

Fábio Luiz Mação Campos

**Avaliação da influência de diferentes unidades
da paisagem na alocação de práticas
conservacionistas em bacias hidrográficas: uma
abordagem com SWAT+**

Vitória, ES

2025

Fábio Luiz Mação Campos

Avaliação da influência de diferentes unidades da paisagem na alocação de práticas conservacionistas em bacias hidrográficas: uma abordagem com SWAT+

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, em nível de Doutorado, da Universidade Federal do Espírito Santo, sob a orientação do Professor Dr. André Luiz Nascentes Coelho

Universidade Federal do Espírito Santo
Programa de Pós-Graduação em Geografia

Orientador: Prof. Dr. André Luiz Nascentes Coelho
Coorientador: Profa. Dra. Danielle de Almeida Bressiani

Vitória, ES
2025

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

C198a Campos, Fábio Luiz Mação, 1980-
Avaliação da influência de diferentes unidades da paisagem na alocação de práticas conservacionistas em bacias hidrográficas : uma abordagem com SWAT+ / Fábio Luiz Mação Campos. - 2025.
160 f. : il.

Orientador: André Luiz Nascentes Coelho.

Coorientadora: Danielle de Almeida Bressiani.

Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais.

1. Recursos Hídricos. 2. Geografia. 3. Modelagem Hidrológica. 4. Geotecnologias. 5. Geomorfologia. 6. SWAT+. I. Coelho, André Luiz Nascentes. II. Bressiani, Danielle de Almeida. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Humanas e Naturais. IV. Título.

CDU: 91


Fábio Luiz Mação Campos

Avaliação da influência de diferentes unidades da paisagem na alocação de práticas conservacionistas em bacias hidrográficas: uma abordagem com SWAT+


Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia do Centro de Ciências Humanas e Naturais, da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Doutor em Geografia.

Aprovada em 03 de julho de 2025.


Comissão Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 **ANDRE LUIZ NASCENTES COELHO**
Data: 04/07/2025 14:57:22-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>


Prof. Dr. André Luiz Nascentes Coelho (UFES)
Orientador e Presidente da Banca

Documento assinado digitalmente
 **ANTONIO CELSO DE OLIVEIRA GOULART**
Data: 03/07/2025 22:17:28-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. Antonio Celso de Oliveira Goulart (UFES)
Examinador Interno


Documento assinado digitalmente
 **ROBERTO JOSE HEZER MOREIRA VERVLOET**
Data: 04/07/2025 10:15:16-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. Roberto José Hezer Moreira Vervloet (IEMA/ES)
Examinador Externo

Documento assinado digitalmente
 **MONICA AMORIM GONCALVES**
Data: 04/07/2025 12:15:25-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profa. Dra. Monica Amorim Gonçalves (Agerh/ES)
Examinadora Externa

Profa. Dra. Samanta Tolentino Cecconello (IFSUL Campus Pelotas)
Examinadora Externa

Documento assinado digitalmente
 **SAMANTA TOLENTINO CECCONELLO**
Data: 04/07/2025 14:30:50-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

À Jaline, Júlia e Felipe, pelos dias e horas que estive ausente durante esta jornada.

Agradecimentos

Ao longo dessa longa jornada que constitui a conclusão de um doutorado, chega o momento de uma inevitável reflexão sobre todo o percurso. Foram anos muito intensos, com variados desafios. E embora muitos desafios científicos e acadêmicos tenham se colocado no caminho, o maior desafio certamente é lidar e equilibrar a vida pessoal com todo o envolvimento que uma pesquisa de doutorado demanda.

Uma lista resumida de tudo que aconteceu nesse período incluiria uma pandemia, casos de câncer e alzheimer na família, superendividamento, duas mudanças de endereço e mais um bocado de pequenas coisas que demandam nossa atenção no dia-a-dia e que se fossem simplesmente listadas corriam o risco de alcançar mais páginas que a própria tese.

Por fim, apesar dos percalços e desafios, aqui chegamos. Desde o início da jornada foram dezenas de participações e apresentações em eventos, quatro minicursos ministrados, quatro capítulos de livro (um relacionado à tese), oito artigos em periódicos (cinco relacionados à tese) e mais vários projetos que nasceram do grande aprendizado que se tem ao percorrer o caminho de um doutorado.

Enfrentar todos esses desafios e concluir a tese não seria possível sem a ajuda de muitas pessoas, que mesmo correndo o risco de esquecer alguma irei tentar nomear.

Inicialmente, preciso agradecer à toda minha família, em especial à minha esposa Jaline, meus pais Maria Luiza e Osnan, minha irmã Polianny e Walmir. Que sempre foram os que estiveram mais próximos e sempre estiveram dispostos a prestar qualquer apoio que fosse necessário. Em nome deles agradeço todos os outros parentes que estiveram igualmente disponíveis.

Entrando no campo acadêmico, não posso deixar de reconhecer todo o apoio, a confiança e a boa vontade dos meus orientadores André Luiz Nascentes Coelho e Danielle Bressiani. Eles foram as melhores escolhas que eu poderia ter feito como orientadores e sou imensamente grato por terem me adotado como orientando.

Ainda no campo acadêmico, não posso deixar de reconhecer o trabalho (mesmo que por poucos meses) dos bolsistas e voluntários que participaram do projeto de pesquisa, com tive o prazer de partilhar um pouco do aprendizado. Bruno Delmaschio, Marina, Isabela, Gabriel, Ivna, Alana, Jéssica e Emilly. Agradeço a todos pelos tijolos que ajudaram a colocar nessa construção.

Muitos amigos também se envolveram nessa jornada em algum momento, e gostaria de agradecer a cada participação de Idelvon Poubel, Roberto Vervloet, Mariana Domingues, Rachel Facundo, Ernani Vassoler, Flávio Coelho, Rosi Meireles e vários outros que em

graus maiores ou menores tem precisam ter seus nomes registrados nessa obra.

Aos professores e profissionais que compartilharam um pouco de seu conhecimento comigo ao longo desse percurso: Roberto Vervloet (Iema), Carlos de Melo, Cíntia Bre-menkamp (Incaper), Luis Aquino, Mônica Amorim, Ricardo Valory (Agerh), Marcus Vinícius Galbetti, Vinícius Pelissari, Antônio Celso Goulart, Eberval Marchiorio, Luis Carlos Tosta, Mariana Domingues, Mário Mediondo, Claudinei Silveira, Ricardo Michael Silveira, Fernando Nadal, Cleide Rodrigues.

Institucionalmente, preciso de deixar meu agradecimento ao Instituto Federal de Espírito Santo - Ifes, pelo afastamento concedido durante uma grande parte do curso e pelo apoio prestado na participação em eventos científicos. Também sou muito grato à Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo - FAPES, que por meio do financiamento de projeto de pesquisa viabilizou os recursos demandados durante o processo e apoiou a participação em reuniões e eventos. E por fim, minha gratidão à UFES, instituição onde há cerca 20 anos eu obtive minha graduação em geografia e que hoje volto para fechar esse ciclo de formação profissional.

Por fim, agradeço a Deus, o melhor nome para representar toda a energia que flui por todo esse universo, que faz com que cada acontecimento seja como deve ser, nos ajuda e nos orienta em momentos de incerteza.

*Somos feixes de pensamentos num universo pensante.
E o pensamento tem o poder de transformar*
(Deepak Chopra)

Resumo

Diante dos crescentes conflitos por recursos hídricos, alternativas para melhor planejamento do uso da terra em bacias hidrográficas que visem aumentar a disponibilidade hídrica em tempos de escassez e reduzir a quantidade de sedimentos e poluentes tornam-se necessárias. Uma das opções para aumentar essa disponibilidade é a aplicação de práticas conservacionistas (*Best Management Practices - BMPs*) que aumentem a vazão de base e reduzam o aporte de sedimentos e nutrientes em cursos d'água. Porém, sua aplicação pode ter consideráveis custo financeiros e requer a intervenção em áreas agrícolas. Por isso é importante que para melhor aproveitamento dos recursos disponíveis para ações de conservação do solo e da água as alternativas locais mais adequadas sejam encontradas. Para identificação dessas áreas, o uso de modelos hidrológicos é uma ferramenta altamente útil, pois eles são capazes de simular antecipadamente qual será o efeito da aplicação de determinada prática em determinado local da bacia. Embora pesquisas mostrem que o relevo exerce forte influência nos fluxos de água e sedimentos, ainda restam muitas questões a serem compreendidas no que diz respeito à influência da aplicação de BMPs nos diferentes compartimentos. Nesse contexto, a presente pesquisa contribui para a alocação de práticas conservacionistas em bacias hidrográficas, investigando sobretudo as influências das características do relevo nesses procedimentos. Um dos modelos mais utilizados para avaliação desse impactos, o SWAT, teve recentemente uma versão totalmente revisada resultando no modelo hidrológico SWAT+. Este trabalho utilizou o modelo SWAT+ para realizar a modelagem hidrológica de duas pequenas bacias hidrográficas e testar o efeito de 5 BMPs no balanço hídrico, na produção de água e sedimentos, na disponibilidade hídrica e na carga sedimentar. Os cenários alternativos mostraram que as BMPs podem ser uma importante alternativa para aumento da disponibilidade e garantia da segurança hídrica em bacias hidrográficas. Nos cenários simulados, as BMPs aumentaram em até 8,84% a vazão mínima e reduziram em até 11,01% as vazões máximas, além de ter um impacto considerável sobre as vazões de referência para outorga de recursos hídricos. Foi demonstrado ainda como o uso da terra e o relevo podem influenciar a eficácia das BMPs e auxiliarem nos processos de planejamento da alocação dessas práticas. Realizou-se também um experimento para avaliar a influência das características do relevo em diferentes compartimentos da bacia por meio do índice de rugosidade do terreno. O experimento mostrou que o índice pode ser uma alternativa como parâmetro para planejamento da alocação de BMPs. As descobertas do trabalho ampliam o conhecimento sobre a alocação de BMPs e abrem novas oportunidades de pesquisa sobre utilização do relevo para planejamento de intervenções com vistas a aumentar resiliência das bacias à mudanças climáticas.

Palavras-chaves: Geomorfologia. Práticas Conservacionistas (BMPs). Recursos Hídricos. Modelagem Hidrológica.

Abstract

Faced growing conflicts over water resources, alternatives for better planning of land use in river basins that aim to increase water availability in times of scarcity and reduce the amount of sediment and pollutants become necessary. One of the options for increasing water availability is the application of Best Management Practices (BMPs) that increase base flow and reduce the contribution of sediment and nutrients to watercourses. However, their application can have considerable financial costs and require intervention in agricultural areas. For this reason, it is important that, in order to better use the resources available for soil and water conservation actions, the most appropriate locational alternatives are found. To identify these areas, the use of hydrological models is a highly useful tool, as they are capable of simulating in advance what the effect of applying a certain practice will be in a certain location in the basin. Although research shows that relief exerts a strong influence on water and sediment flows, there are still many questions to be understood regarding the influence of the application of BMPs in different compartments. In this context, this research contributes to the allocation of BMPs in river basins, investigating above all the influences of relief characteristics on these procedures. One of the most widely used models for assessing the impacts of this allocation, SWAT, has recently had a fully revised version resulting in the SWAT+ hydrological model. This study used the SWAT+ model to perform hydrological modeling of two small river basins and test the effect of 5 BMPs on the water balance, water balance, water and sediment yield, water availability and sediment load. The alternative scenarios showed that BMPs can be an important alternative for increasing availability and ensuring water security in river basins. In the simulated scenarios, BMPs increased minimum flow by up to 8.84% and reduced maximum flows by up to 11.01%, in addition to having a considerable impact on reference flows for water resource allocation. It was also demonstrated how land use and relief can influence the effectiveness of BMPs and assist in the planning processes for the allocation of these practices. An experiment was also conducted to evaluate the influence of relief characteristics in different compartments of the basin through the use of the terrain roughness index. The experiment showed that the index can be an alternative parameter for planning the allocation of BMPs. The findings of the study expand knowledge about the allocation of BMPs in river basins and open up new research opportunities on the use of relief for planning interventions aimed at increasing basin resilience to climate change.

Keywords: Geomorphology. Best Management Practices. Water resources. Hydrological Modelling.

Lista de ilustrações

Figura 1 – Matriz e funcionamento do SINGREH - Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.	38
Figura 2 – Principais características dos Modelos Hidrológicos.	43
Figura 3 – Modelos Hidrológicos como elemento central da aplicação dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos.	48
Figura 4 – Exemplos de práticas conservacionistas de água e solo vegetativas (A – Plantio direto), Edáficas (B – Calagem) e Mecânicas (C – Terraços).	53
Figura 5 – Combinações de unidades espaciais e BMPs testados por Zhu et al (2019).	57
Figura 6 – Proposta taxonômica de cartografia geomorfológica de Ross (1992).	59
Figura 7 – Práticas conservacionistas simuladas por diferentes modelos hidrológicos com destaque para performance do SWAT.	66
Figura 8 – Mapa de Localização das áreas de estudo.	72
Figura 9 – Imagens da Bacia de Iconha, destacando o relevo e uso da terra de bacia Mapa (A e B), a estação fluviométrica existente (C) e os usos da terra predominantes (D).	74
Figura 10 – Imagens da Bacia de Rio Bonito, destacando o relevo e uso da terra de bacia Mapa (A e B), a estação fluviométrica existente (C) e o preparo da terra para culturas temporárias (D).	74
Figura 11 – Diagrama de trabalho da modelagem e simulação de cenários.	76
Figura 12 – Dados espaciais de entrada e localização das estações climáticas e fluviométricas.	77
Figura 13 – Publicações da defesa Civil de Iconha no Instagram alertando sobre a variação do nível do Rio em período inferior a 6 horas	84
Figura 14 – Vazão mensal simulada e observada na bacia hidrográfica de Iconha.	86
Figura 15 – Vazão mensal simulada e observada na bacia hidrográfica de Rio Bonito.	87
Figura 16 – Unidades espaciais de saída do modelo SWAT+	89
Figura 17 – Valores médios do balanço hídrico fornecidos pelo modelo na Bacia de Iconha para o período simulado.	90
Figura 18 – Vazões médias nos cursos d’água da bacia de Iconha.	91
Figura 19 – Descarga Sólida nos cursos d’água da bacia	92
Figura 20 – Precipitação Média anual para as unidades da paisagem	93
Figura 21 – Escoamento Superficial médio anual para as unidades da paisagem	94
Figura 22 – Evapotranspiração média anual para as unidades da paisagem	95
Figura 23 – Produção de água (média anual) para as unidades da paisagem	96
Figura 24 – Produção de sedimentos (média anual) para as unidades da paisagem	97
Figura 25 – Sub-bacias e Unidades da Paisagem (LSUs) de Rio Bonito	98

Figura 26 – Vazão média no período simulado para os diversos cursos d’água existentes na bacia de Rio Bonito.	99
Figura 27 – Comparação entre o aporte de sedimentos e a descarga sólida, ambos em toneladas, nos trechos hidrográficos em Rio Bonito.	100
Figura 28 – Quantidade média de sedimentos em suspensão (ton) presente nos trechos hidrográficos em Rio Bonito.	101
Figura 29 – Valores médios do balanço hídrico fornecidos pelo modelo na Bacia de Rio Bonito para o período simulado.	102
Figura 30 – Média anual do escoamento superficial (mm) nas Unidades da Paisagem (LSUs) em Rio Bonito.	103
Figura 31 – Média anual da produção de sedimentos (ton/ha) nas Unidades da Paisagem (LSUs) em Rio Bonito.	104
Figura 32 – Imagens ilustrativas das BMPs utilizadas no trabalho.	105
Figura 33 – Variação dos componentes do balanço hídrico para a bacia hidrográfica de Iconha.	108
Figura 34 – Variação dos componentes do balanço hídrico para a bacia hidrográfica de Rio Bonito.	109
Figura 35 – Variação percentual da vazão entre cenários base e BMP ao longo das curvas de permanência na bacia hidrográfica de Iconha	111
Figura 36 – Variação percentual da vazão entre cenários base e BMP ao longo das curvas de permanência na bacia hidrográfica de Rio Bonito.	112
Figura 37 – Variação da carga de sedimentos entre cenários base e BMP na bacia hidrográfica de Iconha.	113
Figura 38 – Variação da carga de sedimentos entre cenários base e BMP na bacia hidrográfica de Rio Bonito.	113
Figura 39 – Mapas de Localização das LSUs e respectivas classificações de rugosidade	124
Figura 40 – Gráficos de correlação entre as variáveis e o índice de rugosidade do terreno nas LSUs da bacia de Iconha	126
Figura 41 – Gráficos de correlação entre as variáveis e o índice de rugosidade do terreno nas LSUs da bacia de Rio Bonito	126
Figura 42 – Gráficos de correlação entre diferenças encontradas nos cenários com e sem terraços e o índice de rugosidade do terreno nas LSUs da bacia de Iconha.	128
Figura 43 – Gráficos de correlação entre diferenças encontradas nos cenários com e sem terraços e o índice de rugosidade do terreno nas LSUs da bacia de Rio Bonito.	129
Figura 44 – Variações da vazão de permanência dos 4 cenários BMP no exutório da bacia de Iconha	132

Figura 45 – Variações da vazão de permanência dos 4 cenários BMP no exutório da bacia de Rio Bonito	133
--	-----

Lista de tabelas

Tabela 1 – Uso da terra e porcentagem da área ocupada na bacia (IEMA, 2015).	75
Tabela 2 – Classificação dos índices de performance de modelagens hidrológicas	79
Tabela 3 – Parâmetros utilizados, significados físicos, grupos de calibração e tipos de mudança efetuados	79
Tabela 4 – Parâmetros e valores ajustados na calibração	80
Tabela 5 – Índices de eficiência obtidos na calibração da Bacia de Iconha	86
Tabela 6 – Índices de eficiência obtidos na calibração da bacia de Rio Bonito	87
Tabela 7 – Taxas relativas ao balanço hídrico na Bacia de Rio Bonito para o período simulado.	102
Tabela 8 – BMPs, alterações nos parâmetros SWAT+, critérios de adoção e referências utilizadas.	106
Tabela 9 – Variação das vazões de referência em comparação ao cenário base (%).	110
Tabela 10 – Variação da produção de água na bacia de Iconha (%).	115
Tabela 11 – Variação da produção de água na bacia de Rio Bonito (%).	115
Tabela 12 – Variação da produção de sedimentos na bacia de Iconha (%).	115
Tabela 13 – Variação da produção de sedimentos na bacia de Rio Bonito (%).	116
Tabela 14 – Produção de água e sedimentos na cultura de café em diferentes faixas de declive na bacia hidrográfica de Iconha.	118
Tabela 15 – Produção de água e sedimentos na cultura de alface em diferentes faixas de declive na bacia hidrográfica de Rio Bonito.	119
Tabela 16 – Produção de água e sedimentos na cultura de banana em diferentes faixas de declive na bacia hidrográfica de Iconha.	120
Tabela 17 – Produção de água e sedimentos na cultura de café em diferentes faixas de declive na bacia hidrográfica de Rio Bonito.	120
Tabela 18 – Grupos de rugosidade das LSUs na bacia de Iconha.	123
Tabela 19 – Grupos de rugosidade das LSUs na bacia de Rio Bonito.	123
Tabela 20 – Modificações das variáveis nos 5 cenários na Bacia de Iconha	130
Tabela 21 – Modificações das variáveis nos 5 cenários na Bacia de Rio Bonito	130
Tabela 22 – Variação das vazões mínimas, médias e máximas nos cenários BMP na Bacia de Iconha	133
Tabela 23 – Variação das vazões mínimas, médias e máximas nos cenários BMP na Bacia de Rio Bonito	134
Tabela 24 – Variação da carga de sedimento no exutório das bacias por cenários BMP	134

Lista de abreviaturas e siglas

AGERH	Agência Estadual de Recursos Hídricos
ALOS	Advanced Land Observing Satellite
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
BD SOLOS	Banco de dados do sistema de informação de solos brasileiros
BMP	Best Management Practices
CEMADEN	Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais
CFSR	Climate Forecast System Reanalysis
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (Serviço Geológico do Brasil)
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FABDEM	Forest And Buildings removed Copernicus DEM
FAPES	Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo
FDACS	Florida Department of Agriculture & Consumer Services
GEOBASES	Sistema Integrado de Bases Geospaciais do Espírito Santo
GNSS	Global Navigation Satellite System (Sistema Global de Navegação por Satélite)
HRU	Hydrologic Response Unit (Unidade de Resposta Hidrológica)
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDAF	Instituto Estadual de Defesa Agropecuária e Florestal do Espírito Santo
IEMA	Instituto Estadual do Meio Ambiente
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IPT	Índice de Posição Topográfica
LSU	Landscape Unit (Unidade de Paisagem)

MDE	Modelo Digital de Elevação
NbS	Nature Based Solutions
NCEP	National Centers for Environmental Prediction
NSE	Nash–Sutcliffe model efficiency coefficient
NbS	Nature based Solution
Pbias	Percent bias (percentual de viés)
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
RHN	Rede Hidrometeorológica Nacional
SIG	Sistemas de Informações Geográficas
SNIRH	Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
SWAT	Soil & Water Assessment Tool
SWAT+	Soil & Water Assessment Tool Plus
TRI	Terrain Roughness Index (Índice de Rugosidade do Terreno)
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo
USDA	United States Department of Agriculture
UTM	Universal Transversa de Mercator
WGN	Weather Generator

Sumário

	INTRODUÇÃO	19
	Justificativa e Hipótese	22
	Objetivos	25
1	REVISÃO DE LITERATURA E CORRELAÇÕES ENTRE OS TEMAS CENTRAIS DA TESE	27
1.1	Geotecnologias, Geomorfologia e Modelos Hidrológicos: Possibilidades para o planejamento ambiental	27
1.1.1	Geotecnologias e sua utilização no planejamento ambiental	28
1.1.1.1	Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG)	28
1.1.1.2	Outras geotecnologias que apoiam o planejamento ambiental	30
1.1.2	Geomorfologia e o planejamento hídrico e ambiental	32
1.1.2.1	Problemas ambientais da atualidade e sua relação com o relevo	32
1.1.2.2	Geomorfologia aplicada	33
1.1.2.3	Conexões entre geomorfologia e hidrologia	34
1.2	Modelos hidrológicos como ferramenta de gestão e como elemento central para implementação dos instrumentos da política nacional de recursos hídricos	35
1.2.1	A Política Nacional de Recursos Hídricos	37
1.2.2	A Lei de Águas Brasileira no Panorama Internacional	38
1.2.3	Os instrumentos da PNRH	39
1.2.4	Modelos Hidrológicos	41
1.2.5	Aplicação de modelos na implementação dos instrumentos do PNRH	44
1.2.5.1	Planos de Recursos Hídricos	44
1.2.5.2	Enquadramento de Corpos D'água	45
1.2.5.3	Outorga de Uso da Água	46
1.2.5.4	Cobrança por uso dos Recursos Hídricos	47
1.2.5.5	Sistemas de Informações sobre Recursos Hídricos	47
1.2.6	Uma proposta para incorporação dos modelos à aplicação dos instrumentos da PNRH	48
1.3	Práticas conservacionistas, Geomorfologia e estudos do relevo: Conexões e aproximações	50
1.3.1	Definições, conceitos e tipologias de práticas conservacionista	52
1.3.2	Práticas conservacionistas na gestão de águas	54
1.3.3	Relações com o relevo	55

1.3.4	Cartografia geomorfológica e a questão da escala na alocação de BMPs . . .	57
1.3.5	Práticas conservacionistas como estudos de antropogemorfologia	61
1.3.6	Conectividade de água e sedimentos	63
1.3.7	Modelagem hidrossedimentológica de bacias hidrográficas e BMPs	64
1.4	O modelo SWAT / SWAT+ e seu uso para simulação de práticas conservacionistas	66
2	MODELAGEM HIDROLÓGICA COM O SWAT+ E CRIAÇÃO DE CENÁRIOS BASE	71
2.1	Áreas de Estudo	71
2.2	Procedimentos técnicos para modelagem hidrológica	75
2.2.1	Dados de entrada e fontes	76
2.2.2	Configuração do modelo	78
2.2.3	Análise de Sensibilidade, Calibração e Validação	78
2.2.4	Desafios encontrados e soluções adotadas	80
2.2.4.1	Dados espaciais de entrada	81
2.2.4.2	Série de dados observados	83
2.2.5	Performance dos cenários base	85
2.3	Quantificação e espacialização de resultados para a Bacia do Rio Iconha	88
2.3.1	Visualização de resultados do cenário base	89
2.4	Quantificação e espacialização de resultados para a Bacia de Rio Bonito	98
3	CRIAÇÃO DE CENÁRIOS PARA APLICAÇÃO DE BMPS NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS E ANÁLISE DOS EFEITOS EM DIFERENTES COMPARTIMENTOS DE PAISAGEM	105
3.1	Configurações para implantação de BMPs no SWAT+	105
3.2	Impacto das BMPs sobre o Balanço Hídrico	108
3.3	Alterações da disponibilidade hídrica com a aplicação das BMPs	110
3.4	Impacto das BMPs na Carga de sedimentos	112
3.5	Alterações da produção de água e sedimentos em diferentes usos da terra	114
3.6	Considerações e análises sobre a aplicação de BMPs nas bacias	116
4	USO DAS CARACTERÍSTICAS DO RELEVO PARA ALOCAÇÃO DE BMPS	118
4.1	Alterações da produção de água e sedimentos em diferentes faixas de declividade	118
4.2	Uso do índice de rugosidade para alocação de práticas conservacionistas	121

4.2.1	Cálculo do índice de Rugosidade	122
4.2.2	Modelagem modificada das bacias e simulação de cenários	123
4.2.3	Correlação entre o índice de rugosidade e a produção de água e sedimentos nas LSUs	125
4.2.4	Efeito da aplicação de terraços no balanço hídrico e correlações com a rugosidade	127
4.2.5	Balanço hídrico e produção de água e sedimentos das bacias nos diferentes cenários simulados	129
4.2.6	Mudanças na disponibilidade hídrica no exutório da bacia	132
4.2.7	Mudanças na carga de sedimentos no exutório da bacia	134
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	137
	REFERÊNCIAS	140

Introdução

A relação do ser humano com o ambiente no contexto atual do desenvolvimento da humanidade, relacionado principalmente à hegemonia do sistema capitalista, é complexa e controversa. Por um lado, a humanidade tem explorado e transformado a natureza para atender às suas necessidades e desejos, o que tem levado a avanços significativos em diversas áreas como saúde, bem-estar e produção de alimentos. Por outro lado, as atividades humanas têm causado impactos ambientais significativos, como a perda de biodiversidade, a degradação do solo, poluição do ar e escassez hídrica.

Nas últimas décadas, a despeito do aumento na conscientização sobre os impactos negativos das atividades humanas no equilíbrio ambiental e na necessidade de adotar práticas sustentáveis e ambientalmente responsáveis, os processos de degradação e os problemas socioambientais vem se agravando.

Um dos aspectos mais sensíveis provocados pelos processos de degradação e da consequente necessidade de adaptação é a temática relacionada aos recursos hídricos, onde a disponibilidade hídrica é um dos problemas que afetam mais diretamente as sociedades humanas.

O sexto relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas aponta que o aquecimento global de causa antropogênica ultrapassou 1°C e configura mudanças sem precedentes na história recente do planeta. Segundo o IPCC, não é mais possível se adaptar a alguns dos impactos causados por essas mudanças e as perdas e danos decorrente deles são inevitáveis. O relatório aponta ainda que o financiamento para mitigação e adaptação a esses impactos precisa de um aumento significativo nesta década (IPCC, 2023).

Tal agravamento aparenta estar relacionado com o modo de produção vigente na maior parte do globo e com a perda do sentimento de pertencimento à natureza pela humanidade. Esse pertencimento foi cultivado, de uma forma ou de outra, ao longo da maior parte da história da humanidade. Para os povos andinos pré-colombianos, para

citar apenas um exemplo, o conceito de Pacha Mama (Mãe Terra) traz a natureza como uma entidade sagrada e viva a qual se pede permissão para colher-se os frutos e não como uma mera fonte de recursos a serem explorados (Oliveira, 2017). Essa visão de mundo está intimamente ligada à conservação ambiental, pois implica no reconhecimento da interdependência entre todos os seres vivos e a necessidade de se viver em harmonia com os elementos naturais, apesar das necessárias intervenções e interações com o ambiente.

A questão que se coloca neste contexto é como realizar essas interações com o melhor grau possível de harmonia e respeito às demais espécies que coabitam o planeta e aos processos físicos e naturais atuantes. Em outras palavras, trata-se de uma busca pelo tão propalado “desenvolvimento sustentável”.

Uma das abordagens que recentemente vem ajudando a lidar com os impactos causados pelas atividades humanas são as soluções baseadas na natureza (*Nature Based Solutions - NbS*). Vários autores argumentam que as soluções baseadas na natureza podem desempenhar um papel crucial tanto na mitigação quanto na adaptação às mudanças climáticas. Essas soluções envolvem várias formas a proteção, conservação, restauração, gestão, melhoria ou imitação de ecossistemas naturais (Osaka; Bellamy; Castree, 2021).

Por óbvio que a adoção dessas técnicas (NbS) passa pelo desenvolvimento e pela aplicação dos conhecimentos científicos das mais diversas áreas, assim como pela adoção delas pela sociedade. Nesse interim, a Geografia tem especial destaque e suas contribuições podem ser decisivas para harmonizar as relações humanidade-ambiente.

A concepção de Gomes (2009), em que a “ordem espacial” é a chave da contribuição da geografia no estudo dos fenômenos parece muito adaptada ao esclarecimento de como essa ciência pode contribuir com a questão colocada. O autor compreende que para explicação da “trama locacional” ou do “arranjo espacial” dos fenômenos, os instrumentos mobilizados podem ser muito diversos e variados, não importando se esses fenômenos derivam de processos naturais e/ou antrópicos.

Aliado a isso, adota-se neste estudo uma concepção pessoal do autor de que a Geografia, mais do que compreender as relações espaciais, deve adotar uma postura prog-

nóstica, propositiva e aplicada à resolução e/ou mitigação dos problemas socioambientais. Tal visão será defendida, não por discussões teóricas ou filosóficas, mas por meio das análises e propostas aqui apresentadas.

Neste caso, a proposta é que os conhecimentos já acumulados por áreas como hidrologia, climatologia, pedologia e especialmente geomorfologia sejam aplicados junto às ferramentas de geotecnologias acessíveis e gratuitas e à modelagem hidrológica para construção do conhecimento no que diz respeito à alocação de práticas conservacionistas em bacias hidrográficas.

Para tanto, a principal ferramenta utilizada será o modelo hidrológico SWAT+ (*Soil and Water Assessment Tool Plus*), a partir do qual serão realizadas diferentes avaliações e testes de hipóteses, de forma a produzir conhecimentos que venham a contribuir com o aprimoramento das metodologias de alocação de práticas conservacionistas, como estabelecer melhores locais e práticas a serem adotadas, a depender das características físicas da bacia hidrográfica.

Esses conhecimentos serão importantes para o melhor planejamento da aplicação de recursos por órgãos responsáveis pela gestão dos recursos hídricos, do saneamento e das atividades agrícolas e conseqüentemente para uma melhor interação com os recursos naturais e aumento da disponibilidade hídrica de maneira geral.

O caminho percorrido para essas contribuições será demonstrado neste trabalho por meio de quatro capítulos, que apresentarão as principais relações construídas entre os temas centrais da tese e descobertas científicas.

O primeiro capítulo apresenta uma revisão analítica da literatura mostrando como a geomorfologia, as geotecnologias e os modelos hidrológicos podem ser integrados para construção de soluções relacionados ao meio ambiente e aos recursos hídricos. Aborda-se também, como os modelos hidrológicos podem ser aplicados à gestão de recursos hídricos, especialmente no suporte à implementação dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). Por fim, as conexões e aproximações entre a geomorfologia e as práticas conservacionistas podem abrir novas linhas de pesquisa para ciência geográfica.

No segundo capítulo os procedimentos necessários para realização da modelagem hidrológica com o SWAT+, os desafios e as potencialidades do uso do modelo serão demonstrados para duas bacias hidrográficas localizadas no Espírito Santo, utilizadas como área de estudo. Neste capítulo serão mostrados também os resultados da modelagem dos cenários base, após a realização dos procedimentos de configuração, calibração e validação do modelo que serão utilizados posteriormente na comparação com os cenários alternativos.

O capítulo três mostra o procedimento de aplicação de práticas conservacionistas (*Best Management Practices - BMPs*) no SWAT+, tema pouco explorado nessa nova versão do modelo. Neste capítulo, será explanado como foram criados os cinco cenários alternativos com aplicação de diferentes BMPs nas áreas de estudo. Os resultados serão analisados e comparados entre si, destacando como a aplicação das BMPs interfere no balanço hídrico, na disponibilidade hídrica das bacias, na carga de sedimentos e na produção de água e sedimentos em diferentes unidades da paisagem.

No quarto capítulo serão realizadas considerações sobre a influência das características do relevo sobre a produção de água e sedimentos nas bacias hidrográficas. A partir das constatações, serão indicados como essas descobertas podem contribuir para a alocação de práticas conservacionistas.

Por fim, as considerações finais farão uma síntese das contribuições existentes no trabalho, destacando as possíveis aplicações dessas e a indicação de futuros caminhos para pesquisa integrando os conhecimentos geomorfológicos e a aplicação de BMPs em bacias hidrográficas.

Justificativa

Os impactos ambientais causados pelo uso intensivo do solo são uma preocupação mundial e, por isso, diversos trabalhos técnicos e acadêmicos vêm sendo desenvolvidos para tentar minimizar ou sanar esses impactos. Neste contexto, os usos agrícolas e a pecuária guardam lugar de destaque nas pesquisas científicas, haja vista que a área ocupada para essas atividades é significativa.

Nas últimas décadas houve uma crescente preocupação com a poluição da água e do solo que restringem as atividades humanas, destacando-se em particular, as fontes de poluição difusas, que contribuem significativamente para a degradação da qualidade da água (Veith; Wolfe; Heatwole, 2003). Nessas fontes difusas, a erosão e o movimento de sedimentos atuam de forma determinante como um transportador de nutrientes, além de provocarem um aumento do assoreamento e a diminuição do fluxo hídrico (Maringanti; Chaubey; Popp, 2009).

Assim, entre os impactos ambientais causados pelas atividades humanas pode-se destacar a aceleração dos processos erosivos, que traz como consequência a remoção da camada superficial do solo. Os desdobramentos dessa perda de solo são diversos, sendo possível destacar a redução da fertilidade do solo, o aumento do aporte de sedimentos em cursos d'água e a própria redução da disponibilidade hídrica. Não obstante, há uma necessidade de desenvolver um sistema baseado no planejamento do uso da terra para o desenvolvimento sustentável de bacias hidrográficas, haja vista a influência desse uso nos processos ambientais na erosão e na concentração de nutrientes e sedimentos em cursos d'água, além da qualidade das águas superficiais e subterrâneas em uma bacia hidrográfica e de afetar também o desenvolvimento social e econômico (Qi; Altinakar, 2011).

Em regiões de baixa disponibilidade hídrica, esses impactos tornam-se mais flagrantes e geram conflitos pelo uso da água, que frequentemente não se encontra em quantidade e qualidade satisfatórias para os usos humanos. No Espírito Santo, onde estão localizadas as áreas de estudo deste trabalho, muitos municípios têm registrado conflitos por água, tanto no que diz respeito à qualidade quanto à quantidade (Gazetaonline, 2023).

Associado a isso, está a necessidade de aplicação efetiva dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH, instituído pela Lei 9.433/1997 (Brasil, 1997), como enquadramento de corpos d'água e outorga de recursos hídricos, a resolução e mediação de conflitos ligados à crise hídrica e a limitação de recursos para investimentos em ações de aumento da disponibilidade hídrica.

O cenário configurado por essas situações necessita da realização de um planejamento adequado, onde as melhores práticas para adoção de técnicas agrícolas sejam

adotadas, possibilitando o controle das perdas de solo, a redução do aporte de sedimentos e nutrientes em cursos d'água e o aumento da recarga dos aquíferos subterrâneos e da disponibilidade hídrica nas épocas de estiagem.

Para isso, é essencial que os pesquisadores, planejadores e gestores examinem essas questões em escala de bacia hidrográfica para desenvolver políticas e planos para garantir um futuro sustentável, pois as práticas de gestão do uso da terra desempenham um papel importante no planejamento e gestão das bacias hidrográficas (Uniyal *et al.*, 2020).

Ao se tratar de gestão do uso da terra em bacias hidrográficas, uma abordagem que tem sido muito trabalhada por pesquisas ao redor do mundo é a aplicação de Soluções baseadas em natureza, na qual destacam-se as práticas conservacionistas. Essas práticas podem contribuir para o aumento da disponibilidade hídrica e para a redução da concentração de sedimentos e poluentes nos recursos hídricos. Na literatura internacional e nesta pesquisa utiliza-se também o termo BMP, abreviação da expressão *Best Management Practices*.

As BMPs agrícolas são ações práticas e econômicas que os produtores podem tomar para conservar a água e reduzir a quantidade de sedimentos e outros poluentes nos recursos hídricos. As BMPs são projetadas para melhorar a qualidade da água e a conservação da água, mantendo ou mesmo melhorando a produção agrícola (FDACS, 2020).

A otimização espacial de cenários de práticas conservacionistas com base na modelagem de bacias hidrográficas é uma ferramenta importante de apoio à decisão para a gestão de bacias hidrográficas (Zhu; Qin; Zhu, 2020). Isso se dá pois os modelos podem fornecer as respostas hidrológicas às alterações do uso e manejo do solo antes que as medidas sejam implementadas, podendo-se assim prever e verificar quais soluções são mais viáveis em termos de custos e benefícios.

Neste contexto, o atual estágio das pesquisas científicas busca desenvolver metodologias de planejar de forma otimizada a alocação dessas práticas conservacionistas, de modo que elas possam ser aplicadas considerando os diversos fatores como relação custo/benefício, efetividade das práticas em termos de bacia hidrográfica, adaptação às restrições

econômicas e sociais, etc.

Um dos aspectos mais interessantes observados nas pesquisas que visam a criação de cenários de disponibilidade hídrica com a aplicação de BMPs é a questão ligada ao compartimento da paisagem onde essas técnicas devem ser aplicadas para produzirem melhores resultados. Neste contexto, as unidades da paisagem definidas pelo relevo vêm ganhando a atenção dos pesquisadores e demandando estudos que compreendam melhor as relações entre relevo e efeito das BMPs.

