

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Calebe Rodrigues Soares Santos

**AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO HIDROLÓGICO DA BACIA DE SERRA
AZUL-MG SOB CENÁRIO HIPOTÉTICO DE USO DO SOLO COM A ADOÇÃO DE
SISTEMAS AGROFLORESTAIS**

Belo Horizonte
2023

Calebe Rodrigues Soares Santos

**AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO HIDROLÓGICO DA BACIA DE SERRA
AZUL-MG SOB CENÁRIO HIPOTÉTICO DE USO DO SOLO COM A ADOÇÃO DE
SISTEMAS AGROFLORESTAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Hidráulica e Recursos Hídricos

Linha de pesquisa: Modelagem de Processos Hidrológicos

Orientadora: Profa. Dra. Letícia Santos de Lima

Coorientador: Prof. Dr. Nilo de Oliveira Nascimento

Belo Horizonte
2023

S237a

Santos, Calebe Rodrigues Soares.

Avaliação do comportamento hidrológico da Bacia de Serra Azul-MG sob cenário hipotético de uso do solo com a adoção de sistemas agroflorestais [recurso eletrônico] / Calebe Rodrigues Soares Santos. – 2023.

1 recurso online (182 f. : il., color.) : pdf.

Orientadora: Letícia Santos de Lima.

Coorientador: Nilo de Oliveira Nascimento.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Apêndices e anexos: f. 168-182.

Bibliografia: f. 141-167.

1. Engenharia sanitária – Teses. 2. Recursos hídricos – Teses. 3. Solos – Conservação – Teses. 4. Modelagem geológica – Teses. 5. Agroecologia – Teses. 6. Hidrologia – Simulação (Computadores) – Teses. 7. Serra Azul (MG) – Teses. I. Lima, Letícia Santos de. II. Nascimento, Nilo de Oliveira. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. IV. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

FOLHA DE APROVAÇÃO

"Avaliação do Comportamento Hidrológico da Bacia de Serra Azul-mg Sob Cenário Hipotético de Uso do Solo Com A Adoção de Sistemas Agroflorestais"

CALEBE RODRIGUES SOARES SANTOS

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Profa Letícia Santos de Lima

Prof. Nilo de Oliveira Nascimento - Coorientador

Prof. André Ferreira Rodrigues

Prof. Diego Rodrigues Macedo

Profa Danielle de Almeida Bressiani

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

Profa. Priscilla Macedo Moura

Profª. Letícia Santos de Lima

Coordenadora

Orientadora

Belo Horizonte, 28 de novembro de 2023.



Documento assinado eletronicamente por **Letícia Santos de Lima, Usuária Externa**, em 01/12/2023, às 13:42, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Diego Rodrigues Macedo, Professor do Magistério Superior**, em 01/12/2023, às 14:49, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Nilo de Oliveira Nascimento, Presidente de comissão**, em 01/12/2023, às 15:13, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Andre Ferreira Rodrigues, Professor do Magistério Superior**, em 04/12/2023, às 07:58, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Danielle de Almeida Bressiani, Usuário Externo**, em 04/12/2023, às 11:11, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Eduardo Coutinho de Paula, Coordenador(a) de curso de pós-graduação**, em 16/10/2024, às 09:42, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **2831719** e o código CRC **850AA00A**.

A todas e todos que insistem em abster-se do paradigma individualista e consumista dos tempos modernos, optando em cultivar as sementes ancestrais do censo e da práxis coletivos. Aos povos originários de todo globo terrestre, em especial aos que habitam milenarmente nas “terras sem males” de AbyaYala, buscando e estando mais próximos de uma coexistência harmônica com a Criação (natureza).

AGRADECIMENTOS

Todo mérito seja dado a Deus que é mãe e pai, e formou toda a Criação (meio ambiente), da qual nós humanos somos parte e dependemos integralmente desta. A natureza (o universo) está em Deus, que através desta, continua provendo os sustentos de todas as nossas necessidades durante a jornada que viemos traçando até aqui. À todos da minha família que desde a graduação vem contribuindo de forma imprescindível com recursos materiais, econômicos, afetos, todos incentivos e apoios para continuidade do meu aperfeiçoamento profissional e científico. A Painho, e em especial a Mainha que enfrentou e superou batalhas difíceis durante esse meu tempo do mestrado. À Jessica Nayara (e toda sua família), por toda companhia, nos momentos mais difíceis com suas palavras de afirmação para renovo das esperanças e o incentivo para que eu continuasse a persistir um passo de cada vez. À todas amigades que tenho construído desde minha origem no Vale do Jequitinhonha até os lugares do mundo que vivi e passei, pois há amigos mais chegados do que parentes. Aos irmãos do Nós na Criação AbyaYala, Renovar Nosso Mundo, Rede Juvenil Latino-americana e Caribenha, e toda rede global Micah/Tearfund. Aos agroflorestores e agricultores sintrópicos que partilham os conhecimentos empíricos (especialmente à Nathália Muguet do Sítio Semente, a qual me apresentou os sistemas agroflorestais em 2015, e à Terra Prometida Agrofloresta). À minha orientadora, professora Letícia, e ao meu co-orientador, professor Nilo, os quais me deram todo suporte desde o início, através das reuniões virtuais devido as barreiras da pandemia, orientações, ensinamentos e incentivos em meio aos momentos conturbados por causa de problemas pessoais familiares que passei em meio às fases cruciais de definição e elaboração do projeto de pesquisa, e também nessa etapa final quando adoeci de Chikungunya em meio a escrita da dissertação. Agradeço aos demais professores do Programa de Pós-Graduação do PPG SMARH-UFMG em cada etapa do mestrado, em especial aos professores Bruno, Francisco e André os quais contribuíram com sugestões de melhorias participando das minhas bancas de seminários. Aos professores e colegas do ICA-UFMG. Ao professor Jhones Amorim da UFRN, que contribuiu de maneira crucial para que eu conseguisse superar os empecilhos que ocorreram com o software e consequente obtenção dos resultados para avanço da dissertação. Ao Luciano por se dispor a realizar as manutenções do meu notebook em momentos fundamentais. Ao Felipe por partilha dos dados de sua pesquisa. Aos colegas do SMARH pelo suporte mútuo desde o início nas disciplinas, e toda parceria de incentivos entre uns aos outros. À secretaria do SMARH por toda paciência em nos ajudar com as questões burocráticas. Agradeço às instituições de fomento (FAPEMIG, CNPq e CAPES) pelo amparo financeiro concedido para o desenvolvimento da pesquisa através das bolsas de mestrado.

“KÒ SÍ EWÉ, KÒ SÍ ÒRÌSÀ” (“Sem folha, não têm Orixá!”)
(Ditado Yourubá);

“Solo doente, planta doente, homem doente.”...ao passo
que... “Solo sadio, planta sadia, ser humano sadio.”
(Ditado Indiano/Ana Maria Primavesi);

“A agricultura é a arte de guardar o sol.” (Provérbio Chinês);

“Quem planta tâmaras, não colhe tâmaras”...se comemos
tâmaras hoje, é porque alguém que não está mais vivo
plantou, logo, plantemos para os que virão!
(Ditado e reflexão Árabes)

“O futuro é ancestral.” (Ailton Krenak);

“Que a justiça corra como águas de um caudaloso rio
perene.” (Martin Luther King Jr./Amós 5:24)

“A natureza criada aguarda, com grande expectativa, que os
filhos de Deus sejam revelados.” (Romanos 8:19-21)

RESUMO

A crescente demanda por recursos naturais tem ocasionado intensas mudanças no uso do solo ao redor do mundo, com frequente remoção da cobertura vegetal. Tais transformações geram alterações nos processos do ciclo hidrológico, afetando a disponibilidade hídrica em termos de qualidade e quantidade. A fim de atenuar os impactos das mudanças de uso e cobertura do solo sobre os recursos hídricos, surgem as práticas de conservação do solo e água, entre elas, os Sistemas Agroflorestais e de Agricultura Sintrópica (SAFs). Neste sentido, o presente estudo tem como objetivo investigar os efeitos da adoção de SAFs sobre processos hidrológicos no contexto de uma bacia rural. A literatura científica ainda é incipiente nesta temática. No entanto, alguns trabalhos apontam que a implementação de SAFs leva a reduções nas taxas de escoamento superficial e na produção de sedimentos, assim como aumenta as taxas de infiltração e fluxo de base. No presente trabalho, a fim de investigar estes efeitos, foram adotadas duas metodologias: (1) uma revisão sistemática da literatura enfocada em trabalhos empíricos e de modelagem hidrológica que avaliam a influência dos SAFs no balanço hídrico, com especial atenção aos trabalhos que descrevem as estratégias adotadas para a representação dos SAFs no modelo SWAT (Soil & Water Assessment Tool); (2) modelagem hidrológica aplicada à bacia hidrográfica do reservatório de Serra Azul, Minas Gerais, usando o modelo SWAT e técnicas de simulação de cenários comparados de usos do solo. Na revisão de literatura, foram obtidas 310 publicações com relevância para a temática, entre elas: 251 trabalhos em inglês e 59 em português. Deste total de trabalhos, 56 citaram ou tiveram enfoque no efeito dos SAFs no balanço hídrico e somente 11 apresentaram diferentes metodologias para representação de cenários hipotéticos com adoção de SAFs no modelo ecohidrológico SWAT. Na ausência de uma tipologia específica de uso do solo para a representação dos SAFs no modelo SWAT, durante a modelagem hidrológica adotou-se a subdivisão de outros tipos de usos do solo disponíveis na base do SWAT contendo a parametrização de cultivos mistos, ponderando os percentuais de área para cada cultivo com base nas porcentagens das áreas ocupadas pela estratificação dos dosséis (copas) de cada espécie agrícola, arbustiva ou florestal que compõem os arranjos de SAFs. A fim de analisar o efeito dos SAFs, compararam-se cenários hipotéticos de implantação gradativa de SAFs na área da bacia em estudo. Através dos resultados da modelagem hidrológica foi verificado que, nos cenários com áreas gradativas com adoção de SAFs (9,17% a 25,76%), houve alterações em alguns componentes do balanço hídrico e nas produções de água e sedimentos: redução (vazão média produzida: 0,57% a 2,47%; escoamento superficial: 4,62% a 26,01%; vazões de pico: 3,39% a 8,20%; produção de sedimentos: 5,34% a 50,%) e aumento (escoamento lateral subsuperficial: 4,27% a 14,44%; percolação: 0,49% a 4,77%; contribuição do aquífero: 1,58% a 7,08%; evapotranspiração: 1,08% a 7,08%; vazões de estiagem: 0,18% a 1,3%). Tais resultados encontrados no presente trabalho e em trabalhos existentes na literatura indicam que, a depender do contexto específico da bacia e abrangência de aplicação, os SAFs têm potencial para influenciar os componentes do balanço hídrico e reduzir processos erosivos, favorecendo a manutenção das funções ecossistêmicas associadas à água e solo nas bacias hidrográficas.

Palavras-chave: Agricultura sintrópica, balanço hídrico, hidrologia agroflorestal, modelagem hidrológica, agricultura regenerativa.

ABSTRACT

The growing demand for natural resources has caused intense changes in land use around the world, with frequent removal of vegetation cover. Such transformations produce changes in the hydrological cycle processes, affecting water availability in terms of quality and quantity. In order to mitigate the impacts of changes in land use and cover on water resources, soil and water conservation practices have emerged, including Agroforestry and Syntropic Agriculture Systems (SAFs). The present study aims to investigate the effects of adopting SAFs on hydrological processes in the context of a rural basin. Scientific literature is still poor in studies of this kind. However, some studies indicate that the implementation of SAFs leads to reductions in surface runoff rates and sediment production, as well as increasing infiltration and base flow rates. In the present work, in order to investigate these effects, two methodologies were adopted: (1) a systematic review of the literature focused on empirical and hydrological modeling works that evaluate the influence of SAFs on the water balance, with special attention to works that describe the strategies adopted to represent SAFs in the SWAT model (Soil & Water Assessment Tool); (2) hydrological modeling applied to the Serra Azul reservoir watershed, Minas Gerais, using the SWAT model and simulation techniques for comparative land use scenarios. In the literature review, 310 publications relevant to the theme were obtained, including: 251 works in English and 59 in Portuguese. From this total, 56 cited or focused on the effect of SAFs on the water balance and only 11 presented different methodologies for representing hypothetical scenarios with the adoption of SAFs in the SWAT hydrological model. In the absence of a specific typology of land use to represent SAFs in the SWAT model, the subdivision of other types of land use available on the SWAT basis was adopted, containing the parameterization of mixed crops, weighting the percentages of area for each cultivation based on the percentages of areas occupied by the stratification of canopies (top of the tree) of each agricultural, shrub or forest species that make up the SAFs arrangements. In order to analyze the effect of SAFs, hypothetical scenarios of gradual implementation of SAFs in the basin area under study were compared. Through the results of hydrological modeling, it was verified that in scenarios with gradual adoption of SAF areas (9.17% to 25.76%), there were changes in some components of the water balance and in water and sediment production: reduction (average flow produced: 0.57% to 2.47%; surface runoff: 4.62% to 26.01%; peak flows: 3.39% to 8.20%; sediment production: 5.34% to 50.50%) and increase (subsurface lateral runoff: 4.27% to 14.44%; percolation: 0.49% to 4.77%; aquifer contribution: 1.58% to 7.08%; evapotranspiration: 1.08% to 7.08%; drought flows: 0.18% to 1.3%). Such results found in the present work and in existing works in the literature indicate that, despite the small reductions in average water production observed, SAFs have the potential to influence the components of the water balance and reduce erosion processes, favoring the maintenance of ecosystem functions associated with water and soil in watersheds.

Keywords: Syntropic agriculture, water balance, agroforestry hydrology, hydrologic modelling, regenerative agriculture.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Exemplo da Área de SAF com a interação entre horticultura e madeireiras.	32
Figura 2 - Exemplo de área de SAF sucessional biodiverso.	33
Figura 3 - Exemplo de estratificação de um SAF.	34
Figura 4 - Representação da sucessão temporal nos SAFs.	37
Figura 5 - Distribuição espacial dos SAFs nos municípios brasileiros.....	39
Figura 6 - A Fazenda de Ernst Götsch antes, no início da década de 1980.	40
Figura 7 - A Fazenda de Ernst Götsch depois, em 2017.....	40
Figura 8 - Fluxograma com classificações de modelos hidrológicos sugerido por Chow, Maidment & Mays (1988).	45
Figura 9 - Estrutura de cálculo do modelo SWAT.	49
Figura 10 - Localização espacial da hidrografia da área de estudo.	70
Figura 11 – Mapa de elevações da área de estudo.	72
Figura 12 – Mapa de declividades.....	73
Figura 13 – Mapa da tipologia de solos predominantes da bacia de Serra Azul.	74
Figura 14 – Mapa de uso e ocupação do solo do cenário atual na bacia do reservatório de Serra Azul.....	76
Figura 15 – Estações climatológicas e pluviométricas na região da bacia hidrográfica de Serra Azul.....	77
Figura 16 – Estações fluviométricas na bacia hidrográfica de Serra Azul e demarcação da área da sub-bacia monitorada pela estação de Jardim.....	77
Figura 17 – Série de dados pluviométricos das estações existentes na base da ANA.	78
Figura 18 – Estações pluviométricas selecionadas.....	78
Figura 19 - Precipitações médias segundo as normais climatológicas (1999-2000).	79
Figura 20 - Médias mensais e anuais da precipitação nas estações pluviométricas para RMBH (LAENDER, 2018).....	80
Figura 21 - Interface do software SWAT com destaque às janelas de definição da subdivisão dos usos do solo em percentuais de outros usos/cultivos.....	84
Figura 22 - Mapa do cenário com substituição das áreas de agricultura convencional por SAFs (AGRL_SAF).	85

Figura 23 - Mapa do cenário com substituição das áreas de pastagem por SAFs (PAST_SAF).....	86
Figura 24 - Mapa do cenário com substituição das áreas de agricultura convencional e de pastagens por SAFs (PAST-AGRL_SAF).	86
Figura 25 - Composição da área total com as áreas ocupadas por cada tipo de uso do solo em cada um dos cenários.	87
Figura 26 - Fluxograma com resumo das principais etapas metodológicas realizadas no processo de modelagem hidrológica.	97
Figura 27 – Sensibilidade global dos parâmetros calibrados para a bacia da estação Jardim (1996 e 2005).	99
Figura 28 - Hidrograma das vazões diárias simuladas e observadas e hietograma de precipitações para o período de calibração (1996 a 2005) na sub-bacia Jardim. ...	102
Figura 29 - Hidrograma das vazões diárias simuladas e observadas e hietograma de precipitações para o período de validação (2009 a 2014) na sub-bacia Jardim.....	102
Figura 30 - Vazões acumuladas mensais no período simulado de 1996 a 2013 para os cenários de substituição de agricultura convencional por SAFs na sub-bacia Jardim.	104
Figura 31 - Vazões acumuladas mensais no período simulado de 1996 a 2013 para os cenários de substituição de pastagens por SAFs na sub-bacia Jardim.....	105
Figura 32 - Vazões acumuladas mensais no período simulado de 1996 a 2013 para os cenários de substituição de agricultura convencional e pastagens por SAFs na sub-bacia Jardim.	105
Figura 33 - Vazões médias diárias mensais ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e todos com adoção de SAFs na sub-bacia Jardim. ...	106
Figura 34 - Vazões médias diárias mensais ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e I3 (clímax) nos 3 tipos de substituições das áreas de agricultura e pastagens por SAFs na sub-bacia Jardim.	107
Figura 35 - Curvas de Permanência para os cenários atual e I3 (clímax) nos 3 tipos de substituições das áreas de agricultura e pastagens por SAFs na sub-bacia Jardim.	108
Figura 36 - Vazões acumuladas mensais no período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e I3 (clímax) nos 3 tipos de substituições de agricultura convencional e pastagens por SAFs na bacia Serra Azul.....	109

Figura 37 – Vazões médias diárias mensais ao longo do período de 1996 a 2013 para os cenários atual e I3 (clímax) nos 3 tipos de substituições das áreas de agricultura e pastagens por SAFs na Bacia Serra Azul.	109
Figura 38 - Curvas de Permanência para os cenários atual e I3 (clímax) nos 3 tipos de substituições das áreas de agricultura e pastagens por SAFs na bacia Serra Azul.	110
Figura 39 - <i>Box-plots</i> anuais das parcelas do balanço hídrico na sub-bacia Jardim para o período de 1993 a 2013.	113
Figura 40 - <i>Box-plots</i> anuais das parcelas do balanço hídrico na bacia Serra Azul para o período de 1993 a 2013.	115
Figura 41 - Produção anual de sedimentos na sub-bacia Jardim ao longo do período simulado de 1993 a 2016 para os cenários atual e todos com substituição de agricultura convencional e ou pastagens por SAFs.	120
Figura 42 - Produção anual de sedimentos na sub-bacia Jardim ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e I3 (clímax) nos 3 tipos de substituições das áreas de agricultura e ou pastagens por SAFs.	120
Figura 43 - Produção anual de sedimentos na bacia Serra Azul ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e I3 (clímax) nos 3 tipos de substituições das áreas de agricultura e ou pastagens por SAFs.	123
Figura 44 – Hidrograma mensal dos cenários atual e AGRL_SAFs-c-m-I4-I3 de 1993 a 2001.	168
Figura 45 – Hidrograma mensal dos cenários atual e AGRL_SAFs-c-m-I4-I3 de 2002 a 2007.	168
Figura 46 – Hidrograma mensal dos cenários atual e AGRL_SAFs-c-m-I4-I3 de 2008 a 2013.	168
Figura 47 – Hidrograma mensal dos cenários atual e PAST_SAFs-c-m-I4-I3 de 1993 a 2001.	169
Figura 48 – Hidrograma mensal dos cenários atual e PAST_SAFs-c-m-I4-I3 de 2002 a 2007.	169
Figura 49 - Hidrograma mensal dos cenários atual e PAST_SAFs-c-m-I4-I3 de 2008 a 2013.	169
Figura 50 - Hidrograma mensal dos cenários atual e PAST-AGRL_SAFs-c-m-I4-I3 de 1993 a 2001.	170

Figura 51 - Hidrograma mensal dos cenários atual e PAST-AGRL_SAFs-c-m-l4-l3 de 2002 a 2007.	170
Figura 52 – Hidrograma mensal dos cenários atual e PAST-AGRL_SAFs-c-m-l4-l3 de 2008 a 2013.	170
Figura 53 – Hidrograma mensal dos cenários atual e SAFs-l3 (AGRL e ou PAST) de 1993 a 2001.	171
Figura 54 – Hidrograma mensal dos cenários atual e SAFs-l3 (AGRL e ou PAST) de 2002 a 2007.	171
Figura 55 – Hidrograma mensal dos cenários atual e SAFs-l3 (AGRL e ou PAST) de 2008 a 2013.	171
Figura 56 - Vazões médias diárias mensais ao longo da série: AGRL_SAFs-c-m-l4-l3.	172
Figura 57 - Vazões médias diárias mensais ao longo da série: PAST_SAFs-c-m-l4-l3.	172
Figura 58 - Vazões médias diárias mensais ao longo da série: PAST-AGRL_SAFs-c-m-l4-l3.	172
Figura 59 - Vazões médias diárias mensais ao longo da série: Cenários de SAFs de ciclo curto (c)	173
Figura 60 - Vazões médias diárias mensais ao longo da série: Cenários de SAFs de ciclo médio (m)	173
Figura 61 - Vazões médias diárias mensais ao longo da série: Cenários de ciclo longo - 4 estratos (l4)	173
Figura 62 – Curva de permanência para os cenários atual e AGRL_SAFs-c-m-l4-l3.	174
Figura 63 - Curva de permanência para os cenários atual e PAST_SAFs-c-m-l4-l3.	174
Figura 64 - Curva de permanência para os cenários atual e PAST-AGRL_SAFs-c-m-l4-l3.	174
Figura 65 - Produção anual de sedimentos na sub-bacia de Jardim ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e cenários AGRL_SAFs-c-m-l4-l3.	180

Figura 66 - Produção anual de sedimentos na sub-bacia de Jardim ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e cenários PAST_SAFs-c-m-l4-l3.	180
Figura 67 - Produção anual de sedimentos na sub-bacia de Jardim ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e cenários PAST-AGRL_SAFs-c-m-l4-l3.	180
Figura 68 - Produção anual de sedimentos na sub-bacia de Jardim ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e cenários de SAFs-c em AGRL, PAST, e PAST-AGRL.....	181
Figura 69 - Produção anual de sedimentos na sub-bacia de Jardim ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e cenários de SAFs-m em AGRL, PAST, e PAST-AGRL.....	181
Figura 70 - Produção anual de sedimentos na sub-bacia de Jardim ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e cenários de SAFs-l4 em AGRL, PAST, e PAST-AGRL.....	181
Figura 71 - Ciclo Hidrológico (USGS, 2023).....	182

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Material bibliográfico obtido através das buscas para revisão literária através do software Harzing's Publish or Perish, após refinamentos e aplicação de critérios de exclusão.....	31
Tabela 2 - Distribuição das taxas médias de áreas ocupadas pelos estratos.	35
Tabela 3 – Métodos de cálculo da Evapotranspiração Potencial usados pelo modelo SWAT.....	55
Tabela 4 - Métodos de cálculo dos três fenômenos que compõem a Evapotranspiração Real, usados pelo modelo SWAT.....	56
Tabela 5 - Métodos de cálculo das componentes de escoamentos que compõem o Fluxo Subterrâneo.....	59
Tabela 6 – Classificações das faixas de valores de produção de sedimentos segundo a ANEEL (CARVALHO <i>et al.</i> , 2000).....	62
Tabela 7 - Trabalhos encontrados com diferentes metodologias para simulação hidrológica de SAFs no SWAT (SANTOS <i>et al.</i> , 2023).	66
Tabela 8 – Características pedológicas da sub-bacia de Serra Azul. (Adaptado de Laender, 2018).....	74
Tabela 9 - Espécies de cultivares disponíveis na base do SWAT com seus respectivos códigos, agrupadas por Ciclos e Estratos e percentual proporcional de área de dosséis dos cultivos em relação à área total implantada em cada URH para cada estrato. ..	83
Tabela 10 - Cenários com variação dos tipos de SAFs de acordo com o avançar dos ciclos das espécies na sucessão ecológica.	88
Tabela 11 - Distribuição comparativa da URHs entre a bacia de Serra Azul e a sub-bacia de Jardim.	90
Tabela 12 – Parâmetros utilizados na calibração.....	93
Tabela 13 - Classificação do modelo conforme valores dos coeficientes estatísticos (Adaptado de Moriasi <i>et al.</i> , 2007; 2015).	94
Tabela 14 - Quantidade de URHs geradas nos cenários de adoção de SAFs como uso do solo.....	95
Tabela 15 - Valores de sensibilidade global dos parâmetros calibrados para a bacia entre 1996 e 2005.	98
Tabela 16 - Intervalos de valores dos parâmetros calibrados para a sub-bacia de Jardim.	100

Tabela 17 - Valores de coeficientes estatísticos de avaliação das etapas de calibração e validação.	101
Tabela 18 - Vazões médias diárias simuladas e observadas para a os períodos de calibração e validação na estação fluviométrica de Jardim.....	101
Tabela 19 - Balanço hídrico da sub-bacia Jardim, com anos inicial, médio e último, e a média dos valores entre os anos do período de 1996 a 2013.....	112
Tabela 20 - Balanço hídrico da bacia Serra Azul, com anos inicial, médio e último, e a média dos valores entre os anos do período de 1996 a 2013.....	114
Tabela 21 - Produção Média de Sedimentos na sub-bacia Jardim para os cenários elaborados entre 1996 e 2013.....	121
Tabela 22 - Produção Média de Sedimentos na bacia hidrográfica do reservatório Serra Azul para os cenários elaborados entre 1996 e 2013.	123

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

AGRC - Cultivos Adensados

AGRL - Cultivos Genéricos

AGRR - Cultivos em Linhas

AIPs - Áreas de Inclusão Permanentes

ANA - Agência Nacional de Águas

ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica

APPs - Áreas de Proteção Permanente

ArcGIS - *Aeronautical Reconnaissance Coverage Geographic Information System*

ArcSWAT - *Aeronautical Reconnaissance Coverage – Soil & Water Assessment Tool*

ATER - Assistência Técnica e Extensão Rural

CAMP - Campo

CERR – Cerrado

CN - *Curve Number*

Copasa - Companhia de Saneamento de Minas Gerais

COPPE-UFRJ – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro

DEGR - Área Degradada

DEHR-UFMG - Departamento de Hidráulica e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

EN - Inglês

ET – Evapotranspiração (mm)

FRSD - Floresta Decídua

FRSE - Floresta Perene

FRST - Floresta Mista

GLUE - *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation*

GW – Contribuição do Aquífero ou Escoamento de Base (mm)

HEC-HMS - *Hydrologic Model System*

ICRAF - Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal

ILPF- Integração Lavoura-Pasto-Floresta

IPH-UFRGS - Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul

LabSid-USP - Laboratório de Sistemas de Suporte a Decisões na Universidade de São Paulo

LATQ – Escoamento Lateral Subsuperficial (mm)

MATA - Mata de Galeria

MCMC - Markov Chain Monte Carlo

MDE – Modelos Digitais de Elevação

MGB – Modelo de Grande Bacias

MNDWI - *Modified Normalized Difference Water Index*

Modcel – Modelo de Células de Escoamento

MoMA-SE - Modelagem de mananciais metropolitanos estratégicos como insumo para a gestão de água e território em face à mudança climática

MUSLE - *Modified Universal Soil Loss Equation*

MZ-RMBH - Macrozoneamento da Região Metropolitana de Belo Horizonte-MG

NDBI - *Normalized Difference Built-up*

NDVI - *Normalized Difference Vegetation Index*

NSE - Nash-Sutcliffe

ORCD – Pomar

PAA - Programa de Aquisição de Alimentos

P_{acum} - Precipitação acumulada (mm)

ParaSol - *Parameter Solution*

PAST – Pastagens

Pbias - Percentual de Viés

PERC – Percolação (mm)

PNAE - Programa Nacional de Alimentação Escolar

PRECIP – Precipitação (mm)

PRES - Cerrado/Área Preservada

PRONAF - Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar

PSED - Produção de Sedimentos (ton/km².ano)

PSO - *Particle Swarm Optimization*

PT - Português

$Q_{\text{máx}}$ - Vazões Máximas (m³/s)

Q_{min} – Vazões Mínimas (m³/s)

Q_{MLT} - Vazões Médias de Longo Termo (m³/s)

REBRAF – Instituto Rede Brasileira Agroflorestal

RMSE – Raiz Quadrada do Erro Médio

RSR - Erro Padrão Médio Normalizado

RUBR – Seringueira

SAFs - Sistemas Agroflorestais e de Agricultura Sintrópica

SAVI - *Soil Adjusted Vegetation Index*

SCS - Soil Conservation Service

SHE - *Système Hydrologique Européen*

SIG - Sistemas de Informações Geográficas

SIH - Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas

SPD - Sistemas de Plantio Direto

SRTM – *Shuttle Radar Topography Mission*

SUF12 - *Sequential Uncertainty Fitting version 2*

SURQ – Escoamento Superficial (mm)

SWAT - *Soil & Water Assessment Tool*

SWAT CUP - *SWAT Calibration and Uncertainty Procedures*

SW_f - Quantidade Final de Água no Solo (mm)

SW_i - Quantidade Inicial de Água no Solo (mm)

TLOSS – Outras Abstrações (mm)

URHs - Unidades de Resposta Hidrológica

USLE - *Universal Soil Loss Equation*

VIC - *Variable Infiltration Capacity*

WYLD - Produção de Água (mm)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	23
2	OBJETIVOS.....	28
2.1	Objetivo Geral	28
2.2	Objetivos Específicos.....	28
3	REVISÃO DA LITERATURA	29
3.1	Sistemas agroflorestais e de agricultura sintrópica (SAFs).....	32
3.1.1	Sistemas agroflorestais e agricultura sintrópica: Definição, classificação e tipologias.....	32
3.1.2	Panorama e áreas em destaque de SAFs.....	37
3.1.3	Benefícios socioeconômicos e ambientais da implantação de SAFs e possíveis limitações	41
3.2	Modelagem hidrológica	44
3.2.1	Conceitos gerais.....	44
3.2.2	Modelo SWAT	47
3.3	Revisão do estado da arte da literatura sobre modelagem hidrológica de SAFs com uso do modelo SWAT	65
4	METODOLOGIA / MATERIAL E MÉTODOS	69
4.1	Caracterização da área de estudo	69
4.1.1	Localização e Hidrografia	70
4.2	Caracterização morfológica e climatológica da bacia e dados de entrada para o modelo SWAT.....	71
4.2.1	Altimetria da bacia	71
4.2.2	Declividade	72
4.2.3	Classes de solo	73
4.2.4	Uso e ocupação de solo	75
4.2.5	Séries históricas de dados climáticos e vazões	76
4.3	Concepção de cenários prospectivos com adoção de SAFs	81
4.3.1	Representação de SAFs como categoria de uso do solo no SWAT.....	81
4.3.2	Mapas de usos do solo elaborados para os cenários hipotéticos gradativos de SAFs	85
4.3.3	Cenários elaborados com adoção de SAFs	87
4.4	Montagem, calibração e validação do modelo hidrológico.....	88
4.4.1	Montagem do modelo hidrológico.....	89
4.4.2	Calibração e validação do modelo hidrológico	92
4.4.3	Análise da eficiência do modelo	94
4.5	Simulação dos cenários atual e hipotéticos com adoção de SAFs	94

4.6	Análise comparativa dos resultados entre os cenários	96
4.7	Fluxograma das principais etapas metodológicas	97
5	RESULTADOS	98
5.1	Calibração, Validação e Avaliação do Modelo	98
5.2	Comparação dos cenários hipotéticos com adoção de SAFs.	103
5.2.1	Produção de vazões.....	103
5.2.2	Balanço Hídrico	111
5.2.3	Produção de sedimentos.....	119
6	DISCUSSÃO.....	125
6.1	Calibração, Validação e Avaliação do Modelo	125
6.2	Avaliação comparativa entre os cenários simulados.....	126
6.2.1	Produção de sedimentos	128
6.3	Comparação metodológica para modelagem hidrológica de SAFs usando o modelo SWAT.....	130
6.4	Desafios e limitações metodológicos encontrados	131
6.5	Importância dos SAFS para conservação dos recursos hídricos a partir das influências no balanço hídrico e em processos erosivos de bacias hidrográficas	133
7	CONCLUSÕES.....	137
8	RECOMENDAÇÕES.....	139
	REFERÊNCIAS.....	141
	APÊNDICES	168
	ANEXOS	182

1 INTRODUÇÃO

O sistema econômico global e o crescimento demográfico mundial elevaram, ao longo do tempo, as demandas pela utilização dos recursos naturais. Consequentemente, ao redor do mundo, ocorreram grandes alterações no uso e ocupação do solo decorrentes das ações antrópicas, principalmente através da expansão de áreas urbanizadas e aquelas dedicadas à produção agropecuária (FAO, 2009; ONU, 2014). Tais mudanças vêm ocorrendo em quase sua totalidade por meio de processos exploratórios e antagônicos à conservação dos recursos naturais (ONU, 2015). As modificações de uso e ocupação do solo associadas à urbanização e à produção agropecuária ocorrem gradativamente, seguindo a dinâmica das economias locais, regionais e global, tendo como consequência mais frequente a remoção da cobertura vegetal dos biomas ou a sua degradação.

De acordo com Collischonn & Dornelles (2013), estas mudanças relacionam-se com alterações nos processos do ciclo hidrológico (ANEXO A – Figura 71). Tais mudanças modificam o balanço hídrico, gerando impactos na disponibilidade hídrica, assim como na qualidade da água nos corpos hídricos (ZHANG *et al.*, 2016; GASHAW *et al.*, 2018). A urbanização, por exemplo, está associada à diminuição da infiltração/percolação da água devido à impermeabilização e à compactação do solo, as quais favorecem o aumento do escoamento superficial (CHOW *et al.*, 1998; RASOULI *et al.*, 2019).

A diminuição das taxas de infiltração/percolação da água no solo reduz as recargas dos aquíferos, ocasionando a redução do tempo de retenção hídrica dentro das bacias hidrográficas (TUCCI, 1997; PEÑA-ARANCIBIA *et al.*, 2019). O aumento do escoamento superficial eleva as chances da ocorrência de eventos de inundações durante os períodos de precipitação (NAGHETTINI, 2016; SHI *et al.*, 2019). Com isso, consequentemente, há uma redução da disponibilidade de água nos períodos de seca, potencializando crises socioeconômicas (HELLER & PÁDUA, 2006; STREEFKERK *et al.* 2023; VAN LANEN *et al.*, 2024).

O aumento do escoamento superficial também eleva o arraste de sólidos, favorecendo os processos erosivos nas bacias hidrográficas, promovendo o carreamento de sólidos para os canais fluviais, em que as partículas de granulometria mais fina são transportadas em suspensão na coluna d'água dos corpos hídricos, elevando a

turbidez, e as partículas de maior granulometria vão sendo depositadas no fundo do canal causando o assoreamento (NAGHETTINI, 2012; SARTORI, 2019).

A remoção da cobertura vegetal para adoção de atividades agrícolas convencionais, por sua vez, embora cause efeitos variados conforme o tipo de vegetação pré-existente, bem como o tipo de solo, em geral, também afeta o balanço hídrico no sentido de aumentar os processos erosivos devido à redução da capacidade de retenção de água no solo e aumento do escoamento superficial. Tais processos são intensificados pelo uso de água para irrigação com fertilizantes e pesticidas, os quais, além de terem potencial para poluir as águas superficiais e subterrâneas, a depender de suas concentrações, podem colmatar e salinizar o solo, elevando as chances de compactação, se há emprego de maquinários de grande porte, os quais são frequentes nos sistemas agrícolas convencionais (VELDKAMP *et al.*, 2020).

Portanto, torna-se cada vez mais urgente a adoção de práticas mais conservacionistas de uso e ocupação do solo e regeneradoras de áreas degradadas, bem como estratégias de planejamento urbano e técnicas agropecuárias mais sustentáveis em termos ambientais. Dentre os tipos de técnicas agropecuárias com princípios mais conservacionistas que estão em crescente uso, podem-se destacar (TUFFI *et al.*, 2010; 2012; MAPA, 2012; WILSON & LOVELL, 2016; SALOMÃO, 2019; FRAZÃO *et al.*, 2021):

- Sistemas de Plantio Direto (SPD) (No-till farming): buscam aproveitar dos benefícios mínimos de restauração que ocorreram através dos processos ocorridos na safra anterior, como descompactação do solo pelas raízes, e material orgânico vegetal depositado pelas partes não comercializáveis de tais cultivares. Essa prática evita a utilização de preparo do solo com gradeamento nas safras seguintes, compreendendo mobilização de solo apenas na linha ou cova de semeadura, manutenção permanente da cobertura do solo, e minimização ou supressão do intervalo de tempo entre colheita e semeadura. É uma prática que está sendo muito adotada nas monoculturas de grãos;
- Integração Lavoura-Pasto-Floresta (ILPF) ou Sistemas Agrossilvopastoris: uma estratégia de produção sustentável que integra atividades agrícolas, pecuárias e/ou florestais realizadas na mesma área, em cultivo consorciado, em sucessão ou rotacionado, trazendo ganhos na conservação do solo e recursos hídricos,

e contribuem no crescimento da produtividade dos rebanhos através do aumento do conforto térmico para estes;

- Sistemas Agroflorestais e de Agricultura Sintrópica (SAFs): são descritos como sistemas agroecológicos de uso e ocupação do solo em que plantas lenhosas perenes são manejadas em associação com plantas herbáceas, arbustivas, arbóreas, culturas agrícolas e forrageiras, em uma mesma unidade de manejo, de acordo com arranjo espacial e temporal, com alta diversidade de espécies e interações desses componentes; entre outros.

Apesar de ainda não estarem entre as técnicas mais usadas pelos grandes produtores e maiores proprietários das áreas agricultáveis, os SAFs estão sendo cada vez mais adotados pelos pequenos agricultores em pequenas áreas em razão de seu potencial para conciliar o aumento da produção agrícola com a restauração e a conservação ambiental (SALOMÃO, 2019). Seguindo os princípios da sucessão ecológica, os SAFs vêm sendo utilizados como ferramentas para recuperar áreas degradadas através da combinação de espécies agrícolas e florestais, acelerando os processos de regeneração das vegetações nativas, gerando renda descentralizada e simultaneamente produzindo alimentos (DAMANT *et al.*, 2018).

De acordo com Chaturvedi *et al.* (2014), a restauração gradativa das áreas com cobertura vegetal, como pelo uso de SAFs, propicia interferências no ciclo hidrológico ao longo do tempo, restaurando os processos naturais, com o aumento da infiltração/percolação e diminuição do escoamento superficial, o que consequentemente eleva a recarga do aquífero. Esses processos de sucessão natural catalisados pela adoção de SAFs têm potencial para reduzir os impactos de eventos de inundação e aumentar a disponibilidade hídrica nos períodos de seca, e reduzir os processos erosivos e de arraste de sólidos como visto nos trabalhos de Wolde (2015), Cao *et al.* (2020) e Rachman *et al.* (2020).

As cadeias produtivas, econômicas, maquinários, produção tecnológica, logísticas para colheita e escoamento das produções, divulgação e acesso de conhecimentos agrícolas estão majoritariamente configurados em prol da difusão e adoção de monocultivos. Apesar disso, no contexto dos SAFs, a produção agrícola anual(ton/ha.ano) pode alcançar patamares de até cinco vezes maiores do que nos sistemas convencionais de monocultivos amplamente usados, sendo produções com

maior diversidade ecológica e com riscos toxicológicos praticamente inexistentes, pois normalmente não fazem usos de agrotóxicos, sendo adotados, em substituição, práticas de controle natural de pragas (SANTOS *et al.*, 2019; INSTITUTO ESCOLHAS, 2023).

Conceitualmente, em sistemas agroecológicos como SAFs, nos casos de desequilíbrios por persistência de pragas e doenças com alguma espécie cultivada, busca-se combatê-las ou atenuá-las por meio de preparos com insumos orgânicos como caldas e defensivos naturais (WEZEL *et al.*, 2014). Os SAFs têm sido apontados também como uma “solução climática natural” e como uma oportunidade substancial em termos de mitigação de emissões de gases do efeito estufa no setor da agricultura através da regeneração ecológica, se adotada em grande escala globalmente (MAEDA *et al.*, 2023; TERASAKI HART *et al.*, 2023).

Diante das necessidades de adoção de práticas conservacionistas no uso do solo para contribuir com a conservação dos recursos hídricos, os SAFs têm se despontado, recentemente, como técnicas de manejo com alto potencial para buscar a conciliação entre a conservação dos solos e água no contexto da produção agrícola, dentre outros benefícios ambientais e socioeconômicos (WU *et al.*, 2019; KAUSHAL *et al.*, 2021). No entanto, a literatura científica relativa aos efeitos hidrológicos da adoção de SAFs ainda é bastante escassa, tanto em trabalhos empíricos, quanto no contexto da modelagem de bacias hidrográficas.

A modelagem hidrológica de bacias com adoção de SAFs pode contribuir para melhorar o conhecimento disponível a respeito de seus potenciais benefícios em termos da quantidade e qualidade da água. Dentre os modelos existentes, o modelo SWAT (*Soil & Water Assessment Tool*) vem se destacando com um crescente número de estudos para avaliar serviços ecossistêmicos de diferentes coberturas vegetais, tais como florestas e cultivos bio-diversificados (MWANGI *et al.*, 2016). Mostra-se, portanto, pertinente ter em conta cenários de uso do solo prevendo a utilização dos SAFs como forma de avaliar, em maior profundidade, as condições ambientais sob as quais essas técnicas poderiam apresentar maiores benefícios hidrológicos.

Neste trabalho, portanto, o estado da arte em relação aos efeitos hidrológicos da adoção de SAFs para fins de conservação do solo e água é revisado, assim como os

recentes avanços na representação dos SAFs na modelagem hidrológica. Através de um estudo de caso, explora-se o potencial de algumas estratégias metodológicas para avaliar o impacto dos SAFs no balanço hídrico de bacias em termos comparativos em relação aos cultivos convencionais.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O presente estudo tem como objetivo avaliar os potenciais efeitos da adoção de SAFs como alternativa a outros usos do solo no balanço hídrico de bacias hidrográficas rurais e periurbanas, tendo, como estudo de caso, a bacia hidrográfica do reservatório de Serra Azul, Minas Gerais.

2.2 Objetivos Específicos

- Apresentar o estado da arte da literatura referente aos possíveis efeitos hidrológicos da adoção de SAFs em bacias rurais e periurbanas, e estudos existentes sobre modelagem hidrológica de SAFs como tipologia de uso do solo com o emprego do modelo SWAT;
- Elaborar estratégia metodológica para uma representação adequada dos parâmetros do uso do solo de SAFs no modelo SWAT, e comparar com metodologias adotadas nos trabalhos existentes na literatura;
- Explorar a viabilidade e efetividade da comparação de cenários hipotéticos com percentuais gradativos de área ocupada por SAFs como alternativa metodológica para avaliar seu efeito sobre o balanço hídrico, tendo como estudo de caso a bacia hidrográfica do reservatório de Serra Azul-MG;
- Analisar e comparar a produção de água, a produção de sedimentos e componentes do balanço hídrico estimados pelo modelo para o referido estudo de caso, sob os cenários simulados de usos do solo atual e hipotéticos com adoção de SAFs.

3 REVISÃO DA LITERATURA

A literatura em torno dos SAFs e seus efeitos hidrológicos é ainda incipiente, algo que acrescenta desafios para a modelagem desses sistemas. Por esta razão, é de fundamental importância analisar o contexto recente das pesquisas. Foram considerados trabalhos que adotam metodologias empíricas, com experimentos em campo, assim como trabalhos de modelagem hidrológica com simulação de cenários comparativos. Na busca por trabalhos para embasar a revisão bibliográfica foi utilizado o software de busca *Harzing's Publish or Perish* versão 8.2 (2021), o qual permite acesso direto aos bancos de dados de várias plataformas de pesquisas, como *Crossref*, *Google Scholar*, *Pubmed*, *Scopus*, *Web of Science*, entre outras. Para a busca por artigos, alguns critérios foram utilizados: intervalo de tempo para registros publicados entre 2011 e 2022, combinações de títulos e palavras-chave, nos idiomas inglês e português, onde foram encontrados artigos, teses e dissertações e publicações em anais de eventos.

Inicialmente, testaram-se alguns dos conjuntos de títulos e palavras-chave para cada base de dados disponível no software, porém foram encontradas algumas inconsistências na maior parte das buscas, o que demandou a execução de alguns testes de combinações de critérios mais ajustados ao objetivo. Para algumas bases é exigido o registro licenciado acadêmico restrito para algumas instituições de ensino e pesquisa específicas, não incluindo o direito de acesso para a instituição na qual está sendo realizado este trabalho de pesquisa, o que inviabilizou o uso de algumas destas.

Outro problema encontrado foi que as bases *Crossref* e *Pubmed* retornam centenas a milhares de resultados diversos sem relação direta com o tema, mesmo com o devido uso de restrições e combinações de palavras chaves. Devido a estes percalços, estas bases bibliográficas não foram utilizadas. Decidiu-se, portanto, pelo uso somente do *Google Scholar*, o qual está disponível para rodar as buscas sem a necessidade de realizar *login* de registro institucional acadêmico, retornando resultados mais adequados e diretamente relacionados com o tema através dos conjuntos de títulos e palavras-chave usados nas buscas.

No entanto, devido ao excessivo número de trabalhos encontrados através do uso de palavras-chaves com relação indireta com o tema da pesquisa, optou-se por limitar a

busca por combinações de palavras específicas somente no título dos trabalhos. Dessa forma, como via mais eficiente, foram utilizados os conjuntos de palavras específicas presentes nos títulos dos trabalhos em inglês e português na base de dados do *Google Scholar*. Depois de se obter os trabalhos encontrados através das buscas com os conjuntos de títulos, foram realizados alguns refinamentos por meio da análise de seus títulos e resumos para selecionar aqueles que se mostraram mais relevantes para a temática.

Durante a execução de busca de trabalhos para a revisão de literatura, foram usadas 91 combinações de palavras presentes em títulos de trabalhos, sendo 50 em inglês e 41 em português. Após refinamentos nos mecanismos de busca, destas combinações iniciais de palavras em títulos, 25 retornaram resultados positivos, sendo 18 em inglês e 7 em português. As 18 combinações de títulos no idioma inglês retornaram um total de 241 trabalhos, enquanto as 7 combinações em português retornaram 59. No total, portanto, 300 trabalhos foram selecionados para análise inicial na revisão. Após isso, foram encontrados mais 10 trabalhos (em inglês) na base do software SWAT, totalizando 310 trabalhos. As respectivas combinações de palavras usadas nas buscas por títulos, as quais obtiveram resultados consistentes com o objetivo da revisão, estão citadas a seguir com seus respectivos números de resultados de trabalhos encontrados a frente entre parênteses, agrupadas por idiomas:

- EN (Inglês): Watershed AND Agroforestry (95); Modelling AND Agroforestry (46); Modeling AND Agroforestry (45); Agroforestry AND Hydrological (15); Hydrology AND Agroforestry (8); "Syntropic Agriculture" (7); Water Balance AND Agroforestry (6); "Hydrological Modelling" AND Agroforestry (3); "Syntropic Farming" (3); Agroforestry AND Hydrologic (2); Hydrology Modelling AND Agroforestry (2); Syntropic Agroforestry (2); Watershed AND Agroforest* (2); "Regenerative Agriculture" AND Water (1); "Syntropic Agriculture/Farming" AND Water (1); Agroforest* AND Hydrological (1); Modeling AND Agroforest* (1); Syntropic AND Hydrologic (1);
- PT (Português): Agricultura Sintrópica (36); Agricultura Regenerativa (15); Modelo AND Agrofloresta (3); Agrofloresta Sintrópica (2); "Agricultura

Sintrópica" AND Água (1); "Agroflorestas Sintrópicas" (1); Agroflorestamento (1);

Do total de 300 registros, não foi possível encontrar os documentos referentes a 61 trabalhos através dos links de acesso disponibilizados pelo software de busca, estando expirados ou com acesso restrito, mesmo por meio de acesso institucional. Foram eliminados também, 37 registros repetidos, restando 202 registros. Posteriormente, foram adicionados cerca de 10 trabalhos encontrados na base de dados do software SWAT (2022). Desse total de 212 trabalhos encontrados, realizaram-se refinamentos, a partir das leituras dos títulos e resumo, eliminando alguns trabalhos não muito pertinentes, priorizando manter os trabalhos com enfoque diretamente relacionado à temática em estudo, artigos publicados em periódicos revisados por pares (*peer review*), no formato de livro ou capítulo destes, e teses de doutorado e dissertações de mestrado, bem como anais de eventos que se mostraram pertinentes. Com os refinamentos, foram selecionados 56 trabalhos que, de fato, estavam relacionados com a temática em questão, como pode-se ver na tabela 1 a seguir:

Tabela 1 - Material bibliográfico obtido através das buscas para revisão literária através do software Harzing's Publish or Perish, após refinamentos e aplicação de critérios de exclusão.

Tipo de Material Bibliográfico	Quantidade
Artigos publicados em periódicos revisados por pares (<i>peer review</i>)	36
Artigos publicados em anais de eventos	9
Livros ou capítulos destes	5
Teses de Doutorado e Dissertações de Mestrado	6
Total	56

Entre este total da tabela 1, 33 são trabalhos cujo enfoque é a hidrologia associada aos SAFs e, dentre esses, somente 11 apresentaram diferentes metodologias para calibração e validação do modelo ecohidrológico SWAT em cenários hipotéticos com percentuais gradativos de adoção de usos e ocupação do solo próximos a SAFs.

3.1 Sistemas agroflorestais e de agricultura sintrópica (SAFs)

3.1.1 Sistemas agroflorestais e agricultura sintrópica: Definição, classificação e tipologias

Segundo Nair (1991), os SAFs, frequentemente parafraseados como "um novo nome para uma prática antiga", representam o amadurecimento de alguns sistemas antigos de uso da terra envolvendo árvores, especialmente nas regiões tropicais e subtropicais, e o reconhecimento de seus potenciais de soberania alimentar, geração de renda, benefícios de conservação e regeneração, e múltiplas alternativas econômicas de beneficiamentos dos produtos.

O Decreto Federal nº 7.830/12 estabelece normas de caráter geral para o Programa de Regularização Ambiental de que trata o novo Código Florestal (Lei n. 12.651). Este decreto conceitua os SAFs como sistemas de uso e ocupação do solo em que plantas lenhosas perenes (árvores de ciclos de vida maiores que 20 anos) são manejadas em associação com plantas de ciclo curto como herbáceas, arbustivas, arbóreas, culturas agrícolas, forrageiras em uma mesma unidade de manejo, de acordo com arranjo espacial e temporal, com alta diversidade de espécies e interações entre estes componentes que pode ser visto na representação das figuras 1 e 2, e esta definição que será considerada para este trabalho.

Figura 1 - Exemplo da Área de SAF com a interação entre horticultura e madeireiras.



Fonte: AGROFLORESTA DO FUTURO, 2018.

Figura 2 - Exemplo de área de SAF sucessional biodiverso.



Fonte: GLOBO RURAL, 2017.

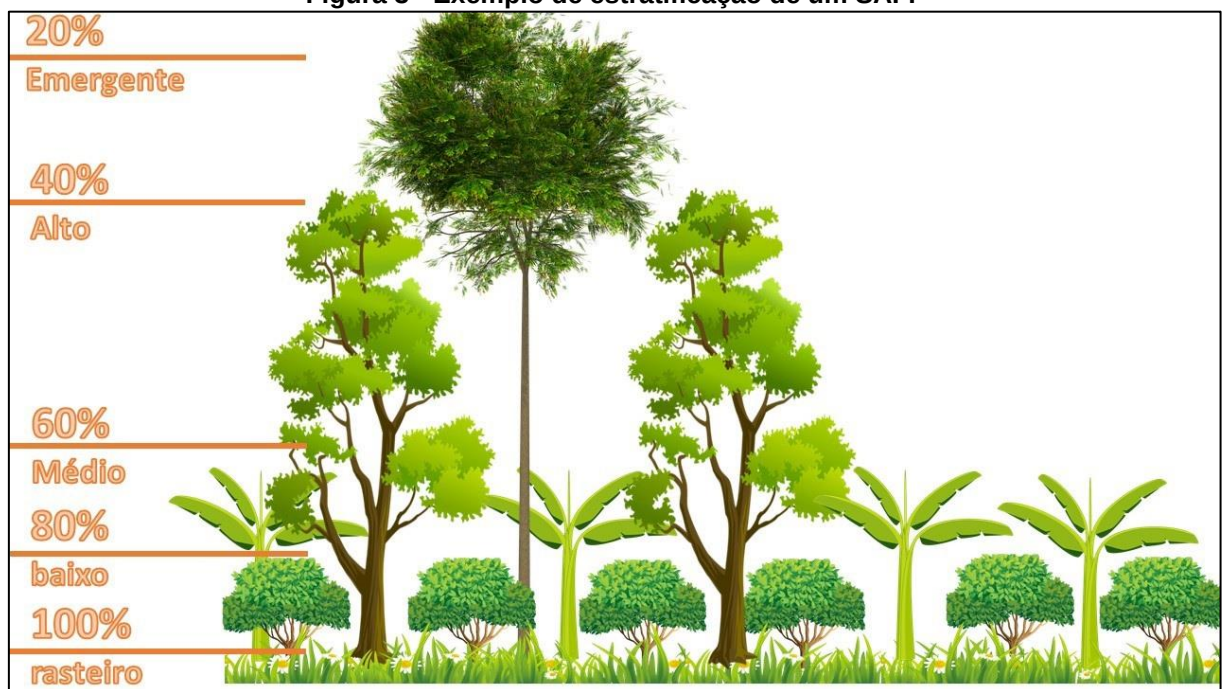
De acordo com Miccolis *et al.* (2016), uma estratégia para conciliar a restauração e recuperação de áreas alteradas e degradadas com a conservação e com benefícios sociais é a adoção de SAFs. Estes sistemas se estruturam de forma semelhante às florestas regeneradas, possuindo diferentes níveis de estratificação – andares de ocupação do dossel de cada espécie em relação às outras espécies - e biodiversidade, com manejo intensivo. Segundo Ribaski *et al.* (2001), nos SAFs são adotados arranjos espaciais com a estratificação de alturas entre as espécies, em que cada espécie pertence a um estrato referente às necessidades específicas de recebimento de luz na fase adulta.

Quando diferentes espécies de diferentes estratos são combinadas, a ocupação no espaço é otimizada e melhora o aproveitamento dos recursos, sejam eles água, luz, nutrientes, interações com os microrganismos (MICCOLIS *et al.*, 2016; PARRON *et al.*, 2015). O estabelecimento de SAFs tende a ser mais satisfatório quando se baseia nesse princípio fundamental (RODRIGUES *et al.*, 2009). De acordo com Rebello & Sakamoto (2022), o número de estratos (alturas) definidos na classificação feita por Ernst Götsch para um padrão de floresta tropical natural é em torno de 11 andares (podendo variar de acordo com o bioma a ser avaliado): Rasteiro, Rasteiro-baixo,

Baixo, Baixo-médio, Médio-baixo, Médio, Médio-alto, Alto-côncavo, Alto-neutro, Alto-convexo e Emergente.

Estes andares de estratificação natural das florestas tendem a seguir uma lógica piramidal, em que as porcentagens de áreas ocupadas pelos dosséis (copas) das espécies de estratos mais elevados tendem a ser menores do que as porcentagens de áreas ocupadas pelos dosséis das espécies de elevações mais baixas ou rasteiras. A figura 3 a seguir, demonstra um exemplo de arranjo agroflorestal com espécies de estratos com suas respectivas porcentagens de áreas ocupadas em relação a área total do terreno: rasteiro (gramíneas ou hortaliças como abóboras, batatas, entre outras), baixo (arbustivas como café ou cacau), médio (bananeiras), alto e emergente (madeireiras e/ou frutíferas nativas/exóticas).

Figura 3 - Exemplo de estratificação de um SAF.



Fonte: Adaptado de MICCOLIS *et al.*, 2016; AUGUSTO & CORDEIRO, 2020.

De acordo com Pasini (2017) em pesquisas de campo com Ernst Götsch, mesmo não sendo uma regra rígida, existem diretrizes a serem consideradas na distribuição das porcentagens de luz e sombra proporcionais para as áreas ocupadas por cada estrato, de modo que seja garantido tanto o acesso à luz por todos os andares do sistema como também a dinâmica de diferentes incidências o longo do ano. De acordo com as definições recomendadas por Ernst Götsch, a composição da estratificação agroflorestal deve seguir as seguintes médias de área ocupada pelos dosséis de cada

estrato em relação à superfície total das áreas de SAFs implantadas, como descrito na tabela 2.

Tabela 2 - Distribuição das taxas médias de áreas ocupadas pelos estratos.

Estrato (Altura dos dosséis / andares das copas)	Média de Área Ocupada em relação à área total com SAF
15-25% por emergentes	20% (6%-7%)
30-40% por altos	35% (12%)
50-60% por médios	55% (19%)
80-90% por baixo	85% (29%)
90-100% por rasteiros e regeneração nova	95% (33%)
Total Relativo (Área Total)	290% (100%)

Fonte: Adaptado de Pasini, 2017.

Os agricultores que fazem uso das técnicas de SAFs também denominam esses sistemas como “Agricultura Sintrópica”, termo criado pelo agricultor e pesquisador suíço Ernst Götsch (REBELLO & SAKAMOTO, 2022). De acordo com Andrade *et al.* (2020), os termos “sintrópica(o)” ou “sintropia” foram abordados de forma científica pela primeira vez em 1942 pelo italiano Luigi Fantappiè, na publicação intitulada “*The Unitary Theory of the Physical and Biological World*”, não sendo estes termos antagônicos ao clássico termo “entropia”, mas sim complementares.

Enquanto o conceito de entropia está relacionado à dissipação de energia, a sintropia refere-se à concentração e organização de energia e matéria, atenuando os processos entrópicos (ANDRADE, 2020). O aumento da organização das partículas e da energia acumulada no sistema é chamada de negentropia, entropia negativa ou, ainda, sintropia (SCHRÖDINGER, 1944). De acordo com Wong *et al.* (2023), essa elevação na organização da matéria tende a acontecer em favor do aumento da complexidade funcional demandada nos sistemas de organismos vivos. Dessa forma, a sintropia relaciona-se com os processos de sucessão ecológica que fundamentam as metodologias de implantação dos SAFs, os quais são um compilado das técnicas de agricultura conservacionistas (PASINI, 2017; BALEEIRO & DE MARCO JR., 2018; GUIMARÃES & MENDONÇA, 2018).

Existem muitos formatos de SAFs e estes podem se diferenciar quanto ao arranjo de componentes, tipologias de produção, dentre outros critérios. No que tange à estrutura ou arranjo de componentes, denota-se uma macro-classificação dos SAFs que seriam

os sistemas agrossilviculturais (envolvem cultivos agrícolas e árvores, incluindo arbustos e, ou trepadeiras), agrosilvopastoris (combinam cultivos agrícolas, pastagens e ou animais e árvores) e silvopastoris (referem-se à associação de pastagens e, ou animais e árvores) (DANIEL *et al.*, 1999; ATANGANA *et al.*, 2014).

Entretanto, nas últimas décadas um modelo de SAF merece destaque, os Sistemas Agroflorestais Sucessionais, uma categoria de SAF transversal às tipologias citadas que apresenta maior complexidade, maior biodiversidade e que é dirigida pela sucessão natural diferenciando-se dos demais (PENEIREIRO, 1999). De acordo com Ernst Götsch, o percurso sucessional dos SAFs pode ser dividido em três momentos:

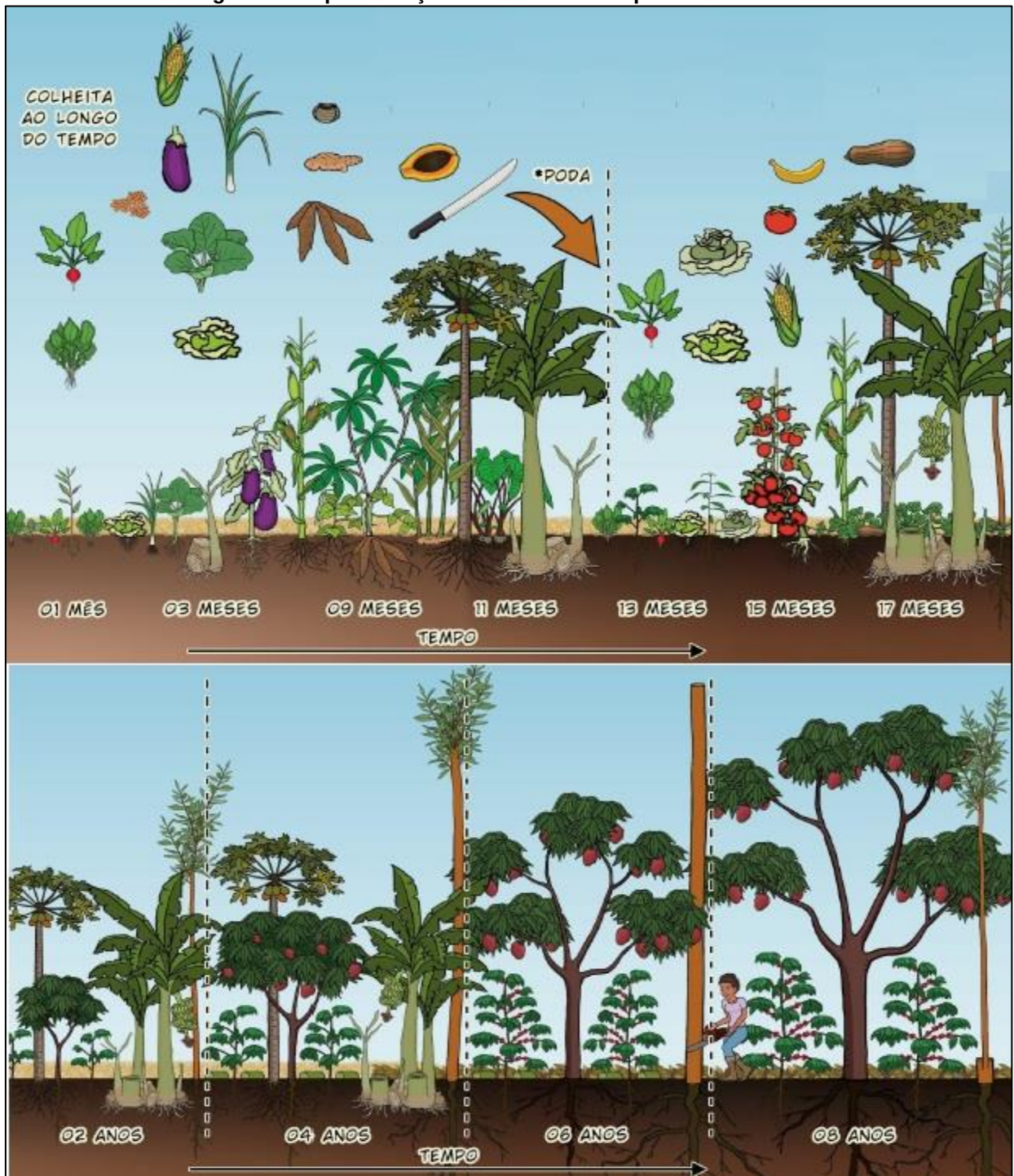
(1) Colonização: contendo as espécies do ciclo de vida denominadas placentas (ciclo curto), as quais estabelecem a vida inicial para que as espécies de acumulação consigam se estabelecer;

(2) Acumulação: abrangendo as espécies do ciclo de vida denominadas secundárias (ciclo médio), as quais acumulam carbono no solo e nutrientes para chegada das espécies de abundância; e

(3) Abundância e ou Escoamento: compreendem as espécies de ciclos de vida denominadas clímaxes/clímax ou transicionais (ciclos longos) (PASINI, 2017; REBELLO & SAKAMOTO, 2022).

