileiro de Cartografia, 2017, Rio de Janeiro. **Anais[...]**, Rio de Janeiro: SBC, 2017.

LYU, L.; WANG, X.; SUN, C.; REN, T.; ZHENG, D. Quantifying the Effect of Land Use Change and Climate Variability on Green Water Resources in the Xihe River Basin, Northeast China. **Sustainability**, v.11, 2019.

MAGALHÃES, A. G.; MONTENEGRO, A. A. A.; JÚNIOR, R. V. P. F.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SILVA, E. F. F.; SOUZA, W. M. Modelagem Hidrológica na Bacia experimental do Jatobá na Região do Semiárido Pernambucano. In: XIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2016, Sergipe. **Anais[...]**, Sergipe: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2016.

MAGALHÃES, A. G.; MONTENEGRO, A. A. A.; ANDRADE, C. W. L.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; JÚNIOR, R. V. P. F. Hydrological modeling of an experimental basin in the semiarid region of the Brazilian State of Pernambuco. **Rev. Ambient. Água**, vol. 13, n.6, 2018.

MAKINDE, E. O.; OYEBANJI, E. I. The Application of Remote Sensing and GIS Technology to Erosion Risk Mapping. **Proceedings**, v.2, 2018.

MANCUSO, M. A.; FLORES, B. A.; ROSA, G. M. SCHROEDER, J. K.; PRETTO, P. R. P. Características da taxa de infiltração e densidade do solo em distintos tipos de cobertura de solo em zona urbana. **Revista Monografias Ambientais**, v. 14, n.1, p. 2890–2998, 2014.

MARTINS FILHO, M. V.; LICCIOTI, T. T.; PEREIRA, G. T.; JÚNIOR, J. M.; SANCHEZ, R. B. Perdas de solo e nutrientes por erosão num argissolo com resíduos vegetais de cana-de-açúcar. **Eng. Agríc.**, v.29, n.1, p.8-18, 2009.

MEDEIROS, I. C.; SILVA, J. F. C. B.C; SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. (2018). Run-off-erosion modelling and water balance in the Epitácio Pessoa Dam river basin, Paraíba State in Brazil. **International Journal of Environmental Science and Technology**, <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1940-3>, 2018.

MELO, H. A.; CUNHA, J.B.L.; NÓBREGA, R.L.B.; RUFINO; I.A.A.; GALVÃO, C.O. Modelos Hidrológicos e Sistemas de Informação Geográfica (SIG): Integração possível. In: IX Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2008, Salvador. **Anais [...]**, ABRH, 2008.

MELO NETO, J. O. SILVA, A.M.; MELLO, C.R.; MÉLLO JÚNIOR, A.V. Simulação hidrológica escalar com o modelo SWAT. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.19, n.1, p.177-188, 2014.

MEISTER, R. S.; NÓBREGA, W. R.; RONJA, W.; GEROLD, GERHARD. Process-based modelling of the impacts of land use change on the water balance in the Cerrado Biome (Rio das Mortes, Brazil). **Erdkunde**, v. 71, n.3, p.241-266, 2017.

MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em Recursos Hídricos: Princípios, integração e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: ABRH, 2013, 576 p.

MEZINE, W. A.; SOARES, M. A.; FAGGION, P. L.; VEIGA, L. A. K.; NADAL, C. A. Avaliação de métodos de redução de sondagens batimétricas ao nível d'água instantâneo para monitoramento de assoreamento: estudo de caso do Reservatório da Usina Hidrelétrica Mauá. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v.22, n.4, p.736-750, 2016.

MIRANDA, R. Q.; GALVÍNCIO, J. D.; MOURA, M. S. B. de; JONES, C. A.; SRINIVASAN, R. Análise espacial do balanço hídrico na Caatinga da Bacia do Rio Pontal. In: Congresso Brasileiro de Agrometeorologia. Simpósio de Mudanças Climáticas e Desertificação no Semiárido Brasileiro, 2017, Petrolina. **Anais[...]**, Petrolina: Embrapa Semiárido; Juazeiro: UNIVASF, 2017.

MONTENEGRO, S. M. G. L.; CABRAL, J. J. S. P.; PAIVA, A. L. R.; MONTENEGRO, A. A.A.; DEMETRIO, J. G. A.; CAVALCANTE, G. L. Águas Subterrâneas na Zona Costeira da Planície do Recife (PE): Evolução da Salinização e Perspectivas de Gerenciamento. **RBRH Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v 14, n.3, p. 81-93, 2009.

MONTEITH, J. L. Evaporation and environment". **Symposia of the Society for Experimental Biology**, v.19, p.205–224, 1965.

MORAES, M. G.; SAMPAIO, Y.; CIRILO, J. A. Integração dos componentes econômico e hidrológico na modelagem de alocação ótima de água para apoio a gestão de recursos hídricos: uma aplicação na Bacia do Rio Pirapama. **Revista Economia**, v.7, n.2, p.331-364, 2006.

MORIASI, D. N; ARNOLD J. G; VAN LIEW M. W; BINGER R. L; HARMEL R. D; VEITH T. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Trans ASABE**, v.50, n.3, p.885-900, 2007.