Diante disso, parte-se da premissa que os aspectos do relevo das bacias hidrográficas podem ser muito relevantes para planejamento da aplicação das BMPs, contribuindo para melhor utilização e alocação dessas técnicas. A proposta central dessa tese é quantificar e investigar como alguns compartimentos da paisagem (em especial os definidos pelo relevo) irão influenciar o efeito da aplicação das BMPs. No entanto, os estudos aqui apresentados explorarão também outros aspectos que poderão contribuir para aprimoramento das metodologias de planejamento de BMPs em bacias hidrográficas.

Objetivos

Objetivo Geral

Contribuir com o aprimoramento das metodologias para alocação de práticas conservacionistas em bacias hidrográficas, auxiliando na definição das melhores práticas e locais de implantação, por meio do uso de modelagem hidrológica com SWAT+ e do entendimento de características dos processos de produção de água e sedimentos em diferentes compartimentos da paisagem.

Objetivos Específicos

1. Discorrer, com base na literatura científica, sobre conceitos ligados à geotecnologias, geomorfologia e modelagem hidrológica, indicando o potencial dessas conexões para gestão de recursos hídricos.
2. Realizar a modelagem hidrológica, calibração e validação das sub-bacias hidro-

gráficas de Iconha e Rio Bonito (Espírito Santo - Brasil) no SWAT+, criando cenários base para comparação de cenários de implantação de BMPs.

3. Simular as variações do balanço hídrico, da disponibilidade hídrica e da produção de água e sedimentos em diferentes cenários de alocação de BMPs nas bacias hidrográficas de estudo.

4. Analisar os processos físicos e os efeitos da aplicação de BMPs em diferentes unidades da paisagem, destacando as influências das características de relevo e indicando caminhos para aprimoramento de processos de alocação dessas práticas.

1 Revisão de Literatura e correlações entre os temas centrais da tese

Nesta revisão de literatura, buscou-se não apenas descrever o estado da arte em relação aos temas estudados, mas correlacionar os temas entre si e propor uma aplicação a partir dos assuntos trabalhados ao longo da tese. Como ponto de partida, para uma primeira aproximação entre os temas, será feita uma descrição sobre como as principais geotecnologias e a ciência geomorfológica vem auxiliando o planejamento ambiental e de recursos hídricos (1.1).

Noutro tópico (1.2) a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e as potencialidades dos modelos hidrológicos são analisados, sendo elaborada uma proposta do uso dessa ferramenta como elemento central para aplicação dos instrumentos da PNRH.

Um aprofundamento sobre as práticas conservacionistas, sua utilização e as relações com a geomorfologia é a temática do terceiro tópico (1.3) e, por fim, um histórico da utilização do modelo SWAT na simulação dos efeitos de práticas conservacionistas é resgatado (1.4).

1.1 Geotecnologias, Geomorfologia e Modelos Hidrológicos: Possibilidades para o planejamento ambiental

Os campos de estudo da ciência durante muito tempo tenderam a se desenvolver em diferentes direções e se especializar cada vez. Porém, os problemas do mundo real nunca reconheceram e nem reconhecerão as fronteiras e delimitações estabelecidas pelos seres humanos. A solução dos problemas cotidianos demanda a utilização de todo conhecimento produzido pelo ser humano e muitas vezes a produção de novos conhecimentos que só são atingidos através da colaboração entre diferentes áreas de estudo.

A magnitude e a complexidade dos problemas ambientais que tem se apresentado

à humanidade na atualidade demanda a aquisição de novos conhecimentos, a realização de pesquisas e a criação de técnicas cada vez mais multidisciplinares.

Nesse sentido, esta sessão vem propor e apresentar algumas possibilidades para o planejamento hídrico e ambiental advindas da integração de três ramos de pesquisa que, embora já se relacionem, ainda podem ser mais bem explorados para resolução de alguns dos principais desafios ambientais da atualidade.

As geotecnologias e seu recente e rápido desenvolvimento trazem ferramentas que são exploradas de novas maneiras a cada dia. Elas são o pano de fundo para a realização de uma maior integração entre outras duas áreas: A geomorfologia e a modelagem hidrológica.

Enquanto a geomorfologia é uma ciência que transita entre a geologia e a geografia (Evans; Hengl; Gorsevski, 2009), os modelos hidrológicos são muito utilizados pelos cientistas mais ligados às engenharias, especialmente àquelas que tratam dos aspectos mais quantitativos dos recursos hídricos. Isso fez com que ao longo dos anos os conhecimentos sobre a dinâmica e a cartografia do relevo ainda não estivessem fortemente incorporados às potencialidades de utilização da modelagem hidrológica.

1.1.1 Geotecnologias e sua utilização no planejamento ambiental

1.1.1.1 Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG)

Para se falar em planejamento ambiental (incluindo aqui o planejamento de recursos hídricos), é importante conceber que esse planejamento necessita ser constantemente revisto, o que o torna indissociável dos processos de monitoramento e gestão. Isso posto, entende-se que os SIGs são uma ferramenta inovadora para atingir alguns objetivos e acompanhar os indicadores dos objetivos de desenvolvimento sustentável estabelecidos pela Organização das Nações Unidas – ONU (Medus; Cifuentes; Escudero, 2022).

Os sistemas de informações geográficas são uma ferramenta essencial para o planejamento ambiental de grandes áreas e podem fornecer importantes informações sobre a espacialização de fenômenos físicos e naturais, assim como auxiliar na realização de diagnósticos e prognósticos ambientais.

Muitas vezes são necessárias informações sobre os parâmetros hidrológicos em nível detalhado para locais específicos ou para todo o território onde o cálculo e a aplicação tradicional das fórmulas são muito complexos e até impraticáveis e trabalhar com camadas temáticas no âmbito dos SIGs permite resolver este problema (Belmonte; Nunez, 2006).

Nos dias atuais, a disponibilidade e acessibilidade de dados abertos e de softwares livres tem possibilitado um significativo avanço em termos de planejamento ambiental de baixo custo. Aplicações SIG de código aberto estão ganhando fatias de mercado relevantes na academia, negócios e administração pública (Neteler *et al.*, 2012). Organizações de todo o mundo estão considerando cada vez mais a adoção de software de código aberto e dados abertos. No domínio geoespacial não é diferente, de modo que houve avanços significativos nesse sentido nas últimas décadas (Coetzee *et al.*, 2020).

Os governos, por sua vez, percebem seu potencial para promover oportunidades econômicas, sociais e ambientais e fornecem cada vez mais acesso gratuito a vários tipos de dados geoespaciais estatísticos, de uso e cobertura da terra, topográficos, entre outros como produtos de sensoriamento remoto (Bakillah; Liang, 2016). Iniciativas que buscam padrões abertos como os do *Open Geospatial Consortium (OGC)* estão no centro de grandes infraestruturas de dados espaciais (IDE) como a INSPIRE da União Europeia e da INDE no Brasil.

Outra questão que aponta uma importante característica dos SIGs para o planejamento ambiental é a possibilidade de abordagens multi-escalares, haja vista que os problemas ambientais são percebidos e precisam ser tratados em escalas diferentes. Os fenômenos ambientais ocorrem em uma faixa contínua de níveis escalares e alguns níveis específicos podem ser mais importantes para processos específicos (Cash *et al.*, 2006).

Os SIGs permitem ainda, além da espacialização dos dados e fenômenos, a integração de diferentes pontos de vista científicos. Pois como afirmam Najar & Marques (1998), o SIG é uma tecnologia relativamente nova e multidisciplinar e envolve diversos tipos de usuários e áreas de aplicação.

Porém, mesmo diante de todas essas vantagens há um aspecto que deve ser observado

com cautela na utilização dos SIGs. O planejamento ambiental deve ser apoiado em dados confiáveis de monitoramento e ser dinâmico e concomitante à gestão e ao gerenciamento dos processos. Por isso, as possibilidades e customização oferecidas pelos SIGs na atualidade tendem a mantê-los integrados e indissociáveis da gestão das políticas públicas.

Uma preocupação com estes conceitos em uma arquitetura para tornar disponíveis dados geográficos proporcionará aos usuários da cartografia trabalhar com informações confiáveis que os permitirão reduzir custos, horas de trabalho, retrabalho, além de viabilizar os planejamentos de forma rápida e fácil (Coelho; Strauch; Esperança, 2009).

No atual contexto tecnológico e diante das vantagens e facilidades de utilização dos SIGs, não é mais possível conceber a realização de processos planejamento ambiental sem o uso dessa ferramenta. No entanto, cabe destacar que outras geotecnologias também podem apoiar de maneira muito efetiva esses processos.

1.1.1.2 Outras geotecnologias que apoiam o planejamento ambiental

O atual estágio de desenvolvimento das geotecnologias permite que pesquisas e projetos que apoiem o planejamento ambiental sejam realizados com baixo custo e relativa rapidez. Isso permite que grande variedade de problemas reais sejam analisados e tratados de forma integrada e simultânea. Tal fato é tão inédito na história da humanidade quanto a diversidade de tecnologias e ferramentas disponíveis, em especial de forma gratuita.

O sensoriamento remoto e a fotogrametria fornecem hoje uma grande quantidade de informações sobre áreas extensas para as quais os levantamentos de campo seriam demasiadamente onerosos.

Os Modelos Digitais de Elevação (MDEs) são uma alternativa para a obtenção de informações planialtimétricas em áreas de grandes escalas (Brito *et al.*, 2018). A disponibilização de MDEs globais permitiu que fossem ampliadas as metodologias para coleta de amostras do terreno e, conseqüente, diversificação de produtos a serem extraídos delas (Nascimento; Oliveira, 2020). Em especial para pesquisas relacionadas à geomorfologia, isso possibilitou que grande diversidade de aplicações fossem desenvolvidas e que grandes áreas pudessem ser contempladas por elas. Os modelos hidrológicos também foram fortemente

beneficiados pela disponibilidade de dados altimétricos, uma vez que eles são um dos parâmetros de entrada necessários.

Para casos em que o detalhamento dos processos é mais importante, outras tecnologias de mapeamento como os sistemas globais de navegação por satélite – GNSS e a topografia são capazes de adquirir informações espaciais com precisão cartográfica que permitem a realização de projetos em escala de detalhe. Os receptores GNSS tem a função de obter coordenadas na superfície terrestre para numerosas finalidades, possuindo diversos tipos de equipamentos e softwares (Cardoso *et al.*, 2021) e os levantamentos realizados por essa tecnologia estão sendo usados em todas as formas de levantamento (Wolf; Ghilani, 2015).

Diante da grande quantidade de dados produzidos e disponíveis na atualidade, outra geotecnologia que vem ganhando importância é a dos bancos de dados geográficos. A tecnologia de banco de dados tem como principal característica a habilidade de armazenar representações sobre uma realidade a ser recuperada e interpretada (Coelho; Strauch; Esperança, 2009). Eles são capazes de armazenar, estruturar e relacionar um grande volume de dados espaciais e não espaciais e são muito úteis para se trabalhar com diferentes camadas de informação de fontes diversas e em escalas variáveis.

Neste sentido, a incorporação dos conceitos de bancos de dados às infraestruturas de dados espaciais e aos sistemas de informações geográficas são de suma importância e devem ser cada vez mais aplicados ao planejamento ambiental.

Nos desafios encontrados diante das problemáticas reais, pode-se demandar uma ou mais geotecnologias e integrar os conhecimentos advindos de diversas áreas do saber por meio delas. A atual facilidade de acesso a softwares e dados geográficos e o número crescente de profissionais trabalhando com geotecnologias tende a expandir as possibilidades de aplicação e metodologias para gestão e planejamento ambiental.

Nesse ínterim, a aplicação dos conhecimentos geomorfológicos relacionados às geotecnologias e ao planejamento ambiental tem especial campo para expandir, como será mostrado nos próximos parágrafos.

1.1.2 Geomorfologia e o planejamento hídrico e ambiental

Consideradas algumas das possibilidades em relação ao uso das geotecnologias, as relações entre o relevo e o planejamento hídrico e ambiental são o alvo desta seção. O relevo é uma das entradas mais importantes para o entendimento dos fluxos de matéria e energia no meio ambiente, de modo que influencia de forma direta ou indireta os sistemas ambientais.

A geomorfologia é uma ciência pura que objetiva entender os processos da superfície da Terra e a evolução da paisagem, mas é também uma ciência aplicada com o objetivo de atender às necessidades da sociedade (Keller *et al.*, 2020). Aqui, consideraremos os potenciais da geomorfologia aplicada, principalmente ligados ao escopo do trabalho.

1.1.2.1 Problemas ambientais da atualidade e sua relação com o relevo

Parte significativa dos problemas ambientais vividos pela humanidade na atualidade estão relacionados direta ou indiretamente com o relevo e, conseqüentemente com a geomorfologia. A ciência geomorfológica, por conseguinte, pode auxiliar na resolução de vários desses problemas.

Algumas das questões mais graves em termos de percepção pelas pessoas estão ligadas à prevenção e gestão de riscos. Deslizamentos de terra, inundações, terremotos, erupções vulcânicas, erosão costeira e tsunamis são exemplos de riscos ambientais que estão intimamente ligados aos processos de superfície (Keller *et al.*, 2020).

Além dos riscos, a geomorfologia também se relaciona fortemente com os sistemas físicos e ambientais, pois como relatam Guerra & Marçal (2015), as atividades desenvolvidas na superfície terrestre estão sempre sobre alguma forma de relevo e algum tipo de solo. Deste modo, os problemas ambientais quase sempre guardam alguma relação com o relevo.

Por outro lado, os problemas ambientais relacionados aos recursos hídricos também são um ponto de atenção que vem sendo cada vez mais propalados, principalmente por conta de sua iminente escassez frente à crise climática.

A dinâmica dos recursos hídricos está fortemente relacionada com o relevo. As

bacias hidrográficas são tidas como a unidade básica de análise para o desenvolvimento de ações e medidas estruturais e não estruturais com a perspectiva de integração entre a gestão dos recursos hídricos e a gestão ambiental (Carvalho *et al.*, 2022). O fato de a bacia hidrográfica ser delimitada justamente pela topografia do terreno demonstra a indissociável relação entre relevo e recursos hídricos. Além disso a área, a forma e o relevo da bacia atuam sobre a taxa e sobre o regime de produção de água, assim como sobre as taxas de erosão e sedimentação (Rennó; Soares, 2000).

Mesmo alguns dos problemas ambientais sem ligação direta com o relevo, como por exemplo os impactos ligados às mudanças climáticas e à poluição da água podem ter seus mecanismos de mitigação ligados ao manejo do relevo.

1.1.2.2 Geomorfologia aplicada

A geomorfologia aplicada emergiu da aplicação de conhecimentos geomorfológicos e de técnicas aos problemas enfrentados pela sociedade. Desde então, o escopo da geomorfologia aplicada expandiu-se para incluir o estudo dos seres humanos como agentes geomórficos, e em particular seus impactos deliberados ou não nas formas e processos geomórficos (Huggett, 2011). A Geomorfologia tem tido, cada vez mais, aplicação em diversos campos de conhecimento, em especial no Planejamento Ambiental (Guerra, 2018).

A geomorfologia enquanto estudo do relevo, precisa preocupar-se não apenas com a explicação da origem das formas de relevo, mas primordialmente como o relevo influencia as dinâmicas ambientais. O entendimento da dinâmica e do processo de evolução do relevo foi e é de suma importância para o desenvolvimento da ciência geomorfológica, no entanto, os estudos da geomorfologia não podem se concentrar apenas no entendimento do período compreendido entre o passado e o presente, mas nas relações entre presente e futuro. Nesta direção, Guerra (2018) aponta que a literatura tem mostrado que a geomorfologia tem multiplicado o seu papel, no sentido de poder ser empregada para diagnosticar e principalmente para prognosticar como promover o desenvolvimento sustentável.

A geomorfologia e os conhecimentos acumulados pela ciência ao longo dos anos precisam estar a serviço da resolução dos problemas atuais e futuros, de modo que a

aplicabilidade dos conhecimentos seja evidente o suficiente para fomentar mais pesquisas na área. A disponibilidade atual de recursos e ferramentas tecnológicas, especialmente ligados às geotecnologias, permitem uma aplicação inédita dos conhecimentos geomorfológicos acumulados. As aplicações em geomorfologia incluem o uso de princípios e métodos geomorfológicos para resolver uma variedade de problemas que são de particular interesse para a sociedade, bem como para fornecer soluções para uma variedade de outras questões de pesquisa em muitos ramos das ciências físicas e biológicas (Keller *et al.*, 2020).

Essa ligação explicitada entre a geomorfologia e os problemas ambientais da atualidade deve ser o ponto de partida para novos campos e temas de pesquisa, onde os saberes geomorfológicos sejam integrados a outros saberes a partir da espacialização dos dados e fenômenos em ambiente SIG.

A percepção ao consultar os resultados de pesquisa divulgados é que os estudos e pesquisas em geomorfologia podem ser mais direcionados à resolução de problemas cotidianos e dedicarem-se à aplicação dos conceitos e conhecimentos já adquiridos a essas resoluções. Esse caminho irá gerar novas questões a serem respondidas pela ciência e movimentá-la rumo a uma ciência mais aplicada.

1.1.2.3 Conexões entre geomorfologia e hidrologia

Cabe também mencionar especificamente sobre como o relevo influencia as questões hidrológicas e como a hidrologia relaciona-se com a geomorfologia. O relevo está diretamente relacionado com as questões que envolvem os fluxos de água e sedimentos, de modo que influencia os processos erosivos e a dinâmica hídrica de maneira bastante efetiva. Isso foi demonstrado por Carvalho & Magalhães (2010) ao analisar os trabalhos publicados na Revista Brasileira de Recursos Hídricos e perceber que a geomorfologia está presente principalmente nos trabalhos voltados aos estudos hidrossedimentológicos que refletem os processos de erosão e sedimentação vigentes na dinâmica dos cursos d'água.

Diversas intervenções humanas alteram o relevo e conseqüentemente a dinâmica da água e dos sedimentos. Essas intervenções podem estar relacionadas à alteração do relevo para construções urbanas, para manejo de áreas agrícolas ou para construções em corpos

hídricos interiores e costeiros, como enrocamentos, diques e moles.

As vertentes são formas de relevo que podem ser tomadas como ponto de partida para o entendimento do ciclo hidrológico, uma vez que é principalmente nelas que a água se precipita e chega ao solo. A partir disso, podemos compreender a vertente como o primeiro anteparo para as ações que as águas irão encadear. Ou seja, o entendimento da dinâmica hídrica nas vertentes e de sua relação com o relevo é um importante fator para se planejar intervenções em áreas mais ou menos extensas, onde os índices de escoamento superficial, infiltração e perda de solo podem ser manejados a fim de influenciar o regime de vazão nos corpos hídricos superficiais e subterrâneos.

A hidrologia e a geomorfologia também se interligam no que diz respeito ao comportamento dos corpos d'água. A forma e a dinâmica dos canais fluviais relacionam-se diretamente com eventos de cheias e secas. Por conseguinte, a escassez de água para irrigação e abastecimento, os processos erosivos nas margens dos cursos d'água e o assoreamento de canais e reservatórios são problemas cujas soluções devem ser diretamente relacionada com os estudos de geomorfologia fluvial.

O fato do relevo e da hidrologia serem indissociáveis indica que mais conhecimento geomorfológico deve ser aplicado para aprimorar a modelagem hidrossedimentológica, assim como a modelagem pode ajudar a geomorfologia a quantificar a dinâmica de erosão e do fluxo de sedimentos.

A partir disso, é possível compreender também como a geomorfologia fluvial pode se apoiar nas previsões e cenários criados pelos modelos hidrológicos.

1.2 Modelos hidrológicos como ferramenta de gestão e como elemento central para implementação dos instrumentos da política nacional de recursos hídricos

A água constitui um recurso estratégico, de interesse comum e que deve ser bem administrado a fim de promover o seu uso de forma sustentável. Trata-se do recurso natural

mais importante para a vida em nosso Planeta, sendo sua gestão fundamental para um desenvolvimento equilibrado. O descuido com as águas no país tem forte ligação com esse suposto cenário de fartura, que pode ser evidenciado por números. Dados oficiais acerca da disponibilidade hídrica mundial apontam que cerca de 12% da água doce do mundo encontra-se em terras brasileiras, sendo a bacia amazônica responsável por cerca de 80% deste quantitativo (Jade, 2018).

Para garantir a soberania da sociedade sobre a água e favorecer os usos múltiplos foi elaborada e publicada a Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH (Brasil, 1997) – também conhecida como Lei das Águas, legislação essencial para estabelecer diretrizes e proteger os recursos hídricos, mas cuja implementação enfrenta, desde o início, diversos obstáculos políticos e econômicos (Bettencourt *et al.*, 2021).

Para auxiliar na implementação e regulamentação de suas diretrizes a Lei das Águas dispõe de um instrumental que estabelece: a elaboração de Planos de Recursos Hídricos, as métricas para o Enquadramento dos corpos de água em classes, controla a Outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos, estabelece a Cobrança pelo uso dos recursos hídricos e o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos (Brasil, 1997).

No entanto, a simples existência e implementação dos instrumentos não é suficiente para uma efetiva gestão das águas em território nacional, tornando o uso de ferramentas institucionais e tecnológicas extremamente necessário, visto que estas ampliam o leque de possibilidades de aplicação.

A criação de cenários por meio de modelos hidrológicos surge como importante alternativa para a gestão e o planejamento hídricos, sobretudo pela capacidade de simulação de fenômenos e eventos de alto impacto socioeconômico como escassez hídrica, cheias e inundações. Os modelos também auxiliam na elaboração de quadros alternativos para situações envolvendo mudanças climáticas, alteração do uso e cobertura da terra, aplicação e controle de insumos agrícolas, implementação de práticas conservacionistas, entre outros. Além disso, a abordagem geográfica na gestão de recursos hídricos pode ser fortemente enriquecida com os resultados proporcionados pelo uso dessas ferramentas.

Nesta sessão, serão apresentadas algumas das possibilidades de contribuição do uso de modelos hidrológicos e seu potencial para simulação de cenários na implementação dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, visando colaborar para sua operacionalização de forma prática e aplicada.

Para isso uma breve revisão sobre o histórico da PNRH e seus instrumentos foi realizada, posicionando a legislação brasileira no âmbito internacional e debatendo alguns indicadores de sua implementação. Além disso, foram realizadas considerações sobre os modelos utilizados ao redor do mundo e suas características. Por fim, abordam-se as formas como estes modelos podem ser aplicados para auxiliar na implementação dos instrumentos dispostos na PNRH, com o objetivo de auxiliar o uso de cenários gerados pelos modelos por Comitês de Bacias, Órgãos Gestores de Recursos Hídricos e Agências de Bacias, otimizando a tomada de decisões no âmbito do Sistema de Gestão e subsidiando a aplicação da Lei das águas.

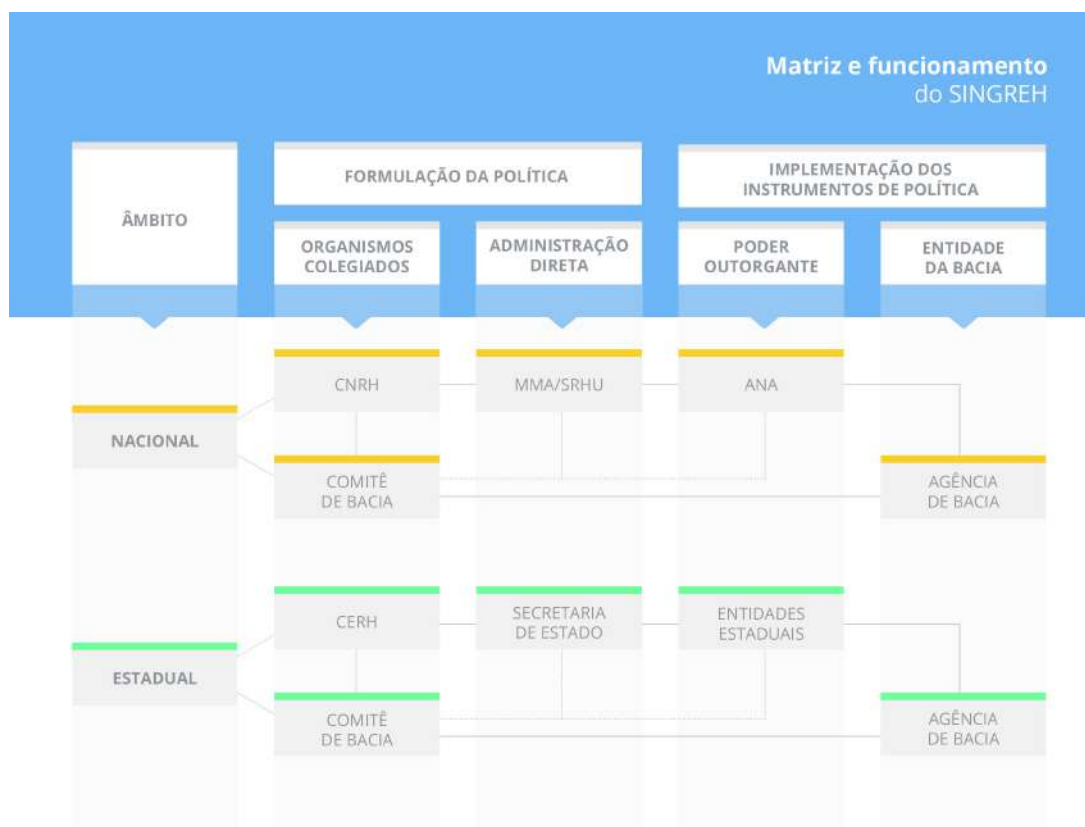
1.2.1 A Política Nacional de Recursos Hídricos

A Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH), implementada pela Lei Federal 9.433 de 1997, é responsável por regulamentar a gestão e o uso da água em território brasileiro, tendo como princípios básicos a integração, descentralização e participação na gestão dos recursos hídricos (Borba *et al.*, 2007). Destaca-se também que a lei foi elaborada alinhada ao primeiro e quarto Princípios de Dublin, formulados para a Conferência Internacional sobre Água e Meio Ambiente de 1992 (Bressiani *et al.*, 2015).

A dominialidade pública das águas, a prioridade para consumo humano e o reconhecimento de seus usos múltiplos foram algumas das bases conceituais para construção da PNRH (Senra; Souza; Baptista, 2012). O modelo de gerenciamento descentralizado e participativo inspirou-se no modelo francês de gestão de águas, cuja experiência é considerada uma referência por muitos especialistas (Campos; Fracalanza, 2010). Este modelo, estabelece a participação de órgãos da administração direta e órgãos colegiados na formulação das políticas de uso da água e descentraliza a atuação para os estados e bacias hidrográficas (Figura 1). No Brasil, esse modelo é operacionalizado pelo SINGREH - Sistema Nacional

de Gerenciamento de Recursos Hídricos - que é constituído pelo conjunto de órgãos e colegiados que atuam na gestão dos recursos hídricos no Brasil, implementando a PNRH.

Figura 1 – Matriz e funcionamento do SINGREH - Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.



Fonte: ANA (2017)

1.2.2 A Lei de Águas Brasileira no Panorama Internacional

A crescente escassez hídrica é pauta mundial de extrema importância. Araújo *et al.* (2015) em estudo comparativo do manejo dos recursos hídricos entre Brasil e União Europeia, apontam que ambas as regiões enfrentam problemas hídricos em qualidade e quantidade, porém alertam para a necessidade de implantação de uma rede nacional de pesquisa e monitoramento em território brasileiro.

O *Water Framework Directive*, ou Diretiva Quadro da Água, é um programa que objetiva melhorar a qualidade dos corpos de água ao nível da bacia hidrográfica na Europa, protegendo-os dos impactos humanos (Allan *et al.*, 2006) e, como evidenciado por Faria

(2020), trata-se de uma política com grande potencial de complementação na gestão dos recursos hídricos, auxiliando na implementação da legislação nacional.

Nos Estados Unidos foi implementado, desde 1972, a *Clean Water Act*, que visa restaurar a integridade física, química e biológica das águas do país (Keiser; Shapiro, 2019) e foi seguida de diversas outras leis para a gestão dos recursos hídricos americanos, demonstrando a preconização dessa esfera do meio ambiente no país. A característica da descentralização em direção ao âmbito estadual em muito assemelha a Lei da Água Limpa com a PNRH.

Em linhas gerais, as comparações da legislação brasileira sobre águas com algumas legislações internacionais realizadas pelos pesquisadores citados apontam para um dispositivo legal robusto e equiparado aos de outros países. No entanto, é preciso reconhecer que os desafios da gestão hídrica num território tão amplo e diverso como o brasileiro, aliado aos constantes avanços tecnológicos e à atual crise climática impõem um monitoramento contínuo e possivelmente induzirão aprimoramento da atual legislação.

1.2.3 Os instrumentos da PNRH

A efetiva aplicação das diretrizes da PNRH se dá por meio de seus instrumentos, sendo estes, como consta no Capítulo IV, Artigo 5º, da Lei Nº 9.433/97: os “Planos de Recursos Hídricos”; o “Enquadramento dos corpos de água em classes” segundo os usos preponderantes da água; a “Outorga de direitos de uso dos recursos hídricos”; a “Cobrança pelo uso dos recursos hídricos” e o “Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos”.

O Plano de Recursos Hídricos fundamenta e orienta o gerenciamento dos Recursos Hídricos em uma bacia hidrográfica com perspectiva a longo prazo de garantir o uso da água às gerações futuras (Couceiro; Hamada, 2011). Através do plano são tomadas uma série de decisões sobre o uso da água, desde a elaboração de mecanismos de Cobrança até a mediação de conflitos (Souza; Silva, 2021). O Plano também pode ser elaborado no âmbito dos estados e no âmbito nacional.

O Enquadramento dos corpos hídricos consiste na previsão em classes, segundo os

usos preponderantes da água. Assim, visa assegurar qualidade compatível dos recursos hídricos com os usos mais restritivos a que forem destinados e diminuir os custos de combate à poluição das águas (Silva; Albuquerque, 2018).

A Outorga e Cobrança pela utilização das águas são importantes instrumentos de gestão para induzir o usuário a uma utilização mais racional e sustentável do recurso natural. O sistema de Outorga objetiva manter a qualidade e o efetivo direito de acesso às águas, enquanto a Cobrança pelo uso dos recursos hídricos visa indicar que o recurso é escasso, atribuindo valor à água, como forma de racionalizar o consumo (Rodrigues; Leal, 2019).

O Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos trata-se de um amplo sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos, bem como fatores intervenientes para sua gestão. Este instrumento possui uma interface digital acessível ao público em geral por meio do endereço eletrônico <https://www.snirh.gov.br/>, onde é possível explorar diversos dados a respeito das águas no país. Esse sistema, ao considerar a natureza federativa do país, individualiza a administração dos recursos hídricos, trazendo também novos paradigmas de descentralização e utilização de instrumentos econômicos para a gestão e participação pública no processo de tomada de decisão (Braga *et al.*, 2008).

Os instrumentos da PNRH fazem projeções de demanda e de disponibilidade hídrica, estudam minuciosamente as bacias hidrográficas, os usos da água e propõem ações e investimentos a serem realizados para que a qualidade e a disponibilidade hídrica atendam as atuais e futuras gerações (Souza; Silva, 2021). Tendo como subsídio um estudo baseado em questionário respondido por membros de Comitês de Bacia hidrográfica, Dictoro & Hanai (2015) alertam para a necessidade da implementação efetiva dos instrumentos da PNRH, aliado a maior uma participação popular na gestão dos recursos hídricos. Constatase, porém, que ambos os trabalhos relataram a Outorga e a Cobrança como sendo os instrumentos mais bem implementados nas regiões estudadas, o que pode ser atrelado à importância na obtenção de recursos financeiros que estes possuem.

Silva (2008) apesar de reconhecer as potencialidades da PNRH, conclui que sua

efetivação se dá de forma descompassada com outras políticas públicas, sobretudo pela descentralização das políticas e responsabilidades que sobrecarregou os Estados e seus órgãos ambientais e de recursos hídricos.

1.2.4 Modelos Hidrológicos

Os Modelos hidrológicos são considerados uma ferramenta importante e necessária para a gestão dos recursos hídricos e ambientais (Devia; Ganasri; Dwarakish, 2015) e para fornecer estimativas espaciais e temporais valiosas destes recursos, ajudando a analisar possíveis projeções e cenários (Sood; Smakhtin, 2015).

Desde o advento da modelagem hidrológica, o número de modelos continua aumentando em ritmo acelerado (Horton; Schaeffi; Kauzlaric, 2022) e têm evoluído com maior complexidade devido ao aumento do poder computacional e à disponibilidade de dados espaço-temporais dos satélites e simulado processos em escalas que variam de encostas a bacias hidrográficas e continentes (Sidle, 2021).

Há na comunidade científica quem argumente também que existem demasiados modelos e que os pesquisadores têm perdido tempo e esforço no desenvolvimento de novos modelos, enquanto um maior esforço deveria ser aplicado no desenvolvimento de um Modelo Hidrológico Comunitário (Weiler; Beven, 2015). Para Brookfield *et al.* (2023) é fundamental desenvolver modelos que sejam acessíveis a todos os usuários, não apenas àqueles aplicados à pesquisa, incentivando o desenvolvimento contínuo de diversas plataformas de modelagem, considerando as necessidades do usuário, a disponibilidade de dados e os recursos computacionais.

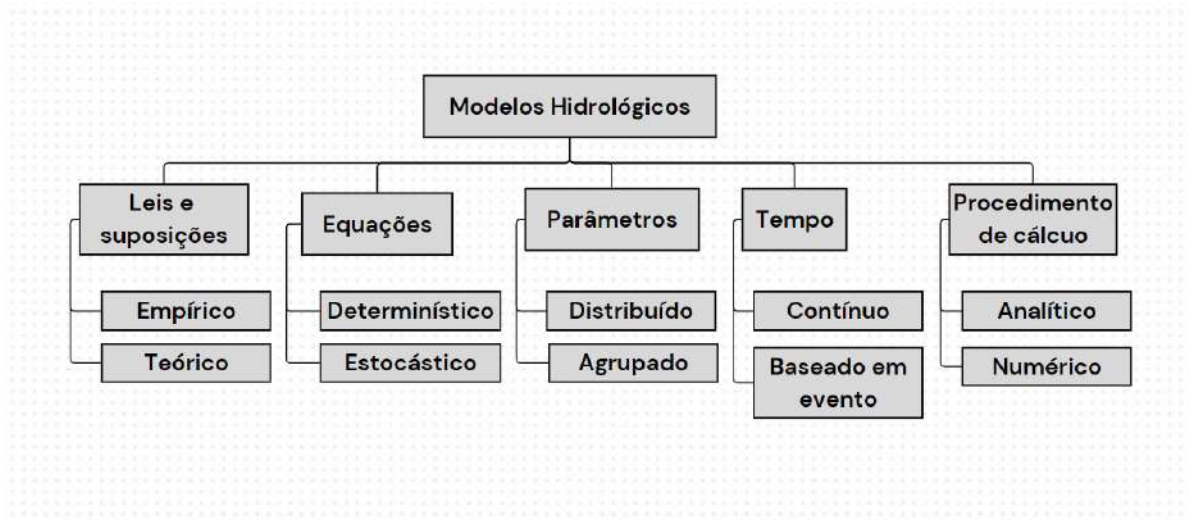
Essa diversidade faz com que para cada aplicação seja necessária a avaliação de qual modelo é mais adequado. Não obstante, muitos autores tem se dedicado a descrever as diferenças, avaliar os modelos disponíveis, propor melhorias para o aprimoramento dos mesmos e critérios para escolha de um modelo para determinados projetos (ex.: Devia, Ganasri & Dwarakish (2015), Horton, Schaeffi & Kauzlaric (2022), Kauffeldt *et al.* (2016), Sharma (2017), Sood & Smakhtin (2015), Wagener *et al.* (2001)).

A avaliação realizada por [Kauffeldt et al. \(2016\)](#) elencou alguns dos critérios julgados importantes para implementação de um modelo em escala continental como a existência de um código aberto, uma comunidade de usuários ativa, disponibilidade de dados de entrada, flexibilidade para estrutura de grade, possibilidade de calibração com ferramentas adequadas, flexibilidade na resolução espacial, facilidade de introdução de estações e assimilação de dados. Os autores admitem, no entanto, a subjetividade dos critérios adotados.

A adoção de um modelo hidrológico demanda uma série de critérios e escolhas. [Devia, Ganasri & Dwarakish \(2015\)](#) advogam que o melhor modelo é aquele que dá resultados próximos da realidade com o uso de menos parâmetros e com menor complexidade.

As características que diferenciam os modelos são muitas e eles podem ser classificados sob diferentes aspectos (Figura 2). A classificação pode ser baseada no tipo de variáveis/equações utilizadas na modelagem (estocásticos ou determinísticos), nas leis e pressupostos utilizados e o tipo de relações entre essas variáveis (empíricos ou conceituais), na forma de apresentação dos dados em relação ao tempo (baseados em eventos ou contínuos), na existência ou não de relações espaciais entre as partes da bacia e seus parâmetros (distribuídos ou concentrados) e no procedimento computacional (analítico ou numérico) ([Filho, 2012](#); [Jajarmizadeh; Harun; Salarpour, 2012](#)).

Figura 2 – Principais características dos Modelos Hidrológicos.



Fonte: Adaptado de [Jajarmizadeh, Harun & Salarpour \(2012\)](#).

Assim, a depender do tipo de fenômeno que se queira representar, determinados modelos podem ser mais apropriados que outros. A representação da área de inundação atingida por uma determinada altura pluviométrica, por exemplo, pode ser bem representada por um modelo baseado em eventos e concentrado, enquanto a disponibilidade hídrica de uma bacia diante de diferentes cenários de uso da terra tende a ser mais apropriadamente simulada por modelos contínuos e distribuídos.

[Horton, Schaefli & Kauzlaric \(2022\)](#), revisaram uma série de trabalhos sobre modelagem hidrológica e concluíram que a maioria das publicações carece crucialmente de abordar a adequação do modelo para o contexto do estudo ou para o cenário. Nesse sentido sugerem que os estudos de modelagem venham acompanhados de uma declaração sucinta sobre a escolha do modelo, mesmo que a escolha tenha sido puramente heurística. Para [Addor & Melsen \(2019\)](#) a escolha de um modelo é impulsionada primordialmente pelo legado (ou seja, pela praticidade, conveniência, experiência e hábito dos usuários), mesmo quando outros modelos possam ser mais adequados ao caso.

No entanto, diante da imensa variedade de modelos disponíveis e das dificuldades inerentes a implementação de um modelo, é preciso reconhecer que uma vez implantado, o modelo pode ser usado para o tratamento de diferentes problemas relacionados à gestão

das águas.