Segundo Peneireiro (1999), os SAFs complexos e biodiversos pouco se assemelham com os consórcios convencionais usados nos SAFs mais tecnificados. O salto de qualidade entre SAFs consórcios de poucas plantas para os SAFs biodiversos está justamente na tentativa de reconstituição de um ecossistema similar ao original (HOFFMANN, 2013). O processo de estratificação supracitado se repete dinamicamente entre as espécies dos diferentes ciclos de vida (ou colheita) em cada momento da sucessão ecológica, como pode ser visto no exemplo apresentado na Figura 4 a seguir. De maneira geral, estes sistemas, guiados pelos manejos, buscam seguir os princípios dos ecossistemas naturais, tanto de forma arquitetônica quanto ecológica (Figura 4), representando a dinâmica de um SAF sucessional ao longo do tempo.

Figura 4 - Representação da sucessão temporal nos SAFs.



Fonte: Adaptado de LOTUFO JR., 2019.

3.1.2 Panorama e áreas em destaque de SAFs

Com a Lei Federal Brasileira 12.651/2012 os proprietários rurais passaram a ter obrigações como a recuperação de Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal, e tal lei indica que os SAFs podem ser utilizados para a recuperação dessas áreas. A resolução Conama de nº 429, de 28 de fevereiro de 2011, através do seu Art.

6º (Capítulo IV), dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente utilizando o manejo de SAFs.

Porro & Miccolis (2011) por meio de estudos de casos nos biomas Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga e Cerrado, identificaram fatores que fomentam e ou dificultam o desenvolvimento agroflorestal no Brasil, principalmente em relação as políticas públicas. E dentre estas principais políticas que promoveram os SAFs entre agricultores familiares, destacam-se: O Programa de Aquisição de Alimentos (PAA), Programa Nacional de Alimentação Escolar (PNAE) e Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (PRONAF), criando mercados institucionais garantidos para os produtos de SAFs e, destacando também a atuação de ONGs e projetos de cooperação internacional que deixaram legados importantes por meio de processos de capacitação e projetos demonstrativos.

Constatou-se que os maiores entraves para o desenvolvimento de SAFs no âmbito das políticas públicas são: assistência técnica e extensão rural (ATER), acessos a créditos inadequados aos agricultores familiares e especificidades de SAFs, existindo um grande contraste entre os investimentos e as políticas de desenvolvimento rural destinadas entre o agronegócio e a agricultura familiar (PORRO & MICCOLIS, 2011). A maioria dos SAFs existentes são implementados por agricultores de pequena escala (propriedades rurais familiares, em assentamentos de reforma agrária, comunidades tradicionais como quilombolas, áreas protegidas e terras indígenas), e graças à difusão promovida por organizações sociais voltadas para o desenvolvimento rural.

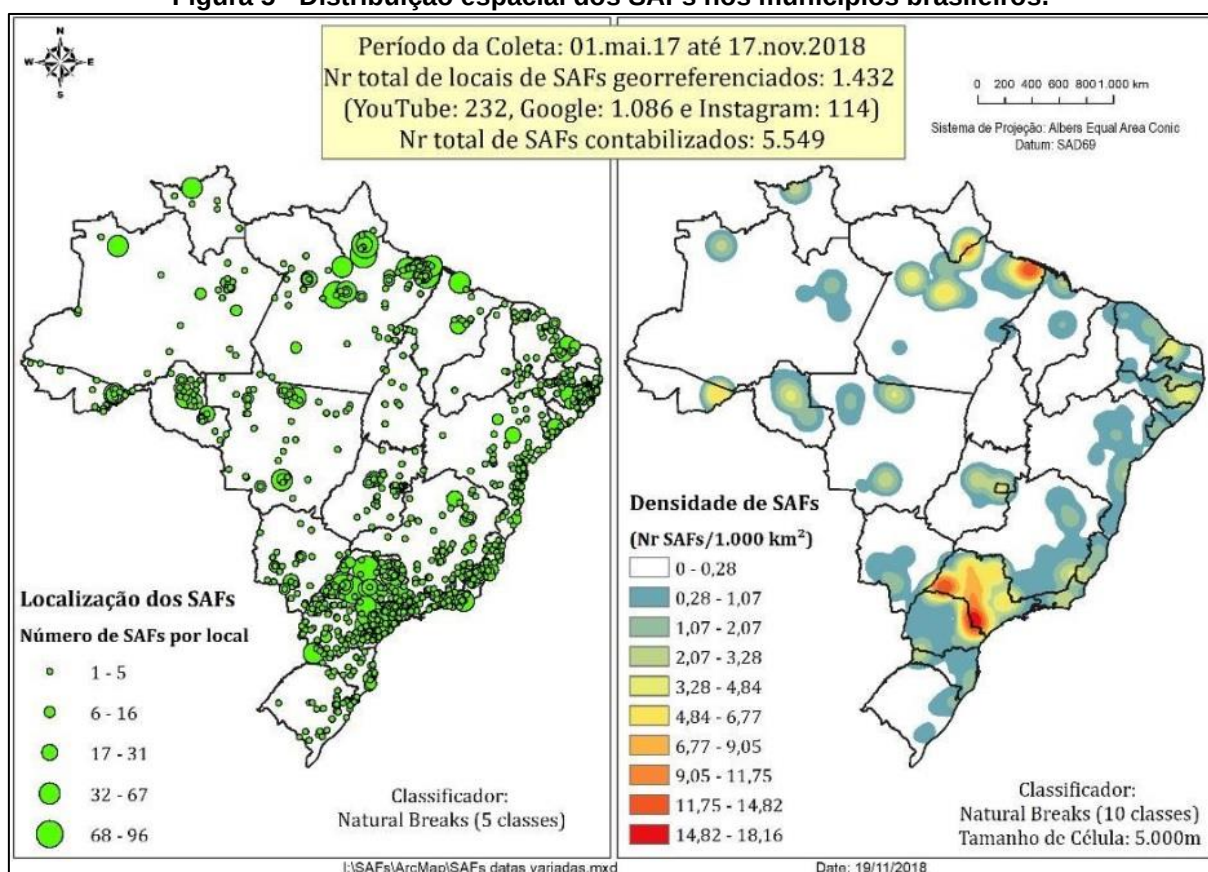
Dentre as organizações responsáveis pelo início dessa disseminação, destaca-se o Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal (ICRAF), criado em 1977, em Nairobi, Kenya. Segundo Pasini (2017), na década seguinte, por volta de 1983, o agricultor e pesquisador suíço Ernst Götsch junto com sua família migraram da Europa para uma fazenda na zona cacaueteira do sul da Bahia (próximo a Piraí do Norte-BA) onde iniciaram os seus trabalhos de agroflorestamento aqui no Brasil. Em 1990, foi criada a REBRAF, Instituto Rede Brasileira Agroflorestal, que promove a adoção no Brasil de alternativas agroflorestais (COOPERAFORESTA, 2018).

Desde a década de 1980 até os dias de hoje, Ernst Götsch veio desenvolvendo uma sistematização com os principais fundamentos para a implantação e manejos de

SAFs, sendo um modelo baseado nas práticas ancestrais dos povos pré-colombianos indígenas, resgatando esses conhecimentos e práticas. Os povos ameríndios acumularam conhecimentos ancestrais de manejos agroecológicos desde milhares de anos atrás, onde moldaram a vegetação da Amazônia de modo a usufruir dos benefícios dela e preservá-la simultaneamente, havendo uma coexistência homem-biomas (LEVIS *et al.*, 2018; MAEZUMI *et al.*, 2018; ELLIS *et al.*, 2021).

Apesar de se distribuírem de forma heterogênea pelo país, existem SAFs implantados em todos os estados do Brasil, evidenciando que há uma boa adesão e sucesso na difusão dessas técnicas. De acordo com estudo de processamento de dados georreferenciados realizado por Alves & Rodrigues (2018), pode-se ter uma ideia da distribuição espacial dos SAFs no território brasileiro como representado na Figura 5.

Figura 5 - Distribuição espacial dos SAFs nos municípios brasileiros.



Através do manejo agroflorestal, a fazenda da família Götsch se mostra como um dos maiores exemplos de sucesso da implantação de SAFs, conseguindo contribuir com inúmeros benefícios socioambientais na região do baixo sul da Bahia, incluindo a produção agrícola em todo o processo de regeneração ecológica. O reflorestamento

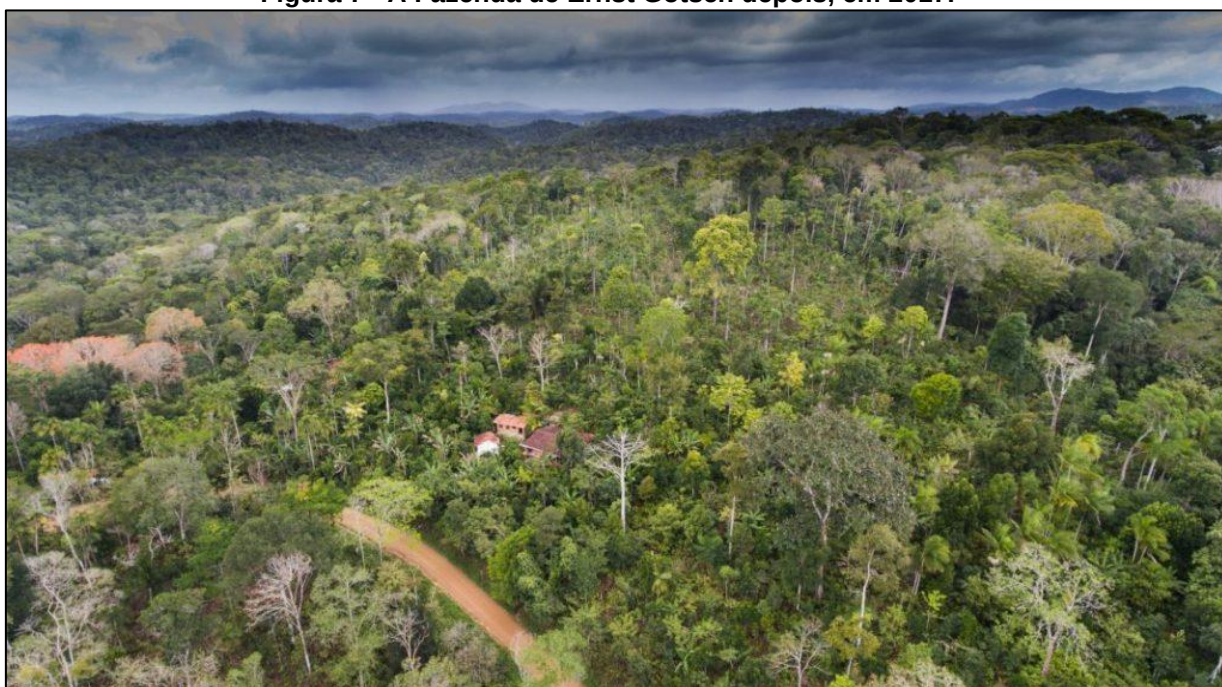
dos 410 hectares na terra da família Götsch, antes chamada “Fugidos da Terra Seca” fez recuperar 14 nascentes/córregos que estavam secos, e que voltaram a jorrar água na fazenda com atual nome de “Olhos D’Água” (ANDRADE, 2019), como pode-se ver nas figuras 6 e 7.

Figura 6 - A Fazenda de Ernst Götsch antes, no início da década de 1980.



Fonte: GLOBO RURAL, 1996.

Figura 7 - A Fazenda de Ernst Götsch depois, em 2017.



Fonte: PASINI, 2017.

3.1.3 Benefícios socioeconômicos e ambientais da implantação de SAFs e possíveis limitações

Os SAFs apresentam benefícios socioeconômicos, como a diversificação da produção, do aproveitamento e reaproveitamento dos recursos intrínsecos ao sistema e do maior envolvimento dos agricultores com o sistema de produção (MACEDO, R. L. G., 2000; MAY & TROVATTO, 2008). Nesses sistemas há a inclusão social e geração de renda descentralizada que são uma das consequências mais relevantes, pois não se fazem manejos de SAFs sem pessoas em comunidade como protagonistas. As experiências práticas do suíço Ernst Götsch mostram que o modelo agroecológico praticado nos SAFs pelos povos indígenas é um modelo espacial de preservação que tem um conceito denominado por ele como AIPs - Áreas de Inclusão Permanentes (do ser humano), em oposição às áreas de proteção permanente (APPs) e que ainda assim, são muitas vezes degradadas (GÖTSCH, 2018).

Nos SAFs, a depender dos arranjos de cultivos implantados, culturas escolhidas, e frequências dos manejos, tem potencial de geração de renda desde semanas a um mês após a implantação, se mantendo constantes durante todo o período do ano, e aumentando com o desenvolvimento dos sistemas (HOFFMANN, 2013). Se comparado a agricultura convencional, os maiores potenciais de segurança financeira e soberania alimentar nos SAFs são potencializados pela diversificação de culturas cultivadas e manejadas conjuntamente na mesma área, com produções ocorrendo em diversas épocas do ano (GAMA, 2003; EMBRAPA, 2014; COOPERAFORESTA, 2019).

Dentre os impactos ambientais destes sistemas estão, por exemplo, o estabelecimento de corredores ecológicos, trampolins ou zonas de amortecimento favorecendo a conservação de espécies sensíveis da flora e da fauna, além do fornecimento de serviços ecossistêmicos como sequestro de carbono, melhora da qualidade do ar, da água e do solo (SCHROTH *et al.*, 2004). A conservação da água (quantidade e qualidade) nos SAFs é favorecida pela presença das árvores. As árvores nos SAFs influenciam o ciclo hidrológico aumentando a interceptação de chuva, elevando as chances de condensação/precipitação, através da emissão de compostos orgânicos voláteis que funcionam como núcleos de condensação (PÖSCHL, 2010; TAVARES, 2012).

Ocorrem modificações da transpiração e da retenção de água no solo, reduzindo, portanto, o escoamento superficial e aumentando a infiltração em comparação a sistemas convencionais (BEER *et al.*, 2003). Alguns autores apontam possível elevação da evapotranspiração (ET) devido ao incremento de cobertura com árvores, não sendo a perda por ET necessariamente uma desvantagem para o balanço hídrico, por contribuir com a manutenção da umidade do ar no âmbito local (SIRIRI *et al.*, 2013; NOBRE, 2014).

Além disso, as árvores, através de seu sistema radicular, podem auxiliar na ciclagem dos nutrientes, evitando sua perda por meio da lixiviação (IMBACH *et al.*, 1989). De acordo com Jimenez *et al.* (2001), os SAFs podem contribuir para a conservação da água em quantidade e qualidade por meio das seguintes formas:

- As copas das árvores e demais tipos de vegetação presentes nos SAFs protegem o solo do sobreaquecimento causado pela incidência solar direta e do impacto da chuva;
- As raízes descompactam o solo e melhoram a infiltração da água;
- O sistema radicular pode bombear água e nutrientes das zonas mais profundas do solo e, de forma conjunta, elevar o nível freático de água por meio das forças de capilaridade;
- As folhas e restos vegetais de troncos e galhos formam a serrapilheira de matéria orgânica, propiciando melhores condições para que os microrganismos façam a reciclagem dos nutrientes, permitindo também uma maior retenção (redução da lixiviação) e degradação dos poluentes, o que melhora as propriedades físicas, químicas e biológicas da água;
- Os SAFs incrementam a capacidade de armazenamento da água no sistema pedohidrogeológico (solo e aquíferos) dos agroecossistemas, reduzindo os picos de vazões pelo escoamento superficial, e consequentemente os riscos de inundações;
- As raízes finas presentes nos SAFs dão maior estabilidade contra os processos erosivos, como uma espécie de amarração estrutural do solo;
- estabilizam taludes e margens de córregos, litorais e outras áreas frágeis;

- Os SAFs reduzem os processos erosivos de arraste de sólidos, sedimentação, e consequente assoreamento de reservatórios e regiões de foz, evitando assim alterações nos habitats e ciclos de vida de espécies aquáticas;

Segundo Tucci & Clarke (1997); Ong *et al.* (2014); Vogl *et al.* (2017), sob o ponto de vista das ciências hidrológicas, SAFs são ainda capazes de atenuar as vazões de cheias nos rios, contribuir para o fluxo de base – principalmente nos períodos de estiagem e melhorar a qualidade das águas, reduzindo o aporte de sedimentos.

Apesar dos inúmeros benefícios gerados pelos SAFs, estes possuem diversas limitações que, se não forem bem contornadas através de soluções consistentes e tecnicamente planejadas durante os processos de transição agroecológica por meio da implantação e condução destes sistemas, poderão vir a se tornar desvantajoso. Podem-se destacar como principais limitações da implantação e manejo desses sistemas (COMBE, 1982; PINTO, 2013; EMBRAPA, 2015; SAGASTUY & KRAUSE, 2019; PALMA, 2020):

- O manejo e condução de SAFs têm maior complexidade do que nos sistemas de agricultura convencional por monoculturas;
- Os conhecimentos dos agricultores e técnicos sobre os SAFs ainda são muito limitados;
- Pouco conhecimento sobre interações entre espécies, como por exemplo, sobre alelopatias, para planejamento do distanciamento e espaçamento entre as diversas culturas. Ausência de pesquisas por cultivos consorciados;
- Necessidade de utilização de espécies-chave de cultivo que podem ser novas aos agricultores;
- Os SAFs requerem o maior aprimoramento das capacidades de observação e técnicas de manejo para espécies variadas;
- Os efeitos benéficos dos SAFs dependem da qualidade e periodicidade do manejo, pois o manejo incorreto pode vir a diminuir o rendimento dos cultivos agrícolas;
- Os custos iniciais para a implantação das áreas de SAFs podem ser mais elevados, e o retorno do capital investido pode ser a longo prazo;

- Dificuldades de aquisição de diversidade de sementes e mudas;
- Atualmente os produtos gerados em SAFs ainda têm mercados limitados (necessidade de organização em associações e cooperativas);
- Difícil mecanização dos SAFs com os maquinários vigentes no mercado; entre outras.

Como os SAFs podem possuir diversas formas e definições de arranjos para os consórcios entre as culturas, pode haver a implantação de sistemas consorciados com baixa densidade de espécies, não levando em consideração o preenchimento dos espaços em todos os estratos (alturas) por diferentes dosséis (copas) de espécies variadas. Isto se assemelha com as configurações do que ocorre em sistemas de monocultura, e ou de silviculturas de madeireiras, como por exemplo, em florestas plantadas de eucalipto, as quais estão sujeitas a canalização de ventos nos estratos inferiores não ocupados abaixo do dossel das árvores existentes (ATAÍDE *et al.*, 2015). A carência dos estratos baixos permite que o solo seque facilmente pelo fluxo de vento canalizado, e a depender da região poderá potencializar incêndios como os que ocorreram em silviculturas de eucaliptos em regiões de Portugal e Chile nas últimas décadas (COATS, 2001; PASINI, 2017).

3.2 Modelagem hidrológica

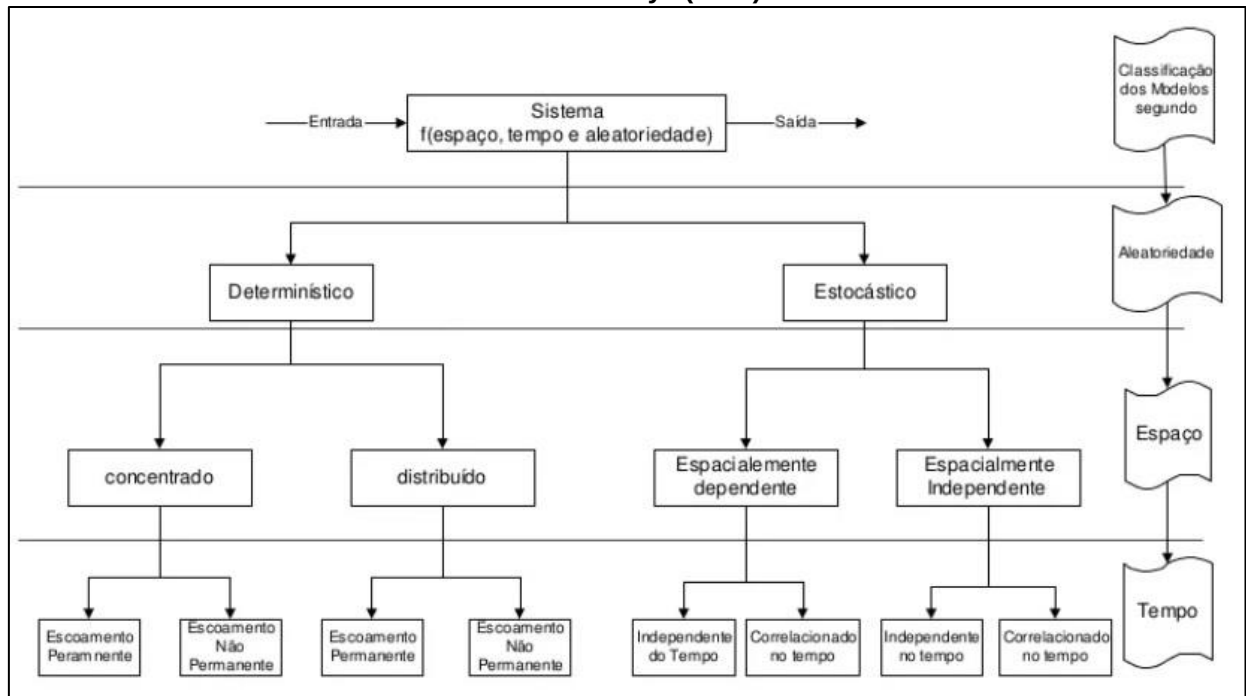
3.2.1 Conceitos gerais

Os modelos matemáticos, sejam da área ambiental ou qualquer outra do conhecimento, são representações traduzidas da realidade de forma simplificada e generalizada do que afigura, transmitindo as características mais importantes de uma situação do mundo real (NASCIMENTO, 1995). São abstrações da realidade utilizadas para se obter clareza conceitual, reduzindo a variedade e complexidade das múltiplas interações nos sistemas ambientais, várias delas não mensuráveis e ou quantificáveis do mundo real, a um nível que se pode entender e representar (BASSANEZI, 1999; BRATLEY *et al.*, 1987). Nas etapas de construção dos modelos, há a elaboração de cenários a serem simulados, que é quando o modelo é submetido a condições iniciais, as quais deseja-se verificar o comportamento resultante. As condições iniciais são estabelecidas entre os parâmetros baseados nas

características do sistema, e os valores mensurados ou esperados das variáveis (COLLISCHONN, 2001; CHRISTOFOLETTI, 1999).

Conforme Tucci (2005), diferentes classificações são atribuídas aos modelos ambientais por se relacionarem com uma diversidade de aspectos na representação dos processos. Diante da diversidade de tipologias de modelos hidrológicos existentes, surgiram variadas maneiras de classificá-los. Na Figura 8 a seguir, pode ser visto o fluxograma com classificações de alguns aspectos sugerido por Chow, Maidment & Mays (1988).

Figura 8 - Fluxograma com classificações de modelos hidrológicos sugerido por Chow, Maidment & Mays (1988).



Fonte: Adaptado de CHOW, MAIDMENT & MAYS, 1988.

De acordo com Lima (2011), tais aspectos, em conjunto com suas respectivas classificações por tipologias de modelos, são citados a seguir.

- **Temporal:** estático se o modelo representa o estado de um sistema em um dado momento; ou dinâmico se é ao longo do tempo como em cenários futuros, hipotéticos e retrospectivos.
- **Espacial:** concentrado caso o modelo atribua valores médios para todo espaço analisado; ou distribuído quando os valores são distribuídos e ponderados para cada parte do espaço em análise; alguns modelos podem ser considerados semi-distribuídos.

- Estrutural: conceitual para os modelos fundamentados com base física-matemática simplificada dos processos; ou modelos de base física, através de equações que visam expressar da maneira mais realista possível os processos físicos; e os modelos empíricos, com relações matemáticas e estatísticas que não consideram os processos físicos envolvidos.
- Probabilístico: determinístico caso o modelo gere resultados sempre iguais para os mesmos valores de entrada, não levando em consideração a aleatoriedade dos processos representados; ou estocástico quando considera a aleatoriedade dos processos modelados, trabalhando com base na ocorrência dos resultados pela visão da probabilidade.

Dessa forma, os modelos hidrológicos, que podem ser classificados com as tipologias citadas anteriormente, são estruturados para o desenvolvimento de representações matemáticas com intuito de simular processos relativos ao ciclo hidrológico, como a infiltração/percolação de água no solo e a recarga de aquíferos, assim como o escoamento superficial e a vazão na rede de drenagem (LIMA, 2011; SILVA *et al.*, 2021). A modelagem das variáveis dos processos hidrológicos é uma alternativa para a estimativa e extrapolação destas, desempenhando importante papel da predição para a tomada de decisão, como por exemplo, na gestão dos recursos hídricos, projetos de estruturas hidráulicas, no controle de cheias, na mitigação de contaminações e dos processos erosivos (BEVEN, 2012).

No geral, a descrição dos processos hidrológicos é feita por uma série de variáveis, parâmetros e equações. De acordo com o contexto do estudo da modelagem, deve-se avaliar quais parâmetros são mais sensíveis com o intuito de gerar simulações com maior acurácia (ROSSI *et al.*, 2008; BRIGHENTI *et al.* 2016). Para um modelo de bacia hidrográfica, há procedimentos básicos que são adotados para adequar e verificar a eficiência deste, conhecidos como processos de calibração e validação. Comparando com os dados medidos em campo, os parâmetros existentes no modelo (ou aqueles selecionados por meio dos testes de sensibilidade) vão sendo ajustados por meio da calibração de forma a fazer com que os valores simulados sejam os mais próximos possíveis dos observados (BRIGHENTI *et al.*, 2016).

Os primeiros modelos hidrológicos surgiram há mais de um século, como o Método Racional por volta de 1850, e o Método do Hidrograma Unitário em 1932, mas limitados a descrever os processos de cada componente do ciclo da água separadamente. Só a partir da década de 1950 que surgiram novos modelos, reunindo vários processos em simultâneo, com modelagem contínua, distribuição espaço-temporal (TUCCI, 2005). Modelos integrados com os sistemas de informações geográficas (SIG), começaram a surgir a partir de 1980 (SILVA *et al.*, 2021).

Desde então, surgiram várias tipologias de modelos, como chuva-vazão para prever as vazões no exultório decorrentes das precipitações, para dimensionar reservatórios, previsões de vazões pelas mudanças climáticas etc. Segundo Collischonn (2001), há também uma divisão entre os modelos de acordo com a escala de bacias hidrográficas a serem avaliadas, variando entre pequenas (até 300 km²), médias (entre 300 e 2.000 km²) e grandes (superiores a 2.000 km², mas tipicamente superiores a 10.000 km²).

Segundo Pachepsky *et al.* (2016), dentre os principais modelos com maior capacidade de representação das dinâmicas de bacias hidrográficas de acordo com particularidades de cada usuário em países específicos, pode-se citar o HEC-HMS (*Hydrologic Model System*), o SHE (*Système Hydrologique Européen*), o SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), o TOPMODEL (*Physically Based Runoff Production Model*), o VIC (*Variable Infiltration Capacity*), entre outros. No Brasil, diversos modelos foram concebidos, *e.g.*, o ABC6 (Análise de Bacias Complexas), elaborado no Laboratório de Sistemas de Suporte a Decisões na Universidade de São Paulo (LabSid-USP), o MGB (Modelo de Grande Bacias), criado no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IPH-UFRGS), o Modcel (Modelo de Células de Escoamento), feito no Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE-UFRJ), e o Modelo Rio Grande, produzido no Departamento de Hidráulica e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais (EHR-UFGM) (LAENDER, 2018).

3.2.2 Modelo SWAT

Na busca do tipo de modelo hidrológico mais apropriado, critérios quanto às incertezas, erros inerentes ao processo de modelagem, bem como os métodos de

cálculos incorporados ao modelo devem ser levados em consideração na escolha, diante do contexto do estudo a ser feito, pois tais fatores nem sempre tornam essa ferramenta adequada à representação da situação pretendida.

Dessa forma, optou-se pela utilização do modelo computacional SWAT, o qual propicia a representação espacialmente distribuída da bacia hidrográfica, funcionando de forma acoplada a plataformas SIG. O SWAT é um modelo temporalmente dinâmico, determinístico, semi-distribuído e foi concebido nos Estados Unidos para descrever o comportamento de bacias de médio e grande porte sob cenários de gestão de recursos hídricos, bem como para estimar alterações hidrológicas advindas de mudanças no uso e manejo do solo (ARNOLD *et al.*, 1998; NEITSCH *et al.*, 2011).

É considerado como um modelo semi-distribuído porque sua estrutura de cálculo considera a divisão da bacia em Unidades de Resposta Hidrológica (URHs) com características de uso do solo, tipo de solo e declividades semelhantes, independentes de sua localização (RATHJENS *et al.*, 2014). De acordo com Neitsch *et al.*, (2011), o processo de simulação hidrológica pelo SWAT se inicia com a etapa de discretização da bacia hidrográfica estudada em sub-bacias, as quais são subdivididas em unidades menores denominadas URHs - unidades de resposta hidrológica.

Cada URH é composta por uma integração entre tipos de solo, uso de solo e declividade. O modelo simula em passo de tempo diário ou horário, boa parte dos processos envolvidos no balanço hídrico de bacias hidrográficas. O ciclo hidrológico é segmentado em duas fases para a simulação dos processos, uma delas referente à água no solo e outra ao escoamento nas URHs e propagação na rede hidrográfica. Portanto, o modelo SWAT possibilita, por sua estrutura, o atendimento aos objetivos propostos para o contexto deste estudo, corroborando com o trabalho comparativo desenvolvido por Silva *et al.* (2021) entre modelos hidrológicos, em que identificou o SWAT como modelo mais adequado para bacias hidrográficas brasileiras de grande escala, e com presença de reservatórios como no contexto desta pesquisa.

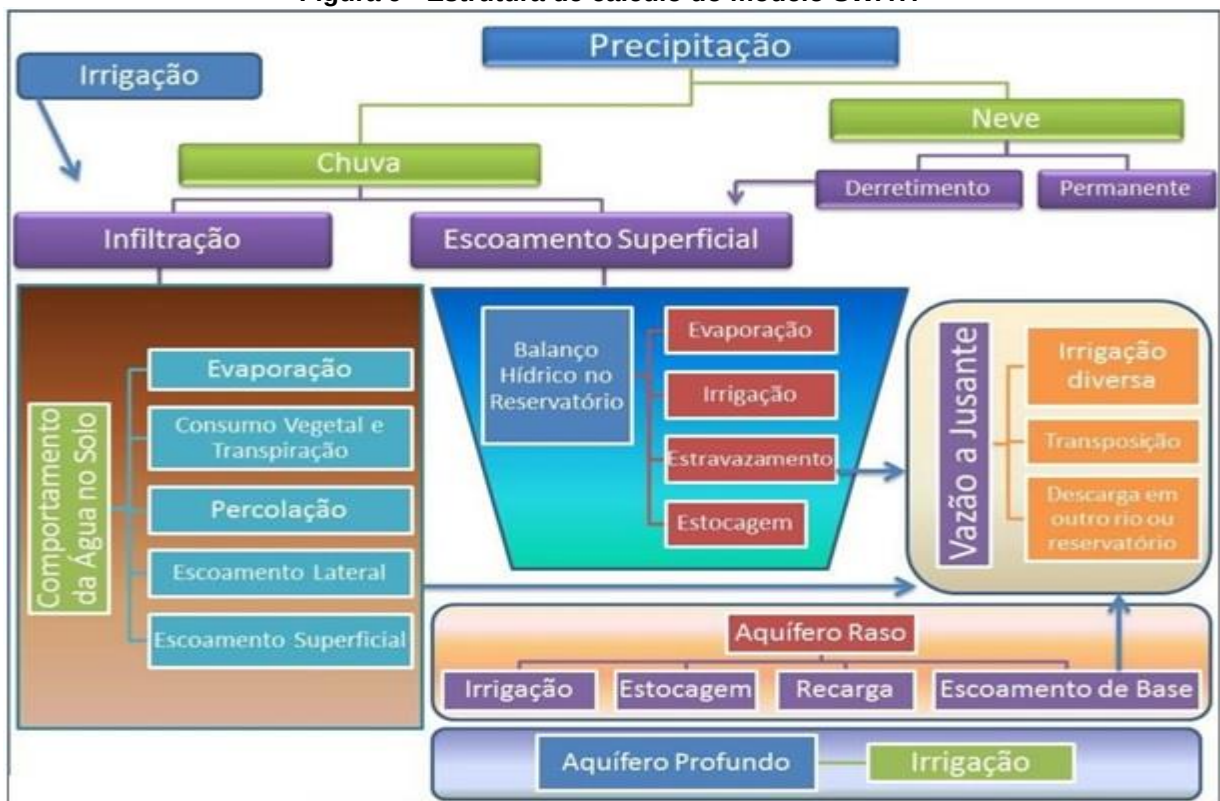
Tais equações estão relacionadas ao balanço de energia solar, água na atmosfera, consumo de água pelas plantas, evapotranspiração, infiltração/percolação, escoamento superficial, fluxo subterrâneo, umidade no solo, técnicas de gestão,

propagação em canais, água represada, entre outras que buscam explicar a propagação de sedimentos, fertilizantes, agrotóxicos na bacia hidrográfica (ARNOLD *et al.* 1998; FERRIGO, 2014a).

De acordo com Ferrigo (2014a), os processos hidrológicos simulados nas bacias hidrográficas são separados em fase terrestre, que abarca a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e pesticidas para o leito principal em cada sub-bacia, e em fase aquática, que é o movimento da água, sedimentos etc., através da rede de canais da bacia para o seu exultório.

Na Figura 9 a seguir, a estrutura de funcionamento do modelo SWAT é sintetizada por meio de um fluxograma que representa o movimento da água nas fases terrestre e aquática (NEITSCH *et al.*, 2011).

Figura 9 - Estrutura de cálculo do modelo SWAT.



Fonte: adaptado de FERRIGO (2014a).

O ciclo hidrológico representado pelo modelo em sua fase terrestre, é baseado na equação (3.1) do balanço hidrológico, de forma resumida.

$$SW_f = SW_i + \sum_{i=1}^t (P_{acum} - Q_{surf} - E_a - w_{seep} - Q_{gw}) \quad (3.1)$$

Sendo que SW_f é a quantidade final de água no solo (mm), SW_i é a quantidade inicial de água no solo (mm), t é o tempo (dias), P_{acum} é a precipitação acumulada (mm); Q_{surf} é o escoamento superficial acumulado (mm); E_a é a evapotranspiração acumulada (mm); w_{seep} é composto pela percolação (mm) e desvio de fluxo lateral do perfil do solo (escoamento subsuperficial) (mm); e Q_{gw} é a quantidade de fluxo de retorno (mm), (contribuição do aquífero ou escoamento de base), todas essas para o mesmo intervalo temporal.

Segundo Neitsch *et al.*, 2011, a infiltração e o escoamento superficial podem ser calculados respectivamente pelo método de Green & Ampt (GREEN & AMPT, 1911) e com as técnicas do *Curve Number* (CN) do *Soil Conservation Service* (SCS, 1972). Para a propagação do escoamento nos cursos d'água pode-se estimar utilizando o método de Muskingum (MACCARTHY, 1938) ou do armazenamento variável. Já as evapotranspirações real e potencial podem ser calculadas com base nos métodos de Penman-Monteith (MONTEITH, 1965), o método de Priestley-Taylor (PRIESTLEY & TAYLOR, 1972) e o método de Hargreaves (HARGREAVES & SAMANI, 1982). Para além dos métodos mencionados anteriormente, o SWAT contém um gerador climático capaz de produzir dados de precipitação, vento, umidade relativa do ar e radiação solar através de diversas distribuições a partir das médias e desvio padrão mensais. A seguir apresentam-se os equacionamentos dos métodos de cálculo para as principais variáveis do ciclo hidrológico simuladas pelo modelo SWAT.

3.2.2.1 Precipitação

Especialmente na hidrologia, a precipitação é o dado de entrada considerada mais relevante em uma série de estudos ambientais, pois os eventos chuvosos constituem o maior mecanismo de entrada de água no território de uma bacia hidrográfica, sendo fundamental para o alcance de resultados satisfatórios em simulações e modelagens do ciclo hidrológico. As informações de chuva podem ser utilizadas no SWAT em sua simulação na forma de dados diários ou sub-diários, ou serem geradas pelo modelo através do gerador climático.

No modelo SWAT, na realização dos cálculos de vazão de pico ocorrida em cada dia, são calculadas as vazões máximas com meia hora de duração, estimadas por meio de valores mensais ou diários, fornecidos pelo usuário do modelo. Os valores de

precipitação máxima são “suavizados” pela equação 3.2 antes de calcular a vazão máxima com 30 minutos de duração (NEITSCH *et al.*, 2011).

$$R_{0,5sm(mon)} = \frac{R_{0,5x(mon-1)} + R_{0,5x(mon)} + R_{0,5x(mon+1)}}{3} \quad (3.2)$$

Em que $R_{0,5sm(mon)}$ é a vazão mensal máxima de meia hora de duração “suavizada” (mm) e $R_{0,5x}$ é vazão máxima de meia hora de duração de um mês específico (mm). Em seguida, a vazão de pico é calculada a partir da seguinte distribuição triangular (Equação 3.3)

$$a_{0,5mon} = adj_{0,5a} \cdot \left[1 - \exp\left(\frac{R_{0,5sm(mon)}}{\mu_{mon} \cdot \ln\left(\frac{0,5}{yrs \cdot days_{wet}}\right)}\right) \right] \quad (3.3)$$

Onde $a_{0,5mon}$ é a fração de meia hora média para o mês, $adj_{0,5a}$ é um fato de ajuste, $R_{0,5sm}$ é a vazão mensal máxima de meia hora de duração “suavizada” (mm), μ_{mon} é precipitação média diária para o mês, yrs é o número de anos de dados utilizados para obter os valores de vazão máxima com meia hora de duração e $days_{wet}$ é o número de dias chuvosos no mês.

3.2.2.2 Escoamento Superficial e Infiltração

Também conhecida como chuva efetiva, o escoamento superficial é toda porção de água oriunda de eventos chuvosos que escoam sobre a superfície da bacia hidrográfica até o seu exutório, e ocorre quando a intensidade de precipitação excede a taxa de infiltração da água no solo. Dois métodos para estimar a chuva efetiva são fornecidos pelo SWAT, os quais surgiram na literatura ao longo do século XX: o método *Curve Number* do *Soil Conservativos Service* (SCS, 1972), e o método de infiltração pelas equações propostas por Green & Ampt em 1911, Horton em 1933, Philip em 1957 (NEITSCH *et al.*, 2011).

Método SCS *Curve Number* (CN)

Publicado pelo *Natural Resources Conservation Service* (antigo *Soil Conservation Service*), o método é um dos mais populares para o cálculo de precipitação efetiva em todo o mundo (CHU & STEINMAN, 2009). Foi o resultado de mais de 20 anos de

estudos envolvendo relações para estimar transformação de chuva em vazão em pequenas bacias rurais com diversos tipos de solo, sob variadas ocupações em todo o território dos Estados Unidos. Sartori (2010) sugeriu uma nova classificação dos solos, adaptando os grupos de solos à realidade das bacias hidrográficas encontradas em território brasileiro, de forma que as propriedades de solos do Brasil fossem melhor representadas pelo *Curve Number* (CN).

Tal método pode ser representado pela equação simplificada 3.4 a seguir.

$$Q_{surf} = \frac{(P-Ia)^2}{(P-Ia+S)} \quad (3.4)$$

Sendo que, Q_{surf} é o escoamento superficial ou precipitação efetiva (mm), P é a altura da chuva (mm), Ia são as abstrações iniciais que inclui o armazenamento na superfície e a interceptação do escoamento antes da infiltração (mm), e S é o parâmetro de retenção de água na bacia (mm). A capacidade de armazenamento de água na bacia “ S ” é descrita pelo valor de CN, e este varia espacialmente devido a diferentes usos de terra e manejos, solos, declividades, e temporalmente devido a diferentes condições no conteúdo de água do solo, podendo variar de 0 a 100 (Equação 3.5).

$$S = \frac{2.540}{CN} - 25,4 \quad (3.5)$$

Dessa forma, é esperado que a bacia possua elevada capacidade de armazenamento de água para valores baixos de CN, e conforme elevam-se tais valores, a capacidade de retenção de água diminua, ocasionando maior vazão superficial.

Método Green & Ampt

A fim de estimar a infiltração, foi desenvolvido o modelo de Green-Ampt, o qual assume um perfil saturado de água na superfície em todo o processo de infiltração, com um solo em condições de umidade uniforme, homogêneo e isotrópico.

A formulação utilizada no modelo SWAT é a adaptação aprimorada por Mein & Larson (1973) representada pela Equação 3.6.

$$f_{int,t} = K_e \left(1 + \frac{\Psi_{wf} \times \Delta\theta}{F_{inf}} \right) \quad (3.6)$$

Sendo que $f_{int,t}$ = taxa de infiltração (mm/h), K_e = condutividade hidráulica efetiva (mm/h), Ψ_{wf} = frente de molhamento matricial (mm), $\Delta\theta$ = alteração no teor de água volumétrico na parte da frente de molhamento (mm/mm), e F_{inf} = infiltração de água acumulada no tempo (mm).

3.2.2.3 Evapotranspiração

Normalmente, a evapotranspiração é a variável de mais difícil estimativa em uma bacia hidrográfica entre todos os componentes do ciclo hidrológico, e pode corresponder a até 95% do volume precipitado ao longo do ano em locais de climas secos (WILCOX *et al.*, 2003). As medições diretas da evapotranspiração real (ETr) são comumente escassas, e normalmente o valor dessa variável é determinado indiretamente, a partir do cálculo da Evapotranspiração Potencial de referência (ETp). Variadas práticas como calendários de irrigação, gestão de recursos hídricos e análises de condições de umidade, utilizam com frequência o valor de ETp.

Interceptação

O processo pelo qual a precipitação bruta que cai nas superfícies vegetativas e é subsequentemente redistribuída denomina-se como interceptação (MUZYLO *et al.*, 2009). A interceptação da chuva em dosséis da vegetação presente na bacia é um dos elementos presentes nos cálculos de evapotranspiração. A precipitações que atinge as superfícies das plantas é temporariamente retida e, em última análise, evapora para a atmosfera ou se dirige para o solo caindo em gotas ou fluindo pelos galhos e caules. O volume de precipitação interceptada é calculado pelo modelo SWAT por meio da equação 3.7, descrita a seguir.

$$can_{day} = can_{mx} \times \frac{LAI}{LAI_{mx}} \quad (3.7)$$

Em que: can_{day} = quantidade de água interceptada em um dia (mm);

can_{mx} é a quantidade máxima que pode ser interceptada (mm);

LAI = índice de área foliar em um dia; e

LAI_{mx} = índice foliar máximo considerado para a planta.

Segundo Neitsch *et al.* (2011), o armazenamento no dossel das plantas é computado no momento que o evento chuvoso acontece, em um determinado dia, antes que qualquer volume de água possa atingir o solo, a partir das equações 3.8 e 3.9.

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

quando $R'_{day} \leq can_{day} - R_{INT(i)}$ (3.8)

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

quando $R'_{day} > can_{day} - R_{INT(i)}$ (3.9)

Em que: $R_{INT(f)}$ = volume de água armazenado no dossel no instante final (mm);

$R_{INT(i)}$ = volume de água armazenado no dossel no instante inicial;

R'_{day} = quantidade de chuva no dia antes da interceptação no dossel;

R_{day} = quantidade de chuva no dia que atinge a superfície do solo; e

can_{day} = quantidade máxima de água que pode ser armazenada no dossel.

Evapotranspiração Potencial

É possível calcular a evapotranspiração potencial no modelo SWAT com base em três diferentes métodos de estimativas descritos abaixo na tabela 3 com suas respectivas equações:

- Método de *Penman-Monteith* (MONTEITH, 1965): Equação 3.10;
- Método de *Priestley-Taylor* (PRIESTLEY & TAYLOR, 1972): Equação 3.11; e
- Método de *Hargreaves* (HARGREAVES; SAMANI, 1982): Equação 3.12.

Evapotranspiração Real

Segundo Neitsch, *et al.* (2011), o cálculo da evapotranspiração real no modelo SWAT é dividido em três partes, relativos a cada fenômeno envolvido na composição da ETR, que estão descritos na tabela 4 com seus respectivos equacionamentos:

- Evaporação da chuva interceptada: Equações 3.13 e 3.14;
- Transpiração: Equações 3.15 e 3.16, e
- Evaporação da água no solo: Equações 3.17, 3.28, 3.19, 3.20, 3.21, e 3.22

Tabela 3 – Métodos de cálculo da Evapotranspiração Potencial usados pelo modelo SWAT.

Métodos de Cálculo	Equacionamentos	Significado de cada Variável
Penman-Monteith (PENMAN,1956; atualizado por: MONTEITH, 1965; ALLEN, 1986; E ALLEN <i>et al.</i> ,1989) Método de referência adotado pela FAO (<i>Food and Agriculture Organization</i>) para o cálculo desta variável.	$\lambda E = \frac{\Delta \cdot (H_{net} - G) + \rho_{air} \cdot c_p \cdot [e_z^0 - e_z] / r_a}{\Delta + \gamma \cdot (1 + r_c / r_a)} \quad (3.10)$	λE = densidade de fluxo de calor latente (MJ/m ² . dia); E = profundidade da taxa de evaporação (mm/dia); Δ = inclinação da curva pressão-temperatura da pressão de vapor de/dT (kPa/°C); H_{net} = radiação líquida (MJ.m ² /dia); G = a densidade de fluxo de calor para o terreno (MJ/m ² .dia); ρ_{air} = densidade do ar (kg/m ³), c_p = calor específico (MJ/kg.°C); e_z^0 = pressão de vapor de saturação do ar na altura z (kPa); e_z = pressão de vapor de água no ar na altura z (kPa); γ = constante psicrométrica (kPa/°C); r_c = resistência do dossel da planta (s/m); r_a = resistência aerodinâmica (s/m).
Priestley-Taylor (PRIESTLEY & TAYLOR, 1972)	$\lambda E_0 = \alpha_{pet} \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \cdot (H_{net} - G) \quad (3.11)$ $\alpha_{pet} = 1,28 \text{ de base empírica}$	λ = calor latente de vaporização (MJ/kg); E_0 = evapotranspiração potencial (mm/dia); α_{pet} = coeficiente empírico; Δ = inclinação da curva pressão-temperatura da pressão de vapor de/dT (kPa/°C); γ = constante psicrométrica (kPa/°C); H_{net} = radiação líquida (MJ.m ² /dia); G = densidade de fluxo de calor para o terreno (MJ/m ² .dia).
Hargreaves (HARGREAVES & SAMANI, 1982)	$\lambda E_0 = 0,0023 \times H_0 \times (T_{max} - T_{min})^{0,5} \times (\bar{T}_{av} + 17,8) \quad (3.12)$	λ = calor latente de vaporização (MJ/kg); E_0 = evapotranspiração potencial (mm/dia); H_0 = radiação extraterrestre (MJ/m ² .dia); T_{max} = temperatura máxima do ar no dia (°C); T_{min} = temperatura mínima do ar no dia (°C); T_{av} = temperatura máxima do ar no dia (°C).
Para regiões áridas ou semi-áridas onde os processos de advecção são maiores, não é indicado o emprego da equação 3.13, pois para esses casos, o emprego do método de Priestley-Taylor tende a subestimar os valores de evapotranspiração ocorridos na região de estudo (NEISTCH, <i>et al.</i> 2011).		

Tabela 4 - Métodos de cálculo dos três fenômenos que compõem a Evapotranspiração Real, usados pelo modelo SWAT.

Componentes da Evapotranspiração Real	Equacionamentos	Significado de cada Variável
<u>Evaporação da Chuva Interceptada</u>	$\begin{aligned} &se E_0 \leq R_{INT(i)} \\ &\text{então} \\ &E_a = E_0 = E_0 \\ &R_{INT(f)} = R_{INT(i)} - E_{can} \end{aligned} \quad (3.13)$ $\begin{aligned} &se E_0 > R_{INT(i)} \\ &\text{então} \\ &E_{can} = R_{INT(i)} \\ &R_{INT(f)} = 0 \end{aligned} \quad (3.14)$	E_0 = evapotranspiração potencial (mm); $R_{INT(i)}$ é o volume de água interceptado no inicial (mm); E_{can} = é a evaporação da chuva interceptada (mm); E_a = é a evapotranspiração real (mm); e $R_{INT(f)}$ = é o volume interceptado final em um determinado dia que será distribuído entre a vegetação e o solo (mm).
<u>Transpiração</u>	$E_t = \frac{E'_0 - E_{can}}{3,0}, \text{ para } 0 \leq LAI \leq 3,0 \quad (3.15)$ $E_t = E'_0, \text{ para } LAI > 3,0 \quad (3.16)$	E_t = transpiração (mm); E'_0 = evapotranspiração potencial ajustada após a evaporação da água interceptada (mm); LAI = índice de área foliar.
<u>Evaporação da água contida no solo</u>	$E_s = E'_0 \cdot cov_{sol} \quad (3.17)$ $cov_{sol} = \exp(-5,0 \times 10^{-5} \cdot CV) \quad (3.18)$ $E_{soil,z} = E_s'' \cdot \frac{z}{z + \exp(2,374 - 0,00713 \cdot z)} \quad (3.19)$ $E_{soil,ly} = E_{soil,zl} - E_{soil,zu} \times esco \quad (3.20)$ $E'_{soil} = E_{soil,ly} \cdot \exp\left(\frac{2,5 \cdot (SW_{ly} - FC_{ly})}{FC_{ly} - WP_{ly}}\right), \text{ quando } SW_{ly} < FC_{ly} \quad (3.21)$ $E'_{soil,ly} = E_{soil,ly}, \text{ quando } SW_{ly} \geq FC_{ly} \quad (3.22)$	E_s = evaporação máxima do solo (mm); E'_0 = evapotranspiração potencial ajustada após a evaporação da água interceptada (mm); cov_{sol} = índice de cobertura do solo; CV é a biomassa acima do solo (kg/ha); $E_{soil,z}$ = demanda evaporativa do solo na profundidade z (mm); E_s'' = evaporação máxima de água no solo (mm); z = profundidade baixo da superfície; $E_{soil,ly}$ = demanda por evaporação e uma camada (mm); $E_{soil,zl}$ = demanda no limite inferior desta camada; $E_{soil,zu}$ = demanda no limite superior (mm); $esco$ = coeficiente de compensação da evaporação no solo. $E'_{soil,ly}$ = demanda evaporativa do solo em uma camada, ajustada pela umidade do solo (mm); $E_{soil,ly}$ = demanda evaporativa do solo na mesma camada (mm); SW_{ly} = conteúdo de água no solo (mm);

		FC_{ly} = conteúdo de água na camada na capacidade de campo (mm); WP_{ly} = conteúdo de água na camada no ponto de murcha (mm).
De acordo com Neitsch <i>et al.</i> (2011), vale ressaltar que o valor de transpiração que se encontra nas equações 3.17 e 3.18, se refere ao solo em sua capacidade de campo, e que depois vem a ser ajustado pela quantidade de água disponível no solo. Destaca-se que os coeficientes considerados na equação (3.21) ajustam a demanda por evaporação de modo que 50% dela seja extraída dos 10 mm iniciais de solo, e 95% seja extraída dos 100 mm iniciais. (NEITSCH <i>et al.</i>, 2011). Para as equações (3.23 e 3.24), ressalta-se que o valor máximo de água a ser retirado de uma camada de solo a qualquer momento corresponde a 80% da água disponível para as plantas em um determinado dia (NEITSCH <i>et al.</i>, 2011).		

3.2.2.4 Fluxo Subterrâneo

Sendo uma parte crucial do ciclo global da água, a água subterrânea é a maior fonte acessível de água doce do mundo, e desempenha um papel vital no suprimento das necessidades básicas de saneamento da sociedade humana (CPRM, 2008; WADA *et al.*, 2014). A água subterrânea armazenada atua como uma reserva contra a escassez de água e sustenta o fluxo de base para os rios e zonas úmidas durante os períodos de seca, contribuindo para a manutenção dos ecossistemas e a biodiversidade nas bacias hidrográficas (GLEESON, *et al.*, 2012).

O escoamento subterrâneo no modelo SWAT é dividido em três componentes principais, descritos em detalhes a seguir na tabela 5 com suas respectivas equações (NEITSCH *et al.*, 2011):

- Escoamento subsuperficial: Equações 3.23, 3.24, e 3.25;
- Escoamento em meio saturado (aquífero raso): Equações 3.26, 3.27 (3.28 e 3.29); e
- Percolação para o aquífero profundo (fluxo de base): Equações: (3.28 e 3.29) e 3.30.

De acordo com Neitsch *et al.* (2011), o escoamento subsuperficial é representado no modelo SWAT por meio de um método denominado armazenamento cinemático, proposto por Sloan e Moore em 1984. Neste método ocorre um corte transversal bidimensional ao longo da trajetória preferencial de percolação pelas superfícies íngremes. Tal modelo é baseado em um balanço de massa da água, com todo o segmento das encostas considerado como volume de controle. O segmento considerado tem uma camada superficial com profundidade D e comprimento L , orientado segundo um ângulo α em relação á horizontal.

São simulados dois aquíferos para o meio saturado (raso e confinado) em cada sub-bacia representada no modelo SWAT. Sendo que o primeiro contribui com a vazão escoada no canal principal da bacia hidrográfica, enquanto no segundo caso, é considerado que a contribuição aconteça em algum lugar externo à bacia.

Tabela 5 - Métodos de cálculo das componentes de escoamentos que compõem o Fluxo Subterrâneo.

Componentes do Fluxo Subterrâneo	Equacionamentos	Significado de cada Variável
Escoamento Subsuperficial	$Q_{lat} = 24 \cdot H_0 \cdot v_{lat} \quad (3.23)$ $H_0 = \frac{2 \cdot SW_{ly,excesso}}{1000 \cdot \Phi_d \cdot L} \quad (3.24)$ $v_{lat} = K_{sat} \cdot tg(\alpha) \quad (3.25)$	Q_{lat} = escoamento subsuperficial ao final da rampa (mm/dia); H_0 = espessura saturada normal à inclinação na saída indicada como fração da espessura total (mm/mm); v_{lat} = velocidade do fluxo na descarga (mm/h); $SW_{ly,excesso}$ = volume de água armazenada na zona saturada da rampa por área unitária (mm); Φ_d = porosidade drenável do solo (mm/mm); L = comprimento da rampa considerada (m); K_{sat} = condutividade hidráulica do solo em meio saturado (mm/h); α = inclinação da rampa em relação à horizontal.
Escoamento em Meio Saturado (Aqüífero Raso)	$aq_{sh,i} = aq_{sh,i-1} + w_{rchrg,sh} - Q_{gw} - w_{revap} - w_{pump,sh} \quad (3.26)$ $w_{rchrg,i} = (1 - \exp[-1/\delta_{gw}]) \cdot w_{seep} + \exp[-1/\delta_{gw}] \cdot w_{rchrg,i-1} \quad (3.27)$	$aq_{sh,i}$ = volume de água armazenado no aqüífero no dia “i” (mm); $aq_{sh,i-1}$ = volume de água armazenado no aqüífero no dia anterior (mm); $w_{rchrg,sh}$ = volume de água entrando no aqüífero raso no dia “i” (mm); Q_{gw} = vazão de base no curso d’água principal no dia “i” (mm); w_{revap} = volume de água movimentado do aqüífero raso para a camada insaturada no dia “i” (mm); $w_{pump,sh}$ = volume de água retirado por bombeamento no dia “i” (mm). δ_{gw} = tempo de atraso da recarga do aqüífero (dia); w_{seep} = volume total de água percolando pela superfície inferior da camada de solo no dia “i” (mm); $w_{rchrg,i-1}$ = volume de água entrando no aqüífero no dia anterior.
	$w_{deep} = \beta_{deep} \cdot w_{rchrg} \quad (3.28)$ $w_{rchrg,sh} = w_{rchrg} - w_{deep} \quad (3.29)$	w_{deep} = recarga do aqüífero profundo (mm); β_{deep} = coeficiente de recarga do aqüífero profundo; w_{rchrg} = volume de água contribuindo para os dois aqüíferos no dia “i” (mm); $w_{rchrg,sh}$ = volume de recarga do aqüífero raso (mm).
Percolação Para o Aqüífero Profundo (Fluxo de Base)	$Q_{gw} = \frac{8000 \cdot K_{sat}}{L_{gw}^2} \cdot h_{wtbl}$	Q_{gw} = vazão de base no curso d’água principal no dia “i” (mm); K_{sat} = condutividade hidráulica do solo em meio saturado (mm/dia); L_{gw} = distância do limite da sub-bacia até o curso d’água principal (m); h_{wtbl} = altura do lençol freático (m).

	(3.30)	
Pode-se introduzir um parâmetro de atraso do escoamento subsuperficial para bacias hidrográficas com tempos de concentração superiores a um dia. Na ausência de valores fornecidos pelo usuário para este parâmetro, o atraso é estimado pela condutividade hidráulica dos solos da região. Por meio das equações 3.30 e 3.31 é feita a repartição do volume de água de recarga dos aquíferos entre a parte confinada e a parte livre.		

3.2.2.5 Produção de Sedimentos e Perda de Solos

Os fenômenos de perda de solo e consequentes produção e propagação de sedimentos em leitos de rios geram impactos significativos em bacias hidrográficas, atingindo diversas atividades humanas essenciais, como o abastecimento de água, irrigação, controle de cheias, navegação, pesca, entre outras. Dessa forma, esses tipos de eventos veem recebendo muita atenção em estudos de análises hidrológicas. Pois, de acordo com Carvalho (2008), a destruição de nascentes, empobrecimento do solo, desestabilização de encostas, degradação de equipamentos hidráulicos, transporte de poluentes, redução da vida útil de reservatórios etc., são danos que podem estar associados a erosão, transporte e depósito de sedimentos.

A USLE (*Universal Soil Loss Equation*) é amplamente empregada na literatura para estimar o potencial de perda de solo devido a sua simplicidade de aplicação, base empírica e incorporação de variados fatores que influenciam no processo de erosão do solo (MATOS, 2015). A Equação 3.31 calcula a produção de sedimentos a partir das vazões de pico simuladas e áreas de contribuição. De acordo com WILLIAMS (1974), essa mesma equação é incorporada no modelo SWAT em sua forma modificada (MUSLE), assim como proposto em 1978.

$$sed = 11,8(Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot area_{hru})^{0,56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG \quad (3.31)$$

Em que sed é a perda de solos em um dia (ton), Q_{surf} é o volume relativo ao escoamento superficial (mm/ha), q_{peak} é a vazão de pico (m^3/s), $area_{hru}$ é a área da URH considerada (ha), K_{USLE} é o fator de erodibilidade, ($0,013.t.m^2.h/(m^3.ton.cm)$), C_{USLE} é o fator de cobertura do solo, P_{USLE} é o fator de práticas conservacionistas, LS_{USLE} é o fator topográfico e CFRG é o fator de fragmento bruto.

De acordo com as diretrizes estabelecidas no Guia de Avaliação de Acúmulo de Sedimentos em Reservatórios, um documento elaborado pela Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas (SIH) da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), são apresentadas as classificações das faixas de geração de sedimentos na tabela 6, conforme documentado por Carvalho *et al.* (2000).

Tabela 6 – Classificações das faixas de valores de produção de sedimentos segundo a ANEEL (CARVALHO *et al.*, 2000).

Tolerância	Produção de Sedimentos	
	ton/(mi ² .ano)	ton/(km ² .ano)
Alta	> 500	> 175
Moderada	200 a 500	70 a 175
Baixa	< 100	< 35

3.2.2.6 SWAT CUP

O modelo SWAT conta com o *SWAT Calibration and Uncertainty Procedures* - SWAT CUP, ferramenta de domínio público, disponível para auxiliar a calibração, validação e análises de incerteza dos projetos gerados no SWAT (EAWAG, 2009). O *software* SWAT CUP, criado por Abbaspour *et al.* (2007), integra cinco procedimentos semiautomáticos de calibração e análise de incertezas: SUFI2 (*Sequential Uncertainty Fitting version 2*), PSO (*Particle Swarm Optimization*), GLUE (*Generalized Likelihood Uncertainty Estimation*), ParaSol (*Parameter Solution*), e MCMC (Markov Chain Monte Carlo) para a interface do modelo SWAT. O último passo é a validação do componente de interesse (e.g. vazão e produção de sedimentos), a qual consiste na demonstração de que o modelo é capaz de realizar simulações aceitáveis. A validação se resume em rodar o modelo com os valores de parâmetros determinados na calibração, sendo que a série de validação não pode ser a mesma da calibração (ARNOLD *et al.*, 2012).

O coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) é o indicador estatístico de uso frequente em trabalhos que envolvem modelagem hidrológica. O NSE estima a magnitude relativa da variância residual quando comparado com a variação natural dos dados de medição (FERRIGO, 2014a). Segundo Moriasi (2007), a faixa de variação do índice é entre $-\infty$ a 1, em que valores menores do que zero indicam que a média dos dados observados prevê melhor do que a simulação pelo modelo, enquanto valores próximos a 1 indicam um ajuste ótimo. Valores entre 0 e 1 são geralmente vistos como níveis aceitáveis de performance do modelo, enquanto valores menores que 0 indicam um desempenho inaceitável do modelo (MORIASI, 2007). O coeficiente de NSE é obtido através da equação 3.32 a seguir:

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Q_o - Q_s)^2}{\sum_{i=1}^n (Q_o - Q_m)^2} \right] \quad (3.32)$$

Em que NSE é o coeficiente de Nash-Sutcliffe, adimensional; i é sequência temporal de pares observados e simulados; n é número de pares observados e simulados; Q_o é a vazão observada, m³ s⁻¹; Q_s é a vazão estimada, m³ s⁻¹; Q_m é a vazão média observada, m³ s⁻¹.

Medindo o desvio entre os dados observados e simulados, o percentual de viés (Pbias) é expresso em porcentagem. Para Pbias, 0,0 é o valor ótimo, ao passo que valores negativos e positivos indicam, respectivamente, a superestimação ou subestimação do modelo (GUPTA *et al.*, 1999). Da mesma forma que o coeficiente de Nash-Sutcliffe, o Pbias é amplamente empregado em simulações realizadas com o SWAT, devido à sua capacidade de claramente indicar um desempenho insatisfatório do modelo (MORIASI *et al.*, 2007). O Pbias é calculado conforme a seguinte equação:

$$Pbias = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (Q_o - Q_s)}{\sum_{i=1}^n Q_o} \right) * 100 \quad (3.33)$$

Em que Pbias é a porcentagem de viés, (%); i é sequência temporal de pares observados e simulados; n é número de pares observados e simulados; Q_o é a vazão observada, m³.s⁻¹ e Q_s é a vazão simulada, m³.s⁻¹

RSR é o erro padrão médio normalizado, resultado da padronização da raiz quadrada do erro médio, RMSE, utilizando o desvio padrão dos dados observados. Proposto por Legates & McCabe (1999), este índice é indicado para avaliar modelos, pois combina um índice de erro com o desvio padrão. O cálculo do RSR é realizado pela divisão do RMSE pelo desvio padrão dos dados observados, DV_o , como apresentado na Equação 3.34. Para RSR, o valor ideal é zero, o que indica a ausência de erros, enquanto ele pode variar até valores positivos maiores.

$$RSR = \frac{RMSE}{DV_o} = \frac{\left[\sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_{o,i} - Q_{s,i})^2} \right]}{\left[\sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_{o,i} - Q_{m,i})^2} \right]} \quad (3.34)$$

Em que RSR é o erro padrão médio normalizado, adimensional; i é sequência temporal de pares observados e simulados; n é número de pares observados e

simulados; Q_o é a vazão observada, $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$; Q_s é a vazão simulada, $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ e Q_m é a vazão média observada, $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$.

Limitações das Modelagens Hidrológicas com SWAT

Segundo Marhaento *et al.* (2017), o SWAT foi desenvolvido nos Estados Unidos para simulações em contextos de regiões temperadas do globo, possuindo um amplo banco de dados que agrupa as informações necessárias para a sua utilização. No entanto, na maior parte das aplicações em regiões tropicais, tais conjuntos de dados se tornam inadequados (FERREIRA & UAGODA, 2017). Dessa forma, torna-se necessário a realização de ajustes nos parâmetros para uma modelagem apropriada em contextos tropicais, o que é um desafio para países de extensões continentais como no Brasil, pois para descrever a heterogeneidade das bacias hidrográficas, o modelo SWAT demanda uma extensa quantidade detalhada de dados (BRESSIANI *et al.*, 2015).

De acordo com Silva (2022), os desafios no desenvolvimento de pesquisas para geração de banco de dados com metadados adequados através de universidades e agências governamentais num país de dimensões continentais como Brasil, são intensificados devido aos investimentos reduzidos do governo para ciência e tecnologia (Segundo UNESCO (2021), estes foram com média em cerca de 1,26% do PIB entre 2014 e 2018, e com meta de 2,0% para 2022). Podem-se destacar a dificuldade na obtenção de séries de dados hidrológicos e meteorológicos completas e suficientemente longas, bem como a ausência de mapas e informações pedológicas detalhadas (SILVA & CHRISTOFARO, 2017). Segundo Sayão & Sales (2014), em certas situações, mesmo quando os dados foram desenvolvidos com algum financiamento público, também pode ocorrer a restrição de acesso a estes.

De acordo com Bressiani *et al.* (2015), para contornar essas limitações de dados em pesquisas que envolvam modelagem hidrológica, pode-se recorrer a parametrizações ajustadas, como por exemplo, o uso de funções de pedo-transferência para estimar parâmetros de solos brasileiros ou de técnicas estatísticas para preencher dados faltantes de clima e vazão. No entanto, mesmo que os resultados obtidos sejam satisfatórios, ao utilizar estimação e aproximações na parametrização, pode não ocorrer uma correta simulação dos processos hidrológicos, não refletindo a realidade

física da bacia, além de aumentar o tempo de pré-processamento dos dados e as incertezas do modelo (HÖRMANN *et al.*, 2009; STRAUCH & VOLK, 2013; ABBASPOUR *et al.*, 2015).

3.3 Revisão do estado da arte da literatura sobre modelagem hidrológica de SAFs com uso do modelo SWAT

A base de dados do software SWAT conta, inicialmente, com cerca de 121 códigos cadastrados para representar os variados usos do solo. Além disso, é possível adicionar novos códigos com as respectivas parametrizações para cada uso do solo. Ferrigo *et al.* (2014b), em trabalhos na bacia do Lago Descoberto – Distrito Federal, adicionaram novos códigos na base de dados do SWAT, dentre os quais destacam-se cinco referentes a tipos de uso do solo com parametrizações baseadas em estudos realizados para o contexto tropical de alguns biomas e solos brasileiros: CAMP (Campo), CERR (Cerrado), DEGR (Área Degradada), MATA (Mata de Galeria), PRES (Cerrado/Área Preservada).

A partir da presente revisão da literatura, verificou-se a adoção de metodologias diversas para a representação de SAFs no modelo SWAT. Estas metodologias, em geral, baseiam-se em variações e subdivisões entre tipos de usos do solo em relação as porcentagens de outras tipologias já cadastradas na base do SWAT, como, por exemplo, os usos representados por meio dos respectivos códigos:

AGRL (cultivos genéricos), AGRR (cultivos em linhas), AGRC (cultivos adensados), ORCD (pomar), FRST (floresta mista), FRSD (floresta decídua), FRSE (floresta perene), PAST (pastagens), RUBR (seringueira), entre outros. As mesclagens dos usos do solo implementados na base de dados do SWAT têm o intuito de aproximar as representações do modelo com uma intercalação entre cultivares de espécies florestais, arbustivas e agrícolas, o que é semelhante ao realizado no cultivo de SAFs.

Foram selecionados alguns trabalhos (Tabela 7) nos quais foram propostas diferentes metodologias para tentar representar SAFs a partir dos recursos que permitem modificações nas tipologias de usos do solo presentes no modelo SWAT.

Tabela 7 - Trabalhos encontrados com diferentes metodologias para simulação hidrológica de SAFs no SWAT (SANTOS *et al.*, 2023).

Autor(es) e ano	Área de Estudo	Metodologia utilizada para representar SAFs no SWAT
Junaidi (2013)	Bacia de Cisadane, Província de Java do Oeste, Indonésia	Combinação de porcentagens de áreas variadas entre espécies florestais, arbustivas e agrícolas, sem detalhamento metodológico na escolha do(s) uso(s) do solo e respectivo(s) código(s) no SWAT.
Mwangi <i>et al.</i> (2016)	Bacia do Rio Mara, entre Quênia e Tanzânia	SAFs representados como florestas plantadas mistas (woodlots), cujo uso do solo na base do SWAT é o de código FRST.
Castelli <i>et al.</i> (2017)	Bacia do Rio Pirai, Santa Cruz de la Sierra, Bolívia	Combinação entre florestas mistas (FRST), cultivos anuais agrícolas e silviculturais (AGRC) e pastagens (PAST) para representar SAFs.
Aghakhani <i>et al.</i> (2018)	Bacia do Taleqan, Alborz, Iran	Foram feitos arranjos de SAFs sem descrição da metodologia de utilização dos códigos de uso do solo do SWAT.
Junaidi & Indrajaya (2018)	Bacia do Cimuntur, Indonésia	Arranjos de cenários de SAFs com variações de espécies florestais e arbustivas (madeireiras e frutíferas), mas sem citar os códigos do SWAT que representam o uso do solo para cada cultivo escolhido.
Araújo (2019)	Bacia do Rio Jacu, Região Metropolitana de Vitória - ES	Escolha dos usos do solo no SWAT e configuração das porcentagens entre espécies florestais, arbustivas e cultivos anuais baseados na estratificação (alturas das espécies) natural das florestas, e.g., usos de códigos FRSE, RUBR e AGRC.
Nurdin <i>et al.</i> (2019)	Áreas de recarga a montante da hidrelétrica de Koto Panjang, Indonésia	Combinações de cultivares contidos no código AGRC para cenários com SAFs simples (cultivo anuais, horticultura e arroz), SAFs complexos (cultivos anuais e horticulturas intercaladas com espécies arbustivas e florestais) e cenário de intercalação de SAFs simples e complexos.
Sartori (2019)	Bacia do Rib. Candidópolis, Itabirito, Minas Gerais, Brasil	Aumento gradativo das áreas com adoção de SAFs com o tipo de uso do solo cadastrado no SWAT com o código FRSE (floresta perene).
Wongmun <i>et al.</i> (2019)	Bacia do Rio Plong-Mae Phun, Tailândia	SAFs representados por meio de combinação de uso do solo no SWAT cadastrado com o código ORCD (pomar de frutíferas).
Belihu <i>et al.</i> (2020)	Sub-bacia Rift Valley Lake, na Bacia do Alto Gidabo, Etiópia	Faz uso de um novo código de uso do solo (AGRF) representando SAFs (com espécies florestais e arbustivos e cultivos anuais) que não está originalmente na base de dados do SWAT e que provavelmente foi parametrizado ponderando valores de outros usos do solo. No entanto, não apresenta a metodologia de parametrização desse novo uso do solo – AGRF.
Togbévi & Sintondji (2021)	Bacia do Rio Couffo, Benin	SAFs representados por meio do uso do solo de código FRSE (floresta perene).

De forma geral, nos trabalhos apresentados na tabela 7, durante as respectivas etapas de calibração, foram selecionados, por meio da análise de sensibilidade, os parâmetros mais significativos para a representação da condição hidrológica da bacia em resposta ao aumento da cobertura florestal, buscando uma aproximação em relação às dinâmicas que ocorrem nos SAFs (e.g., parâmetros: CN2 - escoamento

superficial; ESCO - evaporação no solo; CANMX - interceptação; RCHRGDP, GWDELAY – referentes a águas subterrâneas; entre outros).

Como apresentado na tabela 7, diante da ausência de um código de uso do solo parametrizado para representação de SAFs no modelo SWAT, até o momento, nos trabalhos selecionados foram empregadas diferentes estratégias para a representação desses sistemas. De forma geral, dentre as principais alternativas metodológicas utilizadas, podem-se destacar:

- Representação direta por meio de algum outro código de uso do solo já cadastrado na base do software SWAT que mais se aproxime das características e parametrização das variáveis hidrológicas que poderiam ocorrer em SAFs, e.g., FRST por Mwangi *et al.* (2016); FRSE com Sartori (2019); e ORCD por Wongmun *et al.* (2019)). No entanto, como SAFs são sistemas muito dinâmicos, em constante mudança devido à sucessão ecológica natural e, por poderem ser implantados de diversas formas de acordo com os cultivos preferenciais, essa alternativa pode se tornar imprecisa para retratar o comportamento hidrológico ao longo do tempo. Dessa forma, essa possibilidade pode ser adotada para os casos de avaliações pontuais e estáticas;
- Mesclagens ponderadas espacialmente entre os usos do solo disponíveis na base do SWAT que mais se aproximem das características de SAFs nas URHs, tais como os códigos que representam cultivos de espécies florestais (nativas, de silviculturas, frutíferas, entre outras), arbustivas e agrícolas (grãos, hortaliças, entre outras). O processo de mesclagem entre os códigos de usos do solo pode ser feito com base em ponderações em termos das áreas a serem ocupadas por várias tipologias de uso do solo em cada URH. Essas divisões de porcentagens de áreas ocupadas por cada código podem ser fundamentadas nas estratificações e distribuição espacial dos dosséis (copas) das espécies cultivadas (e.g., como realizado por Araújo, 2019). A integração de diferentes cultivares em cada URH busca representar a dinâmica de interações entre os estratos (alturas) das copas (dosséis) das espécies na absorção de luz, água, nutrientes, entre outros, como ocorrem em florestas

nativas e nos SAFs. A estratificação pode ser associada aos ciclos de regeneração natural por meio da sucessão ecológica que tende a iniciar-se por espécies mais rasteiras como pastagens, seguidas de espécies arbustivas, até atingir o desenvolvimento com dosséis de espécies florestais;

- Utilização de um novo código de uso do solo criado para representar SAFs. Belihu *et al.* (2020) utilizaram o código AGRF não cadastrado originalmente na base do SWAT. Porém, o referido trabalho não descreve a metodologia de parametrização desse novo código de uso do solo criado representando SAFs no modelo.

4 METODOLOGIA / MATERIAL E MÉTODOS

Para o desenvolvimento deste trabalho, foram utilizados os materiais e métodos que são descritos no presente capítulo e podem ser divididos em 6 etapas principais, a seguir: 1. Caracterização da área de estudo; 2. Caracterização morfológica e climatológica da bacia e dados de entrada para o modelo SWAT; 3. Concepção de cenários prospectivos com adoção de SAFs; 4. Montagem, calibração e validação do modelo hidrológico; 5. Simulação dos cenários atual e hipotéticos com adoção de SAFs; 6. Análise comparativa dos resultados entre os cenários.

4.1 Caracterização da área de estudo

Este trabalho tem como área de estudo a bacia hidrográfica do ribeirão Serra Azul, localizada na região metropolitana de Belo Horizonte – RMBH, Minas Gerais. Essa bacia de 263 km² possui em seu território um dos principais reservatórios que compõem o sistema de abastecimento da RMBH, o qual também é composto pelos reservatórios Rio Manso, Vargem das Flores, a captação a fio d'água no rio Paraopeba e os mananciais do Sistema Rio das Velhas (ARSAE, 2013).

A escolha dessa área de estudo se deu pelo interesse social que essa bacia possui para o fornecimento de água na RMBH e da factibilidade para realização de um estudo hidrológico com cenários hipotéticos de uso do solo com adoção de SAFs, considerando a quantidade de dados disponíveis devido a pesquisas que já vem sendo desenvolvidas nesta bacia (e.g., pesquisas hidrológicas no âmbito do SMARH, como o projeto MoMa-SE, liderado pelo EHR e Laender, 2018) e com a existência de estudos em bacias vizinhas usando SWAT (DURÃES, 2010; ALMEIDA, 2019).

Embora esteja em Área de Proteção Especial (definida pelo Decreto Estadual nº 20.792, de 8 de setembro de 1980, estabelecida para fins de proteção dos mananciais que se encontram na área, e segundo o Macrozoneamento da RMBH (MZ-RMBH, 2014), a área está sujeita a impactos das atividades agrícolas na região, bem como da expansão industrial ao longo das margens das rodovias BR-262 e MG-050 na região próxima à barragem de Serra Azul, assim como da BR-381 na parte leste da bacia. A sua ocupação é predominantemente rural, com áreas de preservação ambiental, pastagens, produção de milho e cultivo de hortaliças para abastecimento da região.

Na composição da hidrografia desta bacia podem-se destacar os cursos d'água de maior porte que são os Córregos do Brejo, Jacu, Estiva, Potreiro e Curralinho, bem como os ribeirões do Diogo e Serra Azul.

4.2 Caracterização morfológica e climatológica da bacia e dados de entrada para o modelo SWAT

A seguir, apresenta-se uma breve caracterização morfológica e hidro-climatológica da bacia, bem como são descritos os dados de entrada para o modelo, os quais representam os principais parâmetros e variáveis de interesse para a modelagem hidrológica. A base de dados de entrada para o modelo é composta por dados para a caracterização física da área de estudo com mapas relativos às declividades, elevação do terreno, uso e ocupação do solo e tipos de solo encontrados na região. Complementar a esta base de dados, a série climática usada na simulação é composta por dados pluviométricos, fluviométricos, temperatura, umidade relativa do ar, radiação e velocidade do vento.

4.2.1 Altimetria da bacia

O relevo existente na bacia do Ribeirão Serra Azul é típico da região central de Minas Gerais, caracterizado pela transição entre áreas de mares de morros e cerrados, variando em sua maior parte entre suave, moderado e ondulado (Ramalho-Filho & Beek, 1995). De acordo com França & Souza (2013), as altitudes variam entre as cotas 630 m e 1250 m, com as respectivas faixas associadas às classificações do relevo existente:

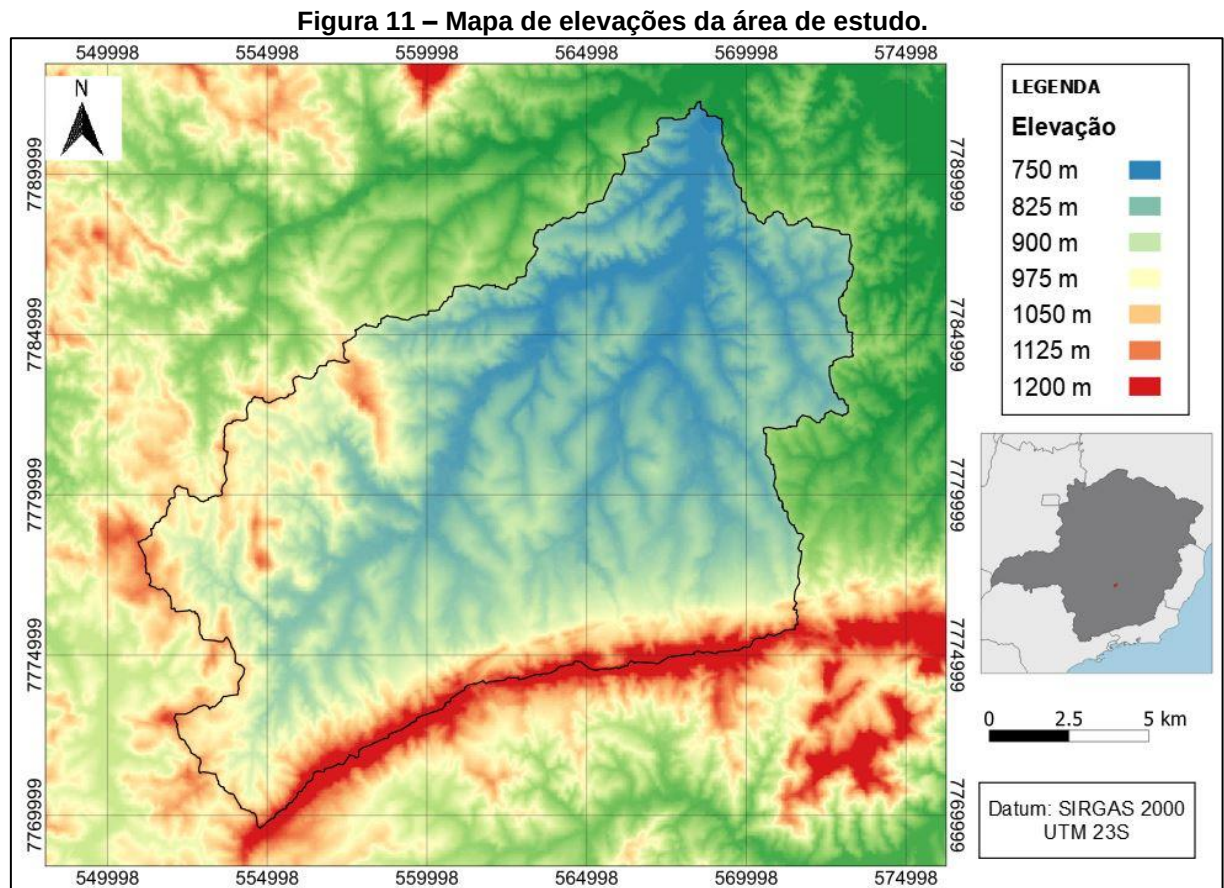
I – íngreme (fortemente ondulado a escarpado): 850m a 1250m;

II – colinas suaves com interflúvios ligeiramente planos (relevo suave ondulado a ondulado): 750m a 850m;

III – colinas amplas e suaves (modelado dissecado com vales em U marcados pela agradação do relevo e áreas de planície de inundação e fluvial do ribeirão Serra Azul e do rio Paraopeba): 630m a 750m.

Através dos modelos digitais de elevação (MDE) disponibilizados na plataforma de dados geoespaciais do serviço geológico norte-americano foi obtido o mapa

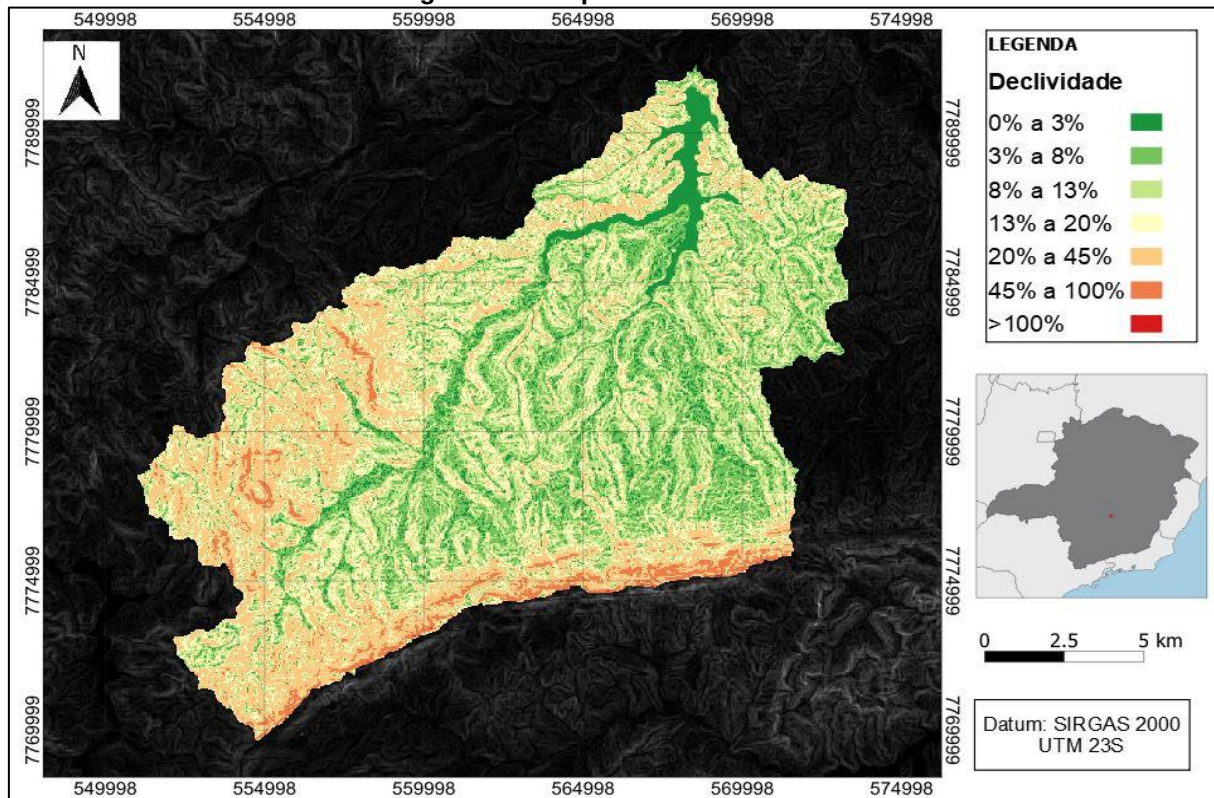
altimétrico do terreno (Figura 11), com resolução espacial de 30 metros, originado a partir de imagens satelitais da missão SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) (USGS, 2000).



Fonte: Autoria própria, 2023. Base de Dados: SRTM.

4.2.2 Declividade

De acordo com Laender (2018), a declividade do terreno (Figura 12) foi obtida através de análise da imagem SRTM e a divisão de classes de declividade foi elaborada segundo proposição da EMBRAPA (Ramalho-Filho & Beek, 1995). A bacia de Serra Azul possui em sua maior parte declividades entre 8% a 20% (47,05%), seguido de declividades entre 20% a 45% (22,11%) e 3% a 8% (20,39%), e pequenas partes com declividades entre 0 a 3% (7,62%) e 45% a 99,99% (2,83%).

Figura 12 – Mapa de declividades.

Fonte: Autoria própria, 2023. Base de Dados: SRTM.

4.2.3 Classes de solo

A partir de informações do mapa de litotipos do estado de Minas Gerais (CPRM, 2014), do mapa de declividade da área supracitado (Figura 12), da correlação entre pontos amostrados em campo e as características geológicas e pedológicas propostas por Drumond (2004), e dos tipos de solo descritos na região (Tabela 8), Laender (2018) elaborou um mapa para buscar estimar com maior exatidão a composição dos tipos de solos da região da área de drenagem da sub-bacia da estação fluviométrica Jardim (40811100 – Figura 16) a partir do processo de intemperismo (Figura 13). Este mapa é utilizado como dado de entrada para a modelagem hidrológica executada neste trabalho.

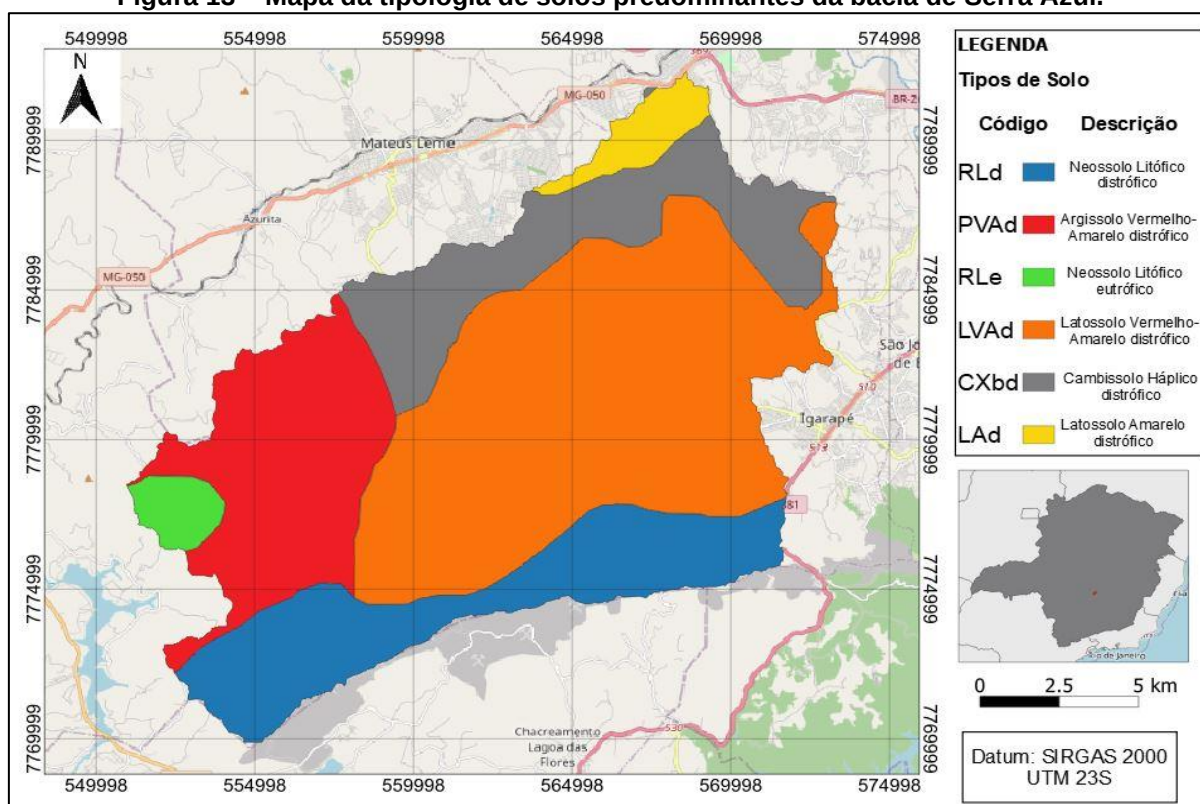
Como podem ser visualizadas na figura 13 a seguir, a bacia de Serra Azul possui em sua maior parte solos do tipo latossolo vermelho-amarelo distrófico - LVAd (44,25%), seguido de argissolo vermelho-amarelo distrófico - PVAd (18,10%), neossolo litófico distrófico - RLd (17,29%), cambissolo háplico distrófico - CXbd (15,50%), e pequenas áreas com latossolo amarelo distrófico - LAd (2,74%) e neossolo litófico eutrófico – Rle (2,11%) (DRUMOND, 2004).

Tabela 8 – Características pedológicas da sub-bacia de Serra Azul. (Adaptado de Laender, 2018)

Tipo de Solo	Descrição	Percentual de Ocorrência Aproximado
Ae2	Solos aluviais eutróficos A moderado textura indiscriminada fase floresta perenifolia de várzea + solos hidromórficos indiscriminados das campos de várzea, ambos relevo plano (60 - 40%)	8%
Led4	Solo latossolo vermelho escuro distrófico A moderado textura argilosa fase cerrado, relevo suave ondulado	20%
PVd5	Podzólico vermelho amarelo distrófico A moderado 60% (textura argilosa fase floresta subperenifolia, relevo forte ondulado) + cambissolo distrófico A moderado 40% (textura argilosa fase cerrado, relevo forte ondulado)	10%
PVa3	Podzólico vermelho amarelo álico A moderado 70% (textura argilosa fase cerrado/floresta subperenifolia, relevo ondulado) + cambissolo álico A moderado 30% (textura siltosa, fase cerrado, relevo forte ondulado)	50%
Rd5	Solos litólicos distróficos A fraco 40% (textura indiscriminada, fase cerrado/floresta subperenifolia, relevo forte ondulado e montanhoso) + cambissolo distrófico A moderado 30% (textura argilosa, fase cerrado/floresta subperenifolia, relevo forte ondulado e montanhoso + afloramentos de rocha 30%	5%
Ra9	Solos litólicos álicos A moderado 40% (textura indiscriminada, fase campo cerrado, relevo montanhoso) + cambissolo álico A moderado 30% (textura média indiscriminada, fase campo cerrado, relevo forte ondulado) + afloramentos de rocha 30%	7%

Fonte: Drumond, 2004.

Figura 13 – Mapa da tipologia de solos predominantes da bacia de Serra Azul.



Fonte: Autoria própria, 2023. Adaptado de UFV, 2010.

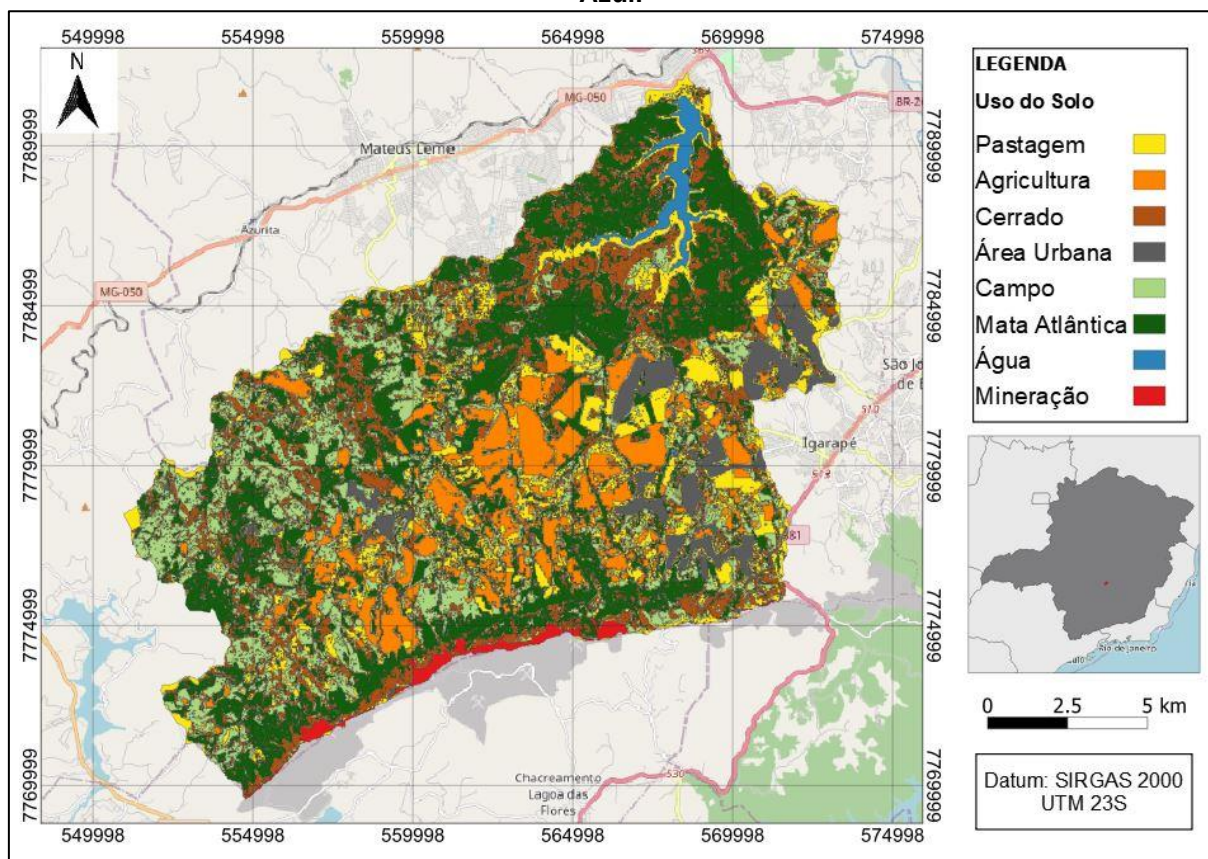
4.2.4 Uso e ocupação de solo

As partes mais antropizadas na bacia Serra Azul são caracterizadas por um uso do solo predominantemente agrícola, com 15,06% de ocupação por pastagens e 10,7% de área dedicada a cultivos. No entanto, o entorno do reservatório de Serra Azul, conta com uma área de preservação contínua, a qual garante a manutenção de remanescentes florestais com vegetação típica da região, formados por Mata Atlântica/Galeria (29,36%), Cerrado (19,72%) e Campo (16,97%). O restante da área da bacia é ocupado pela lâmina d'água do reservatório de Serra Azul e seus afluentes (1,35%), áreas urbanizadas (5,79%) e alguns empreendimentos de mineração (1,05%).

Para a representação do uso e cobertura do solo na bacia no modelo SWAT, foi utilizado um mapa *raster* categorizado desenvolvido por Matos *et al.* (2017), por meio de uma classificação supervisionada de imagens satelitais da missão Landsat-8 capturadas em 2016. Após refinamentos e correções por meio de diversos índices de diferença normalizada, obteve-se o mapa de uso e ocupação do solo no cenário atual da bacia (Figura 14).

Para as correções foram utilizados os índices: NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*); SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*); NDBI (*Normalized Difference Built-up*); e MNDWI (*Modified Normalized Difference Water Index*). Para classificar as áreas com presença de vegetação foram utilizados o NDVI e o SAVI. A classificação das áreas urbanizadas e mineração foi realizada com o NDBI e SAVI, e para classificar corpos hídricos utilizou o MNDWI. Essas classificações foram realizadas por Matos *et al.* (2017).

Figura 14 – Mapa de uso e ocupação do solo do cenário atual na bacia do reservatório de Serra Azul.



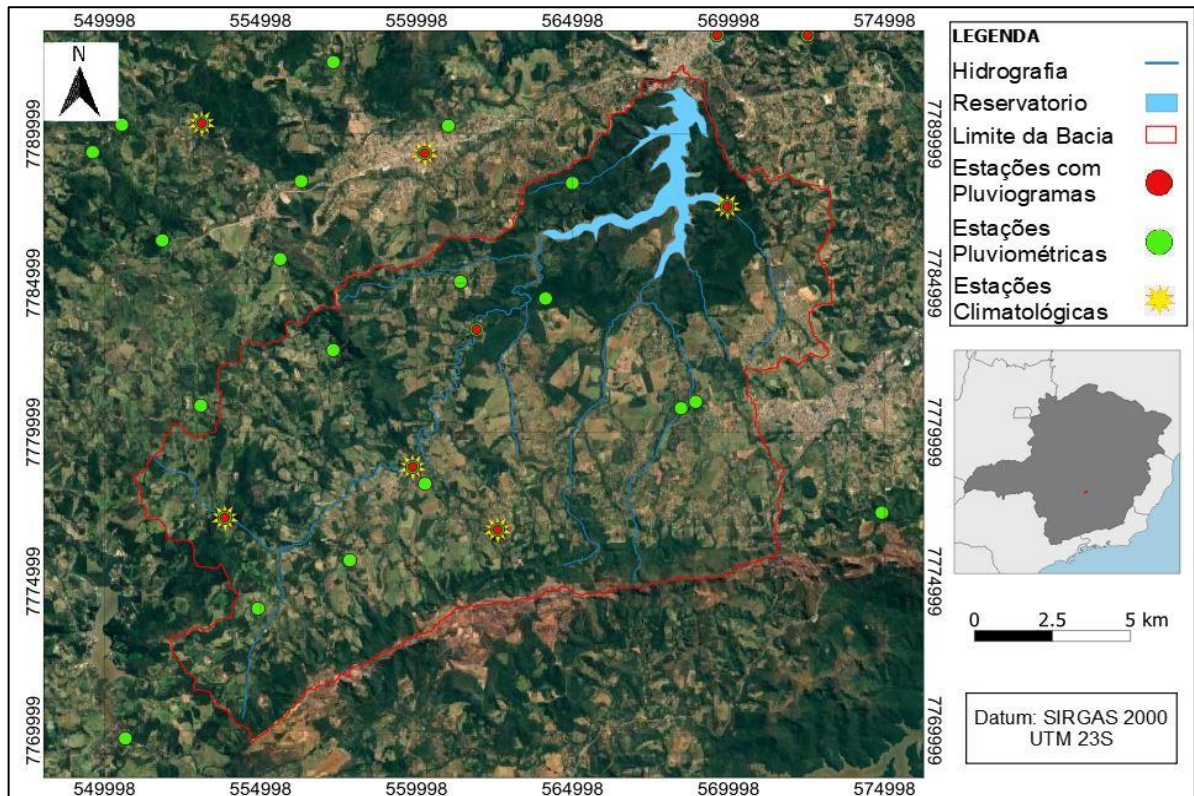
Fonte: Autoria própria, 2023. Adaptado de Matos *et al.*, 2017.

4.2.5 Séries históricas de dados climáticos e vazões

São necessárias informações meteorológicas da região para realizar o balanço hídrico e simulação da vazão através da modelagem hidrológica utilizando o SWAT. Para isso, foram inseridos dados de precipitação, temperatura e umidade relativa oriundos das estações meteorológicas. Os dados de cada estação foram obtidos gratuitamente através da plataforma Hidroweb da Agência Nacional de Águas (ANA).

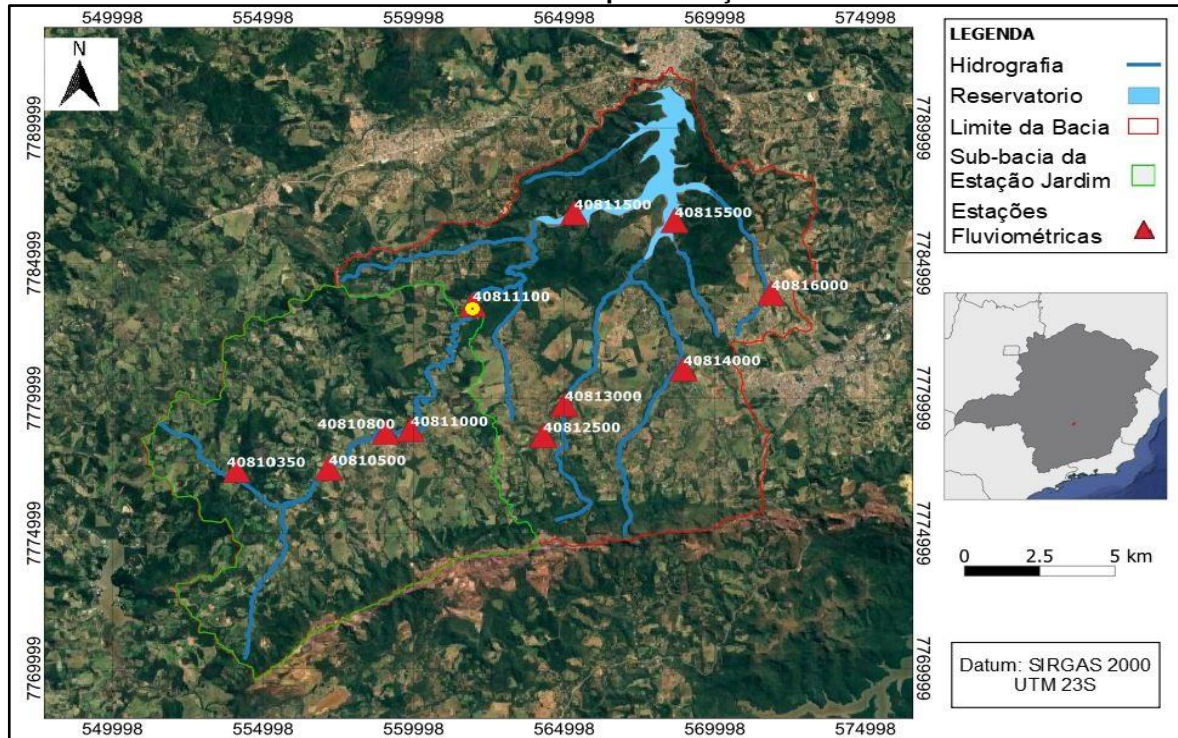
A partir de 1970 foram instaladas 28 estações pluviométricas no território e proximidades da bacia hidrográfica do ribeirão Juatuba (que engloba a bacia do reservatório Serra Azul), 6 estações climatológicas (Figura 15) e 11 estações fluviométricas (Figura 16) na bacia de Serra Azul das quais 9 tiveram tempo de funcionamento abreviado por motivos diversos (Laender, 2018). Foi feita uma análise da disponibilidade e qualidade de dados para cada uma das estações pluviométricas da área de estudo (Figura 17) para melhor reproduzir a distribuição espacial da chuva (Laender, 2018).

Figura 15 – Estações climatológicas e pluviométricas na região da bacia hidrográfica de Serra Azul.



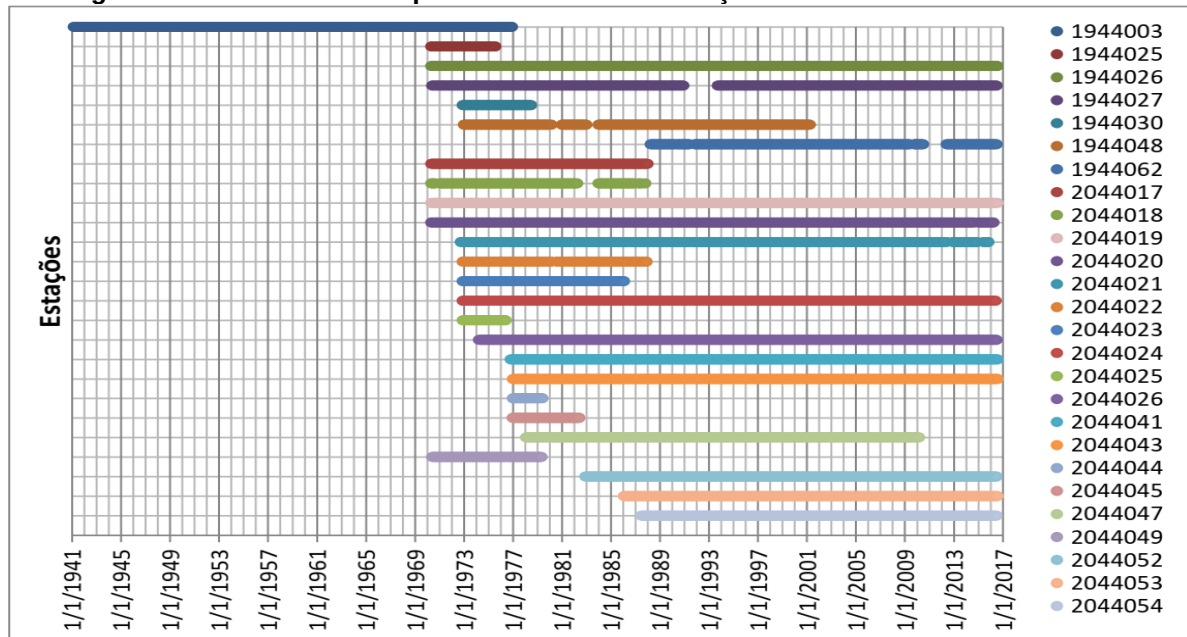
Fonte: Autoria própria, 2023. Adaptado de ANA, 2023: Estações pluviométricas e climatológicas do Hidroweb. Mapa base: Google Satélite.

Figura 16 – Estações fluviométricas na bacia hidrográfica de Serra Azul e demarcação da área da sub-bacia monitorada pela estação de Jardim.



Fonte: Autoria própria, 2023. Adaptado de ANA, 2023: Estações fluviométricas do Hidroweb. Mapa base: Google Satélite.

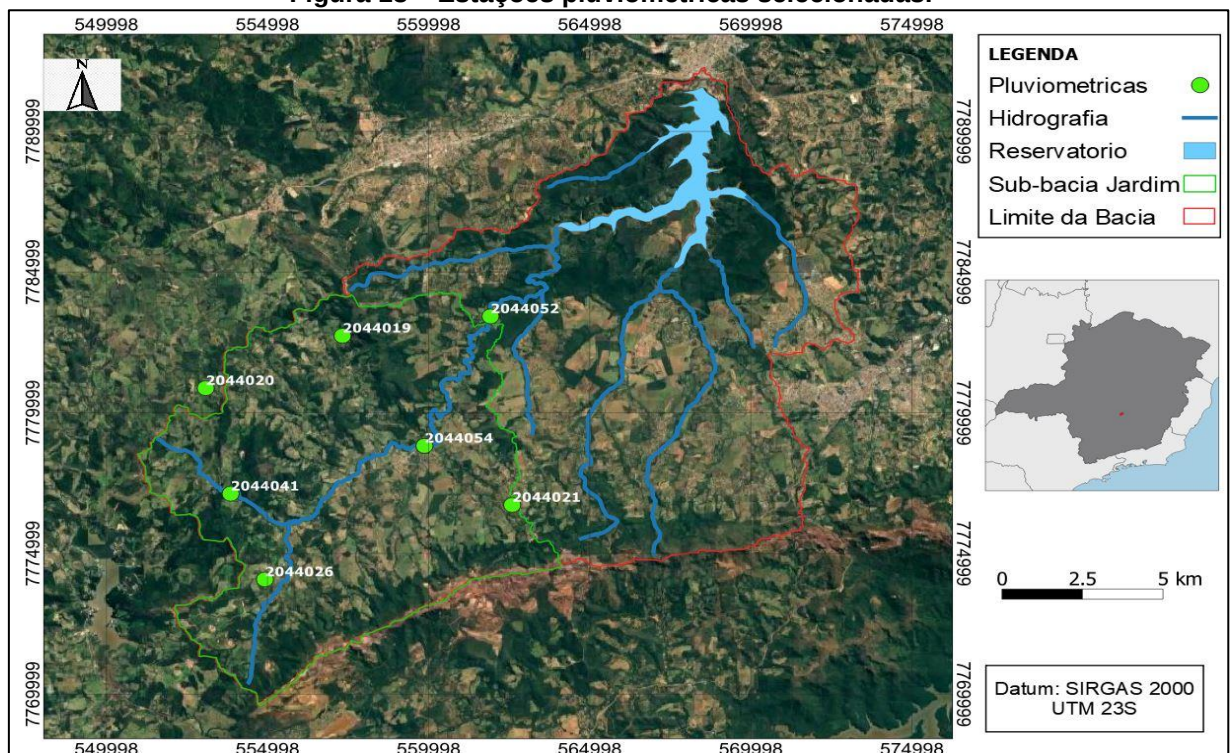
Figura 17 – Série de dados pluviométricos das estações existentes na base da ANA.



Fonte: Laender, 2018.

A partir da análise dos dados pluviométricos das estações, foram selecionadas as estações 2044019, 2044020, 2044021, 2044026, 2044041, 2044052, 2044054 distribuídas na bacia hidrográfica de Serra Azul como mostrado na Figura 18. Ressalta-se que foram selecionadas as estações com dados referentes ao período de calibração e validação do modelo.

Figura 18 – Estações pluviométricas selecionadas.

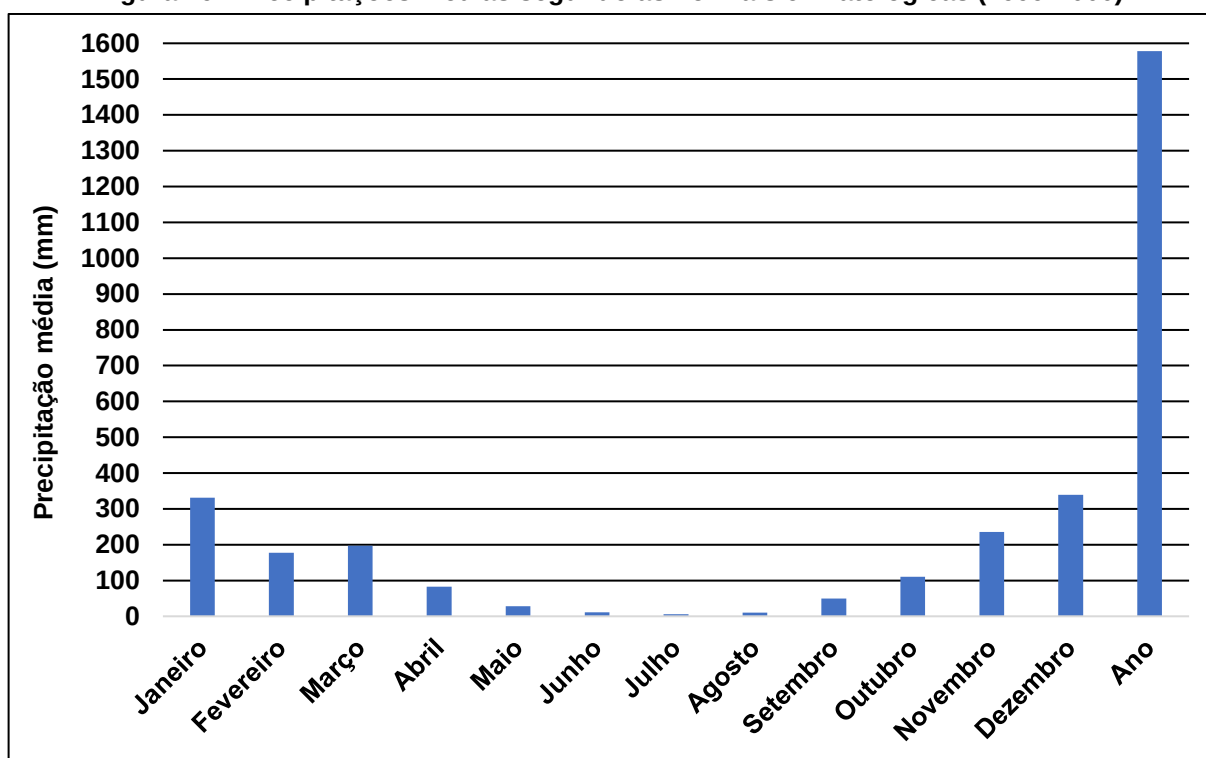


Fonte: Autoria própria, 2023. Estações fluviométricas: Hidroweb, ANA. Mapa base: Google Satélite.

Na bacia em questão, as precipitações ao longo do tempo seguem o padrão característico das regiões tropicais do Brasil, apresentando estações secas (abril a setembro) e chuvosas (outubro a março) claramente definidas. O clima local é classificado como tropical de altitude.

Conforme as Normais Climatológicas (1999-2020) para a região metropolitana de Belo Horizonte, a média anual de precipitação acumulada é em torno de 1578 mm (Figura 19), as velocidades médias anuais da intensidade do vento e suas componentes zonal e meridional estão respectivamente em cerca de 1,5 m/s, -0,7 m/s e 0,4 m/s, as temperaturas médias anuais do ar flutuam entre mínima de 18°C e máxima de 27°C, a média anual da umidade relativa do ar compensada é de aproximadamente 64% (INMET, 2023).

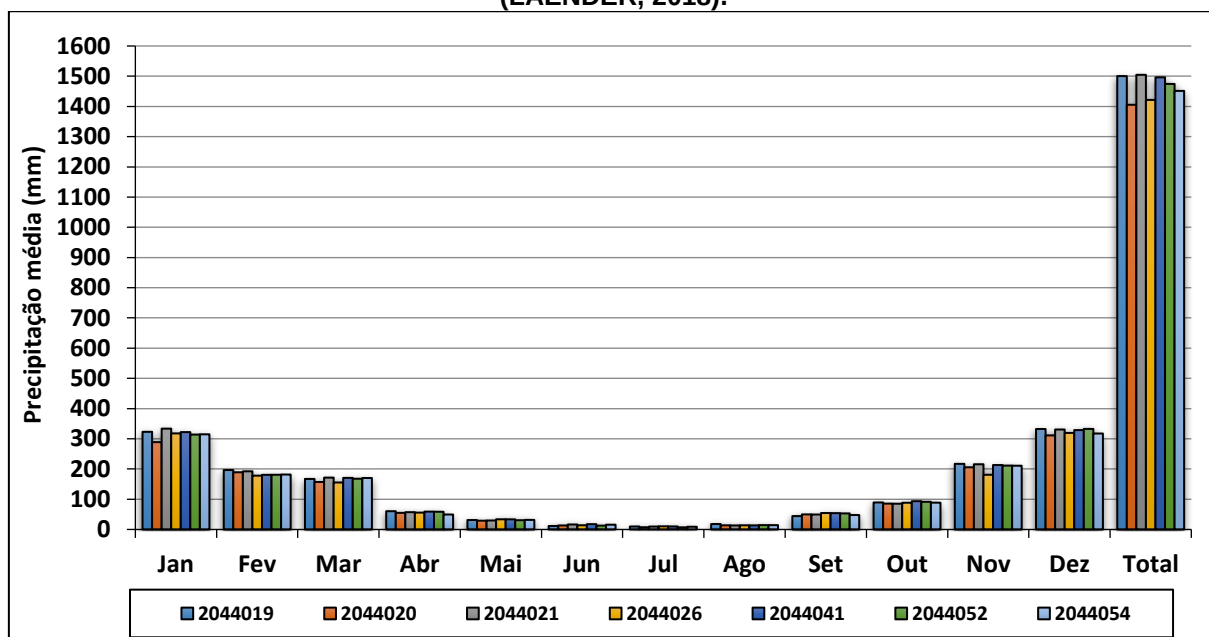
Figura 19 - Precipitações médias segundo as normais climatológicas (1999-2000).



Fonte: Autoria Própria, 2023. Base de Dados: INMET, 2023.

As precipitações médias mensais e anuais nas estações selecionadas para o estudo de modelagem deste trabalho foram obtidas a partir dos dados obtidos com o trabalho de Laender (2018) na mesma bacia hidrográfica e são apresentadas na figura 20.

Figura 20 - Médias mensais e anuais da precipitação nas estações pluviométricas para RMBH (LAENDER, 2018).



Fonte: LAENDER, 2018.

As informações obtidas a partir das estações climatológicas (1944062, 2044021, 2044024, 2044041 e 2044054) e utilizadas como entrada no modelo fornecem os registros das temperaturas máximas e mínimas diárias, bem como a umidade relativa do ar, sendo esta última medida por meio de psicrômetros ventilados.

Atualmente, das 11 estações fluviométricas localizadas em diversos cursos d'água na bacia hidrográfica de Serra Azul, apenas 3 estão em operação (Figura 16). Dessas, as que possuem os períodos de medição mais extensos são: "40810350 - Fazenda Laranjeiras" (11 km²); "40810800 - Fazenda Pasto Grande", (55 km²); e "40811100 - Fazenda Jardim" (113 km²).

Dentre as 3 estações fluviométricas apresentadas, possuindo série de dados monitorados, a estação Jardim foi escolhida para realização das etapas seguintes do trabalho. Pois considerando que a sub-bacia da estação fluviométrica de Jardim (40811100), mostrada na Figura 16, em termos da área de drenagem dentro da bacia do reservatório Serra Azul, possui a maior área superando as outras (Laranjeiras e Pasto Grande), e com uma extensa série de dados que permite uma melhor calibração e validação do modelo. Entretanto, para as avaliações prospectivas do estudo, a bacia de Serra Azul será o alvo de análise.

4.3 Concepção de cenários prospectivos com adoção de SAFs

A fim de realizar uma análise comparativa que favoreça a investigação dos efeitos da adoção de SAFs no contexto em estudo, aplicou-se uma metodologia de desenvolvimento de cenários hipotéticos com a substituição de alguns dos atuais tipos de uso do solo na bacia por SAFs. Os cenários prospectivos com alterações no uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica de Serra Azul foram construídos a partir de uma análise da área de estudo, em que as modificações hipotéticas propostas nos cenários mantiveram coerência em relação à atual distribuição de usos com finalidade agrícola.

Em outras palavras, foram desenvolvidos cenários nos quais os SAFs estariam ocupando as áreas onde atualmente existem cultivos agrícolas e de pastagens. Construíram-se cenários gradativos, aumentando o percentual das áreas dedicadas a SAFs, em relação aos outros usos vigentes e, em seguida, os cenários foram utilizados para simulação hidrológica no SWAT, com posterior comparação em relação aos componentes do balanço hídrico em cada caso.

4.3.1 Representação de SAFs como categoria de uso do solo no SWAT

A base de dados do SWAT ainda não possui tipologia(s) de uso do solo para representar SAFs nas URHs, e como se viu na revisão do estado da arte supracitada, há poucos trabalhos na literatura com metodologias para tal. Como alternativa para construir cenários hipotéticos de implantação gradativa de SAFs na área da bacia, e com base nos trabalhos encontrados na revisão, a representação de SAFs no modelo SWAT foi feita a partir da combinação dos usos de solo de cultivares já disponíveis na base de dados, o qual contém a parametrização de algumas espécies tradicionalmente cultivadas, como também cultivos mistos (como AGRL, FRST, FRSE, entre outros).

Tal subdivisão dos percentuais de área para cada cultivo foi ponderada com base nas porcentagens das áreas ocupadas pela estratificação dos dosséis (copas) de cada espécie agrícola, arbustiva ou florestal que compõem os arranjos de SAFs. Na literatura, Araújo (2019) foi o único que tentou representar SAFs no SWAT com base na estratificação, porém de forma muito simplificada, sem riqueza de detalhes

e referências que fundamentassem as estimativas dos percentuais de áreas ocupadas por cada espécie cultivada de acordo com os respectivos estratos e ciclos da sucessão natural.

No presente trabalho, a implantação gradativa de áreas de SAFs nas áreas agricultáveis da bacia de Serra Azul-MG, são considerados cenários evolutivos através de SAFs de 3 ciclos com variações nas estratificações para cada ciclo e tempos de colheita por arranjos de espécies:

- **SAF-C** de curto prazo (até 1 ano);
- **SAFs-M** de médio prazo (de 1 até 3 anos);
- e SAFs-L de longo prazo ou perene (a partir de 3 anos):
 - **SAFs-L-4** com 4 estratos, contendo espécies perenes e não perenes;
 - e **SAFs-L-3** com 3 estratos, contendo somente espécies perenes (condição clímax).

Tais cenários evolutivos se basearam nas definições apresentadas no item 3.1.1, como o exemplo da figura 4.

Neste sentido, a tabela 9 a seguir mostra o percentual adotado de área de cada estrato em relação à área total de SAFs implantada (ou área de SAFs nas URHs), de acordo com o número de estratos considerados nos arranjos de SAFs. Neste caso, foi estimado o percentual de ocupação da área por cada espécie (das que estão disponíveis na base do SWAT como usos do solo), com base nos estratos e ciclos que estas ocupam na sucessão natural (MICCOLIS *et al.*, 2016; NETO *et al.*, 2016; PASINI, 2017: Adaptado de Ernst Götsch).