MOREIRA, A. A.; FERNANDES, F. H. S.; NERY, C. V. M. Mapeamento e análise do uso e ocupação do solo na bacia do Rio Vieira no município de Montes Claros/MG. **Rev. Bras. Geom.**, v.2, n.2, p.40-48, 2014.

MORRIS, G. L.; FAN, J. Reservoir Sedimentation Handbook. McGraw-Hill Book Co. **New York**. Electronic version. v 1, n.04. 2010.

MYRONIDIS, D.; IOANNOU, K. Forecasting the Urban Expansion Effects on the Design Storm Hydrograph and Sediment Yield Using Artificial Neural Networks. **Water**, v. 11, n.31, 2018.

MCKAY, M. D.; BECKMAN, R. J.; CONOVER, W.J. A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code. **Technometrics**, v.21, p.239-245, 1979.

MCINTYRE, N.; JACKSON, B.; WADE, A. J.; BUTTERFIELD, D.; WHEATER, H. S. Sensitivity analysis of a catchment-scale nitrogen model. **Journal of Hydrology**, v. 315, p.1-22, 2005.

NARSIMLU, B.; GOSAIN, A. K.; CHAHAR, B. R.; SINGH, S. K.; SRIVASTAVA, P. K. SWAT Model Calibration and Uncertainty Analysis for Streamflow Prediction in the Kunwari

River Basin India, Using Sequential Uncertainty Fitting. **Environmental Processes**, v. 2, p.79–95. 2015.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R. **Soil and water assessment tool. Input/output file documentation: Version**. Temple: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, EUA. 530p., 2005.

NEITSCH, S.L., ARNOLD, J.G., KINIRY, J.R., WILLIAMS GRASSLAND, J.R., SOIL AND WATER RESEARCH LABORATORY. **Soil and Water Assessment Tool theoretical Documentation Version 2009**. Agricultural Research Service Blackland Research Center – Texas Agrilife Research. Texas A&M University System, 2011.

NRCS. Natural Resources Conservation Service. Chapter 7: **Hydrologic Soil Groups**. In: NRCS. Natural Resources Conservation Service. National Engineering Handbooks Hydrology Chapters (Part 630). Washington, DC: USDA, p. 1-5, 2009.

OLIVEIRA, F.; VALENZUELA, M.; SRINIVASAN, R.; CHOI, J.; CHO, H., KOKA, S., AGRAWAL, A. ArcGIS-SWAT: A Geodata Model and GIS interface for SWAT. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 42, n. 2, p. 295-309, 2006.

OLIVEIRA, L.F.C.; MARTINEZ, M.A.; PRUSKI, F.F.; GRIEBELER, N.P.; OLIVEIRA, G.C. Rotina computacional para a determinação da velocidade de sedimentação das partículas do solo em suspensão no escoamento superficial. **Eng. Agríc.**, v. 25, n.1, p. 126-236, 2005.

OLIVEIRA, L.M.M.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; ANTONINO, A.C.D.; MACHADO, C.C.C.; OLIVEIRA, T.H.; SILVA, B.B.; GALVÍNCIO, J.D. Diagnóstico do albedo de superfície e índice de área foliar na bacia hidrográfica do rio Tapacurá – PE. In: XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2011, Curitiba. **Anais [...]**, Curitiba: INPE, 2011.

PAGLIERO, L.; BOURAOU, F.; WILLEMS, P.; DIELS, J. Large-scale hydrological simulations using the soil water assessment tool, protocol development and application in the Danube Basin. **Journal of Environmental Quality**, v. 43, n.1, p.45-54, 2014.

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; ALEWELL, C.; LUGATO, E.; MONTANARELLA, L. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. **Land Use Policy**, v.48, 38-50p., 2015.

PAZ, A. R. **Apostila de Hidrologia Aplicada**. Universidade Estadual do Rio Grande do Sul. Caxias do Sul, 138p., 2004.

PAZ, Y. M.; GALVÍNCIO, J. D.; HOLANDA, R. M.; SRINIVASAN, R.; JONES, C. A. Sensitivity analysis and calibration of the SWAT model for a basin in northeastern Brazil using observed and reanalysis climatic data. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.11, n.1, p.371-389, 2018.

PAUL, S.; ISLAM, A. K.M. S.; HASAN, M. A.; RAHMAN, M. M. Assessment of change in future water resources of Brahmaputra Basin applying SWAT model using multimember ensemble climate data. **5<sup>th</sup> International Conference on Water & Flood Management, ICWFM**, 2015.

PERAZZOLI, M.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Efeitos de cenários de uso da terra sobre o regime hídrico e produção de sedimentos na bacia do Ribeirão Concórdia – SC. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 859-869, 2013.

PEREIRA, D. R. **Simulação hidrológica na bacia hidrográfica do rio Pomba usando o modelo SWAT**. 2013. 126f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013.

PUGLIESI, A. C. V.; MARINHO, M. A.; MARQUES, J. F.; LUCARELLI, J. R. F. Valoração econômica do efeito da erosão em sistemas de manejo do solo empregando o método custo de reposição. **Bragantia**, v. 70, n. 1, p. 113-121, 2011.