1.2.5 Aplicação de modelos na implementação dos instrumentos do PNRH

1.2.5.1 Planos de Recursos Hídricos

Os Planos de Recursos Hídricos visam fundamentar e orientar a implementação da PNRH e o gerenciamento dos recursos hídricos, sendo planos de longo prazo (Brasil, 1997). O fato de os Planos serem elaborados para prazos extensos, exige de antemão um esforço de previsibilidade, e os modelos podem ajudar a quantificar alguns aspectos essenciais para sua aplicação.

Entre os conteúdos mínimos dos Planos, alguns podem ser apoiados pelos modelos hidrológicos. O balanço entre disponibilidades e demandas futuras dos recursos hídricos em quantidade e qualidade, por exemplo, pode ser previsto para diferentes cenários. Sobretudo no atual contexto de emergência climática, alguns estudos (ex.: Castro *et al.* (2018), Jiménez-Bonilla *et al.* (2023), Liu *et al.* (2023), Sun *et al.* (2023)) podem ajudar a prever questões ligadas à oferta de água nos corpos hídricos.

Além disso, os planos também devem conter uma análise de alternativas de crescimento demográfico, de evolução de atividades produtivas e de modificações dos padrões de uso da terra. Esses tipos de alteração são facilmente simulados pelos modelos, como feito em algumas pesquisas (Khoury *et al.*, 2023; Ayele *et al.*, 2023; Ferraz *et al.*, 2023; Mosbahi *et al.*, 2023; Yu; Zhang, 2023), que realizaram previsões acerca do comportamento de aspectos de qualidade e/ou quantidade da disponibilidade hídrica em diferentes escalas de bacias ao redor do mundo.

Assim, traçadas as possíveis alternativas de acordo com as características e tendências regionais, os modelos podem mensurar o comportamento hidrológico e a disponibilidade hídrica das bacias em seus diferentes afluentes, auxiliando em outros conteúdos que precisam ser previstos pelos planos como a identificação de conflitos potenciais, a definição de metas de racionalização de uso, o aumento da quantidade e melhoria da qualidade da água, a escolha das medidas, programas e projetos a serem implantados e ainda na proposição

da criação de áreas sujeitas a restrição de uso.

Os Planos devem também trazer diretrizes para implementação de outros instrumentos como o Enquadramento, a Outorga e a Cobrança, que podem ser apoiados de maneira mais específica pela criação dos possíveis cenários como veremos adiante.

1.2.5.2 Enquadramento de Corpos D'água

O Enquadramento dos corpos hídricos visa assegurar a qualidade das águas compatível com os usos e diminuir os custos de combate à poluição mediante ações preventivas permanentes. A Resolução do CNRH nº 91/2008 propõe cinco etapas para realização do Enquadramento dos corpos d'água: diagnóstico, prognóstico, elaboração de alternativas de Enquadramento, deliberação do Comitê e efetivação do programa de Enquadramento.

Segundo [Costa et al. \(2019\)](#) as duas últimas ações possuem caráter mais político/decisório que devem ser conduzidas pelo Comitê de Bacia juntamente com sua agência técnica. Para os autores, na etapa de prognóstico e elaboração das alternativas, uma das atividades a ser realizada é a modelagem de cenários futuros.

Nesse contexto, [Knapik et al. \(2007\)](#) afirmam que a modelagem da qualidade da água deve ser entendida como uma importante ferramenta para o apoio ao processo de tomada de decisões, em especial quando da implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos.

A Resolução CONAMA 357/2005, que prevê a possibilidade de Enquadramento com metas progressivas, é uma importante variável de planejamento. À medida que as metas forem traçadas, os modelos podem ser utilizados para prever cenários que as atendam, seja por alterações de uso da terra, implantação de práticas conservacionistas/ medidas compensatórias, redução das cargas poluentes ou outras medidas. A implementação das metas pode ser acompanhada de um custo financeiro que pode ser compartilhado entre os diversos usuários da água existentes na bacia. Isso pode ser relacionado diretamente com os instrumentos da Outorga e da Cobrança por uso da água.

1.2.5.3 Outorga de Uso da Água

Pereira, Kayser & Collischonn (2012) defendem que é possível melhorar a análise dos procedimentos de Outorga com Sistemas de Suporte a Decisão (SSD), integrando os modelos hidrológicos utilizados para a análise a um Sistema de Informação Geográfica (SIG). Os modelos hidrológicos e sua capacidade de criar cenários alternativos são, portanto, uma ferramenta fundamental para implementação desse instrumento. Um exemplo dessa possibilidade foi realizado Souza, Kobiyama & Santos (2009), evidenciando a modelagem como uma excelente ferramenta para a concessão de Outorgas de direito de uso dos recursos hídricos, haja vista que as vazões de referência não apresentam um comportamento linear em relação à área de drenagem da bacia (obtido por regionalização de vazões), o que impede a simples transferência da vazão por área de drenagem.

Entre os usos sujeitos à Outorga, pode-se destacar a captação para uso final e o lançamento de resíduos para diluição. A captação, além de diminuir a vazão e alterar a quantidade de água disponível, pode comprometer os processos de diluição de poluentes. O lançamento de efluentes, por sua vez, pode aumentar a vazão e afetar a qualidade da água. Desta forma, ambos processos devem ser avaliados conjuntamente, inclusive, com outros usos que alterem o regime, a quantidade e/ou a qualidade da água existente em um corpo de água. Para realização dessa complexa avaliação com relativa precisão, os modelos são uma ferramenta de extrema utilidade.

Havendo um registro das quantidades e características das captações e lançamentos, esses dados podem ser inseridos no modelo hidrológico da bacia a fim de prever a disponibilidade hídrica tanto em qualidade como em quantidade, permitindo a avaliação da capacidade de suporte do corpo hídrico em diferentes locais conforme realizado por Wu *et al.* (2018) e subsidiando a uma série de decisões, entre as quais pode-se citar a possibilidade ou não da concessão de novas Outorgas.

Relacionando isso com o Enquadramento de corpos d'água, a qualidade da água pode então ser prevista por meio dos modelos conforme os usos outorgados na bacia. Não estando determinado trecho dentro dos parâmetros estabelecidos, cenários alternativos para

alcance das metas podem ser projetados, seja por revogação de Outorgas, estabelecimento de condicionantes ou adoção de medidas compensatórias.

1.2.5.4 Cobrança por uso dos Recursos Hídricos

O estabelecimento de medidas compensatórias tende a ser aplicado em casos de escassez hídrica e o custo de implantação dessas medidas pode ser partilhado entre os usuários através do instrumento da cobrança por recursos hídricos, haja vista que um dos objetivos da Cobrança é obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos.

Uma vez que os cenários compensatórios para alcance das metas sejam estipulados através da modelagem da quantidade e qualidade de água, o custo para implantação desses cenários também pode ser previsto. Assim, as metas progressivas de Enquadramento podem ser planejadas de maneira mais assertiva prevendo-se as condicionantes a serem adotadas por cada usuário existente na bacia e estimando o valor que deverá ser cobrado. Alguns trabalhos nesse sentido já foram publicados para diferentes partes do mundo (ex.: Liu *et al.* (2014), Mtibaa, Hotta & Irie (2018), Veith, Wolfe & Heatwole (2003)).

1.2.5.5 Sistemas de Informações sobre Recursos Hídricos

Por fim, os Sistemas de Informações configuram outro instrumento da PNRH que pode ser beneficiado pela utilização dos modelos hidrológicos. Seus objetivos são reunir, dar consistência e divulgar os dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos, atualizar permanentemente as informações sobre disponibilidade e demanda e fornecer subsídios para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos.

Os modelos podem não só auxiliar na divulgação das informações existentes como orientar sobre a necessidade de aprimoramento e expansão das redes de monitoramento. As informações oriundas desse sistema, acopladas a sistemas de previsão meteorológica podem subsidiar a execução de um modelo de previsão quali-quantitativa em tempo real, auxiliando a tomada de decisões em tempo hábil para minimizar os efeitos de eventuais suspensões de captação ou riscos de desastres.

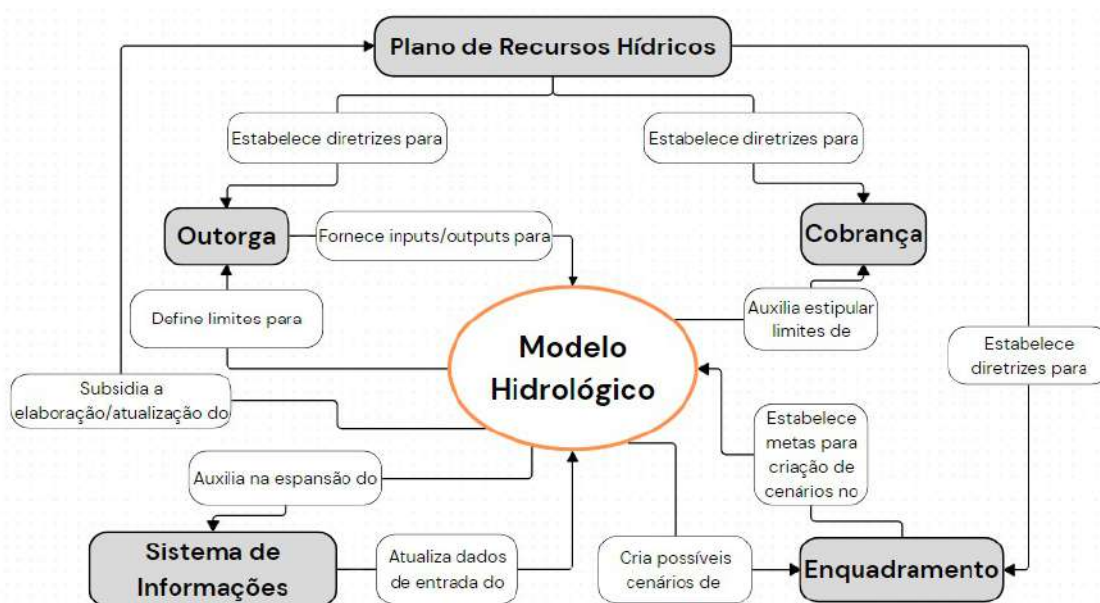
Além disso, um Sistema de Informações gerido dentro do ambiente de um modelo hidrológico subsidiaria não só a elaboração e atualização dos Planos de Recursos Hídricos, mas a implementação e gestão mais efetivas dos instrumentos da Outorga e do Enquadramento, como demonstrado anteriormente.

1.2.6 Uma proposta para incorporação dos modelos à aplicação dos instrumentos da PNRH

Embora o foco da tese esteja restrito ao uso dos modelos hidrológicos para um fim científico, o aprofundamento conceitual e a revisão bibliográfica realizada sobre o tema permitiu que questões conceituais e possibilidades de aplicação fossem reconhecidos.

Assim, como produto dessa revisão propõe-se um esquema de como a utilização dos modelos pode apoiar a implantação dos instrumentos da PNRH, ilustrado de forma resumida Figura 3.

Figura 3 – Modelos Hidrológicos como elemento central da aplicação dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos.



Algumas considerações elaboradas com base nas experiências analisadas a fim de orientar práticas mais assertivas na adoção dos modelos. Embora as aplicações sejam empreendidas com diversos modelos, dificilmente um único modelo responderá integralmente a todas as demandas existentes. Porém, alguns modelos, como o SWAT / SWAT+, vêm agregando diferentes módulos e permitindo aplicações e avaliações de diversas naturezas para as agências de águas e comitês de bacia.

Modelos com múltiplas aplicações e possibilidades podem demandar significativo esforço inicial para sua implementação e calibração, porém, vencida essa etapa, podem servir de base para a aplicação de vários instrumentos simultaneamente. Para a escolha de um modelo multiuso recomenda-se que características desejáveis, como ser um modelo de base física e possuir código aberto sejam observados, para que adaptações possam ser feitas atendendo demandas específicas de cada usuário, agência ou comitê de bacia.

Assim, advoga-se aqui pela escolha e implementação de um único modelo hidrológico por bacia, desde que esse represente de maneira satisfatória os processos físicos e possa atender às principais demandas dos instrumentos como inserção de lançamentos de fontes pontuais, captação de água, simulação de reservatórios e aplicação de medidas compensatórias. Além disso é importante que seja escolhido o modelo que contemple, ao mesmo tempo, questões relacionadas à qualidade e quantidade de água e efetive a simulação em escala temporal e espacial adequada à gestão hídrica da bacia.

Outro ponto importante é a obtenção constante de informações que alimentem e aprimorem o modelo, a fim de que os processos possam ser simulados cada vez com maior precisão. A existência de um modelo pode orientar a expansão das redes de monitoramento hidrometeorológico a fim de melhor responder às demandas da gestão dos recursos hídricos existentes e vindouras.

É imprescindível ainda que uma atualização rotineira das informações sobre Outorgas, mudanças de uso da terra e regimes climáticos seja realizada. Isso ajuda a garantir que o modelo possa estar sempre adaptado à realidade observada no momento das tomadas de decisão.

A implantação e gestão da modelagem hidrológica pode ser realizada direta ou indiretamente pelos comitês / agências de bacias ou mesmo agências estaduais ou nacionais de águas, a depender da abrangência de cada bacia. Parcerias com universidades e institutos de pesquisa ou contratação de empresas especializadas para a implantação e gestão dos modelos também são um caminho promissor para efetivação das propostas aqui elencadas. A adoção de bacias piloto para realização de um teste de gestão via modelo hidrológico também podem ser uma boa estratégia para implantação das sugestões contidas neste trabalho.

Iniciativas que podem subsidiar o uso de um único modelo para tomadas de decisão em diversos âmbitos como o Sistema de Unidades de resposta hidrológica para Pernambuco – SUPer (<https://super.hawqs.tamu.edu/>) e o *Brazilian Ecohydrological Simulation Tool BEST* (Bressiani *et al.*, 2023) começam a ser implantadas no Brasil nessa direção, mas sua adoção pelas agências de águas ainda não são efetivas.

1.3 Práticas conservacionistas, Geomorfologia e estudos do relevo: Conexões e aproximações

A geomorfologia inclui o estudo da ação dos seres humanos como agentes geomórficos, em particular, seus impactos nas formas e processos que ocorrem na superfície terrestre (Huggett, 2011).

A geomorfologia, no seu sentido amplo, apresenta importância no suporte à adoção de práticas conservacionistas (BMPs), visto que elas são um conjunto de diretrizes, ações e controles projetados para conservar a paisagem, em especial, os solos e os recursos hídricos (mas não somente), controlando ou mitigando os efeitos da erosão e da poluição de fontes difusas (Hsieh; Yang, 2007; Martins; Kaleita; Gelder, 2021). O fato de as BMPs serem, predominantemente, estudadas por profissionais e cientistas das engenharias agrícolas e ambientais preocupados com seus efeitos sobre o solo e as águas, enquanto a dinâmica do relevo e sua influência no fluxo de água e sedimentos serem mais analisados por profissionais das geociências contribui para que as relações entre os temas ainda sejam

escassas, necessitando ser visitado para ampliar o debate sobre as BMPs.

Uma busca realizada no ano de 2023, na Revista *Geomorphology*, em títulos, resumos e palavras-chave por artigos que possuísem as expressões “*Conservation Practices*”, “*Best Management Practices*” ou “BMPs”, retornou apenas dezesseis correspondências e a leitura/análise dessas publicações evidenciou que os termos eram meramente citados ou o tema era abordado apenas transversalmente e não como objeto do artigo. Já na Revista Brasileira de Geomorfologia, o termo “Práticas Conservacionistas” teve apenas dois resultados, cujas pesquisas apenas citavam a não adoção dessas práticas em suas respectivas áreas de estudo.

Um exemplo de ferramenta preditiva para estimar a degradação e perda de solos e auxiliar na adoção de práticas conservacionistas é a Equação Universal da Perda de Solo – USLE (Wischmeier; Smith, 1965) e suas variações. Essa equação prevê a perda de solo com base em cinco fatores: erosividade da chuva (R), erodibilidade do solo (K), uso e manejo do solo (C), práticas conservacionistas (P) e comprimento e declividade da rampa (LS). Embora mudanças metodológicas venham sendo implementadas e tenham gerado outras metodologias (ex.: RUSLE, MUSLE) desde a criação da equação, os fatores ligados ao relevo (L e S) e às práticas conservacionistas (P) são elementos sempre presentes e reconhecidamente importantes para o tema.

Com o cenário de degradação ambiental cada vez mais intenso que o mundo vivencia, países e instituições de pesquisa têm sido atraídas para a pesquisa de BMPs, que experimentou uma expansão global significativa em anos recentes (Zhuang *et al.*, 2016). Aliado a isso, estudos contemporâneos evidenciam que as características do relevo são primordiais na adoção dessas práticas (ex.: Qin *et al.* (2018), Shen, Chen & Xu (2013), Zhu *et al.* (2019), Zhu, Qin & Zhu (2020)).

Fundamentado nessas considerações, esta sessão buscou apresentar aproximações entre os estudos do relevo e dos processos erosivos e a implantação de práticas conservacionistas (BMPs), com o objetivo de identificar tendências e possibilidades técnicas e científicas em aplicações de pesquisas voltadas para a redução da erosão hídrica e da perda de solo, produção de sedimentos e assoreamento de corpos d’água, aumento da

disponibilidade hídrica, melhoria da qualidade e da gestão de águas.

1.3.1 Definições, conceitos e tipologias de práticas conservacionista

Em nível nacional, as definições de práticas conservacionistas estão ligadas ao controle dos processos erosivos e são frequentemente usadas na pedologia. [Bertoni & Neto \(2008\)](#) definem essas práticas como técnicas que visam aumentar a resistência do solo ou diminuir as forças do processo erosivo. [Lepsch \(2016\)](#) acrescenta que essas práticas permitem controlar a erosão evitando o impacto da chuva e/ou o escoamento das enxurradas.

Na literatura internacional, essas técnicas são mais comumente chamadas de Agricultural BMP, Best Management Practices ou simplesmente BMPs ([Anne-Arundel, 2017](#); [Arroio-Junior, 2017](#); [Silva et al., 2023](#)). No entanto, cabe salientar que a expressão BMP também é usada para outros fins correlatos aos recursos hídricos, como para gestão de águas pluviais, operações florestais e aquicultura ([Cristan et al., 2016](#); [Dickson et al., 2016](#); [Kuruppu; Rahman; Rahman, 2019](#)) e como expressão genérica para diversas outras aplicações.

No que diz respeito à conservação do solo e da água, a expressão BMP é, frequentemente, associada à redução da poluição por fontes difusas e contenção dos efeitos da erosão ([Fox et al., 2021](#); [Lee et al., 2023](#); [Rittenburg et al., 2015](#); [Xie; Chen; Shen, 2015](#); [Yuan; Dabney; Bingner, 2002](#)), por isso, a expressão BMPs será usada como sinônimo de práticas conservacionistas.

As BMPs podem ser consideradas soluções baseadas na natureza (*Nature Based Solutions – NbS*) para mitigar os picos de escoamento/vazão, a erosão do solo e a poluição de fontes difusas ([Srivastava et al., 2023](#); [Uniyal et al., 2020](#)). Além disso, podem ser definidas também como operações agrícolas e estratégias de manejo conduzidas com o objetivo de controlar a erosão do solo, prevenindo ou limitando o desprendimento e o transporte de partículas do solo ([Baumhardt; Blanco-Canqui, 2014](#)).

A classificação dos tipos de práticas conservacionistas pode variar conforme a abordagem de diferentes autores. A abordagem mais comum no Brasil divide essas práticas em três categorias: as vegetativas, as edáficas e as mecânicas ([Bertoni; Neto, 2008](#); [EPAMIG,](#)

2023; Guerra; Silva; Botelho, 1999; Lepsch, 2016) – ver exemplos da Figura 4.

Figura 4 – Exemplos de práticas conservacionistas de água e solo vegetativas (A – Plantio direto), Edáficas (B – Calagem) e Mecânicas (C – Terraços).



Fonte: Adobe-Stock (2023)

As práticas de caráter edáfico dizem respeito ao solo e procuram manter e melhorar sua fertilidade e, por conseguinte, melhoram indiretamente o controle da erosão, com a utilização de fertilizantes e nutrientes. Práticas de caráter vegetativo, por sua vez, são métodos de cultivo que visam controlar a erosão pelo aumento da cobertura vegetal do solo. Por fim, as práticas mecânicas dizem respeito ao trabalho de conservação do solo com utilização de máquinas, que introduzem alterações no relevo ou se utilizam de estruturas artificiais para redução da velocidade do escoamento da água sobre a superfície do terreno e aumento da infiltração (Guerra; Silva; Botelho, 1999; Lepsch, 2016; Pruski, 2006). Como exemplos mais comuns utilizados por esses autores podem-se citar o Reflorestamento, o Manejo de pastagens, o Plantio direto e culturas em faixas (práticas vegetativas), a Adubação verde, a Calagem, a Adubação orgânica, a Eliminação e controle do fogo (edáficas), os Terraços, as Barraginhas e os Canais escoadouros (mecânicas).

Similarmente a essa classificação, Morgan (2005) divide as práticas conservacionistas em agronômicas e mecânicas, reconhecendo na primeira categoria a existência das práticas chamadas de caráter vegetativo e edáfico pelos autores brasileiros.

Outra forma de classificar as práticas são as categorias de BMPs não estruturais e estruturais (Hsieh; Yang, 2007; Kaini; Artita; Nicklow, 2012; Martins; Kaleita; Gelder, 2021), que se assemelham ao que, Uniyal *et al.* (2020) chamam de BMPs baseadas em solo e em paisagem, em que as do primeiro grupo visam conservar e melhorar a saúde do

solo e suas funções e as do segundo focam no conceito de conectividade de fluxos com transferência de sedimentos entre diferentes compartimentos da paisagem/relevo. A análise das classificações oferecidas por esses autores permite concluir que as categorias de BMPs estruturais e baseadas em paisagem são similares ao que é classificado como práticas mecânicas pelos autores brasileiros.

Kaini, Artita & Nicklow (2012) argumentam que as BMPs estruturais têm sido amplamente utilizadas para controlar o escoamento, sedimentos e nutrientes, tanto em bacias urbanas quanto agrícolas e agem, principalmente, na alteração do relevo e do fluxo hídrico. Martins, Kaleita & Gelder (2021) acrescentam que essas práticas são tipicamente implementadas nas áreas mais sensíveis. Outros autores (ex.: (Bertoni; Neto, 2008; Morgan, 2005)) advertem, porém, que as medidas mecânicas ou estruturais são largamente ineficazes por si só e sua principal função é complementar as medidas agronômicas ou vegetativas que têm um custo de implantação menor e, isoladamente, são mais efetivas que as práticas mecânicas (Silva *et al.*, 2023).

1.3.2 Práticas conservacionistas na gestão de águas

A deterioração da qualidade do solo e da água devido à erosão é um problema mundial em áreas agrícolas e a erosão severa pode tornar a terra improdutiva (Daggupati *et al.*, 2010; Nepal *et al.*, 2023). Por isso, práticas conservacionistas têm sido desenvolvidas e utilizadas para melhorar a qualidade e quantidade da água (Chang; Lo; Huang, 2008; Martins; Kaleita; Gelder, 2021) e sua implementação pode ajudar a controlar o transporte de sedimentos e nutrientes poluentes das bacias hidrográficas, prevenir a degradação do ecossistema e melhorar a produtividade agrícola (Bhattarai; Parajuli, 2023; Mtibaa; Hotta; Irie, 2018; Uniyal *et al.*, 2020).

Elas podem ser implementadas em diferentes escalas espaciais para controlar a erosão, reduzir a poluição de fontes difusas e proteger o ambiente de uma bacia hidrográfica (Qin *et al.*, 2018). Nos últimos anos, a implementação de BMPs se expandiu da escala de campo para grandes bacias hidrográficas e escalas regionais com o desenvolvimento do sensoriamento remoto, dos Sistemas de Informações Geográficas e dos Modelos de bacias

hidrográficas (Zhuang *et al.*, 2016).

A aplicação das práticas conservacionistas auxilia na gestão dos recursos hídricos por meio da redução do aporte de sedimentos nos corpos d'água. Os sedimentos são considerados importantes vetores de nutrientes e contaminantes, os quais podem afetar negativamente as áreas a (Noe *et al.*, 2020).

O gerenciamento dos processos hidrológicos e de sedimentos por meio das BMPs, no entanto, precisa ser adequadamente planejado. Morgan (2005) argumenta que o controle da erosão depende de uma boa gestão, o que implica o estabelecimento de cobertura vegetal suficiente e a seleção de práticas adequadas, acrescentando que a conservação do solo depende fortemente de métodos agrônômicos e edáficos, com práticas mecânicas desempenhando um papel de apoio.

A boa gestão do controle da erosão via BMPs passa, portanto, pela seleção, design e alocação adequados, pois se os gestores de terras não reconhecerem a hidrologia dominante de uma paisagem, as BMPs provavelmente serão ineficazes (Brooks *et al.*, 2015). Como a hidrologia e o transporte de sedimentos numa bacia hidrográfica guardam forte relação com as características do relevo, a geomorfologia, enquanto ciência responsável por esse objeto de estudo, tem papel importante no aprimoramento da utilização das BMPs.

1.3.3 Relações com o relevo

Considerada a relevância, o potencial do uso das BMPs no atual contexto ambiental e social e suas principais características, as primeiras aproximações entre essa temática e a ciência geomorfológica podem ser empreendidas.

O relevo apresenta-se como elemento fundamental para a otimização da alocação das BMPs, passo essencial para alcançar um planejamento e gestão eficientes de bacias hidrográficas (Maringanti; Chaubey; Popp, 2009).

No que diz respeito à alocação das práticas conservacionistas, vários estudos vêm desenvolvendo e aprimorando metodologias e procedimentos a fim de otimizar a alocação de BMPs em bacias hidrográficas de várias escalas. Seja com o objetivo de atingir determinadas

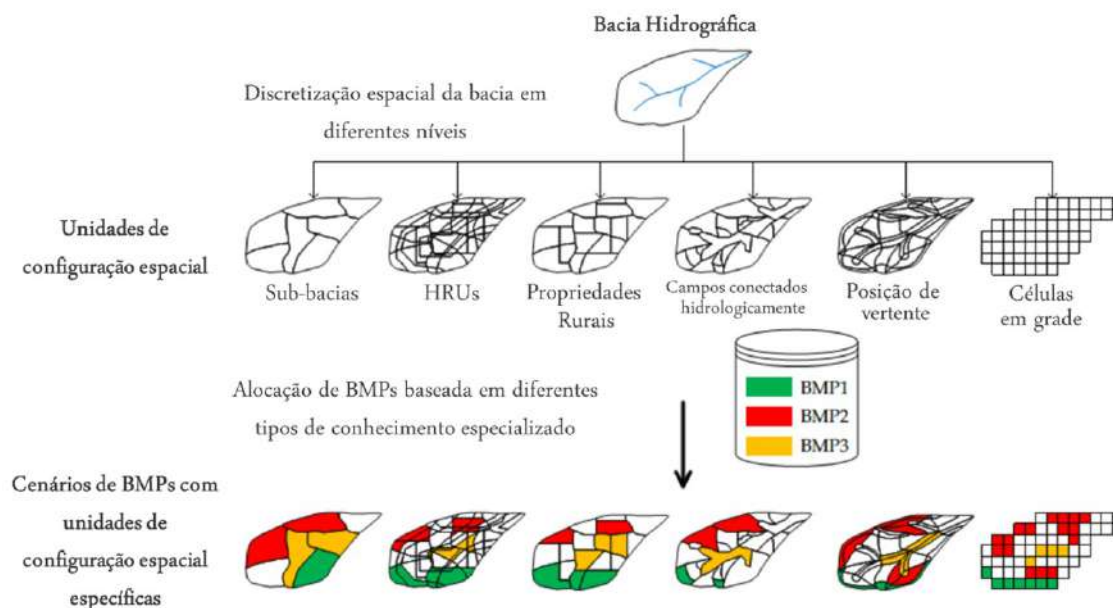
metas ou de aproveitar melhor os recursos disponíveis para investimento, essas avaliações têm sido realizadas por meio do uso de modelos hidrossedimentológicos.

Na análise desses estudos pode-se perceber que as unidades espaciais ou compartimentos da paisagem utilizados são diversos, entre os quais se destacam as Unidades de Resposta Hidrológica – HRUs (Unidades de paisagem criadas pelo modelo hidrológico SWAT), as sub-bacias hidrográficas e os campos agrícolas. No entanto, diferentes configurações espaciais para a aplicação de BMPs na escala de bacia hidrográfica podem ter eficácia ambiental, eficiência econômica e praticidade para o manejo integrado das bacias hidrográficas significativamente diferentes (Zhu *et al.*, 2019).

A literatura mais recente sobre o tema vem apontando para a importância do relevo na criação de cenários ótimos de alocação de BMPs em bacias hidrográficas, como o que foi realizado por Qin *et al.* (2018). Nele, os autores se utilizaram de um algoritmo genético para encontrar um cenário ótimo de distribuição das BMPs numa bacia hidrográfica, mas propuseram uma abordagem de otimização espacial baseada na posição da vertente (Topo, Encosta e Vale). Eles compararam essas unidades da paisagem com outras formas de distribuição das BMPs pela área da bacia gerados pelo mesmo algoritmo. Por fim, os resultados experimentais mostraram que a abordagem é eficaz e eficiente na proposição de cenários de BMP praticáveis para a gestão integrada de bacias hidrográficas, quando comparados com a abordagem aleatória (Qin *et al.*, 2018).

A fim de avaliar a efetividade da implementação de BMPs em diferentes compartimentos espaciais existentes nas bacias (Figura 5) Zhu *et al.* (2019) realizaram a comparação de quatro tipos de compartimentos (HRUs, HRUs espacialmente explícitas, campos hidrológicamente conectados e posições da encosta). A conclusão revela que os campos hidrológicamente conectados e as unidades de posição de encosta, por adotarem um conhecimento geomorfológico, são os compartimentos mais valiosos para alocação de BMPs.

Figura 5 – Combinações de unidades espaciais e BMPs testados por Zhu et al (2019).



Fonte: Adaptado de [Zhu et al. \(2019\)](#)

Em outro estudo foi proposto um limite adaptativo para as unidades onde as BMPs deviam ser implementadas. Nesse estudo, [Zhu, Qin & Zhu \(2020\)](#) concluíram que o ajuste das configurações das unidades espaciais não foram adequadamente considerados em métodos existentes anteriormente. Os autores afirmaram que a otimização de cenários de BMP com base em limites adaptativos das posições da vertente são mais eficientes, evidenciando que os conhecimentos ligados ao relevo vêm mostrando ter grande potencial para auxiliar nesses processos.

1.3.4 Cartografia geomorfológica e a questão da escala na alocação de BMPs

Os procedimentos para escolha de escala, explicação e resolução precisam ser planejados de forma a permitir a representação apropriada dos interesses relacionados à escala ([Cash et al., 2006](#)). Assim, a identificação de áreas de gestão prioritária pode ser considerada como o primeiro passo na configuração espacial de BMPs para o gerenciamento de bacias hidrográficas, cujos fatores que afetam as decisões como planos de investimento, disposição das partes interessadas, metas ambientais e eficácia das BMPs, podem ser

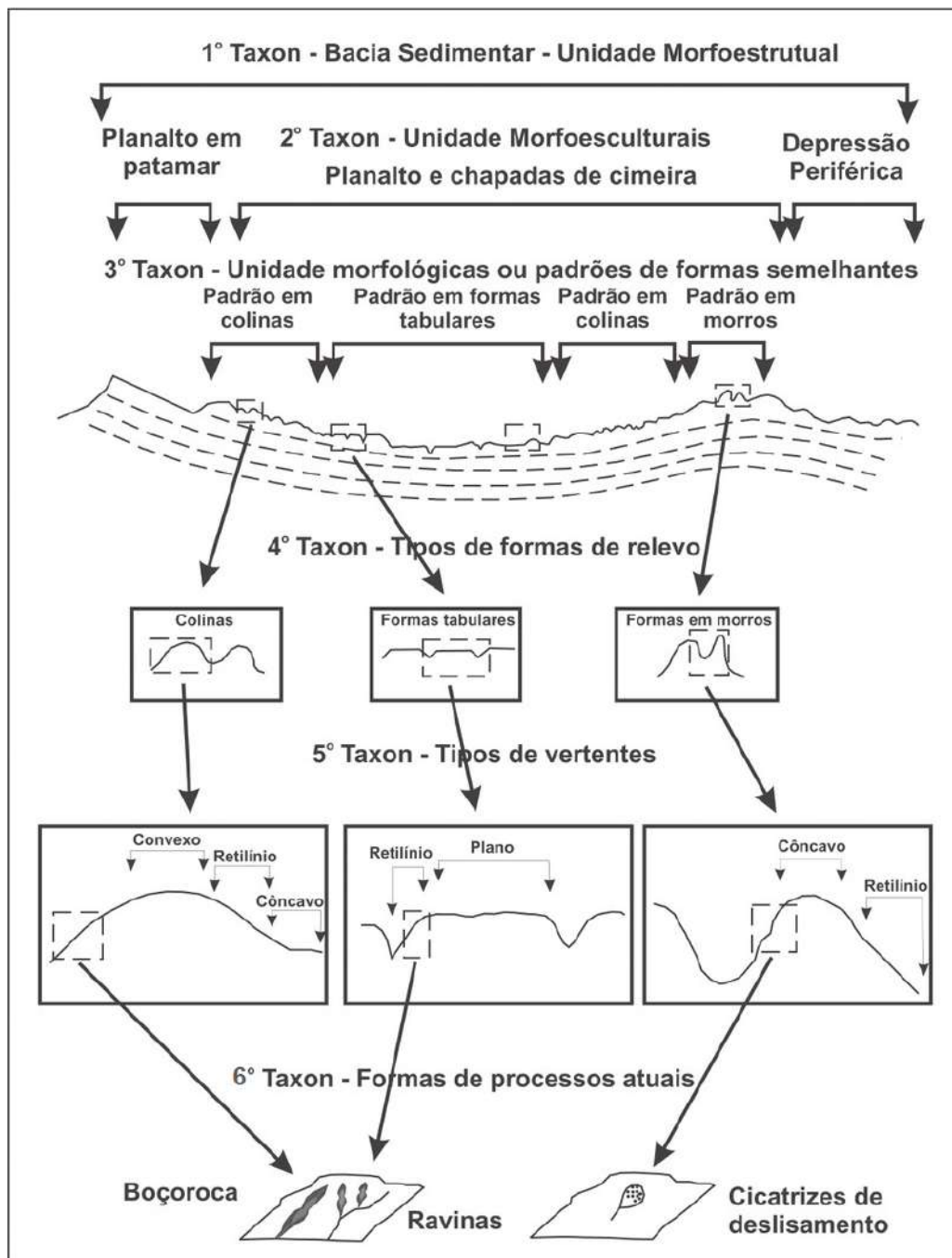
considerados (Wu *et al.*, 2023b). Portanto, a identificação de áreas sensíveis é uma questão fundamental para a gestão de bacias hidrográficas (Chen *et al.*, 2022).

Considerando que o relevo é um dos mais importantes fatores para identificação dessas áreas, a cartografia geomorfológica é uma abordagem com grande potencial para auxiliar nos processos de seleção e alocação de BMPs, haja vista seu potencial de espacializar feições e formas de relevo e correlacioná-las com os processos atuantes.

As formas de relevo definem as condições de contorno para os processos operativos nos campos da geomorfologia, hidrologia, ecologia, pedologia e outros, e tem sido consistentemente usadas para interpretar ou inferir processos de formação de encostas, como erosão e denudação, acumulação e deposição (MacMillan; Shary, 2009). O mapeamento dessas formas pode ser correlacionado às melhores áreas para aplicação das BMPs. Técnicas de cartografia geomorfológica possibilitam realizar uma compartimentação topográfica, destacando as feições do relevo onde determinadas BMPs tendem a ter maior eficácia e identificando as porções do espaço geográfico que são mais aptas a serem utilizadas para sua alocação (Theiler *et al.*, 2010).

A escala é uma das principais questões no mapeamento geomorfológico (Smith; Paron; Griffiths, 2011) e os compartimentos de relevo podem ser identificados em diferentes escalas de abordagem, podendo, por exemplo, ser classificados em níveis taxonômicos. A fim de ilustrar e relacionar a questão da escala e dos táxons do relevo com a sua possível utilização para fins de alocação de BMPs, podem-se tomar como exemplo os seis níveis para a representação geomorfológica propostos por Ross (1992), nos quais os táxons representam diferentes escalas de mapeamento (Figura 6). Essa proposta (Ross, 1992) exemplifica uma questão importante: identificar quais táxon(s) irão responder melhor ao objetivo que se pretende atingir, pois pode ser correlacionado com a escala mais apropriada para mapeamento do relevo.

Figura 6 – Proposta taxonômica de cartografia geomorfológica de Ross (1992).



Fonte: Ross (1992)

A depender do planejamento que se deseja fazer, diferentes unidades taxonômicas podem ser utilizadas. Um planejamento em escala regional para definição de áreas prioritárias numa determinada região hidrográfica, o mapeamento do relevo a partir do 3º taxon, como o realizado na escala 1:250.000 pelo IBGE (2023) poderia indicar áreas de

maior tendência erosiva, uma vez que um dos critérios para espacialização das unidades é o índice de dissecação do relevo proposto por Ross (1992). Para unidades de planejamento menores, um maior detalhamento das unidades/formas deve ser realizado, podendo chegar até o 6º táxon, quando se tratar de uma pequena propriedade ou campo agrícola.

É importante ressaltar que, com um maior detalhamento, pode-se identificar a condição topográfica local, característica essencial para definição de fontes críticas de erosão (Mtibaa; Hotta; Irie, 2018) e áreas de gestão prioritárias (Wu *et al.*, 2023b). As características topográficas condicionam o comportamento hidrológico superficial e, conseqüentemente, os processos erosivos (Chen *et al.*, 2022; Wang *et al.*, 2023). Em relação à morfologia das encostas, Gray (2013) mostrou que os perfis de encostas côncavas parecem ser mais estáveis e geram menos sedimentos do que encostas planas e uniformes. Outros autores como Sabzevari & Noroozpour (2014) mostram que as encostas divergentes tendem a manter maior fluxo de água. Lima *et al.* (2018) evidenciam que a forma das encostas afeta o processo de produção de sedimentos para todos os tipos de precipitações e que encostas convexas produzem mais transporte de sedimentos do que formas de encostas uniformes e côncavas. Ao analisar o comportamento do escoamento em encostas de diferentes configurações, Meshkat *et al.* (2019) constataram que os menores valores médios de escoamento foram obtidos em encostas convexo-convergente e convexo-divergente. Os autores reconhecem que esses resultados podem ser úteis para projetar medidas planejadas de controle da erosão do solo onde a rugosidade do solo e a morfologia das encostas desempenham um papel fundamental na ativação da geração de escoamento superficial.