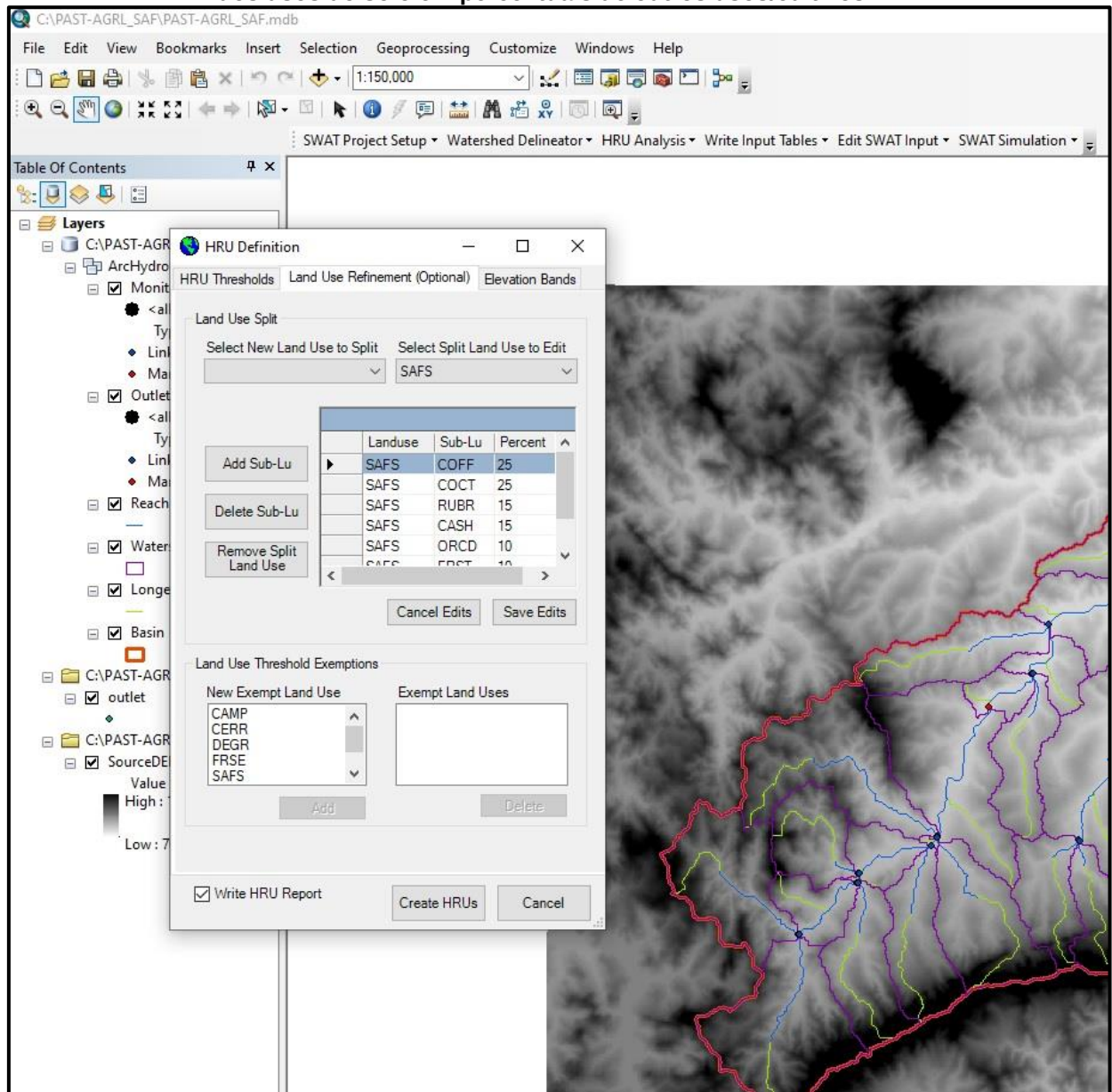
Tabela 9 - Espécies de cultivares disponíveis na base do SWAT com seus respectivos códigos, agrupadas por Ciclos e Estratos e percentual proporcional de área de dosséis dos cultivos em relação à área total implantada em cada URH para cada estrato.

Ciclo Estrato	Curto Prazo (SAF-C)	% (*5)	Médio Prazo (SAF-M)	% (*4)	Longo Prazo (SAF-L)	% (*4)	% (*3)
Rasteiro (R)	Melancia (WMEL), Melão (HMEL), Batata-Doce (SPOT), Soja (SOYB).	32%	-	-	-	-	-
Baixo (B)	Amendoim (PNUT), Cenoura (CRRT), Feijão (PTBN).	30%	Abacaxi (PINP).	43%	Café (COFF), Cacau (COCT).	42%	50%
Médio (M)	Cebola (ONIO), Rabanete (RADI), Alface (LETT), Repolho (CABG), Batata Inglesa (POTA).	20%	Laranja (ORAN), Mandioca (CASS).	30%	**Laranja (ORAN), **Banana-Prata (BANA).	28%	-
Alto (A)	Mandioca (CASS), Brócolis (BROC), Tomate (TOMA), Couve-Flor (CAUF), Berinjela (EGGP), Beterraba (SGBT).	12%	Banana (BANA), Coco (COCO), Algodão (COTP).	18%	Seringueira (RUBR), Cajú (CASH), **Plátano (Banana-da-terra) (PLAN).	18%	30%
Emergente (E)	Milho (CORN), Cana-de-Açúcar (SUGC)	6%	Mamão (PAPA), Eucalipto (EUCA), Caju (CASH).	9%	**Eucalipto (EUCA), Pomar (ORCD), Floresta Mista (FRST);	12	20%

*Proporção de estimativas de porcentagens estabelecidas por Ernst Götsch: (*5) Para SAFs, com 5 estratos: R:95%, B:85%, M:55%, A:35%; E:20%: Total:290%. (*4) com 4 estratos: B:85%, M:55%, A:35% e E:20%: Total: 195%. (*3) E com 3 estratos: B:85%, M:55%, e A:35%: Total: 175% (Pasini, 2017). **Espécies retiradas no cenário de longo prazo de 3 estratos (condição clímax) (B-M, M-A e A-E). Os Totais percentuais significam as somas de todas as áreas superficiais relativas aos andares de cada dossel, as quais são proporcionalmente reajustadas em relação a um total de 100%, como é visto na tabela 3 para cada arranjo de SAFs, entre 3 e 5 estratos (MICCOLIS *et al.*, 2016; NETO *et al.*, 2016).

Na figura 21, pode-se ver uma imagem da ferramenta utilizada na interface do software ArcSWAT, na parte onde é feita a subdivisão dos usos do solo em percentuais de áreas para cada uma das espécies cultivadas contidas nos arranjos de SAF desejado.

Figura 21 - Interface do software SWAT com destaque às janelas de definição da subdivisão dos usos do solo em percentuais de outros usos/cultivos.



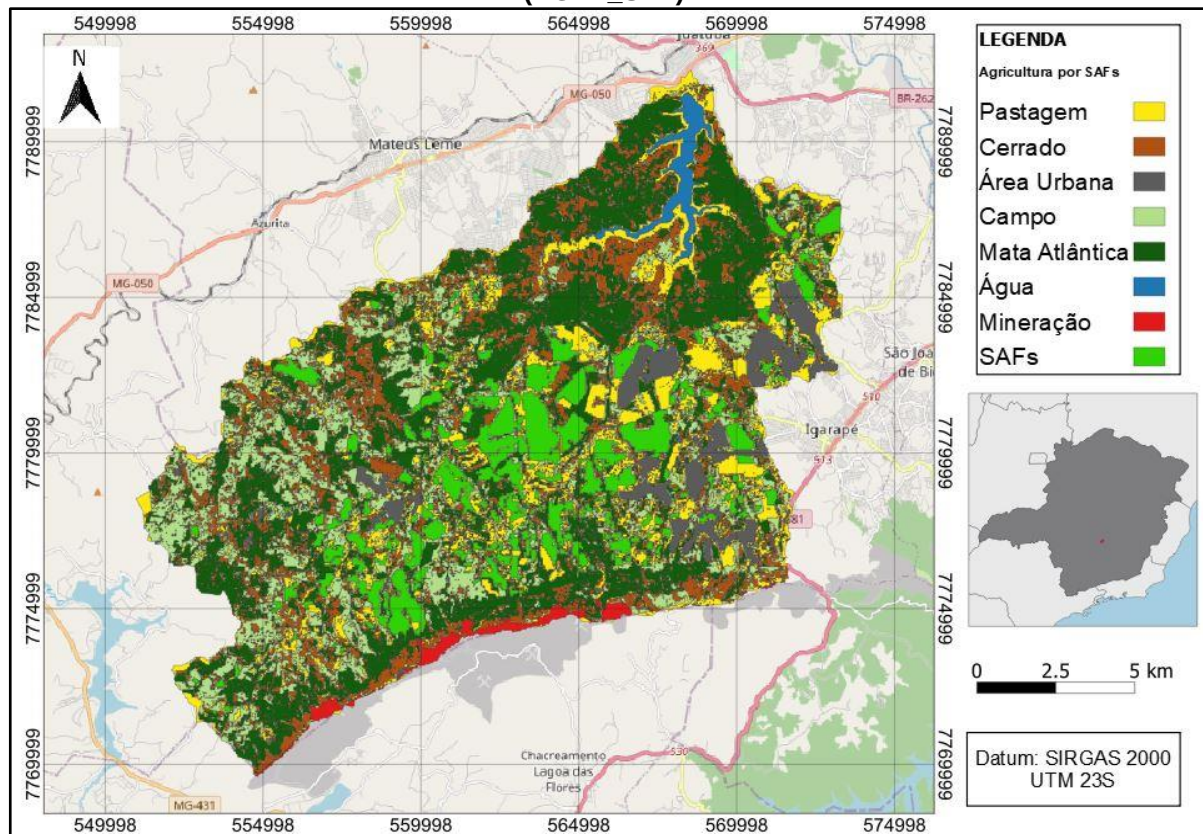
Fonte: Autoria própria, 2023.

4.3.2 Mapas de usos do solo elaborados para os cenários hipotéticos gradativos de SAFs

Os cenários hipotéticos de uso do solo com adoção gradativa de SAFs foram elaborados adaptando os mapas categorizados por Laender (2018), de tal forma que tais sistemas substituam os tipos de usos de solo de agricultura convencional (AGRL) e ou pastagens (PAST), existentes no atual cenário de uso e ocupação do solo – “cenário Atual_noSAFS (0)” (Figura 14) da bacia hidrográfica de Serra Azul-MG. Os cenários com adoção gradativa de SAFs elaborados foram:

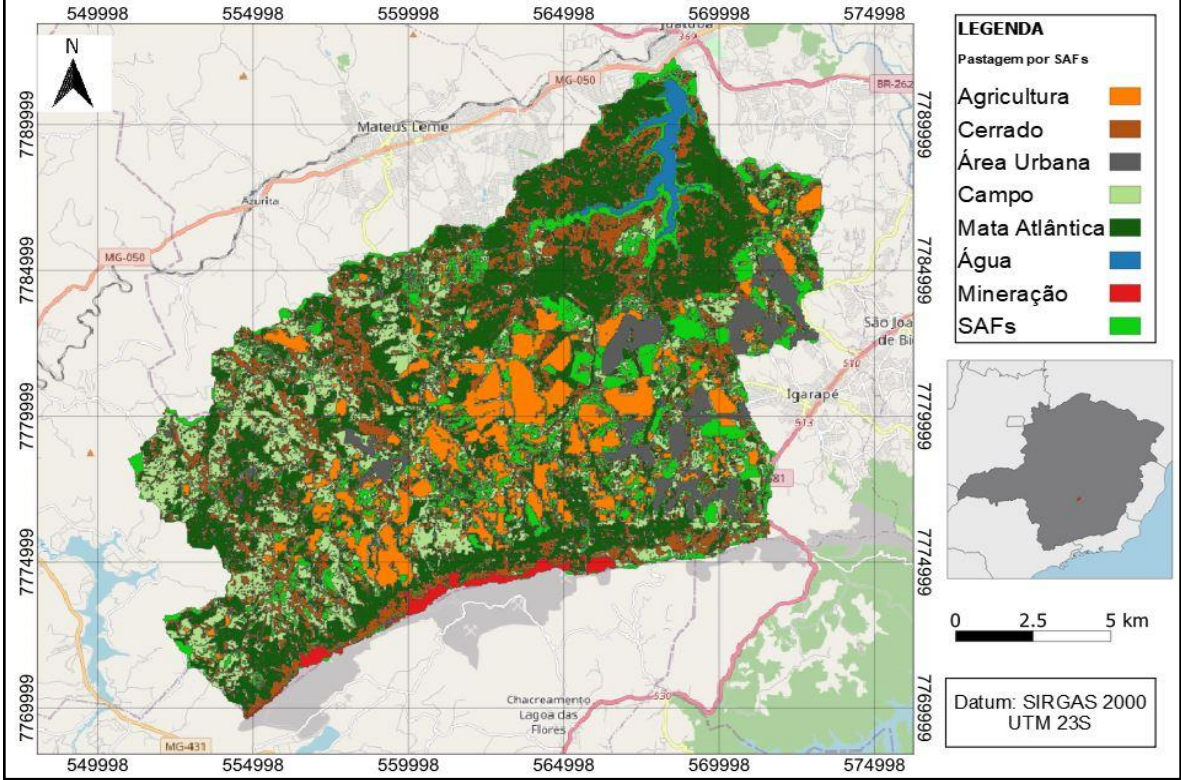
- (1) [AGRL_SAF]: Substituição de todas as áreas de agricultura convencional (AGRL) pelo uso e cobertura do solo de SAFs (Figura 22);
- (2) [PAST_SAF]: Substituição de todas as áreas de pastagens (PAST) pelo uso e cobertura do solo de SAFs (Figura 23);
- (3) [PAST-AGRL_SAF]: Todas as áreas de agricultura convencional e de pastagens (PAST-AGRL) substituídas por SAFs (Figura 24).

Figura 22 - Mapa do cenário com substituição das áreas de agricultura convencional por SAFs (AGRL_SAF).



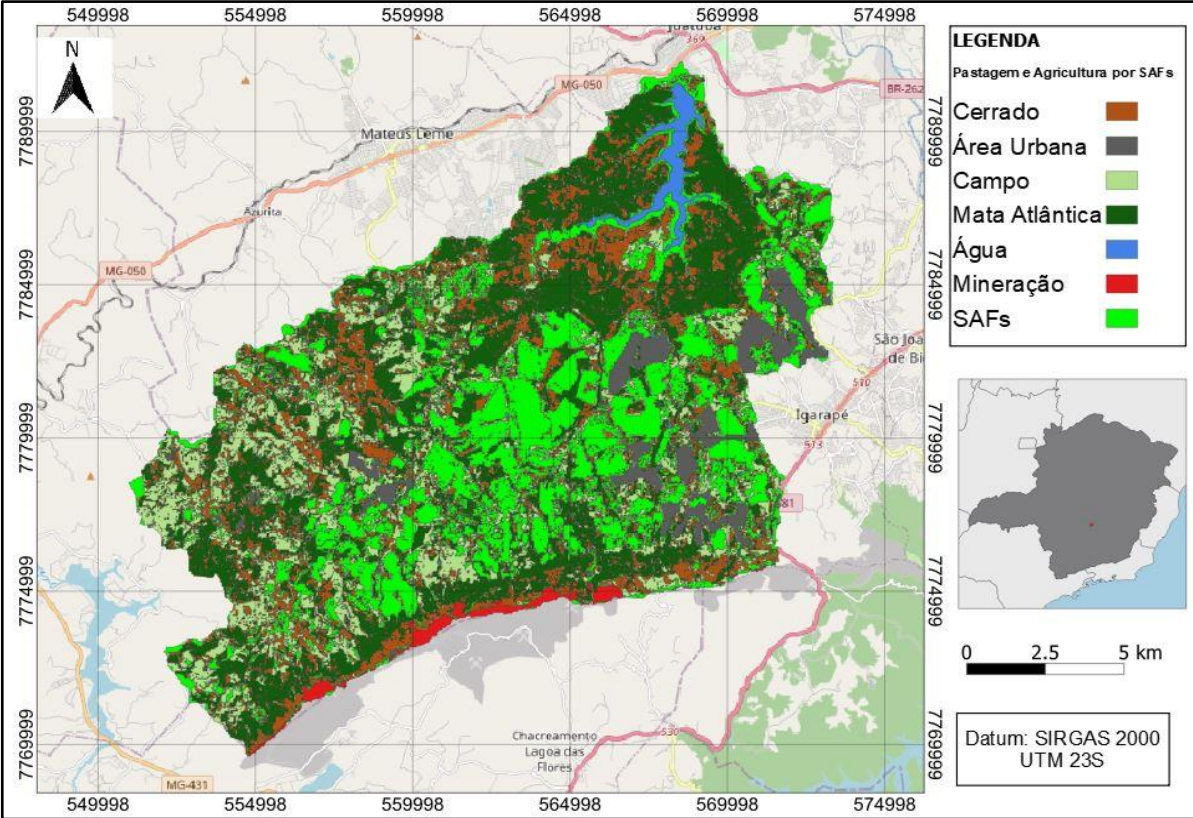
Fonte: Autoria própria, 2023. Adaptado de Laender, 2018.

Figura 23 - Mapa do cenário com substituição das áreas de pastagem por SAFs (PAST_SAF).



Fonte: Autoria própria, 2023. Adaptado de Laender, 2018.

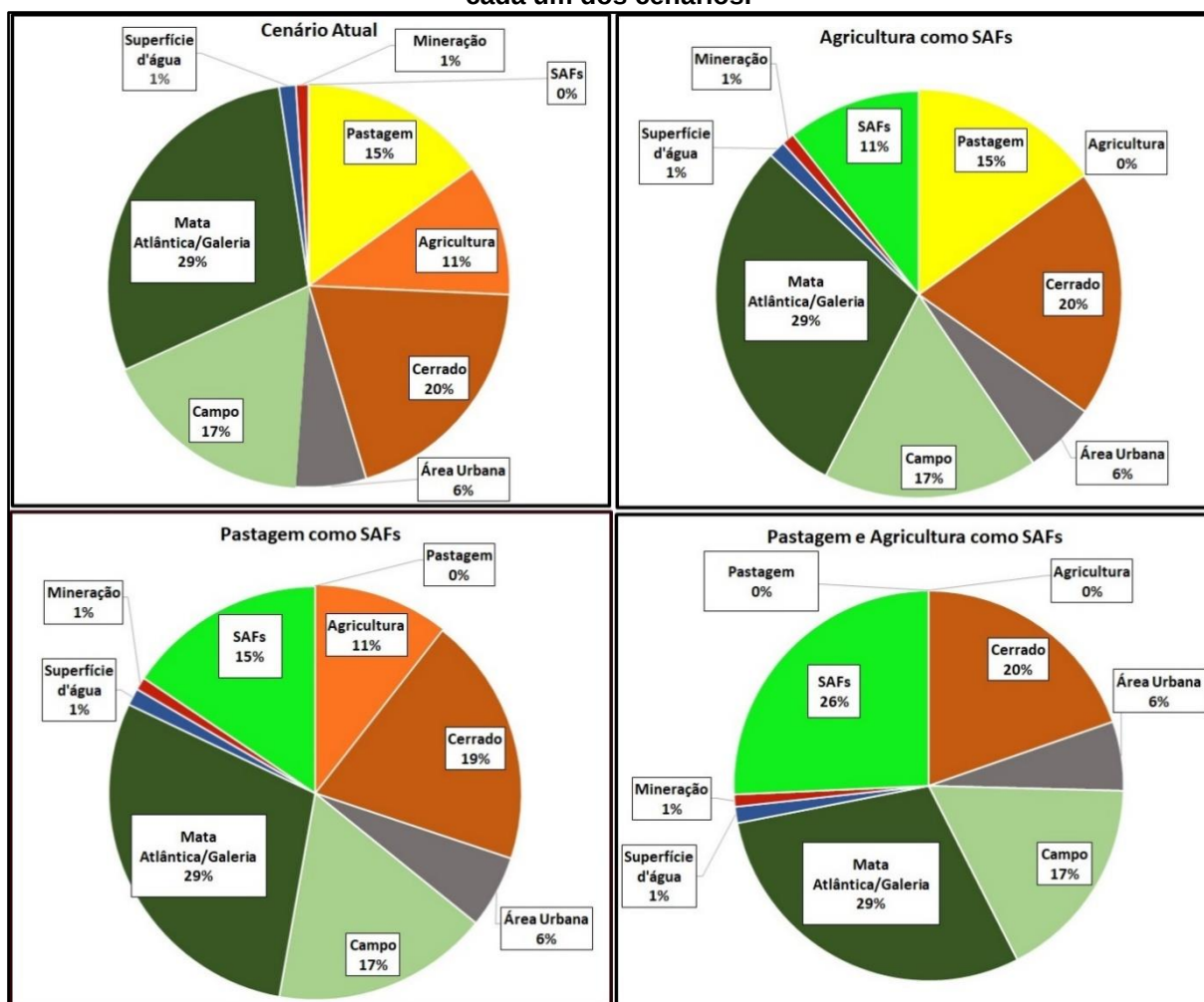
Figura 24 - Mapa do cenário com substituição das áreas de agricultura convencional e de pastagens por SAFs (PAST-AGRL_SAF).



Fonte: Autoria própria, 2023. Adaptado de Laender, 2018.

A Figura 25 apresenta as composições em termos proporcionais das áreas ocupadas por cada tipo de uso do solo em cada um dos cenários de substituição de pastagem e ou agricultura por SAFs (figuras 22, 23 e 24) e do cenário atual (0) (figura 14).

Figura 25 - Composição da área total com as áreas ocupadas por cada tipo de uso do solo em cada um dos cenários.



Fonte: Autoria própria, 2023.

4.3.3 Cenários elaborados com adoção de SAFs

A fim de considerar as variações no tipo de uso do solo de SAFs em cenário gradativos de implantações em direção ao cenário clímax, de acordo com a sucessão ecológica das espécies cultivadas (agrupados na tabela 9), foram executadas as simulações de 12 cenários, mesclando os tipos de adoção gradual de SAFs de substituição dos usos de pastagem e ou agricultura (1, 2 e 3) (Figura 25), com os tipos de SAFs por ciclos (C, M, L4 e L3) (Tabela 10): AGRL_SAF-C(1), AGRL_SAF-M(2), AGRL_SAF-L4(3), AGRL_SAF-L3(4) PAST_SAF-C(5), PAST_SAF-M(6), PAST_SAF-L4(7), PAST_SAF-L3(8), PAST-AGRL_SAF-C(9), PAST-AGRL_SAF-M(10), PAST-AGRL_SAF-L4(11) e

PAST-AGRL_SAF-L3(12), comparando-se, em seguida, as variações encontradas nas condições hidrológicas da bacia com aquelas do atual “cenário 0”.

Tabela 10 - Cenários com variação dos tipos de SAFs de acordo com o avançar dos ciclos das espécies na sucessão ecológica.

Tipo de Mudança de Uso do Solo	Tipo de SAF por ciclo	SAFs-C	SAFs-M	SAFs-L4	SAFs-L3 (clímax)
Agricultura Convencional para SAFs		Cenário 1: AGRL_SAF-C	Cenário 2: AGRL_SAF-M	Cenário 3: AGRL_SAF-L4	Cenário 4: AGRL_SAF-L3
Pastagens para SAFs		Cenário 5: PAST_SAF-C	Cenário 6: PAST_SAF-M	Cenário 7: PAST_SAF-L4	Cenário 8: PAST_SAF-L3
Pastagens e Agricultura Convencional para SAFs		Cenário 9: PAST-AGRL_SAF-C	Cenário 10: PAST-AGRL_SAF-M	Cenário 11: PAST-AGRL_SAF-L4	Cenário 12: PAST-AGRL_SAF-L3

4.4 Montagem, calibração e validação do modelo hidrológico

A modelagem hidrológica apresentada neste trabalho foi desenvolvida com base em trabalho anterior realizado por Laender (2018), no âmbito do projeto “Modelagem de mananciais metropolitanos estratégicos como insumo para a gestão de água e território em face à mudança climática – MoMa-SE”, referente ao edital ANA-CAPES intitulado “Mudanças Climáticas e Recursos Hídricos” nº 19/2015.

Os dados de entrada para a construção, calibração e validação do modelo tiveram contextos espacialmente e temporalmente idênticos. Entretanto, a fim de se obter resultados melhores na calibração e validação do modelo, realizou-se um novo ciclo de calibração e validação do modelo. Como dados de entrada, foram utilizados dados das séries de monitoramento pertencentes às já citadas estações climatológicas (Figura 15), fluviométrica (Figura 16) e pluviométricas (Figura 20), bem como dados

cartográficos referentes à topografia da bacia (altimetria e declividade), uso e ocupação do solo e tipos de solo locais (Figuras 11, 12, 13 e 14).

4.4.1 Montagem do modelo hidrológico

A versão do modelo SWAT empregada neste estudo foi o ArcSWAT 2012 em conjunto com o ArcGIS 10.4.1®. Este software é acessível sem custos por meio do site da Universidade Texas A&M (disponível em swat.tamu.edu) e frequentemente integrado em programas de Sistemas de Informação Geográfica. Neste contexto, o processo de simulação foi composto por duas fases, sendo a primeira no ArcSWAT e a segunda no SWAT-CUP, as quais serão abordadas com maior riqueza de detalhes nos próximos itens.

A construção do modelo hidrológico se deu primeiramente através do plugin do ArcSWAT instalado no ArcGIS, com a etapa de delimitação da bacia hidrográfica de Serra Azul, da área de contribuição para o exultório a partir do MDE apresentado na Figura 12. Decidiu-se, nessa etapa, pela divisão da bacia em duas áreas principais como objetivo de análise neste estudo, sendo uma, equivalente à área de drenagem total estudada na bacia de Serra Azul, com cerca de 263 km², e a outra referente à área de drenagem a montante da estação fluviométrica de Jardim que controla 113 km² de área de drenagem da bacia, a qual foi utilizada nos processos de calibração e validação por possuir a maior área e série de dados monitorados com maior robustez dentre as estações fluviométricas existentes. Após a calibração, os valores dos parâmetros foram extrapolados para a bacia Serra Azul.

Para auxílio na delimitação das bacias, foram selecionados 2 *outlets* com ajuda de um mapa vetorial em formato *shapefile*, estando um no exultório que se localiza na saída do reservatório de Serra Azul, e outro na estação fluviométrica de Jardim como pode se ver nas Figuras 16 e 18. Ao executar o delineamento com critério de 500 ha (cerca de 4,5% em relação a área da sub-bacia Jardim, corroborando com o a faixa percentual recomendada por Jha *et al.* (2004)) em relação ao tamanho da bacia e respectivos cálculos dos parâmetros de cada sub-bacia, através do software a bacia foi discretizada em 38 sub-bacias, permitindo gerar nas etapas seguintes um maior número de URHs em relação ao trabalho de Laender (2018) para a mesma área de estudo e, com isso, obter um melhor ajuste no modelo.

Em seguida, realizou-se a definição das URHs, inserindo os arquivos *raster* dos mapas e reclassificando-os na respectiva sequência: Uso e ocupação do solo do cenário atual (0) existente na bacia de Serra Azul – “cenário Atual_noSAFs (0)” (Figura 14); Tipologia dos solos na geologia da bacia (Figura 13); e baseado nas declividades (Figura 12), inserindo um número máximo de 5 intervalos permitidos no SWAT para as classes de declividades (1: 0-3%, 2: 3%-8%, 3: 8%-20%, 4: 20%-45%, 5: $\geq 45\%$). Como não houve necessidade de subdivisão dos tipos de usos do solo existentes em relação a outros usos ou adição de alguma restrição para o cenário atual, após a inserção e reclassificação de cada mapa foi executada a criação das URHs em toda a bacia de Serra Azul e suas subdivisões. Com isso, foram geradas 1638 URHs representando todas as possíveis combinações de uso do solo, tipo do solo e declividades, distribuídas pelas 38 sub-bacias que compõem a bacia de Serra Azul, sendo 592 URHs para a área de drenagem à montante da sub-bacia de Jardim. A Tabela 11 apresenta a comparação entre as áreas ocupadas pelos diferentes usos do solo, tipos do solo e declividades entre Jardim e Serra Azul no cenário atual da bacia.

Tabela 11 - Distribuição comparativa da URHs entre a bacia de Serra Azul e a sub-bacia de Jardim.

		Serra Azul		Jardim	
		Área: 263 km ²		Área: 113 km ²	
		URHs: 1668		URHs: 592	
		Área (ha)	Percentual na bacia (%)	Área (ha)	Percentual na sub-bacia (%)
USO DO SOLO	PASTAGEM (PAST)	3.961,03	15,06	1.297,82	11,48
	AGRICULTURA (AGRL)	2.813,74	10,7	1.037,22	9,17
	CERRADO (CERR)	5.186,54	19,72	2.319,58	20,51
	ÁREA URBANA (UBD)	1.522,68	5,79	347,43	1,73
	CAMPO (CAMP)	4.462,20	16,97	2.791,19	24,68
	MATA ATLÂNTICA/ GALERIA (FRSE)	7.724,99	29,36	3.315,84	29,32
	ÁGUA (WATR)	354,86	1,35	5,41	0,05
	MINERAÇÃO (DEGR)	274,87	1,05	195,38	1,73
TIPO DO SOLO	CXbD	4.076,84	15,5	620,86	5,49
	LAd	721,72	2,74	0	0
	LVAd	11.639,31	44,25	2.831,82	25,04
	PVAd	4.761,74	18,1	4.723,64	41,77
	RLd	4.547,43	17,29	2.579,67	22,81
	RLe	553,88	2,11	553,88	4,9
DECLIVIDADE	0-3%	2.003,41	7,62	530,82	4,69
	3%-8%	5.363,93	20,39	1.563,65	13,83

	8%-20%	12.374,04	47,05	4.762,58	42,11
	20%-45%	5.814,16	22,11	3.964,83	35,06
	≥45%	745,38	2,83	487,99	4,31

Na tabela 11, é visto que, para a sub-bacia Jardim, nas substituições das áreas de PAST e ou AGRL ocorrerão os seguintes percentuais de áreas com adoção de SAFs: AGRL_SAF: 9,17%; PAST_SAF: 11,48%; e PAST-AGRL_SAF: 20,65%. Os percentuais na bacia Serra Azul foram apresentados no item 4.3.2.

Após a etapa de criação das URHs, foram inseridos os dados meteorológicos diários observados de precipitação, temperatura e umidade relativa do ar (série de dados provenientes das estações climatológicas apresentadas na Figuras 15, 17, 18 e 20). Devido à ausência de dados observados nas estações climatológicas para as variáveis de radiação solar e velocidade do vento, estas foram estimadas pelo gerador climático do SWAT. Após criar a base de dados climáticos e criar as respectivas tabelas, escolheu-se o método de Hargreaves para a estimativa da evapotranspiração potencial. Para as estimativas do escoamento superficial, utilizou-se o método *Curve Number* – SCS, com passo de tempo diário, relativo ao período abrangido pela série de dados disponíveis nas estações consideradas.

Na definição das condições de contorno para simulação inicial do cenário atual (0) e posteriores calibração e validação, assim como para os 12 cenários prospectivos com alterações no uso e ocupação do solo com a adoção de SAFs, adotaram-se 3 anos para o período de aquecimento do modelo. Tal período foi definido em função da necessidade de garantir as condições de umidade do solo no início das simulações, refletindo o estado real da bacia.

Depois da discretização da bacia hidrográfica de Serra Azul, da inserção de todos os dados de entrada necessários para a simulação das vazões, o modelo foi executado com os valores dos parâmetros iniciais padrão (*default*). Os resultados dessa primeira simulação do modelo foram exportados para as ferramentas do software SWAT-CUP a fim de se realizar os processos de calibração e validação que serão descritos no item 4.4.2 a seguir. Após o ajuste do modelo, os melhores valores dos parâmetros encontrados (item 5.1) foram utilizados para realizar as simulações dos cenários atual e hipotéticos com adoção de SAFs.

4.4.2 Calibração e validação do modelo hidrológico

O modelo foi calibrado por meio de métodos automatizados, especificamente o algoritmo SUFI-2 presente na ferramenta SWAT-CUP. Antes de proceder com a calibração dos parâmetros, realizaram-se simulações iniciais para avaliar a sensibilidade do modelo em relação a cada parâmetro no cálculo da vazão diária. Com base nos parâmetros propostos por Neitsch *et al.* (2011), os quais estão relacionados principalmente ao cálculo do escoamento superficial e subsuperficial na bacia, realizaram-se as análises de sensibilidade individual e global dos parâmetros, com base na função objetivo adotada – NSE.

A análise de sensibilidade individual consiste em modificar separadamente o valor de cada parâmetro, mantendo os demais constantes. Aqueles que causam as maiores mudanças na função objetivo são considerados os mais sensíveis. Através do cálculo de um sistema linear de regressão múltipla é conduzida a análise de sensibilidade global dos parâmetros. Em seguida, é realizado um teste-t para identificar a relevância relativa de cada parâmetro, sendo a sensibilidade estimada pelas mudanças na função objetivo resultantes das variações simultâneas de todos os parâmetros (ABBASPOUR *et al.*, 2007). Para caracterizar a sensibilidade global de cada parâmetro, são apresentados dois valores: o t-stat, cujo maior valor absoluto indica maior sensibilidade do parâmetro; e o p-value, que estabelece a relevância da sensibilidade, sendo menor valor indicativo de maior significância (ABBASPOUR *et al.*, 2007).

A divisão dos parâmetros para análise foi feita com base em outros estudos encontrados na literatura, que apontam os parâmetros geralmente ajustados durante o processo de calibração do modelo SWAT. Outra razão para selecionar alguns desses parâmetros foi a intenção de assegurar uma representação apropriada das características da bacia, que seriam modificadas quando aplicadas técnicas de manejo do solo nos cenários prospectivos com adoção de SAFs. Inicialmente, realizaram-se 2 iterações com 600 simulações para uma lista de 20 parâmetros. Após os resultados iniciais para os valores de t-stat e p-value, selecionaram-se os 12 parâmetros mais significativos (Tabela 12).

Tabela 12 – Parâmetros utilizados na calibração.

Parâmetro	Descrição resumida	Unidade	Limites de variação
V_ESCO.hru	Fator de compensação da evaporação no solo	adimensional	0 – 1
R_CN2.mgt	<i>Curve Number</i> inicial para a condição de umidade antecedente II	adimensional	0 – 100
V_ALPHA_BF.gw	Constante de recessão do fluxo de base	1/dia	0 – 1
V_GW_DELAY.gw	Tempo de residência da água no aquífero raso	dia	0 – 365
A_GWQMN.gw	Profundidade limite da água no aquífero raso para a zona insaturada	mm (H ₂ O)	0 – 5000
V_GW_REVAP.gw	Coefficiente de retorno da água do aquífero raso para a zona insaturada	adimensional	0,02 – 0,2
R_SOL_K.sol	Condutividade hidráulica do solo saturado	mm/h	0 – 2000
V_SURLAG.bsn	Coefficiente de atraso do escoamento superficial	hora	0,05 – 24
V_SLSOIL.hru	Comprimento do declive para o fluxo subsuperficial	m	0 – 150
V_LAT_TTIME.hru	Tempo de viagem de fluxo lateral	dia	0 – 365
R_HRU_SLP.hru	Média da declividade de cada URH	m/m	0 – 1
R_SLSUBBSN.hru	Distância média em que o escoamento difuso é dominante	m	0 – 150

As letras iniciais (A, R e V) anterior a cada parâmetro da tabela 12, se referem aos métodos de alteração adotados para cada parâmetro durante as simulações dos processos de calibração. A: Adição; R: Relativo; e V: Substituição.

Após selecionar os parâmetros mais sensíveis e relevantes para a calibração, devido à incerteza em relação aos valores das características da bacia envolvidas na calibração, o intervalo de variação de cada parâmetro foi estabelecido com base nas sugestões fornecidas pelo próprio SWAT-CUP (SWAT, 2023a), além do conhecimento e experiência de interpretação. No processo de calibração, foram feitas 4 iterações com 600 simulações em cada iteração. Executaram-se as iterações até que os indicadores estatísticos (item 4.4.3) alcançassem valores de desempenho satisfatórios para a função objetivo - NSE.

O período escolhido para calibração contém a série de dados entre os anos de 1993 e 2005 (5 anos a mais do que a série utilizada no modelo calibrado por Laender (2018) em trabalho realizado para a mesma bacia), na qual os primeiros três anos (1993 a 1996) foram utilizados para o aquecimento do modelo, com os resultados das simulações obtidos para os anos de 1996 a 2005. Para validação do modelo foi utilizado o período de 2006 a 2013 com 3 anos de aquecimento (resultados das simulações obtidos para os anos entre 2009 e 2013). Segundo Laender (2018), esse período é o que possui maior continuidade na extensão da série de vazões além do período adotado na calibração do modelo. Ademais, as características de uso e ocupação do solo permaneceram praticamente inalteradas entre as duas séries utilizadas.

4.4.3 Análise da eficiência do modelo

Através da determinação de índices estatísticos e da utilização de método gráfico do modelo para as etapas de calibração e validação, foi realizada a avaliação do desempenho do modelo. O método gráfico envolveu a análise comparativa dos hidrogramas observados e simulados. As métricas utilizadas foram escolhidas com base nas recomendações de Moriasi *et al.* (2007), que revisaram diversos estudos e concluíram que o coeficiente de eficiência, descritos no item 3.2.2.6, NSE (Nash & Sutcliffe, 1970), o percentual de viés entre observados e simulados (Pbias) e o erro padrão médio normalizado (RSR) são suficientes para avaliar a precisão do modelo.

Moriasi *et al.* (2007; 2015) descreve valores de referência com vistas a avaliar o desempenho do modelo com base nas referidas métricas, sendo estes também utilizados por diversos autores (ANDRADE *et al.*, 2013; ARAGÃO *et al.*, 2013; CASTRO, 2013; SILVA, 2013; FUKUNAGA *et al.*, 2015; AMORIM, 2016). A seguir, na Tabela 13, são apresentadas as classificações de acordo com as respectivas faixas dos valores para as estatísticas utilizadas na avaliação do modelo.

Tabela 13 - Classificação do modelo conforme valores dos coeficientes estatísticos (Adaptado de Moriasi *et al.*, 2007; 2015).

Desempenho	NSE	Pbias (%)	RSR
Muito bom	$0,80 < NSE \leq 1,00$	$ Pbias < \pm 5$	$0,00 \leq RSR \leq 0,50$
Bom	$0,70 < NSE \leq 0,80$	$\pm 5 < Pbias \leq \pm 10$	$0,50 \leq RSR \leq 0,60$
Satisfatório	$0,50 < NSE \leq 0,70$	$\pm 10 < Pbias \leq \pm 15$	$0,60 \leq RSR \leq 0,70$
Insatisfatório	$NSE \leq 0,50$	$ Pbias \leq \pm 15$	$RSR \leq 0,70$

Como mencionado no item 4.4.2, as simulações realizadas em cada iteração do processo de calibração foram executadas até que os índices NSE, PBIAS e RSR atingissem valores de desempenho satisfatórios, como apresentados na tabela 13.

4.5 Simulação dos cenários atual e hipotéticos com adoção de SAFs

Partindo da etapa de definição da URHs, adicionou-se o mapa de uso do solo com o respectivo percentual de adoção de SAFs (Figuras 22, 23 e 24) em conjunto com os mapas de classes de solos e declividades. Em seguida, por meio da ferramenta apresentada no item 4.3.1, alterou-se a subdivisão de cobertura dos usos e cultivos do solo, selecionando o arranjo de SAFs com as espécies do ciclo escolhido (Tabela 9), para, então, criar as URHs do cenário de SAFs a ser simulado.

Para cada um dos 12 cenários (supracitados no item 4.3.3), realizou-se esta sequência de etapas, com o procedimento de inserção dos respectivos mapas de uso do solo com adoção de SAFs (item 4.3.2) combinados às subdivisões do uso de solo com adoção de SAFs de acordo com o ciclo de espécies cultivadas (Tabela 10). A quantidade de URHs geradas para cada cenário pode ser verificada na Tabela 14.

Tabela 14 - Quantidade de URHs geradas nos cenários de adoção de SAFs como uso do solo.

Cenário	Nº de URHs	Cenário	Nº de URHs
1: AGRL_SAF-C	4.673	7: PAST_SAF-L4	4.126
2: AGRL_SAF-M	2.913	8: PAST_SAF-L3	3.018
3: AGRL_SAF-L4	3.073	9: PAST-AGRL_SAF-C	6.776
4: AGRL_SAF-L3	2.433	10: PAST-AGRL_SAF-M	3.707
5: PAST_SAF-C	6.896	11: PAST-AGRL_SAF-L4	3.986
6: PAST_SAF-M	3.849	12: PAST-AGRL_SAF-L3	2.870

Devido a área da bacia não ser bastante extensa, o que não demandou um custo computacional elevado, não foram utilizadas restrições na geração de HRU's nos cenários com adoção de SAFs. Também devido à limitação do modelo não ter sido calibrado para uma bacia com situação real de uso do solo com SAFs, não foram adotadas restrições na geração de HRU's.

Com isso, na extrapolação dos parâmetros calibrados para os cenários com adoção de SAFs ocorreu uma maior discretização para a área em relação ao trabalho anterior (realizado por Laender (2018)), permitindo o modelo conhecer as situações mais diversas no processo de mudança de uso do solo do cenário atual (0) para os cenários com adoção de SAFs (1 a 12). Em seguida foram inseridos os dados climáticos, repetindo a sequência de etapas apresentada no item 4.4.1 e realizou-se a execução de 13 diferentes simulações no ArcSWAT para o cenário Atual_noSAFs (0) e cada um dos 12 cenários elaborados (Tabela 10).

Posteriormente, foram criados projetos no SWAT-CUP para cada cenário simulado no ArcSWAT, exportando-se os arquivos de saída (TxtInOut), a fim de aplicar os valores da parametrização encontrados nos processos de calibração e validação apresentados no item 5.1 a seguir. Com isso, realizaram-se novas simulações no SWAT-CUP para se obter os resultados ajustados ao modelo calibrado em cada cenário hipotético com adoção de SAFs na área de drenagem da sub-bacia de Jardim.

Após realizar todo o processo de simulação dos cenários supracitados, obtendo os resultados para a área de drenagem da sub-bacia de Jardim (para a qual o modelo foi calibrado e validado), realizou-se também todo o processo de modelagem extrapolando os parâmetros calibrados e validados para a área de drenagem completa da bacia de Serra Azul, executando as simulações dos cenários Atual_noSAFs (0) e dos L-3 (clímax) nas 3 diferentes adoções de áreas SAFs: AGRL_SAF-I3 (4), PAST_SAF-I3 (8) e PAST-AGRL_SAF-I3 (12).

4.6 Análise comparativa dos resultados entre os cenários

Para comparação avaliativa dos resultados obtidos com a modelagem hidrológica na simulação dos cenários elaborados (atual e hipotéticos com adoção de SAFs) são apresentados no Capítulo 5 (a partir do item 5.2), e posteriormente discutidos no Capítulo 6, os dados gerados e compilados, referentes ao período simulado (1996 a 2013), de vazões, produção de sedimentos e dos componentes dos balanços hídricos de cada cenário na sub-bacia de Jardim e bacia de Serra Azul, compilados em gráficos e tabelas.

Para avaliar comparativamente a produção de água, são apresentados graficamente os dados de vazões acumuladas mensais, vazões médias diárias mensais e curvas de permanência-excedência de vazões diárias. Os balanços hídricos são demonstrados através de tabelas com os dados de cada variável que compõem tais parcelas de entrada e saída de água no ciclo hidrológico e, complementarmente, por agrupamento em gráficos *box-plots*.

Para a produção de sedimentos, são expostos os gráficos das quantidades produzidas anualmente em cada cenário, assim como tabelas com dados de produção média durante o período das simulações. Para a sub-bacia Jardim, são apresentados inicialmente as comparações dos comportamentos das vazões e na produção de sedimentos entre todos os cenários atual e de todos SAFs por tipo substituição (agricultura e ou pastagem) e por tipo de ciclo (c, m, I4 e I3-clímax), demonstrando a influência gradativa das respectivas alterações no uso do solo no comportamento hidrológico.

No desenvolver da apresentação e discussão dos resultados na sub-bacia Jardim, como na parte do balanço hídrico, são destacadas e demonstradas as comparações

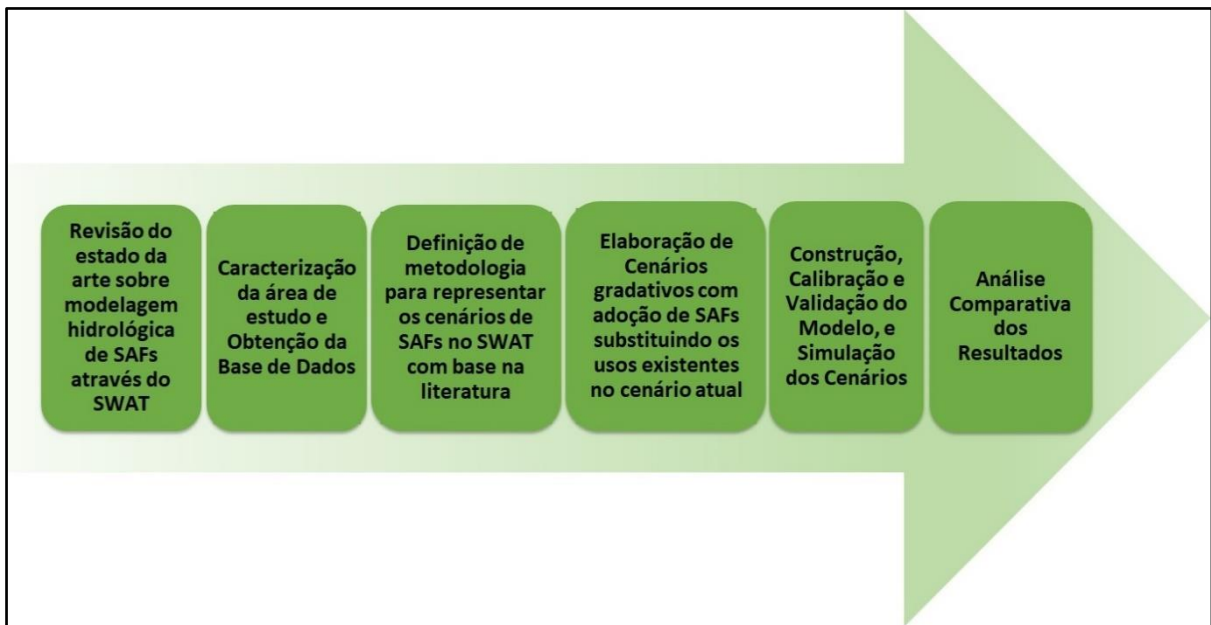
dos resultados nos cenários atual e de SAFs L3 (clímax) com último ciclo de maturação. Para a bacia Serra Azul, os resultados são apresentados e comparados de forma análoga à sub-bacia Jardim, mas limitando apenas às comparações entre os cenários atual e de SAFs L3 (clímax), tanto para comportamento de vazões, balanço hídrico e produção de sedimentos.

Apesar de dar-se ênfase às comparações entre os resultados do cenário atual (0) com os SAFs L3 (clímax) no texto principal do trabalho, os Apêndices apresentam outros gráficos de interesse, com outras comparações dos resultados entre os cenários, os quais são citadas na discussão desenvolvida no Capítulo 6.

4.7 Fluxograma das principais etapas metodológicas

O caminho metodológico foi composto por diversas etapas executadas até a simulação hidrológica com os cenários com adoção de SAFs elaborados, como foi descrito nos itens anteriores (4.1 a 4.6). A figura 26 sintetiza um resumo das principais etapas metodológicas realizadas na execução do processo de modelagem hidrológica para este estudo.

Figura 26 - Fluxograma com resumo das principais etapas metodológicas realizadas no processo de modelagem hidrológica.



5 RESULTADOS

Para este capítulo, são exibidos os resultados decorrentes da aplicação do modelo hidrológico na bacia do reservatório Serra Azul e sua sub-bacia de Jardim, abrangendo o processo de calibração e validação do modelo e a simulação dos cenários prospectivos desenvolvidos com adoção de SAFs. Tais resultados serão discutidos no capítulo seguinte.

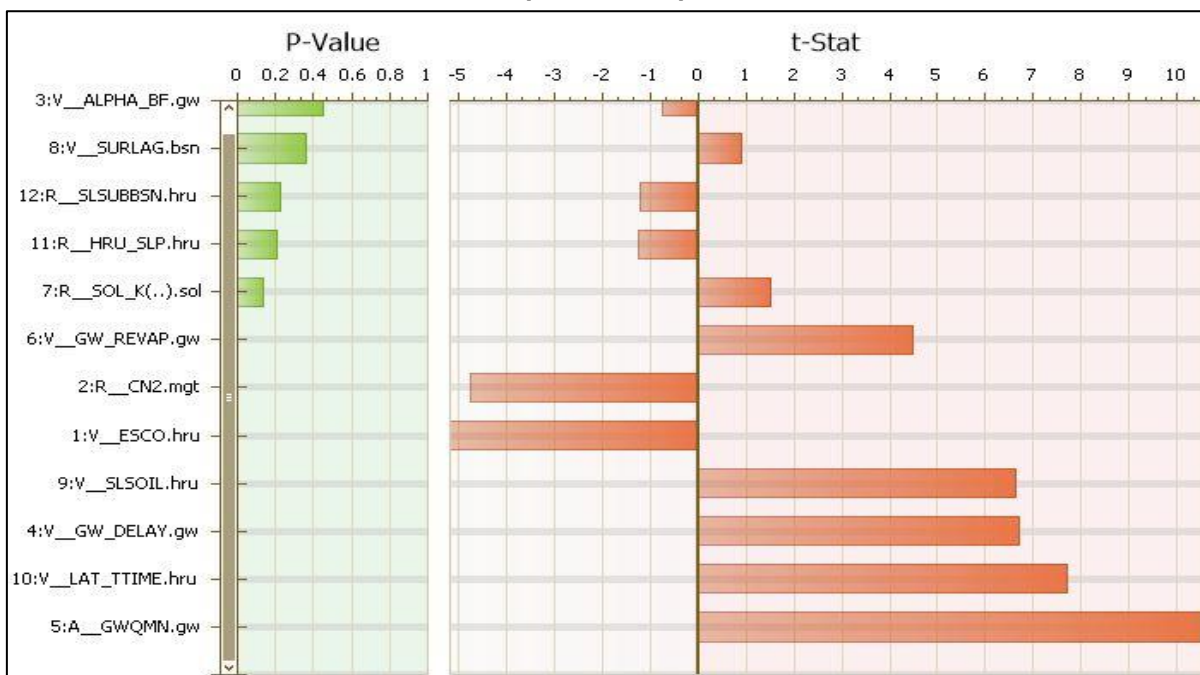
5.1 Calibração, Validação e Avaliação do Modelo

O processo de calibração foi realizado para o período de 1993 a 2005, com 3 anos de aquecimento. Inicialmente, foram realizadas avaliações da sensibilidade para cada parâmetro escolhido do modelo, tanto de forma individual, quanto por meio de uma análise global de sensibilidade (conforme apresentado na Tabela 12 no item 4.4.2). É importante destacar que os parâmetros mais sensíveis apresentam valores menores de p-value e maiores de t-stat, como é visto na Tabela 15 e Figura 27.

Tabela 15 - Valores de sensibilidade global dos parâmetros calibrados para a bacia entre 1996 e 2005.

Parâmetro	Descrição resumida	t-stat	p-value
V_ALPHA_BF.gw	Constante de recessão do fluxo de base	-0,75	0,45
V_SURLAG.bsn	Coeficiente de atraso do escoamento superficial	0,91	0,36
R_SLSUBBSN.hru	Distância média em que o escoamento difuso é dominante	-1,21	0,22
R_HRU_SLP.hru	Média da declividade de cada URH	-1,25	0,21
R_SOL_K.sol	Condutividade hidráulica do solo saturado	1,50	0,13
V_GW_REVAP.gw	Coeficiente de retorno da água do aquífero raso para a zona insaturada	4,47	0,00
R_CN2.mgt	<i>Curve Number</i> inicial para a condição de umidade antecedente II	-4,75	0,00
V_ESCO.hru	Fator de compensação da evaporação no solo	-5,17	0,00
V_SLSOIL.hru	Comprimento do declive para o fundo subsuperficial	6,63	0,00
V_GW_DELAY.gw	Tempo de residência da água no aquífero raso	6,71	0,00
V_LAT_TTIME.hru	Tempo de viagem de fluxo lateral	7,71	0,00
A_GWQMN.gw	Profundidade limite da água no aquífero raso para a zona insaturada	10,53	0,00

Figura 27 – Sensibilidade global dos parâmetros calibrados para a bacia da estação Jardim (1996 e 2005).



Através das análises de sensibilidade realizadas e descritas no item 4.4.2, e por meio dos coeficientes p-value e t-stat (Tabela 15 e Figura 27), constatou-se que, dentre os 12 parâmetros mais sensíveis, 7 são os que mais exercem influência nos processos hidrológicos na sub-bacia da estação Jardim, os quais são: GWQMN – o qual dita a profundidade da água no solo para a qual o aquífero raso contribui com a vazão nos rios; LAT_TTIME - associado ao cálculo do tempo de viagem com base nas propriedades hidráulicas do solo; GW_DELAY - estima o tempo de atraso para recarga do aquífero; SLSOIL - comprimento do declive para o fundo subsuperficial; ESCO - a condutividade hidráulica do solo saturado, seguidos pelo fator de compensação da evapotranspiração no solo; CN2 - *Curve Number* associado ao cálculo do escoamento superficial pelo método SCS - Número Curva; GW_REVAP - estima a transferência de água do aquífero raso para a zona radicular, se aproximando da taxa de evapotranspiração potencial.

Os parâmetros mais sensíveis estão associados a água no solo e ao aquífero raso. Isso pode ser explicado pela condição de solos mais espessos em Serra Azul, o que resulta em uma reduzida quantidade de escoamento superficial quando comparada a outras bacias. É compreensível que o CN seja um parâmetro altamente sensível, uma vez que está relacionado a produção de chuva efetiva.

Depois da análise de sensibilidade, realizou-se o processo de calibração no SWAT-CUP, executando as iterações com suas respectivas simulações até que os coeficientes estatísticos NS, PBIAS e RSR atingissem valores de desempenho satisfatórios, alcançando a calibração dos parâmetros e ajuste do modelo para a sub-bacia de Jardim (como descrito nos itens 4.4.2 e 4.4.3). A seguir, os valores para os parâmetros calibrados são apresentados na Tabela 16 e os coeficientes estatísticos para os períodos de calibração e validação na Tabela 17.

Tabela 16 - Intervalos de valores dos parâmetros calibrados para a sub-bacia de Jardim.

Parâmetro	Valores Iniciais (Default)	Método de Alteração	Valor Mínimo	Valor Máximo	Melhor Ajuste
ESCO.hru	0 - 1	V: Substituição	0.646028	0.938222	0.768506
CN2.mgt	35 - 98	R: Relativo	-0.300000	0.022296	-0.234198
ALPHA_BF.gw	0 - 1	V: Substituição	0.321175	0.963825	0.336706
GW_DELAY.gw	0 - 500	V: Substituição	212.827271	500.000000	430.839233
GWQMN.gw	0 - 5000	A: Adição	1401.669434	4000.000000	3309.277100
GW_REVAP.gw	0.02 – 0.2	V: Substituição	0.097011	0.200000	0.163181
SOL_K.sol	0 – 2000	R: Relativo	-0.059530	0.200000	-0.023412
SURLAG.bsn	0.05 – 24	V: Substituição	2.137295	16.714855	15.172064
SLSOIL.hru	0 – 150	V: Substituição	34.300434	111.449570	60.595432
LAT_TTIME.hru	0 – 180	V: Substituição	6.174879	102.075119	70.667786
HRU_SLP.hru	0 - 1	R: Relativo	-0.145662	0.118162	-0.005176
SLSUBBSN.hru	10 - 150	R: Relativo	-0.118579	0.144413	-0.029381

A forma em que o parâmetro foi modificado durante a calibração se refere ao “método de alteração”, como por exemplo, a faixa de valores iniciais do parâmetro CN2, através do método relativo (R), foram reduzidos em cerca de 23,42% para obter a faixa de valores calibrados, enquanto ao parâmetro GWQMN, através do método de adição (A), foram somados cerca de 3.309 mm (3,309 m) e o valor inicial do coeficiente SLSOIL, através do método de substituição (V), foi substituído por cerca de 60,59 m.

Percebe-se que os parâmetros CN2, SOL_K, HRU_SLP e SLSUBBSN por sua representação distribuída no modelo, foram variados de modo relativo (representado pelo prefixo “R”). Somente o parâmetro GWQMN foi variado usando o método de

adição (representado pelo prefixo “A”). Os demais parâmetros foram variados pelo método de substituição (representado pelo prefixo “V”).

Tabela 17 - Valores de coeficientes estatísticos de avaliação das etapas de calibração e validação.

Etapas	Coeficientes estatísticos de precisão		
	NSE	PBIAS	RSR
CALIBRAÇÃO	0,68	0,8%	0,57
Desempenho	SATISFATÓRIO	MUITO BOM	BOM
VALIDAÇÃO	0,71	8,2%	0,54
Desempenho	BOM	BOM	BOM

Após a obtenção de um ajuste classificado entre satisfatório e muito bom, foram simuladas as vazões diárias para os períodos de calibração e validação, apresentadas por meio de seus valores médios na Tabela 18.

Tabela 18 - Vazões médias diárias simuladas e observadas para a os períodos de calibração e validação na estação fluviométrica de Jardim.

Período	Vazão média diária observada (m³/s)	Vazão média diária simulada (m³/s)
Calibração	1,386	1,376
Validação	1,359	1,174

Por meio da tabela 18, pode-se ver que em média, em relação às vazões diárias observadas, o modelo subestimou as vazões diárias do período de calibração em menos de 1% (0,77%) e do período de validação em torno de 13,6%. Estes valores apontam que o modelo foi bem ajustado, permitindo o estudo de simulação para os cenários hipotéticos, pois de acordo com Bracmort *et al.* (2006), o modelo é considerado satisfatório, se a quantidade de dados simulados estiver dentro de 20% dos dados observados.

Outra forma de certificar o desempenho do modelo ajustado, a qual foi usada nesse trabalho, é através de ferramentas de análises gráficas, como o hidrograma. A seguir, as Figuras 28 e 29 apresentam, respectivamente, os hidrogramas das séries de

vazões observadas e simuladas e o hietograma de precipitações, para os períodos de calibração (1996 a 2005) e validação (2009 a 2013) obtidas para sub-bacia de Jardim.

Figura 28 - Hidrograma das vazões diárias simuladas e observadas e hietograma de precipitações para o período de calibração (1996 a 2005) na sub-bacia Jardim.

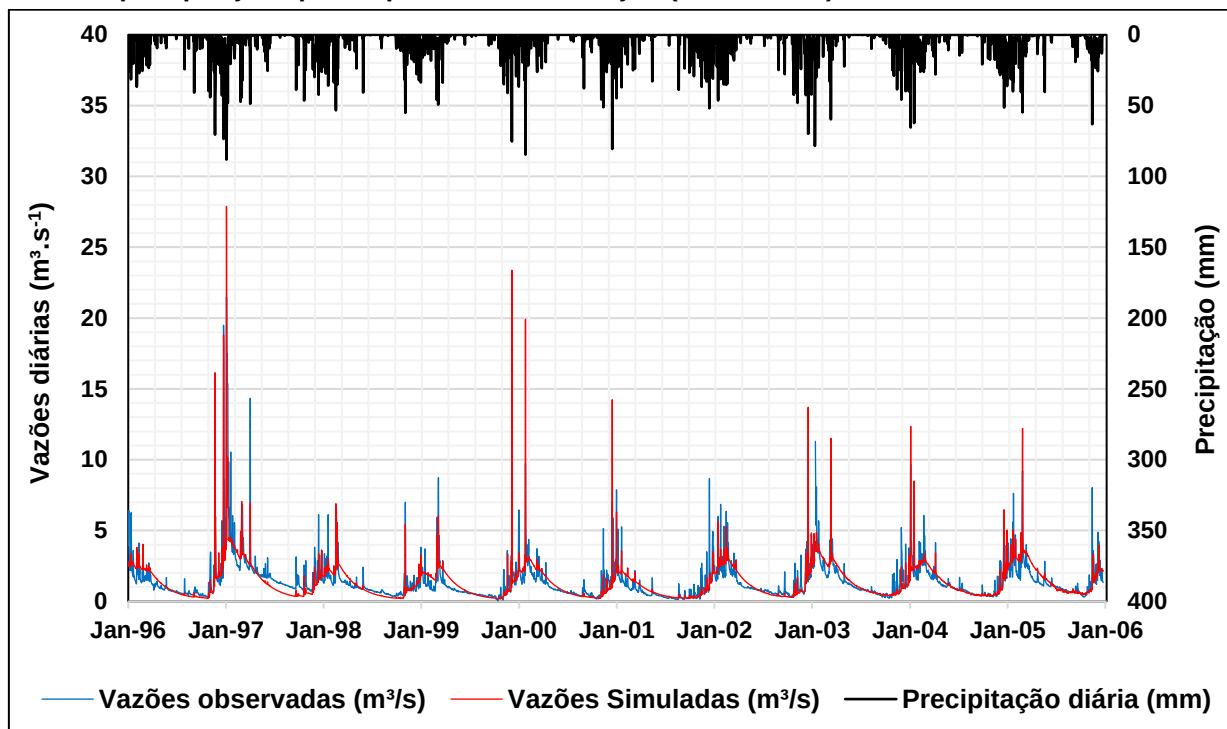
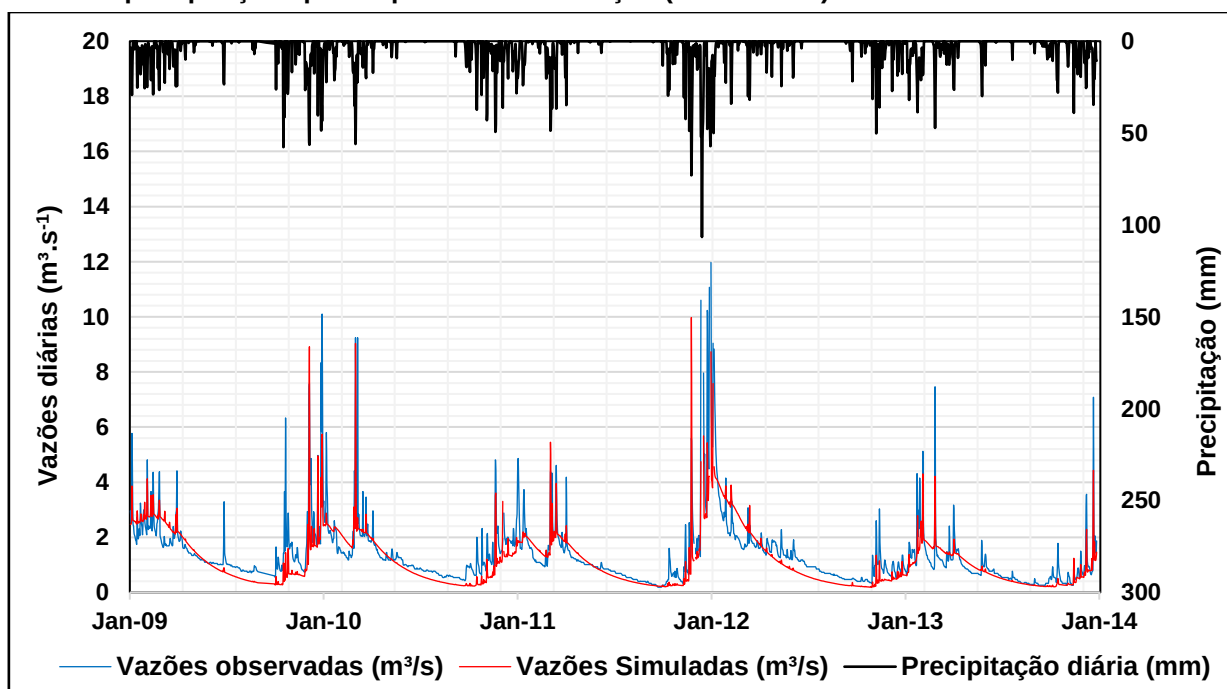


Figura 29 - Hidrograma das vazões diárias simuladas e observadas e hietograma de precipitações para o período de validação (2009 a 2014) na sub-bacia Jardim.