PRIESTLEY, C. H. B.; TAYLOR, R. J. On the assessment of surface heat flux and evaporation, using large scale parameters. **Monthly Weather Review**, v. 100, n. 2, p.81-92, 1972.

PROJETO MAPBIOMAS – **Coleção 2.3 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da terra do Brasil**. Disponível em: <http://mapbiomas.org>. Acesso em 20 de fevereiro de 2018.

PRUSKI, F. F. BRANDÃO, V. S. SILVA, D. D. **Escoamento superficial**. Viçosa: UFV, 2006.

PRUSKI, F. F. **Fatores que interferem na erosão hídrica do solo**. In: PRUSKI, F. F. (Org.) Conservação de solo e água: Práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. 2. Ed., Editora UFV, 2009

REN, P.; LI, J.; FENG, P.; GUO, Y.; MA, Q. Evaluation of Multiple Satellite Precipitation Products and Their Use in Hydrological Modelling over the Luanhe River Basin, China. **Water**, v.10, 677, 2018.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; McCOOL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)**. U.S. Department of Agriculture, Handbook, n. 703, 1997.

RODELLA, L. M. A.; **Modelo de programação linear para apoio a decisão na distribuição de água de sistemas integrados de abastecimento**. 2014. 93f. Tese (Doutorado em Economia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2014.

RODRIGUES, E. L.; ELMIRO, M. A. T.; JACOBI, C. M.; LAMOUNIER, W. L. Application of SWAT Model in the evaluation of water consumption in planted forest areas in Pará river basin, Upper São Francisco, in Minas Gerais. **Soc. & Nat.**, v. 27, n.3, p.485-500, 2015.

RODRIGUES, T.; TOMMASELLI, J. T. G.; ARROIO JUNIOR, P. P. Mapeamento da vulnerabilidade aos processos erosivos a partir de métodos multicriteriais: um estudo sobre as condições ambientais da Bacia Hidrográfica da Represa Laranja Doce, Martinópolis (SP). **Revista Formação**, v. 25, n. 45, p. 67-91, 2018.

ROUHOLAHNEJAD, E.; ABBASPOUR, K. C.; VEJDANI, M.; SRINIVASAN, R.; SCHULIN, R.; LEHMANN, A. A parallelization framework for calibration of hydrological models. **Environ. Model. Software**, v. 31, p. 28-36, 2012.

RUTHES, J. M.; TOMAZONI, J. C.; GOMES, T. C. Influência do Uso e Ocupação do Solo no Processo Erosivo Laminar do Município de Francisco Beltrão – Sudoeste do Paraná, v.5, n.2, p.264-274, 2016.

SALTER, P. J.; WILLIAMS, J. B. The influence of texture on the moisture characteristics of soils. IV: A method of estimating the available-water capacities of profiles in the field. **Journal of Soil Science**, v. 18, n. 1, p. 174-181, 1967.

SALTER, P. J.; WILLIAMS, J. B. The influence of texture on the moisture characteristics of soils. V: Relationships between particle-size composition and moisture contents at the upper and lower limits of available-water. **Journal of Soil Science**, v. 20, n. 1, p. 126-131, 1969.

SANTOS, C. A. G.; SILVA, R.M. Análise geoespacial da produção de sedimentos através de técnicas de modelagem e geoprocessamento: o estudo de caso da bacia do Rio Pirapama. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2005, João Pessoa. **Anais [...]**, João Pessoa: ABRH, 2005.

SANTOS, J. Y. G.; SILVA, R. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SANTOS, C. A. G. Aplicação do modelo SWAT para estimativa da produção de sedimentos na Bacia do Rio Tapacurá, Pernambuco. In: Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, 2014, João Pessoa. **Anais [...]**, João Pessoa: ABRH, 2014.

SANTOS, J. Y. G. **Análise espaço-temporal de processos hidrossedimentológicos na Bacia do Rio Tapacurá (Pernambuco, Brasil)**. 2015. 205f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

SANTOS, J. Y. G.; SILVA, R. M.; CARVALHO NETO, J.G.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; SANTOS, C.A.G.; SILVA, A.M. Land cover and climate change effects on streamflow and sediment yield: a case study of Tapacurá River basin, Brazil. Proc. **Int. Assoc. Hydrol. Sci.**, v.371, p.189-193, 2015.

SANTOS, J. T. S.; NUNES, H. G.G. C.; PONTES, A. K. S.; SOUSA, A. M. L. O Modelo SWAT como Ferramenta para a Gestão de Recursos Hídricos: Um exemplo aplicado no rio Apeú, Castanhal/PA. **REGA**, v.15, n.3, 2018.

SANTOS, R. O.; SCUDELARI, A.C.; CUNHA, C.L.N.; RIGHETTO, A.M. Avaliação da Produção e Aporte de Sedimentos para o Rio Potengi, RN. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.18, n.3, p.149-163, 2013.

SANTOS, T. E. M. **Avaliação de técnicas de conservação de água e solo em bacia experimental do semiárido Pernambucano**. 2006. 69f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2006.

SARI, V.; POLETO, C.; CASTRO, N. M. R. Caracterização dos processos hidrossedimentológicos em bacias rurais e urbanas. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, n.16, p.596-624, 2013.