O mapeamento dessas unidades/feições geomorfológicas pode ser realizado de forma automatizada, como proposto, por exemplo, por Guimarães *et al.* (2017) para o 3º táxon, Bortolini *et al.* (2018) para o 4º ou Campos & Coelho (2022) para o 5º, haja vista que o acesso e utilização de Modelos Digitais de Elevação (MDE) globais e regionais facilitam a utilização de dados geomorfométricos (Pike; Evans; Hengl, 2009) na análise geomorfológica e, conseqüentemente, no planejamento e alocação das BMPs.

Escalas cartográficas mais generalistas podem ser aplicadas à definição de áreas prioritárias. Porém, para a escolha de onde cada BMPs deve ser aplicada, pode-se considerar

que as interpretações mais adequadas dos sistemas geomorfológicos devem ser aquelas citadas por Marques-Neto (2020) como escalas locais de semidetalhe (1:50.000) e escala local de detalhe (1:10.000 ou maiores).

Dessa forma, uma análise dos efeitos da aplicação das BMPs sobre a dinâmica do relevo e dos fluxos de matéria e energia também devem ser analisados numa perspectiva multiescalar, alinhada com os objetivos dos projetos e estudos em questão, sendo necessário o aprofundamento dos estudos envolvendo os dois temas a fim de apontar diretrizes mais assertivas.

1.3.5 Práticas conservacionistas como estudos de antropogemorfologia

No escopo da antropogemorfologia, tanto as formas naturais de relevo quanto os processos atuantes são influenciados pelo ser humano, de forma que as taxas dos processos antropogemorfológicos estão correlacionadas com graus de desenvolvimento da sociedade (Nir, 1983). Outros estudiosos também reconhecem o potencial da geomorfologia aplicada para a área ambiental. Hart (1986), por exemplo, destaca o manejo ambiental como um dos três principais ramos de atuação nessa disciplina.

Utilizando os princípios da antropogemorfologia, Rodrigues (2005) destaca a necessidade de superação de abordagens com ênfase nos elementos exclusivamente naturais e reforça a importância do tratamento simultâneo e sistemático das interferências antrópicas. Assim, o estudo dos desdobramentos da intervenção humana nas paisagens e processos configura-se como um dos aspectos mais relevantes dessa abordagem.

Essa tendência de estudo conjunto dos processos naturais e das ações humanas sobre o relevo relaciona-se diretamente com o uso dos conhecimentos geomorfológicos para o planejamento e alocação de práticas conservacionistas. Afinal, essas práticas são intervenções humanas que resultam na alteração da dinâmica de água e sedimentos e, conseqüentemente relacionam-se com a dinâmica do solo e do relevo.

Cada tipo de BMP tem uma eficiência diferente na retenção de sedimentos e, portanto, diferentes impactos nas cargas sedimentares nos cursos d'água (Noe *et al.*, 2020).

Dessa forma, o entendimento de como as práticas conservacionistas influenciam os processos geomorfológicos tem uma grande aplicabilidade na gestão de recursos hídricos e inúmeras possibilidades de investigação no âmbito da geomorfologia.

A título de exemplos do potencial da avaliação de práticas conservacionistas e sua relação com o relevo, podem-se citar experimentos realizados por [Zhang *et al.* \(2018\)](#) que testaram a eficiência da retenção de sedimentos por uma prática denominada faixas de grama (*grass strips*) em diferentes posições da encosta e concluíram que, a 60% do comprimento, as funções de conservação do solo e da água eram ótimas, tendo o escoamento superficial de água e sedimentos reduzidos em até 62,93%. Os autores mostraram ainda que a aplicação da técnica em encostas convexas foi mais eficaz para controlar a perda de solo e água.

[Mtibaa, Hotta & Irie \(2018\)](#) constataram que a eficácia das BMPs na redução da produção de sedimentos depende do ângulo de inclinação da área alvo. Por exemplo, as práticas de cultivo em faixas de grama e de cristas de contorno foram mais eficazes quando implementadas em áreas com declives suaves do que em áreas com declives acentuados. [Rittenburg *et al.* \(2015\)](#) reuniram estudos sobre a efetividade de BMPs e mostram que os terraços são altamente eficazes em tipos de terrenos íngremes e moderadamente íngremes para determinadas condições do solo, mas não têm efetividade para outras.

Apesar da ampla implementação de BMPs, questões sobre qual a eficiência e combinação de práticas atingirá melhor determinados objetivos permanecem e existe uma série de oportunidades e questões-chave para as pesquisas com BMPs que precisam ser resolvidas, entre as quais o entendimento da eficiência das diversas práticas, conforme as variações das condições de locais de relevo ([Liu *et al.*, 2017](#)).

Desse modo, a quantificação das taxas de perda de solo e da transferência de sedimentos antes e após a implantação de diferentes BMPs em diferentes configurações de relevo ou mesmo a aplicação de uma mesma BMP em configurações geomorfológicas diferentes são informações que certamente ajudariam a demonstrar as melhores maneiras de planejar e alocar essas práticas numa bacia hidrográfica.

Estudos nesse sentido podem se configurar um campo útil, promissor e aplicado para as pesquisas geomorfológicas, abrangendo tanto a antropogeomorfologia como a geomorfologia experimental e teriam aplicação praticamente imediata como subsídio ao planejamento e à alocação de BMPs.

1.3.6 Conectividade de água e sedimentos

Outra abordagem emergente na geomorfologia com potencial para auxiliar o planejamento e a alocação de BMPs é a conectividade de água e sedimentos. A conectividade de sedimentos pode ser entendida como a transferência de sedimentos entre diferentes compartimentos da paisagem através das relações entre seus componentes (Zanandrea *et al.*, 2020) ou, como definiu Bracken *et al.* (2015), entre as zonas geomórficas de uma bacia hidrográfica. Já a conectividade hidrológica é a dinâmica de transferência da água entre compartimentos da paisagem e/ou ciclo hidrológico, entendendo-se o deslocamento da água como meio de transporte de matéria e energia, em especial sedimentos e nutrientes (Bracken *et al.*, 2015).

O conceito de conectividade surgiu no gerenciamento de sedimentos para descrever a transferência de sedimentos de diferentes seções de paisagens em várias escalas espaciais e temporais (Najafi *et al.*, 2021) e diversas BMPs tendem a atuar no controle ou gerenciamento do transporte de sedimentos.

Nas geociências, o conceito de conectividade está sendo utilizado e ampliado de diversas maneiras (Baartman *et al.*, 2020) e tem se mostrado útil para explicar como a configuração de uma bacia hidrográfica controla o transporte de sedimentos (Mahoney; Fox; Aamery, 2018). Sua análise provou ser uma abordagem muito valiosa na compreensão dos fluxos de escoamento nas bacias hidrográficas (Hooke; Souza, 2021).

Para Zanandrea *et al.* (2020), a conectividade dos sedimentos é uma ferramenta potencial aos gestores de recursos hídricos, trazendo benefícios por meio da manutenção ou restauração de formas variadas de conectividade. Para os autores, os índices de conectividade podem auxiliar na gestão de bacias hidrográficas, vinculando diversas áreas e auxiliando no entendimento da dinâmica dos sistemas naturais, por isso, infere-se que

esses índices podem ser usados também como parâmetros para desenvolvimento, definição e alocação de práticas conservacionistas. Atualmente, existem índices que são recorrentemente utilizados no mundo, sendo os de [Borselli, Cassi & Torri \(2008\)](#) e de [Cavalli *et al.* \(2013\)](#) os mais utilizados.

Quando a paisagem é “desconectada”, a transformação das chuvas no escoamento é reduzida o que, por sua vez, diminui o risco de inundações, secas e problemas de erosão ([Uniyal *et al.*, 2020](#)). Assim, o entendimento e a consideração do conceito de conectividade e de seus índices para a implantação de BMPs pode ter grande utilidade por sua capacidade de relacionar os processos de perda de solo e o aporte de sedimentos nos corpos d’água.

[Noe *et al.* \(2020\)](#) demonstram como a melhor compreensão das fontes de sedimentos, áreas de armazenamento e tempos de residência e transporte podem ajudar a direcionar as escolhas de tipos e locais de BMPs para melhor gerenciar os problemas de sedimentos.

[Marchi *et al.* \(2019\)](#) demonstraram a importância da cobertura vegetal como fator minimizador da conectividade de sedimentos, sendo que a sua retirada contribui para o aumento no índice de conectividade de até três vezes na ordem de grandeza.

O aprimoramento de índices de conectividade e sua aplicação junto aos estudos sobre práticas conservacionistas também configura um promissor campo de estudo para a geomorfologia. Corroborando com isso, [Wu *et al.* \(2023b\)](#) destacam que uma das questões que merecem atenção de pesquisas futuras é como quantificar a conectividade entre posições da paisagem e canais e seus efeitos na identificação de áreas prioritárias para aplicação de BMPs.

1.3.7 Modelagem hidrossedimentológica de bacias hidrográficas e BMPs

Os modelos hidrossedimentológicos tem sido cada vez mais usados para avaliar a eficácia das práticas conservacionistas ([Wang *et al.*, 2018](#)). Esses modelos podem ser úteis para conectar os temas geomorfologia e BMPs, haja vista que a modelagem dos processos erosivos pode permitir testar quanto e como conceitos e diretrizes advindos da geomorfologia podem contribuir para redução do aporte de sedimentos e da perda de solo

por meio da implementação de BMPs.

Fox *et al.* (2021) afirmam que as BMPs demonstraram ser eficazes na melhoria da qualidade da água na escala da parcela e de campo agrícola, mas adverte, assim como Parsons *et al.* (2006), que sua eficácia nessas escalas não se traduz necessariamente em melhorias na escala da bacia hidrográfica. Por isso, o uso de modelos que representem bem essa relação é de suma importância.

A seleção, avaliação e otimização de BMPs baseados em SIG e modelagem tem se tornado uma direção de pesquisa próspera para estabelecer a relação custo-benefício dessas práticas e é uma tendência inevitável que o design e a combinação otimizada de novos BMPs sejam necessários no futuro (Zhuang *et al.*, 2016). No que diz respeito à interação com a geomorfologia, os resultados da modelagem podem ajudar a identificar quais são as feições e escalas/táxons mais apropriados para aplicação de BMPs e auxiliar no planejamento da distribuição das práticas ao longo da bacia hidrográfica.

Muitos pesquisadores têm feito esforços para fornecer estratégias à alocação de BMPs por métodos ideais (Wang *et al.*, 2023) e identificação das áreas críticas para sua aplicação é uma questão que merece atenção de futuras pesquisas, propondo outros tipos de unidades espaciais com o auxílio de modelos (Wu *et al.*, 2023b). A abordagem geomorfológica, neste contexto, pode ser usada para testar a efetividade de BMPs em diferentes compartimentos de relevo.

A busca por essa distribuição otimizada vem sendo realizada por vários estudos e a incorporação dos conceitos ligados à geomorfologia e à transferência/conectividade de sedimentos ainda podem avançar nessa direção, conforme apontado por Qin *et al.* (2018), Zhu *et al.* (2019) e Zhu, Qin & Zhu (2020).

Com base numa revisão de literatura, Xie, Chen & Shen (2015) identificaram dezessete modelos que foram utilizados para avaliação de BMPs agrícolas. Entre esses, os autores destacaram quatro para uma avaliação mais detalhada e demonstraram que o SWAT foi capaz de avaliar o efeito de mais de tipos de BMPs (Figura 7).

Figura 7 – Práticas conservacionistas simuladas por diferentes modelos hidrológicos com destaque para performance do SWAT.

BMPs	Modelos														
	HSPF	AnnAGNPS	AGNPS	SWAT											
1) Agricultura de Contorno															
2) Cultivo em faixas															
3) Rotação de Culturas															
4) Manejo de Nutrientes															
5) Manejo de Cultivo															
6) Manejo de Resíduos															
7) Manejo de Pastagens															
8) Culturas de Cobertura															
9) Conversão de Culturas															
10) Terraços															
11) Canais Vegetados															
12) Estruturas de Estabilização de ravinas															
13) Barraginhas / Lagoas de detenção															
14) Faixas-filtro															
15) Estruturas de estabilização de canais															

Fonte: Adaptado de [Xie, Chen & Shen \(2015\)](#)

A modelagem hidrossedimentológica e a geomorfologia experimental podem ainda se retroalimentar, contribuindo com o desenvolvimento de uma e outra. Experimentos de campo e de laboratório com BMPs, como os sumarizados por [Liu *et al.* \(2017\)](#), permitem a testagem dos efeitos dessas práticas sobre diferentes configurações de relevo. As informações advindas desses experimentos podem ajudar a aprimorar os modelos hidrossedimentológicos para que esses simulem mais adequadamente os efeitos da aplicação dessas práticas em termos da alteração da erosão, do aporte de sedimentos e do fluxo da água.

Isso poderia tornar as simulações dos efeitos das BMPs sobre a disponibilidade hídrica mais precisas e seria possível compreender melhor como a aplicação das BMPs em diferentes formas de relevo e diferentes locais das bacias hidrográficas influenciaria seu comportamento hidrossedimentológico.

1.4 O modelo SWAT / SWAT+ e seu uso para simulação de práticas conservacionistas

O SWAT é um modelo hidrológico que pode ser usado para avaliar o impacto dos BMPs na poluição de fontes difusas e no abastecimento de água em áreas altamente

propensas à erosão dentro de uma bacia hidrográfica (Arnold *et al.*, 1998; Nepal *et al.*, 2023). Um de seus principais pontos fortes é uma estrutura flexível que permite a simulação de uma ampla variedade de práticas de conservação (Gassman *et al.*, 2007) por isso, este modelo tem uma longa tradição na avaliação na avaliação dessas práticas para diversas finalidades e em diversas partes do globo. O SWAT pode simular a vazão hídrica, a perda de solo, a produção de sedimentos, a qualidade da água e a avaliação das BMPs com precisão significativa e com mais detalhes do que muitos outros modelos de bacias hidrográficas, por isso o modelo tem sido usado extensivamente em muitas partes do mundo para avaliar a eficiência das BMPs (Leta *et al.*, 2023).

Alguns dos exemplos que podem demonstrar a versatilidade e abrangência do modelo são os trabalhos de Bracmort *et al.* (2006) que avaliaram o impacto de longo prazo de BMPs estruturais em duas subbacias hidrográficas do estado de Indiana EUA, os estudos de Daggupati *et al.* (2010) que usaram o modelo para identificar os campos com maior potencial de erosão do solo e avaliar a eficácia de diversas BMPs, as pesquisas de Liu *et al.* (2014) que usaram o modelo para avaliar custo-benefício de 5 BMPs na China. Uniyal *et al.* (2020) usaram o modelo SWAT para identificar as áreas críticas mais propensas à erosão e avaliar os impactos das BMPs estruturais e agrícolas na redução da produção de sedimentos avaliando 3 diferentes cenários de aplicação de BMPs com diferentes custos de implantação. Silva *et al.* (2023) compararam a performance de BMPs vegetativas, edáficas e estruturais, além de combinações entre elas em duas bacias emparelhadas no sul do Brasil. Bhattarai & Parajuli (2023) usaram o SWAT para testar a eficiência de Ponds, wetlands e riparian buffers na melhoria da qualidade de água em bacias costeiras. Ricci *et al.* (2020) usaram os resultados projetados pelo SWAT na aplicação de BMPs para avaliar a relação custo-benefício para produtores rurais. Antolini *et al.* (2020) aplicaram BMPs com o SWAT para demonstrar seu potencial na redução de riscos de inundação. Himanshu *et al.* (2019) usaram o SWAT para avaliar e recomendar BMPs na bacia do Rio Marol na Índia. Wang *et al.* (2018) avaliaram o impacto das BMPs e identificaram os gradientes críticos de inclinação em campos de chá na China. Mtibaa, Hotta & Irie (2018) identificaram áreas críticas (CSAs) e avaliaram o custo benefício de vários cenários de

BMPs com o SWAT.

Além desses, algumas pesquisas usaram o SWAT para avaliar e comparar práticas e estratégias otimizadas de implantação de BMPs (Ex.: [Betrie *et al.* \(2011\)](#), [Giri, Nejadhashemi & Woznicki \(2012\)](#), [Gitau *et al.* \(2006\)](#), [Kaini, Artita & Nicklow \(2012\)](#), [Maringanti, Chaubey & Popp \(2009\)](#), [Naseri, Azari & Dastorani \(2021\)](#), [Panagopoulos, Makropoulos & Mimikou \(2012\)](#), [Qin *et al.* \(2018\)](#), [Shen, Chen & Xu \(2013\)](#), [Zhu *et al.* \(2019\)](#))

Embora muitos estudos tenham sido realizados para simulação da implementação de BMPs no SWAT, a versão mais recente e remodelada, o SWAT+, tem sido pouco utilizado para avaliação de BMPs e raras são as publicações que se utilizam dessa versão para esta finalidade (ex.: [Naganur *et al.* \(2024\)](#)).

Com o novo esquema de discretização espacial, o SWAT+ melhora a representação de processos hidrológicos realistas desde encostas até canais, oferecendo uma heterogeneidade espacial melhorada e tornando-o mais adaptável que o SWAT na representação das interações e processos que ocorrem dentro de uma bacia hidrográfica ([Bieger *et al.*, 2017](#)). Os resultados experimentais de [Wu *et al.* \(2023b\)](#) mostram que as unidades de posição da paisagem do SWAT+ são mais eficazes do que as sub-bacias (SWAT) amplamente utilizadas na identificação de áreas de manejo prioritárias (AMP) devido à sua capacidade superior de representar processos de encostas e à heterogeneidade espacial dos ambientes de superfície subjacentes dentro das sub-bacias e que portanto, as AMPs baseadas em LSU são muito mais valiosos para fornecer locais precisos para a implementação de BMPs adequados para a gestão integrada de bacias hidrográficas. [Kakarndee & Kositsakulchai \(2020\)](#) fizeram uma comparação da modelagem de uma mesma bacia realizada com o modelo SWAT e SWAT+ numa bacia dominada por campos de arroz na Tailândia e registraram diferenças em termos dos valores de evapotranspiração e percolação simulados, destacando que os componentes simulados do balanço hídrico na bacia analisada eram significativamente diferentes. [Wagner *et al.* \(2022\)](#) conduziram um estudo para examinar até que ponto o SWAT+ representava bem os processos hidrológicos numa bacia hidrográfica de planície e mostraram que o SWAT+ não apenas teve um bom desempenho na saída

da bacia hidrográfica, mas também representou com precisão a heterogeneidade espacial dos processos dentro da bacia hidrográfica. [Tumsa \(2023\)](#) usou o SWAT+ para avaliar mudanças no uso da terra em uma bacia com expansão urbana na Etiópia e demonstrar os resultados por Unidades de Paisagem (LSUs), usando a quantidade de LSUs para avaliar a variação de alguns aspectos como o aumento das áreas propensas à erosão.

Apesar disso, os métodos para aplicação de BMPs no SWAT+ não estão bem descritos na literatura e os resultados das aplicações dessas práticas com o modelo ainda são muito escassos, por esses motivos, trabalhos como este, que utilizem o SWAT+ para simulação de BMPs podem trazer uma importante contribuição para as pesquisas em gestão de recursos hídricos.

[Armoa et al. \(2023\)](#) realizou um levantamento das pesquisas utilizando o SWAT+ e verificou que a nova versão do modelo foi aplicada em diferentes continentes para objetivos diversos como determinação do impacto das mudanças climáticas na produção de água e sedimentos e a calibração de balanço de massa hidrológica e representação de reservatórios.

A aplicação de BMPs individuais e combinadas foi alvo de investigação por diferentes autores (Ex.: [Mtibaa, Hotta & Irie \(2018\)](#), [Naganur et al. \(2024\)](#), [Silva et al. \(2023\)](#)), mas pouco foi explicitado acerca de seus efeitos nas diferentes características encontradas nas bacias de estudo.

Assim, a escolha do SWAT+ para realização deste estudo foi motivada por diferentes fatores. Primeiramente, por se tratar da versão mais atual e que deve a base para os aprimoramentos pela equipe de desenvolvedores do SWAT, a tendência é que essa versão substitua progressivamente a anterior. A discretização espacial oferecida vem apontando avanços significativos no entendimento dos processos físicos, que são valiosos para os objetivos traçados. Por fim, o fato de se tratar de um trabalho pioneiro no que concerne a aplicação de BMPs no SWAT+, motivou o desafio de utilizar essa nova versão do modelo.

Este trabalho, além de mostrar os procedimentos e resultados da aplicação de BMPs usando o SWAT+ em 2 diferentes bacias hidrográficas e permitir a comparação com outros trabalhos realizados com as versões anteriores do modelo SWAT, objetiva avaliar os

efeitos de 5 diferentes BMPs e tecer considerações sobre sua eficácia em diferentes culturas agrícolas e diferentes faixas de declividade.

Além disso, a avaliação da alteração da vazão realizadas com modelos hidrológicos normalmente é avaliada em termos de vazão média, mínima, máxima ou vazões de permanência. Neste trabalho, propomos uma avaliação da alteração das vazões ao longo de toda a curva de permanência do curso d'água, o que possibilita uma tomada de decisão mais assertiva por parte dos gestores e usuários de água.

2 Modelagem Hidrológica com o SWAT+ e criação de cenários base

2.1 Áreas de Estudo

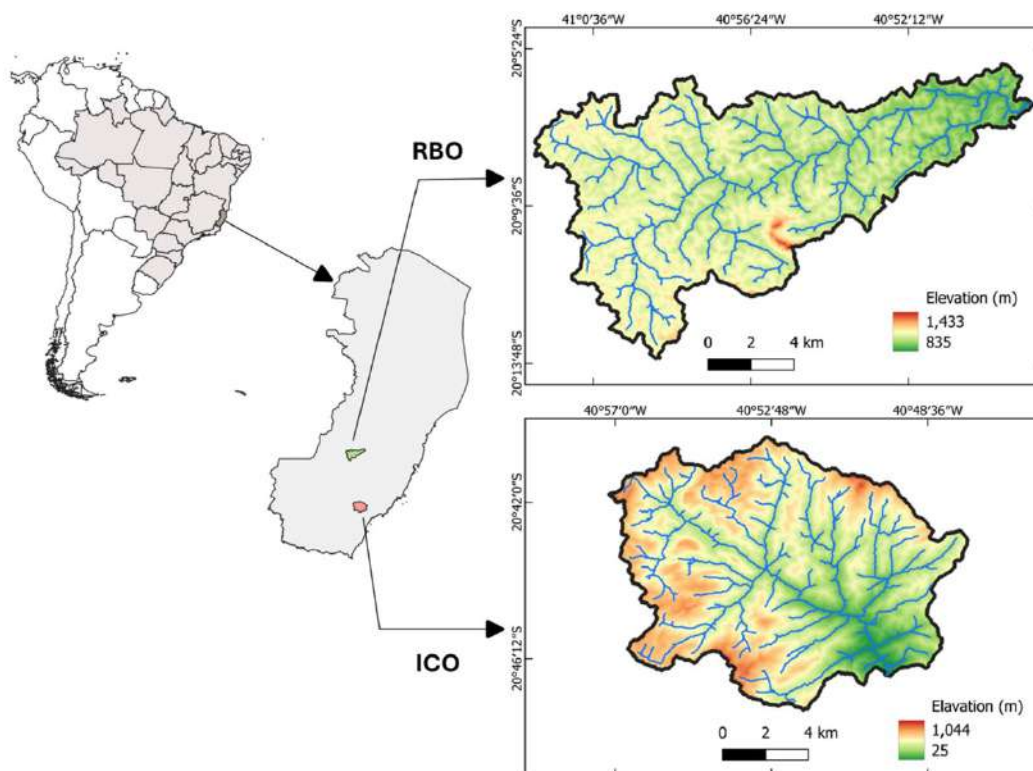
As bacias hidrográficas usadas neste trabalho são delimitadas a montante de duas estações fluviométricas com dados disponibilizados pela ANA. Essas bacias foram selecionadas para estudo dentre as que possuíam as características desejáveis para o estudo (tamanho relativamente pequeno, série de dados de vazão observados mínima de 8 anos e um número de falhas relativamente pequeno) e por guardarem características de uso da terra e relevo diferentes.

A primeira bacia foi delimitada a montante da estação fluviométrica Iconha Montante (Código ANA 57320000) e a segunda a montante da estação fluviométrica PCH Rio Bonito Montante 2 (código ANA 57117000). Para simplificação da nomenclatura, as bacias foram denominadas apenas como Iconha (ICO) e Rio Bonito (RBO).

A bacia de Iconha correspondente ao alto e parte do médio curso do Rio Iconha e a bacia de Rio Bonito refere-se ao alto curso do Rio Santa Maria da Vitória. A área de drenagem das bacias delimitadas através do SWAT+ foi de aproximadamente 147 km² e 154 km², respectivamente.

Essas bacias estão localizadas no estado do Espírito Santo, entre as latitudes 20° 04' 48" e 20° 47' 24" S e entre as longitudes 41° 1' 48" e 41° 47' 23" W. A localização das áreas de estudo, o detalhamento de suas coordenadas e suas características hidrográficas e altimétricas podem ser vistas na Figura 8.

Figura 8 – Mapa de Localização das áreas de estudo.



Fonte: Autoria própria

Ambas as bacias estão situadas sob estrutura geológica cristalina com predominância de Granitos, Gnaises e Granodioritos. O clima predominante em ambas as bacias pode ser caracterizado como tropical húmido com variações regionais que levam a bacia de Iconha a ser caracterizada pela classificação de Köppen como Tropical de inverno seco - Aw e a de Rio Bonito como Subtropical Húmido de inverno seco – Cw (Alvares; Stape; Sentelhas, 2013).

A amplitude altimétrica das bacias é consideravelmente diferente, ultrapassando 1000 metros em Iconha e estando em torno dos 600 metros em Rio Bonito. A bacia de Iconha se encontra na unidade de relevo classificada como "Morros e Montanhas do Centro-Sul Capixaba" e a de Rio Bonito no "Planalto da Pedra Azul Capixaba" (IBGE, 2023).

Segundo a documentação do próprio IBGE (2023) o Planalto da Pedra Azul Capixaba é constituído por feições de dissecção homogênea composta de colinas e morros baixos com topos convexos. Possui densidade de drenagem predominantemente fina com

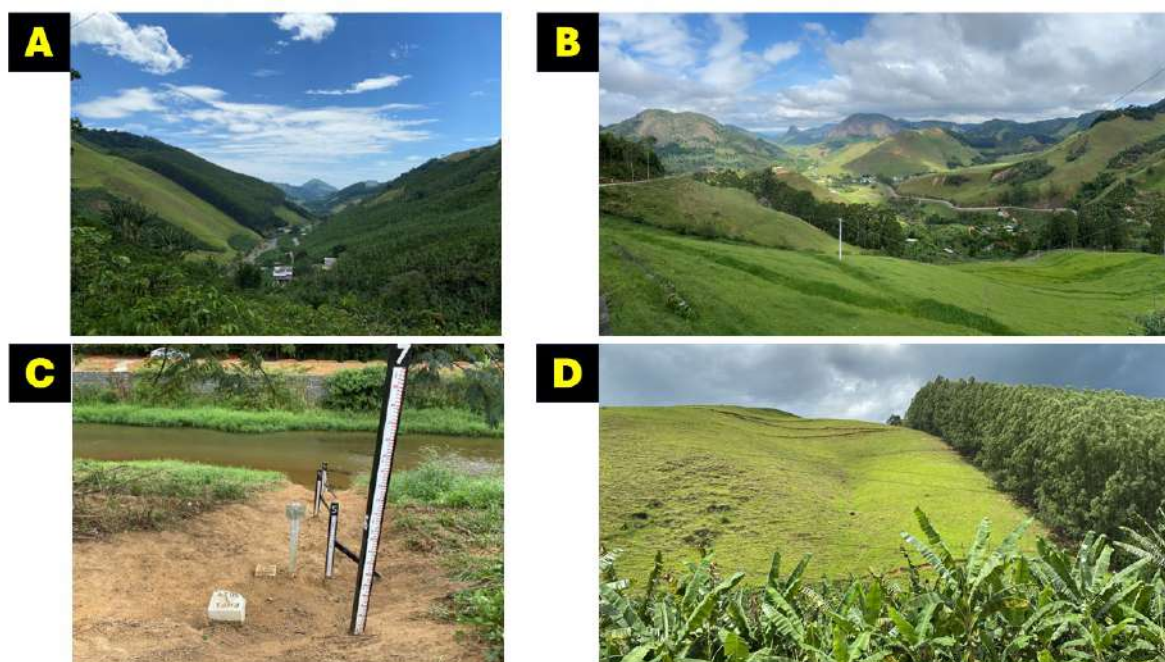
aprofundamento fraco (Dc42). As encostas possuem formas retilíneas e convexizadas com declividade média de 25°, recobertas por espesso manto de alteração. Os fundos de vale apresentam estreitos alvéolos que coalescem com o material coluvial, com pequenos canais fluviais. Esta unidade de relevo foi formada por prolongados processos de denudação que atuaram sobre rochas metamórficas e plutônicas, que esculpiram colinas e morros baixos de característica homogênea.

A unidade determinada Morros e Montanhas do Centro-Sul Capixaba, tem relevo de característica estrutural e é formado por morros e montanhas entrecortados por rios encaixados de leitos pedregosos e encachoeirados. Estes rios apresentam canais do tipo retilíneo e padrão de drenagem dendrítico com variações para o padrão retangular. Estes vales estruturais apresentam acumulações de estreitos depósitos aluviais que coalescem com os depósitos coluviais na base da encosta, muitas vezes apresentando depósitos de tálus. Os topos são marcados por mantos de alteração de pouca espessura, com encostas de declividades fortes, superiores a 30°. Nos modelados prevalecem os relevos dissecados estruturais com topos aguçados, possuindo densidades de drenagem média a muito fina e aprofundamentos médios a forte (IBGE, 2023).

Quanto ao tipo de solo, em Iconha é observada a presença predominante de Cambissolos Haplicos e em Rio Bonito o Solo predominante é o Latossolo Amarelo (Cunha *et al.*, 2016), embora em ambas possam ser encontradas associações com afloramentos rochosos e gleissolos.

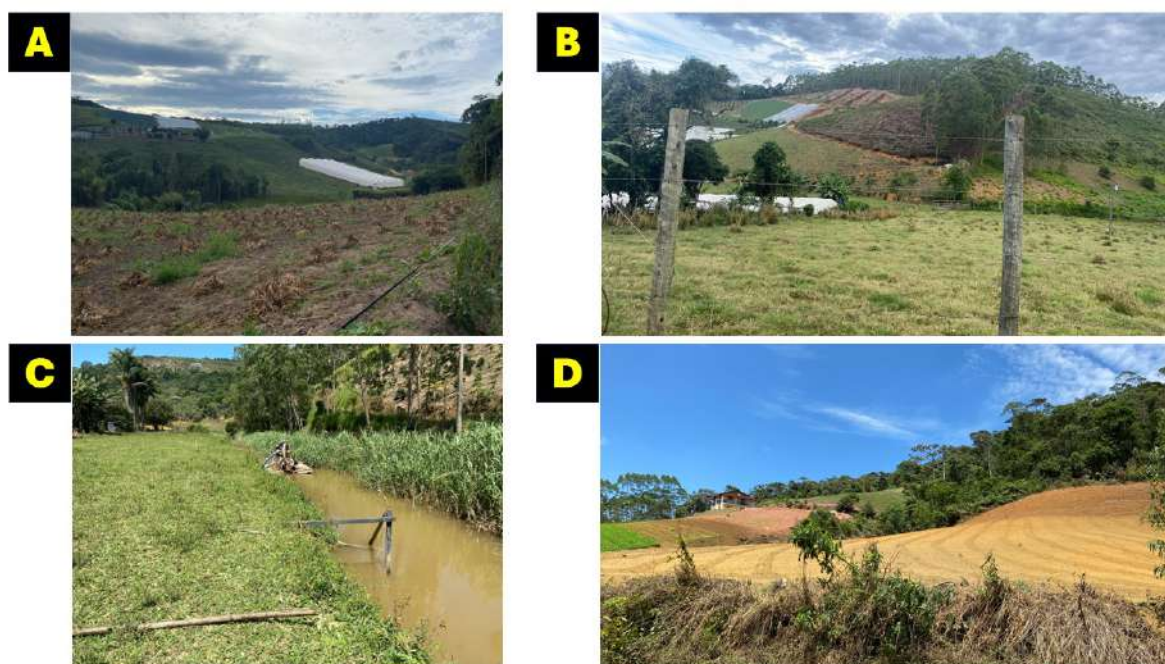
Algumas das principais características e localidades das bacias podem ser observadas nas Figuras 9 e 10.

Figura 9 – Imagens da Bacia de Iconha, destacando o relevo e uso da terra de bacia Mapa (A e B), a estação fluviométrica existente (C) e os usos da terra predominantes (D).



Fonte: Autoria própria

Figura 10 – Imagens da Bacia de Rio Bonito, destacando o relevo e uso da terra de bacia Mapa (A e B), a estação fluviométrica existente (C) e o preparo da terra para culturas temporárias (D).



Fonte: Autoria própria

O uso da terra nas bacias é predominantemente agrícola. A diferenças mais marcantes observadas são relativas ao estado de conservação das bacias e ao principal produto agrícola cultivado. Enquanto em RBO predomina floresta nativa (35% da área) e ICO a pastagem é responsável por cerca de 46% da área total. Um detalhamento dos usos da terra em cada bacia é mostrado na Tabela 1.

Tabela 1 – Uso da terra e porcentagem da área ocupada na bacia (IEMA, 2015).

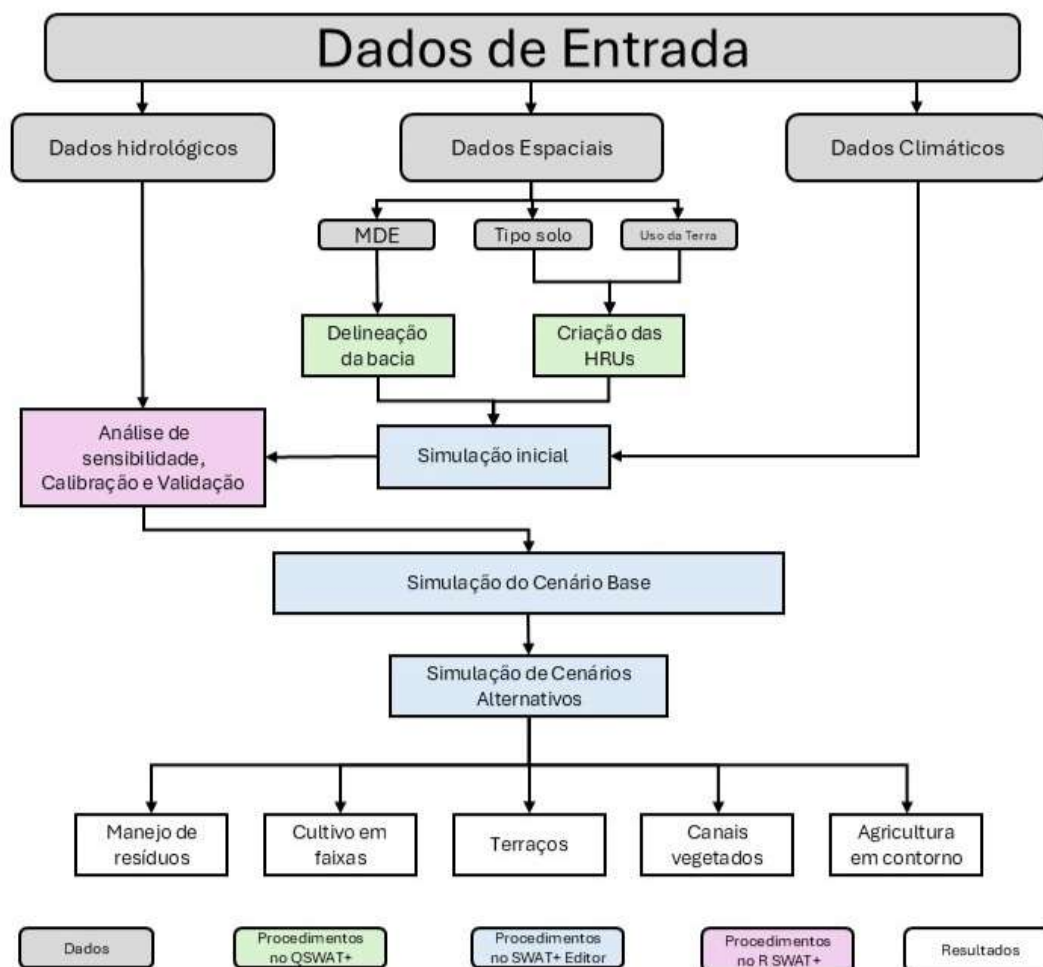
Iconha		Rio Bonito	
Uso da Terra	% Bacia	Uso da Terra	% Bacia
Floresta	19.18	Floresta	35
Eucalipto	2.57	Eucalipto	16.4
Áreas Úmidas	0.26	Áreas Úmidas	0.42
Solo exposto	0.47	Solo exposto	3.66
Aflor. Rochoso	2.6	Aflor. Rochoso	1.16
Pastagem	46.07	Pastagem	10.09
Café	13.86	Café	1.18
Área Urbana	2.56	Área Urbana	3.34
Banana	9	Banana	0.01
Macega	2.42	Alface	18.19
Agrícola	0.79	Macega	10.54
Outros	0.22	Outros	0.01

Fonte: Elaboração própria.

2.2 Procedimentos técnicos para modelagem hidrológica

A modelagem hidrológica foi realizada conforme o esquema mostrado na Figura 11, utilizando dos softwares QGis 3.34 / QSWAT+ 2.4.7, SWAT+ Editor 2.3.3, seguido da calibração com os RStudio 4.3.0 e pacote RSWAT 3.0. Na legenda da figura são mostradas que etapas foram realizadas com o auxílio de cada um dos softwares utilizados.

Figura 11 – Diagrama de trabalho da modelagem e simulação de cenários.