Mediante a análise do hidrograma do período de calibração (Figura 28), observa-se que comparado às vazões observadas, o modelo tende a superestimar as vazões em eventos de picos de precipitação, e subestimar as vazões quando ocorre chuvas de baixa intensidade. No período de validação (Figura 29), pode-se observar que o modelo tende a subestimar as vazões nos eventos de chuvas de baixa intensidade e em períodos de estiagem, em relação às vazões observadas.

Mas de forma geral, pode-se observar que as vazões simuladas no modelo, de acordo com melhor conjunto de parâmetros, se aderem de forma satisfatória às vazões observadas na bacia na maior parte dos dados, como foi verificado pelos coeficientes estatísticos supracitados.

5.2 Comparação dos cenários hipotéticos com adoção de SAFs.

Através de ferramentas gráficas e tabelas de dados compilados, são apresentados a seguir os resultados das produções de vazões e sedimentos, e respectivos balanços hídricos estimados através da modelagem hidrológica na simulação dos cenários atual (0) e com adoções de SAFs na sub-bacia Jardim (AGRL_SAF: c(1), m(2), l4(3) e l3(4); PAST_SAF: c(5), m(6), l4(7) e l3(8); PAST-AGRL_SAF: c(9), m(10), l4(11) e l3(12)) e bacia Serra Azul (AGRL_SAF-l3(4), PAST_SAF-l3(8) e PAST-AGRL_SAF-l3(12)).

5.2.1 Produção de vazões

Nos subitens seguintes são mostrados os dados compilados de vazões produzidas na sub-bacia Jardim e na bacia Serra Azul para os cenários simulados (atual e com adoção de SAFs). A partir dos resultados encontrados ao longo das séries de vazões acumuladas mensais (figuras 30, 31, 32, 36 e as figuras dos apêndices A, B, C e D), das vazões médias diárias mensais (figuras 33, 34, 37 e as figuras do apêndice E) e das curvas de permanências de vazões diárias (figuras 35, 38 e as figuras do apêndice F) são verificadas algumas pequenas tendências no comportamento das vazões entre os cenários simulados tanto na sub-bacia Jardim, como na bacia Serra Azul.

Através dos gráficos de vazões mensais acumuladas (figuras 30, 31, 32 e 36), verifica-se que, comparado ao cenário atual (0), as produções de água nos cenários com SAFs (1 a 12) tendem gradativamente a ter pequenas reduções nas vazões dos “picos de

cheias – períodos chuvosos” (entre os meses de dezembro a março) e um leve aumento nas vazões dos “vales de estiagem – períodos de seca” (entre os meses de junho a setembro).

A redução das vazões nos picos de cheias (períodos chuvosos) é percebida desde os primeiros anos simulados, já os aumentos das vazões nos vales de estiagem (períodos de seca) se tornam mais perceptíveis ao passo que se aproxima dos últimos anos do período simulado. Através dos apêndices A, B, C e D, é possível ter uma visualização mais precisa, verificando com maior compreensão essas dinâmicas ocorridas entre as vazões dos cenários simulados no período de 1996 a 2013.

5.2.1.1 Sub-bacia Jardim

A seguir, são apresentados os hidrogramas de vazões acumuladas mensalmente para o período de simulação de 1996 a 2013 nos cenários de adoção de SAFs na sub-bacia Jardim, para as substituições de agricultura convencional (Figura 30), pastagens (Figura 31) e simultaneamente pastagens e agricultura convencional (Figura 32).

Figura 30 - Vazões acumuladas mensais no período simulado de 1996 a 2013 para os cenários de substituição de agricultura convencional por SAFs na sub-bacia Jardim.

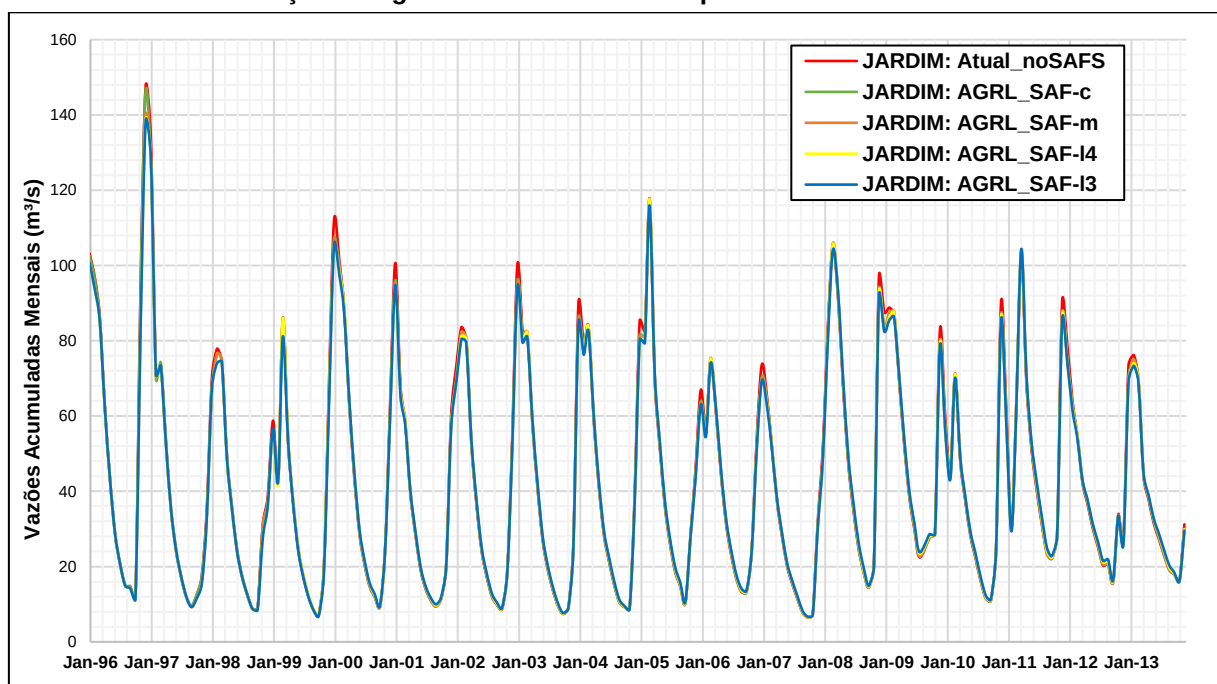


Figura 31 - Vazões acumuladas mensais no período simulado de 1996 a 2013 para os cenários de substituição de pastagens por SAFs na sub-bacia Jardim.

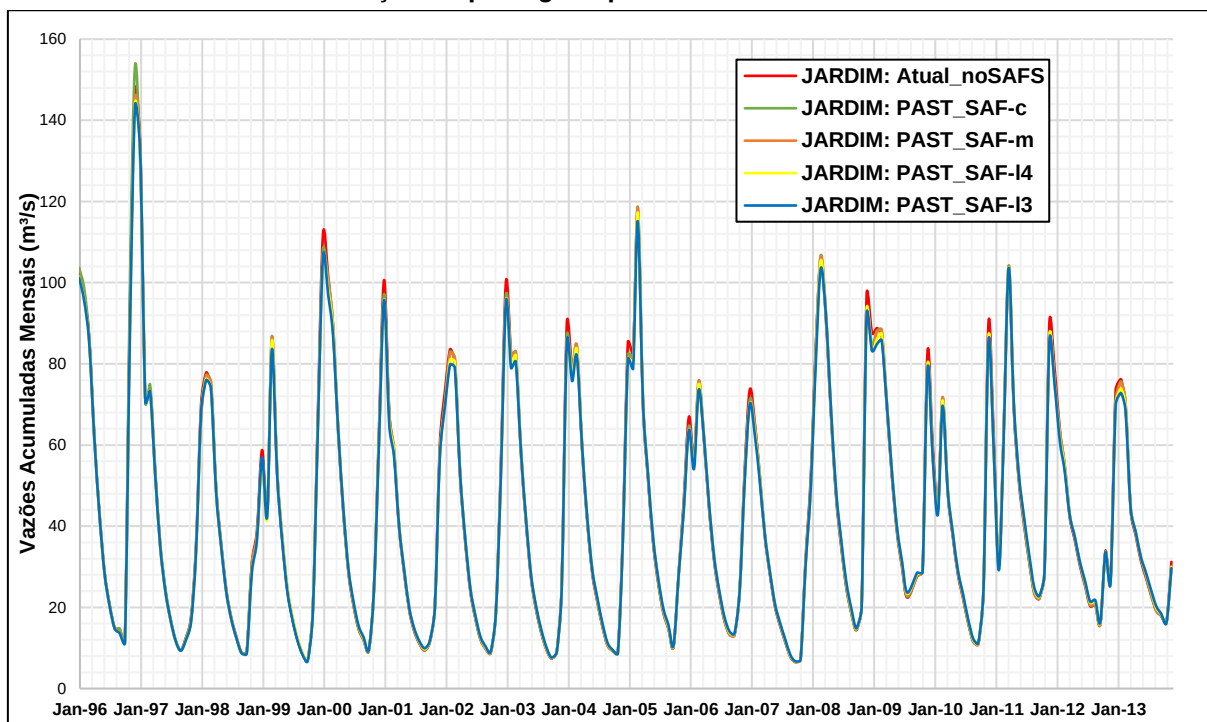
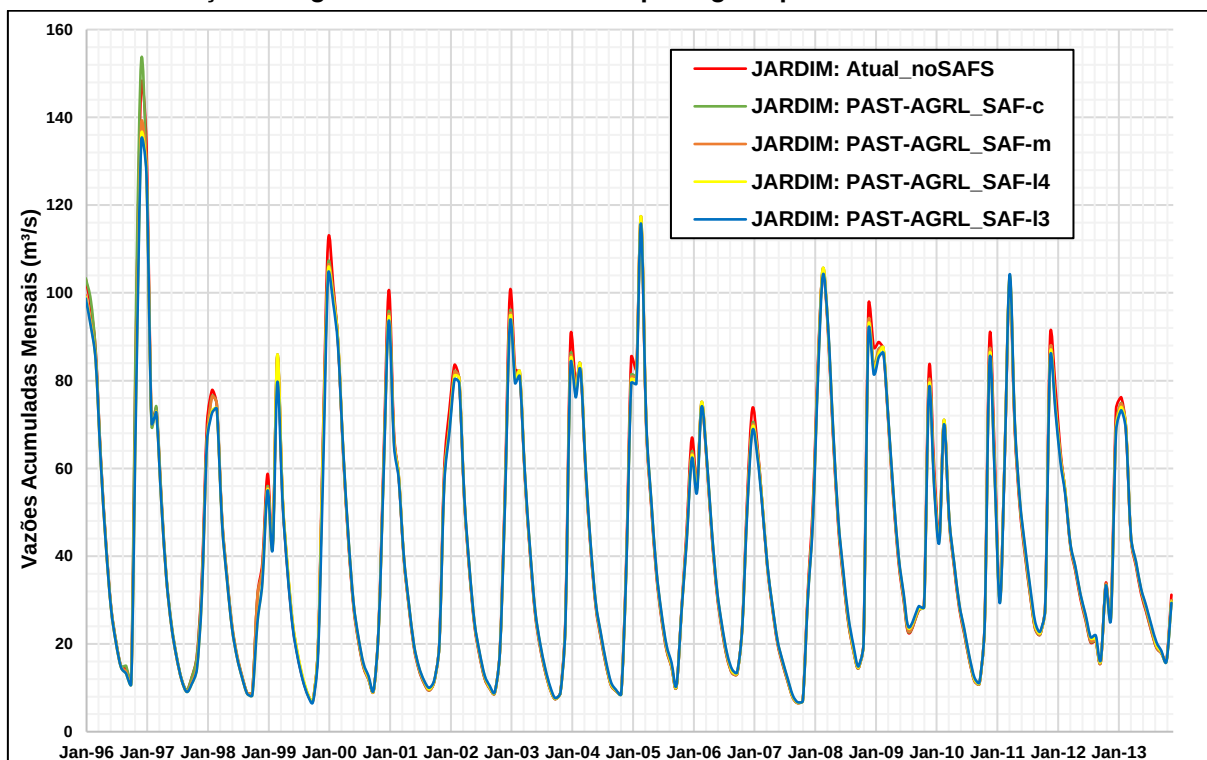


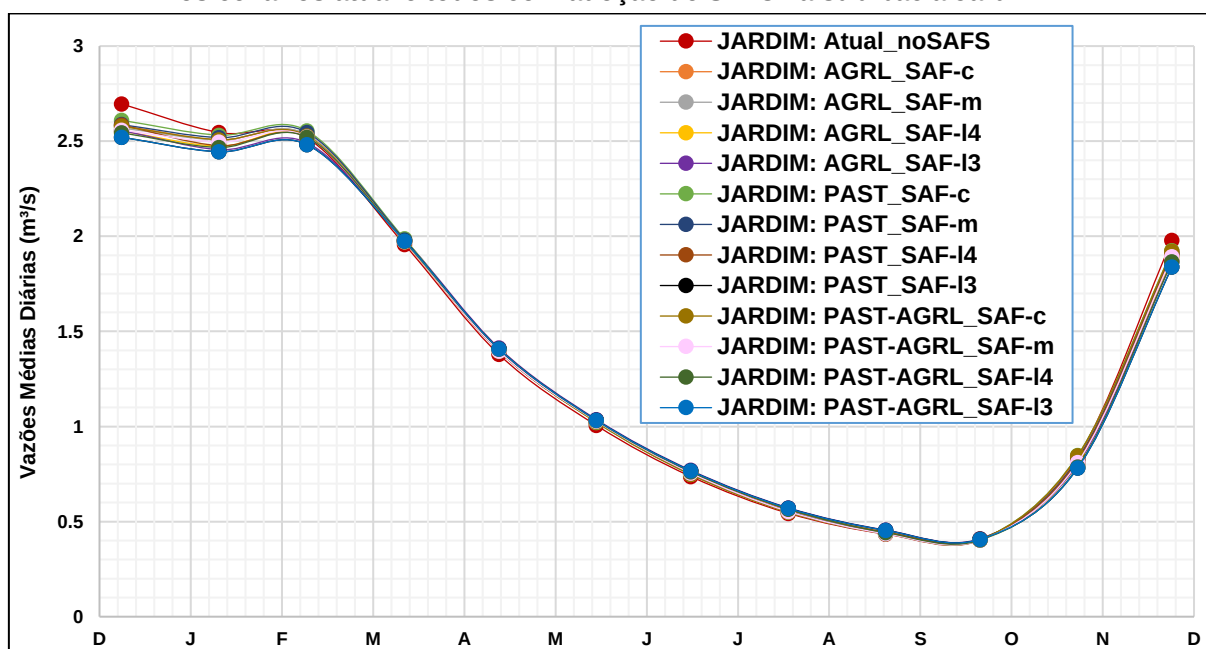
Figura 32 - Vazões acumuladas mensais no período simulado de 1996 a 2013 para os cenários de substituição de agricultura convencional e pastagens por SAFs na sub-bacia Jardim.



Para uma melhor visualização das curvas e maior compreensão do comportamento hidrológico entre os cenários simulados, os gráficos das figuras 30, 31 e 32 foram subdivididos cada um em 3 gráficos (9 gráficos no total) com o eixo temporal reduzido de 18 anos do período simulado para 6 anos em cada gráfico (de 1996 a 2001, de 2002 a 2007 e de 2008 a 2013), os quais podem ser vistos respectivamente através dos APÊNDICES A, B e C (AGRL_SAFs-c-m-l4-l3: Figuras 44 a 46; PAST_SAF-c-m-l4-l3: Figuras 47 a 49; e PAST-AGRL_SAFs-c-m-l4-l3: Figuras 50 a 52).

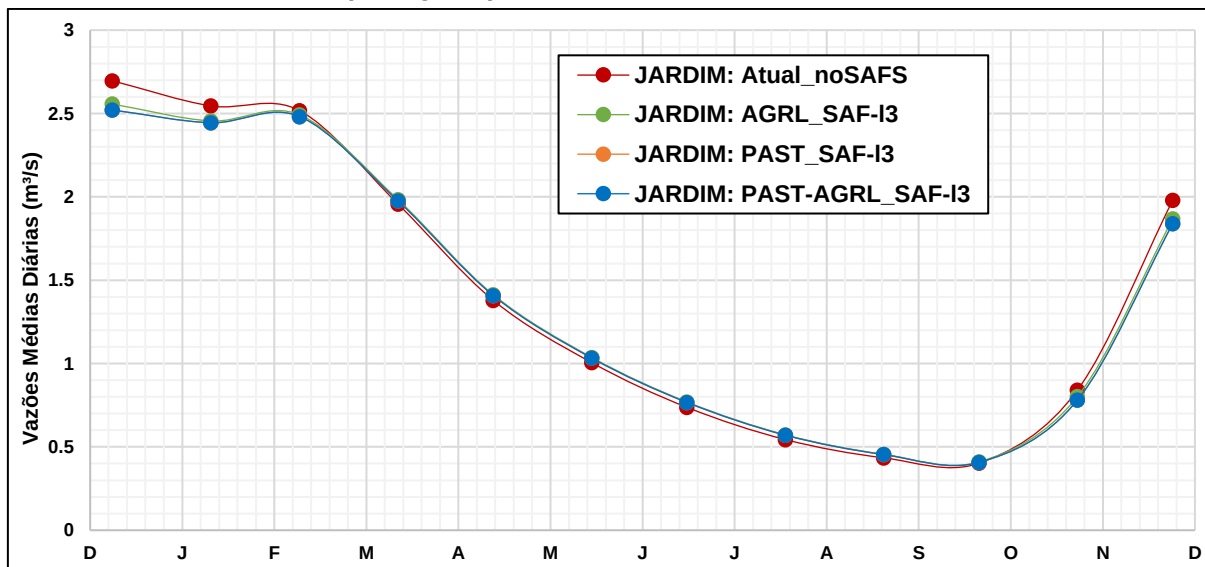
A Figura 33 apresenta o hidrograma das vazões médias diárias em cada mês do ano, no período simulado de 1996 a 2013, para todos os cenários (atual e com adoção de SAFs) na área de drenagem da sub-bacia Jardim.

Figura 33 - Vazões médias diárias mensais ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e todos com adoção de SAFs na sub-bacia Jardim.



Os hidrogramas de vazões médias diárias mensais com outras comparações entre os cenários por tipo de substituição/adoção (pastagens e ou agricultura) e ou ciclos (c, m, l4 e l3) de SAFs podem ser vistos nos APÊNDICE E (Figuras 56 a 61). Na figura 34 é visto a comparação das vazões médias diárias nos SAFs l3 (clímax) em cada uma das 3 substituições de uso do solo.

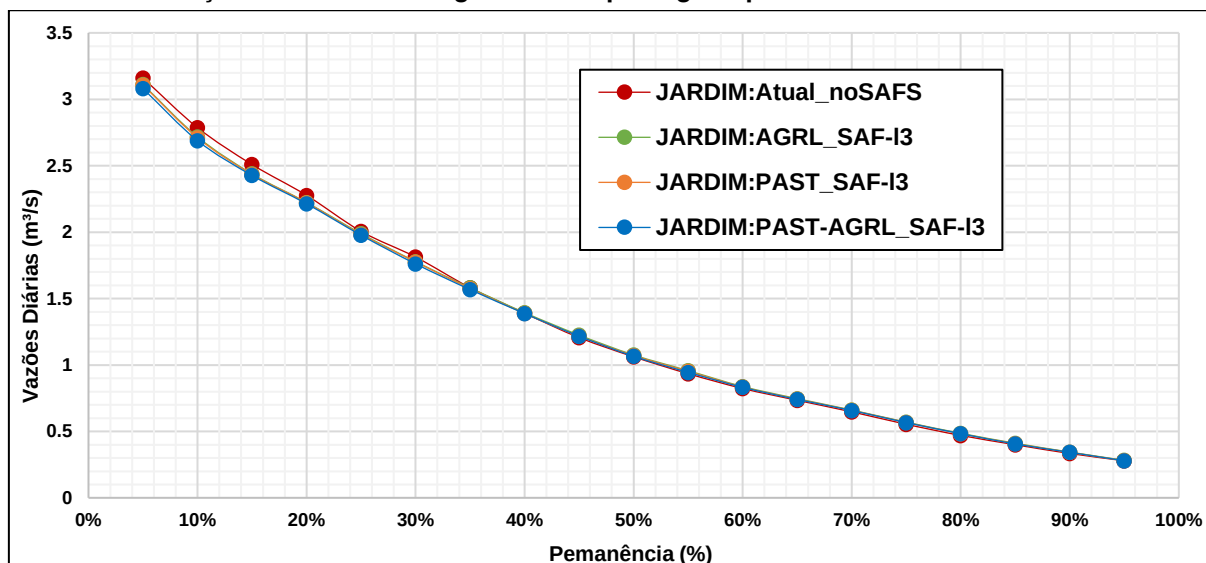
Figura 34 - Vazões médias diárias mensais ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e I3 (clímax) nos 3 tipos de substituições das áreas de agricultura e pastagens por SAFs na sub-bacia Jardim.



As médias diárias mensais de vazões apresentadas nas figuras 33 e 34 demonstram que, em relação ao cenário atual (0), os cenários de SAFs (1 a 12) tendem a manter vazões médias menores de janeiro a março, igualando em meados de abril, superando as vazões médias a partir de maio até setembro, igualando em outubro, voltando a ser menores do que o cenário atual de novembro a dezembro e assim por diante de forma cíclica.

Outra forma gráfica de comparação apresentada a seguir entre as séries de vazões dos cenários simulados são as curvas de permanência-excedência. O APÊNDICE F apresenta os gráficos com as curvas de permanência-excedência para comparação entre os cenários por tipo de SAFs de cada ciclo, em cada um dos tipos de substituição de agricultura e ou pastagem (Figuras 62 a 64), na sub-bacia Jardim. Na figura 35 a seguir, são apresentadas as curvas de permanência das vazões diárias entre os cenários de SAFs L3 (clímax) para cada uma das tipologias de substituição de agricultura e ou pastagem por SAFs.

Figura 35 - Curvas de Permanência para os cenários atual e I3 (clímax) nos 3 tipos de substituições das áreas de agricultura e pastagens por SAFs na sub-bacia Jardim.

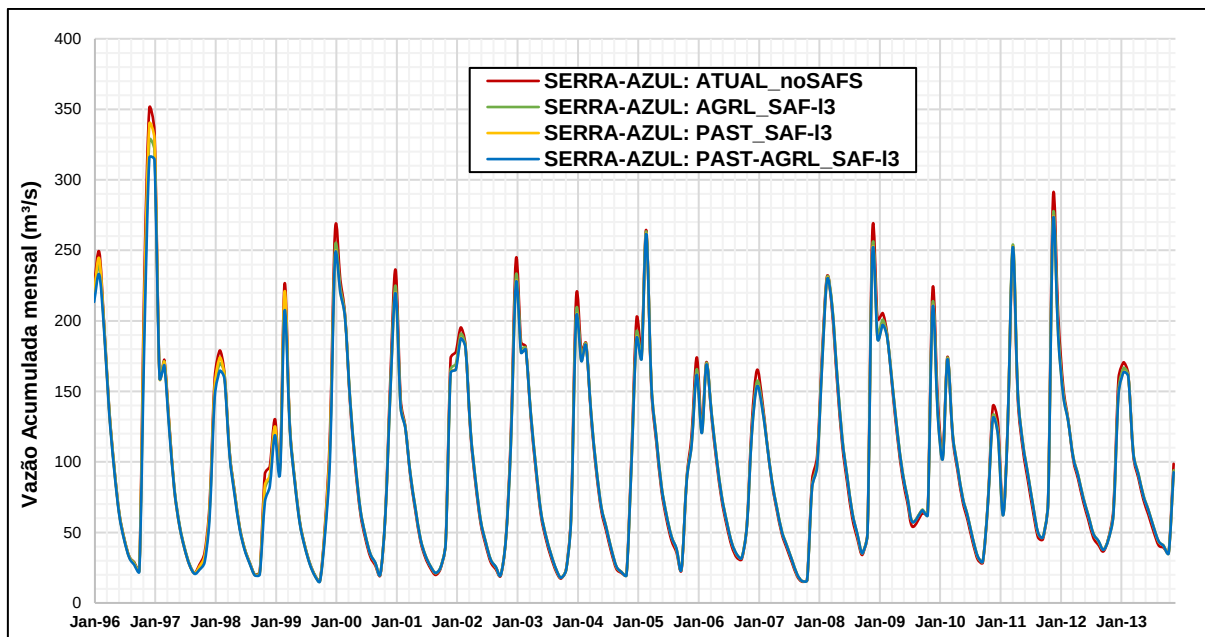


Através da curva de permanência para a sub-bacia Jardim (Figura 35) verifica-se que, a partir de intervalos percentuais (quantis) acima de aproximadamente 35% (ou seja, vazões ocorridas nos períodos de estiagem), os cenários de SAFs-I3 (AGRL_SAF (4), PAST_SAF (8) e PAST-AGRL_SAF (12)) tendem a regularizar vazões levemente mais elevadas do que no cenário atual (0). Em faixas de porcentagens abaixo de 35% (ou seja, vazões ocorridas nos períodos chuvosos), nos cenários de SAFs ocorre uma pequena tendência de regularizar vazões mais baixas do que no cenário atual (0).

5.2.1.2 Bacia Serra Azul

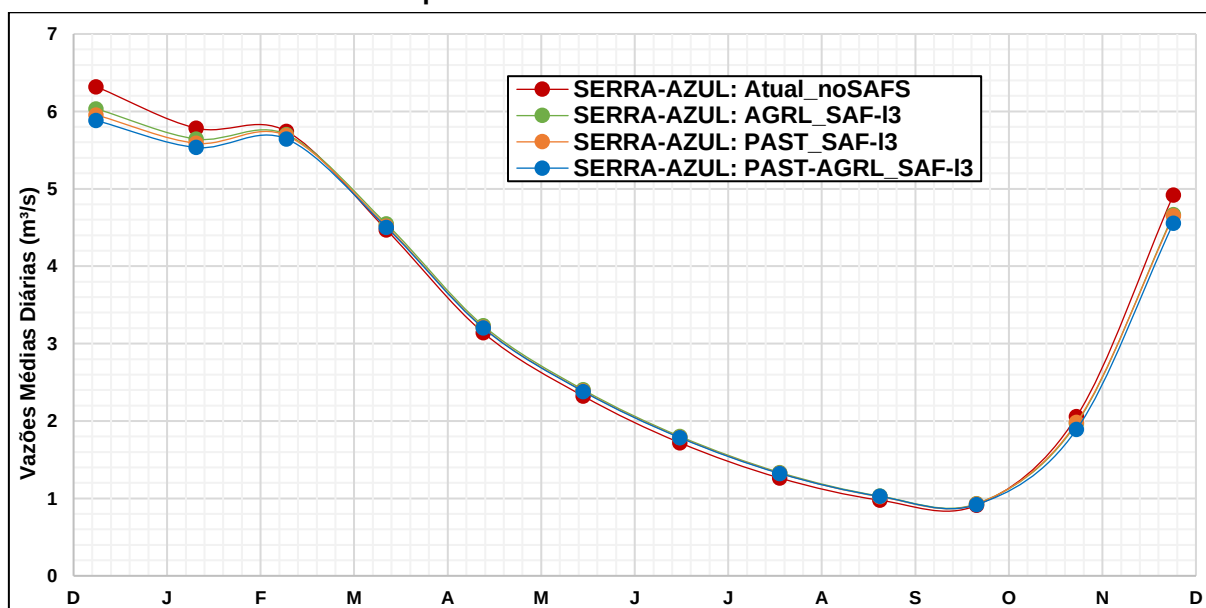
A seguir, são apresentados os hidrogramas de vazões acumuladas mensalmente para o período de simulação de 1996 a 2013 nos cenários de adoção de SAFs L3 (clímax) na bacia Serra Azul com substituições de agricultura convencional e ou pastagens (Figura 36). Para uma melhor visualização das curvas e maior compreensão do comportamento hidrológico entre os cenários simulados, o gráfico da figura 36 foi subdividido em 3 gráficos com o eixo temporal reduzido de 18 anos do período simulado para 6 anos (de 1996 a 2001, de 2002 a 2007 e de 2008 a 2013), o qual pode ser visto através do APÊNDICE D (Figuras 53 a 55).

Figura 36 - Vazões acumuladas mensais no período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e I3 (clímax) nos 3 tipos de substituições de agricultura convencional e pastagens por SAFs na bacia Serra Azul.



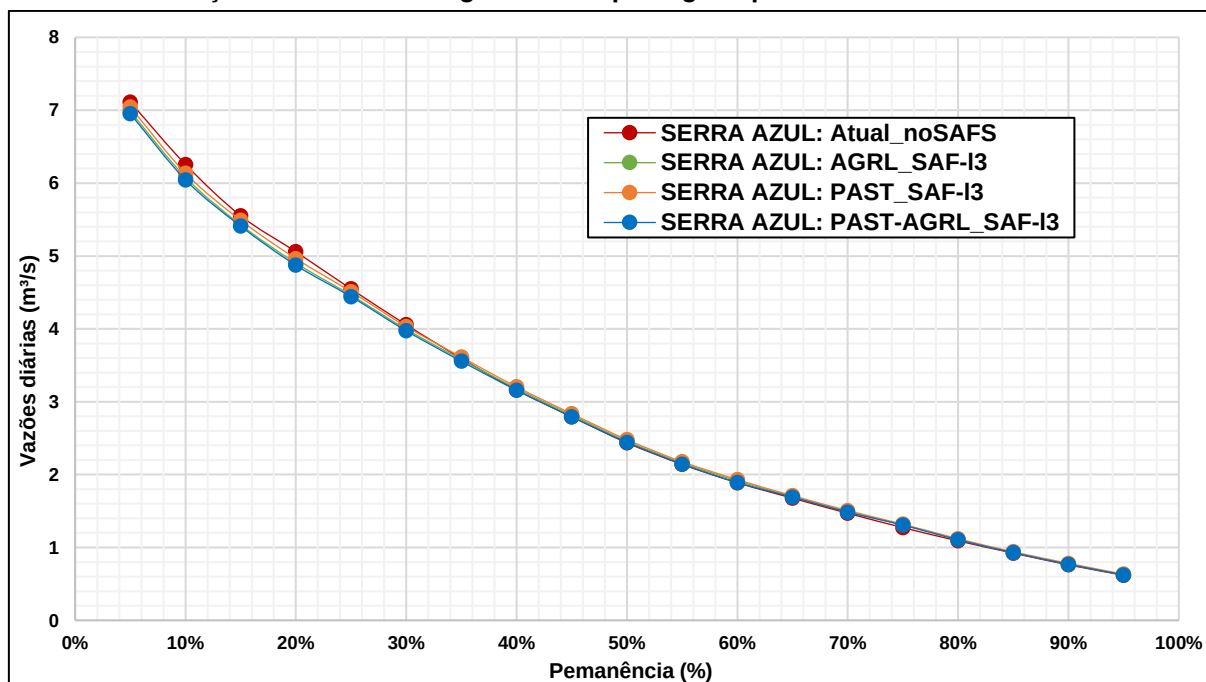
Na figura 37 a seguir pode ser visto a comparação das vazões médias diárias nos cenários de SAFs L3 (clímax) em cada uma das 3 substituições de uso do solo (pastagens e ou agricultura convencional) na bacia Serra Azul.

Figura 37 – Vazões médias diárias mensais ao longo do período de 1996 a 2013 para os cenários atual e I3 (clímax) nos 3 tipos de substituições das áreas de agricultura e pastagens por SAFs na Bacia Serra Azul.



A seguir, na figura 38 são apresentadas as curvas de permanência das vazões diárias entre os cenários de SAFs L3 (clímax) para cada uma das tipologias de substituição de agricultura e ou pastagem por SAFs.

Figura 38 - Curvas de Permanência para os cenários atual e I3 (clímax) nos 3 tipos de substituições das áreas de agricultura e pastagens por SAFs na bacia Serra Azul.



A análise das médias de vazão diária ao longo dos meses, conforme representadas na Figura 37, revela que, em comparação com a situação atual (cenário 0), os cenários de SAFs-I3 (4, 8 e 12) modelados para a bacia de Serra Azul, assim como na sub-bacia Jardim, exibem um padrão de variação nas vazões médias ao longo do ano.

De janeiro a março, esses cenários de SAFs tendem a manter vazões médias mais baixas do que o cenário atual, igualando-se aproximadamente em meados de abril. A partir de maio até setembro, as vazões médias nesses cenários superam as do cenário atual, voltando a ser menores de novembro a dezembro, acontecendo de forma cíclica.

A curva de permanência para a bacia de Serra Azul (Figura 38) aponta que em faixas percentuais (quantis) acima de 40% (ou seja, vazões ocorridas nos períodos de estiagem), os cenários de SAFs-I3 (AGRL_SAF (4), PAST_SAF (8) e PAST-AGRL_SAF (12)) tendem a regularizar vazões sutilmente mais elevadas do que no cenário atual (0).

E em intervalos de porcentagens abaixo de 40% (ou seja, vazões ocorridas nos períodos chuvosos), nos cenários de SAFs há uma pequena tendência de regularizar vazões mais baixas do que no cenário atual (0).

5.2.2 Balanço Hídrico

Após a realização da modelagem hidrológica com as simulações dos cenários atual e de adoção de SAFs na bacia Serra Azul e sua sub-bacia Jardim, um dos resultados obtidos através do modelo SWAT foi a estimativa dos valores das variáveis que compõem o equacionamento do balanço hídrico. As principais variáveis que representam as parcelas de entrada e saída de água que compõem a equação (3.1) do balanço hídrico estão representadas nas colunas das tabelas 19 e 20 a seguir, pelas siglas:

PRECIP – precipitação;

ET – evapotranspiração;

SURQ – escoamento superficial;

GW – contribuição do aquífero ou escoamento de base;

LATQ – escoamento lateral subsuperficial;

WYLD – produção de água;

TLOSS – outras abstrações;

SWi – volume inicial de água no solo;

e SWf – volume final de água no solo

5.2.2.1 Sub-bacia Jardim

Na tabela 19, são apresentados os balanços hídricos dos cenários atual e com adoção de SAFs L3 (clímax) na sub-bacia de Jardim para o ano inicial - 1996 (com a maior precipitação acumulada), um ano médio – 2007 (com a menor precipitação acumulada), o último ano - 2013 (com uma precipitação acumulada intermediária) e

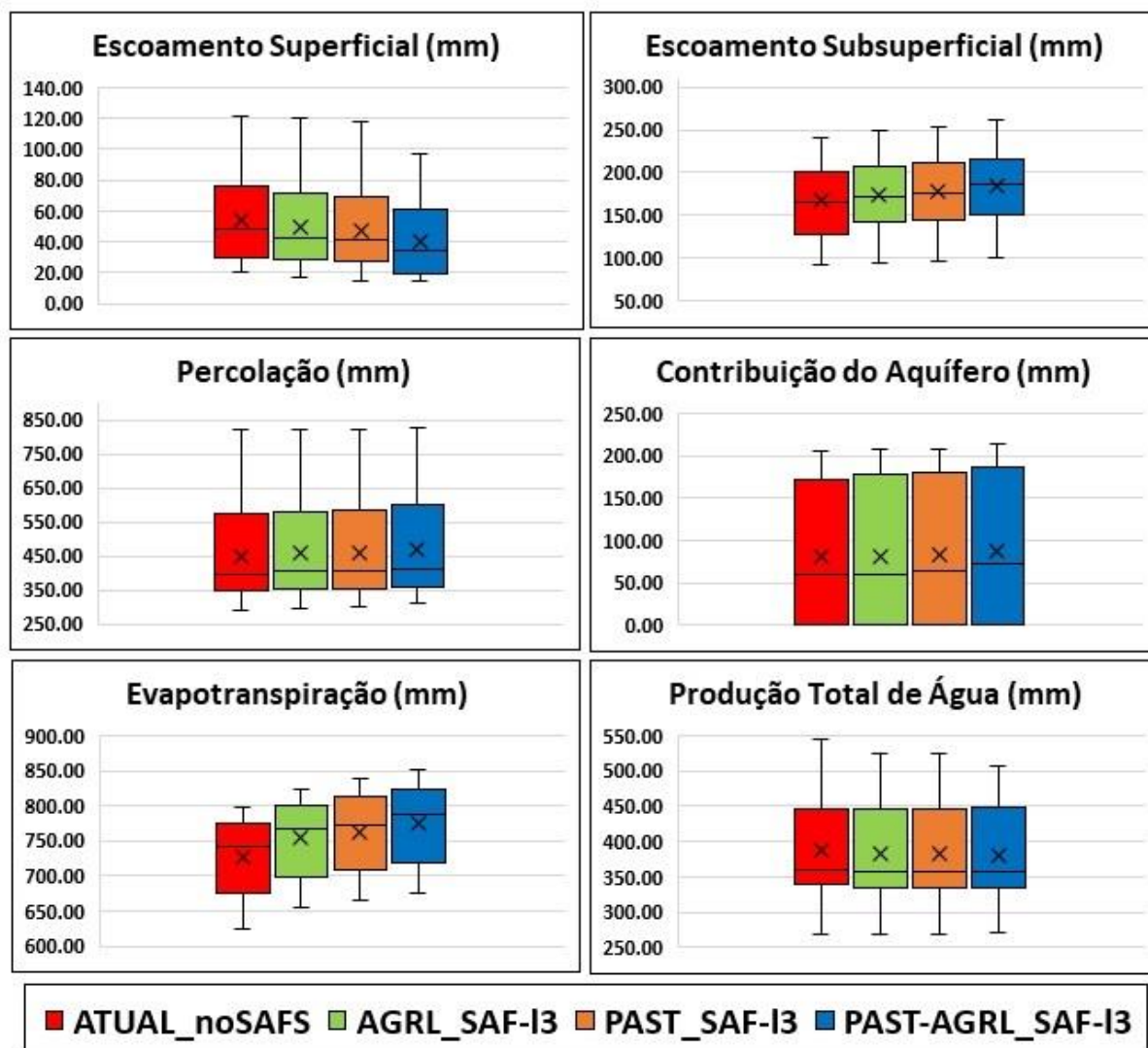
os valores médios das variáveis entre os balanços hídricos do período de 1996 a 2013. No APÊNDICE G pode ser visto os balanços hídricos dos respectivos cenários na sub-bacia Jardim em cada ano do período simulado entre 1996 e 2013.

Tabela 19 - Balanço hídrico da sub-bacia Jardim, com anos inicial, médio e último, e a média dos valores entre os anos do período de 1996 a 2013.

JARDIM										
1996										
Cenário	PRECIP (mm)	ET (mm)	PERC (mm)	SURQ (mm)	GW (mm)	LATQ (mm)	WYLD (mm)	TLOSS (mm)	SWi (mm)	SWf (mm)
ATUAL_noSAFS	2019.21	725.72	819.13	121.66	0.00	241.47	545.07	181.94	91363.17	91292.45
AGRL_SAF-I3		750.86	820.21	120.35	0.00	240.94	524.41	163.12	91363.17	91286.90
PAST_SAF-I3		753.38	821.32	118.19	0.00	240.37	523.29	164.74	91363.17	91284.39
PAST-AGRL_SAF-I3		768.14	823.99	96.38	0.00	239.87	507.48	171.23	91363.17	91282.77
2007										
Cenário	PRECIP (mm)	ET (mm)	PERC (mm)	SURQ (mm)	GW (mm)	LATQ (mm)	WYLD (mm)	TLOSS (mm)	SWi (mm)	SWf (mm)
ATUAL_noSAFS	993.80	666.00	290.51	20.92	101.64	114.93	267.94	30.45	91278.61	91047.96
AGRL_SAF-I3		682.95	297.43	16.68	104.59	119.10	268.41	28.05	91400.37	91145.37
PAST_SAF-I3		695.33	299.29	15.14	105.97	122.24	269.75	26.40	91418.84	91148.28
PAST-AGRL_SAF-I3		701.88	310.62	14.81	115.69	130.31	270.38	9.57	91492.69	91203.61
2013										
Cenário	PRECIP (mm)	ET (mm)	PERC (mm)	SURQ (mm)	GW (mm)	LATQ (mm)	WYLD (mm)	TLOSS (mm)	SWi (mm)	SWf (mm)
ATUAL_noSAFS	1299.80	779.38	323.18	22.33	167.47	128.64	353.19	34.75	91803.84	91647.89
AGRL_SAF-I3		813.18	329.76	16.99	175.94	135.78	351.61	22.90	92074.24	91879.49
PAST_SAF-I3		825.49	330.10	16.17	178.49	137.64	350.48	18.19	92094.73	91888.46
PAST-AGRL_SAF-I3		839.10	340.90	15.71	185.47	142.94	350.47	6.35	92260.60	92029.93
Médias entre o período de 1996 a 2013										
Cenário	PRECIP (mm)	ET (mm)	PERC (mm)	SURQ (mm)	GW (mm)	LATQ (mm)	WYLD (mm)	TLOSS (mm)	SWi (mm)	SWf (mm)
ATUAL_noSAFS	1428.81	726.92	449.69	53.67	80.37	167.20	387.54	86.30	91722.00	91586.65
AGRL_SAF-I3		753.73	457.28	49.21	81.64	174.34	382.33	77.13	91827.30	91662.78
PAST_SAF-I3		762.56	458.73	47.51	82.51	176.95	382.30	75.33	91858.99	91684.21
PAST-AGRL_SAF-I3		775.05	468.47	40.24	86.62	183.81	379.31	68.64	91974.11	91780.08

Através dos valores das parcelas que compõem os balanços hídricos dos cenários comparados acima em cada ano no período simulado, compilados no APÊNDICE G, elaborou-se gráficos *box-plots* (Figura 39) de forma a fim de complementar a análise do comportamento hidrológico na sub-bacia Jardim.

Figura 39 - Box-plots anuais das parcelas do balanço hídrico na sub-bacia Jardim para o período de 1993 a 2013.



5.2.2.2 Bacia Serra Azul

Na tabela 20, são apresentados os balanços hídricos dos cenários atual e com adoção de SAFs L3 (clímax) na Bacia Serra Azul para o ano inicial - 1996 (com a maior precipitação acumulada), um ano médio - 2007 (com a menor precipitação acumulada), o último ano - 2013 (com uma precipitação acumulada intermediária) e os valores médios das variáveis entre os balanços hídricos do período de 1996 a 2013.

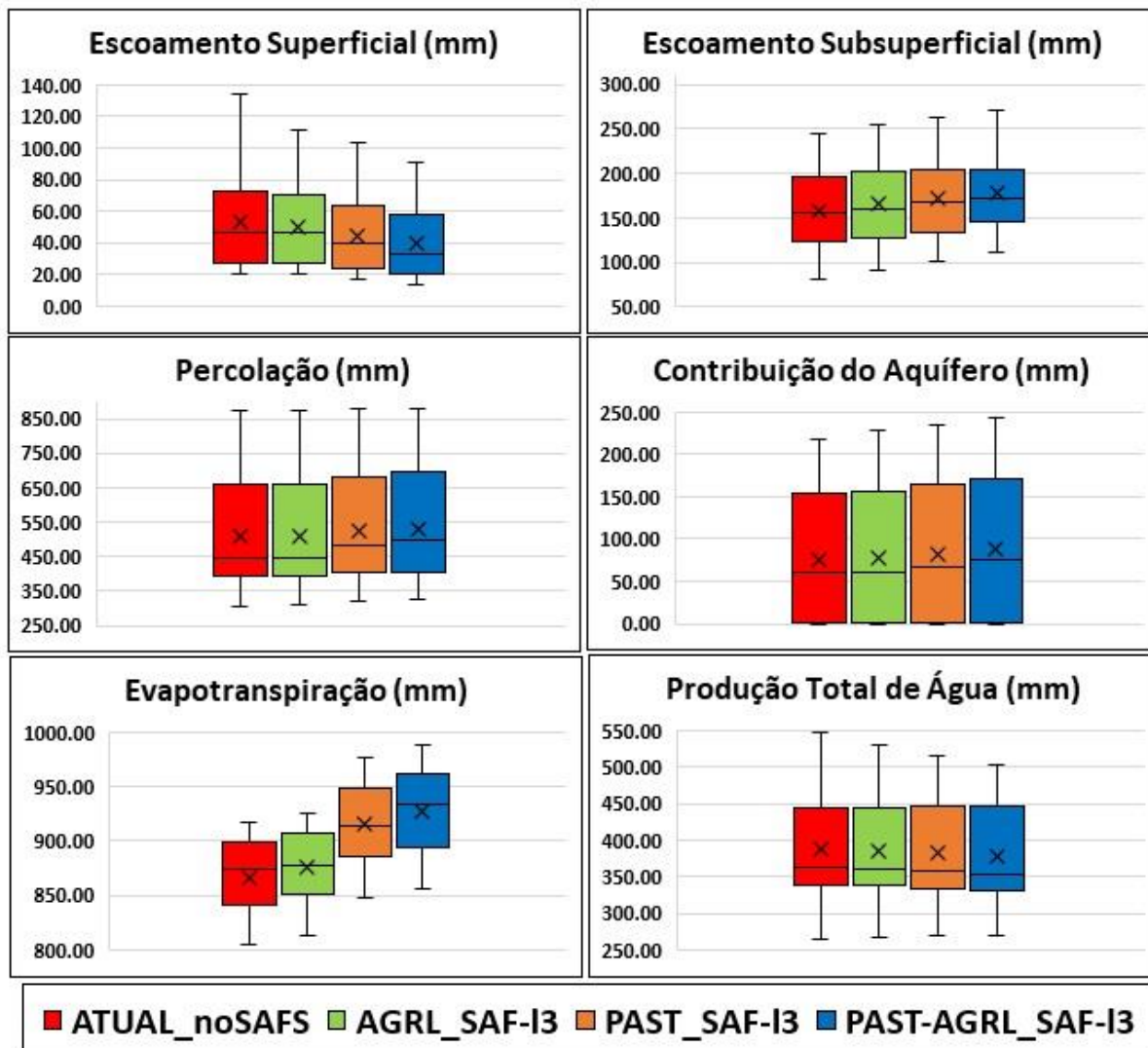
No APÊNDICE H pode ser visto os balanços hídricos dos respectivos cenários na bacia Serra Azul em cada ano do período simulado entre 1996 e 2013.

Tabela 20 - Balanço hídrico da bacia Serra Azul, com anos inicial, médio e último, e a média dos valores entre os anos do período de 1996 a 2013.

SERRA AZUL										
1996										
Cenário	PRECIP (mm)	ET (mm)	PERC (mm)	SURQ (mm)	GW (mm)	LATQ (mm)	WYLD (mm)	TLOSS (mm)	SWi (mm)	SWf (mm)
ATUAL_noSAFS	2019.21	877.30	874.87	134.17	0.00	245.61	548.32	168.54	91371.29	91090.00
AGRL_SAF-I3		878.00	875.70	110.96	0.00	244.63	529.72	174.13	91371.29	91107.08
PAST_SAF-I3		917.83	878.75	103.66	0.00	243.94	514.49	166.89	91371.29	91079.43
PAST-AGRL_SAF-I3		960.96	879.58	91.19	0.00	234.71	503.35	177.44	91371.29	91046.61
2007										
Cenário	PRECIP (mm)	ET (mm)	PERC (mm)	SURQ (mm)	GW (mm)	LATQ (mm)	WYLD (mm)	TLOSS (mm)	SWi (mm)	SWf (mm)
ATUAL_noSAFS	993.80	804.59	305.57	19.90	109.20	80.64	266.12	56.37	88435.12	88052.64
AGRL_SAF-I3		813.22	310.12	20.11	110.37	90.94	267.86	46.43	89752.07	89354.67
PAST_SAF-I3		848.24	320.90	17.66	120.67	100.56	268.99	30.09	89846.30	89401.97
PAST-AGRL_SAF-I3		856.87	325.45	15.86	134.64	110.22	269.57	8.85	90352.74	89894.64
2013										
Cenário	PRECIP (mm)	ET (mm)	PERC (mm)	SURQ (mm)	GW (mm)	LATQ (mm)	WYLD (mm)	TLOSS (mm)	SWi (mm)	SWf (mm)
ATUAL_noSAFS	1299.80	917.88	367.46	25.13	120.10	135.17	355.39	74.99	90491.92	90151.00
AGRL_SAF-I3		925.88	369.43	20.37	126.92	138.34	354.13	68.50	90609.64	90260.00
PAST_SAF-I3		976.80	377.81	16.76	135.00	140.97	351.74	59.01	91029.55	90623.00
PAST-AGRL_SAF-I3		984.80	379.78	14.15	149.29	145.87	347.23	37.91	91406.49	90994.47
Médias entre o período de 1996 a 2013										
Cenário	PRECIP (mm)	ET (mm)	PERC (mm)	SURQ (mm)	GW (mm)	LATQ (mm)	WYLD (mm)	TLOSS (mm)	SWi (mm)	SWf (mm)
ATUAL_noSAFS	1428.81	865.88	507.71	52.98	75.60	157.24	387.75	101.93	90028.85	89696.33
AGRL_SAF-I3		875.27	510.21	50.53	77.17	164.91	384.49	91.88	90361.44	90020.28
PAST_SAF-I3		915.43	525.80	44.45	82.38	171.92	382.00	83.24	90615.36	90220.96
PAST-AGRL_SAF-I3		927.17	531.91	39.20	87.75	178.37	378.18	72.86	90976.41	90567.96

Através dos valores das parcelas que compõem os balanços hídricos dos cenários comparados acima em cada ano no período simulado, compilados no APÊNDICE H, elaborou-se gráficos *box-plots* (Figura 40) a fim de complementar a análise do comportamento hidrológico na bacia de Serra Azul.

Figura 40 - Box-plots anuais das parcelas do balanço hídrico na bacia Serra Azul para o período de 1993 a 2013.



Através das tabelas 19 e 20 (e apêndices G e H) e dos gráficos *box-plot* (Figuras 39 e 40) que apresentam respectivamente os resultados das variáveis que compõem o balanço hídrico nos cenários atual (0) e de SAFs I3 – clímax (4, 8 e 12) ao longo do período simulado (1996 a 2013), estimam-se quais as tendências nos comportamentos dos escoamentos superficial (SURQ) e lateral sub-superficial (LATQ), da percolação (PERC), da contribuição do aquífero (GW), evapotranspiração (ET) e produção de água (WYLD) na sub-bacia Jardim e bacia Serra Azul.

Nos apêndices G e H podem ser percebidas as evoluções dos valores das variáveis em cada cenário ao longo dos anos simulados. E através das figuras 39 e 40 com a ferramenta estatística *box-plot* e seus itens que a compõem (limites inferiores e superiores, quartis (1º, 2º - medianas e 3º), médias e outliers), podem ser identificadas possíveis tendências para cada variável do balanço hídrico analisada.

O SURQ demonstrou reduzir-se proporcionalmente ao aumento dos percentuais de áreas com adoção de SAFs, ou seja, reduz gradativamente do cenário atual (0), para os cenários (4), (8) e até o (12) ($ATUAL_noSAFS > AGRL_SAF > PAST_SAF > PAST-AGRL_SAF$). Tais reduções no escoamento superficial de PAST_SAF para AGRL_SAF e de PAST-AGRL_SAF para os demais cenários na bacia Serra Azul se mostram ligeiramente maiores do que na sub-bacia Jardim. Como pode ser analisado nos Apêndices G e H, as reduções médias de SURQ nos cenários de SAFs I3 em relação ao cenário atual alcançaram os seguintes percentuais:

- Sub-bacia Jardim (AGRL_SAF-I3: 8,31%; PAST_SAF-I3: 11,48%; PAST-AGRL_SAF: 25,02%).
- Bacia Serra Azul (AGRL_SAF-I3: 4,62%; PAST_SAF-I3: 16,10%; PAST-AGRL_SAF: 26,01%).

Nos primeiros anos, ocorreram maiores valores de LATQ, PERC, e GW nos cenários com menor percentual de áreas de SAFs ((0) > (4) > (8) > (12)), mas sendo diferenças quase ínfimas, estas foram revertidas rapidamente ((12) > (8) > (4) > (0)). Mas, de forma geral, é visto que o LATQ, a PERC, a GW e a ET se elevaram conforme há o aumento percentual das áreas com adoção de SAFs, sendo mais elevados no cenário PAST-AGRL_SAF (12) e menores no cenário ATUAL_noSAFs (0) (LATQ, PERC, GW e ET nos cenários: (12) > (8) > (4) > (0)).

Para PERC, GW e ET nota-se que os respectivos aumentos de PAST_SAF para AGRL_SAF e de PAST-AGRL_SAF para os demais cenários na bacia Serra Azul demonstram ser levemente mais elevados do que na sub-bacia Jardim. Já para LATQ, não houve diferença perceptível das elevações entre a bacia Serra Azul e sub-bacia Jardim.

Por meio das tabelas 19 e 20, e apêndices G e H, pode-se estimar as porcentagens de elevações médias de LATQ, PERC, GW e ET nos cenários de SAFs I3 em relação ao cenário atual, as quais alcançaram respectivamente os seguintes valores:

- Sub-bacia Jardim (AGRL_SAF-I3: 4,27%, 1,69%, 1,58%, 3,69%; PAST_SAF-I3: 5,83%, 2,01%, 2,66%, 4,90%; PAST-AGRL_SAF-I3: 9,93%, 4,18%, 7,77%, 6,62%); e
- Bacia Serra Azul (AGRL_SAF-I3: 4,88%, 0,49%, 2,08%, 1,08%; PAST_SAF-I3: 9,34%, 3,66%, 8,97%, 5,72%; PAST-AGRL_SAF-I3: 13,44%, 4,77%, 16,07%, 7,08%).

Para a produção total de água (WYLD), não ocorreu necessariamente uma relação direta proporcional de redução ou elevação das vazões conforme houve o aumento do percentual das áreas com adoção de SAFs, ao longo do período simulado. No entanto, tais resultados corroboram com os resultados demonstrados no item 5.2.1.

A partir dos valores médios, as vazões produzidas nos cenários atual e com SAFs tendem a estar em patamares muito similares, mas com os valores ligeiramente mais altos para os cenários com menores percentuais de adoção de SAFs (WYLD nos cenários: (0) > (4) > (8) > (12)). Através das tabelas 19 e 20, e apêndices G e H, é possível estimar a redução gradativa de WYLD nos cenários de SAFs em relação ao cenário atual (0):

- Sub-bacia Jardim (AGRL_SAF-I3: 0,57%, PAST_SAF-I3: 1,35% e PAST-AGRL_SAF-I3: 2,12%); e
- Bacia Serra Azul (AGRL_SAF-I3: 0,84%, PAST_SAF-I3: 1,48% e PAST-AGRL_SAF-I3: 2,47%)

Como é visto nas tabelas 19 e 20 (ou apêndices G e H), as WYLDs médias nos cenários atual e com adoção de SAFs para a sub-bacia Jardim e bacia Serra Azul alcançaram valores médios próximos das vazões médias de longo termo (QMLT) que são relatadas na literatura: para sub-bacia Jardim, com sua área de drenagem de cerca de 113,15 km², ocorreram as respectivas vazões médias em cada cenário:

- Atual_noSAFS (0): 387,54 mm $\approx$ 1,42 m³/s; AGRL_SAF-I3 (4): 382,30 mm $\approx$ 1,40 m³/s; PAST_SAF-I3 (8): 382,30 mm $\approx$ 1,40 m³/s; PAST-AGRL_SAF-I3 (12) $\approx$ 1,39 m³/s (QMLTs na literatura: 1,383 m³/s (SAMPAIO & PINTO, 2019) e 1,46 m³/s (MATOS *et al.*, 2018)).

Na bacia Serra Azul, de área de drenagem de cerca de 263 km², as vazões médias de cada cenário são:

- Atual_noSAFS (0): 387,75 mm $\approx$ 3,30 m³/s; AGRL_SAF-I3 (4): 384,49 mm $\approx$ 3,27 m³/s; PAST_SAF-I3 (8): 382 mm $\approx$ 3,25 m³/s; PAST-AGRL_SAF-I3 (12) 378,18 mm $\approx$ 3,22 m³/s (QMLTs na literatura: 3,34 m³/s (SANTOS & SILVA, 2015), e 3,92 m³/s (MARTINEZ & FILHO, 2003)).

É possível verificar nos apêndices G e H e nos *box-plots* (figuras 39 e 40), tanto para sub-bacia Jardim quanto na bacia Serra Azul, que para a WYLD ocorreu uma pequena tendência à redução nos limites superiores (picos de cheias – períodos chuvosos) gradativamente para os cenários com maior percentual de adoção de SAFs (WYLD nos cenários: (0) > (4) > (8) > (12)).

- Sub-bacia Jardim: (0) para (4): 3,79%; (0) para (8): 4,00%; e (0) para (12): 6,90%.
- Bacia Serra Azul: (0) para (4): 3,39%; (0) para (8): 6,17%; e (0) para (12): 8,20%), como exemplo do ano de 1996.

E ao passo que ocorreram elevações sutis dos limites inferiores (vales de estiagem – períodos de seca) de forma gradativa para os cenários com maior adoção de SAFs (WYLD nos cenários: (0) < (4) < (8) < (12)).

- Sub-bacia Jardim: (0) para (4): 0,18%; (0) para (8): 0,67%; e (0) para (12): 0,91%.
- Bacia Serra Azul: (0) para (4): 0,65%; (0) para (8): 1,08%; e (0) para (12): 1,3%), como exemplo do ano de 2007.

Também se verifica, para a WYLD, que ocorre uma tendência bem pequena de elevação do 3º quartil, ou seja, elevação das vazões médias superiores de forma

gradativa para os cenários com maior percentual de adoção de SAFs em relação ao cenário atual (WYLD nos cenários: $(0) < (4) < (8) < (12)$). Já o 1º e 2º (mediana) quartis e médias tiveram valores menores para os cenários com maior adoção de SAFs em relação ao cenário atual (WYLD nos cenários: $(0) > (4) > (8) > (12)$).

5.2.3 Produção de sedimentos

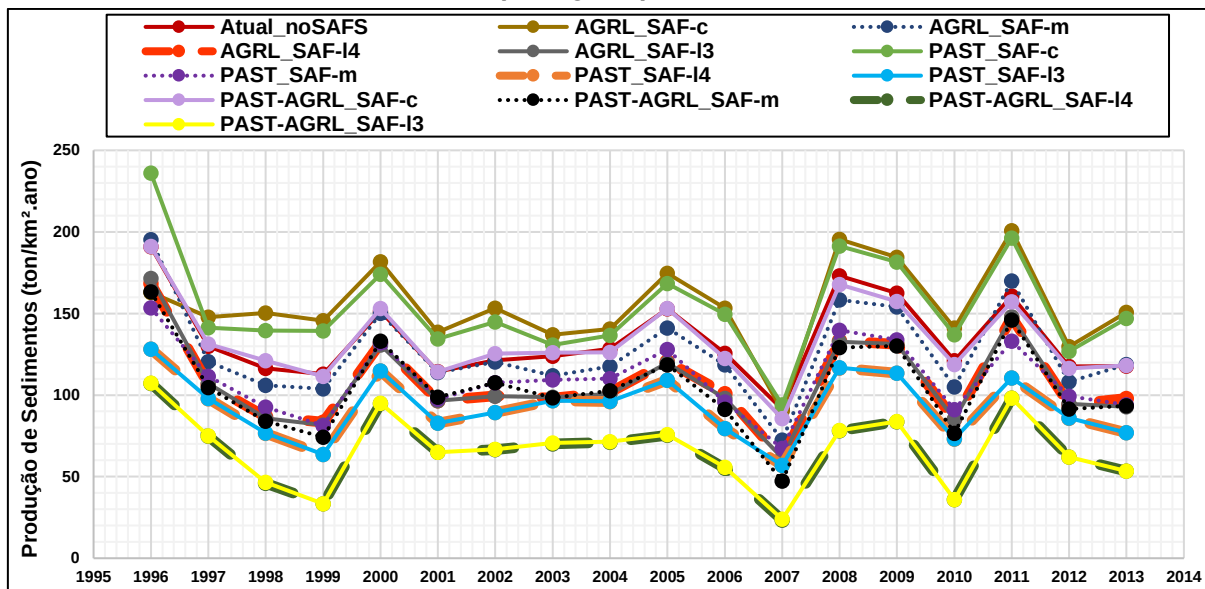
Nos subitens seguintes são mostrados os dados compilados da quantidade de sedimentos produzidas na sub-bacia Jardim e na bacia Serra Azul para os cenários simulados (atual e com adoção de SAFs). Mediante os gráficos de produção anual de sedimentos (figuras 41, 42, 43 e as figuras do apêndice I) e as tabelas (21 e 22) de produção média do período simulado (1996 a 2013) são estimadas as quantidades PSED para os cenários atual e com SAFs I3 (clímax) na sub-bacia Jardim e bacia Serra Azul. De forma geral com algumas exceções, em ambas as bacias se constata que a PSED tende a reduzir-se quanto maior a adoção de áreas de SAFs e, como visto no item 4.4.1 e na tabela 11, o percentual de áreas com adoção de SAFs estão na seguinte proporção: PAST-AGRL > PAST > AGRL.

5.2.3.1 Sub-bacia Jardim

Na figura 41 são apresentadas as produções de sedimentos anuais para todos os cenários simulados (atual e com adoção de SAFs), durante o período de 1996 a 2013, na área de drenagem da sub-bacia Jardim. No APÊNDICE I podem ser vistas as comparações de produção de sedimentos entre os cenários de diferentes ciclos (c, m e I4) por mesmo tipo de substituição de áreas de pastagens e ou agricultura com adoção de SAFs (AGRL_SAF, PAST_SAF e PAST-AGRL_SAF) (Figuras 65 a 67).