SECTMA - Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente. **Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH – PE**. Documento Síntese. Governo do Estado de Pernambuco, 223p., 1998.

SECTMA - Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Pernambuco. **Plano de aproveitamento dos Recursos Hídricos da Região Metropolitana de Recife, Zona da Mata e Agreste Pernambucano –PARH. 2005.**

SIQUEIRA, M. S.; ALCÂNTARA, H. M.; RIBEIRO, G. N.; MEDEIROS, P. C.; AFONSO, J. P. S. D.; MEDEIROS, A. C.; MARACAJÁ, P. B. Impactos das alterações de uso e ocupação do solo considerando a variabilidade climática e hidrológica na região do semiárido. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental**, v. 11, n.01, p.139 – 149, 2017.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. Aplicação do modelo distribuído Açumod na modelagem das potencialidades das sub-bacias do rio Pirapama. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 2005, João Pessoa. **Anais [...]**, João Pessoa: ABRH, 2005.

SILVA, R. M. **Introdução ao geoprocessamento: conceitos, técnicas e aplicações.** Novo Hamburgo: Feevale, 2007.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. Estimativa da produção de sedimentos mediante uso de um modelo hidrossedimentológico acoplado a um SIG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, n.5, p. 520-526, 2008.

SILVA, C. A. V.; GALVÍNIO, J. D. Relação clima e escoamento superficial na bacia hidrográfica do rio Pirapama – PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.2, n.2, p.57-69, 2009.

SILVA, R. M. **Análise da perda de solos na Bacia do Rio Tapacurá mediante previsão climática e modelos de erosão.** 2010. 133f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.

SILVA, J. M. **O serviço ambiental hidrológico das áreas de proteção permanente: um estudo de caso com modelagem numérica em pequena e mesoescala na bacia do Rio Piracicaba.** 2013. 100f. Tese (Doutorado em Ciências Atmosféricas) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

SILVA, R. M.; MEDEIROS, I. C. Análise hidrossedimentológica em ambiente SIG usando o modelo SWAT. **Revista Internacional de Ciencia y Tecnologia de la Información Geográfica**, n.14, p. 211-231, 2014.

SILVA, M. A. **Modelagem Hidrológica e das perdas de solo: suas relações com as formas de relevo e uso da terra na Bacia do Rio Taperoá – PB.** 2015. 103f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal da Paraíba, 2015.

SILVA, D. T. A.; SILVA, M. T.; SILVA, T. C. Estimativa do aporte de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Submédio Rio São Francisco. In: XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. 2015. João Pessoa. **Anais [...]**, João Pessoa: SBSR – INPE, p.6533 – 6541, 2015a.

SILVA, M. M. M. A.; SILVA, M. T. Avaliação de desempenho do modelo SWAT para estimativa da evapotranspiração potencial para a região de Petrolândia, Estado de Pernambuco. In: XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2015, João Pessoa. **Anais [...]**, João Pessoa: INPE, p.4218-4223, 2015b.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. S.; SILVA, V. C. L.; MEDEIROS, I. C.; MOREIRA, M.; REAL, J. C. Efeitos de Cenários de uso da terra na vazão e produção de sedimentos na bacia do Rio Cobres, Portugal. **Revista Geociências**, v.35, n.4, p.609-622, 2016a.

SILVA, B. F.; PINTO, W. T.; SOARES, A. K. Produção de sedimentos em bacia hidrográfica via calibração do modelo hidrossedimentológico SWAT. In: XIV ENEE Amb, II Fórum Latino Americano de Engenharia e Sustentabilidade. 2016, Brasília. **Anais [...]**, Brasília: SBEA, 2016b.

SILVA, D. C. C.; FILHO, J. L. A.; SALES, J. C. A.; LOURENÇO, R. W. Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o cálculo do fator c da USLE. **Revista Raega**, v.42, p. 72-85, 2017.

SILVA, R. M.; HENRIQUE, I. G. N.; CAZÉ, J. F. Simulação das mudanças de uso e ocupação do solo e seus efeitos nas características hidrossedimentológicas em uma Bacia do Bioma Caatinga. **Revista de Geografia** (Recife), v. 35, n.1, 2018.

SOARES, D. F.; FARIA, A. M.; ROSA, A. H. Análise de risco de contaminação de águas subterrâneas por resíduos de agrotóxicos no município de Campo Novo do Parecis (MT), Brasil. **Eng Sanit Ambient**, v.22, n.2, p.277-284, 2017.

SOUSA, A. M. L.; VITORINO, M. I.; CASTRO, N. M. R.; BOTELHO, M. N.; SOUZA, P. J. O. P. Evapotranspiration from Remote Sensing to Improve the Swat Model in Eastern Amazonia. **Floresta e Ambiente**, 2015.

SOUSA, W. S.; VIANA, J. F.S.; SILVA, R. R.; IRMÃO, R. A. Estimativa do balanço hídrico de uma sub-bacia da Bacia Hidrográfica do Rio Ipanema com o Modelo SWAT. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v.3, n.1, p.146-154, 2018.

SCS - SOIL CONSERVATION SERVICE. Supplement A, Section 4, Chapter 10, **Hydrology**. National Engineering Handbook, USDA, Washington, D.C., 1972.