Fonte: Elaboração própria

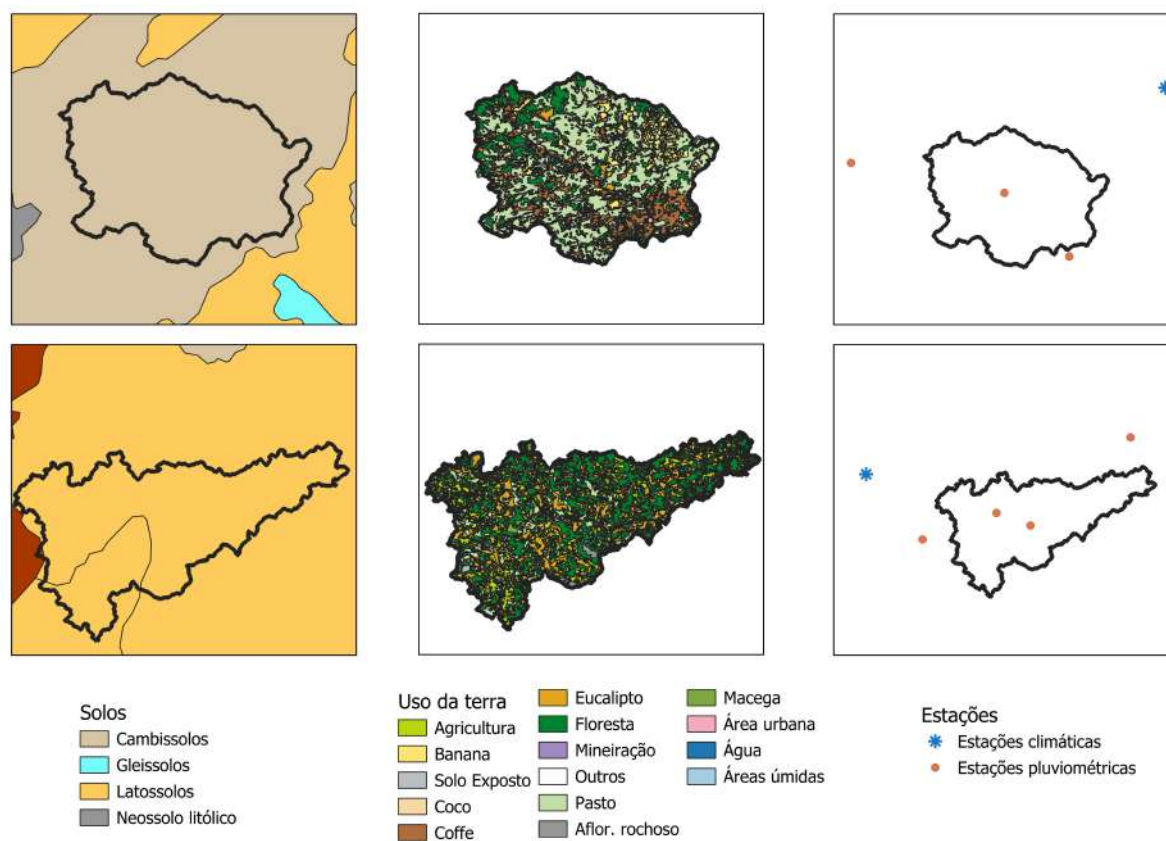
2.2.1 Dados de entrada e fontes

Para execução da modelagem foi necessária a aquisição de diversos dados espaciais referentes às características físicas da bacia e optou-se por dados de acesso livre adquiridos de fontes diversas. O mapa de cobertura e usos da terra foi adquirido conforme classificação por aerofotogrametria realizada pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA, 2015) compatível com a escala 1:25.000. O mapa de solos utilizado foi elaborado por Cunha *et al.* (2016), compatível com a escala 1:250.000. Além disso, foi utilizado o MDE (Modelo Digital de Elevação) FABDEM V1.0 – *Forest and Buildings removed Copernicus DEM* (Neal; Hawker, 2023) para delimitação da bacia e dos cursos

d'água, a partir das rotinas disponibilizadas pelo modelo hidrológico utilizado. Para entrada no SWAT+, Os dados adquiridos originalmente em formato vetorial (solos e cobertura e usos da terra) foram convertidos para o formato matricial com resolução espacial de 30 m para corresponder à resolução do MDE.

Além dos dados espaciais, foram utilizados também dados sobre as características do solo, obtidos por meio da plataforma BDSolos (EMBRAPA, 2014) e coletados em campo e processados em laboratório (Iconha). As séries de dados climáticos e fluviométricos foram adquiridas junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e ao Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), compreendendo o período de 2007 a 2016 (Iconha) e 2013 a 2020 (Rio Bonito). A Figura 12 mostra a localização das estações utilizadas na pesquisa e os dados de entrada espaciais utilizados.

Figura 12 – Dados espaciais de entrada e localização das estações climáticas e fluviométricas.



Fonte: Elaboração própria

2.2.2 Configuração do modelo

A geração das HRUS de acordo com os dados de entrada utilizados resultou em 5706 (ICO) e 5558 (RBO). Este número foi mantido para garantir uma melhor representação de todos os usos presentes nas bacias. Foram definidas 5 faixas de declividade para definição das HRUs (0-8%, 8-20%, 20-45%, 45-75% e >75%), baseando-se nas recomendações de [EMBRAPA \(1979\)](#) e unindo as 2 menores faixas haja vista baixa presença de relevos planos em ambas as bacias.

Foram inseridos os cronogramas de cultivo e manejo para as principais culturas encontradas em ambas as bacias conforme informações cedidas pelo instituto de assistência agrícola local (Alface, Eucalipto, Café, Banana e Pasto).

Embora o SWAT+ ofereça a opção de criação de Unidades de Paisagem (*Landscape Units – LSUs*) de áreas de planícies de inundação (*flood plains*), essa opção não foi adotada pois essa característica não era encontrada na maior parte de nenhuma das bacias e os testes realizados mostram que sua inserção piorava o desempenho do modelo.

Os períodos de simulação foram definidos de acordo com a disponibilidade de dados das estações fluviométricas perfazendo um total de 10 anos para Iconha (2007-2016) e 8 anos para Rio Bonito (2013-2020). Em ambas as bacias foram usados 3 anos de aquecimento para o modelo.

2.2.3 Análise de Sensibilidade, Calibração e Validação

A calibração consiste em procedimentos de adequação e verificação da eficiência de um modelo de uma bacia hidrográfica, cujos parâmetros são ajustados a partir da comparação com dados medidos em campo. A validação se resume em executar o modelo com os valores de parâmetros determinados na calibração como os mais adaptados a representar a variável de interesse (no caso, a vazão) para verificar se os ajustes respondem bem a outro período ([Brighenti; Bonumá; Chaffe, 2016](#)). Para realização da calibração, foi utilizado o período entre 2007 e 2014 (Iconha) e 2013 a 2018 (Rio Bonito) e, para validação, o modelo foi testado nos anos de 2015 e 2016 (ICO) e 2019 e 2020 (RBO). A verificação da

adequação das simulações realizadas com o modelo à bacia é feita por meio da comparação dos valores simulados com os observados e baseada em índices de eficiência. Os índices mais utilizados para avaliação de modelagens hidrológicas são o Coeficiente de determinação (R^2), o Coeficiente de eficiência do modelo de Nash-Sutcliffe (NSE), a Raiz do Erro quadrático médio (RSR) e o Percentual de Viés (PBias). A classificação da qualidade da simulação realizada e as faixas de valor correspondentes são mostradas na Tabela 2. O procedimento de calibração foi antecedido pela análise de sensibilidade para definição dos parâmetros mais representativos para cada bacia. Os parâmetros utilizados, significados físicos e tipo de mudança realizada são mostrados na Tabela 3.

Tabela 2 – Classificação dos índices de performance de modelagens hidrológicas

Classificação	R^2	NSE	RSR	Pbias
Muito Bom	>0.8	>0.75	<0.5	< 10
Bom	0.7 a 0.8	0.65 a 0.75	0.5 a 0.6	10 a 15
Satisfatório	0.5 a 0.7	0.5 a 0.65	0.6 a 0.7	15 a 25
Insatisfatório	<0.5	<0.5	>0.7	> 25

Fonte: Adaptado de [Moriasi et al. \(2007\)](#).

Tabela 3 – Parâmetros utilizados, significados físicos, grupos de calibração e tipos de mudança efetuados

Parâmetro	Significado	Grupo Calibração	Tipo de mudança
CN2	Número de Curva SCS	HRU	Porcentagem
CAN_MX	Quantidade de mm de chuva armazenada pela copa das árvores	HRU	Valor definido
LAT_TTIME	Tempo de viagem do fluxo lateral	HRU	Valor definido
ESCO	Fator de compensação da evaporação do solo	HRU	Valor definido
EPCO	Fator de compensação de absorção pela planta	HRU	Valor definido
CN3_SWF	Fator de água do solo para condição de umidade 3 - SCS	HRU	Valor definido
PERCO	Coefficiente de Percolação	HRU	Valor definido
SURLAG	Coefficiente de atraso do escoamento superficial	BAS	Valor definido
ALPHA	Fator alfa para curva de recessão das águas subterrâneas	AQU	Valor definido
REVAP_CO	Coefficiente de “revap” das águas subterrâneas	AQU	Valor definido
FLO_MIN	Profundidade limite da superfície ao lençol freático para que ocorra o fluxo de água subterrânea	AQU	Valor definido
REVAP_MIN	Profundidade limite da água no aquífero raso para que o “revap” ocorra	AQU	Valor definido
AWC	Umidade do solo disponível para a planta	SOL	Valor definido

Fonte: Elaboração própria.

Os procedimentos para Análise de Sensibilidade, Calibração e Validação foram realizados com o apoio de diferentes trabalhos, baseando-se nas proposições de [Abbaspour et al. \(2015\)](#), [Bressiani \(2016\)](#), [Arnold et al. \(2012\)](#).

A análise de sensibilidade dos parâmetros foi realizada com o pacote R-SWAT+ ([Nguyen et al., 2022](#)). Como esta etapa apresenta valores e ranking diferentes conforme o range estabelecido para os parâmetros, esse procedimento foi realizado diversas vezes a fim de encontrar os parâmetros e intervalos mais influentes em cada uma das bacias. Após definição dos parâmetros que eram mais representativos em cada uma das bacias, foram estabelecidos os parâmetros e valores que são mostrados na Tabela 4.

Tabela 4 – Parâmetros e valores ajustados na calibração

Iconha		Rio Bonito	
Parâmetro	Valor	Parâmetro	valor
cn2	-0.021	cn2	-0.031
esco	0.836	canmx ¹	2.07
cn3_swf	0.6	esco	0.697
perco	0.7	cn3_swf	0.547
lat_ttime	0.655	perco	0.417
epco	0.1	lat_ttime	0.796
flo_min	18.557	flo_min	9.293
revap_min	26.868	revap_min	3.366
revap	0.033	revap	0.117
alpha	0.154	alpha	0.242
awc	0.011	awc	0.052
surlag	0.571	surlag	0.424

¹ Somente para floresta

Fonte: Elaboração própria.

2.2.4 Desafios encontrados e soluções adotadas

A realização de uma modelagem que representasse satisfatoriamente tanto os processos hidrológicos no passo mensal e diário encontrou uma série de desafios, o que levou à busca de soluções para que o modelo pudesse servir às finalidades que se destina. Esses desafios e as soluções podem variar conforme as fontes de dados disponíveis para cada bacia que se pretenda modelar e alguns desses potenciais desafios e as alternativas encontradas serão mostrados nos próximos parágrafos.

2.2.4.1 Dados espaciais de entrada

Embora a aquisição de dados espaciais para entrada no modelo seja relativamente simples, a disponibilidade de diferentes fontes faz com que seja necessária a avaliação de quais dados têm maior potencial para representação das condições da bacia. Iniciando pelo MDE, as diferentes fontes e resoluções espaciais fazem com que o modelador precise fazer a escolha mais adequada, equilibrando a performance do modelo em termos de qualidade com a exigência computacional disponível para processamento dos dados. Para a área de estudo, por exemplo, foram identificados seis MDEs, cujas resoluções espaciais variam entre 2 e 90 m. Uma avaliação de MDEs para modelagem hidrológica com o SWAT+ foi realizada por [Campos *et al.* \(2023\)](#), que concluíram não haver vantagens significativas na utilização de MDEs com resoluções espaciais mais finas que 30 m para modelagem de bacias dessa extensão. As avaliações realizadas levaram à escolha do MDE FABDEM, com 30 metros de resolução espacial.

Tratando-se dos dados de cobertura e usos da terra, uma das opções é que o modelador faça sua própria classificação de imagens orbitais. Porém, havendo a existência de dados confiáveis e correspondentes com o período que se deseja trabalhar, a opção por utilizá-los pode minimizar o risco de erros classificação/interpretação de imagens e reduzir o tempo de preparação dos dados. Para as bacias em questão, foram avaliados os mapas de cobertura e usos da terra do [IEMA \(2015\)](#) e da plataforma MapBiomias, optando-se pelo primeiro devido ao maior detalhamento dos usos e à melhor performance em relação aos índices de avaliação do modelo antes da calibração.

Para representação das características físicas e agrônômicas dos diferentes usos da terra, o SWAT+ conta com um banco de dados onde diversas culturas são disponibilizadas. Em alguns casos, no entanto, alguns dos usos da terra existentes na bacia podem não encontrar correspondência no banco disponível. Neste caso, o modelador precisa optar por substituir o uso por algum dos usos disponíveis no banco de dados que tenha características similares ou produzir/coletar todos os dados do uso, o que pode ser um trabalho que leva mais tempo que a própria modelagem. Para o caso das bacias, por exemplo, o mapa do IEMA (2015) indicava a presença de afloramentos rochosos, para os quais não

há correspondência no banco de dados. A solução encontrada foi atribuir a essas áreas o uso classificado como de estrutura de transporte/asfalto (código utrn) haja vista as características similares de impermeabilização e comportamento do escoamento superficial. Na bacia de Rio Bonito, foi realizada também a substituição da classificação genérica de agricultura existente no mapa de uso da terra pela cultura de alface, uma vez que as verificações de campo indicaram bacia é uma grande produtora de hortaliças que variam ao longo do tempo de simulação.

O mapa de tipos de solo é outro dado espacial exigido para execução do modelo. Neste caso, um desafio para pequenas bacias é a existência de mapas em escala adequada para representação da diversidade pedológica da bacia. O mapa de melhor resolução disponível para a área de estudo tem a escala de trabalho de 1:250.000, que classificava toda a área das bacias dentro de um mesmo tipo de solo. A própria classificação indica que, além do solo predominante, existem pelo menos mais duas associações. Visitas de campo identificaram ainda a presença de um quarto tipo de solo.

Além do desafio da delimitação pedológica existe ainda a necessidade da inserção de dados acerca de cada tipo de solo presente na bacia. O SWAT+ também conta com um banco de dados de solos, no entanto essas informações não estão disponíveis ou correlacionadas com os solos existentes em grande parte do território brasileiro. Neste caso, a solução encontrada foi a aquisição de dados através do Sistema de Informação de Solos Brasileiros (SOLOS) da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) e o cálculo dos índices necessários para entrada no modelo por meio de equações de pedotransferência (Saxton; Rawls, 2006).

Este banco de dados fornecia três diferentes amostras para o polígono que continha os solos da bacia e uma comparação desses diferentes dados foi realizada por [Delmaschio et al. \(2022\)](#). Porém, diante da inexistência de amostras de dentro da bacia, para o projeto em questão optou-se pela realização de um trabalho de campo para coleta de amostras representativas do solo na bacia de Iconha, que foram seguidas pelo processamento dessas amostras em laboratório para obtenção dos valores de parâmetros necessários, conforme detalhado em [Campos \(2023\)](#).

2.2.4.2 Série de dados observados

A existência de séries de dados observados por estações fluviométricas, hidrosedimentológicas, climáticas e pluviométricas é de grande importância para a criação de um cenário base para o modelo, nos quais os processos existentes na bacia sejam bem representados. Esses dados são utilizados para fornecer os *inputs* do modelo (dados climáticos) e avaliar os *outputs* (valores de vazão e carga de sedimentos), assim como para calibrar adequadamente os parâmetros do modelo.

O primeiro desafio encontrado na modelagem de pequenas bacias é a existência de dados fluviométricos em quantidade e qualidade suficientes para calibração do modelo. No caso em questão, a área de estudo foi escolhida especialmente pela existência de uma estação com uma série de dados razoavelmente longa. Porém, isso não impediu que desafios fossem encontrados durante a modelagem da bacia.

Para o período utilizado para a calibração na bacia de Iconha (2007 a 2014), das 2922 observações diárias esperadas foram encontradas 154 falhas e 12 valores inconscientes (correspondente a 2,3% do total). Além disso, as características e o comportamento hidrológico da bacia se mostraram incompatíveis com o tipo de estação utilizada para medição das vazões.

A medição da vazão na bacia é feita por estação fluviométrica convencional, com medidas feitas por meio da leitura de régua linimétrica duas vezes ao dia e correspondência dessas observações com a curva-chave. Por este método, se no momento de uma das leituras o nível do rio estiver muito acima de sua marca no restante do dia, a extrapolação realizada tende a falsear a vazão diária para valores exageradamente altos. Similarmente, a ocorrência de cheia e vazante em intervalos fora dos horários de leitura (que são muito comuns na bacia), pode fazer com que toda a vazão adicional não seja capturada pelo método.

Devido às características da bacia, a alteração do nível d'água ocorre, muitas vezes, em minutos, conforme se pode observar nos registros da defesa civil local (Figura 13) em que, num período de menos de seis horas, o nível da água teve uma variação considerável.

Dado os horários em que a pequena cheia ocorreu, o valor da vazão medida nesse dia, por exemplo, certamente não incorporou o evento mostrado.

Figura 13 – Publicações da defesa Civil de Iconha no Instagram alertando sobre a variação do nível do Rio em período inferior a 6 horas



Fonte: Iconha (2024)

A bacia do Rio Iconha é acometida com a ocorrência de chuvas orográficas intensas e possui áreas de vulnerabilidade à inundação (Pontini; Coelho, 2022). As dificuldades para monitoramento dessa vulnerabilidade já foram relatadas por Campos *et al.* (2023) e demonstraram a dificuldade de se representar os eventos de enchente por meio da modelagem hidrológica, haja vista a sua ocorrência em intervalo subdiário e da forma como os dados são coletados pelas estações pluviométricas existentes no entorno da bacia. Silva & Coelho (2022), ao analisar as enchentes na bacia perceberam a falta de correspondência entre os episódios de inundação na sede do município e os registros de vazão diária no banco de dados do Hidroweb/ANA e também não encontraram uma correlação satisfatória entre as vazões e os totais pluviométricos registrados.

Para uma bacia com eventos subdiários, como a do estudo em questão, os instrumentos existentes para monitoramento fluviométrico e pluviométrico não são capazes de registrar adequadamente toda a complexidade existente. Essas incongruências em alguns casos eram bastante evidentes e impuseram uma dificuldade adicional na calibração do modelo, o que forçou a exclusão de 26 observações fluviométricas para realização do procedimento.

Outro desafio encontrado diz respeito à inexistência de estações meteorológica na bacia estudada, uma vez que dados de temperatura, umidade do ar, vento e radiação solar são exigidos pelo modelo. As possíveis formas de contornar essa carência são a utilização de dados de reanálise ou da estação mais próxima, mesmo que localizada fora da bacia. Para o caso de Iconha, uma avaliação realizada por [Tonani *et al.* \(2022\)](#) demonstrou que o modelo performou melhor com os dados observados de uma estação próxima, que acabou sendo a opção escolhida nesta pesquisa.

Para a bacia de Rio Bonito não foi necessária a exclusão de nenhum dado observado. Porém, a estação fluviométrica convencional com duas medições diárias foi substituída por uma estação telemétrica. Assim, embora os dados disponibilizados pela ANA a partir do ano de 2019 fossem mais precisos isso gerou uma incongruência entre os valores do Pbias obtidos no período de calibração e de validação. Essa diferença ficou perceptível na comparação dos valores desse índice na bacia, levando a um resultado ligeiramente insatisfatório na validação como se verá adiante.

2.2.5 Performance dos cenários base

A modelagem satisfatória de bacias que possuem baixo tempo de concentração e não tem uma rede de monitoramento fluviométrico e pluviométrico robusta é um grande desafio aos gestores de recursos hídricos e pesquisadores. No entanto, as vazões foram calibradas satisfatoriamente e o comportamento das bacias pode ser bem representado.

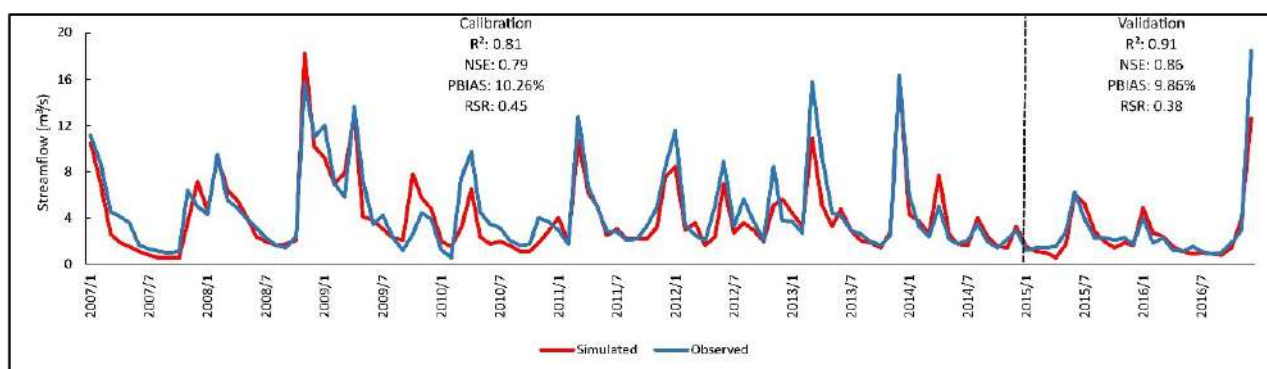
Em Iconha, todos os índices de performance avaliados foram considerados bons e muito bons para o passo de tempo mensal, tanto para a calibração quanto para a validação. A simulação diária apresentou coeficientes NSE e RSR satisfatórios para os períodos de calibração e validação. O percentual de viés Pbias obtido foi considerado muito bom para os dois períodos. A Tabela 5 mostra os índices obtidos após a calibração e a Figura 14 a comparação da vazão mensal simulada no cenário base e observada pela estação fluviométrica.

Tabela 5 – Índices de eficiência obtidos na calibração da Bacia de Iconha

Índices de performance do modelo	Mensal				Diário			
	Calibração		Validação		Calibração		Validação	
	Valor	Classificação	Valor	Classificação	Valor	Classificação	Valor	Classificação
R ²	0.81	Muito bom	0.91	Muito bom	0.62	Satisfatório	0.57	Satisfatório
NSE	0.79	Muito bom	0.86	Muito bom	0.59	Satisfatório	0.56	Satisfatório
Pbias	10.26	Bom	9.86	Muito bom	5.77	Muito bom	-0.21	Muito bom
RSR	0.45	Muito bom	0.38	Muito bom	0.64	Satisfatório	0.67	Satisfatório

Fonte: Elaboração própria.

Figura 14 – Vazão mensal simulada e observada na bacia hidrográfica de Iconha.



Fonte: Elaboração própria

A modelagem de Rio Bonito foi realizada para o período de 2013 a 2020, sendo a calibração realizada com os dados simulados para os seis primeiros anos e os dois últimos usados para validação. Os índices de avaliação da performance do modelo que avaliam a correspondência entre os picos de vazão e períodos de estiagem (R^2 e NSE) foram considerados satisfatórios tanto para o período de calibração como de validação.

No entanto, a comparação dos volumes de vazão simulados e observados demonstrados pelo Pbias foi bastante diferente no período de calibração e validação. Esta diferença provavelmente ocorreu, pois, a partir de 2019 o equipamento e método para medição das vazões foi alterado, com a substituição da estação fluviométrica manual por uma estação telemétrica. Como os resultados do Pbias, foram considerados muito bons para o período de calibração tanto para o passo mensal quanto para o diário e os valores ficaram próximos do patamar considerado satisfatório, optou-se por manter o cenário base com o Pbias considerado insatisfatório para o período de calibração.

Os índices obtidos para a simulação mensal e diária no período de calibração e

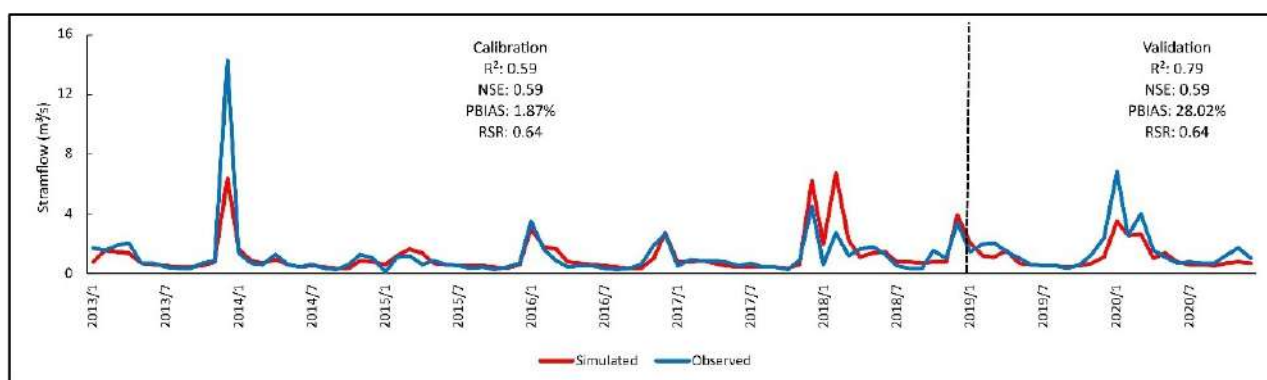
validação do modelo são mostrados na Tabela 6 e os gráficos comparando os valores de vazão observados e simulados na Figura 15.

Tabela 6 – Índices de eficiência obtidos na calibração da bacia de Rio Bonito

Índices de performance do modelo	Mensal				Diário			
	Calibração		Validação		Calibração		Validação	
	Valor	Classificação	Valor	Classificação	Valor	Classificação	Valor	Classificação
R ²	0.59	Satisfatório	0.79	Satisfatório	0.53	Satisfatório	0.67	Satisfatório
NSE	0.59	Satisfatório	0.59	Satisfatório	0.52	Satisfatório	0.59	Satisfatório
Pbias	1.87	Muito bom	28.02	Insatisfatório	2.08	Muito bom	26.8	Insatisfatório
RSR	0.64	Satisfatório	0.64	Satisfatório	0.69	Satisfatório	0.64	Satisfatório

Fonte: Elaboração própria.

Figura 15 – Vazão mensal simulada e observada na bacia hidrográfica de Rio Bonito.



Fonte: Elaboração própria

As bacias, expostas ao clima tropical atlântico brasileiro, tem precipitações isoladas e torrenciais frequentes que nem sempre são capturadas pela esparsa rede de monitoramento pluvial. A rápida variação do nível dos rios e a forma de medição utilizada frequentemente não captura vazões espasmódicas e interfere na confiabilidade desses dados. Considerando essas limitações impostas pelo sistema de medição, os resultados foram considerados suficientemente bons para representação dos processos hidrológicos em ambas as bacias. Os valores da descarga sólida não são medidos em nenhuma das bacias, por isso não foi realizada calibração dessa variável.

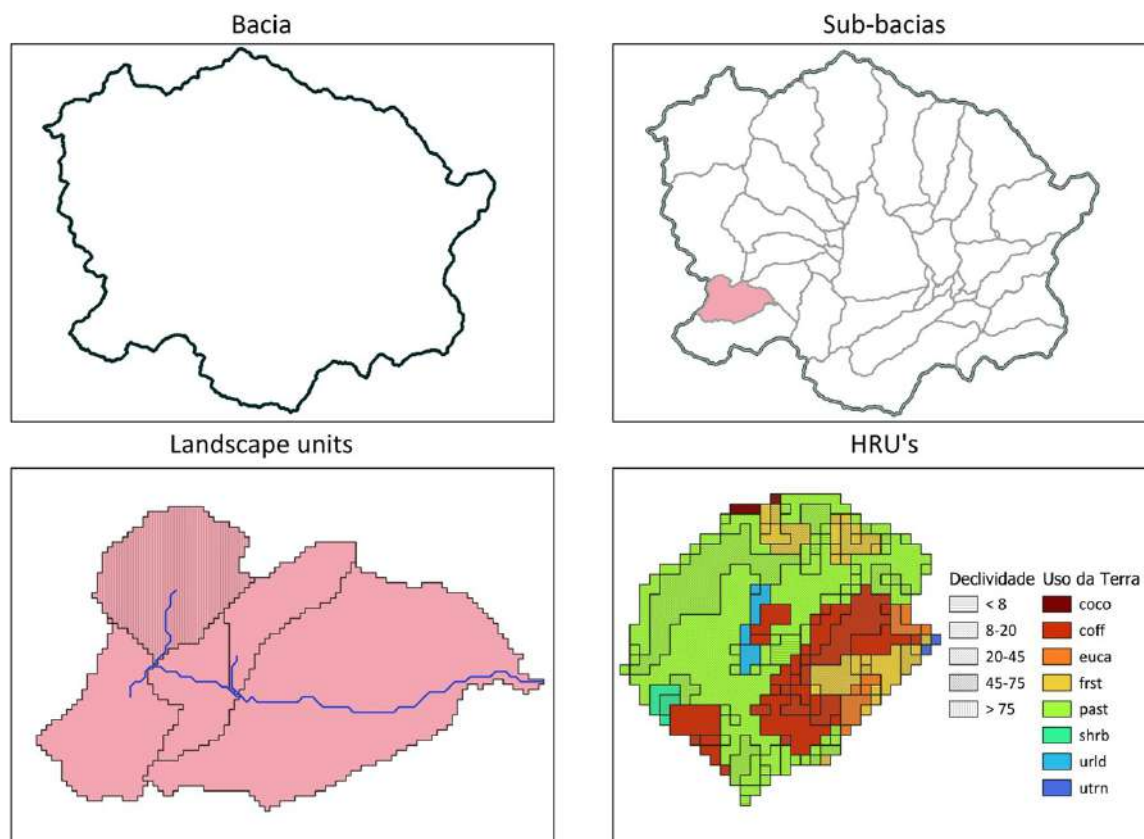
2.3 Quantificação e espacialização de resultados para a Bacia do Rio Iconha

O SWAT e mais recentemente o SWAT+, em especial, tem sido amplamente utilizado em todo o mundo e para representação de bacias dos mais diferentes tamanhos. A grande vantagem da utilização de um modelo é que se pode prever qual será (ou qual seria) o comportamento da bacia quando sujeita a alguma condição diferente da já observada. Esses diferentes cenários auxiliam pesquisadores e gestores na tomada de decisões sobre uma infinidade de questões ligadas à gestão e ao planejamento do território.

Além das aplicações na pesquisa científica, as modelagens hidrológicas podem ser um forte elemento de apoio para agências de águas e comitês de bacia hidrográfica na implementação dos diversos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH (BRASIL, 1997). A capacidade do modelo SWAT+ em fornecer saídas para diferentes unidades espaciais e para diferentes variáveis comprova sua versatilidade na configuração de cenários demonstrando sua potencialidade.

O modelo SWAT+ pode gerar resultados espacialmente distribuídos em quatro escalas diferentes: Bacia, Sub-bacias, Landscape Units e HRUs. A Figura 16 demonstra o detalhamento dessas unidades espaciais na bacia do Rio Iconha.

Figura 16 – Unidades espaciais de saída do modelo SWAT+



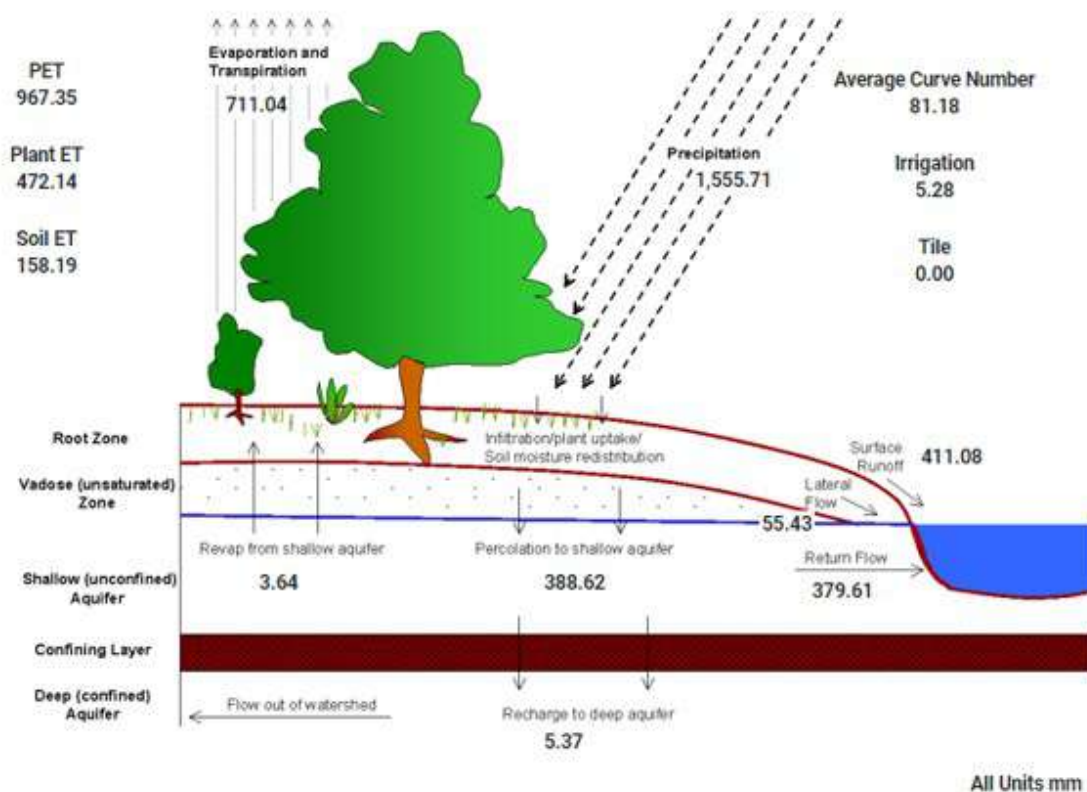
Fonte: Elaboração própria

2.3.1 Visualização de resultados do cenário base

Como visto no tópico anterior, a possibilidade de visualização de resultados pelo modelo SWAT+ é bastante ampla, porém, para fins de apresentação neste trabalho, serão mostrados por cursos d'água e unidades de paisagem (Landscape Units – LSUs).

Para fins de análise geral da dinâmica da bacia modelada, o SWAT+ oferece também uma ilustração gráfica que mostra a quantificação do principais elementos do balanço hídrico para toda a bacia. Para o caso da bacia do Rio Iconha, essa ilustração pode ser verificada na figura 17.

Figura 17 – Valores médios do balanço hídrico fornecidos pelo modelo na Bacia de Iconha para o período simulado.



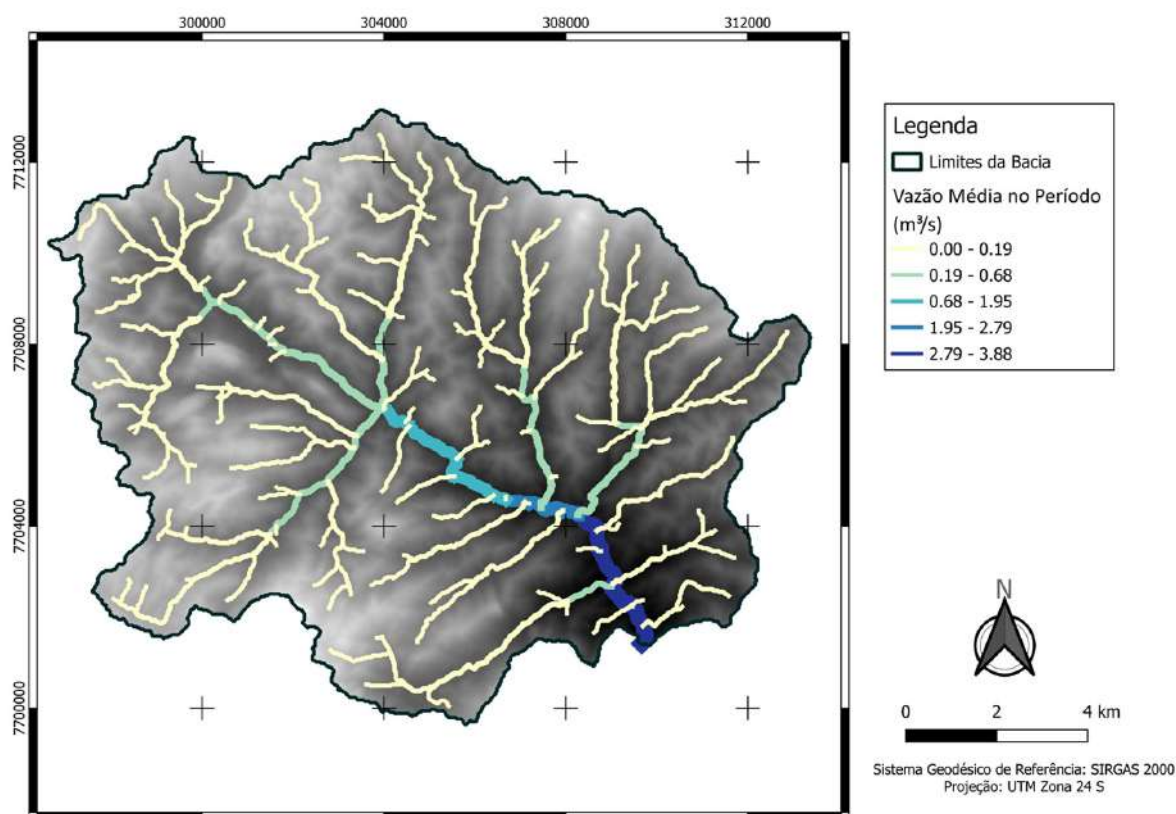
Fonte: Elaboração própria

O monitoramento fluviométrico de pequenos cursos d'água é realizado com uma frequência muito baixa e espacialização parca no Brasil, o que obriga os gestores a adotarem alguns métodos como a regionalização de vazões para estimar o comportamento dos pequenos riachos, como também criarem uma base de dados para importantes instrumentos como a outorga do direito de uso dos recursos hídricos, por exemplo. O modelo SWAT+, a partir da entrada dos dados climáticos e das características físicas da bacia, gera resultados para cada um dos cursos d'água mapeados, o que pode possibilitar uma gestão mais detalhada e melhor espacializada de cada uma das variáveis do curso hídrico.