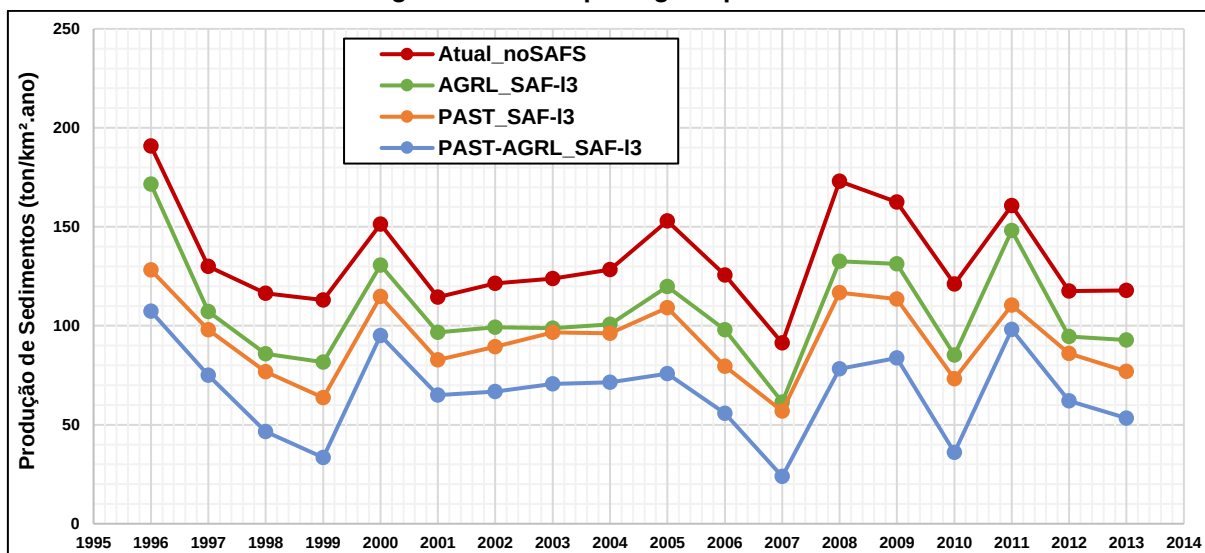
E nas figuras 68 a 70 (APÊNDICE I), ocorre o inverso, podendo ser visualizadas as comparações de produção de sedimentos entre os cenários de mesmos ciclos em diferentes tipos de áreas substituídas por SAFs.

Figura 41 - Produção anual de sedimentos na sub-bacia Jardim ao longo do período simulado de 1993 a 2016 para os cenários atual e todos com substituição de agricultura convencional e ou pastagens por SAFs.



A comparação das produções de sedimentos nos cenários atual e com adoção de SAFs L3 (clímax) em cada uma das 3 substituições dos usos de agricultura convencional e ou pastagens podem ser vistas na Figura 42 a seguir.

Figura 42 - Produção anual de sedimentos na sub-bacia Jardim ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e I3 (clímax) nos 3 tipos de substituições das áreas de agricultura e ou pastagens por SAFs.



Na sub-bacia Jardim é verificado (por meio das figuras 41 e 42 e figuras 65, 66 e 67 no apêndice I) que a maior parte dos cenários com adoção de SAFs teve redução na PSED em relação ao cenário atual, embora os SAFs de ciclo curto (c) tiveram valores maiores ou iguais do que o cenário atual (PSED nos cenários de SAFs-c na sub-bacia

Jardim: (1) > (5) > (9) ≥ (0)). Este comportamento na sub-bacia de Jardim, pode estar atribuído ao fato que o aumento da cobertura florestal poderá estar reduzindo os processos erosivos em relação ao cenário atual somente a partir do ciclo de maturação médio em SAFs (depois de 2 a 3 anos da implantação). Nos cenários de SAFs de ciclo médio (m), e longos (I4 e I3-clímax), a PSED foi menor em relação ao cenário atual (0). Isso denota que nos estágios iniciais (ciclos curtos) dos SAFs, o solo exposto seja maior ou proteção da vegetação existente seja pouco significativa do que nos estágios finais (ciclos longos).

Em toda série de anos do período simulado na bacia de Jardim (Figura 41 e figuras 65, 66 e 67 no apêndice I), nota-se que a PSED dos cenários de SAFs I4 (3,7 e 11) e I3-clímax (4, 8 e 12) possuem valores muito próximos para cada mesmo tipo de substituição de PAST e ou AGRL por adoção de áreas de SAFs (PSED nos cenários: AGRL: (3) ≈ (4); PAST: (7) ≈ (8); PAST-AGRL: ((11) ≈ (12)).

Através da figura 42 e figuras 68, 69 e 70 no apêndice I, verifica-se que entre os cenários simulados de SAFs na sub-bacia de Jardim, comparando um mesmo tipo de SAF por mesmo ciclo (c, m, I4 ou I3), a PSED foi gradativamente menor entre substituições de pastagem e ou agricultura convencional na seguinte proporção (PSED nos cenários por tipo de substituição: AGRL > PAST > PAST-AGRL).

Na tabela 21 a seguir, pode-se ver a estimativa de produção média de sedimentos na sub-bacia Jardim para cada cenário simulado (atual e com adoção de SAFs) entre o período de 1996 a 2013.

Tabela 21 - Produção Média de Sedimentos na sub-bacia Jardim para os cenários elaborados entre 1996 e 2013.

Cenário	Produção média de sedimentos (ton/km².ano)
Atual_noSAFS (0)	134,00
AGRL_SAF-c (1)	154,33
AGRL_SAF-m (2)	126,98
AGRL_SAF-I4 (3)	108,01
AGRL_SAF-I3 (4)	107,54
PAST_SAF-c (5)	153,80
PAST_SAF-m (6)	109,86
PAST_SAF-I4 (7)	92,65

PAST_SAF-I3 (8)	92,70
PAST-AGRL_SAF-c (9)	133,15
PAST-AGRL_SAF-m (10)	105,22
PAST-AGRL_SAF-I4 (11)	66,33
PAST-AGRL_SAF-I3 (12)	66,57

A tabela 21 mostra que, na sub-bacia Jardim, em relação ao cenário atual (0), houve as respectivas porcentagens de reduções da PSED média entre 1996 e 2013 nos cenários de SAFs:

- AGRL_SAF-m(2): 5,34%; AGRL_SAF-I4(3): 19,39%, AGRL_SAF-I3(4): 19,75%; PAST_SAF-m(6): 18,01; PAST_SAF-I4(7): 30,86%; PAST_SAF-I3(8): 30,82%; PAST-AGRL_SAF-m(10): 21,48%; PAST-AGRL_SAF-I4(11): 50,50% e PAST-AGRL_SAF-I3(12): 50,32%

Os cenários de ciclo curto elevaram a PSED ou se mantiveram com valores próximos ao cenário atual:

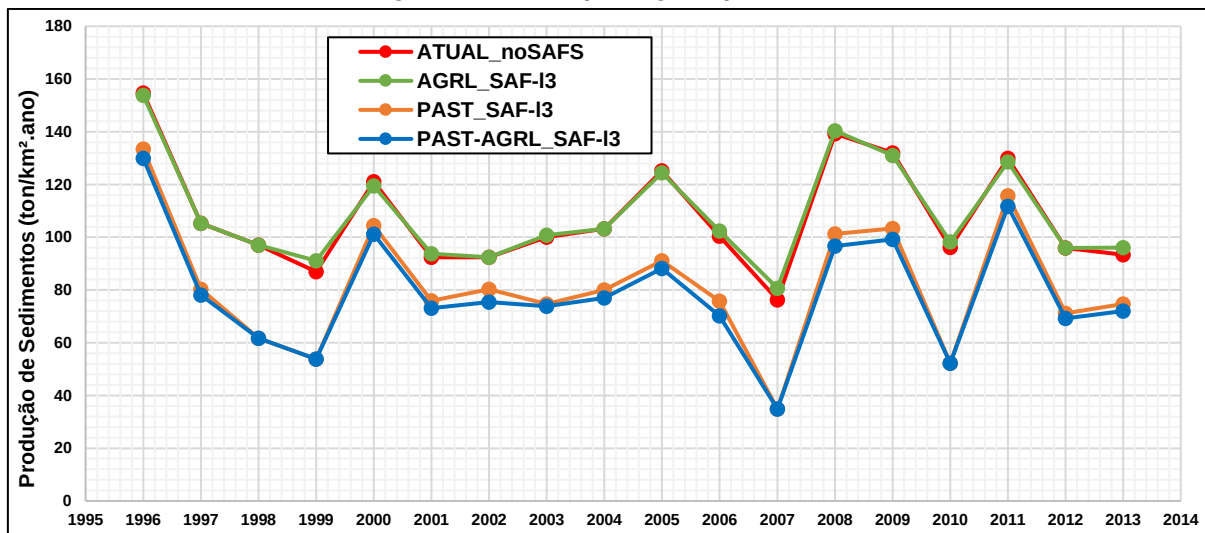
- AGRL_SAF-c(1): 15,17%, PAST_SAF-c(5): 14,78%, e ínfima redução no PAST-AGRL_SAF-c(9): 0,63%

Através da tabela 21, percebe-se que, na ligeira diferença entre os cenários de SAFs I4 e I3, na substituição das áreas de AGRL a PSED em I4 foi maior do que em I3, mas para as substituições das áreas de PAST e PAST-AGRL (em simultâneo) por adoção de SAFs, a PSED em I4 foi menor do que em I3.

5.2.3.2 Bacia Serra Azul

Na figura 43 são apresentadas as produções de sedimentos anuais para os cenários atual e com adoção de SAFs L3 (clímax) em substituição dos usos de agricultura convencional e ou pastagens, durante o período de 1996 a 2013, na área de drenagem da bacia Serra Azul.

Figura 43 - Produção anual de sedimentos na bacia Serra Azul ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e I3 (clímax) nos 3 tipos de substituições das áreas de agricultura e ou pastagens por SAFs.



Para a bacia Serra Azul, na comparação entre os cenários de SAFs I3-clímax em cada um dos três tipos de substituições (AGRL, PAST e PAST-AGRL), verifica-se através da figura 43, que a PSED foi gradativamente menor entre substituições de pastagem e ou agricultura convencional na seguinte proporção (PSED nos cenários: AGRL (4) > PAST_SAF (8) > PAST-AGRL_SAF (12)). Percebe-se que a PSED em AGRL_SAF-I3 tem valores próximo ao do cenário atual (0), e que a PSED no cenário PAST_SAF-I3 foi ligeiramente menor do que no cenário PAST-AGRL_SAF-I3.

Na tabela 22 a seguir, pode-se ver a estimativa de produção média de sedimentos na bacia Serra Azul para cada cenário simulado (atual e com adoção de SAFs) entre o período de 1996 a 2013.

Tabela 22 - Produção Média de Sedimentos na bacia hidrográfica do reservatório Serra Azul para os cenários elaborados entre 1996 e 2013.

Cenário	Produção média de sedimentos (ton/km².ano)
Atual_noSAFS (0)	107,88
AGRL_SAF-I3 (4)	108,59
PAST_SAF-I3 (8)	81,38
PAST-AGRL_SAF-I3 (12)	78,80

Na Tabela 22 é visto que na bacia Serra Azul, em relação ao cenário atual (0), houve respectivamente os percentuais de reduções da PSED média entre 1996 e 2013 nos cenários de SAFs:

- PAST_SAF-I3(8): 24,56% e PAST-AGRL_SAF-I3(12): 26,95%, com exceção ao cenário AGRL_SAF-I3(4), no qual ocorreu uma ligeira elevação em relação ao cenário (0): 0,65%.

Na bacia de Serra Azul, a PSED se reduziu nos cenários de SAFs clímax (I3) em relação ao cenário atual (0), com exceção do cenário AGRL_SAF-I3 (4) (PSED nos cenários: (4) $\geq$ (0) > (8) > (12)). Atribui-se este resultado ao fato de que o cenário AGRL-SAF possui um percentual de área de SAFs que ainda não seria suficiente para influenciar a condição hidrológica da bacia, reduzindo os processos erosivos na bacia em relação ao cenário atual.

A diferença dos comportamentos nos cenários de SAFs I3 (clímax) simulados para bacia de Serra Azul e para a bacia Jardim evidencia a influência da porcentagem de área com adoção de SAFs para a redução na PSED. Nas figuras 42 e 43, é possível verificar que a proporção de redução da PSED no cenário PAST_SAF-I3 (8) em relação ao cenário atual, é maior na bacia de Serra Azul do que na sub-bacia de Jardim.

Como relatado na tabela 11 e no item 4.4.1 é visto que para a sub-bacia de Jardim, os percentuais de área com adoção de SAFs nas substituições AGRL e PAST têm uma diferença menor do que os percentuais para as mesmas substituições na bacia de Serra Azul, evidenciando que os maiores percentuais de áreas com adoção de SAFs também tiveram maior influência nas alterações de redução da PSED nos cenários de SAFs I3 (clímax) simulados, assim como ocorreu para as vazões produzidas.

As produções de sedimentos nos cenários de SAFs na sub-bacia Jardim e na bacia Serra Azul alcançaram faixas de valores médios nos anos do período simulado (1996 a 2013) entre 66,33 ton/km².ano e 154,33 ton/km².ano, se enquadrando entre as faixas de produções de Baixa a Moderada (Tabela 6), como na classificação proposta por Carvalho *et al.* (2020) (item 3.2.2.5). Se comparado com o valor da taxa da PSED encontrado por Laender (2018) para o cenário atual (214 ton/km².ano) na bacia Serra Azul, os valores das taxas de PSED obtidos neste trabalho foram cerca de 37,38% menor no cenário atual na sub-bacia Jardim (134 ton/km².ano), e cerca de 49,59% menor no cenário atual na bacia Serra Azul (107,88 ton/km².ano).

6 DISCUSSÃO

Neste capítulo são discutidos os resultados apresentados no capítulo anterior, oriundos da execução da modelagem hidrológica na bacia do reservatório Serra Azul e sua sub-bacia de Jardim, abrangendo as simulações iniciais, referentes ao processo de calibração e validação do modelo, e dos cenários atual e hipotéticos elaborados a serem comparados entre estes.

6.1 Calibração, Validação e Avaliação do Modelo

Os 7 parâmetros com maior sensibilidade descritos nos resultados (Tabela 15 e Figura 27) têm relação direta com a dinâmica de mudanças no uso do solo, como no caso específico desse estudo, analisando os processos de escoamento superficial, infiltração e recarga de aquíferos para um contexto agrícola e florestal. Para este modelo calibrado, os parâmetros de maior sensibilidade coincidem com os resultados de estudos anteriores conduzidos em várias bacias do Brasil, compilados nos trabalhos de Ferrigo (2014a), Laender (2018) e Almeida *et al.* (2023). Mas, de forma geral, os 12 parâmetros selecionados indicaram boa a alta sensibilidade. Os resultados encontrados demonstram que o modelo ecohidrológico SWAT pode ser, de fato, utilizado como ferramenta de suporte para avaliar potenciais tendências de mudanças de uso do solo em bacias tropicais, resguardando-se os ajustes necessários para uma melhor representação paramétrica de suas condições locais.

Através dos resultados apresentados na tabela 17, constata-se que os processos de calibração e validação obtiveram desempenhos, no mínimo, classificados como “BOM” de acordo com os indicadores estatísticos adotados (item 4.4.3), podendo classificar o respectivo modelo ajustado entre “BOM” e “MUITO BOM” conforme a classificação proposta por Moriasi *et al.* (2007), o que indicou que o modelo pôde simular, de forma satisfatória para os fins deste estudo, as vazões na sub-bacia de Jardim e na bacia de Serra Azul.

Ressalta-se que os processos de calibração e validação podem ter melhores ajustes ao modelo em um contexto ideal de estudo de avaliação em bacias hidrográficas com percentuais de áreas com adoção de SAFs em pleno manejo, tendo a possibilidade

de obter empiricamente, parametrizações mais precisas das variáveis e suas respostas hidrológicas.

6.2 Avaliação comparativa entre os cenários simulados

A partir dos resultados apresentados nos itens 5.2.1 e 5.2.2, é visto que a variabilidade da produção de água da bacia diminuiu, sobretudo com o crescimento gradual da adoção de áreas de SAFs em toda a bacia (nas substituições gradativas das áreas de agricultura e ou pastagens). O aumento da cobertura vegetal nos cenários de SAFs contribuiu para reduzir as vazões de pico nos períodos chuvosos e elevar, ligeiramente as vazões nos períodos de estiagem.

Essas mudanças não foram muito significativas, mas como ressaltado nos trabalhos de Wolde (2015), Cao *et al.* (2020) e Rachman *et al.* (2020), apresentam boas perspectivas em termos de disponibilidade hídrica, como exemplo, para o abastecimento de água sob a ótica da bacia como manancial. A redução da flutuação na produção de vazões na bacia nos cenários com adoção de SAFs, tanto em termos de cheias intensas quanto de baixas vazões, é altamente benéfica para a gestão do reservatório. Isso implica que a bacia retém uma quantidade maior de água e contribui para tornar as entradas de água no reservatório mais previsíveis.

Estas mudanças citadas no parágrafo anterior não foram necessariamente as mais impactantes, porque os SAFs, assim como o reflorestamento, tendem a elevar a evapotranspiração, como verificado neste estudo de caso. No entanto, dentre diversos benefícios, os SAFs contribuem na redução da evaporação do solo, o que coopera na retenção da umidade local, tanto no ar, como no solo, diminuindo assim as demandas de água irrigada pelos cultivos (LIN, 2010; WANG *et al.*, 2021). As áreas reflorestadas como nos SAFS, também contribuem com reduções no escoamento superficial o que está atrelado ao aumento da infiltração e consequente aumento do escoamento de base, como verificado por Siqueira *et al.* (2021) em estudos no Cerrado brasileiro.

Na região da bacia de Serra Azul existe uma grande demanda de água para irrigação, sendo um fator gerador de conflito entre agricultores e a Copasa (SCHVARTZMAN *et al.*, 2002; JUNIOR *et al.*, 2016), o que se torna mais evidente durante o período de estiagem que habitualmente perdura por uma grande extensão de tempo, se

comparado a outras bacias. Do ponto de vista agrônomo, portanto, os SAFs apresentariam potenciais benefícios na redução dos volumes de irrigação, pois, como citado por Beer *et al.* (2003), nos SAFs ocorre retenção da umidade no solo por maior tempo do que em sistemas de monocultivos. Isso reduz as necessidades de irrigação das espécies cultivadas (THEVS *et al.*, 2021). Apesar de não fazer parte dos objetivos desta pesquisa, a simulação dos volumes de irrigação poderá ser agregada em perspectivas de estudos futuros.

Sob a ótica da gestão de recursos hídricos, é útil compreender o funcionamento da bacia durante as etapas intermediárias do Sistema Agroflorestal (SAF). No entanto, o ponto de maior interesse reside nos SAFs em seu auge (clímax), pois é nesse momento que se tornam mais evidentes e apreciáveis os benefícios completos dessas técnicas em relação aos recursos hídricos. Diante dos resultados e discussão supracitados, verifica-se que a redução na amplitude das vazões tende a ser gradativa a partir dos cenários de SAFs de ciclo curto-c até os de ciclo longo-l3 (clímax) (sendo: $c < m < l4 < l3$).

Essas dinâmicas também se mostraram proporcionalmente maiores e de forma crescente nos cenários de substituições das áreas de agricultura convencional, pastagens, e até pastagens e agricultura convencional em simultâneo por SAFs ($AGRL_SAF < PAST_SAF < PAST-AGRL_SAF$). Tais proporções podem ser atribuídas à maior porcentagem de cobertura florestal que aumenta gradativamente dos cenários de SAFs de ciclo curto para os de ciclo longo-clímax.

Como pode-se ver no item 4.4.1 e na tabela 11, as áreas nas quais ocorrem a substituição de PAST e ou AGRL pela adoção de SAFs ocupam cerca de 26% da bacia Serra Azul (cerca de 15% de PAST e 11% de AGRL) e 20% da bacia Jardim (cerca de 11% de PAST e 9% de AGRL). Com isso, pode-se inferir que esse maior percentual de áreas com adoção de SAFs seja o fator que gerou maior proporção das alterações supracitadas nas vazões para os cenários de SAFs em relação ao cenário atual, na bacia Serra Azul em relação à sub-bacia Jardim.

As alterações levemente maiores para as variáveis que compõem o balanço hídrico entre os cenários $PAST_SAF-l3$ e $AGRL_SAF-l3$, e entre $ATUAL_noSAFS$ e $PAST-AGRL_SAF-l3$, podem estar relacionadas aos diferentes percentuais de áreas de

SAFs adotados. Se comparadas as figuras 39 com a 40 (gráficos *box-plot*), e a 42 com a 43 (gráficos de produção anual de sedimentos), pode-se observar que as variações ocorridas nos componentes do balanço hídrico e na produção de sedimentos dos cenários entre PAST_SAF e AGRL_SAF e entre ATUAL_noSAFS e PAST-AGRL_SAF, na bacia de Serra Azul, são ligeiramente maiores do que as variações entre os mesmos cenários na sub-bacia Jardim, sendo diretamente proporcional às áreas de SAFs adotadas.

Através dos *box-plots*, com exceção da evapotranspiração e da água no solo, de maneira geral, observa-se que as mudanças produzidas entre cenários podem ter ordem de grandeza similar à das incertezas de modelagem. Dessa forma é arriscado afirmar que as tendências observadas, como no caso das alterações nas vazões, refletem uma mudança prospectiva real para a bacia em estudo. Porém, essas incertezas não são antagônicas às afirmativas de que os SAFs possuem considerável potencial para contribuir na conservação dos recursos hídricos e na redução de processos erosivos (MBOW *et al.*, 2014; RAJ *et al.*, 2019). No entanto, estas contribuições certamente estarão condicionadas às características de cada bacia em estudo, bem como as condições prévias de uso e cobertura do solo, além do tamanho da área total dedicada aos SAFs.

6.2.1 Produção de sedimentos

Embora a construção do modelo para este trabalho não tenha como foco os parâmetros que envolvem a produção de sedimentos (PSED), o que limita as possibilidades de análise neste trabalho e aponta, somente, a potenciais tendências entre cenários, a produção de sedimentos foi calculada através da equação 3.31 (item 3.3.2.5) que utiliza a vazão estimada como uma das principais variáveis envolvidas na estimativa de produção de sedimentos, como também visto nas metodologias de alguns estudos realizados em contextos brasileiros (Laender, 2018; Jovino *et al.* 2022).

Dessa forma, observou-se uma coerência de proporcionalidades entre os valores estimados da PSED esperados entre os cenários atual (0) e de SAFs (1 a 12) (ton/km².ano). A literatura sobre as estimativas da PSED na bacia Serra Azul e sua sub-bacia Jardim ainda é muito escassa, algo pouco diferente da literatura disponível

no Brasil relativa a outros estudos de caso. No entanto, foi possível comparar os valores encontrados neste trabalho, com as faixas de valores observadas no trabalho de Laender (2018) para a mesma bacia, e com as classificações propostas pela ANEEL (CARVALHO *et al.*, 2000).

De maneira geral, com algumas exceções, tanto para a sub-bacia Jardim, quanto para a bacia Serra Azul, verificou que a PSED apresentou a tendência de reduzir-se com o aumento gradativo da adoção de áreas de SAFs. O aumento da cobertura arbórea nas áreas de SAFs é o fator comumente associado na literatura à redução da PSED (ELEVITCH *et al.* 2018; WILSON & LOVELL, 2016; SILVA *et al.* 2023; 2024). Como visto no item 4.4.1 e na tabela 11, o percentual de áreas com adoção de SAFs para as áreas de agricultura e ou pastagem que foram substituídas nos cenários estão na seguinte proporção: PAST-AGRL > PAST > AGRL.

Foram observadas exceções em relação ao dito anteriormente em algumas situações. Na sub-bacia Jardim, os SAFs de ciclo curto (c) e o cenário AGRL_SAF-I3 na bacia Serra Azul, apresentaram valores iguais ou superiores aos do cenário atual. Na sub-bacia Jardim, essa particularidade pode ser atribuída ao fato de que o aumento da cobertura florestal pode estar reduzindo os processos erosivos em comparação com o cenário atual apenas após o ciclo de maturação médio dos SAFs, que ocorre após 2 a 3 anos de sua implementação. No caso da exceção na bacia Serra Azul, isso provavelmente se deve ao fato de que o cenário AGRL-SAF possui uma parcela de área de SAFs que, até o momento, não é suficiente para influenciar significativamente as condições hidrológicas da bacia e reduzir os processos erosivos em relação ao cenário atual.

Portanto, observa-se que a preservação do solo contra a erosão aumenta à medida que a cobertura vegetal se expande, indicando que nos estágios iniciais (ciclos curtos) dos SAFs, a exposição do solo à erosão pode ser mais pronunciada, enquanto a proteção proporcionada pela vegetação existente pode ser menos significativa em comparação com os estágios finais (ciclos longos). Portanto, embora as mudanças causadas pelos SAFs no balanço hídrico sejam mais sutis, as mudanças observadas em termos de erosão e produção de sedimentos foram mais significativas. Isso seria muito relevante para as práticas agrícolas, como também para o aumento da vida útil

do reservatório. Considerando-se que parte dos poluentes difusos se associa aos sedimentos, deve-se esperar também uma melhoria de qualidade de água afluindo ao reservatório com respeito a nutrientes e micropoluentes (PAVLIDIS & TSIHRINTZIS, 2018; UDAWATTA *et al.*, 2022).

6.3 Comparação metodológica para modelagem hidrológica de SAFs usando o modelo SWAT

Os trabalhos obtidos através da revisão do estado da arte da literatura existente (item 3.3) demonstraram que as principais metodologias encontradas e atualmente utilizadas para representação de SAFs no modelo SWAT estão entre (SANTOS *et al.*, 2023):

- Substituição por algum código de uso solo existente na base do SWAT e mais se aproxime dos parâmetros de SAFs, como adotadas por Mwangi *et al.* (2016), Sartori (2019), Wongmun *et al.* (2019) e Togbévi & Sintondji (2021);
- Mesclagem entre códigos de uso do solo existentes na base do SWAT, ponderando por algum fator (e.g., área percentual dos cultivares, entre outros), como adotadas por Junaidi (2013), Castelli *et al.* (2017), Junaidi & Indrajaya (2018), Araújo (2019) e Nurdin *et al.* (2019);
- Criação de novo código de uso do solo caracterizado como SAFs, como adotadas por Aghakhani *et al.* (2018) e Belihu *et al.* (2020).

Sintetizando as informações já apresentadas nos itens 3.3 e 4.3.1, o atual trabalho buscou avançar nos aperfeiçoamentos de representação de SAFs no SWAT, baseando-se, principalmente, na metodologia de mesclagem adotada no trabalho realizado por Araújo (2019), o qual se embasou de forma simplificada na estratificação entre as espécies cultivadas. Este estudo buscou dar maiores detalhamentos em relação ao que foi feito para as ponderações com base na estratificação agroflorestal (item 3.1.1), fundamentando a escolha do percentual de áreas de cada espécie nos SAFs.

Dentre os aperfeiçoamentos na metodologia adotada, os arranjos de SAFs escolhidos foram elaborados baseando-se nos ciclos de colheita que as espécies possuem. As porcentagens de áreas estimadas para os cultivos foram baseadas em uma maior

quantidade de referências da literatura, citadas no item 3.1, que abordaram sobre a estratificação entre os dosséis das espécies. Com isso os SAFs foram representados no modelo SWAT com maior complexidade e riqueza de detalhes do que nos trabalhos supracitados na revisão de literatura.

6.4 Desafios e limitações metodológicos encontrados

Diante do contexto atual da inexistência de códigos de uso do solo cadastrados no SWAT que apresentem uma adequada parametrização para SAFs, foi necessário desenvolver uma estratégia metodológica alternativa, para enfim realizar a modelagem hidrológica dos cenários de SAFs elaborados.

Devido ao prazo relativamente curto para realização deste trabalho de pesquisa, seria inviável, em termos de obtenção das respostas hidrológicas, iniciar a implantação e monitoramento de uma área piloto de SAFs experimental numa bacia hidrográfica, a fim de estimar, empiricamente, parâmetros específicos para SAFs. Por isso, para obter as estimativas foram construídos cenários hipotéticos com base numa parametrização resultante da mesclagem entre os códigos de uso do solo que representam as espécies cultivadas em SAFs e que estão disponíveis no SWAT.

O desconhecimento inicial sobre a área do reservatório da bacia Serra Azul aliado às condições impostas pela pandemia, dificultando visitas prévias ao local anteriormente ao início dos estudos da modelagem hidrológica, levou a um erro de interpretação relativos aos mapas de uso do solo utilizados neste estudo. As áreas de solo exposto, com gramíneas que crescem nas margens do reservatório, entre a mata ciliar e área alagada, quando o nível d'água do reservatório reduz-se nos períodos de estiagem, foram classificadas equivocadamente como áreas de pastagens as quais viriam potencialmente a se tornarem áreas com adoção de SAFs nos cenários hipotéticos elaborados. Foi verificado que este erro de interpretação já perdurava em classificações de uso do solo realizada em um trabalho anterior, sendo provável que as imagens de satélite utilizadas possam ter sido capturadas nos períodos de menor vazão (estiagem) e com consequente redução do nível de água no reservatório.

No entanto, como é observado na figura 14, estas áreas mal interpretadas representam um percentual muito pequeno em relação à área total considerada na

adoção de SAFs. Além disso, elas se encontram muito a jusante na bacia Serra Azul, muito próximas ao exultório. Tais fatos levam a supor que estas diferenças podem não ser significativas em termos dos resultados das respostas hidrológicas encontradas nas simulações, caso estas áreas não tivessem sido consideradas como pastagens. Com isso, é importante deixar como perspectiva para futuros trabalhos ou como correções finais deste atual estudo, a realização das correções necessárias de interpretação dessas áreas que ciclicamente ficam inundadas no período chuvoso e nas quais crescem gramíneas no período de estiagem, classificando-as em outra categoria de uso do solo mais adequada.

Tomando como base o Art. 6º da Resolução CONAMA 429 (supracitado no item 3.1.2), o qual preconiza que os SAFs, conforme previsto no Código Florestal, poderão ser aplicadas na recuperação de APPs, uma alternativa é considerar que estas gramíneas (pastagens naturais) compõem a primeira fase da sucessão ecológica de regeneração natural (SAFs de ciclo curto), pois estas são espécies de placenta que ocorrem nas etapas iniciais da sucessão, denominada etapa de colonização, como visto no item 3.1.1. Uma segunda alternativa metodológica seria a adoção de uma categoria diferente de SAFs para estas áreas, a fim de catalisar a regeneração natural da mata ciliar, escolhendo espécies não com perspectivas de exploração agrícola, mas daquelas que costumam habitar os estágios mais avançados da sucessão ecológica (ciclos clímax) nas matas nativas que ocupam naturalmente as margens de corpos d'água do bioma local, sendo adaptadas às condições de inundação.

Na literatura revisada não foram encontrados passos metodológicos a serem executados na interface do modelo SWAT que fundamentassem a representação da dinâmica de sucessão ecológica entre as espécies de ciclos curtos para ciclos longos em um mesmo cenário de SAFs a ser simulado ao longo da série de anos a ser estudada. No site do Software SWAT, há uma ferramenta disponível, nomeada "*landuse.update*" (LUP.DAT). O arquivo lup.dat é particularmente útil para inicializar medidas de conservação no meio da simulação (SWAT, 2023b). Porém, não foram encontrados trabalhos prévios que indicassem os métodos de usar tal ferramenta para agregar na representação da sucessão ecológica entre as espécies. Com isso, optou-se por elaborar cenários distintos para cada um dos SAFs, por ciclos de vida/colheita das espécies (c, m, l4 e l3), realizando as análises de prováveis influências gradativas

dos SAFs, reunindo as informações dos diferentes cenários, em cada uma das substituições de áreas de agricultura convencional e ou pastagem (AGRL_SAF, PAST_SAF e PAST-AGRL_SAF). Em versões mais atualizadas do modelo, como o SWAT+, já existem opções integradas para o manejo das culturas com a dinâmica de crescimento das espécies (SWAT, 2024), as quais não foram possíveis de serem utilizadas, pois a versão mais antiga adotada neste trabalho não dispõe das mesmas alternativas e ferramentas.

Outras limitações deste trabalho que podem ser apontadas como perspectiva de melhorias para trabalhos de pesquisas futuros são: realização de modelagem hidrológica multi-site e com validação cruzada no ajuste do modelo para os dados de vazões (mais de uma estação fluviométrica); estimativa da produção de sedimentos com base em monitoramento, ao menos com coletas pontuais (pois no Brasil há escassez na existência de estações com série de monitoramento de sedimentos). Estas limitações estão diretamente relacionadas as vulnerabilidades estruturais dos sistemas brasileiros de monitoramento ambiental, mas que em até certo ponto podem ser contornadas com o empenho de mais esforços em novas pesquisas científicas e trabalhos acadêmicos.

6.5 Importância dos SAFS para conservação dos recursos hídricos a partir das influências no balanço hídrico e em processos erosivos de bacias hidrográficas

A partir dos trabalhos atual e dos encontrados na revisão do estado da arte, percebe-se que nos cenários com SAFs ocorrem algumas alterações que influenciam os componentes do balanço hídrico e em processo erosivos, apontando o potencial desses sistemas agrícolas de uso de solo em prol da conservação dos recursos hídricos.

De forma geral, considerando as possibilidades de exceções a depender do contexto, e se comparado aos cenários atuais de uso do solo com agricultura convencional ou de pastagens degradadas, através da adoção de áreas de SAFs são observadas tendências iniciais de redução no escoamento superficial (SURQ), aumentos dos processos de infiltração e percolação (PERC) e consequente crescimento nas recargas do aquífero, elevações na contribuição do aquífero (GW) e escoamento subsuperficial lateral (LATQ).

Alguns estudos constataram crescimento na evapotranspiração (ET) em SAFs, que é atribuído ao aumento da cobertura arbórea (SIRIRI *et al.*, 2013; NOBRE, 2014). Para produção de vazões (WYLD), alguns estudos identificaram um incremento, mas grande parte dos trabalhos registrou pequenas reduções na WYLD com implementação de SAFs. Além disso, são observadas pequenas reduções das vazões de pico ($Q_{\text{máx}}$) em períodos chuvosos e ligeiras elevações nas vazões em períodos de estiagem ($Q_{\text{mín}}$) em áreas com adoção de sistemas agroflorestais.

Gomez-Delgado *et al.* (2011) e Basche & DeLonge (2017) verificaram que a implantação de SAFs foi capaz de reduzir o SURQ devido ao aumento no volume de água infiltrada (PERC). Alguns autores apontam possível elevação da ET devido ao incremento de cobertura com árvores, não sendo estas abstrações por ET necessariamente uma desvantagem no balanço hídrico, por contribuir com a manutenção da umidade do ar no âmbito local (SIRIRI *et al.*, 2013; NOBRE, 2014; WANG *et al.*, 2021).

Junaidi (2013) observou, em seus resultados, elevações no GW, reduções nas $Q_{\text{máx}}$, afirmando que os SAFs são capazes de melhorar a produção de água (WYLD). Os resultados encontrados por Junaidi & Indrajaya (2018) apontam elevações na $Q_{\text{mín}}$ e reduções no SURQ e $Q_{\text{máx}}$. Wongmun *et al.* (2019), verificaram que os SAFs têm maior capacidade de armazenamento de água no solo durante todo ano hidrológico em comparação a cultivos convencionais.

Castelli *et al.* (2017), por meio de estudos numa bacia com adoção de SAFs em torno de 10% a 20%, observaram reduções no SURQ (11%) e elevações na percolação (3%), no escoamento de base (4%) e na recarga do aquífero (3%). No trabalho de Aghakhani *et al.* (2018) a adoção de 10% de áreas de SAFs e ou SAFs associados com cultivos convencionais demonstrou reduções do SURQ em torno de 12% a 19%. Segundo Araújo (2019) foi verificado que, em uma bacia com percentual de adoção de SAFs de 16 a 42%, houve maior favorecimento da percolação e fluxo de base e isso reduziu o SURQ em até 22%.

Belihu *et al.* (2020) constatou, para a bacia estudada, composta em sua maior parte por agrofloresta, que os aumentos das áreas de agricultura convencional (59,8%) e urbanização (28,7%), elevaram o SURQ e a ET, respectivamente em cerca de 9,2%

e 1,7%. Togbévi & Sintondji (2021), estimaram que reduções em áreas de SAFs (63%) e florestas (58%) numa dada bacia, substituídas por outros usos como AGRL e PAST, ocasionou em elevações da SURQ (3%) e na WYLD (4,11%), e reduções no GW (2%) e na ET (2%).

De acordo com Nurdin *et al.* (2019), em áreas com percentuais de adoção de SAFs entre 22,56% e 54,94%, foi demonstrada a ocorrência de reduções no SURQ (13,38% a 63,57%). Ocorreram também elevações no LATQ (0,48% a 7,75%), no GW (5,66% a 36,60%). Na WYLD houve reduções e elevações variando entre -0,79% a 2,95%. Houve pequenas reduções da Q_{máx} (1,56% a 3,64%) e ligeiras elevações na Q_{mín} (0,02% a 6,81%).

Mwangi *et al.* (2016) para áreas com adoção de SAFs entre 1,8% a 27,9%, verificou reduções no SURQ (4% a 54%) por aumento nos processos de infiltração e percolação. Diferentemente dos outros trabalhos houve reduções na GW (2% a 20%). Também foi relatado elevações na ET (0,5% a 7%), o que pode ter influenciado na redução da WLYD (2,5% a 22%). Como apresentado no item 5.2.2., este trabalho observou que os cenários simulados com percentuais de adoção SAFS (9,17% a 25,76%) apresentaram reduções no SURQ (4,62% a 26,01%) e WYLD (0,57% a 2,47%). Foram verificadas elevações no LATQ (4,27% a 14,44%), PERC (0,49% a 4,77%) e GW (1,58% a 7,08%).

De forma geral, verificou-se que o LATQ, a PERC, a GW e a ET se elevaram conforme há o aumento percentual das áreas com adoção de SAFs. Mas, nos primeiros anos, ocorreram maiores valores de LATQ, PERC, e GW nos cenários com menor percentual de áreas de SAFs (ATUAL_noSAFS (0) > AGRL_SAF-I3 (4) > PAST_SAF-I3 (8) > PAST-AGRL_SAF-I3 (12)). Sendo tais diferenças quase ínfimas, estas foram revertidas rapidamente (PAST-AGRL_SAF-I3 (12) > PAST_SAF-I3 (8) > AGRL_SAF-I3 (4) > ATUAL_noSAFS (0)). Isso pode ser atribuído ao fato que os cenários com adoção de SAFs atingem maturação a partir do 2º ao 3º ano, ou seja, estabelecendo maiores coberturas vegetais, e podendo ter maior potencial de influência no balanço hídrico para conservação da água.

Assim como no trabalho de Mwangi *et al.* (2016), houve aumento da ET (1,08% a 7,08%). Para a WYLD, apesar de reduções nas vazões médias, as quais podem estar

relacionadas aos aumentos na evapotranspiração, também ocorreram pequenas reduções da $Q_{\text{máx}}$ (3,39% a 8,20%) e elevações sutis da $Q_{\text{mín}}$ (0,18% a 1,3%). Tais tendências, corroboram com os trabalhos citados nos parágrafos anteriores, demonstrando que os SAFs possuem um potencial relevante para influenciarem as componentes do balanço hídrico em favor da conservação dos recursos hídricos.

Outra tendência inicial observada nos trabalhos que estudaram os processos erosivos em bacias, é que a adoção de áreas de SAFs demonstrou potencial para contribuir com a redução da produção de sedimentos (PSED) em relação aos cenários de agricultura convencional. Junaidi (2013) verificou que as áreas com adoção de SAFs, proporcionou reduções da concentração de sedimentos no exutório da bacia estuda. Silva *et al.* (2023; 2024) constatou em seus trabalhos que a adoção de boas práticas de manejo do uso solo com incrementos na cobertura arbórea contribui significativamente para redução da PSED nas bacias hidrográficas.

De acordo com Junaidi & Indrajaya (2018), houve reduções das concentrações de sólidos totais dissolvidos e PSED no contexto da bacia avaliada. Sartori (2019), em trabalho realizado avaliando uma bacia com até 57% de adoção de áreas de SAFs, foram verificadas reduções na PSED variando entre 57% até 61,73%. O item 5.2.3 anterior, demonstra que para a bacia Serra Azul e sua sub-bacia Jardim avaliadas neste trabalho, com adoções de áreas de SAFs em percentuais gradativos entre 9,17% e 25,76%, considerando algumas exceções ocorridas para alguns cenários adotados, verificou na maior parte destes a ocorrência de reduções gradativas na PSED variando entre 5,34% e 50,32%.

Como foi relatado, a literatura em torno dos SAFs e seus efeitos hidrológicos é ainda incipiente, mas o trabalho atual, conjuntamente com os trabalhos encontrados na revisão do estado da arte apresentados, indicam que os SAFs, através das influências que exercem sobre o balanço hídrico e na produção de sedimentos, possuem potencial para influenciar os processos hidrológicos locais em prol da conservação dos recursos hídricos e redução dos processos erosivos do solo, através de processos regenerativos nas vegetações dos biomas e consequentemente nos ciclos hidrológicos das bacias hidrográficas (BONNESCOEUR *et al.*, 2019; ZHU *et al.*, 2020).

7 CONCLUSÕES

Neste trabalho de pesquisa foi apresentado o estado da arte da literatura referente aos potenciais efeitos hidrológicos da adoção de SAFs em bacias rurais e periurbanas, bem como estudos existentes sobre modelagem hidrológica de SAFs como tipologia de uso do solo com o emprego do modelo SWAT. A revisão da literatura mostrou que o número de trabalhos existentes a respeito desta temática ainda é escasso e que as estratégias metodológicas adotadas até o momento para representar SAFs no modelo SWAT ainda possuem detalhamento insuficiente na literatura.

Dado que a base de dados do SWAT ainda não possui nenhuma tipologia de uso de solo genérica parametrizada como SAFs, foram apresentadas as estratégias metodológicas existentes na literatura, sendo que a opção de mesclagem entre usos de códigos cadastrados no modelo SWAT é, por enquanto, o caminho mais eficiente para uma representação adequada dos parâmetros do uso do solo de SAFs no modelo SWAT. Entre as metodologias de mesclagens de códigos já utilizadas, a escolha dos percentuais das áreas ocupadas para cada espécie dos arranjos de SAFS se mostrou mais bem fundamentada se ponderada pela estratificação das copas (dosséis) de cada cultivar.

Na realização do estudo de caso, com a modelagem hidrológica dos cenários hipotéticos de SAFs na bacia de Serra Azul, identificou-se que a maneira existente mais viável para representar os estágios sucessionais dos SAFs foi através da elaboração de cenários com arranjos de espécies limitados ao mesmo ciclo de colheita em cada cenário simulado. Esta estratégia de representação dos SAFs foi escolhida devido à ausência, na literatura, de detalhes de passos metodológicos para configurações na interface do modelo SWAT, que permitissem a simulação de cenários com a sucessão gradativa entre espécies das etapas de colonização (ciclos curtos), acumulação (ciclos médios) e abundância (ciclos longos).

Os processos de calibração e validação do modelo foram realizados com base no cenário atual, o qual não possui áreas experimentais de SAFs implantadas ou em pleno manejo na bacia Serra Azul e ou sua sub-bacia Jardim. A não existência de áreas reais com o uso do solo de sistemas agroflorestais e de agricultura sintrópica, pode ser considerado um fator limitante quanto a precisão da representação dos

parâmetros de SAFs no modelo SWAT e, conseqüentemente, para os resultados obtidos nas simulações dos cenários prospectivos elaborados.

Os resultados encontrados nos trabalhos existentes na literatura e nas simulações dos cenários de SAFs no contexto da bacia Serra Azul e sub-bacia Jardim indicam o potencial destes sistemas em favor da conservação dos recursos hídricos através de influências exercidas sobre as componentes do balanço hídrico e na redução dos processos erosivos. De maneira geral, com o aumento da cobertura de vegetação arbórea devido à adoção de áreas de SAFs na bacia de Serra Azul e sub-bacia Jardim, foram verificadas, para ambas as bacias, ligeiras tendências de atenuação de flutuações da produção de água (reduções nas vazões máximas e elevações nas vazões mínimas), reduções no escoamento superficial e produção de sedimentos, e elevações na percolação, escoamento subsuperficial, contribuição do aquífero e evapotranspiração. Tais tendências de alterações (reduções e elevações), se mostraram ligeiramente maiores em Serra Azul se comparado a Jardim, devido ao maior percentual de áreas de SAFs adotadas.

Para as tendências mencionadas, as alterações em termos da redução dos processos erosivos e a conseqüente produção de sedimentos demonstraram ser mais significativas, principalmente sob o ponto de vista de práticas agrícolas e da conservação do tempo de via útil do reservatório de Serra Azul. Já as alterações causadas pelo SAFs nas variáveis do balanço hídrico e vazões produzidas se mostraram sutis e provavelmente dentro da ordem de grandeza das incertezas de modelagem, não sendo realmente seguro afirmar que houveram alterações prospectivas reais nos padrões hidrológicos da bacia hidrográfica estudada, devido as limitações da aplicação do estudo.

No entanto, mesmo diante das incertezas mencionadas, o presente estudo se alinha à literatura existente, indicando que existem potenciais benefícios na adoção dos SAFs para a conservação dos recursos hídricos no contexto de bacias rurais, como a de Serra Azul, ainda que as grandezas de tais benefícios sejam variáveis caso a caso. Dessa forma, diante do trabalho realizado, avaliando um contexto com a adoção de SAFs em 25% da área da bacia, foram observados indícios de alterações benéficas, que podem ser mais elevados em bacias completamente agrícolas, as quais venham adotar maiores percentuais de SAFs, em toda ou maior parte de suas áreas. Por isso,

como no presente estudo realizado, é fundamental a realização de trabalhos futuros para a avaliação da resposta hidrológica aos SAFs, variando as condições dos cenários prospectivos, com diferentes contextos, em termos de percentuais de adoção de SAFs, arranjos de espécies cultivadas, altimetrias e declividades das áreas com adoção de SAFs nas bacias, entre outras possibilidades de cenários.

8 RECOMENDAÇÕES

Ampliando as discussões dos resultados presentes nesse trabalho, a fim de aprimorar a modelagem hidrológica de SAFs na bacia Serra Azul e em contextos de outras bacias hidrográficas, em futuras ocasiões de pesquisas, algumas recomendações são feitas a seguir:

- Seria pertinente implementar uma área piloto (experimental) de SAFs no contexto da bacia Serra Azul, buscando obter dados de monitoramento (dados de vazões e de sedimentos) para realização dos processos de calibração e validação com base em uma área existente com este uso do solo no contexto da bacia, a fim de reduzir as incertezas de futuros trabalhos de modelagem hidrológica e possível criação de código do uso solo no modelo SWAT com adequada parametrização;
- É pertinente elaborar e simular cenários que explorem uma maior diversidade de possibilidades em relação aos cenários de SAFs adotados na bacia Serra Azul neste trabalho, variando estes em termos dos percentuais gradativos de adoção, arranjos de espécies cultivadas, dinâmica de sucessão nos estágios (ciclos) da sucessão ecológica. Avaliando também os potenciais quanto as diferentes declividades e altitudes da localização das áreas de SAFs a serem adotadas na bacia Serra Azul (zonas mais elevadas, como de recarga de aquífero, ou zonas mais baixas);
- Para uma simulação mais precisa a respeito da dinâmica entre as espécies em cada estágio da sucessão ecológica, recomenda-se explorar melhor a ferramenta *"landuse.update"*, disponível no site do software SWAT (SWAT, 2023b). O arquivo *lup.dat* é particularmente útil para inicializar medidas de

conservação no meio da simulação. Após sua inicialização, as práticas permanecem em vigor pelo restante da simulação. O dia e os parâmetros operacionais relevantes devem ser especificados. Também há a alternativa de explorar as ferramentas disponíveis na versão plus do modelo (SWAT+), onde há maiores possibilidades para o manejo das culturas com a dinâmica de crescimento das espécies (SWAT, 2024).

- Simular em pesquisas futuras, os impactos da adoção de SAFs nas demandas por irrigação na bacia de Serra Azul, pois a agricultura praticada nesta bacia tem uma demanda grande de água para irrigação, sendo este um fator de conflito entre agricultores e Copasa, como citado nos trabalhos de Schwartzman *et al.* (2002) e Junior *et al.* (2016);
- Assim como no estudo de Salomão *et al.* (2022), no qual foi realizada uma avaliação em relação ao interesse e disposição dos agricultores para a implantação de SAFs como alternativa de estratégia agrícola potencialmente capaz de conciliar interesses socioeconômicos com a regeneração e a conservação ambiental na bacia do Rio Doce, também seria pertinente realizar diagnósticos similares para avaliar o interesse das comunidades de agricultores e da COPASA (como grande usuário da água) no contexto da bacia do reservatório Serra Azul-MG, a fim de se obter projeções com estimativas percentuais de adoção de SAFs mais próximas de um cenário real.
- A fim de se obter maior acurácia em estimativas dos potenciais e limites de eficiências que os SAFs possuem para influenciar na conservação dos recursos hídricos e redução dos processos erosivos, seria relevante fomentar futuras pesquisas de implantação de SAFs em outras bacias hidrográficas com usos do solo em contextos totalmente agrícolas (rurais e ou periurbanas), as quais venham permitir percentuais com adoção de SAFs maiores do que na bacia do reservatório de Serra Azul ($\geq 25\%$, variando gradativamente até o mais próximo da totalidade).

REFERÊNCIAS

ABBASPOUR, K. C.; ROUHOLAHNEJAD, E.; VAGHEFI, S.; SRINIVASAN, R.; YANG, H.; KLOBE, B. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *Journal of Hydrology*, v. 524, p. 733–752, 2015.

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.

AGHAKHANI, M., NASRABADI, T., & VAFAEINEJAD, A. Assessment of the effects of land use scenarios on watershed surface runoff using hydrological modelling. *Applied Ecology and Environmental Research*, v. 16, n.3, p. 2369–2389, 2018.

AGROFLORESTA DO FUTURO. Como é possível a agrofloresta produzir até 80 toneladas de alimentos por hectare, com custo mais baixo e ainda melhorando o solo? 2018. Disponível em: <<https://agroflorestadofuturo.wordpress.com/2018/03/27/como-e-possivel-a-agrofloresta-produzir-ate-80-toneladas-de-alimentos-por-hectare-com-custo-mais-baixo-e-ainda-melhorando-o-solo/>>. Acesso em Jul. 2019.

ALLEN, R. G. A Penman for All Seasons. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, California, v. 112, n. 4, p. 348-368, 1986.

ALLEN, R. G; JENSEN, M E; WRIGHT, J L; BRUMAN, R D. Operational Estimates of Reference Evapotranspiration. *Agronomy Journal*, Madison, v. 81, n. 4, p. 650-662, 1989.

ALMEIDA, A. L. S. P. Gestão dos Recursos Hídricos na Bacia do Rio das Velhas: Como podem os modelos hidrológicos distribuídos subsidiar o planejamento? 2019. 135p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte-MG.

ALMEIDA, A. L. S. P.; MACEDO, D. R.; RIBEIRO, S. M. C.; HUGHES, R. M. Managing water resources in complex tropical basins: tailored SWAT ecohydrological modeling to the Rio das Velhas, Brazil. RBRH, v. 28, e33, p. 17, 2023.

ALVES, S. F.; RODRIGUES, P. C. H. Distribuição espacial de Sistemas Agroflorestais no Brasil a partir da coleta de dados da internet. In: XI CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS, Aracaju-SE, 2018.

AMORIM, J. S. Produção de Água na Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande Utilizando o Modelo Hidrológico SWAT. 2016. 82 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB), Itapetinga-BA.

ANDRADE, D. V. P. Agricultura, Meio Ambiente e Sociedade: Um Estudo sobre a Adotabilidade da Agricultura Sintrópica. 2019. 159 p. Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Campus Macaé, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Macaé-RJ.

ANDRADE, D.; PASINI, F.; SCARANO, F. R. Syntropy and innovation in agriculture. Current Opinion in Environmental Sustainability, v. 45, p. 20–24, 2020. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.08.003>>. Acesso em Mar. 2022.

ANDRADE, M. A.; MELLO, C. R. de; BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. In: Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 17, n. 1, p. 69-76, 2013.

ARAGÃO, R. D.; CRUZ, M. A. S.; AMORIM, J. R. A. D.; MENDONÇA, L. C.; FIGUEIREDO, E. E. D.; 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 Ciências do Solo, v. 37, p. 1091-1102, 2013.

ARAÚJO, E. M. S. Influência de sistemas agroflorestais sobre a condição hidrológica de bacias hidrográficas, 2019. 94 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-

Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Vitória-ES.

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. *Trans. ASABE*, v. 55, n. 4, p. 1494-1508, 2012.

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modelling and assessment. Part 1: Model development. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 14, p. 73-89, 1998.

ARSAE-MG – Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água e de Esgotamento Sanitário do Estado de Minas Gerais. Sistema Integrado de Abastecimento de Água da RMBH. 2013. Disponível em: <http://arsae.mg.gov.br/images/documentos/rf_tec_op_saa_sistema_bacia_paraopeba.pdf>. Acesso em Jun. 2022.

ATAÍDE, G. M.; CASTRO, R. V. O.; CORREIA, A. C. G.; REIS, G. G.; REIS, M. G. F.; ROSADO, A. M. Interação árvores e ventos: aspectos ecofisiológicos e silviculturais. *Ciência Florestal*, v. 25, n. 2, p. 523–535, 2015.

ATANGANA, A.; KHASA, D.; CHANG, S.; DEGRANDE, A. Definitions and Classification of Agroforestry Systems. In: *Tropical Agroforestry*. Springer Netherlands, cap. 3, p. 35–47, 2014.

AUGUSTO, L. A.; CORDEIRO, U. Divulgação Científica para a Comunidade Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC: Pesquisas em Sistemas Agroflorestais no Laboratório de Ecologia Aplicada da UFSC, 2020. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/216898>>. Acesso em Out. 2022.

BALEEIRO, A. V. F.; DE MARCO JR, P. Bases científicas e epistemológicas para a Agricultura Sintrópica. *Cadernos de Agroecologia*. In: *Anais do VI CLAA, X CBA e V SEMDF*, Brasília-DF, v. 13, n. 1, 2018. Disponível em: <<https://cadernos.aba-agroecologia.org.br/cadernos/article/view/1495>>. Acesso em Jun. 2022.

BASCHE, A.; DELONGE, M. The Impact of Continuous Living Cover on Soil Hydrologic Properties: A Meta-Analysis. *Soil Science Society of America Journal*, v. 81, p. 1179-1190, 2017.

BASSANEZI, R. C. Modelagem matemática: uma disciplina emergente nos programas de formação de professores. *Bio Matemática*. Campinas: IMECC, v. 29, 1999. Disponível

em:<https://www.researchgate.net/profile/Rodney_Bassanezi/publication/242289078_Modelagem_Matematica_Uma_disciplina_emergente_nos_programas_de_formacao_de_professores/links/0c9605251e38583e5a000000.pdf>. Acesso em Nov. 2020.

BEER, J.; HARVEY, C.; IBRAHIM, M.; HARMAND, J. M.; SOMARRIBA, E.; JIMÉNEZ, F. Servicios ambientales de los sistemas agroforestales. *Agroforesteria en las Américas*, v. 10, n. 37, p. 80-87, 2003.

BELIHU, M.; TEKLEAB, S.; ABATE, B.; BEWKET, W. Hydrologic response to land use land cover change in the Upper Gidabo Watershed, Rift Valley Lakes Basin, Ethiopia. *HydroResearch*, v. 3, p. 85-94, 2020.

BEVEN, K. Rainfall-Runoff Modelling. Lancaster University-UK: Wiley-Blackwell, 2 ed. 2012, 488p.

BONNESOEUR, V.; LOCATELLI, B.; GUARIGUATA, M. R.; OCHOA-TOCACHI, B. F.; VANACKER, V.; MAO, Z.; STOKES, A.; MATHEZ-STIEFEL, S. L. Impacts of forests and forestation on hydrological services in the Andes: A systematic review. *Forest Ecology and Management*, v. 433, p. 569-584, 2019.

BRACMORT, K. S.; ARABI, M.; FRANKENBERGER, J. R.; ENGEL, B. A.; ARNOLD, J. G. Modeling long-term water quality impact of structural BMPs. *Trans. ASAE*, v. 49, n. 2, p. 367-384, 2006.

BRASIL. DECRETO Nº 7.830, DE 17 DE OUTUBRO DE 2012. Dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural, estabelece normas de caráter geral aos Programas de Regularização Ambiental, de que trata a Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012, e dá outras providências. Disponível em:

<https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/decreto/d7830.htm>.

Acesso em Mar. 2022.

BRASIL. LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166- 67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em Mar. 2022.

BRASIL. RESOLUÇÃO CONAMA Nº 429, DE 28 DE FEVEREIRO DE 2011. Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente - APPs. Disponível em: <<https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=116810>>. Acesso em Out. 2023.

BRATLEY, P.; FOX, B. L.; SCHRAGE, L. E. A guide to simulation. 2 ed. Chicago-US: Springer-Verlag, 1987, 424p.

BRESSIANI, D. A.; GASSMAN, P. W.; FERNANDES, J. G.; GARBOSSA, L. H. P.; Srinivasan, R.; BONUMÁ, N. B.; MENDIONDO, E. M. A review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. International Journal of Agricultural and Biological Engineering, v. 8, n. 3, p. 1–27, 2015.

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.

CAO, L.; WANG, S.; PENG, T.; CHENG, Q.; ZHANG, L.; ZHANG, Z.; YUE, F.; FRYER, A. E. Monitoring of suspended sediment load and transport in an agroforestry watershed on a karst plateau, Southwest China. Agriculture, Ecosystems and Environment, v. 299, p. 1-7, 2020.

CARVALHO, N. O.; JÚNIOR, N. P. F.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. Guia de avaliação de assoreamento em reservatórios. Brasília-DF: Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL / Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas - SIH, 2000, 140p. Disponível em: <https://cdn.cebraspe.org.br/concursos/MMA_23/arquivos/ED_1_2023_MMA_ABER TURA.PDF>. Acesso em Mar. 2023.

CARVALHO, N. O. Hidrossedimentologia prática. 2 ed., Rio de Janeiro-RJ: Interciência, 2008, 600p.

CASTELLI, G.; FODERI, C.; GUZMAN, B. H.; OSSOLI, L.; KEMPF, Y.; BRESCI, E.; SALBITANO, F. Planting waterscapes: Green infrastructures, landscape and hydrological modeling for the future of Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. *Forests*, v. 8, n. 11, 2017.

CASTRO, K. B. de. Avaliação do modelo SWAT na simulação da vazão em bacia agrícola do cerrado intensamente monitorada. 2013. 118 p. Dissertação (Mestrado). Instituto em Geociências Aplicadas da Universidade de Brasília (UNB), Brasília-DF.

CHATURVEDI, O. P.; KAUSHAL, R.; TOMAR, J. M. S.; PRANDIYAL, A. K.; PANWAR, P. Agroforestry for Wasteland Rehabilitation: Mined, Ravine, and Degraded Watershed Areas, p. 233–271, 2014.

CHOW, V. T.; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L. W. *Applied Hydrology*. McGraw-Hill, New York: McGraw-Hill Series In: Water Resources and Environmental Engineering, 1988, 572 p.

CHRISTOFOLETTI, A. Modelagem de sistemas ambientais. 1 ed., São Paulo-SP: Edgard Blücher, 1999, 236 p.

CHU, X.; STEINMAN, A. Event and Continuous Hydrologic Modeling with HECHMS. *Journal Of Irrigation and Drainage Engineering*, v. 135, n. 1, p. 119-124, 2009.

COATS, C. *Living Energies: An Exposition of Concepts Related to the Theories of Viktor Schauberg*. 2 ed. Bath-UK: Gateway, 2001, 311p.

COLLISCHONN, W. Simulação hidrológica de grandes bacias. 2001. 270 p. Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre-RS.

COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. Hidrologia para engenharia e ciências ambientais. 1 ed. Porto Alegre-RS: Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), v. 1, p. 336, 2013.

COMBE, J. Agroforestry techniques in tropical countries: Potential and limitations. 1982. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00044326>. Acesso em Ago. 2022.

COOPERAFORESTA. Quem somos. Barra do Turvo, 2018. Disponível em: <<https://www.cooperafloresta.com>>. Acesso em Nov. 2021.

COOPERAFORESTA. Sistemas Agroflorestais: estocando carbono, regenerando o ambiente e gerando renda às famílias agricultoras. 2019. Disponível em: <https://www.cooperafloresta.com/_files/ugd/e4b2ec_3bbf28cc945c4baabd84097b8cb2c29e.pdf>. Acesso em Nov. 2021.

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. Hidrogeologia: Conceitos e aplicações. Rio de Janeiro, 2008. 812p.

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. Mapas geológico e de recursos minerais do estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2014. 2 mapas, color. Disponível em: <<https://rigeo.cprm.gov.br/jspui/handle/doc/20786/>>. Acesso em Jun. 2022.

DAMANT, G.; VILIELA, F. Can agroforestry improve soil water and temperature dynamics in agriculture? A case Study with syntropic farming in Bahia, Brazil. In: 4th European Agroforestry Conference Agroforestry as Sustainable Land Use, 2018. Disponível em: <https://www.repository.utl.pt/bitstream/10400.5/18618/1/EURAFIVConf_Damant_G_et_all_page_161_164.pdf>. Acesso em Mai. 2022.

DANIEL, O.; COUTO, L.; GARCIA, R.; PASSOS, C. A. M. Proposta para padronização da terminologia empregada em sistemas agroflorestais no Brasil. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 23, n. 3, p. 367-370, 1999.

DRUMOND, M. M. A Técnica de Traçadores e o seu Potencial para Ampliar o Conhecimento Hidrológico sobre as Bacias Hidrográficas: Um Estudo Aplicado à Bacia Representativa de Juatuba - MG. 2004. 304 p. Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG.

DURÃES, M. F. Caracterização e Avaliação do Estresse Hidrológico da Bacia do Rio Paraopeba, por meio de Simulação Chuva-Vazão de Cenários Atuais e Prospectivos de Ocupação e Uso do Solo utilizando um Modelo Hidrológico Distribuído. Dissertação (Mestrado). 2010. 168p. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte-MG.

EAWAG. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. SWAT-CUP. Department Systems Analysis, Integrated Assessment and Modelling. 2009. Disponível em: <<https://www.eawag.ch/en/departement/siam/projects/calibration-of-watershed-scale-models>>. Acesso em Jun. 2022.

ELEVITCH, C.R.; MAZAROLI, D.N; RAGONE, D. Agroforestry standards for regenerative agriculture. *Sustainability*, v. 10, n. 9, p. 21, 2018.

ELLIS, E. C.; GAUTHIER, N.; GOLDEWIJK, K. K.; BIRD, R. B.; BOIVIN, N.; DÍAZ, S.; FULLER, D. Q.; GILL, J. L.; KAPLAN, J. O.; KINGSTON, N.; LOCKE, H; McMICHAEL, C. N. H.; RANCO, D.; RICK, T. C.; SHAW, M. R.; STEPHENS, L.; SVENNING, J. C.; WATSON, J. E. M. People have shaped most of terrestrial nature for at least 12,000 years. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 118, n.17, p. 8, 2021.