SCHMALZ, B.; FOHRER, N. Comparing model sensitivities of different landscapes using the ecohydrological SWAT model. **Adv. Geosci**, v.21, p.91–98, 2009.

SCHUOL, J.; ABBASPOUR, K.C.; SRINIVASAN, R.; YANG, H. Modelling Blue and Green Water Availability in Africa at monthly intervals and subbasin level. **Water Resources Research**, v. 44, 2008.

SHARPLEY, A.N.; WILLIAMS, J.R. EPIC – **Erosion productivity impact calculator: Model Documentation**. Washington: U.S: Department of Agriculture, 145p., 1990.

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

SLOAN, P.G.; MORRE, I.D.; COLTHARP, G.B.; EIGEL, J.D. Modeling surface and subsurface storm flow on steeply-sloping forest watersheds. **Water Resources Inst. Report 142**. Univ. Kentucky, Lexington, 1983.

SMITH, M. **Report on the expert consultation on revision of FAO methodologies for crop water requirements**. Rome: FAO, 45 p., 1991

STRETTA, C. **Hydrodynamic Modelling of the Pirapama Estuarine System after upstream regulation**. Rapport INPT/ENSEEIH, 2000.

TADESSE, D.; DAI, W. Prediction of sedimentation in reservoirs by combining catchment based model and stream based model with limited data. **International Journal of Sediment Research**, v.34, 27-37, 2018.

TOMASSELLA, J.; ROSSATO, L. **Tópicos em Meio Ambiente e Ciências Atmosféricas: Balanço hídrico**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. INPE-13140-PRE/8399, 2005.

TUCCI, C.E.M. **Modelos Hidrológicos**. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. ABRH: Porto Alegre, 1998.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 4ª Edição. ABRH: Porto Alegre, 943 p., 2009.

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impactos das mudanças de cobertura vegetal no escoamento: Revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.2, p.135-152, 1997.

THOMAS, J. A.; BUENO, L. S.; LAPOLLI, E. M. A utilização do Sensoriamento Remoto e o Geoprocessamento na Classificação de Áreas Urbanas, Joaçaba-SC. In: X Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2001, Foz do Iguaçu, **Anais [...]**. Foz do Iguaçu – PR, p. 1183-1190, 2001.

UZEIKA, T. **Aplicabilidade do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na simulação da produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural**. 2009.144f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

UZEIKA, T.; MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P.G.; MORO, M. Use of the Swat Model for Hydro-Sedimentologic Simulation in a Small Rural Watershed. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.36, p.557-565, 2012.

VALCARCEL, R. Balanço hídrico no ecossistema florestal e sua importância conservacionista na região ocidental dos Andes Venezuelanos. In: XI Seminário sobre Atualidades e Perspectivas Florestais: “A importância das florestas no manejo das bacias hidrográficas, 1985, Curitiba. **Anais [...]**, Curitiba: Embrapa, p.32-35, 1985.

VAN GRIENSVEN. A.; MEIXNER. T.; GRUNWALD. S.; BISHOP. T.; DILUZIO. M.; SRINIVASAN. R. A global Sensitivity analysis tool for the parameters of multivariable catchment models. **Journal of Hydrology**, v.324, p.10–23, 2006.

VENZON, P. T.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Hydrological simulation uncertainties in small basins through the SWAT model. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.23, p.1-13, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.231820180014>.

VIOLA, M. R.; MELLO, C. R.; ACERBI JR., F. W.; SILVA, A. M.; Modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do Rio Aiuruoca, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p.581 – 590, 2009.

VIOLA, M. R.; MELLO, C. R.; BESKOW, S.; NORTON, L. D. Impacts of Land-use Changes on the Hydrology of the Grande River Basin Headwaters, Southeastern Brazil. **Water Resources Management**, v.28, n.13, p. 4537 - 4550, 2014.

VOLK, L. B. S.; COGO, N. P.; STRECK, E. V. Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 6, p. 763-774, 2004.

WAGNER, P. D.; BHALLAMUDI, S. M.; NARASIMHAN, B.; KANTAKUMAR, L. N.; SUDHEER, K. P.; KUMAR, S.; SCHNEIDER, K.; FIENE, P. Dynamic integration of land use changes in a hydrologic assessment of a rapidly developing Indian catchment. **Science of The Total Environment**, v. 539, p. 153–164, 2015.

WELLS, B.; TONIOLO, H.; Hydrologic Modeling of Three Sub-Basins in the Kenai River Watershed, Alaska, USA. **Water**, v.10, n.691, 2018.

WILLIAMS, J. R. Flood Routing With Variable Travel Time or Variable Storage Coefficients. **Transactions on the ASAE**, v.12, n.1, p.100-103, 1969.

WILLIAMS, J. R. Sediment routing for agricultural watersheds. **Journal of the American Water Resources Association**, v.11, p.965-974, 1975.

WILLIAMS, J. R.; JONES, C.A.; DYKE, P.T. **The EPIC model and its application**. Proc., ICRISAT-IBSNAT-SYSS, Symposium on Minimum Data Sets for Agrotechnology Transfer, 111–121, 1984.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning**. 7th Transactions of International Congress of Soil Science, p. 418-425, 1960.