A principal variável simulada pelo modelo é a vazão que, neste trabalho, foi realizada para os passos de tempo diário, mensal e anual. A simulação também pode ser subdiária, no entanto, a não foi realizada, pois não existem dados de precipitação subdiários para a

bacia. A média das vazões simuladas para o período de cada curso d'água é mostrada na Figura 18 e permite observar como o caudal dos corpos hídricos aumenta das cabeceiras em direção ao exutório da bacia.

Figura 18 – Vazões médias nos cursos d'água da bacia de Iconha.



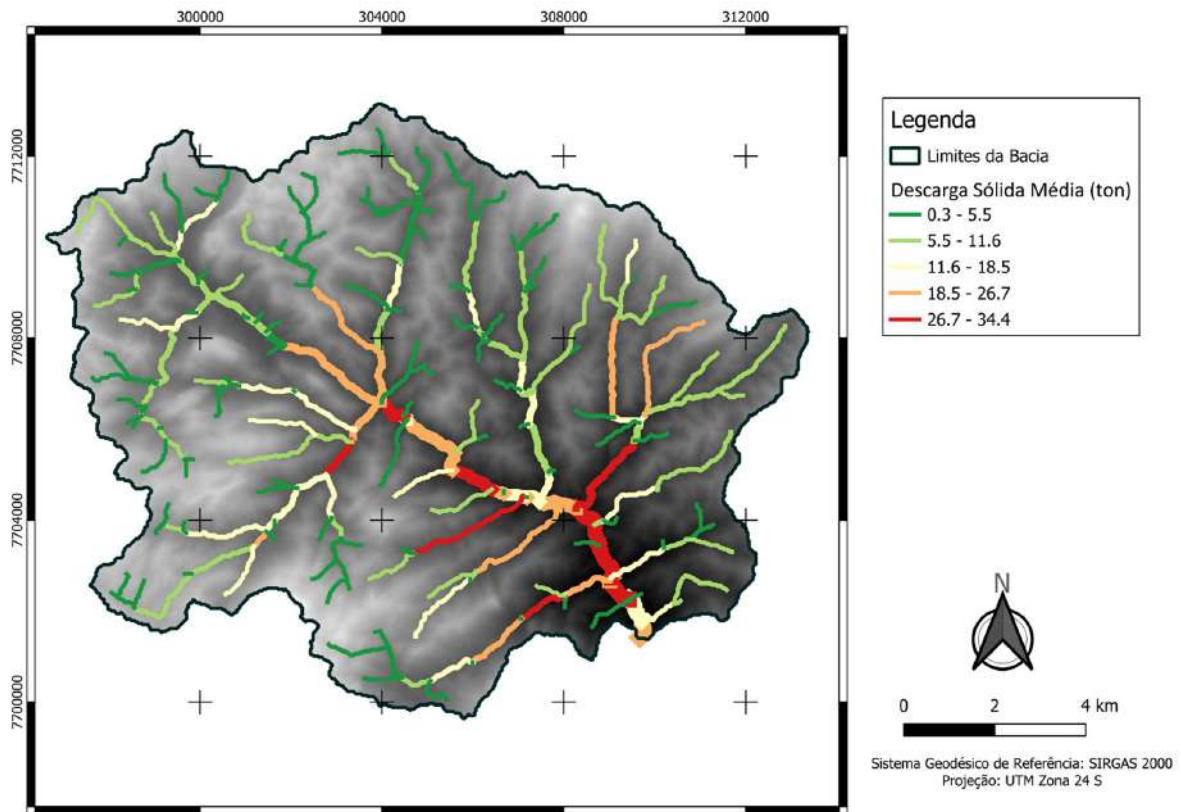
Fonte: Autoria Própria

Outras variáveis relacionadas com a vazão dos cursos hídricos também podem ser simuladas e demonstradas pelo modelo. Este tem a capacidade de simular a dinâmica de sedimentos de maneira ainda mais detalhada, projetando as proporções de areia, silte, argila e cascalho transportados e depositados no leito dos rios. Há, ainda, simulação da carga de nutrientes e pesticidas nos cursos d'água, ou seja, o modelo tem a capacidade de calcular as variações de qualidade da água ao longo do tempo e ao longo da bacia.

Embora o mapa mostre a descarga média, o modelo fornece os valores de diversas variáveis para cada passo temporal simulado. A título de exemplo desse potencial, a Figura

19 mostra a variação mensal da vazão, da descarga de sedimentos e da temperatura média da água durante o período da simulação.

Figura 19 – Descarga Sólida nos cursos d'água da bacia



Fonte: Autoria Própria

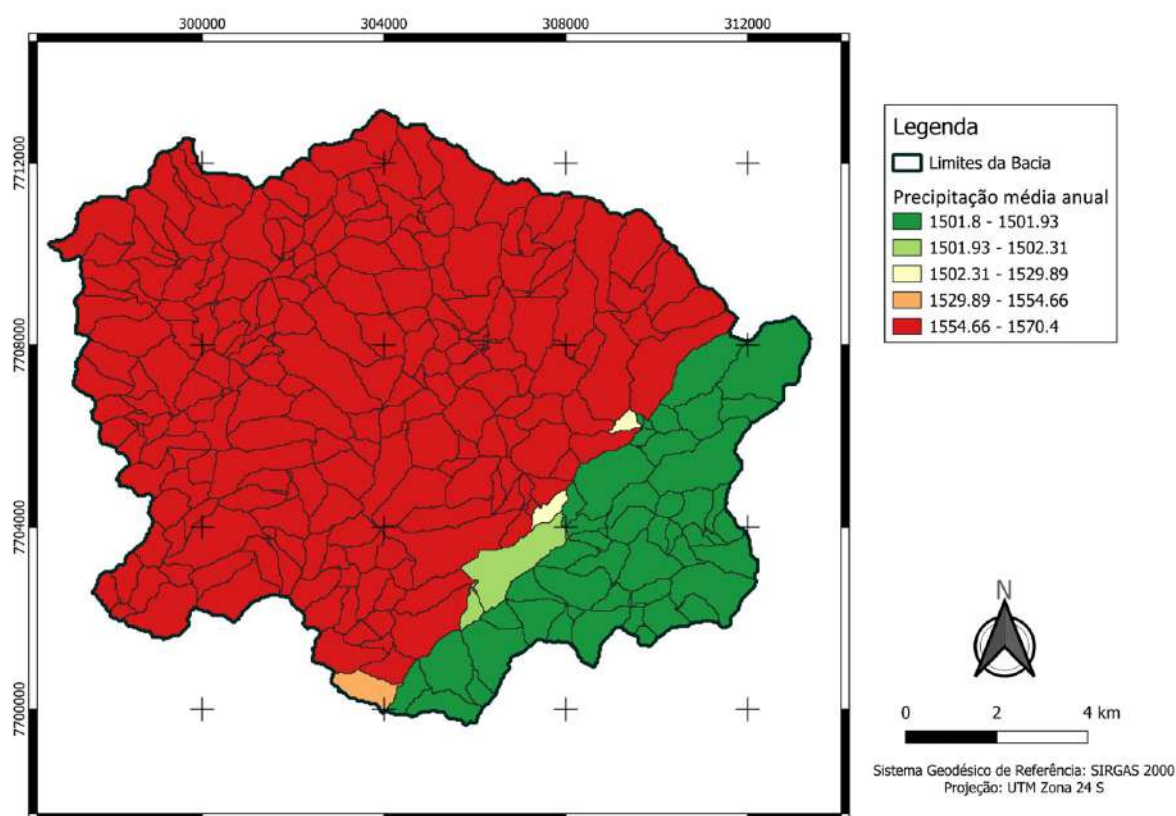
Além dos resultados referentes aos cursos d'água, o modelo também apresenta algumas variáveis espacialmente. Em relação ao balanço hídrico, o modelo é capaz de calcular por cada unidade espacial os valores de variáveis como precipitação, escoamento superficial e evapotranspiração ocorridos para cada período escolhido. As Figuras 20, 21 e 22 mostram o cálculo médio dessas variáveis para as unidades da paisagem existentes na bacia.

Isso permite a realização de comparações tanto espaciais (entre os diferentes compartimentos da bacia) como temporais (entre os diferentes períodos da simulação realizada). Assim, podem-se usar as diferenças observadas para definir estratégias e ações

a serem adotadas na gestão da bacia em termos de priorização de áreas e períodos para realização de intervenções.

Para espacialização das precipitações, o modelo utiliza a altura pluviométrica da estação mais próxima de cada HRU, assim, como pode ser visto na Figura 20, a maior parte das LSUs assumiu valores próximos por estarem localizados no entorno da estação pluviométrica localizada no centro da bacia (2040017).

Figura 20 – Precipitação Média anual para as unidades da paisagem

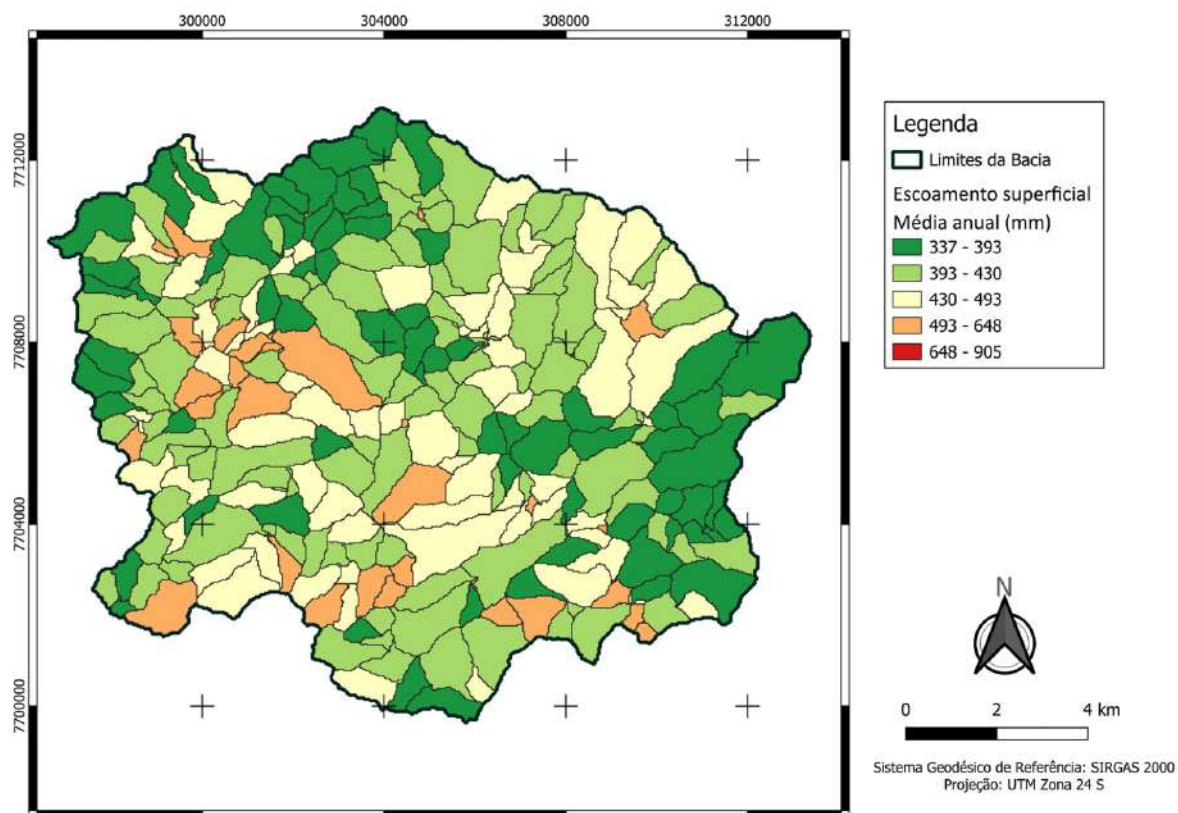


Fonte: Autoria Própria

A espacialização de outras variáveis, no entanto, é obtida por meio de complexas equações que combinam as características de relevo, cobertura e usos da terra e tipo de solo. Assim, como pode ser observado na Figura 21, o escoamento superficial varia de maneira não padronizada espacialmente, mas guardando uma estreita relação com a cobertura e usos da terra e a declividade existentes em cada LSU. Da mesma maneira, a

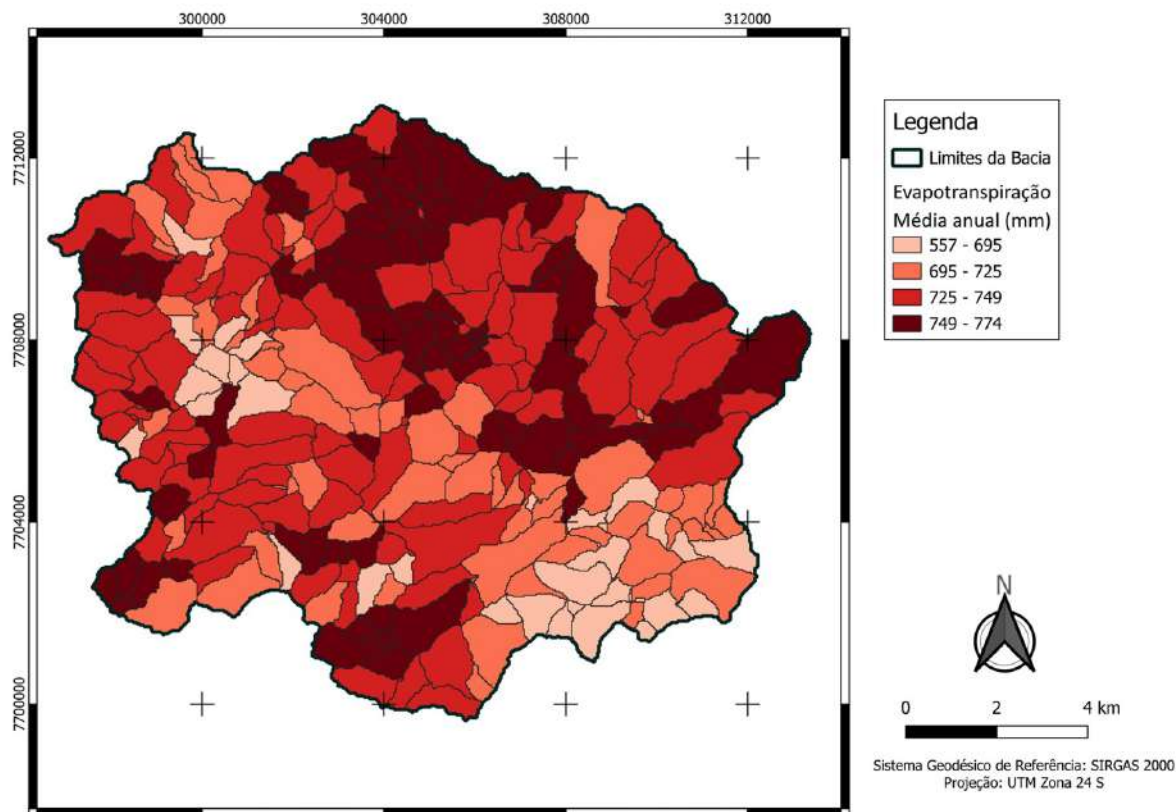
Figura 22 (que retrata a evapotranspiração média) é influenciada, principalmente, pelas características da vegetação existente nas unidades de paisagem.

Figura 21 – Escoamento Superficial médio anual para as unidades da paisagem



Fonte: Autoria Própria

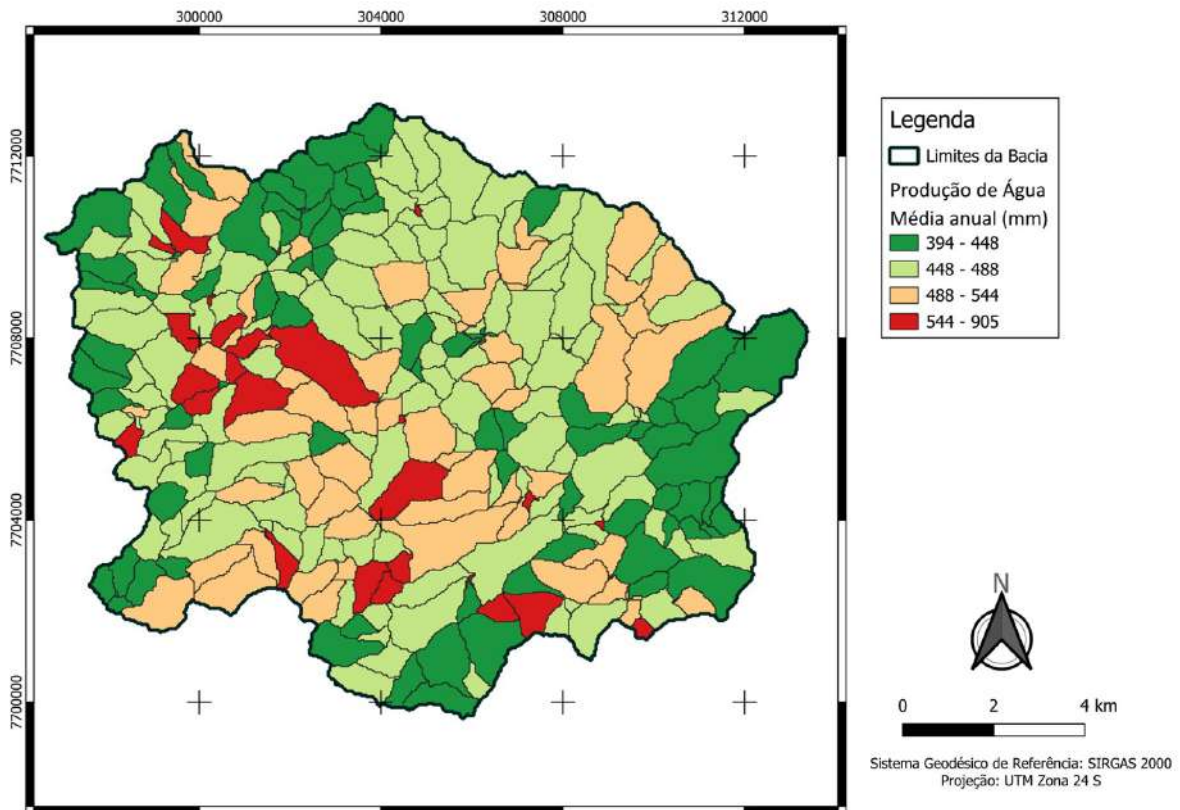
Figura 22 – Evapotranspiração média anual para as unidades da paisagem



Fonte: Autoria Própria

A produção de água e sedimentos na bacia também é uma variável simulada pelo modelo, que pode ser muito útil no entendimento dos processos atuantes e na elaboração de estratégias de gestão. A Figura 23 mostra a distribuição espacial da produção de água, que se trata da quantidade de água precipitada que chega aos corpos hídricos da bacia. A disposição dessa variável está correlacionada com vários fatores simultaneamente. A predição espacial e a visualização desses valores pelo SWAT+ auxilia fortemente a identificação das áreas que contribuem com maiores volumes de água e, conseqüentemente, auxiliam o planejamento de ações na bacia.

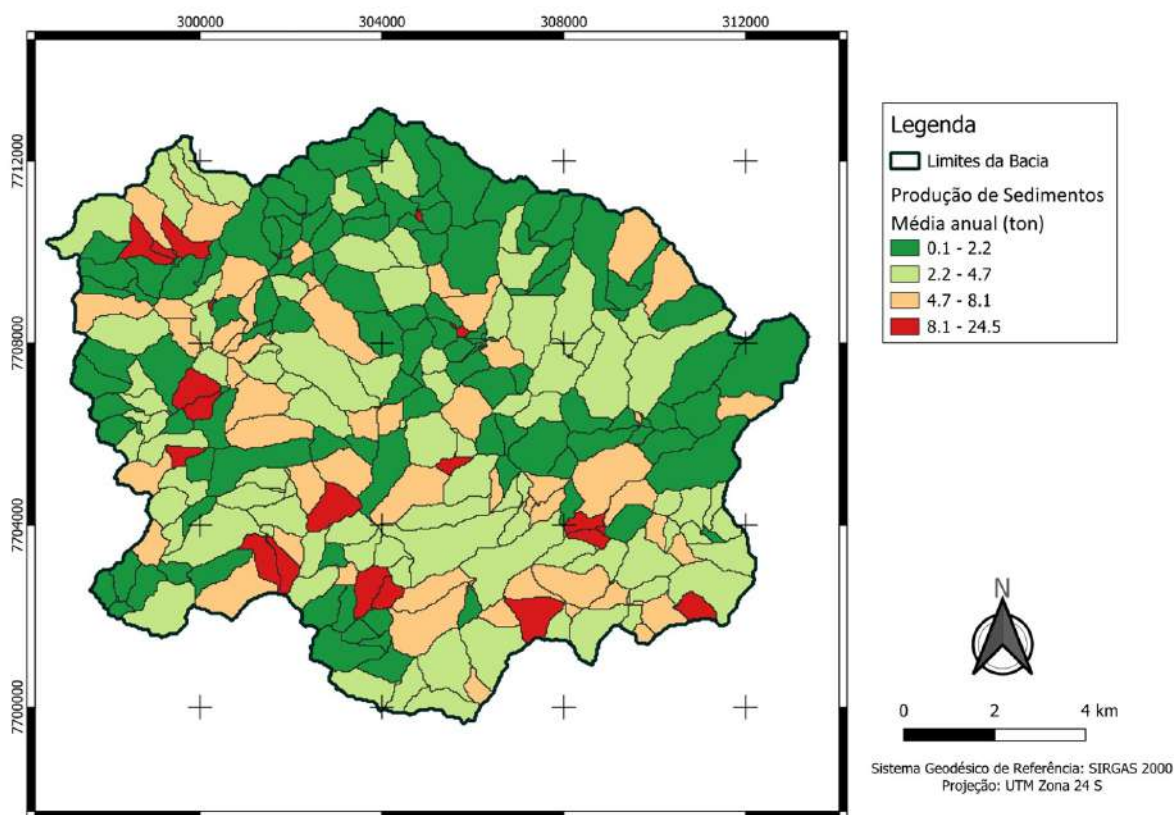
Figura 23 – Produção de água (média anual) para as unidades da paisagem



Fonte: Autoria Própria

Outra informação relevante para o planejamento hídrico e ambiental, que pode ser verificada na Figura 24, trata-se da produção de sedimentos por unidade da paisagem (LSU) em toneladas/hectare/ano. Como, no caso em questão, o tipo de solo é o mesmo para toda a extensão da bacia, podem-se observar que os valores de produção de sedimentos serão fortemente relacionados com as coberturas e usos da terra predominantes e pela declividade das unidades. Os padrões de variação dos valores são mais bem definidos e quantificados nas HRUs, uma vez que as LSUs representam a somatória das diferentes HRUs nela contidas.

Figura 24 – Produção de sedimentos (média anual) para as unidades da paisagem



Fonte: Autoria Própria

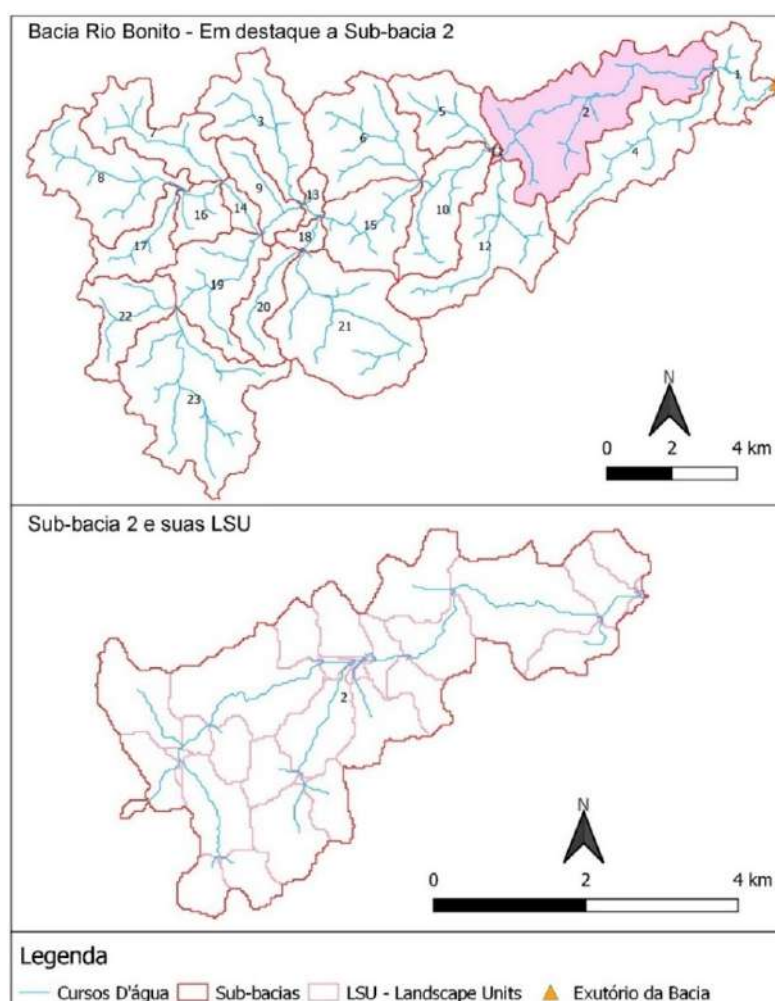
A maioria dessas variáveis mostradas espacialmente estão diretamente relacionadas com as características físicas utilizadas no modelo (declividade, tipo de solo e cobertura e usos da terra) e da interação entre elas. Além de facilitar a visualização dos efeitos da interação das características, o modelo também auxilia na compreensão dos efeitos sinérgicos nas diversas variáveis de saída, pois simula a propagação da vazão e dos demais elementos transportados pela água, tanto na fase terrestre como na fase aquática do ciclo hidrológico.

Há de se considerar ainda que os resultados aqui apresentados tratam unicamente do cenário base, ou seja, que representa o comportamento hidrológico da bacia em seu estado atual de uso e gestão da terra e dos recursos hídricos. Esses resultados podem ser usados para comparação com cenários de implantação de práticas conservacionistas

2.4 Quantificação e espacialização de resultados para a Bacia de Rio Bonito

Como mostrado anteriormente, o SWAT+ divide a bacia principal em sub-bacias, que por sua vez são subdivididas em Unidades de Paisagem (Landscape Units – LSUs). As LSUs são áreas que drenam diretamente para um determinado trecho de curso d'água, ou seja, são como sub sub-bacias. A título de exemplo das LSUs da bacia, a figura 25 ilustra essa discretização na bacia de Rio Bonito em em sub-bacias e o detalhamento de uma Sub-bacia.

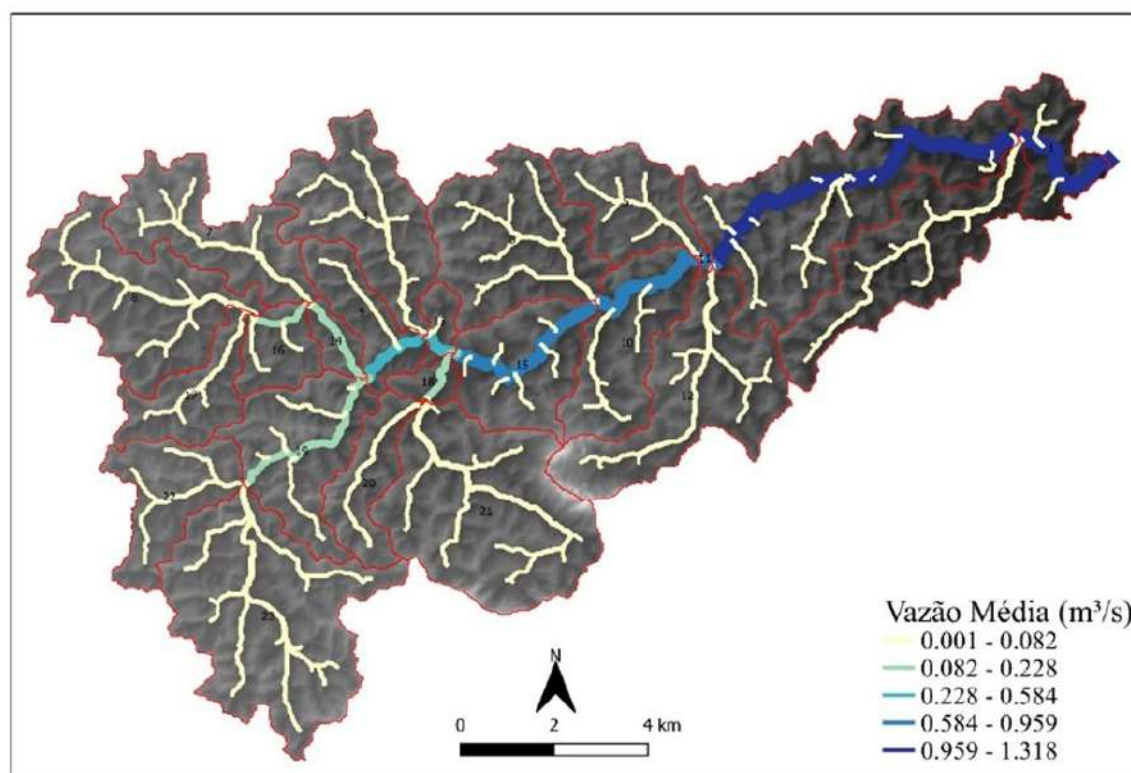
Figura 25 – Sub-bacias e Unidades da Paisagem (LSUs) de Rio Bonito



Fonte: Autoria Própria

A título de ilustração dos processos vazão média em cada trecho da Bacia pode ser obtida para um determinado dia, mês ou ano. Essas variáveis também podem ser mostradas cartograficamente, como pode ser observado na figura 26, que mostra a vazão média no período simulado para os diversos cursos d'água existentes na bacia.

Figura 26 – Vazão média no período simulado para os diversos cursos d'água existentes na bacia de Rio Bonito.

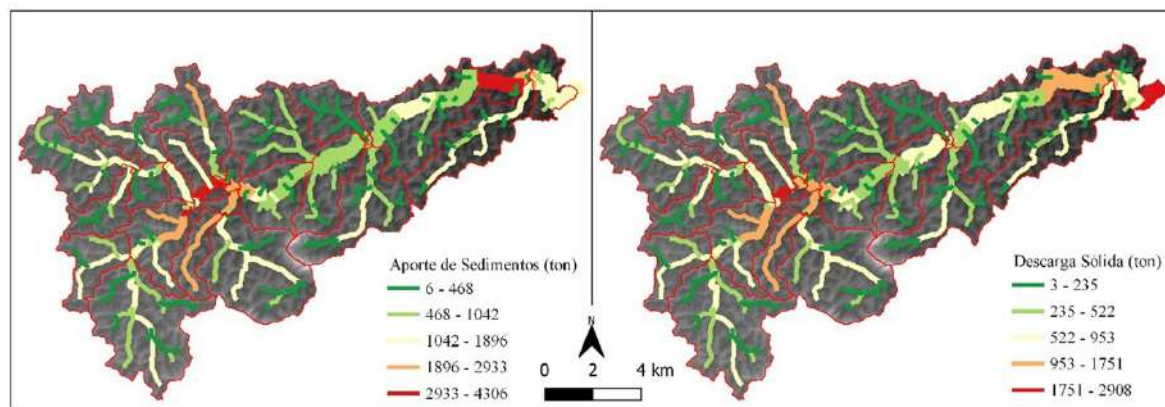


Fonte: Autoria Própria

A dinâmica da erosão e do transporte de sedimentos existente na bacia é calculada por meio da Equação Modificada de Perda de Solo (M-USLE), assim, conforme sejam as características do solo, da topografia, da vegetação e das chuvas, o total de sedimentos erodidos e transportados para os canais é calculado. Desta forma, com base na fase aquática do ciclo hidrológico e nas equações de transferência de matéria e energia, a entrada e saída de sedimentos de cada um dos trechos é estimado. Os resultados do aporte de sedimentos (entrada) e da descarga sólida (saída) em cada um dos trechos hidrográficos é comparado

na figura 27.

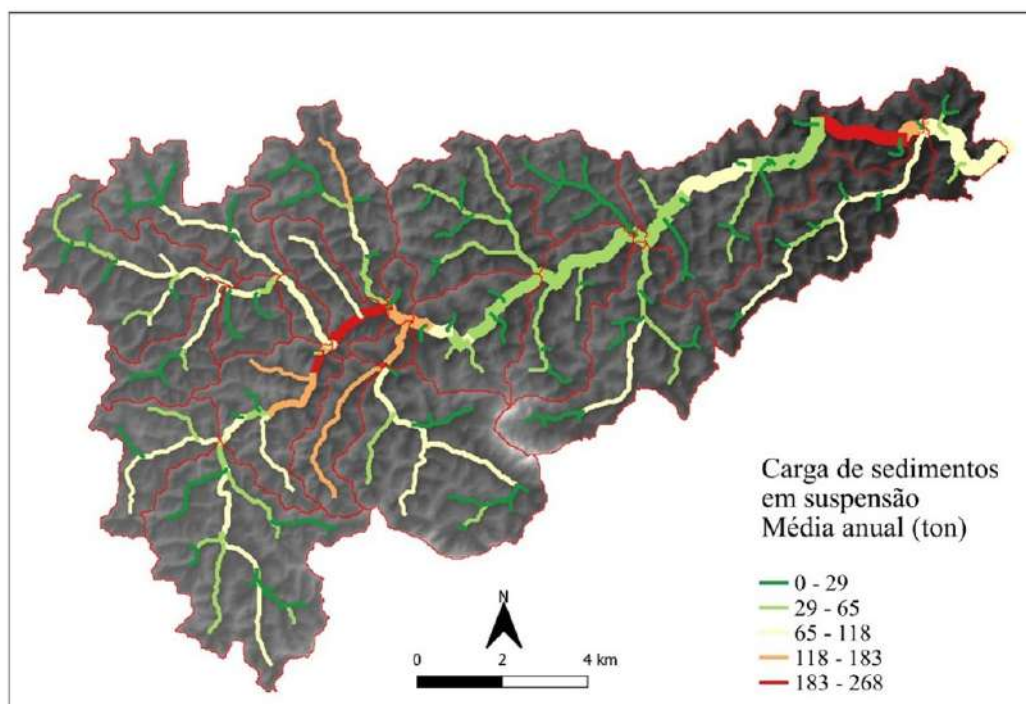
Figura 27 – Comparação entre o aporte de sedimentos e a descarga sólida, ambos em toneladas, nos trechos hidrográficos em Rio Bonito.



Fonte: Autoria Própria

A quantidade média de sedimentos em suspensão presente em cada um dos trechos hidrográficos, o que pode ser observado na figura 28. Além das quantidades de sedimentos, os módulos do modelo são capazes de simular também a presença de nutrientes (fósforo e nitrogênio) nos cursos d'água da bacia, que não foram representados por não serem ponto de interesse desta pesquisa.

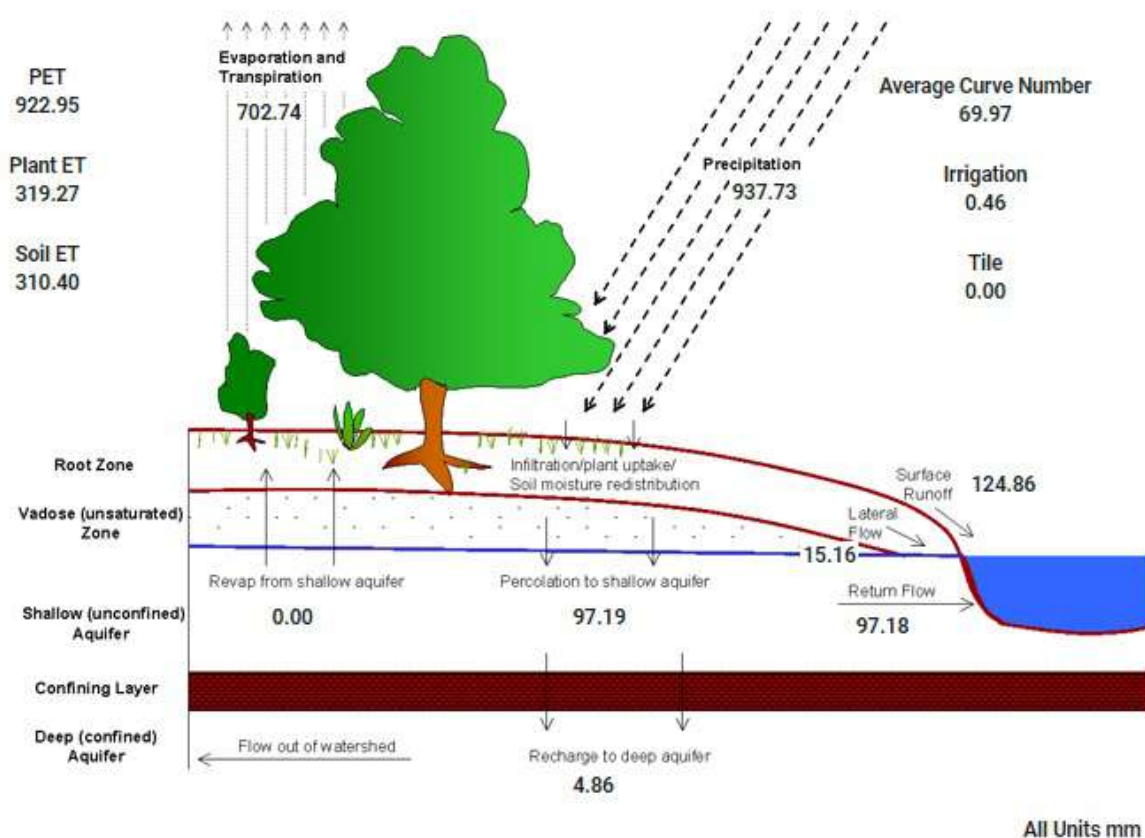
Figura 28 – Quantidade média de sedimentos em suspensão (ton) presente nos trechos hidrográficos em Rio Bonito.



Fonte: Autoria Própria

Alguns dos principais componentes do balanço hídrico da bacia também são simulados pelo modelo para as diversas unidades de paisagem e podem ser um importante aliado na concepção de projetos de planejamento ambiental. O modelo apresenta de forma ilustrada os diversos componentes do balanço hídrico para toda a bacia hidrográfica, conforme pode ser visualizado na figura 29 e na tabela 7.

Figura 29 – Valores médios do balanço hídrico fornecidos pelo modelo na Bacia de Rio Bonito para o período simulado.



Fonte: Autoria Própria

Tabela 7 – Taxas relativas ao balanço hídrico na Bacia de Rio Bonito para o período simulado.