EMBRAPA. Análise financeira de sistemas produtivos integrados. Embrapa Florestas, 2014. 74 p. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1014392>>. Acesso em Out. 2022.

EMBRAPA. Sistemas Agroflorestais - A Agropecuária Sustentável. 2015. 194 p. Disponível em:

<<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/120048/1/Sistemas-Agroflorestais-livro-em-baixa.pdf>>. Acesso em Ago. 2022.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. How to feed the world in 2050. High level expert forum. Convened at FAO Headquarters in Rome on 12-13 October, 2009. Disponível em:

<https://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/docs/expert_paper/How_to_Feed_the_World_in_2050.pdf>. Acesso em Jun. 2022.

FERNANDES, D. P. Índícios de Degradação Ambiental em um Reservatório Oligotrófico (Reservatório de Serra Azul, MG – Brasil): Avaliação Liminológica, Morfometria, Batimetria e Modelagem Hidrodinâmica. 2012. 103 p. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG.

FERRIGO, S. Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática – Estudo de caso da bacia do lago Descoberto – DF. 2014a. 164 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília-DF.

FERRIGO, S.; TAVORA, B. E.; MINOTI, R.; LIMA, J. E. F. W.; KOIDE, S. Avaliação de possíveis impactos das mudanças climáticas e do uso do solo sobre a produção de sedimentos em bacia hidrográfica do Distrito Federal. In: Anais do XI Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, João Pessoa-PB, p. 1-15, 2014b.

FERREIRA, R. S.; UAGODA, R. E. S. Análise da predição do balanço hídrico da bacia do ribeirão do Gama-DF através do modelo SWAT. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 10, n. 3, p. 880–893, 2017.

FRANÇA, L. G.; SOUZA, C. J. O. O conhecimento geomorfológico para o Planejamento Municipal: estudo de caso do Município de Juatuba-MG. Caderno de Geografia, v. 23, n. 40, 2013. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/3332/333228746002.pdf>>. Acesso em Out. 2023.

FRAZÃO, L. A.; CARDOSO, P. H. S.; ALMEIDA NETA, M. N.; MOTA, M. F. C.; ALMEIDA, L. L. D. S.; RIBEIRO, J. M.; BICALHO, T. F.; FEIGI, B. J. Carbon and nitrogen stocks and organic matter fractions in the topsoil of traditional and agrisilvicultural systems in the Southeast of Brazil. *Soil Research*, v. 59, n. 8, p. 794–805, 2021.

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.

GAMA, M. M. B. Análise técnica e econômica de sistemas agroflorestais em Machadinho D'Oeste, Rondônia. 2003. 112 p. Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa-MG.

GASHAW, T.; TULU, T.; ARGAW, M.; WORQLUL, A. Modeling the hydrological impacts of land use/land cover changes in the Andassa watershed, Blue Nile basin, Ethiopia. *Science of the Total Environment*, 619-620, p. 1394-1408, 2018.

GLEESON, T.; YOSHIHIDE, W.; BIERKENS, M. F. P.; VAN BEEK, L. P. H. Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint. *Nature*, v. 488, p.197-200, 2012.

GLOBO RURAL. Agrofloresta, Ernst Götsch (globo rural, 1996), 2018. Disponível em: <https://youtu.be/n3aH_eEc5cl>. Acesso em Aug. 2022.

GLOBO RURAL. Conheça a agricultura sintrópica. 2017. Disponível em: <<https://g1.globo.com/economia/agronegocios/globo-rural/noticia/2017/08/conheca-agricultura-sintropica.html>>. Acesso em Aug. 2022.

GOMEZ-DELGADO, F.; ROUPSARD, O.; LE MAIRE, G.; TAUGOURDEAU, S.; PEREZ, A.; VAN OIJEN, M.; VAAST, P.; RAPIDEL, B.; HARMAND, J. M.; VOLTZ, M.; BONNEFOND, J. M.; IMBACH, P.; MOUSSA, R. Modelling the hydrological behaviour of a coffee agroforestry basin in Costa Rica. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 15, p. 369–392, 2011.

GÖTSCH, Ernst. Áreas de Inclusão Permanente - O Brejo: recuperação pelo uso. 2018. Disponível em: <<https://agendagotsch.com/pt/brejo-recovery-use/>>. Acesso em Jul. 2019.

GREEN, W. H; AMPT, G. A. Studies in Soil Physics, Part 1, the Flow of Air and Water through Soils. The Journal of Agriculture Science, v. 4, p. 11-24, 1911. Disponível em: <<https://doi.org/10.1017/S0021859600001441>>.

GUIMARÃES, L. A. O. P.; MENDONÇA, G. C. CONCEITOS E PRINCÍPIOS PRÁTICOS DA AGROFLORESTA SUCESSIONAL BIODIVERSA (AGRICULTURA SINTRÓPICA). In: 29 Semana agrônômica do CCAE-UFES: plantando hoje as riquezas do futuro. 2 ed. Alegre-ES: Caufes, cap. 7, p. 108-123, 2018. Disponível em: <<https://biblioteca.incaper.es.gov.br/digital/bitstream/123456789/3408/1/29seagro-prata.pdf>>. Acesso em Out. 2022.

GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P. O. Status of Automatic Calibration for Hydrologic Models: Comparison with Multilevel Expert Calibration. Journal of Hydrologic Engineering, v. 4, n. 2, p.135-143, 1999.

HARGREAVES, G H; SAMANI, Z A. Estimating potential evapotranspiration. Tech. Note, Journal of Irrigation and Drainage Engineering, v. 108, n. 3, p. 225-230, 1982.

HARZING's PUBLISH OR PERISH. Explains the use of Publish or Perish and its metrics, 2021. Disponível em: <<https://harzing.com/resources/publish-or-perish>>. Acesso em Mar. 2022.

HELLER, L; PÁDUA, V. L. de. Abastecimento de água para consumo humano. Belo Horizonte-MG: UFMG, 2006, 859p.

HOFFMANN, M. SISTEMAS AGROFLORESTAIS PARA AGRICULTURA FAMILIAR: ANÁLISE ECONÔMICA. 2013. 140 p. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós Graduação em Agronegócios da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária Universidade de Brasília, Brasília-DF.

HÖRMANN, G.; KÖPLIN, N.; CAI, Q.; FOHRER, N. Using a simple model as a tool to parameterise the SWAT model of the Xiangxi river in China. Quaternary International, v. 208, p. 116–120, 2009.

IMBACH, A. C; FASSBENDER, H. W; BOREL, R; BEER, J; BONNEMANN, A. Modeling agroforestry systems of cacao (*Theobroma cacao*) with laurel (*Cordia alliodora*) and *Erythrina poeppigiana* in Costa Rica; water balances, nutrient inputs and leaching. *Agroforestry Systems*, v. 8, p. 267-287, 1989.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Normais Climatológicas do Brasil. 2023. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/normais>>. Acesso em Abr. 2023.

INSTITUTO ESCOLHAS. Recuperar florestas em pequenas propriedades pode produzir 156 milhões de toneladas de alimentos. 2023. Disponível em: <<https://escolhas.org/recuperar-florestas-em-pequenas-propriedades-pode-produzir-156-milhoes-de-toneladas-de-alimentos/>>. Acesso em Nov. 2023.

JHA, M.; GASSMAN, P. W.; SECCHI, S.; GU, R.; ARNOLD, J. Effect of watershed subdivision on swat flow, sediment, and nutrient predictions. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 40, n. 3, p. 811-825, 2004.

JIMENEZ, F; MUSCHELER, R; KÖPSELL, E. Funciones y aplicaciones de sistemas agroforestales. CATIE, Proyecto Agroforestal CATIE/GTZ. Serie materiales de enseñanza CATIE N° 46. Turrialba, Costa Rica, 2001, 187 p.

JOVINO, E. S.; ANGELINI, R.; COSTA, C. W.; BRESSIANI, D. A.; CUNHA, K. P. V. D. Impactos do uso e cobertura do solo na produção de sedimentos em área de manancial peri-urbano tropical. *Sociedade & Natureza*, v. 34, e64640, p. 16, 2022.

JUNAIDI, E. The role of agroforestry implementation to water yield in Cisadane watershed. *Jurnal Penelitian – Agroforestry*, v.1, n. 1, p. 13, 2013.

JUNAIDI, E.; INDRAJAYA, Y. Hydrological responses of agroforestry system application wich is not based on land suitability, a case study in Cimuntur watershed. *Jurnal Penelitian Kehutanan Wallacea*, v. 7, n. 1, p. 69-81, 2018.

JUNIOR, A. P. M.; COSTA, G. E. M.; LEMOS, R. S. Contradições e desafios para a proteção de mananciais hídricos em minas gerais – os casos das áreas de proteção especial de vargem das flores e serra azul – Região Metropolitana de Belo Horizonte. *Caminhos de Geografia, Uberlândia-MG*, v. 17, n. 60, p. 89–104, 2016.

KAUSHAL, R.; MANDAL, D.; PANWAR, P.; RAJKUMAR; KUMAR, P.; TOMAR, J.M.S.; MEHTA, H. Chapter 20 – Soil and water conservation benefits of agroforestry. *Forest resources Resilience and Conflicts*, p. 259-275, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822931-6.00020-4>> Acesso em Out. 2022.

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. 129 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte-MG.

LEGATES, D. R.; MCCABE, G. J. Evaluating the use of “goodness of fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, v. 26, p. 69-86, 1999.

LEVIS, C.; FLORES, B. M.; MOREIRA, P. A.; LUIZE, B. G.; ALVES, R. P.; FRANCO-MORAES, J.; LINS, J.; KONINGS, E.; PEÑA-CLAROS, M.; BONGERS, F.; COSTA, F. R. How people domesticated Amazonian forests. *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 5, n. 171, p. 21, 2018.

LIMA, L. S. IMPLEMENTAÇÃO DE UM MODELO HIDROLÓGICO DISTRIBUÍDO NA PLATAFORMA DE MODELAGEM DINÂMICA EGO. 2011. 108 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG.

LIN, B. B. The role of agroforestry in reducing water loss through soil evaporation and crop transpiration in coffee agroecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 150, n. 4, p. 510–518, 2010.

LOTUFO JUNIOR, J. P. B.; TREVELIM, C. C. (Org.). *Agrofloresta em quadrinhos*. São Paulo: Jaboticaba, 2019. 28 p. Disponível em: <<https://agroflorestaemquadrinhos.wordpress.com/>>. Acesso em Jul. 2019.

MACCARTHY, G. T. The unit hydrograph and flood routing. Unpublished paper, Conference of the North Atlantic Division, US Corps of Engineers, New London, CN. 1938.

MACEDO, R. L. G. Princípios básicos para o manejo sustentável de sistemas agroflorestais. Lavras: UFLA / FAEPE, 2000.

MAEDA, E. E.; ARAGÃO, L. E.; BAKER, J. C.; BALBINO, L. C.; DE MOURA, Y. M.; NOBRE, A. D.; NUNES, M. H.; JUNIOR, C. H. L. S.; REIS, J. C. Land use still matters after deforestation. *Communications earth & environment*, v. 4, n. 1, p. 29, 2023.

MAEZUMI, S. Y.; ALVES, D.; ROBINSON, M.; SOUZA, J. de. G.; LEVIS, C.; BARNETT, R. L.; OLIVEIRA, E. A. de; UREEGO, D.; SCHAAN, D.; IRIARTE, J. The legacy of 4,500 years of polyculture agroforestry in the eastern Amazon. *Nature*, v. 4, p. 540-547, 2018. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41477-018-0205-y>>. Acesso em Jul. 2019.

MAPA - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA e ABASTECIMENTO. Plano ABC - Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura. Ministério do Desenvolvimento Agrário, coordenação da Casa Civil da Presidência da República. 1a ed. Brasília: MAPA/ACS, 1 ed., 2012, 173 p.

MARHAENTO, H.; BOOIJ, M. J.; RIENTJES, T. H. M.; HOEKSTRA, A. Y. Attribution of changes in the water balance of a tropical catchment to land use change using the SWAT model. *Hydrological Processes*, v. 31, p. 2029–2040, 2017.

MARTINEZ, C. B.; Filho, N. J. Estudo de motorização de um sistema de abastecimento de água. In 3º Encontro de Energia no Meio Rural, Campinas-SP, p. 3, 2003. Disponível em: <http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?pid=MSC0000000022000000200033&script=sci_arttext>. Acesso em Out. 2023.

MATOS, A. C. S.; ARAÚJO, A. C. G.; ELEUTÉRIO, J. C. Elaboração de um modelo hidrogeológico conceitual do aquífero livre poroso da bacia do reservatório de Serra

Azul, Minas Gerais. In: XX Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Campinas-SP, p. 1-4, 2018.

MATOS, A. C. S.; LEMOS, R. S.; SILVA, T. F. G.; ELEUTÉRIO, J. C.; NASCIMENTO, N. O. Evolução do Uso e Ocupação do Solo em Mananciais de Abastecimento Metropolitano na Região Metropolitana de Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais. In: XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Florianópolis-SC, p. 1-8, 2017.

MATOS, T. V. S. Determinação de Áreas de Vulnerabilidade à Erosão Hídrica com Base na Equação Universal da Perda de Solo (USLE). 2015. 100 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG.

MAY, P. H.; TROVATTO, C. M. M. Manual agroflorestal para a Mata Atlântica. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário, Secretaria de Agricultura Familiar, 2008.

MBOW, C.; SMITH, P.; SKOLE, D.; DUGUMA, L.; BUSTAMANTE, M. Achieving mitigation and adaptation to climate change through sustainable agroforestry practices in Africa. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 1, n. 6, p. 8-14, 2014.

MEIN, R. G.; LARSON, C. L. Modeling infiltration during a steady rain. *Water resources Research*, v. 9, n. 2, p. 384-394, 1973.

MICCOLIS, A.; PENEIREIRO, F.; MARQUES, H.; VIEIRA, D.; ARCO-VERDE, M.; HOFFMAN, M.; REHDER, T.; PEREIRA, A. Restauração ecológica com Sistemas Agroflorestais: Como conciliar conservação com produção. Opções para Cerrado e Caatinga. ICRAF. 2016. Disponível em: <<http://www.worldagroforestry.org/downloads/Publications/PDFS/MN17387.pdf>>. Acesso em Ago. 2022.

MONTEITH, J. L. Evaporation and Environment. In: The state and movement of water in living organism. XIXth Symposium. Soc. For. Exp. Biol., Swansea, Cambridge University Press, p. 205-234, 1965.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Trans. ASABE*, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.

MORIASI, D. N.; ZECKOSKI, R. W.; ARNOLD, J. G.; BAFFAUT, C. B.; MALONE, R. W.; DAGGUPATI, P.; GUZMAN, J. A.; SARASWAT, D.; YUAN, Y.; WILSON, B. W.; SHIRMOHAMMADI, A.; DOUGLAS-MANKIN, K. R. Hydrologic and water quality models: key calibration and validation topics. *Transactions of the ASABE*, v. 58, n. 6, p. 1609-1618, 2015.

MUZYLO, A; LLORENS, P; VALENTE, F; KEIZER, J J; DOMINGO, F; GASH, J H C. A review of rainfall interception modelling. *Journal of Hydrology*, v. 370, p. 191-206, 2009.

MWANGI, H. M.; JULICH, S.; PATIL, S. D.; MCDONALD, M. A.; FEGER, K. H. Modelling the impact of agroforestry on hydrology of Mara River Basin in East Africa. *Hydrological Processes*, v. 30, n. 18, p. 3139–3155, 2016.

MZ_RMBH. Produto 1 - Marco Teórico Metodológico e Definição das Áreas Temáticas Afetas ao Interesse Metropolitano, Cedeplar - UFMG, 2014. Disponível em: <https://www.agenciarmbh.mg.gov.br/wp-content/uploads/2021/12/MZ-RMBH_Produto1_MarcoTeoricoMetodologico_2014.pdf>. Acesso em Mar. 2021.

NAGHETTINI, M. C. Capítulo 2: Introdução à Hidrologia. In: Baptista & Pádua (Org.). *Restauração de Sistemas Fluviais*. 1. ed. Barueri-SP: Editora Manole Ltda., v. 1, p. 29-69, 2016.

NAGHETTINI, M. C. *Introdução à Hidrologia Aplicada*, 2012. (Apostila Didática Acadêmica) - Departamento de Engenharia Hidráulica e de Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Mauro-Naghetini/publication/306959699_Introducao_a_Hidrologia_Aplicada_ApostilaSebentaDraft/links/57c08ab808aeb95224d4a362/Introducao-a-Hidrologia-Aplicada-Apostila-Sebenta-Draft.pdf>. Acesso em Mai. 2022.

NAIR, P. K. R. State-of-the-art of agroforestry systems. *Forest Ecology and Management*, v. 45, 1991. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0378-1127\(91\)90203-8](https://doi.org/10.1016/0378-1127(91)90203-8)>. Acesso em Aug. 2022.

NASCIMENTO, N. de O. Appréciation l'Aide d'un Modèle Empirique des Effects d'Actions Anthropiques sur la Relation Pluie-Débit à l'Echelle d'un Bassin Versant. 1995. 169 p. Tese (Doutorado). Sciences et Techniques de L'environnement des Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, França. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/profile/Nilo-](https://www.researchgate.net/profile/Nilo-Nascimento/publication/49938672_Appreciation_a_l%27aide_d%27un_modele_empirique_des_effets_d%27actions_anthropiques_sur_la_relation_pluie-debit_a_l%27echelle_d%27un_bassin_versant/links/0f31753506b5c32e56000000/Appreciation-a-laide-dun-modele-empirique-des-effets-dactions-anthropiques-sur-la-relation-pluie-debit-a-lechelle-dun-bassin-versant.pdf)

Nascimento/publication/49938672_Appreciation_a_l%27aide_d%27un_modele_empirique_des_effets_d%27actions_anthropiques_sur_la_relation_pluie-debit_a_l%27echelle_d%27un_bassin_versant/links/0f31753506b5c32e56000000/Appreciation-a-laide-dun-modele-empirique-des-effets-dactions-anthropiques-sur-la-relation-pluie-debit-a-lechelle-dun-bassin-versant.pdf>. Acesso em Aug. 2022

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

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J. R.; Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009, Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service and Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, College Station, Texas, 2011.

NOBRE, A. D. O futuro climático da Amazônia: Relatório de Avaliação Científica. Articulação Regional Amazônica: Centro de Ciência do Sistema Terrestre-Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. São José dos Campos-SP, 1ª ed., 2014. Disponível em: <www.ccst.inpe.br/wp-content/uploads/2014/11/Futuro-Climatico-da-Amazonia.pdf>. Acesso em Jun. 2022.

NURDIN; BAHRI, S.; ZULKARNAIN; SUKENDI. Analysis of the land use changes on hydrology characteristics. Case study: the catchment area of Koto Panjang Hydroelectric Power. MATEC Web of Conferences, v. 276, p. 10, 2019.

ONG, C.; BLACK, C. R.; WILSON, J.; MUTHURI, C.; BAYALA, J.; JACKSON, N. A. Agroforestry: hydrological impacts. In: Van Alfen, Neal K., (ed.) Encyclopedia of agriculture and food systems. Vol. 1. (2nd ed.). Amsterdam, Academic Press, p. 244-252, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00028-0>>. Acesso em Fev. 2023.

ONU. The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World. WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). The United Nations, Paris, UNESCO, 2015. Disponível em: <<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000231823>>. Acesso em Jun. 2022.

ONU. World urbanization prospects: The 2014 revision. The United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2014. Highlights (ST/ESA/SER.A/352). Disponível em: <<https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2014-Report.pdf>>. Acesso em Jun. 2022.

PACHEPSKY, Y. A.; MARTINEZ, G.; PAN, F.; WAGENER, T.; Nicholson, T. Evaluating Hydrological Model Performance using Information Theory-based Metrics. Hydrology Earth System Sciences Discussions, p. 1-24, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/https://doi.org/10.5194/hess-2016-46>>. Acesso em Set. 2022.

PALMA, V. H. Sistemas Agroflorestais: Fatores ambientais e culturais no contexto da análise financeira. 2020. 171 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba-PR.

PARRON, L. M.; GARCIA, J. R. OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica. Brasília-DF: EMBRAPA. 2015. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/131969/1/Livro-Servicos-Ambientais-Embrapa.pdf>>. Acesso em Ago. 2022.

PASINI, F. S. A. Agricultura Sintrópica de Ernst Götsch: história, fundamentos e seu nicho no universo da Agricultura Sustentável. 2017. 104 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro-RJ.

PAVLIDIS, G.; TSIHRINTZIS, V.A. Environmental Benefits and Control of Pollution to Surface Water and Groundwater by Agroforestry Systems: a Review. Water Resour Manage, v. 32, p. 1–29, 2018.

PEÑA-ARANCIBIA, J. L.; BRUIJNZEEL, L. A.; MULLIGAN, M.; VAN DIJK, A. I. J. M. Forests as 'sponges' and 'pumps': Assessing the impact of deforestation on dry-season flows across the tropics. *Journal of Hydrology*, v. 574, p. 946-963, 2019.

PENEIREIRO, F. M. Sistemas agroflorestais dirigidos pela sucessão natural: um estudo de caso. Piracicaba. 1999. 178 p. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba-SP.

PENMAN, H. L. Estimating evaporation. *Transactions, American Geophysical Union*, Washington, DC, v. 37, n. 1, p.43-50, 1956.

PINTO, L. F. G.; GONÇALVES, E. T.; BERKEMBROCK, D.; SORICE, L. Características, potencial e limitações de diferentes modalidades de certificação socio-ambiental para sistemas agroflorestais. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, Brasília, v. 30, n. 1/3, 2013. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1033578>. Acesso em Aug. 2022.

PORRO, R.; MICCOLIS, A. Políticas públicas para o desenvolvimento agroflorestal no Brasil. ICRAF – World Agroforestry Centre, Belém-PA, 2011. 80p. ISBN: 978-92-9059-308-9

PÖSCHL, U.; MARTIN, S. T.; SINHA, B.; CHEN, Q.; GUNTHER, S. S.; HUFFMAN, J. A.; BORRMANN, S.; FARMER, D. K.; GARLAND, R. M.; HELAS, G.; JIMENEZ, J. L.; KING, S. M.; MANZI, A.; MIKHAILOV, E.; PAULIQUEVIS, T.; PETTERS, M. D.; PRENNI, A. J.; ROLDIN, P.; ROSE, D.; ANDREAE, M. O. Rainforest aerosols as biogenic nuclei of clouds and precipitation in the Amazon. *Science*, v. 329, n. 5998, p. 1513–1516, 2010.

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, p. 81-92, 1972.

RACHMAN, L. M.; HIDAYAT, Y.; TARIGAN, S. D.; SITORUS, S. P.; FITRI, R.; AIN, A. Q. The Effect of Agroforestry System on Reducing Soil Erosion in Upstream Ciliwung Watershed. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, v. 556, n. 1, 2020.

RAJ, A.; JHARIYA, M. K.; YADAV, D. K.; BANERJEE, A.; MEENA, R. S. Agroforestry: A Holistic Approach for Agricultural Sustainability, in Sustainable Agriculture, Forest and Environmental Management. Org. por JHARIYA, M. K.; YADAV, D. K.; BANERJEE, A.; MEENA, R.S., p. 101–131, 2019.

RAMALHO-FILHO, A.; BEEK, K. J. Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras. 3 ed. Rio de Janeiro-RJ: EMBRAPA-CNPS, 1995, 65p.

RASOULI, K.; POMEROY, J. W.; WHITFIELD, P. H. Are the effects of vegetation and soil changes as important as climate change impacts on hydrological processes?. *Hydrology and Earth System Science*, v. 23, n. 12, p. 4933-4954, 2019.

RATHJENS, H.; OPPELT, N.; BOSCH, D. D.; ARNOLD, J. G.; VOLK, M. Development of a grid-based version of the SWAT landscape model. *Hydrological Processes*, v. 29, p. 900-914, 2014.

REBELLO, J. F. dos S; SAKAMOTO, D. G. Agricultura sintrópica segundo Ernst Götsch. 2 ed., Editora Aguará Edições, Alto Paraíso-GO, 2022, 176 p.

RIBASKI, J.; MONTOYA, L. J.; RODRIGHERI, H. R. Sistemas agroflorestais: aspectos ambientais e socioeconômicos. *Informe Agropecuário*, v. 22, n. 212, p. 61–67, 2001.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto Bioatlântica, 2009.

ROSSI, C. G.; DYBALA, T. J.; MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; AMONETT, C.; MAREK, T. Hydrologic calibration and validation of the Soil and Water Assessment Tool for the Leon River watershed. *J. Soil Water Conserv.*, v. 63, n. 6, p. 533-541, 2008.

SAGASTUY, M., KRAUSE, T. Agroforestry as a biodiversity conservation tool in the atlantic forest? Motivations and limitations for small-scale farmers to implement agroforestry systems in North-Eastern Brazil. *Sustainability (Switzerland)*, v. 11, n. 24, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su11246932>. Acesso em Ago. 2022.

SALOMÃO, C. S. C. Sistemas Agroflorestais como estratégia para restauração ecológica na Bacia do Rio Doce. Belo Horizonte. 2019. 176 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte-MG.

SALOMÃO, C. S. C.; LIMA, L. S.; RAJÃO, R. G. L. Willingness to adopt voluntary and compulsory forest restoration practices by rural landowners in the central Rio Doce basin-MG. *Ambiente & Sociedade*, v. 25, p. 31, 2022.

SAMPAIO, J. C. L; PINTO, E. J. A. Análise da seca na bacia hidrográfica do ribeirão Serra Azul. In: XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Foz do Iguaçu-PR, p. 1-10, 2019. Disponível em <<https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=6190>>. Acesso em Out. 2023.

SANTOS, C. R. S.; JESUÍNO, I.J.; MAVAIEIE JR., P.A.; BEQUE, T.D.C.; LORENTZ, M.L.V.; CASTRO, N.M.S.; SILVA, K.P.D.; SILVA, P.O.; PARISE, T.G.; MANJATE, E.S. Agroflorestas Sintrópicas: Tecnologia baseada nos processos naturais de sucessão das florestas, auxiliando na evolução socioambiental descentralizada por meio da alta produção de alimentos agroecológicos; do saneamento ecológico; da inclusão social por meio do manejo; e da restauração e preservação dos solos, aquíferos e biomas locais. In: XVI Encontro Nacional de Engenharia e Desenvolvimento Social. Amazônia: espaço de luta, inovação e tecnologia, v. 16, n. 1, p. 1-14, 2019. Disponível em: <<https://anais.eneds.org.br/index.php/eneds/article/view/528>>. Acesso em Mai. 2022.

SANTOS, C. R. S.; LIMA, L. S.; NASCIMENTO, N. O.; AMORIM, J. S. Modelagem de impactos hidrológicos de sistemas agroflorestais: Revisão de trabalhos usando SWAT. In: XXV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Aracaju-SE, p. 1-10, 2023.

SANTOS, J. C. S.; SILVA, T. F. G. Crise hídrica na bacia hidrográfica do manancial Serra Azul (Minas Gerais). In XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Brasília-DF, p. 1-10, 2015. Disponível em :<https://www.researchgate.net/publication/339001152_Crise_hidrica_na_bacia_hidrografica_do_manancial_Serra_Azul_Minas_Gerais>. Acesso em Out. 2023.

SARTORI, A. Desenvolvimento de critérios para classificação hidrológica de solos e determinação de valores de referência para o parâmetro CN. 2010. 237 p. Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas, Campinas (UNICAMP), Campinas-SP.

SARTORI, A. P. Aplicação do modelo SWAT na modelagem do escoamento superficial e perda de solo na bacia do ribeirão Candidópolis em Itabira-MG. 2019. 109 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa-MG.

SAYÃO, L. F.; SALES, L. F. Dados abertos de pesquisa: ampliando o conceito de acesso livre. RECIIS – Rev. Eletron. de Comun. Inf. Inov. Saúde, v. 8, n. 2, p. 76–92, 2014.

SCHRÖDINGER, E. WHAT IS LIFE? The physical Aspect of the Living Cell. Based on lectures delivered under the auspices of the Dublin Institute for Advanced Studies, Dublin. 1944. 32p. Disponível em: <<http://www.arvindguptatoys.com/arvindgupta/whatislife-schrodinger.pdf>>. Acesso em Mai. 2022.

SCHROTH, G. ; FONSECA, G. A. B.; HARVEY, C. A.; GASCON, C. Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. Washington: Island Press, p. 1-12, 2004.

SCHVARTZMAN, A. S.; NASCIMENTO, N. O.; VON SPERLING, M. Outorga e Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos: Aplicação à Bacia do Rio Paraopeba, MG. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 7, n. 1, p. 103-122, 2002.

SHI, P.; ZHANG, Y.; REN, Z.; YU, Y.; LI, P.; GONG, J. Land-use changes and check dams reducing runoff and sediment yield on the Loess Plateau of China. Science of The Total Environment, v. 664, p. 984-994, 2019.

SILVA, M. G. da. Modelagem ambiental na bacia hidrográfica do rio Poxim Açú/Se e suas relações antrópicas. 2013. 223 p. Tese (Doutorado). Programa de pós-

graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Sergipe (UFS), São Cristovão-SE.

SILVA, N. D. M. Avaliação da resposta da vazão às mudanças climáticas na bacia do reservatório de Nova Ponte, Alto Rio Araguari/MG. 2022. 122 p. (Dissertação) Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte-MG.

SILVA, N. D. M.; CHRISTOFARO, C. Calibração do modelo hidrológico SWAT para estimativa da vazão em sub-bacia hidrográfica do Rio Jequitinhonha. *Revista Geografias*, p. 31–39, 2017.

SILVA, N. D. M.; LIMA, L. S.; MACEDO, D. R. Bacias hidrográficas com reservatórios: seleção de um modelo hidrológico distribuído. In: XXIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Belo Horizonte-MG, p. 1-10, 2021.

SILVA, T. P.; BRESSIANI, D. A.; EBLING, É. D.; JÚNIOR, J. C. D.; REICHERT, J. M. Evaluating hydrological and soil erosion processes in different time scales and land uses in southern Brazilian paired watersheds. *Hydrological Sciences Journal*, p. 1391–1408, 2023.

SILVA, T. P.; BRESSIANI, D. A.; EBLING, É. D.; REICHERT, J. M. Best management practices to reduce soil erosion and change water balance components in watersheds under grain and dairy production. *International soil and water conservation research*, v. 12, n. 1, p.121-136, 2024.

SIQUEIRA, P. P.; OLIVEIRA, P. T. S.; BRESSIANI, D.; NETO, A. A. M.; RODRIGUES, D. B. Effects of climate and land cover changes on water availability in a Brazilian Cerrado basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, v. 37, p. 18, 2021.

SIRIRI, D.; WILSON, J.; COE, R.; TENYWA, M. M.; BEKUNDA, M. A.; ONG, C. K.; BLACK, C. R. Trees improve water storage and reduce soil evaporation in agroforestry systems on bench terraces in SW Uganda. *Agroforest Syst*, v. 87, p. 45–58, 2013.

SOIL CONSERVATION SERVICE (SCS). *National Engineering Handbook. Supplement A, Section 4, Chapter 10, Hydrology.*, USDA, Washington, D.C. 1972.

STRAUCH, M.; VOLK, M. SWAT plant growth modification for improved modeling of perennial vegetation in the tropics. *Ecological Modelling*, v. 269, p. 98–112, 2013.

STREEFKERK, I. N.; BRUIJN, J. de; HAER, T.; VAN LOON, A. F.; QUICHIMBO, E. A.; WENS, M.; HASSALBALLAH, K.; AERTS, J. C. J. H. A. A coupled agent-based model to analyse human-drought feedbacks for agropastoralists in dryland regions. *Sec. Water and Human Systems*, v. 4, p. 18 , 2023.

SWAT. Literature Database for Peer-Reviewed Journal Articles (2022). Disponível em: <https://www.card.iastate.edu/swat_articles/>. Acesso em Abr. 2022.

SWAT. SWAT-CUP (2023a). Disponível em: <<https://swat.tamu.edu/software/swat-cup/>>. Acesso em Mai. 2023.

SWAT. SWAT INPUT DATA: LUP.DAT. (2023b). Disponível em: <https://swat.tamu.edu/media/69410/ch37_input_lup.pdf>. Acesso em Nov. 2023.

SWAT. Introducing SWAT+, a completely revised version of the SWAT model. SWAT+ provides a more flexible spatial representation of interactions and processes within a watershed (2024). Disponível em: <<https://swat.tamu.edu/software/plus/>>. Acesso em Jan. 2024.

TAVARES, J. P. N. Interação entre a vegetação e a atmosfera para formação de nuvens e chuva na Amazônia: uma revisão. In *estudos avançados*, v. 26, Issue 74, 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ea/a/33LHvkknkhvXzDrzPrbPd5c/?lang=pt>. Acesso em Nov. 2022.

TERASAKI HART, D. E.; YEO, S.; ALMARAZ, M.; BEILLOUIN, D.; CARDINAE, R.; GARCIA, E.; KAY, S.; LOVELL, S. T.; ROSENSTOCK, T. S.; SPRENKLE-HYPPOLITE, S.; STOLLE, F. Priority science can accelerate agroforestry as a natural climate solution. *Nature Climate Change*, p.1-12, 2023.

THEVS, N.; ALIEV, K.; LLESHI, R. Water productivity of tree wind break agroforestry systems in irrigated agriculture – An example from Ferghana Valley, Kyrgyzstan. *Trees, Forests and People*, v. 4, n. 100085, p. 1-8, 2021.

TOGBÉVI, Q. F.; SINTONDI, L. O. Hydrological response to land use and land cover changes in a tropical West African catchment (Couffo, Benin). *AIMS Geosciences*, v. 7, n. 3, p. 338-354, 2021.

TUCCI, C. E. M. Plano diretor de drenagem urbana: princípios e concepções. *RBRH*, vol. 2, n. 2, p. 5-12, 1997.

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto Das Mudanças Da Cobertura Vegetal No Escoamento: Revisão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 2, n. 1, p. 135–152, 1997. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v2n1.p135-152>>. Acesso em Fev. 2023.

TUCCI, C. W. M. Modelos Hidrológicos. 2 ed., Editora da UFRGS, Porto Alegre, 2005, 678p.

TUFFI-SANTOS, L. D.; MENDES, L. R.; DUARTE, E. R.; GLÓRIA, J. R.; ANDRADE, J. M.; CARVALHO, L. R.; SALES, N. L. P. ILPF - Integração Lavoura-Pecuária-Floresta: potencialidade e técnicas de produção. Montes Claros: Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, 2012, 194 p.

TUFFI-SANTOS, L. D.; SALES, N. L. P.; DUARTE, E. R.; OLIVEIRA, F. L. R.; MENDES, L. R. 1º Simpósio de ILPF - Integração Lavoura-Pecuária-Floresta: Alternativa para produção sustentável nos trópicos. Montes Claros: Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, 2010, 139 p.

UDAWATTA, R. P.; KRSTANSKY, J. J.; HENDERSON, G. S.; GARRETT, H. E. Agroforestry practices, runoff, and nutrient loss: a paired watershed comparison. *Journal of Environmental Quality*, v. 31, n. 4, p. 1214-1225, 2022.

UNESCO – United Nations Educacional, Scientific and Cultural Organization. Relatório de ciências da UNESCO: a corrida contra o tempo por um desenvolvimento mais inteligente; resumo executivo e cenário brasileiro, 2021. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000377250_por>. Acesso em Set. 2022.

USGS - United States Geological Survey. Earth Explorer - Shuttle Radar Topography Mission, 2000. Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em Mar. 2018.

USGS – United States Geological Survey. Water Cycle Diagrams. Disponível em: <<https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/water-cycle-diagrams>>. Acesso em Out. 2023.

VAN LANEN, H. A. J.; FENDEKOVÁ, M.; BLOOMFIELD, J. P.; VAN LOON, A. F. Drought – generating processes. 2^a ed., Hydrological Drought, p. 49-101, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819082-1.00001-1>>. Acesso em: Jan. 2024.

VELDKAMP, E.; SCHMIDT, M.; POWERS, J. S.; CORRE, M. D. Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. Nat Rev Earth Environ, v. 1, p. 590–605, 2020.

VIESSMAN, JR. W.; LEWIS, G. L. Introduction to Hydrology. Fifth Edition. Pearson Education, Inc., 2002, p. 612.

VOGL, A. L.; BRYANT, B. P.; HUNINK, J. E.; WOLNY, S.; APSE, C.; DROGERS, P. Valuing investments in sustainable land management in the Upper Tana River basin, Kenya. Journal of Environmental Management, v. 195, p. 78–91, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.013>>. Acesso em Fev. 2023.

WADA, Y.; WISSER, D.; BIERKENS, F. P. Global modeling of withdrawal, allocation and consumptive use of surface water and groundwater resources. Earth System Dynamics, v. 5, p. 15-40, 2014.

WANG, Z., WU, Y., CAO, Q., SHEN, Y., ZHANG, B. *Modeling the coupling processes of evapotranspiration and soil water balance in agroforestry systems*. Agricultural Water Management, v. 250, p. 16, 2021.

WEZEL, A.; CASAGRANDE, M.; CELETTE, F.; VIAN, J. F.; FERRER, A.; PEIGNÉ, J. Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. In Agronomy for Sustainable Development, v. 34, Issue 1, p. 1–20, 2014.

WILCOX, B. P.; SEYFRIED, M. S.; BRESHEARS, D. D. The water balance on rangelands. In Encyclopedia of water science, Stewart B.A., Howell T.A. (eds). Marcel Dekker: New York, New York, USA, p. 791– 794, 2003.

WILLIAMS, J. R. Sediment-Yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In: Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources: Proceedings of the sediment-yield workshop, USDA Sedimentation Lab., Oxford, MS, v. 2830, p. 244-252, 1974.

WILSON, M.H.; LOVELL, S.T. Agroforestry - The next step in sustainable and resilient agriculture. Sustainability, v. 8, n. 6, p. 15, 2016.

WOLDE, Z. THE ROLE OF AGROFORESTRY IN SOIL AND WATER CONSERVATION: View project China-Africa Cooperation and Exchange Specified Program View project. 2015. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/30503219>>. Acesso em Mai. 2022.

WONG, M. L.; CLELAND, C. E.; AREND JR, D.; BARTLETT, S.; CLEAVES II, H. J.; DEMAREST, H.; PRABHU, A.; LUNINE, J. I.; HAZEN, R. M. On the roles of function and selection in envolving systems. Biophysics and Computational Biology Evolution, v. 120, n. 43, p. 11, 2023.

WONGMUN, A.; CHUENCHOOKLIN, S.; CHOOSUMRONG, S.; BOONYANUPHAP, J. Assessment of soil water content in landslide-damaged upstream ecosystems using soil and water assessment toll (SWAT) model. Thai Journal of Forestry, v. 38, n. 1, p. 96-111, 2019.

WU, Q.; LIANG, H.; XIONG, K.; LI, R. Eco-benefits coupling of agroforestry and soil and water conservation under KRD environment: frontier theories and outlook. Agroforest Syst., v. 93, p. 1927–1938, 2019.

ZHANG, L.; NAN, Z.; XU, Y.; LI, S. Hydrological impacts of land use change and climate variability in the headwater region of the Heihe river basin, Northwest China. PLOS One, v. 11, n. 6, p. 1-25, 2016.

ZHU, X.; LIU, W.; CHEN, J.; BRUIJNZEEL, L.A.; MAO, Z.; YANG, X.; CARDINAEL, R.; MENG, F.R.; SIDLE, R.C.; SEITZ, S.; NAIR, V.D.; NANKO, K.; ZOU, X.; CHEN, C.; JIANG, X.J. Reductions in water, soil and nutrient losses and pesticide pollution in agroforestry practices: a review of evidence and processes. Plant Soil, v. 453, p. 45–86, 2020.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Hidrograma de vazões acumuladas mensalmente nas simulações dos cenários atual e com substituição das áreas de AGRL por SAFS na sub-bacia de Jardim durante o período de 1996 a 2013 (dividido em 3 partes para melhor visualização do comportamento das vazões entre os cenários comparados).

Figura 44 – Hidrograma mensal dos cenários atual e AGRL_SAFs-c-m-l4-l3 de 1993 a 2001.

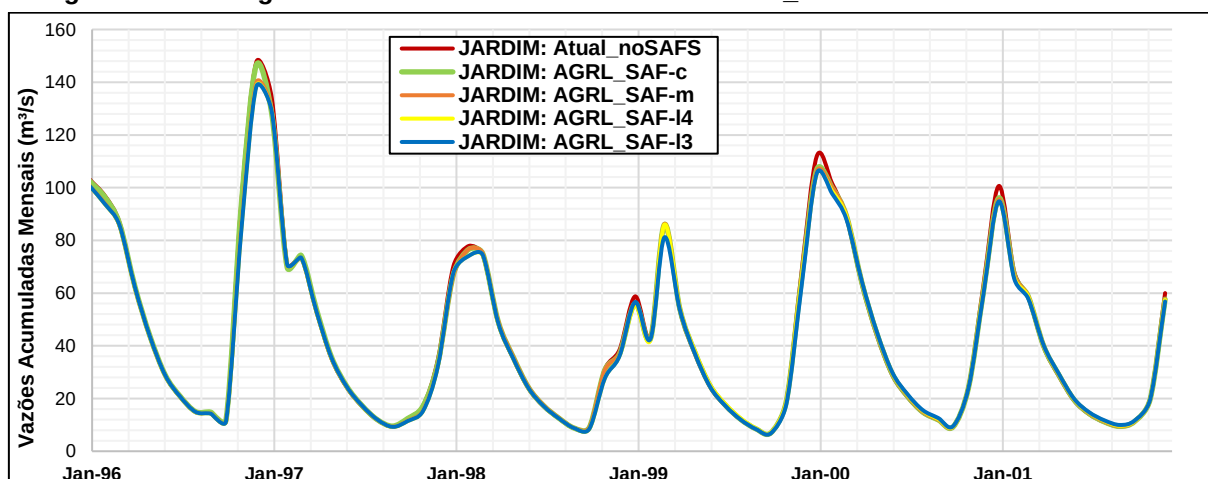


Figura 45 – Hidrograma mensal dos cenários atual e AGRL_SAFs-c-m-l4-l3 de 2002 a 2007.

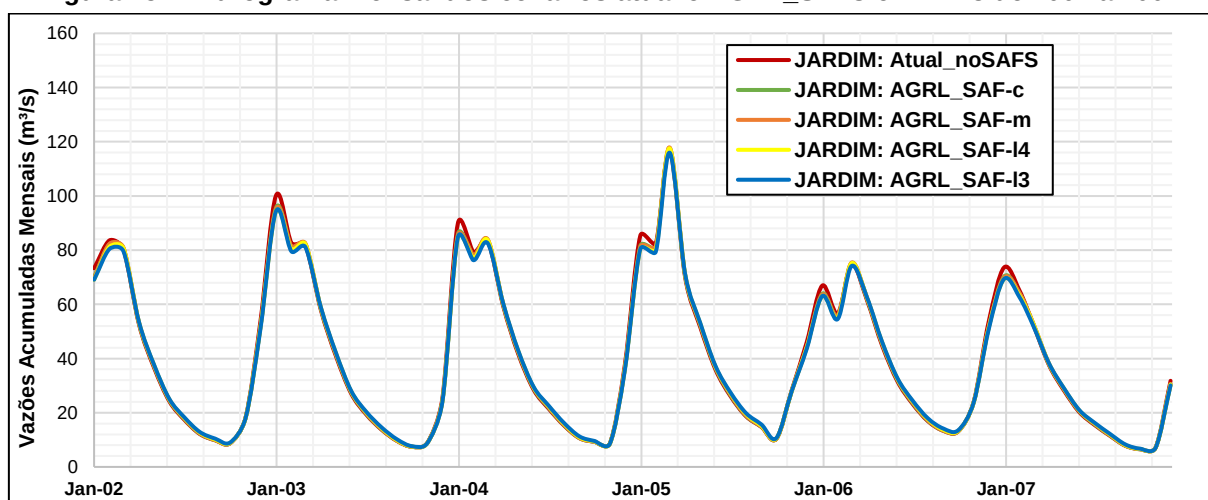
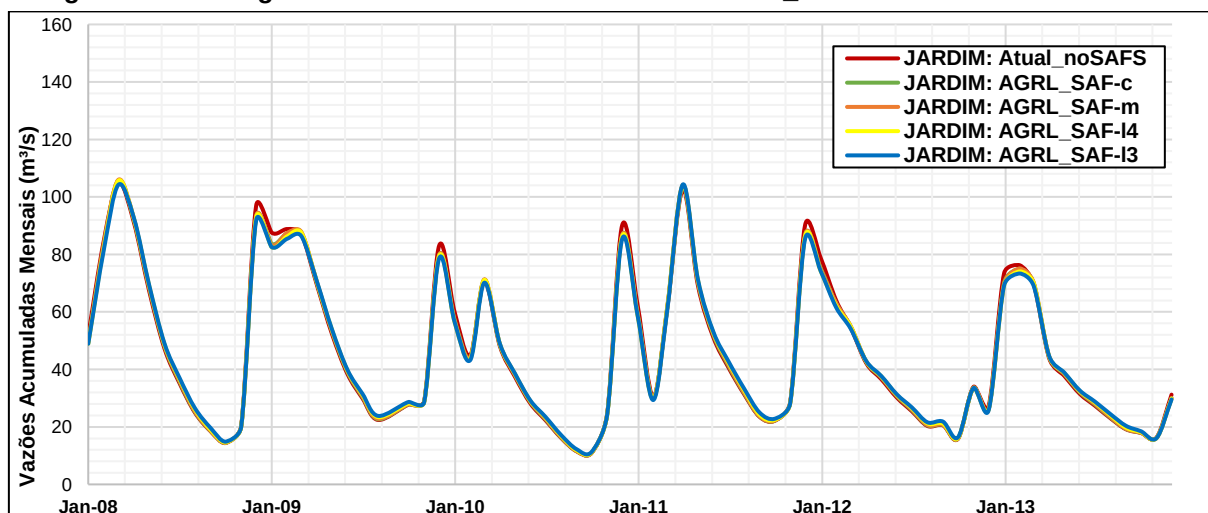


Figura 46 – Hidrograma mensal dos cenários atual e AGRL_SAFs-c-m-l4-l3 de 2008 a 2013.



APÊNDICE B - Hidrograma de vazões acumuladas mensalmente nas simulações dos cenários atual e com substituição das áreas de PAST por SAFS na sub-bacia de Jardim durante o período de 1996 a 2013 (dividido em 3 partes para melhor visualização do comportamento das vazões entre os cenários comparados).

Figura 47 – Hidrograma mensal dos cenários atual e PAST_SAFs-c-m-l4-l3 de 1993 a 2001.

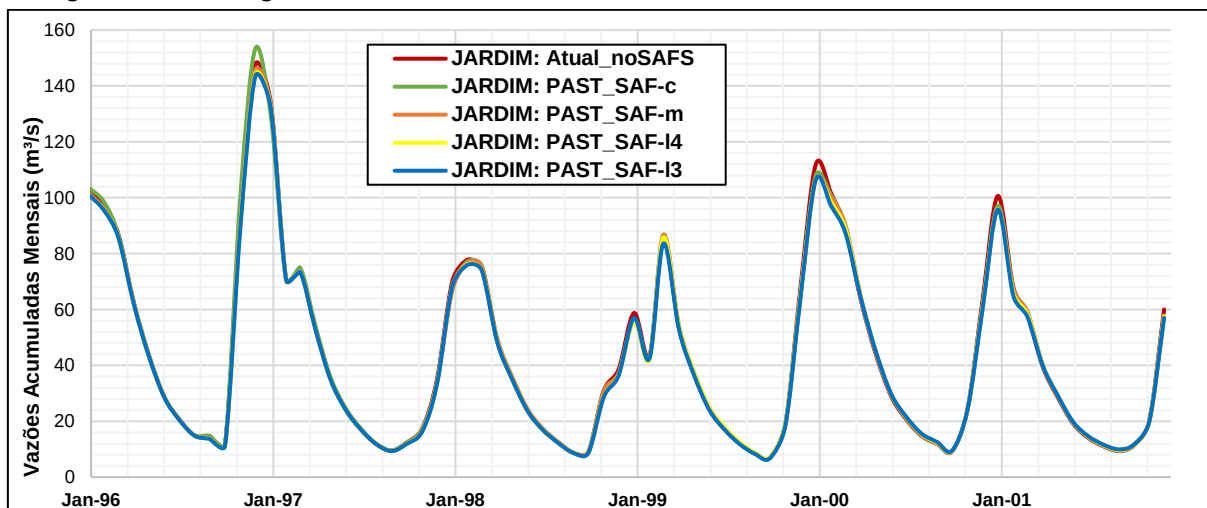


Figura 48 – Hidrograma mensal dos cenários atual e PAST_SAFs-c-m-l4-l3 de 2002 a 2007.

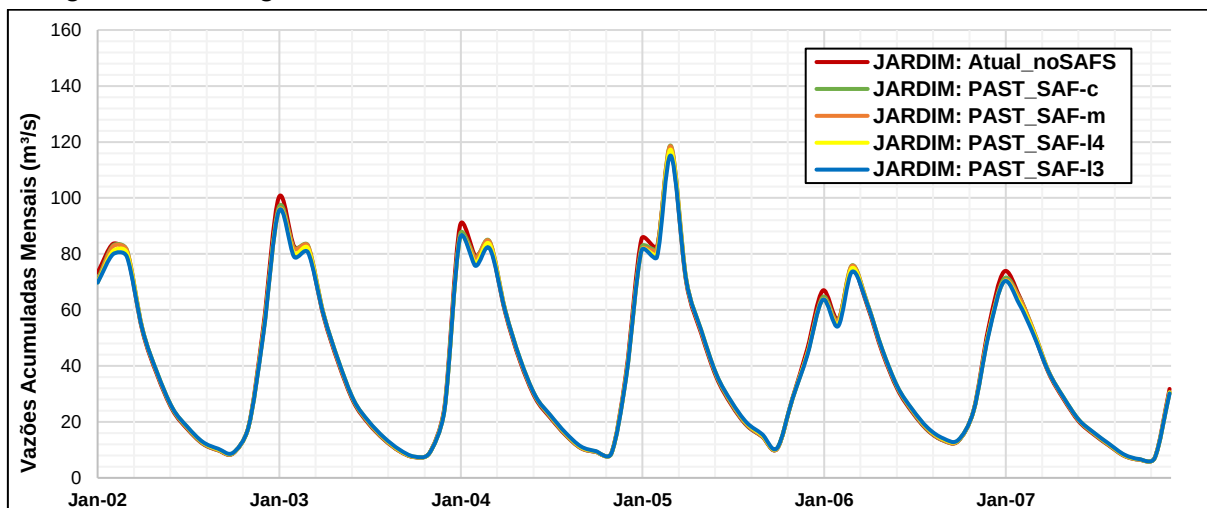
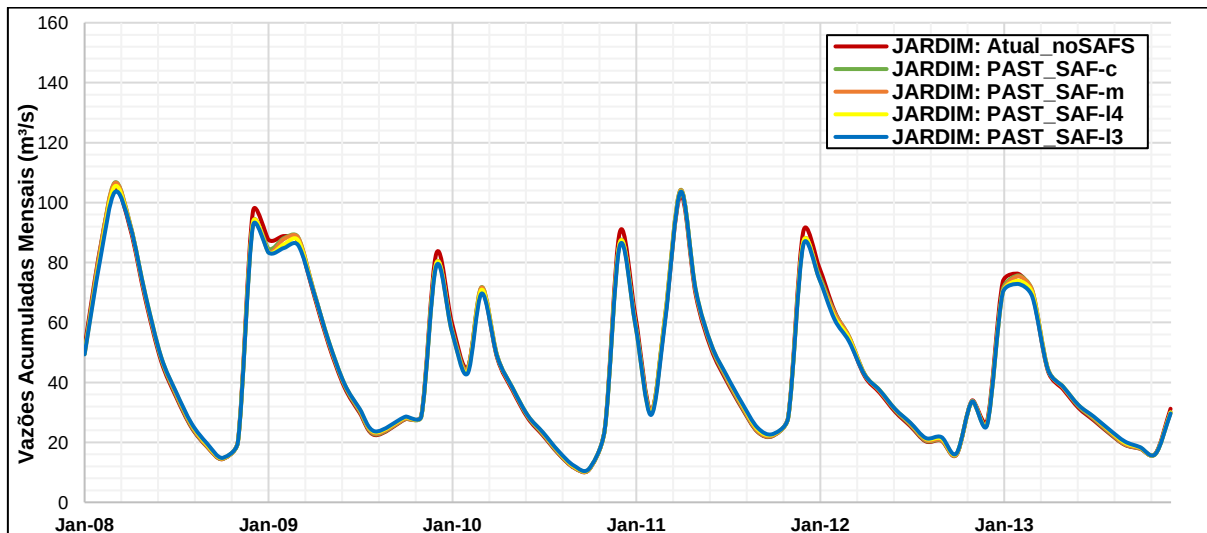


Figura 49 - Hidrograma mensal dos cenários atual e PAST_SAFs-c-m-l4-l3 de 2008 a 2013.



APÊNDICE C - Hidrograma de vazões acumuladas mensalmente nas simulações dos cenários atual e com substituição das áreas de PAST e de AGRL por SAFS na sub-bacia de Jardim durante o período de 1996 a 2013 (dividido em 3 partes para melhor visualização do comportamento das vazões entre os cenários comparados).

Figura 50 - Hidrograma mensal dos cenários atual e PAST-AGRL_SAFs-c-m-l4-l3 de 1993 a 2001.

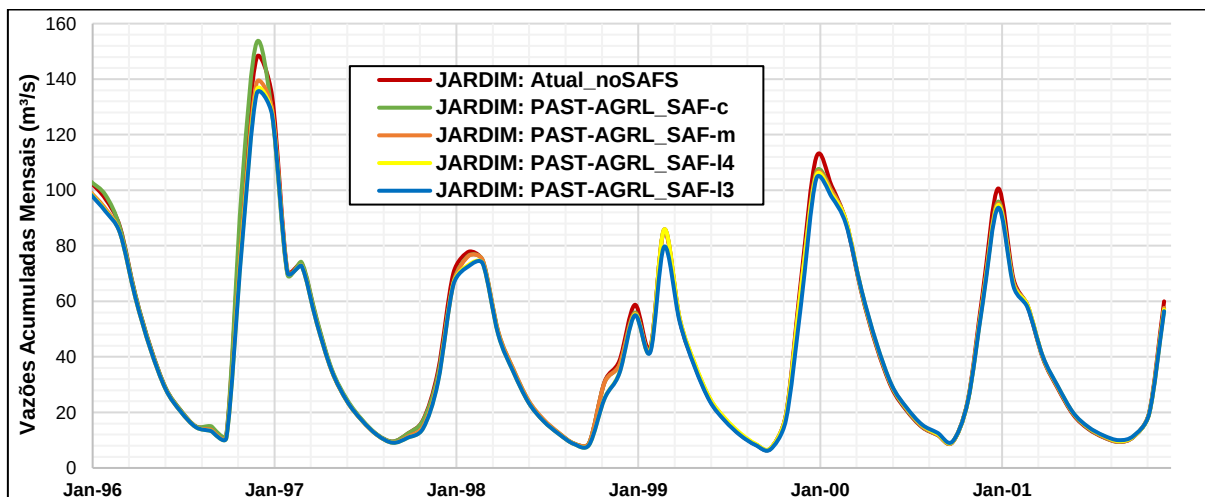


Figura 51 - Hidrograma mensal dos cenários atual e PAST-AGRL_SAFs-c-m-l4-l3 de 2002 a 2007.

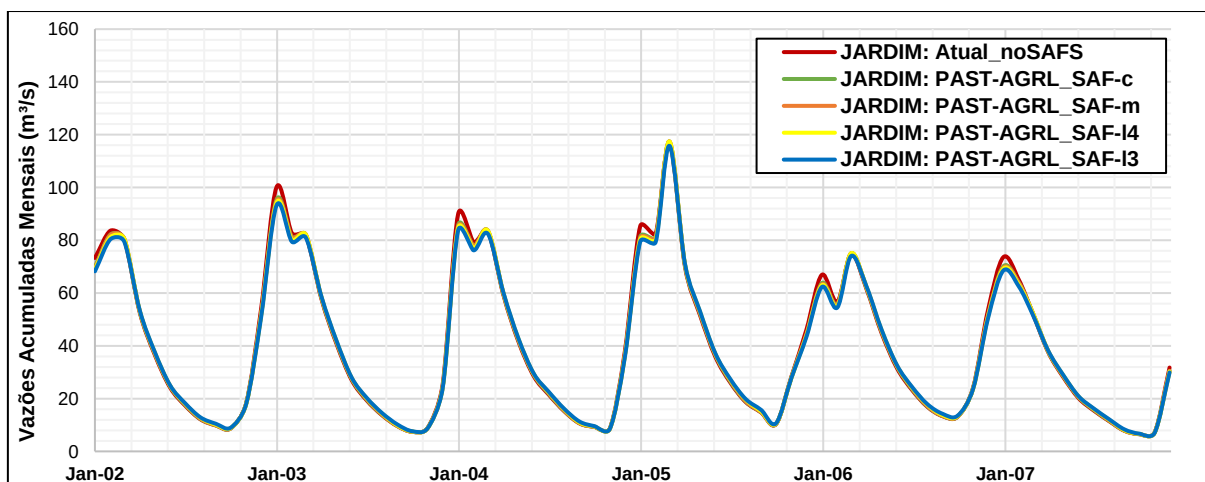
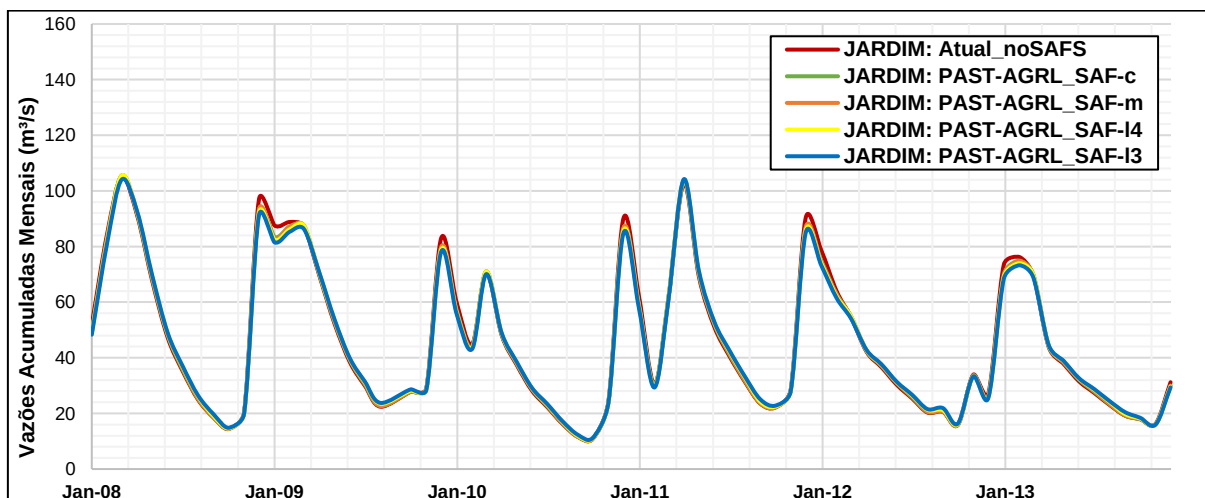


Figura 52 - Hidrograma mensal dos cenários atual e PAST-AGRL_SAFs-c-m-l4-l3 de 2008 a 2013.



APÊNDICE D - Hidrograma de vazões acumuladas mensalmente nas simulações dos cenários atual e com substituição das áreas de PAST e ou de AGRL por SAFS-L3 na bacia de Serra Azul durante o período de 1996 a 2013 (dividido em 3 partes para melhor visualização do comportamento das vazões entre os cenários comparados).

Figura 53 – Hidrograma mensal dos cenários atual e SAFs-I3 (AGRL e ou PAST) de 1993 a 2001.

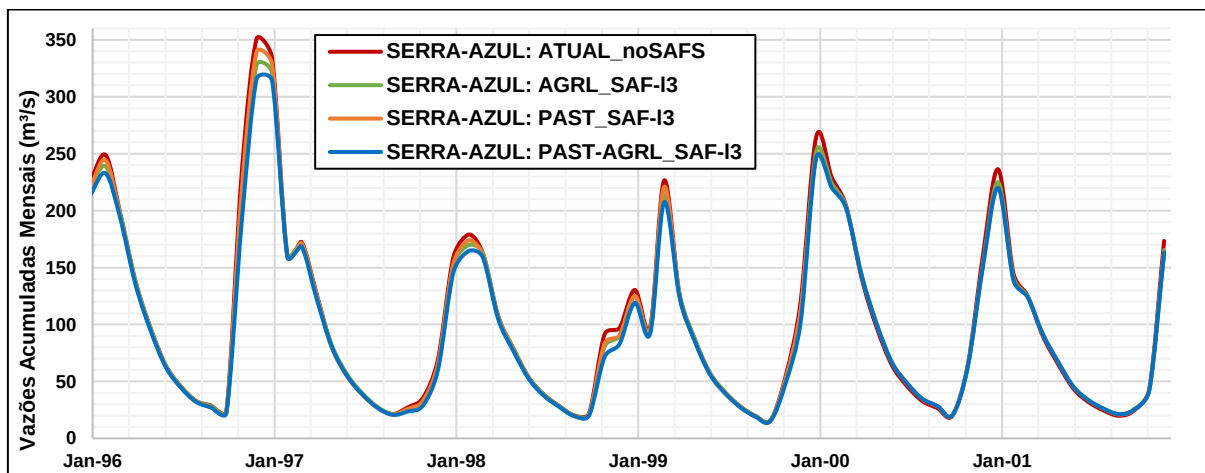


Figura 54 – Hidrograma mensal dos cenários atual e SAFs-I3 (AGRL e ou PAST) de 2002 a 2007.