WOOLHISER, D. A.; SMITH, R. E.; GOODRICH, D. C.; KINEROS. A. **Kinematic Runoff and Erosion Model: Documentation and User Manual**. Washington D.C.: USDA, 130 p., 1990.

WHITE, M. J., R. D. HARMEL, J. G. ARNOLD, AND J. R. WILLIAMS. SWAT Check: A screening tool to assist users in the identification of potential model application problems. **J. Environ. Quality** (in press). Available at: <http://swatmodel.tamu.edu/software/swat-check>, 2012.

YAN, B.; FANG, N. F.; ZHANG, P. C.; SHI, Z. H. Impacts of land use change on watershed streamflow and sediment yield: An assessment using hydrologic modelling and partial least squares regression. **Journal of Hydrology**. v. 484, p. 26-37, 2013.

ZANIN, P.R. **Modelagem hidrossedimentológica de bacia hidrográfica com reservatórios**. 2015. 211f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

ZHANG, Y. Q.; CHIEW, F. H. S.; ZHANG, L. Use of remotely sensed actual evapotranspiration to improve rainfall-runoff modeling in southeast australia. **Journal of Hydrometeorology**, v.10, p.969-980, 2009.

ZHAO, F.; WU, Y.; QIU, L.; SUN, Y.; SUN, L.; LI, Q.; NIU, J.; WANG, G. Parameter Uncertainty Analysis of the SWAT Model in a Mountain-Loess Transitional Watershed on the Chinese Loess Plateau. **Water**, v.10, 2018.

ZEILHOFER, P. Aplicabilidade de Mapas Topográficos 1:100.000 para a Modelação de Relevo e Obtenção de Parâmetros Fisiográficos na Bacia do Rio Cuiabá. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.6, n.3, 2001.

ZEIGER, S. J.; HUBBART, J. A. Assessing environmental flow targets using pre-settlement land cover: a SWAT modeling application. **Water**, v.10, n.791, 2018.

## APÊNDICE A – PARÂMETROS DOS SOLOS

Apêndice A. Tabela 1 - Valores dos parâmetros para os tipos de solo usados na modelagem.

	CLASSES	*AR	*EH	*GL	*LA	*NQ	*NT	*SM
	NLAYERS	3	4	3	3	5	3	3
	HYDGRP	B	C	D	A	A	B	C
	SOL_ZMX	2000	1500	1700	300	1000	1000	1000
	ANION_EXCL	0.5	0.5	0.39	0.5	0.5	0.5	0.5
	SOL_BD	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65
	SOL_ALB	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
	SOL_K	50.4	90	12.5	90	79.1	5	2.5
	SOL_CRK	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
CAMADA 1	SOL_Z1	200	130	300	300	200	200	20
	SOL_AWC1	0.06	0.1	0.13	0.15	0.1	0.1	0.12
	SOL_CBN1	1.10	1.7	2.56	1.65	0.43	1.6	5.9
	CLAY1	26	7	52	59	2	50	32
	SILT1	35	14.9	28.54	21.75	1	41	18
	SAND1	29	78	20	19	98	9	50
	ROCK1	4	1	1	3	1	0	0
	USLE_K1	0.15	0.14	0.21	0.07	0.28	0.28	0.28
CAMADA 2	SOL_Z2	400	340	500	350	400	400	50
	SOL_AWC2	0.14	0.1	0.24	0.12	0.09	0.05	0.13
	SOL_CBN2	0.78	0.4	0.75	1.36	0.43	1.6	0.2
	CLAY2	42	10.8	51.59	45	2	50	25
	SILT2	44	8.6	11	19.89	0	19	15
	SAND2	31	70	1	17.83	98	40	60
	ROCK2	2	0	0	1	1	4	0
	USLE_K2	0.28	0.12	0.21	0.08	0.28	0.28	0.28
CAMADA 3	SOL_Z3	600	670	1700	800	600	600	80
	SOL_AWC3	0,15	0.2	0,25	0.12	0.09	0.09	0.09
	SOL_CBN3	0.31	0.3	0,4	0.87	0.09	0.9	0.2
	CLAY3	39	10.3	82	62.28	2	65	40
	SILT3	25	15.6	17	2	0	29	22
	SAND3	29	74.1	1	38	98	6	38
	ROCK3	4	0	0	1	1	1	0
	USLE_K3	0,14	0.15	0,26	0.06	0.28	0.28	0.28
CAMADA 4	SOL_Z4	-	1500	-	-	800	-	-
	SOL_AWC4	-	0.2	-	-	0.1	-	-
	SOL_CBN4	-	0.2	-	-	0.09	-	-
	CLAY4	-	13.2	-	-	2	-	-
	SILT4	-	15.2	-	-	0	-	-
	SAND4	-	71.6	-	-	98	-	-
	ROCK4	-	0	-	-	1	-	-
	USLE_K4	-	0.15	-	-	0.28	-	-
CAMADA 5	SOL_Z5	-	-	-	-	1000	-	-
	SOL_AWC5	-	-	-	-	0.09	-	-
	SOL_CBN5	-	-	-	-	0.09	-	-
	CLAY5	-	-	-	-	2	-	-
	SILT5	-	-	-	-	0	-	-
	SAND5	-	-	-	-	98	-	-
	ROCK5	-	-	-	-	1	-	-
	USLE_K5	-	-	-	-	0.28	-	-

\*AR: Argissolos; \*EH: Espodossolo Hidromórfico; \*GL: Gleissolo; \*LA: Latossolo Amarelo; \*NQ: Neossolo Quartzarênico; \*NT: Nitossolo; \*SM: Solos Indiscriminados de Mangue.