Taxas do Balanço Hídrico	Valor
Vazão / Precipitação	28%
Fluxo de Base / Vazão total	52%
Escoamento Superficial / Vazão Total	48%
Percolação / Precipitação	13%
Recarga de aquífero profundo / Precipitação	1%
Evapotranspiração / Precipitação	72%

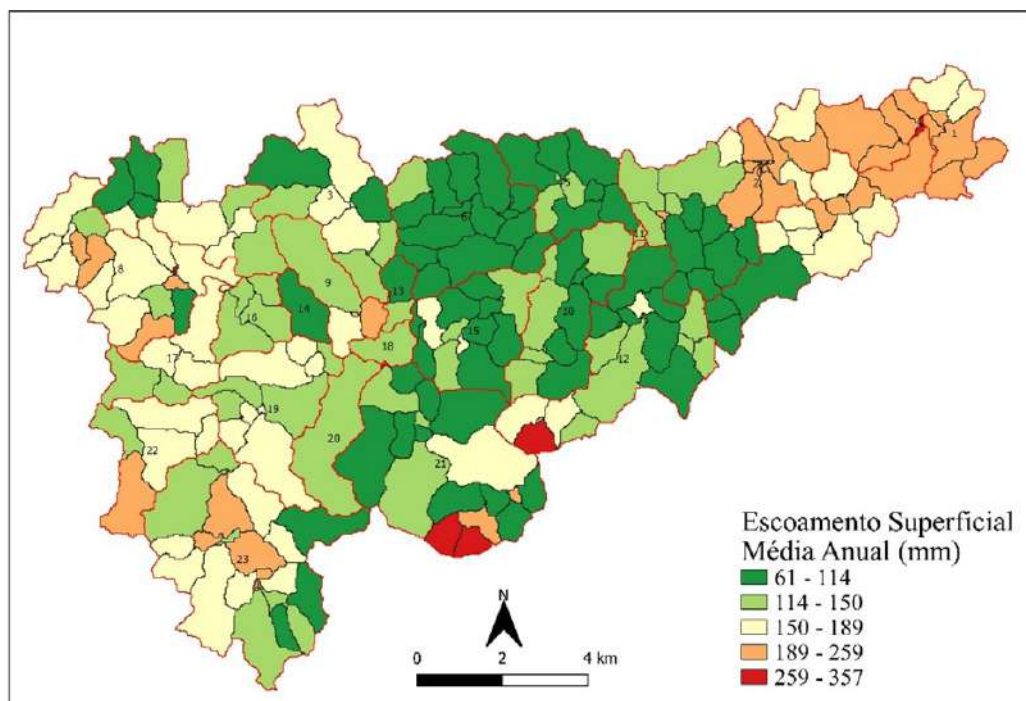
Fonte: Elaboração própria.

Antes que os efeitos das BMPs sejam analisados, é interessante observar que existe uma heterogeneidade entre as diferentes unidades espaciais usadas pelo modelo. Para fins de visualização dessas diferenças, algumas das variáveis que serão mostradas por LSU.

O escoamento superficial, por exemplo, será uma variável importante para a análise dos processos erosivos com e sem a aplicação de BMPs. A ocorrência dessa variável por

unidade de paisagem pode ser observada na figura 30.

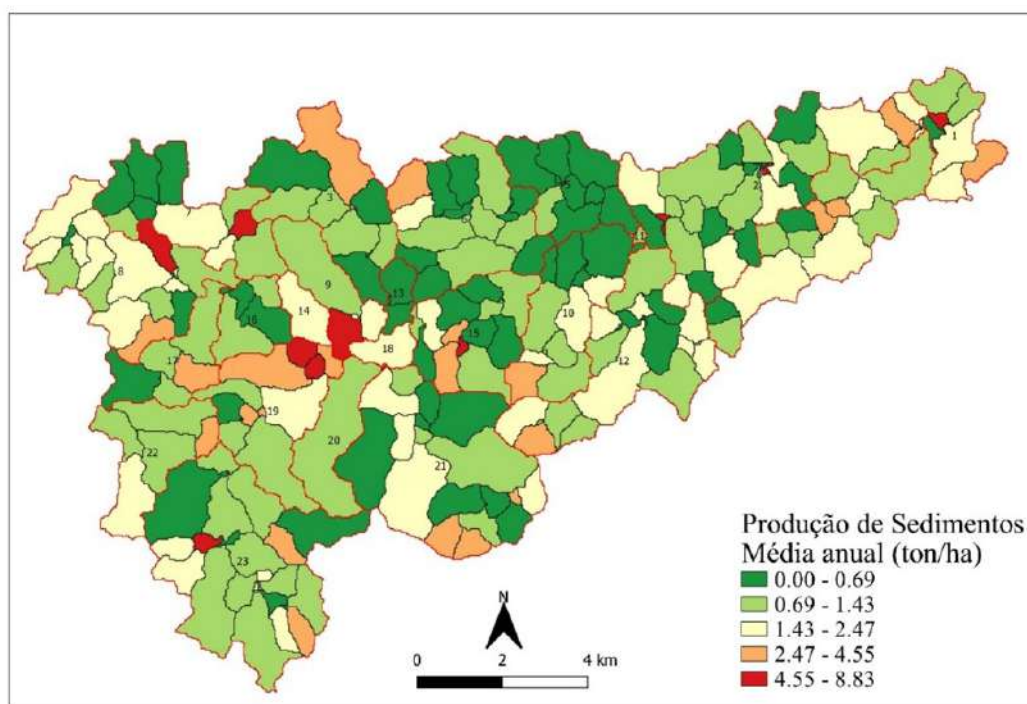
Figura 30 – Média anual do escoamento superficial (mm) nas Unidades da Paisagem (LSUs) em Rio Bonito.



Fonte: Autoria Própria

A produção de sedimentos por unidade de paisagem também é calculada pelo modelo (figura 31), podendo auxiliar uma avaliação das áreas mais críticas em termos de erosão e aporte de sedimentos nos cursos d'água e indicando áreas prioritárias para ações de conservação de água e solo.

Figura 31 – Média anual da produção de sedimentos (ton/ha) nas Unidades da Paisagem (LSUs) em Rio Bonito.



Fonte: Autoria Própria

3 Criação de Cenários para aplicação de BMPs nas Bacias Hidrográficas e análise dos efeitos em diferentes compartimentos de paisagem

3.1 Configurações para implantação de BMPs no SWAT+

Os BMPs utilizados nessa pesquisa foram selecionados com base nas práticas agrícolas mais comuns adotadas por agricultores locais que tinham referências disponíveis sobre sua representação no modelo SWAT. Embora algumas das práticas possam ser observadas pontualmente, as observações de campo mostraram que essas práticas não eram adotadas em quase toda a extensão das áreas de estudo.

Foram definidos 5 BMPs a serem implementadas e testadas em cada uma das bacias, sendo 3 de caráter vegetativo: Agricultura em contorno (*Contour farming*), Manejo de resíduos (*Residue Management*) e Cultivo em faixas de vegetação (*Strip-cropping*) e 2 de caráter mecânico: Canais vegetados (*Grassed Waterways*) e Terraços (*Terraces*). Uma figura ilustrativa dessas BMPs é mostrada na figura 32.

Figura 32 – Imagens ilustrativas das BMPs utilizadas no trabalho.



Fonte: Abohe Stock

As BMPs foram aplicadas espacialmente com base em sua adaptabilidade e efetivi-

dade prevista em cada cultura agrícola. Na ausência de literatura com os critérios de adoção de cada BMP no SWAT+ e considerando que as equações adotadas pelo modelo SWAT+ são as mesmas do modelo SWAT, os parâmetros alterados e as referências utilizadas para definição dos valores utilizados foram baseados no que havia disponível para o modelo SWAT e são mostradas na tabela 8.

Tabela 8 – BMPs, alterações nos parâmetros SWAT+, critérios de adoção e referências utilizadas.

BMPs	Parâmetros modificados SWAT+	Critérios de adoção		Referências
		ICO	RBO	
Contour Farming	CN2 = -3, USLE_P = 0.9	Banana, Café	Alface, Café	(Arabi et al., 2008; Wischmeier; Smith, 1978)
Grassed Waterways	mann = 0.35, sed_co = 0.005, dp = 0.5, wd = 2, len = 1, slp = 0.1	Banana, Café, Eucalipto, Pasto	Alface, Café, Eucalipto, Pasto	(Arabi et al., 2008; Fiener; Auerswald, 2006)
Residue Management	OV_N =0.2, CN2 = -2	Banana, Café	Alface, Café	(Arabi et al., 2008; Nietch; Borst; Schubauer-Berigan, 2005; Silva et al., 2023)
Strip Cropping	CN2 = -3, USLE_P = 0.45, USLE_C and OV_N fitted by culture (mean with bermuda grass)	Banana, Café, Pasto	Alface, Café, Pasto	(Arabi et al., 2008; Wischmeier; Smith, 1978)
Terraces	CN2 = -6, USLE_P = 0.18	Banana, Café, Pasto	Alface, Café, Pasto	(Arabi et al., 2008; Wischmeier; Smith, 1978)

Fonte: Elaboração própria.

A agricultura em contorno foi implementada através da redução dos valores de CN2 em 3 unidades do valor default e da utilização do conservation practice disponível no SWAT+ Editor, que ajustou o valor de USLE_P para 0,9 (baseado na sugestão de [Arabi et al. \(2008\)](#), [Wischmeier & Smith \(1978\)](#)) uma vez que as declividades acima de 21% são predominantes em ambas as bacias, perfazendo um total de 73% das HRUs em Iconha e 53% em Rio Bonito.

Para aplicação dos canais vegetados foram usados os recursos existentes do SWAT+ Editor, disponíveis na aba structural. O valor do número de Manning (Manning's n for grassed waterways) em 0,35 conforme recomendação de [Arabi et al. \(2008\)](#), [Fiener & Auerswald \(2006\)](#)(e as dimensões foram ajustados para as características regionais para 0,5 m de profundidade, 2 m de largura e 0,5 km de extensão. Os valores de transporte de sedimentos (*Sediment transport*) teve seu coeficiente definido conforme valor padrão (*default*) do manual do SWAT (0,005) e a declividade (*slope of grassed waterway*) foi

mantido em 0,1 que era valor padrão sugerido pelo modelo para estruturas instaladas em declividades superiores a 8%.

A aplicação do manejo de resíduos foi baseada na proposição de [Arabi et al. \(2008\)](#), que propõe a alteração dos parâmetros CN2, OV_N e USLE_C. A sugestão de adaptação para o fator C da USLE após ser calculado alterou seu valor numa quantidade insignificante (da ordem de 10e-8) o que não trouxe nenhuma mudança para o fluxo hídrico. Assim, optou-se por alterar somente os dois primeiros fatores conforme realizado por [Silva et al. \(2023\)](#). Os outros parâmetros alterados foram o CN2 que foi reduzido em 2 unidades e o OV_N para o qual foram criados novos registros no SWAT+ Editor alterando o valor médio para 0,2 (0,5-1 t/ha), seguindo a sugestão de [Nietch, Borst & Schubauer-Berigan \(2005\)](#).

As faixas de vegetação são uma prática que pode ser representada no SWAT pela alteração dos valores dos parâmetros CN2, USLE_P, USLE_C e OV_N ([Arabi et al., 2008](#)). Para implementação dessa prática, embora a recomendação dos autores seja a subtração após a calibração, o CN2 foi reduzido em 3 unidades do valor default das culturas em que a prática foi aplicada. Os valores de OV_N e USLE_C foram ajustados extraíndo-se as médias dos strip systems e usando-se como referência os valores da Bermuda Grass. Os valores de USLE_P foram adotados foram de 0,45 ([Arabi et al., 2008](#); [Wischmeier; Smith, 1978](#)).

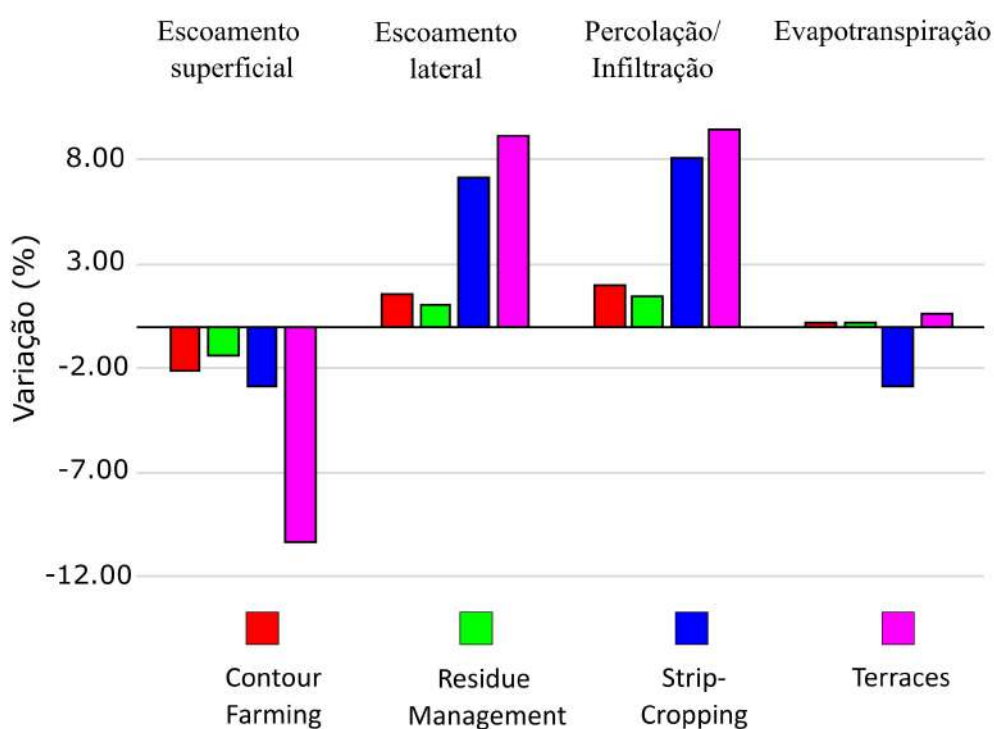
Por fim, os terraços foram implementados através da criação de uma *conservation practice* no SWAT+ Editor, ajustando os valores de USLE_P para 0,18 (baseado na sugestão de [Arabi et al. \(2008\)](#), [Wischmeier & Smith \(1978\)](#)). O único valor para todas as faixas de declividade foi uma simplificação adotada pelas características das bacias, assim como realizado para a agricultura de contorno, haja vista que as porções das bacias com declividades menores que 15% são bem pequenas. O valor de CN2 foi reduzido em 6 unidades do valor default das culturas agrícolas onde a BMP foi aplicada.

3.2 Impacto das BMPs sobre o Balanço Hídrico

Devido às diferentes características de solo, microclima e vegetação, o balanço hídrico nas bacias analisadas foi consideravelmente diferente. No cenário base, enquanto a evapotranspiração efetiva na Bacia de Rio Bonito supera os 75% do volume precipitado, na bacia de Iconha este volume chega a apenas 47%. A percolação em Rio Bonito (10%) é menos da metade da simulada em Iconha (23%). Já o escoamento superficial gerado em Iconha (26,3%) é praticamente o dobro do gerado em Rio Bonito (13%).

Entre os 5 cenários BMP simulados, apenas o cenário com os canais vegetados não alterou os componentes do balanço hídrico. As variações dos principais componentes do balanço hídrico podem ser vistas nas figuras 33 e 34.

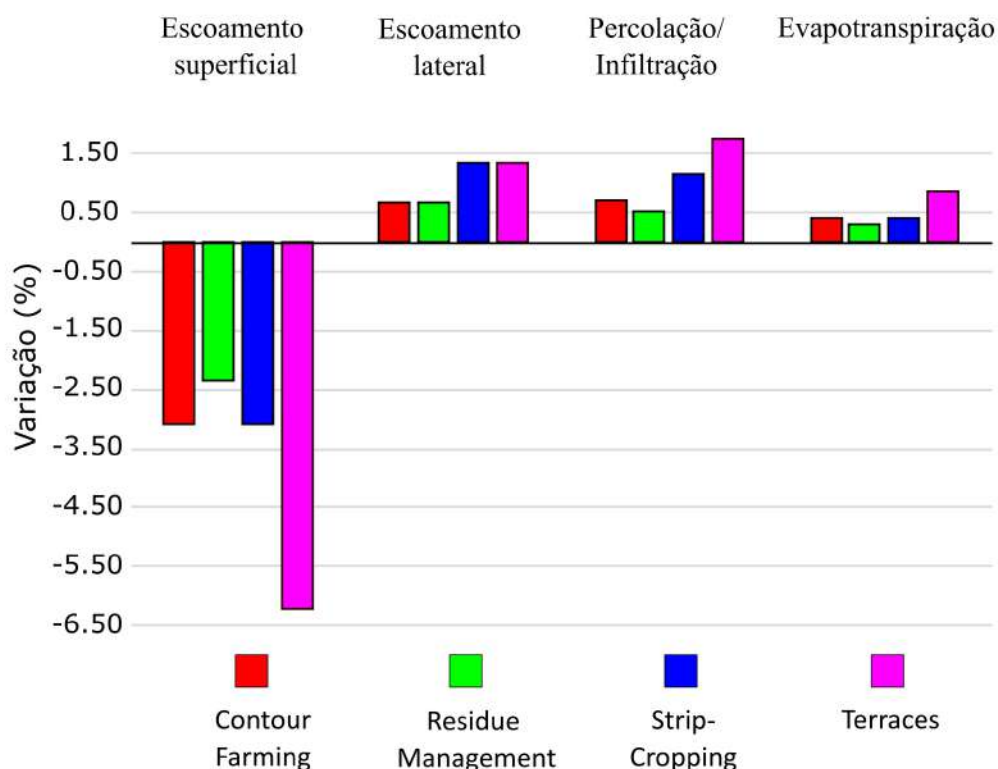
Figura 33 – Variação dos componentes do balanço hídrico para a bacia hidrográfica de Iconha.



Fonte: Autoria Própria

As mudanças observadas em termos percentuais foram mais significativas na bacia

Figura 34 – Variação dos componentes do balanço hídrico para a bacia hidrográfica de Rio Bonito.



Fonte: Autoria Própria

de Iconha, porém o comportamento das BMPs seguiu um padrão semelhante em ambas as bacias. A análise dos valores permite perceber que em ambas as bacias os terraços foram a BMP que alterou de forma mais significativa o comportamento hidrológico, resultando em mais aumento da percolação e mais redução dos valores do escoamento superficial, da produção de água e da evapotranspiração. Em seguida, as alterações mais representativas são encontradas nas faixas de vegetação, agricultura de contorno e por fim o manejo de resíduos.

Cabe observar, no entanto, que as áreas de aplicação das BMPs em cada bacia foram consideravelmente diferentes haja vista as diferenças de uso da terra. A área de aplicação das BMPs em Iconha e Rio Bonito foram respectivamente: 68,93% e 29,46% (para cultivo em faixas e terraços), 22,86% e 19,37% (para agricultura de contorno e manejo de resíduos) e 2,57% e 16,4% (para canais vegetados).

3.3 Alterações da disponibilidade hídrica com a aplicação das BMPs

A aplicação das BMPs foi realizada em diferentes culturas agrícolas nas bacias analisadas e tiveram diferentes áreas de abrangência. Aliado às diferentes características físicas das bacias, isso produziu resultados ligeiramente diferentes.

A vazão não foi alterada com a aplicação dos canais vegetados para nenhuma das bacias, esses resultados condizentes com as simulações dessa prática realizadas por outros autores [Bracmort et al. \(2006\)](#), [Leh et al. \(2018\)](#), [Nepal & Parajuli \(2022\)](#), [Oduor et al. \(2023\)](#), [Risal & Parajuli \(2022\)](#). A vazão média simulada foi reduzida em todos os demais cenários na Bacia de Rio Bonito, chegando a uma redução de 2,34% com os terraços. Na Bacia de Iconha a implantação das faixas de vegetação provocou um aumento de 2,49% da vazão média.

As vazões mínimas, no entanto, tiveram aumento em todos 4 os cenários que provocaram alterações de vazão. Esses aumentos variaram entre 0,76% e 12,63% em ICO e entre 1% e 2,66% em RBO. A vazão de referência utilizada para outorga de recursos hídricos na área de estudo (Q90), equivalente ao percentil 10, também teve aumento em ambas bacias. Em RBO o aumento dessa vazão variou entre 0,71% e 2,12%, mas em ICO os aumentos foram mais representativos e chegaram a 10,64%. Por outro lado, a comparação das vazões máximas obtidas nos cenários demonstrou uma tendência de redução em todas as simulações. Os valores obtidos para cada um dos cenários podem ser visto na tabela 9.

Tabela 9 – Variação das vazões de referência em comparação ao cenário base (%).

Vazões de referência	Contour Farming	Grassed Waterways	Residue Management	Strip-Cropping	Terraces
RBO Mean	-1.11	0	-0.77	-1	-2.34
RBO Min.	1	0	1	1	2.66
RBO Q90	0.94	0	0.71	1.65	2.12
RBO Max.	-1.79	0	-1.79	-11.01	-9.23
ICO Mean	-0.16	0	-0.1	2.49	-0.56
ICO Min.	0.76	0	0.76	12.63	8.84
ICO Q90	1.55	0	0.97	10.64	7.35
ICO Max.	-0.35	0	-2.09	-9.23	-1.39

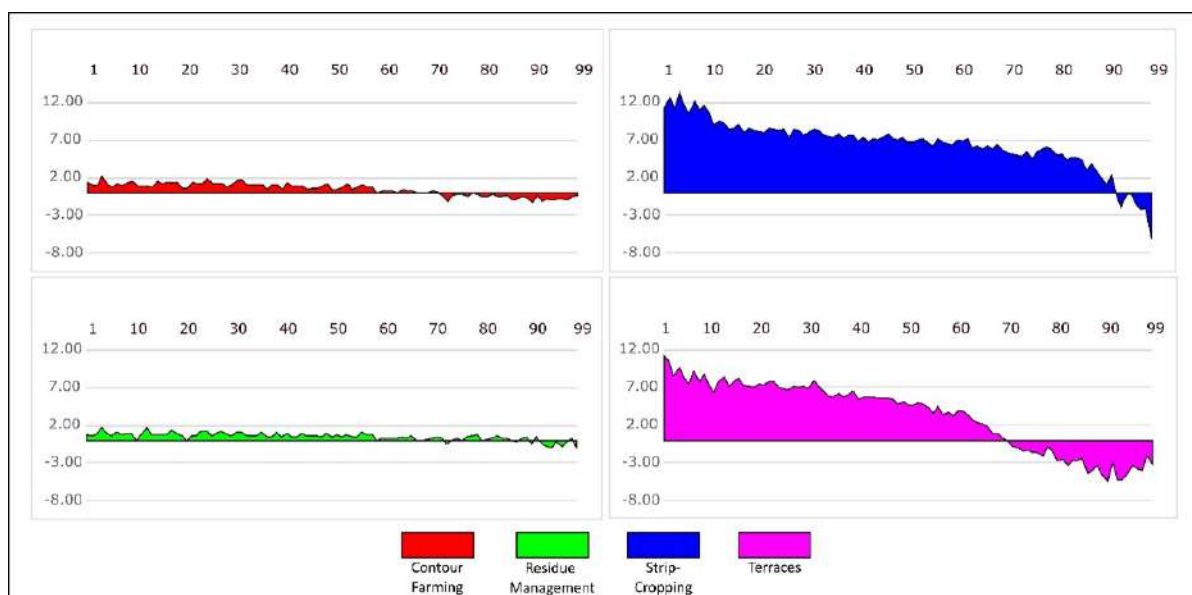
Fonte: Elaboração própria.

Outros autores que utilizaram o modelo SWAT / SWAT+ observaram condições parecidas com as encontradas neste estudo. [Silva et al. \(2023\)](#) e [Oduor et al. \(2023\)](#) relataram um efeito mínimo nas vazões com a aplicação de diversas BMPs. [Nepal &](#)

Parajuli (2022) encontraram reduções entre 0 e 1% na vazão na simulação de cenários BMP com vegetative filter strips e grassed waterways. Já Naganur *et al.* (2024) observaram uma redução de 10,2% com a aplicação de terraços usando o SWAT+. Venishetty, Parajuli & Nepal (2023) encontraram reduções que variaram entre 2,01% e 19,01% na aplicação de cover crops (similar ao residue management). Dakhllalla & Parajuli (2016) avaliaram o efeito de BMPs sobre os dos picos de vazão e encontraram uma redução em 3,1% para o cenário com terraços.

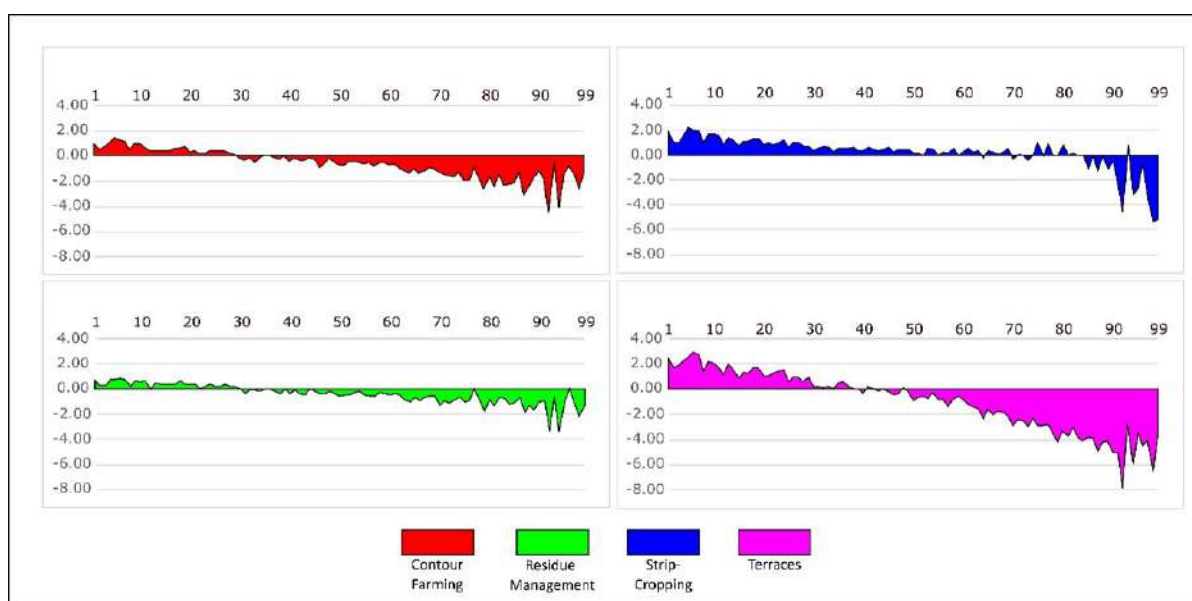
Embora a redução da vazão média possa parecer um resultado negativo da implantação das BMPs uma avaliação mais detalhada foi necessária para avaliar a variação do perfil das curvas de permanência, mostrando as mudanças na vazão ocorreram entre os percentis 1 e 99 (Figuras 35 e 36). Essa avaliação mostra que a redução das vazões médias se dá principalmente por causa das variações negativas das vazões mais altas onde o volume de água é consideravelmente maior que nas vazões regulares e de estiagem.

Figura 35 – Variação percentual da vazão entre cenários base e BMP ao longo das curvas de permanência na bacia hidrográfica de Iconha



Fonte: Autoria Própria

Figura 36 – Variação percentual da vazão entre cenários base e BMP ao longo das curvas de permanência na bacia hidrográfica de Rio Bonito.



Fonte: Autoria Própria

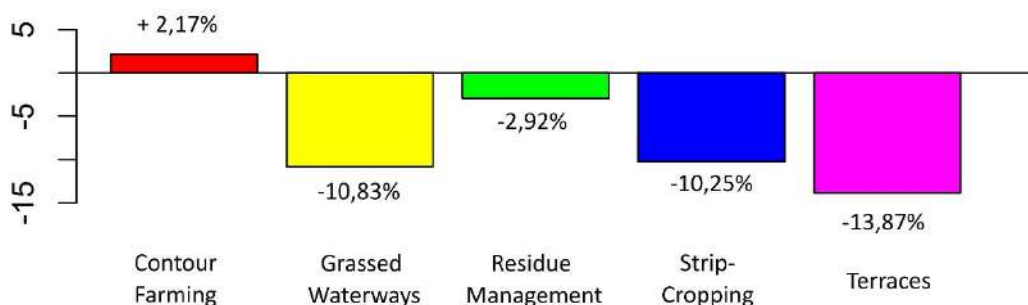
Outro ponto interessante é que as BMPs não só aumentam as vazões de estiagem, mas tendem a aumentar também uma grande faixa da curva de permanência. O aumento das vazões de permanência pode proporcionar uma maior capacidade de captação para os usuários de recursos hídricos. Por outro lado, a redução das vazões de pico pode colaborar com a redução dos danos causados pelas enchentes e chuvas torrenciais que ocorrem com frequência nas áreas de estudo.

Mais uma vez, as porcentagens de alteração da vazão foram mais significativas em Iconha. O que pode ser atribuído à maior área de aplicação nessa bacia, mas também à maior porcentagem de área florestada em Rio Bonito.

3.4 Impacto das BMPs na Carga de sedimentos

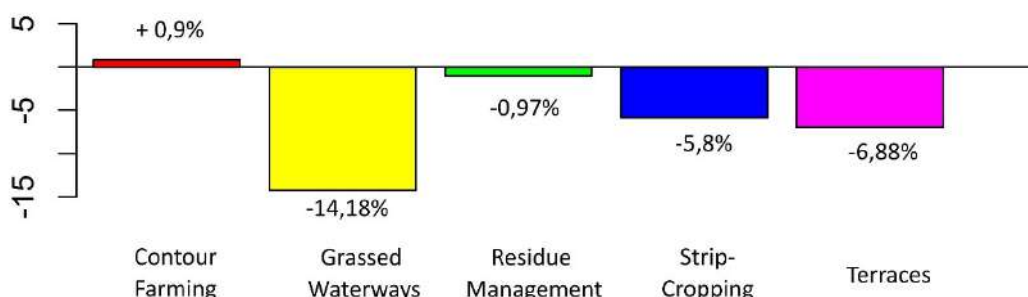
A carga sedimentar foi comparada com o cenário base para cada uma das BMPs no exutório de cada bacia. A comparação do total de sedimentos transportados é apresentada nas Figuras 37 e 38 e mostra que o efeito das BMPs foi ligeiramente diferente entre as bacias.

Figura 37 – Variação da carga de sedimentos entre cenários base e BMP na bacia hidrográfica de Iconha.



Fonte: Autoria Própria

Figura 38 – Variação da carga de sedimentos entre cenários base e BMP na bacia hidrográfica de Rio Bonito.



Fonte: Autoria Própria

Outros estudos que analisaram os efeitos de BMPs na redução de sedimento encontraram valores parecidos para cenários com os canais vegetados. [Leh et al. \(2018\)](#) e [Oduor et al. \(2023\)](#), por exemplo, encontraram reduções entre 7,3% e 14%. [Mtibaa, Hotta & Irie \(2018\)](#) por sua vez, ao aplicar as práticas manejo de resíduos e faixas de vegetação encontrou reduções consideravelmente maiores (27,5% e 30% respectivamente). Um estudo de [Ricci et al. \(2020\)](#) também mostrou uma redução muito mais substancial que a encontrada neste trabalho para cenários com agricultura de contorno (22%).

Conforme concluíram [Uniyal et al. \(2020\)](#) os BMP estruturais são mais eficazes na redução da produção de sedimentos do que os BMP agrícolas, o que foi corroborado com os resultados deste estudo. No entanto, outros estudos como o de [Silva et al. \(2023\)](#)

apontaram maior eficácia das medidas vegetativas. Estudos como o de [Bracmort et al. \(2006\)](#) e [Silva et al. \(2023\)](#) apontaram ainda que a combinação de diferentes BMPs pode aumentar a eficácia de cenários de conservação.

As diferenças encontradas entre os diversos estudos quanto a redução da carga de sedimentos provocada pela implementação de BMPs mostram que as características da bacia, as condições climáticas e as culturas agrícolas podem provocar diferentes efeitos das BMPs, o que sugere que essa análise seja realizada individualmente para cada bacia hidrográfica.

De maneira geral, os resultados da aplicação das BMPs foram mais impactantes na Bacia de Iconha, havendo maior impacto em Rio Bonito apenas dos canais vegetados. Porém, como a área alvo da aplicação das BMPs foi consideravelmente diferente, a efetividade das BMPs foi comparada com cada um dos usos da terra por meio da avaliação da produção de água e sedimentos.

O efeito pouco significativo de algumas práticas na redução de sedimentos pode ser explicado pela forma de propagação dos sedimentos nas bacias hidrográficas, pois como explicou [Noe et al. \(2020\)](#) os sedimentos saltam e param em diferentes zonas de armazenamento. Por isso, como observaram [Ahsan et al. \(2023\)](#) e [Her et al. \(2016\)](#) o efeito da redução de sedimentos tende a ser maior nas HRUs, que nas sub-bacias e na bacia como um todo.

3.5 Alterações da produção de água e sedimentos em diferentes usos da terra

A eficácia das BMPs muda com variações espaciais e temporais devido a diferentes fatores ([Srivastava et al., 2023](#)). Fatores topográficos e o tipo de uso da terra influenciam fortemente a eficiência de todas as medidas de conservação ([Leta et al., 2023](#)). Assim, diferentes avaliações foram performadas a fim de identificar como essas diferenças influenciam o impacto das BMPs.

A fim de avaliar as alterações da produção de água e sedimentos provocadas pelas BMPs em cada uso da terra, as alterações observadas no conjunto de HRUs com diferentes usos foram comparadas com seu correspondente no cenário base. As variações percentuais da produção de água podem ser observadas nas Tabelas 10 e 11.

Tabela 10 – Variação da produção de água na bacia de Iconha (%).

Uso da terra	Contour Farming	Grassed Waterways	Residue Management	Strip-cropping	Terraces
Banana	-10.1	0	-7	8	-17.8
Café	-5.1	0	-3.4	3.5	-9.3
Eucalipto	NA	0	NA	NA	NA
Pasto	NA	0	NA	-7	-12.6

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 11 – Variação da produção de água na bacia de Rio Bonito (%).

Uso da terra	Contour Farming	Grassed Waterways	Residue Management	Strip-cropping	Terraces
Alface	-9.4	0	-6.6	-9.4	-16.8
Café	-4.1	0	-2.8	26.5	-7.5
Eucalipto	NA	0	NA	NA	NA
Pasto	NA	0	NA	-9.1	-16.1

Fonte: Elaboração própria.

Embora não tenham refletido em mudanças na produção de água, os canais vegetados tiveram a redução mais efetiva observada na produção de sedimentos em ambas as bacias, apresentando bons resultados sobretudo se comparados à área de aplicação. Os terraços vieram logo em seguida e também reduziram a produção de sedimentos em todas as culturas. A agricultura de contorno, por sua vez, aumentou a produção de sedimentos nas culturas em que foi testado. As faixas de vegetação obtiveram êxito na maioria das culturas, exceto na Banana onde foi observado um aumento considerável, chegando a aumentar em mais de 200% os valores médios. A variação dos valores da produção de água e sedimentos podem ser vistos nas Tabelas 12 e 13.

Tabela 12 – Variação da produção de sedimentos na bacia de Iconha (%).

Uso da terra	Contour Farming	Grassed Waterways	Residue Management	Strip-cropping	Terraces
Banana	26.8	-93.5	-0.6	224.4	-74.6
Café	15.2	-94.2	-21	-76.2	-77.8
Eucalipto	NA	-70.7	NA	NA	NA
Pasto	NA	-86.4	NA	-62	-82.1

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 13 – Variação da produção de sedimentos na bacia de Rio Bonito (%).

Uso da terra	Contour Farming	Grassed Waterways	Residue Management	Strip-cropping	Terraces
Alface	6.3	-98.5	-11.2	-61.5	-80.8
Café	15.6	-99.2	-20	-71.5	-77.7
Eucalipto	NA	-89.7	NA	NA	NA
Pasto	NA	-98.4	NA	-65.9	-84

Fonte: Elaboração própria.

3.6 Considerações e análises sobre a aplicação de BMPs nas bacias

Os métodos de aplicação e parâmetros utilizados para implementação das BMPs no SWAT+ foram os mesmos para ambas as bacias. Por isso, conclui-se que as diferenças observadas entre a performance das BMPs estão associadas ao tipo de cultura agrícola e às características físicas (solo, relevo, vegetação) existentes em cada bacia. A influência dos fatores relativos ao relevo serão analisadas mais detalhadamente no próximo capítulo.

Com as mudanças climáticas os efeitos nas vazões máximas (enchentes) e mínimas (estiagem) são mais importantes que a média propriamente. A análise da alteração da vazão por toda a curva de permanência é uma ferramenta valiosa para avaliação do efeito das BMPs. Essa avaliação mostrou que diante do aumento das vazões de pico e do prolongamento dos episódios de estiagem provocadas por eventos climáticos extremos, a aplicação das BMPs pode ser uma alternativa muito útil para amenizar os impactos e contribuir para a adaptabilidade às mudanças climáticas.

A presença de mais remanescentes florestais na bacia de Rio Bonito e as menores áreas de aplicação faz com que os componentes do balanço Hídrico e aumento das vazões mínimas sejam menos significativos, isso sugere que a recomposição florestal como estratégia de minimização dos efeitos do uso intensivo da terra pode ser uma boa opção.

Os valores de sedimento não foram calibrados por falta de dados disponíveis, os resultados estudo podem não ser precisos em termos quantitativos, mas ajudam a compreender e dimensionar a tendência da variação da carga sedimentar e da produção de sedimentos frente à aplicação das BMPs

As alterações de parâmetros realizadas com base nas sugestões da literatura se

comportaram de maneira pouco verossímil no caso da produção de sedimentos para algumas BMPs (especialmente para a agricultura de contorno), onde o aumento inesperado parece ter sido provocado pelo valor do parâmetro USLE_P para 0,9, o que conota uma prática menos conservacionista que a configurada como padrão pelo modelo para as culturas onde ela foi aplicada.

O grande aumento provocado pela aplicação das faixas de vegetação cultura de banana foi uma alteração não condizente com a implementação da BMP e com as alterações realizadas nos parâmetros. Tal informação pode ser usado coma para revisão dos parâmetros da cultura do SWAT+.

4 Uso das características do relevo para alocação de BMPs

Neste capítulo as principais influências do relevo na produção de água e sedimentos nas bacias estudadas serão analisadas. A primeira sessão lança vistas sobre os cenários descritos no capítulo anterior. Na segunda sessão uma nova modelagem foi realizada com adaptações para que a análise ficasse restrita às características do relevo.