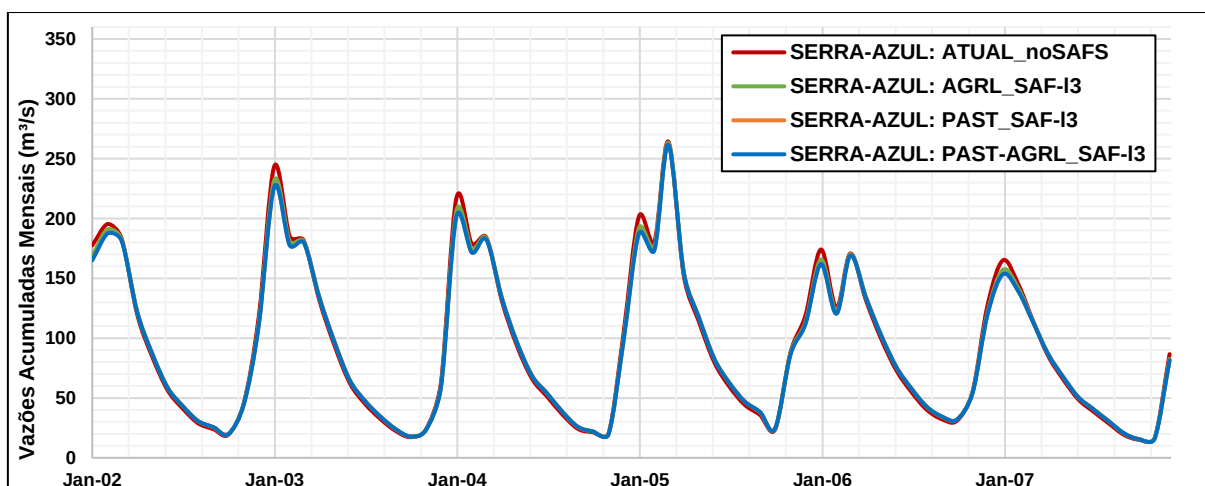
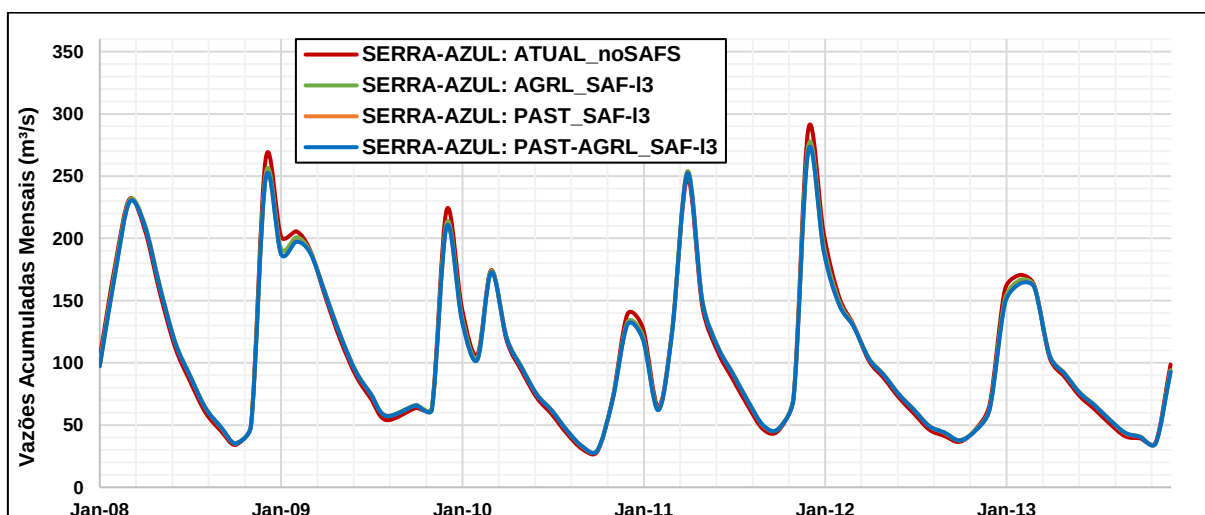


Figura 55 – Hidrograma mensal dos cenários atual e SAFs-I3 (AGRL e ou PAST) de 2008 a 2013.



APÊNDICE E - Hidrogramas de comparações das vazões médias diárias em cada mês do ano (período de 1996 a 2013) das simulações dos cenários atual e com substituição das áreas de PAST e de AGRL por SAFS na sub-bacia de Jardim.

Figura 56 - Vazões médias diárias mensais ao longo da série: AGRL_SAFs-c-m-I4-I3.

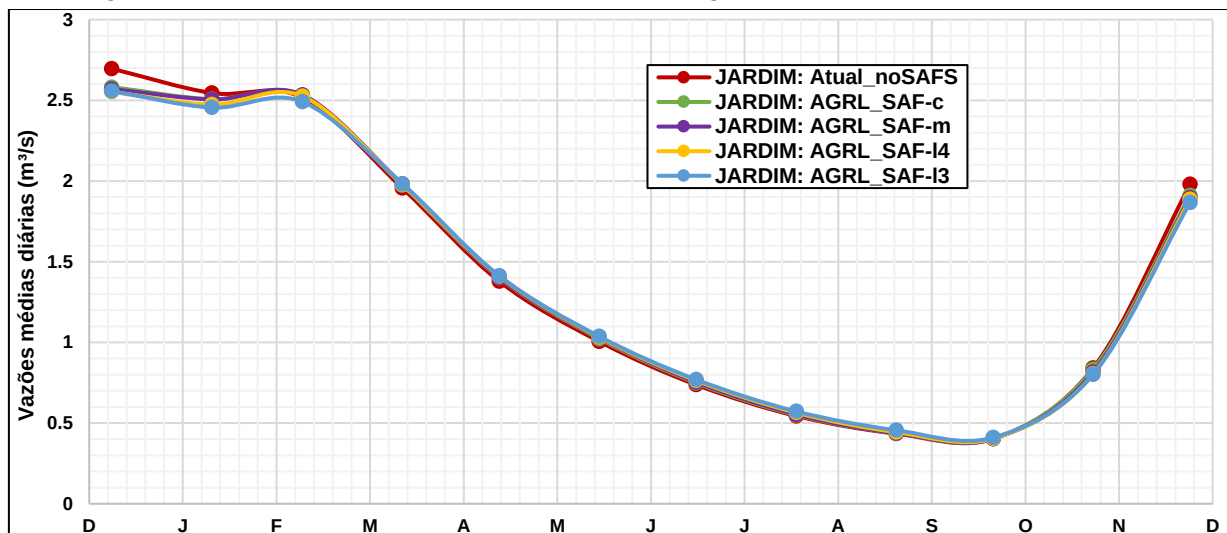


Figura 57 - Vazões médias diárias mensais ao longo da série: PAST_SAFs-c-m-I4-I3.

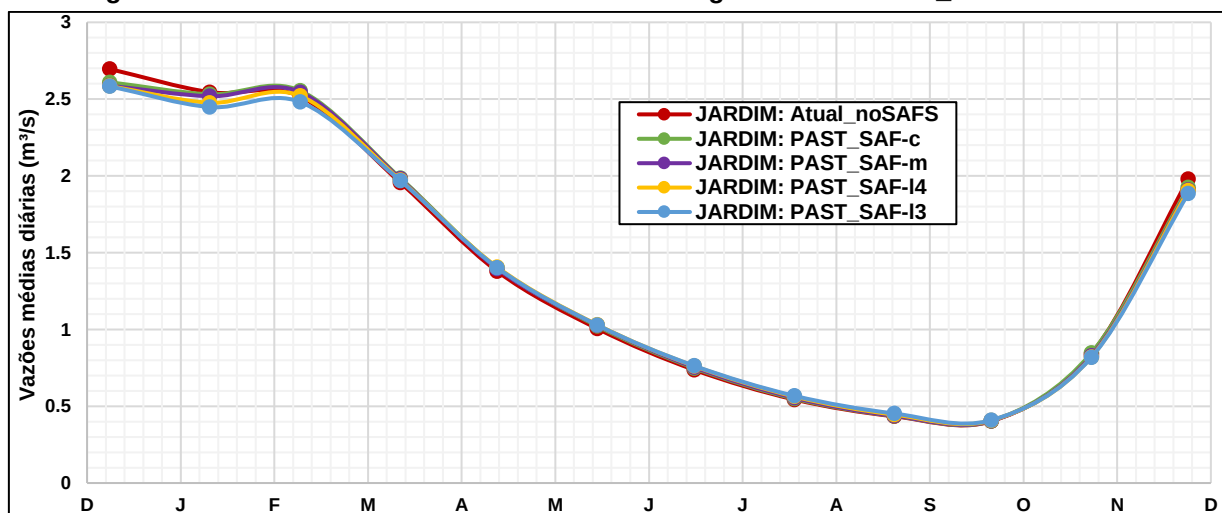


Figura 58 - Vazões médias diárias mensais ao longo da série: PAST-AGRL_SAFs-c-m-I4-I3.

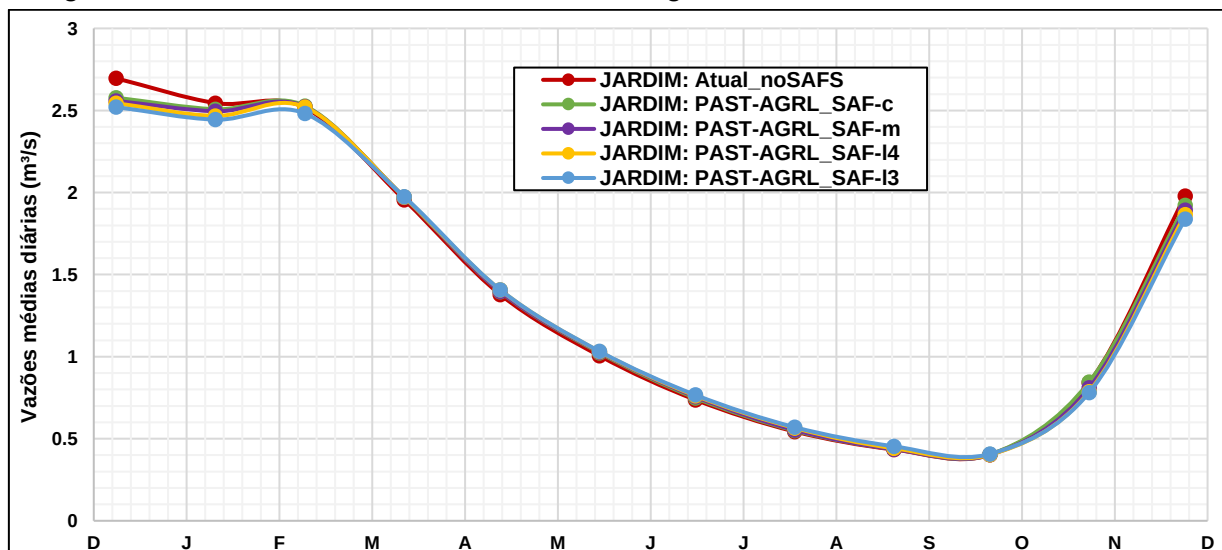


Figura 59 - Vazões médias diárias mensais ao longo da série: Cenários de SAFs de ciclo curto (c)

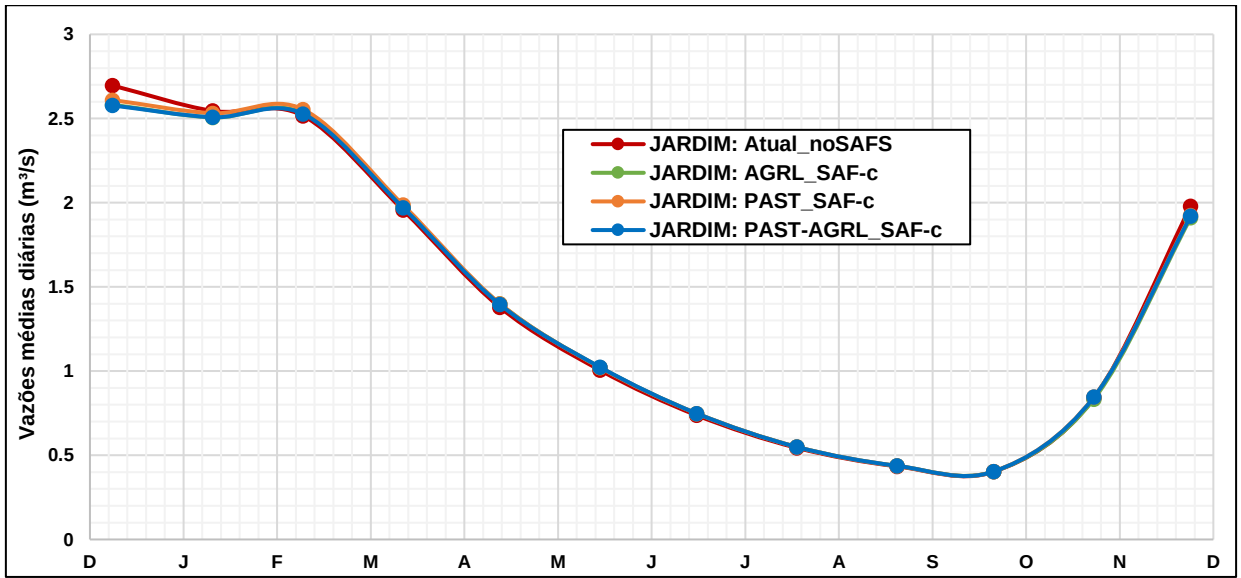


Figura 60 - Vazões médias diárias mensais ao longo da série: Cenários de SAFs de ciclo médio (m)

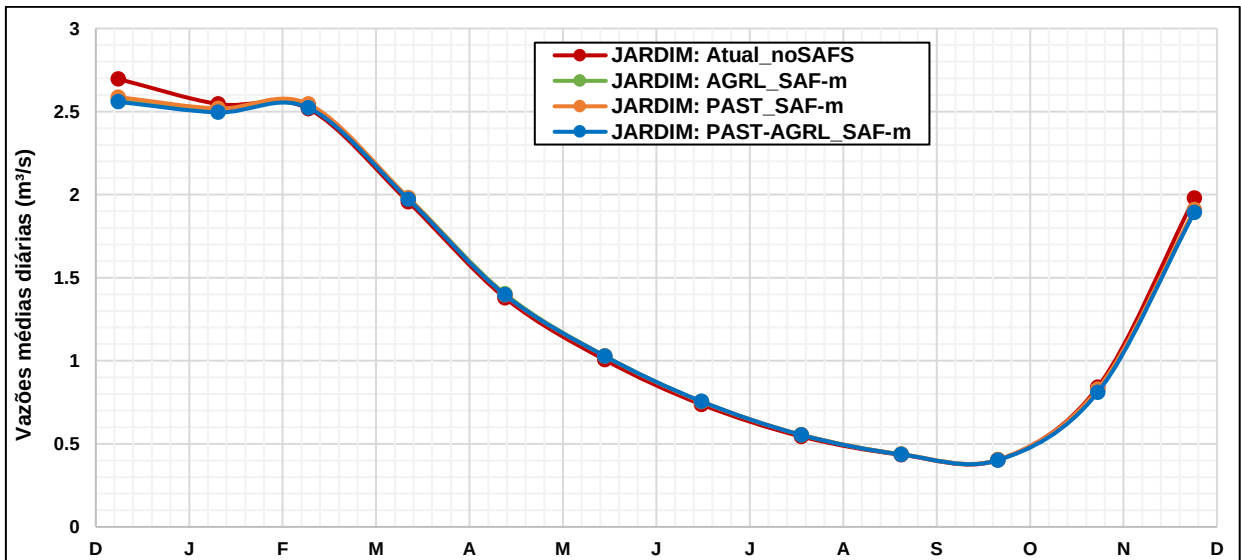
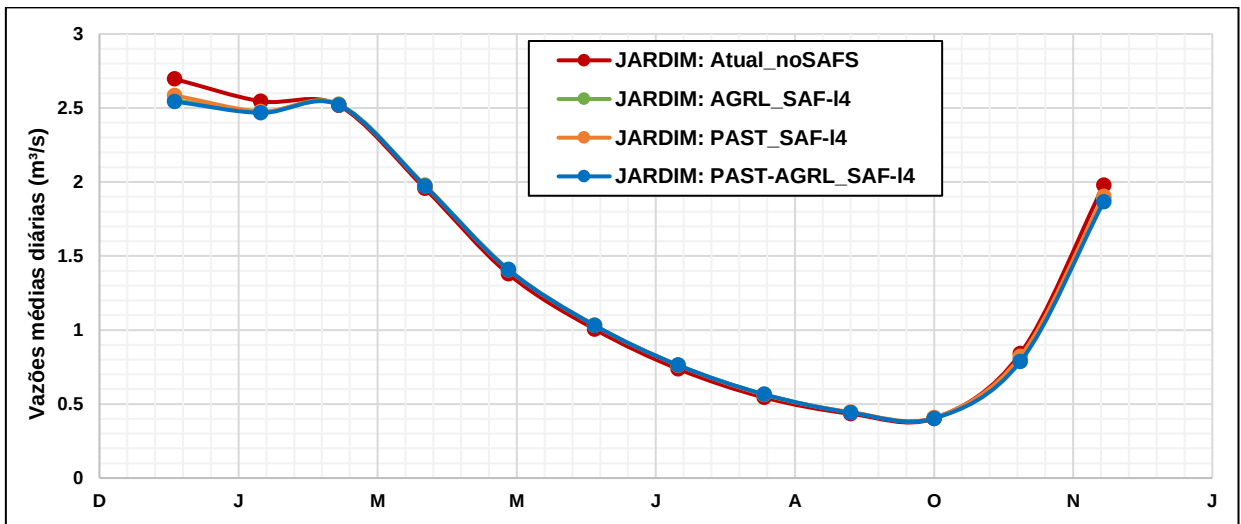


Figura 61 - Vazões médias diárias mensais ao longo da série: Cenários de ciclo longo - 4 estratos (l4)



APÊNDICE F – Curvas de Permanência-excedência de vazões diárias das simulações dos cenários atual e com substituição das áreas de pastagens e de agricultura convencional por SAFS na sub-bacia de Jardim (período de 1996 a 2013).

Figura 62 – Curva de permanência para os cenários atual e AGRL_SAFs-c-m-l4-l3.

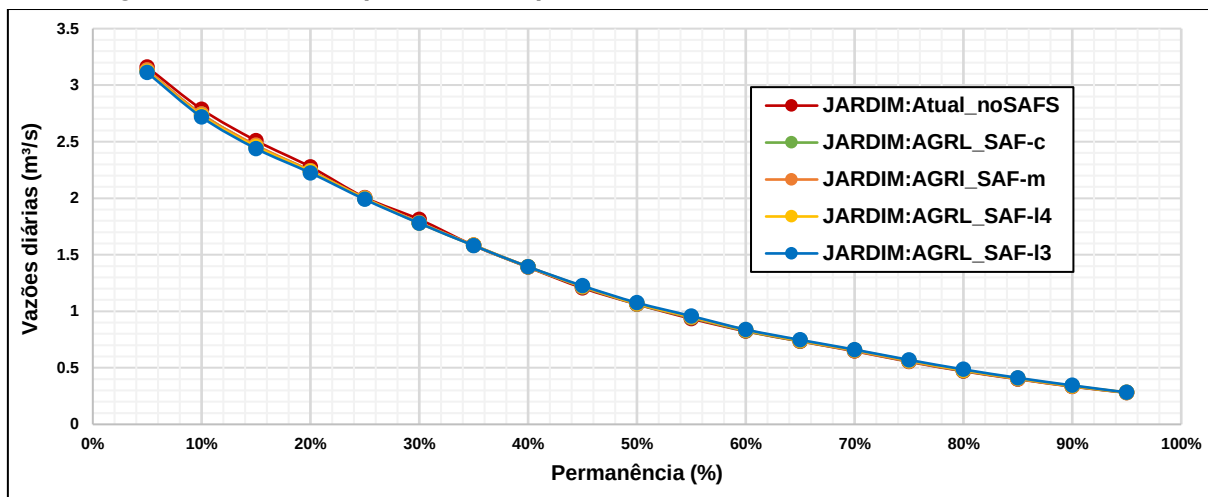


Figura 63 - Curva de permanência para os cenários atual e PAST_SAFs-c-m-l4-l3.

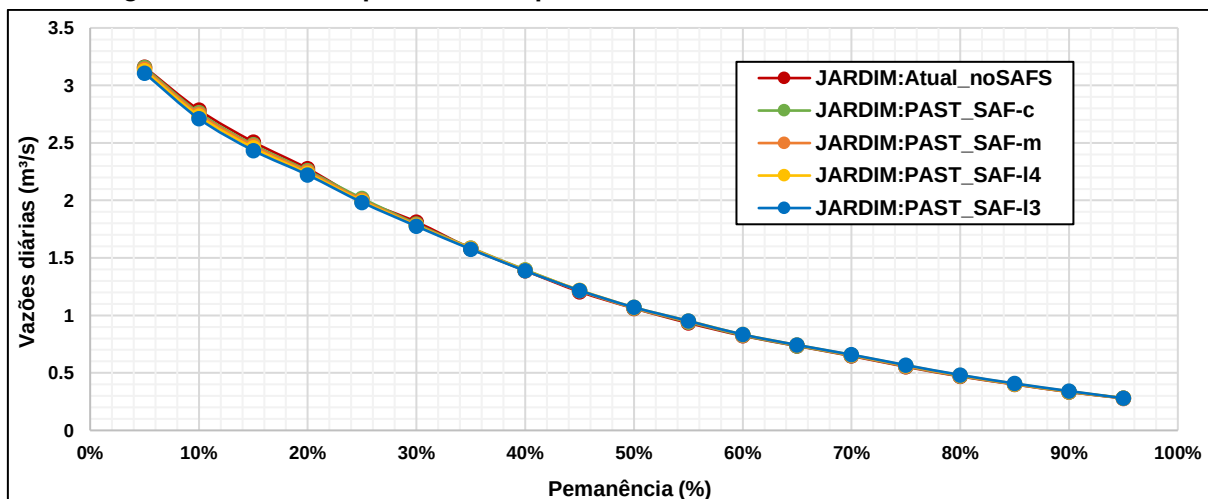
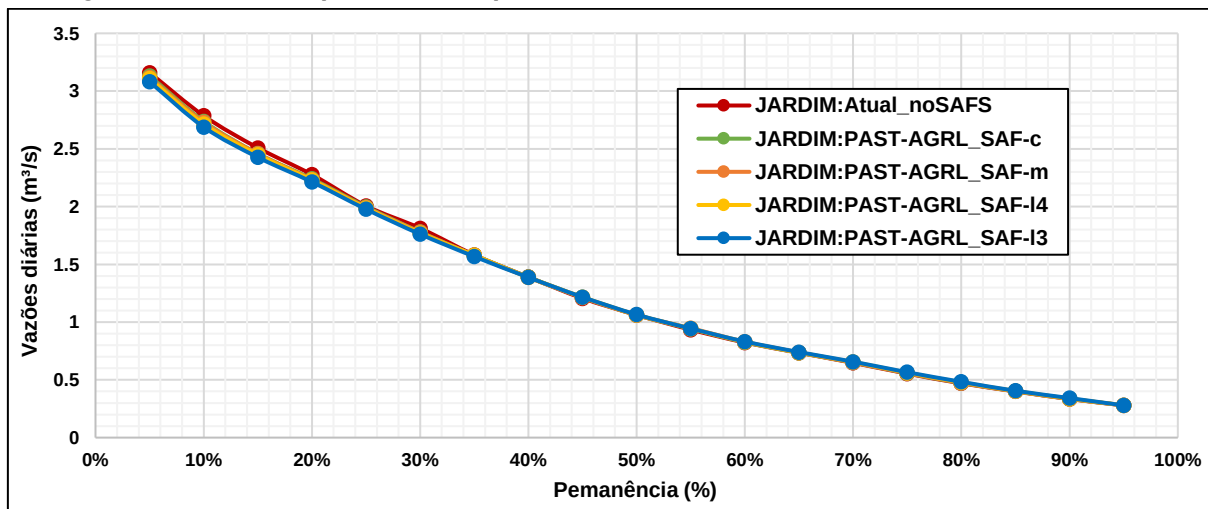


Figura 64 - Curva de permanência para os cenários atual e PAST-AGRL_SAFs-c-m-l4-l3.



APÊNDICE G – Balanço hídrico para a sub-bacia de Jardim para os cenários atual e I3 (clímax) simulados em cada ano no período entre 1996 a 2013.

JARDIM - 1996 a 2013										
Cenário	PRECIP(mm)	ET(mm)	PERC(mm)	SURQ(mm)	GW(mm)	LATQ(mm)	WYLD(mm)	TLOSS(mm)	SWi(mm)	SWf(mm)
1996										
ATUAL_noSAFS	2019.21	725.72	819.13	121.66	0.00	241.47	545.07	181.94	91363.17	91292.45
AGRL_SAF-I3		750.86	820.21	120.35	0.00	240.94	524.41	163.12	91363.17	91286.90
PAST_SAF-I3		753.38	821.32	118.19	0.00	240.37	523.29	164.74	91363.17	91284.39
PAST-AGRL_SAF-I3		768.14	823.99	96.38	0.00	239.87	507.48	171.23	91363.17	91282.77
1997										
ATUAL_noSAFS	1375.12	650.06	508.53	79.29	0.62	230.60	373.43	62.92	91363.38	91206.47
AGRL_SAF-I3		682.47	507.25	78.11	0.23	229.65	365.23	57.24	91396.81	91216.98
PAST_SAF-I3		690.88	506.96	75.37	0.22	228.94	367.86	63.33	91408.22	91217.64
PAST-AGRL_SAF-I3		703.15	505.05	65.00	0.18	228.42	359.22	65.62	91493.79	91301.49
1998										
ATUAL_noSAFS	1243.38	669.82	355.74	26.32	0.79	200.74	338.03	110.18	91376.69	91256.49
AGRL_SAF-I3		699.81	355.89	25.45	0.74	205.29	328.66	97.18	91397.47	91256.49
PAST_SAF-I3		708.48	356.71	23.98	0.73	208.97	330.35	96.66	91412.63	91260.47
PAST-AGRL_SAF-I3		718.26	359.98	19.01	0.71	212.07	320.52	88.73	91418.87	91263.49
1999										
ATUAL_noSAFS	1205.42	625.51	397.65	35.12	0.91	150.29	327.82	141.51	91200.52	91054.97
AGRL_SAF-I3		655.19	398.88	34.99	0.92	156.63	317.46	124.92	91230.88	91064.78
PAST_SAF-I3		666.26	399.28	33.73	0.92	161.98	319.94	123.31	91258.54	91078.49
PAST-AGRL_SAF-I3		675.84	403.36	26.48	0.91	178.12	309.30	103.79	91347.86	91164.78
2000										
ATUAL_noSAFS	1617.37	796.52	519.42	71.69	1.19	226.25	437.36	138.22	91333.92	91197.98
AGRL_SAF-I3		813.77	523.59	70.41	1.21	248.16	431.08	111.30	91356.54	91205.47
PAST_SAF-I3		818.07	524.93	68.34	1.22	253.37	433.09	110.16	91483.90	91325.19
PAST-AGRL_SAF-I3		834.84	529.49	57.86	1.23	261.79	429.38	108.51	91642.09	91465.74
2001										
ATUAL_noSAFS	1224.25	754.97	298.78	30.08	4.24	160.31	332.88	138.25	92177.17	92014.79
AGRL_SAF-I3		782.06	306.32	29.75	4.39	166.24	326.95	126.57	92294.58	92103.49
PAST_SAF-I3		790.36	307.15	27.87	4.55	168.97	326.50	125.12	92316.19	92116.42
PAST-AGRL_SAF-I3		806.96	312.99	22.45	5.01	180.88	325.49	117.15	92351.86	92130.67
2002										
ATUAL_noSAFS	1310.32	778.89	376.57	21.18	8.27	169.11	356.02	157.46	92231.16	92030.00
AGRL_SAF-I3		806.00	390.04	20.58	8.40	178.24	351.58	144.36	92348.09	92110.79
PAST_SAF-I3		818.75	392.53	19.07	8.55	183.14	350.58	139.82	92370.01	92118.47
PAST-AGRL_SAF-I3		825.52	397.02	15.42	8.66	190.09	350.32	136.15	92412.91	92150.37
2003										
ATUAL_noSAFS	1321.12	697.93	434.24	51.43	12.55	185.01	358.92	109.93	92125.80	91955.82
AGRL_SAF-I3		719.96	455.68	50.18	13.67	188.74	354.91	102.32	92196.82	91987.39

PAST_SAF-I3		726.28	458.23	49.14	14.12	191.41	353.92	99.25	92214.79	91997.49
PAST-AGRL_SAF-I3		737.93	466.88	40.76	15.64	204.24	353.58	92.94	92291.47	92054.19
2004										
ATUAL_noSAFS	1348.86	711.97	391.57	46.05	35.65	193.64	365.38	90.05	91136.85	91016.79
AGRL_SAF-I3		736.38	408.18	44.69	35.80	199.24	361.75	82.02	91222.24	91064.79
PAST_SAF-I3		742.10	412.08	43.80	38.91	202.36	360.68	75.61	91234.48	91068.47
PAST-AGRL_SAF-I3		756.15	424.38	34.23	42.69	213.93	360.45	69.60	91317.62	91125.49
2005										
ATUAL_noSAFS	1631.42	703.74	579.66	84.82	83.94	204.94	440.32	66.62	91359.88	91267.57
AGRL_SAF-I3		738.35	584.00	77.42	84.87	215.61	441.21	63.31	91482.93	91350.79
PAST_SAF-I3		746.17	586.16	71.58	86.93	219.42	442.77	64.84	91507.86	91364.17
PAST-AGRL_SAF-I3		760.37	597.84	63.77	102.97	223.46	443.75	53.55	91626.71	91456.18
2006										
ATUAL_noSAFS	1336.32	769.10	352.46	36.57	110.64	174.14	363.01	41.66	91660.59	91512.34
AGRL_SAF-I3		792.24	369.91	29.20	111.94	182.04	360.83	37.65	91885.03	91698.37
PAST_SAF-I3		796.31	370.01	28.60	113.67	184.00	359.76	33.48	91902.21	91712.46
PAST-AGRL_SAF-I3		808.96	397.78	18.09	123.91	195.63	359.60	21.97	92454.69	92224.67
2007										
ATUAL_noSAFS	993.80	666.00	290.51	20.92	101.64	114.93	267.94	30.45	91278.61	91047.96
AGRL_SAF-I3		682.95	297.43	16.68	104.59	119.10	268.41	28.05	91400.37	91145.37
PAST_SAF-I3		695.33	299.29	15.14	105.97	122.24	269.75	26.40	91418.84	91148.28
PAST-AGRL_SAF-I3		701.88	310.62	14.81	115.69	130.31	270.38	9.57	91492.69	91203.61
2008										
ATUAL_noSAFS	1830.11	771.92	585.75	83.20	180.67	142.12	499.38	93.39	92034.81	92007.87
AGRL_SAF-I3		797.47	593.10	68.00	182.47	155.37	491.66	85.81	92164.55	92112.43
PAST_SAF-I3		810.40	595.05	67.20	183.34	157.34	488.79	80.90	92182.59	92118.47
PAST-AGRL_SAF-I3		821.33	610.38	64.73	189.74	163.85	484.24	65.92	92299.50	92213.66
2009										
ATUAL_noSAFS	1712.98	791.34	581.77	61.79	205.67	152.42	464.25	44.36	92249.85	92125.47
AGRL_SAF-I3		824.39	587.50	57.95	206.93	157.54	459.70	37.27	92362.05	92203.45
PAST_SAF-I3		837.59	589.96	55.07	207.47	159.26	458.43	36.63	92393.97	92220.98
PAST-AGRL_SAF-I3		850.18	607.13	45.00	213.94	164.22	458.00	34.84	92452.67	92250.34
2010										
ATUAL_noSAFS	1292.65	756.53	367.98	40.98	180.49	116.34	351.27	13.46	92147.36	91964.24
AGRL_SAF-I3		783.91	377.37	32.98	181.94	120.64	347.66	12.10	92271.07	92054.79
PAST_SAF-I3		793.27	379.83	31.46	183.64	122.31	346.85	9.43	92374.09	92146.79
PAST-AGRL_SAF-I3		807.14	392.49	29.32	185.49	125.33	346.36	6.22	92567.46	92314.12
2011										
ATUAL_noSAFS	1705.95	678.39	574.40	58.37	191.47	126.34	460.35	84.17	92118.85	92111.66
AGRL_SAF-I3		698.06	580.70	39.18	193.94	144.63	461.40	83.65	92257.69	92223.48
PAST_SAF-I3		707.59	581.39	38.26	194.79	146.45	461.91	82.41	92309.72	92264.79
PAST-AGRL_SAF-I3		717.03	600.29	34.92	196.47	152.35	462.95	79.21	92386.96	92312.64
2012										
ATUAL_noSAFS	1250.55	756.85	337.16	74.32	160.47	92.25	341.03	14.00	92033.50	91849.00
AGRL_SAF-I3		790.01	345.23	72.94	161.47	94.34	337.38	8.63	92186.87	91964.79

PAST_SAF-I3		799.39	346.17	72.12	161.71	96.94	336.52	5.74	92215.90	91984.37
PAST-AGRL_SAF-I3		818.05	351.96	60.36	170.47	101.12	336.18	4.23	92353.00	92097.37
2013										
ATUAL_noSAFS	1299.80	779.38	323.18	22.33	167.47	128.64	353.19	34.75	91803.84	91647.89
AGRL_SAF-I3		813.18	329.76	16.99	175.94	135.78	351.61	22.90	92074.24	91879.49
PAST_SAF-I3		825.49	330.10	16.17	178.49	137.64	350.48	18.19	92094.73	91888.46
PAST-AGRL_SAF-I3		839.10	340.90	15.71	185.47	142.94	350.47	6.35	92260.60	92029.93
Médias entre o período de 1996 a 2013										
ATUAL_noSAFS	1428.81	726.92	449.69	53.67	80.37	167.20	387.54	86.30	91722.00	91586.65
AGRL_SAF-I3		753.73	457.28	49.21	81.64	174.34	382.33	77.13	91827.30	91662.78
PAST_SAF-I3		762.56	458.73	47.51	82.51	176.95	382.30	75.33	91858.99	91684.21
PAST-AGRL_SAF-I3		775.05	468.47	40.24	86.62	183.81	379.31	68.64	91974.11	91780.08

APÊNDICE H – Balanço hídrico para a sub-bacia de Jardim para os cenários atual e I3 (clímax) simulados em cada ano no período entre 1996 a 2013.

SERRA AZUL- 1996 a 2013										
Cenário	PRECIP(mm)	ET(mm)	PERC(mm)	SURQ(mm)	GW(mm)	LATQ(mm)	WYLD(mm)	TLOSS(mm)	SWi(mm)	SWf(mm)
1996										
ATUAL_noSAFS	2019.21	877.30	874.87	134.17	0.00	245.61	548.32	168.54	91371.29	91090.00
AGRL_SAF-I3		878.00	875.70	110.96	0.00	244.63	529.72	174.13	91371.29	91107.08
PAST_SAF-I3		917.83	878.75	103.66	0.00	243.94	514.49	166.89	91371.29	91079.43
PAST-AGRL_SAF-I3		960.96	879.58	91.19	0.00	234.71	503.35	177.44	91371.29	91046.61
1997										
ATUAL_noSAFS	1375.12	829.06	544.62	74.10	0.59	210.05	373.64	88.90	91175.68	90803.48
AGRL_SAF-I3		840.61	543.58	71.62	0.25	205.03	366.34	89.44	91200.15	90824.74
PAST_SAF-I3		877.31	542.49	65.82	0.25	203.22	365.36	96.08	91180.54	90770.49
PAST-AGRL_SAF-I3		888.86	541.45	61.40	0.17	200.13	357.44	95.74	91172.50	90759.87
1998										
ATUAL_noSAFS	1243.38	846.68	405.24	25.43	0.80	160.03	338.22	151.96	90958.73	90611.97
AGRL_SAF-I3		855.04	405.68	25.67	0.76	165.07	327.04	135.53	90960.65	90616.27
PAST_SAF-I3		889.24	406.63	21.53	0.75	170.10	326.48	134.11	91005.40	90626.42
PAST-AGRL_SAF-I3		897.61	407.08	18.43	0.70	175.12	313.93	119.68	91011.62	90636.39
1999										
ATUAL_noSAFS	1205.42	806.27	438.51	33.32	0.90	148.04	328.02	145.76	90754.11	90386.74
AGRL_SAF-I3		815.05	437.58	33.64	0.91	148.53	319.54	136.46	90749.23	90382.49
PAST_SAF-I3		854.10	445.94	29.31	0.92	165.01	317.50	122.26	90744.91	90332.79
PAST-AGRL_SAF-I3		862.88	445.01	26.06	0.88	168.25	305.78	110.59	90738.72	90330.47
2000										
ATUAL_noSAFS	1617.37	891.71	594.01	73.07	1.23	216.34	437.58	146.94	90551.68	90245.75
AGRL_SAF-I3		900.27	593.65	70.55	1.21	255.63	434.29	106.91	90610.56	90299.72
PAST_SAF-I3		940.52	601.74	62.94	1.24	263.74	429.57	101.66	90736.98	90382.51
PAST-AGRL_SAF-I3		949.08	602.38	56.96	1.25	270.24	428.87	100.42	91309.64	90946.68

2001										
ATUAL_noSAFS	1224.25	879.64	353.32	28.09	4.25	170.17	333.08	130.57	90366.49	90024.70
AGRL_SAF-I3		898.10	355.41	28.35	4.48	177.13	331.24	121.28	90466.97	90106.47
PAST_SAF-I3		937.47	400.95	24.60	4.69	184.21	327.46	113.96	90626.60	90184.97
PAST-AGRL_SAF-I3		955.93	405.68	21.78	5.03	190.09	324.93	108.03	90717.26	90254.97
2002										
ATUAL_noSAFS	1310.32	901.56	425.32	20.84	8.31	194.63	356.22	132.44	90188.77	89815.99
AGRL_SAF-I3		910.17	437.00	21.07	8.45	212.24	354.54	112.78	90310.65	89919.27
PAST_SAF-I3		946.38	479.96	17.77	8.53	234.33	352.89	92.26	90701.64	90232.73
PAST-AGRL_SAF-I3		954.99	489.63	15.36	8.89	255.36	348.33	68.73	91728.61	91245.98
2003										
ATUAL_noSAFS	1321.12	845.67	461.61	47.49	12.77	169.31	359.12	129.55	89936.85	89591.58
AGRL_SAF-I3		854.27	471.33	47.86	13.75	176.74	357.75	119.41	90019.42	89657.18
PAST_SAF-I3		887.79	493.68	43.81	14.03	186.38	355.98	111.77	90244.88	89828.54
PAST-AGRL_SAF-I3		896.39	503.98	40.76	16.48	189.31	350.41	103.87	90485.67	90056.00
2004										
ATUAL_noSAFS	1348.86	849.74	454.21	45.45	35.64	173.23	365.59	111.27	89707.08	89386.40
AGRL_SAF-I3		858.38	453.49	45.86	36.59	179.27	364.37	102.65	89980.10	89652.71
PAST_SAF-I3		895.51	489.56	38.93	38.99	189.33	361.65	94.39	90023.26	89625.40
PAST-AGRL_SAF-I3		904.16	508.94	33.70	43.70	201.54	356.07	77.13	90333.67	89913.35
2005										
ATUAL_noSAFS	1631.42	844.98	657.30	83.64	84.79	197.14	439.55	73.98	89705.81	89395.40
AGRL_SAF-I3		853.66	656.24	81.32	85.59	200.22	440.27	73.14	90021.75	89703.00
PAST_SAF-I3		896.70	677.39	70.88	94.90	205.33	441.04	69.94	90136.36	89752.64
PAST-AGRL_SAF-I3		905.39	703.32	62.90	107.11	211.14	442.35	61.20	90505.28	90085.64
2006										
ATUAL_noSAFS	1336.32	870.51	420.23	33.85	103.50	125.64	365.21	102.22	89524.24	89204.61
AGRL_SAF-I3		878.65	420.08	34.21	103.66	129.61	363.25	95.77	89931.07	89605.41
PAST_SAF-I3		909.13	440.01	30.97	119.05	130.31	359.78	79.46	90023.02	89650.42
PAST-AGRL_SAF-I3		917.27	450.86	28.66	129.62	142.33	359.23	58.62	90347.45	89956.41
2007										
ATUAL_noSAFS	993.80	804.59	305.57	19.90	109.20	80.64	266.12	56.37	88435.12	88052.64
AGRL_SAF-I3		813.22	310.12	20.11	110.37	90.94	267.86	46.43	89752.07	89354.67
PAST_SAF-I3		848.24	320.90	17.66	120.67	100.56	268.99	30.09	89846.30	89401.97
PAST-AGRL_SAF-I3		856.87	325.45	15.86	134.64	110.22	269.57	8.85	90352.74	89894.64
2008										
ATUAL_noSAFS	1830.11	898.49	710.58	81.50	168.53	140.79	497.62	106.81	88059.57	87783.00
AGRL_SAF-I3		907.17	715.22	79.09	169.78	155.47	496.23	91.89	89358.50	89069.99
PAST_SAF-I3		954.62	720.66	69.54	185.14	160.36	494.01	78.97	89407.75	89068.57
PAST-AGRL_SAF-I3		963.30	725.30	62.13	193.30	165.12	491.25	70.70	89898.44	89548.70
2009										
ATUAL_noSAFS	1712.98	911.20	670.08	60.50	174.17	149.69	460.48	76.12	88514.42	88185.64
AGRL_SAF-I3		919.98	679.11	58.11	176.43	150.77	460.90	75.59	88805.93	88458.93
PAST_SAF-I3		971.86	713.29	49.59	188.39	151.45	461.30	71.87	89625.41	89191.94
PAST-AGRL_SAF-I3		980.64	722.32	43.29	192.94	162.22	462.46	64.00	90236.54	89784.11

2010										
ATUAL_noSAFS	1292.65	885.82	409.22	42.63	167.20	115.41	354.47	29.23	89707.92	89351.07
AGRL_SAF-I3		894.61	409.20	40.00	167.94	120.63	351.79	23.23	90268.78	89905.84
PAST_SAF-I3		940.27	421.07	35.27	174.32	123.25	348.53	15.69	90995.89	90578.67
PAST-AGRL_SAF-I3		949.06	425.64	31.72	182.42	128.25	347.99	5.60	91557.96	91127.92
2011										
ATUAL_noSAFS	1705.95	821.50	681.82	54.21	218.34	116.12	460.58	71.92	90284.10	90026.15
AGRL_SAF-I3		830.02	685.90	52.79	229.56	121.97	461.82	57.50	90812.31	90540.51
PAST_SAF-I3		864.77	690.97	40.08	235.65	134.36	462.91	52.82	91489.85	91177.15
PAST-AGRL_SAF-I3		873.29	695.05	31.22	244.45	148.36	463.20	39.17	92012.45	91686.85
2012										
ATUAL_noSAFS	1250.55	903.36	364.78	70.33	150.46	82.24	340.23	37.19	90785.58	90427.77
AGRL_SAF-I3		921.79	365.17	67.88	152.43	96.14	339.67	23.23	91276.88	90900.80
PAST_SAF-I3		969.11	362.60	61.07	160.34	107.64	336.24	7.18	91886.97	91469.57
PAST-AGRL_SAF-I3		987.55	362.98	50.00	168.64	112.31	334.76	3.81	92388.97	91954.23
2013										
ATUAL_noSAFS	1299.80	917.88	367.46	25.13	120.10	135.17	355.39	74.99	90491.92	90151.00
AGRL_SAF-I3		925.88	369.43	20.37	126.92	138.34	354.13	68.50	90609.64	90260.00
PAST_SAF-I3		976.80	377.81	16.76	135.00	140.97	351.74	59.01	91029.55	90623.00
PAST-AGRL_SAF-I3		984.80	379.78	14.15	149.29	145.87	347.23	37.91	91406.49	90994.47
Médias entre o período de 1996 a 2013										
ATUAL_noSAFS	1428.81	865.88	507.71	52.98	75.60	157.24	387.75	101.93	90028.85	89696.33
AGRL_SAF-I3		875.27	510.21	50.53	77.17	164.91	384.49	91.88	90361.44	90020.28
PAST_SAF-I3		915.43	525.80	44.45	82.38	171.92	382.00	83.24	90615.36	90220.96
PAST-AGRL_SAF-I3		927.17	531.91	39.20	87.75	178.37	378.18	72.86	90976.41	90567.96

APÊNDICE I – Produção de sedimentos nas simulações dos cenários atual e com substituição das áreas de pastagens e ou de agricultura convencional por SAFS na sub-bacia de Jardim (período de 1996 a 2013).

Figura 65 - Produção anual de sedimentos na sub-bacia de Jardim ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e cenários AGRL_SAFs-c-m-l4-l3.

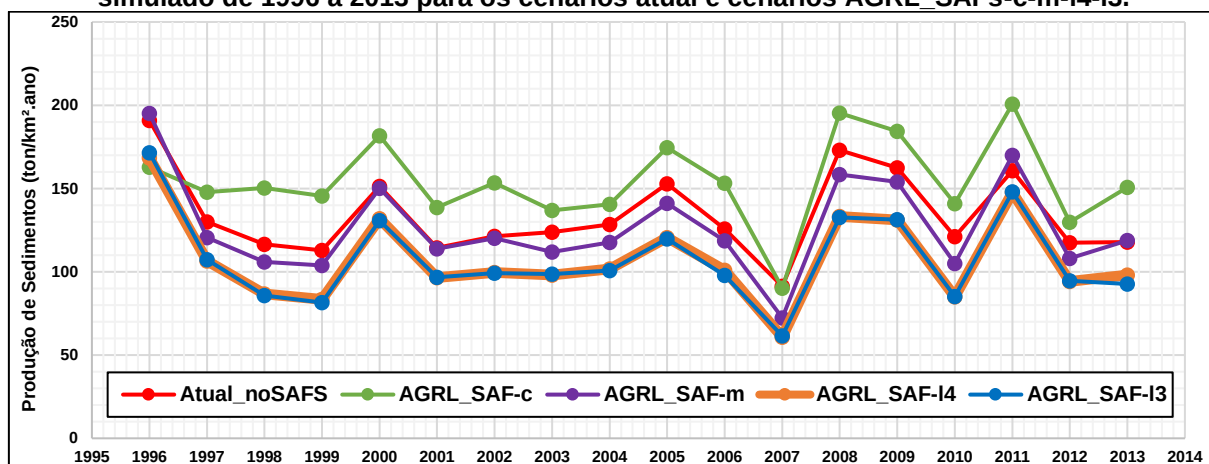


Figura 66 - Produção anual de sedimentos na sub-bacia de Jardim ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e cenários PAST_SAFs-c-m-l4-l3.

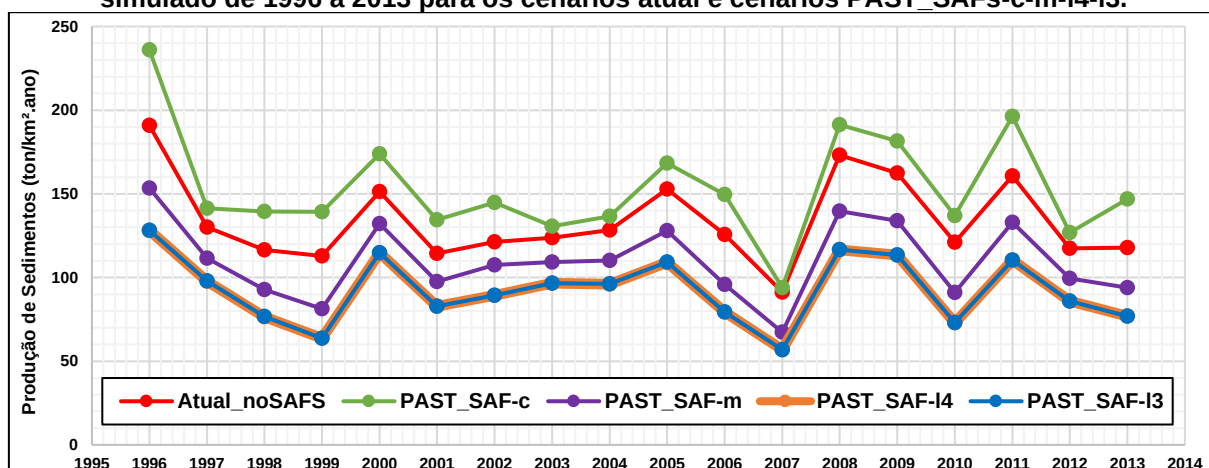


Figura 67 - Produção anual de sedimentos na sub-bacia de Jardim ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e cenários PAST-AGRL_SAFs-c-m-l4-l3.

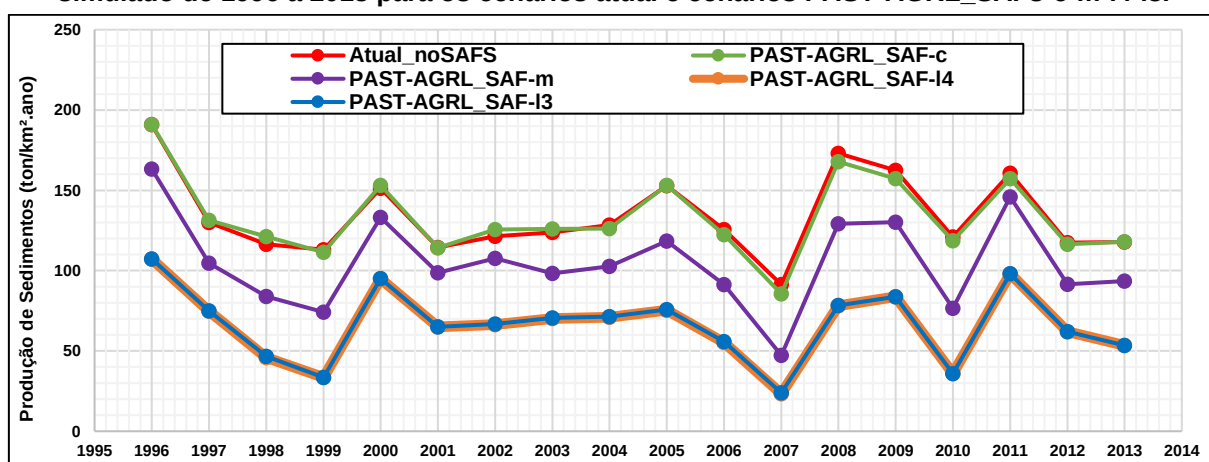


Figura 68 - Produção anual de sedimentos na sub-bacia de Jardim ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e cenários de SAFs-c em AGRL, PAST, e PAST-AGRL.

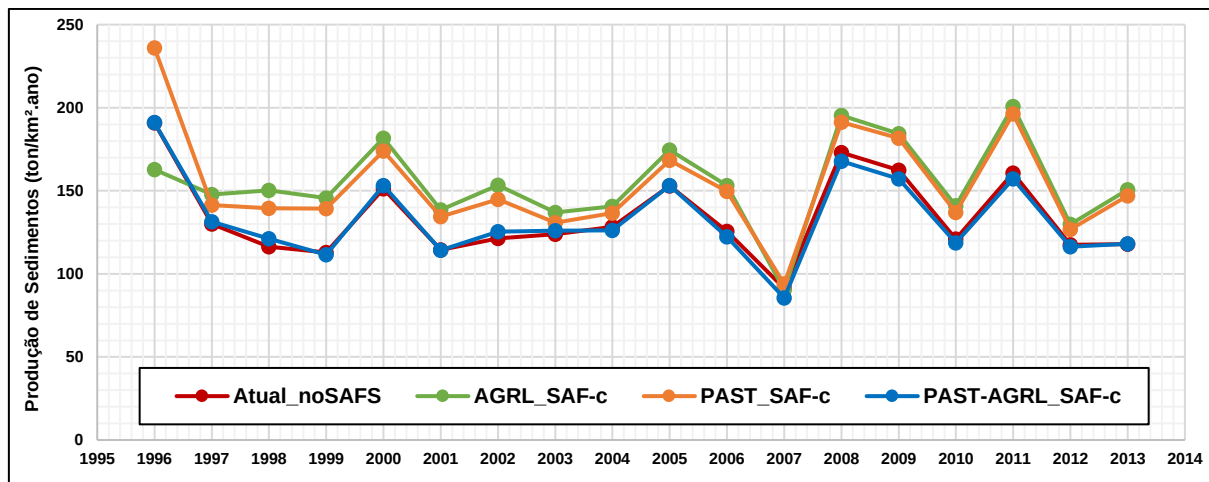


Figura 69 - Produção anual de sedimentos na sub-bacia de Jardim ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e cenários de SAFs-m em AGRL, PAST, e PAST-AGRL.

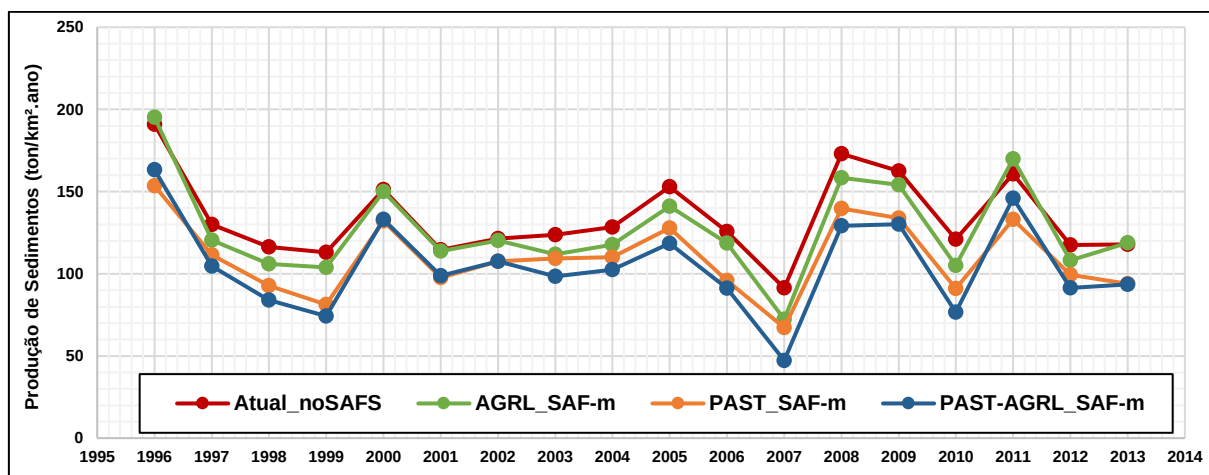
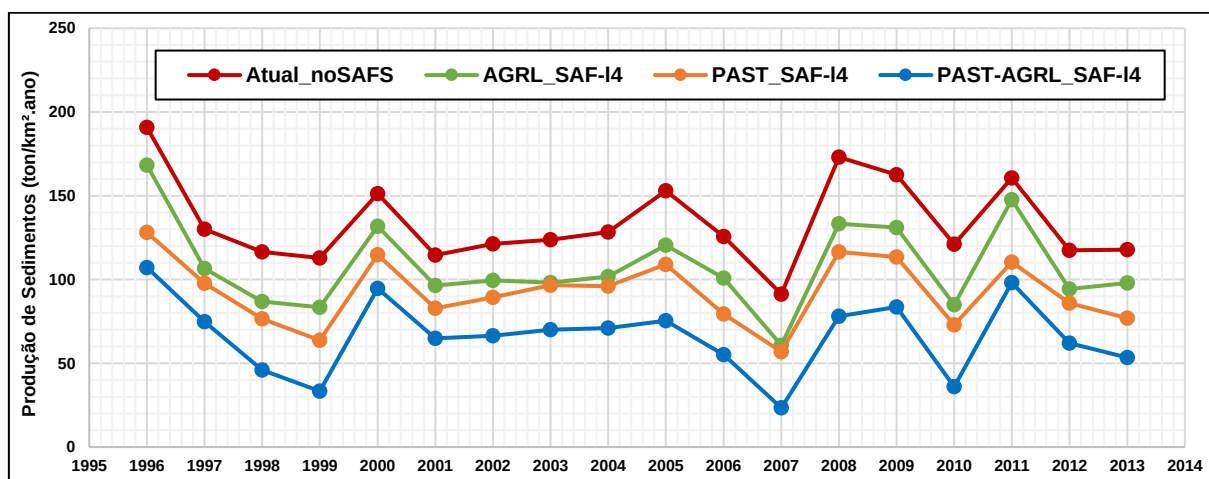
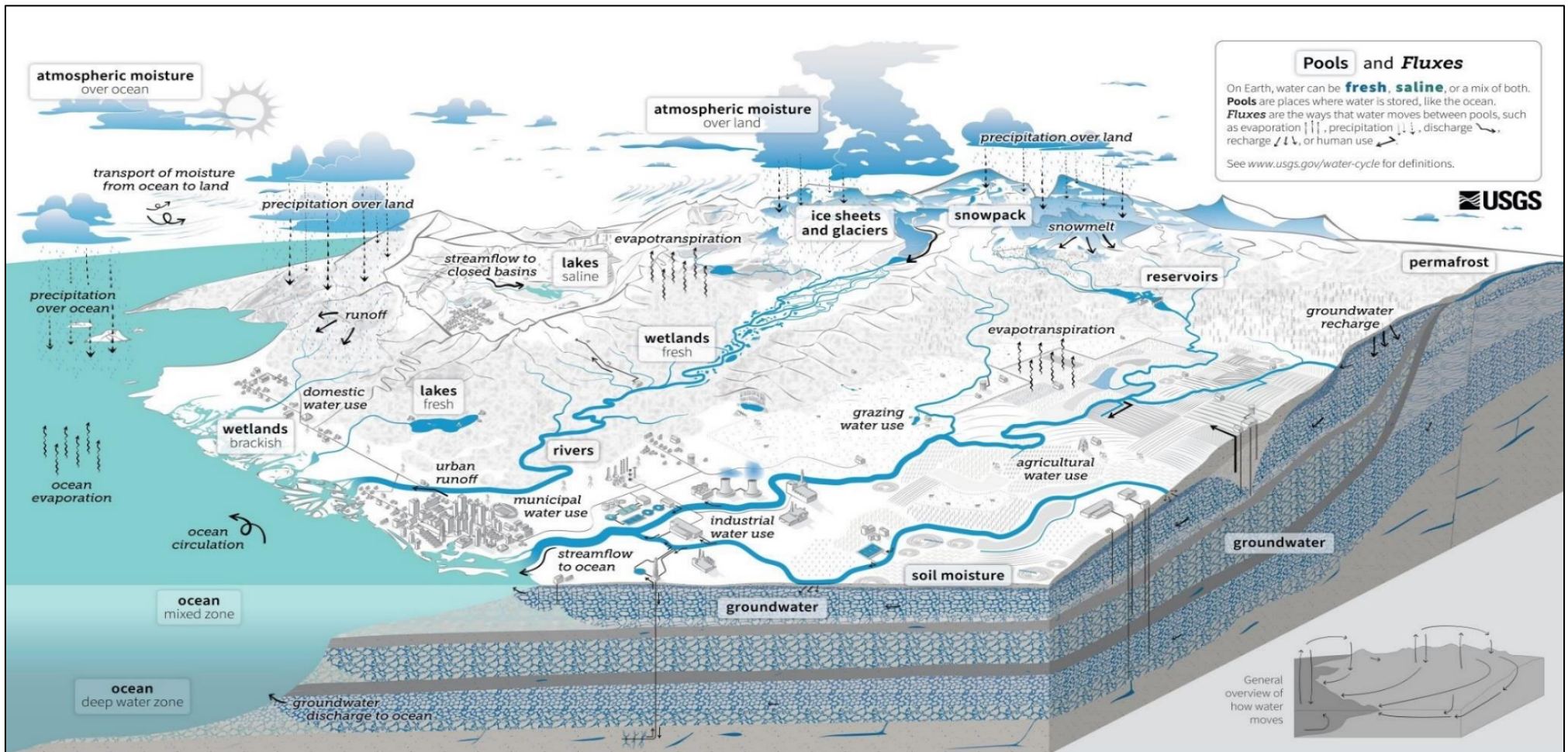


Figura 70 - Produção anual de sedimentos na sub-bacia de Jardim ao longo do período simulado de 1996 a 2013 para os cenários atual e cenários de SAFs-l4 em AGRL, PAST, e PAST-AGRL.



ANEXOS

ANEXO A - Figura 71 - Ciclo Hidrológico (USGS, 2023).



The Water Cycle

The water cycle describes where water is on Earth and how it moves. Water is stored in the atmosphere, on the land surface, and below the ground. It can be a liquid, a solid, or a gas. Liquid water can be fresh, saline (salty), or a mix (brackish). Water moves between the places it is stored. Water moves at large scales and at very small scales. Water moves naturally and because of human actions. Human water use affects where water is stored, how it moves, and how clean it is.

Pools store water. 96% of all water is stored in **oceans** and is saline. On land, saline water is stored in **saline lakes**. Fresh water is stored in liquid form in **freshwater lakes**, artificial **reservoirs**, **rivers**, and **wetlands**. Water is stored in solid, frozen form in **ice sheets** and **glaciers**, and in **snowpack** at high elevations or near the Earth's poles. Water vapor is a gas and is stored as **atmospheric moisture** over the ocean and land. In the soil, frozen water is stored as **permafrost** and liquid water is stored as **soil moisture**. Deeper below ground, liquid water is stored as **groundwater** in aquifers, within cracks and pores in the rock.

Fluxes move water between pools. As it moves, water can change form between liquid, solid, and gas. **Circulation** mixes water in the oceans and transports water vapor in the atmosphere. Water moves between the atmosphere and the surface through **evaporation**, **evapotranspiration**, and **precipitation**. Water moves across the surface through **snowmelt**, **runoff**, and **streamflow**. Water moves into the ground through infiltration and **groundwater recharge**. Underground, groundwater flows within aquifers. It can return to the surface through natural **groundwater discharge** into rivers, the ocean, and from **springs**.

We alter the water cycle. We redirect rivers. We build dams to store water. We drain water from wetlands for development. We use water from rivers, lakes, reservoirs, and groundwater aquifers. We use that water to supply our **homes and communities**. We use it for **agricultural** irrigation and **grazing** livestock. We use it in **industrial** activities like thermoelectric power generation, mining, and aquaculture. The amount of water that is available depends on how much water is in each pool (water quantity). It also depends on when and how fast water moves (water timing), how much water we use (water use), and how clean the water is (water quality).

We affect **water quality**. In agricultural and urban areas, irrigation and precipitation wash fertilizers and pesticides into rivers and groundwater. Power plants and factories return heated and contaminated water to rivers and lakes. Downstream from these sources, contaminated water can cause harmful algal blooms, spread diseases, and harm habitats. **Climate change** is affecting the water cycle. It is affecting water quality, quantity, timing, and use. It is causing ocean acidification, sea level rise, and more extreme weather. By understanding these impacts, we can work toward using water sustainably.