## APÊNDICE B – MÉDIAS MENSIS DAS VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS

Apêndice B. Tabela 1 - Valores das médias mensais dos parâmetros climatológicos utilizados pelo modelo SWAT para a Bacia do Rio Pirapama com dados diários do ponto global (83350).

GLOBAL - CFSR (83350)												
Parâmetros	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
TMPMX	29.8	30.0	30.1	29.0	27.9	26.4	25.8	26.2	27.7	28.9	29.8	30.1
TMPMN	23.6	23.9	23.8	23.4	22.6	22.2	21.6	21.4	21.6	22.4	23.2	23.5
TMPSTDMX	1.6	1.7	1.6	1.8	1.9	1.7	1.7	1.7	1.6	1.5	1.2	1.4
TMPSTDMN	0.9	1.0	1.0	1.1	1.0	1.0	0.8	0.8	1.1	1.1	0.9	0.9
PCPMM	137.9	162.2	209.7	264.4	234.2	252.3	208.5	141.3	86.1	63.3	61.0	107.8
PCPSTD	6.8	7.9	8.5	10.2	7.5	9.1	8.5	5.2	4.2	3.1	4.0	6.7
PCPSKW	2.6	2.0	1.7	2.9	1.1	2.3	4.9	3.1	2.5	2.5	3.3	3.4
PR_W1	0.5	0.6	0.6	0.6	0.5	0.6	0.8	0.8	0.5	0.5	0.4	0.4
PR_W2	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	1.0	1.0	0.9	0.9	0.8	0.8	0.8
PCPD	25.2	24.1	26.5	27.4	27.7	28.2	29.9	29.2	24.3	22.2	19.4	20.2
RAINHHMX	50.7	44.4	42.4	106.8	33.8	65.6	111.5	55.6	28.4	21.7	30.1	63.1
SOLARAV	23.6	23.5	23.7	19.8	16.3	12.9	12.7	14.8	20.3	22.2	24.2	24.6
DEWPT	0.8	0.8	0.8	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.8	0.8	0.8	0.7
WNDVAV	3.3	3.1	3.0	2.7	2.8	3.2	3.5	3.6	3.6	3.7	3.8	3.6

Apêndice B. Tabela 2 - Valores das médias mensais dos parâmetros climatológicos utilizados pelo modelo SWAT para a Bacia do Rio Pirapama com dados diários do ponto global (83353).

GLOBAL - CFSR (83353)												
Parâmetros	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
TMPMX	29.9	29.9	30.0	28.4	27.0	25.2	24.6	25.0	27.0	28.7	30.0	30.5
TMPMN	20.4	20.7	20.9	20.9	20.2	19.8	19.2	18.7	18.5	19.2	19.9	20.2
TMPSTDMX	2.2	2.3	2.2	2.3	2.2	1.9	1.9	2.0	2.3	2.2	1.9	2.1
TMPSTDMN	1.0	0.9	0.9	0.9	1.2	1.1	1.0	1.0	1.3	1.2	1.1	1.1
PCPMM	138.9	165.6	203.0	232.2	216.3	218.0	179.3	135.6	93.9	62.6	64.0	112.1
PCPSTD	6.9	7.9	8.0	8.4	7.0	7.8	6.8	5.2	4.4	3.0	4.4	6.9
PCPSKW	2.4	2.0	1.5	2.7	1.1	2.5	3.3	2.9	2.2	2.0	3.4	3.7
PR_W1	0.5	0.6	0.6	0.7	0.5	0.6	0.8	0.8	0.6	0.6	0.4	0.4
PR_W2	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	1.0	1.0	0.9	0.9	0.8	0.8	0.8
PCPD	25.1	24.1	27.3	27.7	27.8	27.9	29.3	29.3	24.9	23.6	19.6	20.4
RAINHHMX	44.5	48.6	38.4	89.2	34.7	64.6	77.1	53.0	29.7	17.6	33.9	70.0
SOLARAV	22.7	22.4	22.7	18.9	15.7	12.3	12.4	14.6	18.9	21.1	23.0	23.7
DEWPT	0.8	0.8	0.8	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.8	0.8	0.8	0.7
WNDVAV	2.6	2.4	2.4	2.1	2.1	2.4	2.6	2.7	2.7	2.8	2.9	2.8

## APÊNDICE C – PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS DAS SUB-BACIAS PARA CADA CENÁRIO REAL DE USO DA TERRA

Apêndice C. Tabela 1 - Valores da produção de sedimentos (ton/ha) por sub-bacia, para cada cenário real de uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Pirapama (2000 – 2016).

Sub-bacias	CR 2000	CR 2001	CR 2002	CR 2003	CR 2004	CR 2005	CR 2006	CR 2007	CR 2008	CR 2009	CR 2010	CR 2011	CR 2012	CR 2013	CR 2014	CR 2015	CR 2016
1	7.23	8.09	11.13	10.39	12.01	28.15	3.50	5.99	6.24	6.32	14.67	14.54	17.65	2.89	2.89	2.89	2.89
2	8.30	15.13	12.10	9.29	19.03	27.53	2.60	13.63	12.71	12.71	14.15	15.99	18.75	3.49	3.49	3.49	3.49
3	0.10	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.11	0.90	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.10	0.10	0.10	0.10
4	0.28	0.36	0.28	0.23	0.28	0.50	0.05	0.24	0.17	0.17	0.52	0.49	0.47	0.02	0.02	0.02	0.02
5	0.13	0.77	0.76	0.75	0.76	0.79	0.09	0.75	0.73	0.73	0.80	0.79	0.80	0.08	0.08	0.08	0.08
6	36.08	21.79	17.49	15.66	27.91	34.02	3.85	30.11	23.07	23.06	20.78	28.29	60.22	3.11	3.11	3.11	3.11
7	45.01	51.17	15.64	12.85	11.93	71.86	3.38	58.21	52.50	52.52	20.42	20.40	53.60	4.01	4.01	4.01	4.01
8	5.14	7.02	4.88	3.96	3.28	4.67	0.36	2.11	6.29	6.29	17.63	17.62	15.21	1.58	1.58	1.58	1.58
9	6.46	5.04	2.03	4.37	4.76	6.70	0.95	4.03	3.12	3.12	3.67	3.60	20.41	0.40	0.40	0.40	0.40
10	13.08	11.34	11.01	8.12	9.86	41.76	5.01	12.84	11.67	11.71	14.16	14.17	26.32	2.59	2.59	2.59	2.59
11	0.16	1.49	1.49	1.49	1.49	1.50	0.16	1.39	1.47	1.47	1.46	1.46	1.46	0.15	0.15	0.15	0.15
12	0.24	2.28	2.30	2.28	2.28	2.29	0.24	2.30	2.27	2.27	2.27	2.26	2.27	0.23	0.23	0.23	0.23
13	0.17	1.63	1.63	1.63	1.63	1.64	0.17	1.63	1.55	1.55	1.62	1.62	1.62	0.16	0.16	0.16	0.16
14	0.26	1.94	1.94	1.90	1.98	2.00	0.27	1.91	1.95	1.94	2.03	2.06	2.31	0.25	0.25	0.25	0.25
15	0.17	1.59	1.59	1.59	1.59	1.59	0.17	1.59	1.58	1.58	1.59	1.59	1.58	0.16	0.16	0.16	0.16
16	2.96	4.58	3.02	2.44	2.14	2.12	0.17	0.72	0.86	0.86	2.70	2.70	3.72	1.30	1.30	1.30	1.30
17	0.39	3.49	3.51	3.50	3.51	3.53	0.39	3.50	3.47	3.47	3.50	3.49	3.50	0.38	0.38	0.38	0.38
18	19.35	22.31	17.33	14.28	17.37	35.24	3.51	20.88	21.32	21.40	22.23	21.95	33.01	6.36	6.36	6.36	6.36
19	0.28	2.62	2.62	2.62	2.62	2.64	0.28	2.62	2.62	2.62	2.61	2.63	2.61	0.27	0.27	0.27	0.27
20	18.58	18.67	13.27	8.90	10.53	32.36	3.17	16.98	16.33	16.32	24.15	23.59	34.24	4.03	4.03	4.03	4.03
21	0.29	2.42	1.96	1.82	2.78	2.80	0.29	1.76	1.27	1.27	2.59	2.64	2.75	0.28	0.28	0.28	0.28
22	0.10	0.81	0.81	0.81	0.81	0.81	0.10	0.81	0.80	0.80	0.81	0.80	0.80	0.09	0.09	0.09	0.09
23	0.25	2.32	2.32	2.33	2.33	2.33	0.25	2.33	2.31	2.31	2.32	2.33	2.31	0.24	0.24	0.24	0.24
24	0.24	2.19	2.25	2.25	2.25	2.26	0.24	2.25	2.23	2.23	2.25	2.24	2.24	0.23	0.23	0.23	0.23
25	0.20	1.91	1.91	1.91	1.92	1.93	0.21	1.92	1.92	1.92	1.92	1.92	1.92	0.19	0.19	0.19	0.19
26	7.23	7.94	7.92	7.02	8.83	8.95	4.51	7.05	9.80	9.68	10.15	10.76	16.29	4.83	4.83	4.83	4.83
27	4.04	2.69	5.89	5.29	5.59	3.10	0.21	3.26	3.30	3.30	1.93	1.87	5.15	2.69	2.69	2.69	2.69
28	1.09	0.69	0.66	0.51	1.61	2.38	0.17	0.72	0.74	0.74	0.78	0.76	1.05	0.10	0.10	0.10	0.10
29	11.39	16.69	11.87	11.84	23.96	29.55	3.73	11.34	5.70	5.70	18.27	19.04	32.77	4.35	4.35	4.35	4.35

Fonte: A Autora (2019)