4.1 Alterações da produção de água e sedimentos em diferentes faixas de declividade

Após análise da produção de água e sedimentos, as simulações de cenários foram usadas para detalhar o comportamento desses fatores nas HRUs, analisando esses componentes separadamente para as diferentes faixas de declividade.

Os resultados mostraram uma tendência de aumento da produção de água e sedimentos com a declividade média das HRUs tanto para o cenário base como para os cenários BMP.

A fim de ilustrar essas variações, as comparações entre o cenário base e o cenário com aplicação de terraços é mostrado para as culturas de alface em Rio Bonito e para o Café em Iconha (Tabelas 14 e 15).

Tabela 14 – Produção de água e sedimentos na cultura de café em diferentes faixas de declive na bacia hidrográfica de Iconha.

Faixas de declive	Prod. de água (mm)			Prod. de sedimentos (ton)		
	Base	Terraços	Diferença	Base	Terraços	Diferença
0 - 8 %	388.41	348.49	-39.92	0.07	0.02	-0.05
8 - 20 %	401	361.45	-39.55	0.47	0.11	-0.36
20 - 45 %	418.96	379.95	-39.01	1.84	0.42	-1.42
45 - 75 %	435.24	397.19	-38.05	4.44	0.99	-3.45
>75 %	455.6	419.5	-36.1	11.01	2.41	-8.6

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 15 – Produção de água e sedimentos na cultura de alface em diferentes faixas de declive na bacia hidrográfica de Rio Bonito.

Faixas de declive	Prod. de água (mm)			Prod. de sedimentos (ton)		
	Base	Terraços	Diferença	Base	Terraços	Diferença
0 - 8 %	178.29	145.74	-32.55	0.06	0.01	-0.05
8 - 20 %	182.56	150.88	-31.68	0.67	0.13	-0.54
20 - 45 %	186.53	156	-30.53	2.68	0.52	-2.16
45 - 75 %	197.33	167.59	-29.74	10.42	2	-8.42
>75 %	214.77	184.96	-29.81	23.71	4.48	-19.23

Fonte: Elaboração própria.

As tendências mostram que a aplicação de BMPs tende a provocar reduções mais significativas da produção de sedimentos nas HRUs de maior a declividade. Na cultura do Café em Iconha as áreas com declividade inferior a 8% tiveram uma diferença média de apenas 0,06 toneladas enquanto as HRUs com maior declividade (acima de 75%) tiveram redução média de 8,6 toneladas. Na cultura de Alface em Rio Bonito essas diferenças foram ainda mais significativas, chegando a uma redução média de 19,23 toneladas nas HRUs de maior declividade. Essas descobertas corroboram com as conclusões de [Mtibaa, Hotta & Irie \(2018\)](#) e [Ricci et al. \(2020\)](#) que afirmaram que a eficácia dos BMPs na redução da produção de sedimentos depende do ângulo de inclinação da área alvo e que algumas práticas podem ser mais eficientes que outras para áreas mais ou menos inclinadas. Essas diferenças devem ser observadas pois podem implicar na inviabilidade econômica da aplicação de algumas práticas em determinadas áreas como mostraram [Ricci et al. \(2020\)](#).

As diferenças da produção de água entre o cenário base e os cenários BMPs foram menos impactados com a variação da declividade, mas em ambas as bacias foi observado que a aplicação dos terraços nas HRUs com menor declividade promoveu diferenças ligeiramente mais significativas, reduzindo mais a produção de água.

Essas comparações mostram que, além das culturas, o relevo pode ser um importante fator para escolha das áreas alvo para aplicação e otimização de cenários BMP, como vem mostrando alguns estudos como os de [Qin et al. \(2018\)](#), [Zhu et al. \(2019\)](#) e [Zhu, Qin & Zhu \(2020\)](#).

As simulações de cenários mostram que a aplicação de uma mesma BMP em diferentes culturas na mesma bacia pode trazer resultados de magnitudes diferentes. A aplicação dos terraços em áreas de pasto na bacia de Iconha, por exemplo, provocou

reduções de 0,007 a 1,05 ton/ha para as diferentes faixas de declividade. Esses resultados são muito mais modestos que da mesma prática na cultura de café (0,05 a 8,6 ton/ha).

Em casos em que a aplicação das BMPs não foi eficiente para redução da produção de sedimentos, no entanto, o efeito da declividade do terreno foi inverso. No caso da aplicação das faixas de vegetação na cultura de banana em Iconha e da agricultura em contorno na cultura de café em Rio Bonito, onde o efeito da BMP foi de aumento da produção de sedimentos, a aplicação de em faixas maiores de declividade fez com que a produção de sedimentos também aumentasse mais (Tabelas 16 e 17). As faixas de maiores declividades com essas BMPs também se comportaram de maneira inversa, aumentando de maneira mais expressiva a produção de água.

Tabela 16 – Produção de água e sedimentos na cultura de banana em diferentes faixas de declive na bacia hidrográfica de Iconha.

Faixas de declive	Prod. de água (mm)			Prod. de sedimentos (ton)		
	Base	Strip-Cropping	Diferença	Base	Strip-Cropping	Diferença
0 - 8 %	516.97	554.63	37.65	0.03	0.11	0.08
8 - 20 %	523.76	564.16	40.4	0.21	0.68	0.47
20 - 45 %	534.62	577.82	43.2	0.8	2.66	1.86
45 - 75 %	545.43	591.75	46.32	2.07	6.82	4.76
>75 %	562.52	613.62	51.1	5.21	16.39	11.18

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 17 – Produção de água e sedimentos na cultura de café em diferentes faixas de declive na bacia hidrográfica de Rio Bonito.

Faixas de declive	Prod. de água (mm)			Prod. de sedimentos (ton)		
	Base	Contour	Diferença	Base	Contour	Diferença
0 - 8 %	144.8	138.06	-6.74	0.04	0.05	0.01
8 - 20 %	149.73	143.13	-6.6	0.29	0.33	0.05
20 - 45 %	156.71	150.2	-6.5	1.17	1.35	0.18
45 - 75 %	175.65	169.4	-6.25	3.48	4.03	0.55
>75 %	186.94	180.9	-6.04	7.08	8.16	1.08

Fonte: Elaboração própria.

Esses resultados mostram que as combinações entre BMPs e culturas agrícolas devem ser cuidadosamente planejadas, uma vez que para em alguns casos sua aplicação foi prejudicial em termos de contenção dos processos erosivos.

Como citado no capítulo anterior, no entanto, sugere-se que estudos adicionais para uma revisão e adaptação dos parâmetros sugeridos na literatura para o SWAT+, uma vez que esses podem não estar representando adequadamente o efeito das BMPs.

4.2 Uso do índice de rugosidade para alocação de práticas conservacionistas

A eficácia das BMPs em nível de bacia hidrográfica está intrinsecamente relacionada às características físicas do terreno, à capacidade de geração de sedimentos e à extensão espacial das áreas-alvo de intervenção (Mtibaa; Hotta; Irie, 2018). Como visto anteriormente, o SWAT+ trabalha com diferentes unidades espaciais de saída. A mais detalhada e utilizada para simulação da fase terrestre do ciclo hidrológico e da dinâmica de sedimentos são as Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs). As HRUs são combinações de áreas com o mesmo uso da terra, mesmo tipo de solo e mesma faixa declividade existentes dentro de cada uma das Unidades de Paisagem (*Landscape Units* – LSUs). As LSUs são as áreas de contribuição direta de cada um dos trechos de curso d’água existentes na bacia. No caso dos cursos d’água de primeira ordem a LSU equivale a toda a área de contribuição do trecho. Nos trechos de cursos d’água de segunda ordem em diante, as LSUs são delimitadas pelas HRUs que contribuem diretamente para ele, localizadas entre as duas confluências existentes. As entradas dos curso d’água de segunda ordem em diante equivalem às HRUs existentes na LSU do trecho mais a contribuição dos cursos d’água à montante.

Diferente das HRUs, as LSUs são áreas relativamente grandes e que possuem uma representação física bem definida pela topografia e hidrografia, uma vez que sua delimitação é realizada pelos divisores de águas e confluências hídricas. Por isso, as LSUs são unidades viáveis para sumarizar as características topográficas extraídas por técnicas de geomorfometria e para demonstrar os dados de saída.

A geomorfometria tem como papel quantificar e parametrizar a superfície terrestre e seus atributos (Pike, 2000). A análise geomorfométrica consiste na medição da geometria das formas de relevo em imagens raster e tem sido tradicionalmente aplicada a bacias hidrográficas, drenagens, encostas e outros grupos de objetos de relevo. Esses parâmetros atraíram muita atenção de hidrólogos e geomorfólogos, uma vez que as bacias hidrográficas têm sido utilizadas para a análise de diferentes processos ecossistêmicos e físicos (Moreno *et al.*, 2003).

Olaya (2009) classificou os parâmetros geomorfométricos em locais e regionais, subdividindo o primeiro grupo em geométricos e estatísticos. Entre os parâmetros locais estatísticos, pode-se classificar o índice de rugosidade do terreno.

O Índice de Rugosidade do terreno foi proposto por Riley, DeGloria & Elliot (1999), para determinar a heterogeneidade topográfica de uma área. O índice é atribuído a cada célula raster de um MDE calculando a raiz quadrada da soma dos quadrados das diferenças de elevação entre o pixel central e os adjacentes dentro de uma vizinhança especificada, conforme apresentado na equação:

$$TRI = \left(\left(\sum_{Z_o - Z_i} \right)^2 \right)^2$$

em que Z_o é a elevação da célula central, Z_i é a elevação de cada célula da grade vizinha em relação à uma janela móvel definida. Essa equação foi incorporada pelo software Qgis juntamente com a extensão GDAL (*Geospatial Data Abstraction Library*) para cálculo automatizado do índice de rugosidade do terreno.

O índice de rugosidade do terreno (*Terrain Rouggedness Index* - TRI) é um índice fundamental para descrever a complexidade do terreno (Wu *et al.*, 2023a) e foi utilizado como um dos elementos para identificação da ocorrência de deslizamentos por Zhou *et al.* (2021). Entre outras coisas, ele é um componente que afeta a drenagem de água nas bacias hidrográficas (Habib, 2021). Embora tenha sido utilizado para diferentes aplicações, não foi encontrada na literatura nenhum estudo sobre a correlação estatística desse índice com a produção de água e sedimentos.

4.2.1 Cálculo do índice de Rugosidade

Conforme mencionado anteriormente, o índice de rugosidade para cada pixel em toda a área das bacias foi calculado por meio do software Qgis e da extensão GDAL. Como cada pixel possui um valor individual e o objetivo era obter um valor que representasse as LSUs geradas pelo modelo, a ferramenta de estatísticas zonais do Qgis foi utilizada para calcular o valor médio do índice de rugosidade dentro de cada uma das LSUs.

A partir disso, as LSUs existentes em cada bacia foram ordenadas em ordem

crecente de seu TRI médio e divididas em 5 grupos com áreas aproximadamente iguais. As LSUs classificadas no 1/5 menores foram consideradas de ‘baixa rugosidade’, as 3/5 de ‘média rugosidade’ e as do 5/5 de ‘alta rugosidade’. As LSUs do 2/5 e 4/5 foram consideradas intermediárias. Esse procedimento de adoção de faixas intermediárias foi adotado pois os valores limítrofes entre as classes eram muito próximos e poderiam dificultar a comparação dos resultados.

As informações sobre os grupos, incluindo o número de LSUs, a área total de cada grupo, o valor médio do TRI e o valor do índice de rugosidade ponderado pela área de cada LSU são mostrados nas tabelas 18 e 19 e os mapas com a localização das LSUs de cada grupo na figura 39. Esses grupos foram utilizados para criação de cenários com diferentes rugosidades como será mostrado posteriormente.

Tabela 18 – Grupos de rugosidade das LSUs na bacia de Iconha.

Grupo	Nº LSUs	Área (ha)	Rugosidade média	Rugosidade ponderada
Baixa	83	2943.57	22.5	22.3
Intermediário	51	2936.84	-	-
Média	49	2951.06	32.97	32.99
Intermediário	47	2998.85	-	-
Alta	48	2923.28	39.06	38.84

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 19 – Grupos de rugosidade das LSUs na bacia de Rio Bonito.

Grupo	Nº LSUs	Área (ha)	Rugosidade média	Rugosidade ponderada
Baixa	60	2967.37	14.96	17.47
Intermediário	44	3137.87	-	-
Média	40	2966.42	21.93	21.98
Intermediário	39	3283.12	-	-
Alta	45	3017.82	27.49	27.37

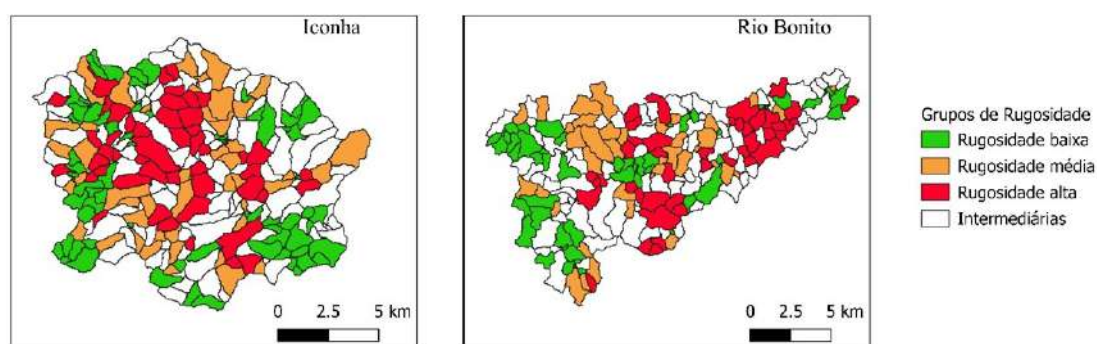
Fonte: Elaboração própria.

4.2.2 Modelagem modificada das bacias e simulação de cenários

Para estabelecer essa correlação nas bacias estudadas neste trabalho, foram utilizados as mesmas áreas e dados de entrada das modelagens já demonstradas, porém com algumas adaptações.

Essas adaptações foram necessárias para isolar as demais variáveis que poderiam influenciar na erosão, produção de água e sedimentos e permitir a avaliação do efeito

Figura 39 – Mapas de Localização das LSUs e respectivas classificações de rugosidade



Fonte: Elaboração própria.

do relevo (através do TRI) nas taxas de produção de água e sedimentos, na vazão e na descarga sólida simulada pelo modelo.

Os mapas de uso da terra originais foram substituídos por mapas onde apenas um uso ocupava toda a área de cada bacia. Na bacia de Iconha foi escolhido o uso de pastagem (que ocupava cerca de 46% da área total) e para a de Rio Bonito o cultivo de alface (segundo uso predominante atrás da floresta, ocupando 18%). Assim, as diferenças relativas às culturas agrícolas foram eliminadas.

Outra alteração foi a modificação dos dados de entrada relativos às estações pluviométricas. Na modelagem original, foram usadas todas as estações pluviométricas com dados disponíveis para o período simulado. Para execução dos cenários desta simulação, no entanto, apenas uma estação foi inserida a fim de que todas as áreas da bacia estivessem sujeitas aos mesmos índices pluviométricos.

Os demais dados, como tipo e características do solo, não foram alterados uma vez que toda a área das bacias se encontrava em um mesmo tipo, portanto as características já eram iguais para todas as porções de cada uma das bacias. O MDE utilizado foi o mesmo das simulações anteriores. Isso fez com que a única variável que viesse a influenciar as taxas proporcionais nas HRUs e LSUs fosse as diferenças de relevo. Embora os valores de saída não correspondam à realidade encontrada nas bacias, ele é útil para a avaliação da correlação entre os TRI e as saídas do SWAT+.

Por fim, para calibração do modelo foram usados os mesmos valores de parâmetros obtidos e validados na modelagem original.

Considerando então os resultados obtidos anteriormente, onde os terraços se mostraram a BMP com maior impacto sobre as taxas de erosão e disponibilidade hídrica, essa foi a prática escolhida para criação dos novos cenários a serem comparados.

Foram simulados 5 cenários distintos: a) sem a aplicação de BMP em nenhuma LSU; b) aplicação de terraços em todas as LSUs; c) aplicação de terraços nas LSUs de baixa rugosidade; d) aplicação de terraços nas LSUs de média rugosidade e e) aplicação de terraços nas LSUs de alta rugosidade.

4.2.3 Correlação entre o índice de rugosidade e a produção de água e sedimentos nas LSUs

A primeira análise realizada, consistiu na observação da correção entre o índice de rugosidade médio de cada LSU e 4 variáveis ligadas à produção de água e sedimentos geradas pelo SWAT+ no cenário 'a', ou seja, no cenário sem a aplicação de nenhuma BMP. As variáveis analisadas foram o escoamento superficial gerado, a percolação, a produção de água (em mm) e produção de sedimentos (em toneladas/ hectare/ano).

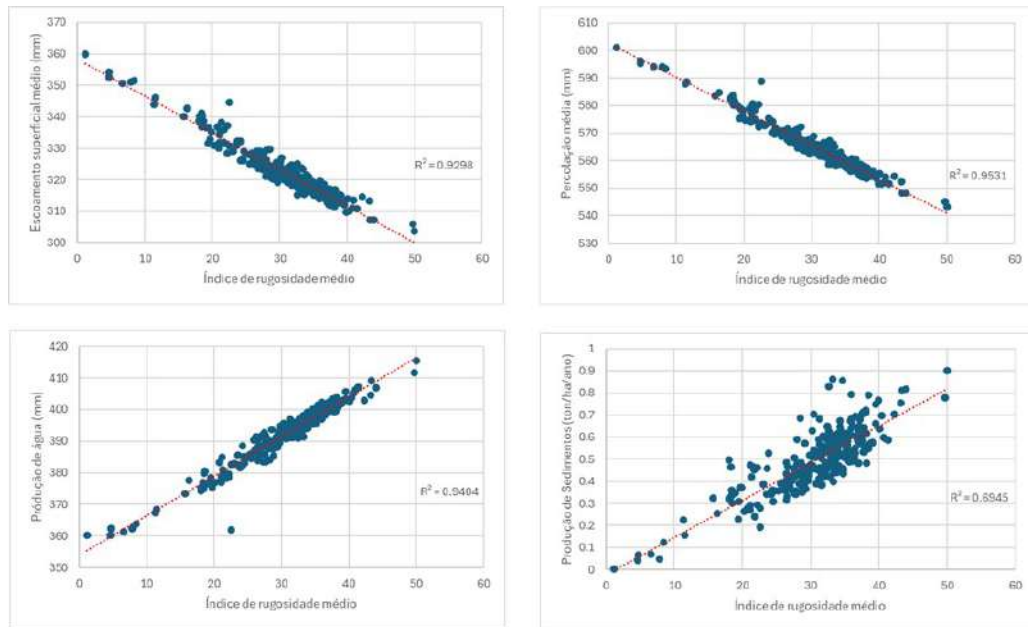
Procurou-se compreender a princípio se os componentes do balanço hídrico sofriam alguma influência dos diferentes índices de rugosidade. Para isso, foram plotados em um gráfico os valores da rugosidade média e de cada uma das variáveis a serem analisadas para todas as LSUs de cada bacia. As Figuras 40 e 41 apresentam uma análise comparativa da dispersão entre o índice de rugosidade e das 4 diferentes variáveis.

Observa-se que, em ambas as bacias, a rugosidade média das LSUs demonstrou uma correlação positiva com os valores de produção de água e de sedimentos, sendo os índices de correlação apresentados na produção de água ($R^2 = 0,94$ e $0,96$) mais significativos que o da produção de sedimentos ($R^2 = 0,69$ e $0,72$).

A percolação (infiltração) demonstrou uma correlação negativa com os índices de rugosidade ($0,95$ e $0,96$), ou seja, quanto maior foi a rugosidade média, menor a quantidade

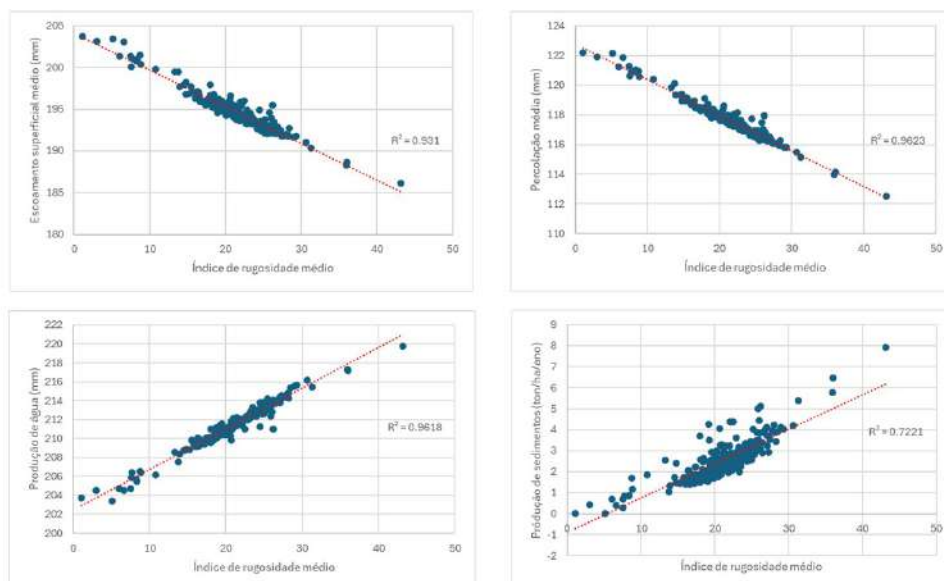
de água que infiltrou durante o período simulado.

Figura 40 – Gráficos de correlação entre as variáveis e o índice de rugosidade do terreno nas LSUs da bacia de Iconha



Fonte: Elaboração própria.

Figura 41 – Gráficos de correlação entre as variáveis e o índice de rugosidade do terreno nas LSUs da bacia de Rio Bonito



Fonte: Elaboração própria.

O aumento do índice de rugosidade também pode ser correlacionado com a redução do escoamento superficial, mostrando índices R^2 acima de 0,93 em ambas as bacias.

A produção de água simulada pelo SWAT+, constitui as porções de água que chegam aos corpos hídricos, seja por escoamento superficial ou sub-superficial, assim, mesmo com a redução do escoamento superficial a maior produção de água nas LSUs de maior rugosidade foi compensada pelo escoamento lateral.

As outras variáveis do balanço hídrico corroboram com isso, haja vista que também foi observada correlação positiva entre o índice de rugosidade e o escoamento lateral e correlação negativa entre a rugosidade e a evapotranspiração.

4.2.4 Efeito da aplicação de terraços no balanço hídrico e correlações com a rugosidade

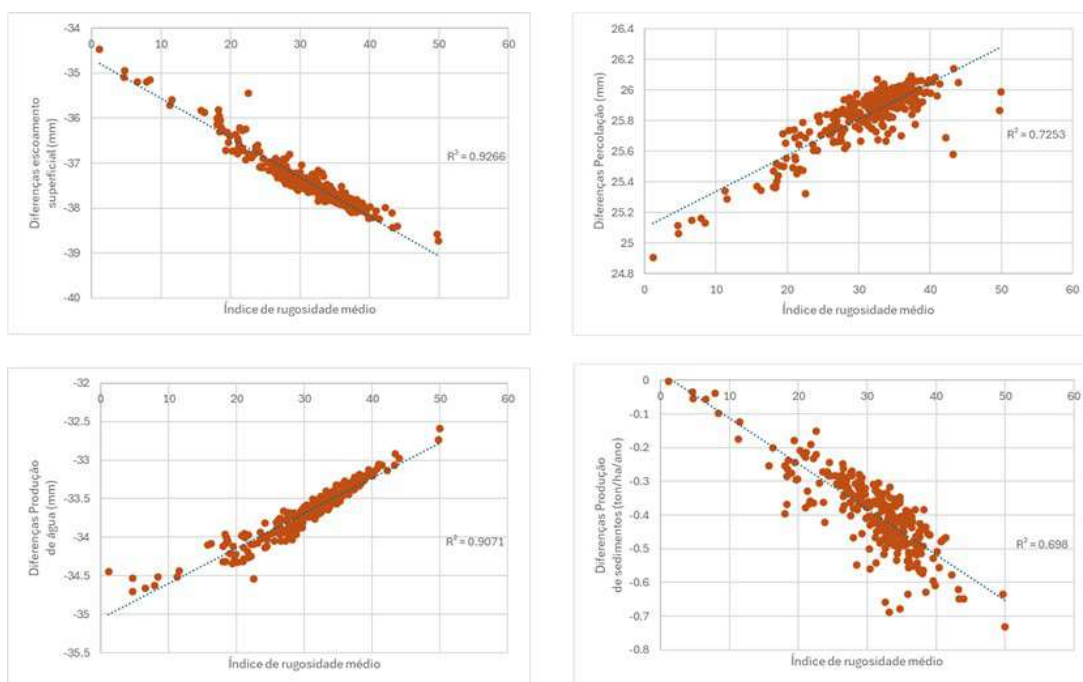
Como observado no capítulo anterior, a aplicação dos terraços provocou uma redução do escoamento superficial e aumento da percolação na bacia como um todo. A efeito dos terraços variou fortemente com declividade em relação à produção de sedimentos nas HRUs.

Para avaliar se os efeitos da aplicação dessa BMP guardam alguma correlação com o índice de rugosidade das LSUs, foram calculadas as diferenças entre os valores produzidos no cenário “a” (sem a aplicação de nenhuma BMP) com o cenário “b” (onde os terraços foram aplicados em todas as LSUs) para as 4 variáveis (Figuras 42 e 43).

As comparações mostraram que a aplicação dos terraços proporcionou uma redução do escoamento superficial mais acentuada na bacia de Rio Bonito que na de Iconha (redução média de -39 mm e -37,38 mm, respectivamente). A variação dessa redução foi mais proeminente em Iconha que em Rio Bonito, o que pode estar correlacionado com os índices de rugosidade de Iconha serem maiores.

Porém, em ambas as bacias pode-se notar que o aumento do índice de rugosidade provocou uma tendência de maior redução do escoamento superficial quando os terraços

Figura 42 – Gráficos de correlação entre diferenças encontradas nos cenários com e sem terraços e o índice de rugosidade do terreno nas LSUs da bacia de Iconha.



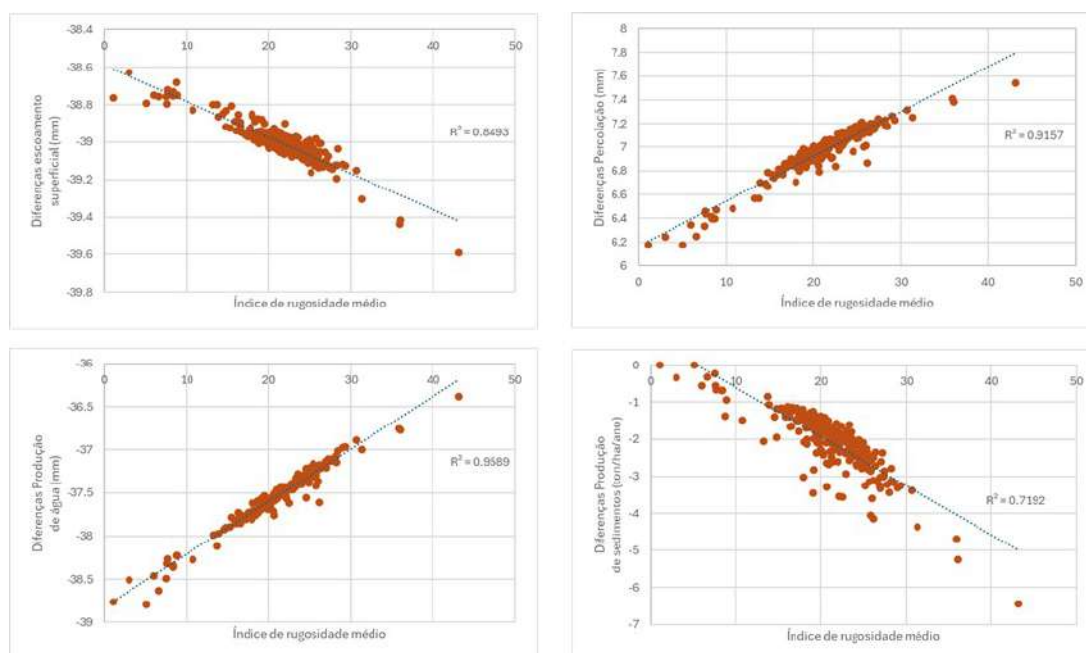
Fonte: Elaboração própria.

foram aplicados ($R^2 = 0,92$ e $0,85$). Isso demonstra que a aplicação dessa BMP em áreas com rugosidade mais alta tende a ter maiores efeitos na redução do escoamento. As variações entre as reduções máximas e mínimas, no entanto, foram bastante modestas sendo de 4,2 mm em Iconha e de apenas 1 mm em Rio Bonito.

O aumento da percolação observada com a aplicação dos terraços também variou com o índice de rugosidade das LSUs, sendo maiores os aumentos onde as rugosidades eram maiores. Essa correlação foi de 0,72 e 0,91 nas bacias de Iconha e Rio Bonito, respectivamente. Embora essa correlação possa ser observada, as diferenças entre as LSUs também foram bastante modestas, ficando em cerca de 1,5 mm em ambas as bacias.

Similar ao comportamento da percolação, a produção de água também aumentou mais com a aplicação dos terraços onde os índices de rugosidade eram maiores ($R^2 = 0,90$ e $0,95$). Ou seja, quanto maior for o índice de rugosidade das LSUs, maiores serão os efeitos no aumento da percolação e da produção de água. Igualmente, as variações entre as LSUs também foram bem modestas em ambas as bacias (por volta de 2 mm).

Figura 43 – Gráficos de correlação entre diferenças encontradas nos cenários com e sem terraços e o índice de rugosidade do terreno nas LSUs da bacia de Rio Bonito.



Fonte: Elaboração própria.

A redução da produção de sedimentos também demonstrou ser influenciada pelo índice de rugosidade, sendo mais acentuada onde esses índices são maiores (correlações de 0,7 e 0,72). A comparação das duas bacias, no entanto, mostrou que essas reduções foram mais fortes em Rio Bonito do que em Iconha (médias de -2,08 e -0,39 ton/ha/ano), o que possivelmente ocorreu esteve mais relacionado com o tipo de uso da terra adotado nas bacias (pastagem e alface) do que com o índice de rugosidade.

4.2.5 Balanço hídrico e produção de água e sedimentos das bacias nos diferentes cenários simulados

Foi realizada uma comparação dos 5 cenários simulados em termos das variáveis referentes ao balanço hídrico médio de toda a bacia (escoamento superficial, percolação evapotranspiração, escoamento lateral, produção de água e sedimentos). As variações observadas podem ser visualizadas nas dos Tabelas 20 e 21.

Como pode-se observar nas tabelas, o comportamento das componentes do balanço

Tabela 20 – Modificações das variáveis nos 5 cenários na Bacia de Iconha

Cenário	Escoamento superficial (mm)	Percolação (mm)	Escoamento Lateral (mm)	Evapo-transpiração (mm)	Produção de água (mm)	Variação da produção de água (%)	Produção de sedimentos (ton/ha/ano)	Variação da produção de sedimentos (%)
Sem BMP	320	562	74.8	617	395	-	0.478	-
Rugosidade Baixa	313	567	75.4	618	388	-1.77%	0.422	-11.72%
Rugosidade Média	313	567	75.6	618	388	-1.77%	0.401	-16.11%
Rugosidade Alta	313	567	75.8	618	388	-1.77%	0.383	-19.87%
Toda Bacia	283	588	78.8	624	361	-8.61%	0.098	-79.50%

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 21 – Modificações das variáveis nos 5 cenários na Bacia de Rio Bonito

Cenário	Escoamento superficial (mm)	Percolação (mm)	Escoamento Lateral (mm)	Evapo-transpiração (mm)	Produção de água (mm)	Variação da produção de água (%)	Produção de sedimentos (ton/ha/ano)	Variação da produção de sedimentos (%)
Sem BMP	194	117	17.8	581	212	-	2.45	-
Rugosidade Baixa	187	119	18	587	205	-3.30%	2.19	-10.61%
Rugosidade Média	187	119	18.1	587	205	-3.30%	2.08	-15.10%
Rugosidade Alta	187	119	18.2	587	205	-3.30%	1.89	-22.86%
Toda Bacia	155	124	19.4	611	175	-17.45%	0.468	-80.90%

Fonte: Elaboração própria.

foi muito semelhante nos cenários com baixa, média e alta rugosidade, tendo uma variação mais expressiva apenas no cenário de aplicação dos terraços em todas as LSUs.

O escoamento superficial teve redução de cerca de 2,2% nos cenários de aplicação de terraços diferentes rugosidades e de 11,6% no cenário de aplicação em toda bacia de Iconha. Na bacia de Rio Bonito os valores reduziram em 3,6% e 20,1%.

As demais variáveis tiveram aumentos para que absorveram a quantidade de água que deixou de infiltrar em relação ao cenário base. A percolação aumentou 0,9% e 1,7% nos cenários de rugosidade e 4,6% e 6% no cenário total (respectivamente em Iconha e Rio Bonito), enquanto a evapotranspiração aumentou 0,2% e 1% nos cenários de rugosidade e 1,1% e 5,2% no cenário total. No caso da percolação, houve pequenas diferenças entre os cenários e aumento no cenário total foi de 5,3% e 9%. As pequenas diferenças nos totais dos componentes foram possivelmente por uma pequena variação da perda de água para o aquífero profundo simulado pelo modelo.

Esses resultados dessas variáveis permitem concluir que a área de aplicação dos

terraços tem uma forte influência sobre essas variáveis do balanço hídrico, porém o índice de rugosidade não foi determinante para as alterações observadas no nível da bacia.

De maneira semelhante, a produção de água também está relacionada à área de aplicação das BMPs, haja vista que as reduções nos cenários de rugosidade foi a mesma (redução de 1,7% em Iconha e 3,3% em Rio Bonito) frente às alterações mais expressivas nos cenários de aplicação em toda a bacia (8,61% e 17,45%).

A análise da produção de sedimentos, no entanto, apresentou resultados que podem ser correlacionados com o índice de rugosidade. Ao comparar o cenário base, onde os terraços não foram aplicados em nenhuma área da bacia, todos os demais cenários tiveram redução da produção de sedimentos por hectare. Essa redução foi ainda mais expressiva quando os terraços foram aplicados em todas as áreas da bacia (79,6% e 80,9%).

A comparação da aplicação dos terraços nas LSUs de rugosidade baixa, média e alta mostrou uma redução da produção de sedimentos progressiva com o índice de rugosidade, indicando que a aplicação dos terraços nas áreas com maior índice tende a reduzir mais acentuadamente a produção de sedimentos.

Na bacia de Iconha, modelada com o uso de pastagem, a redução da produção de sedimentos foi de 11,72%, 16,11% e 19,87% na aplicação das áreas de rugosidade baixa, média e alta respectivamente. Essa mesma comparação na bacia de Rio Bonito mostrou reduções de 10,61%, 15,1% e 22,86%.

Apesar da área de aplicação das BMPs ter forte influência na redução da produção de sedimentos, pode-se perceber que quanto mais alto o índice de rugosidade onde os terraços forem aplicados, maior será a redução da produção de sedimentos.

Mais uma vez, o uso da terra simulado em cada uma das bacias parece ter tido influência sobre as alterações em todos os parâmetros, indicando mais uma vez a importância da observação desse fator na escolha das áreas prioritárias para implantação de BMPs. A bacia de Rio Bonito teve índices maiores de produção de sedimentos por ter sido totalmente simulada com o uso de alface, que é uma cultura temporária. Diferentemente, na bacia de Iconha o manejo da pastagem não deixa o solo descoberto em nenhuma época

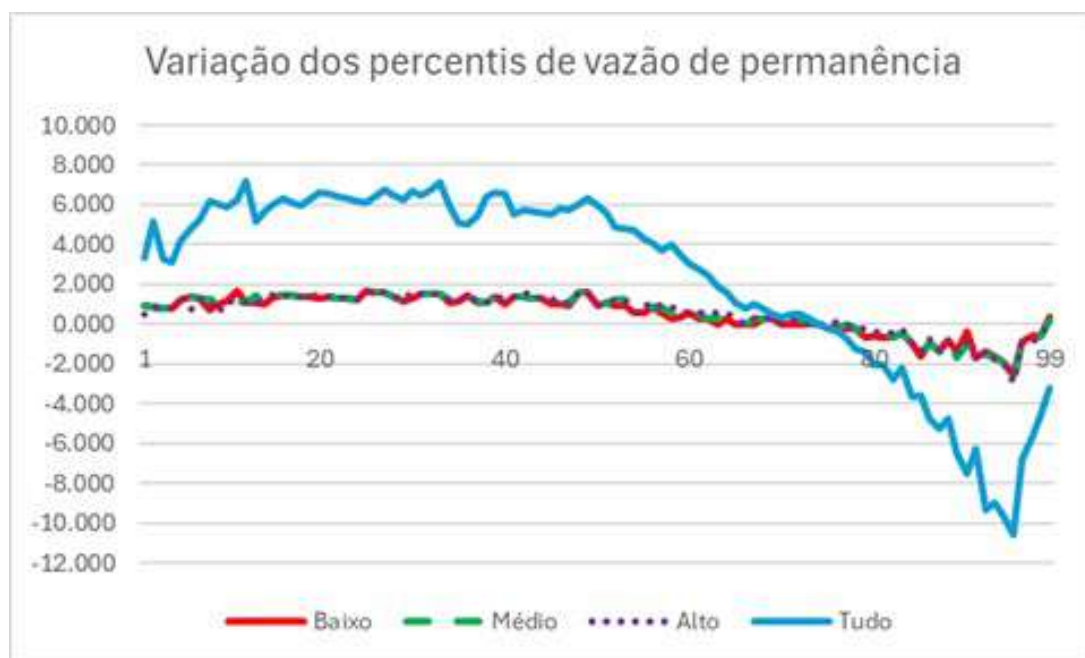
do ano.

4.2.6 Mudanças na disponibilidade hídrica no exutório da bacia

Para analisar as variações de vazão ocorridas nos 4 cenários alternativos em relação ao cenário base foram construídos gráficos comparando os perfis das vazões de permanência observadas em cada um dos cenários (figuras 44 e 45). O gráfico mostra no eixo x a variação da vazão de permanência dos cenários BMP em relação ao cenário 'a' (sem BMP).

Observou-se que as variações obtidas na aplicação dos terraços nas rugosidades baixas, médias e altas foram muito similares. Ou seja, a rugosidade das áreas onde os terraços são aplicados não influencia a disponibilidade hídrica da bacia.

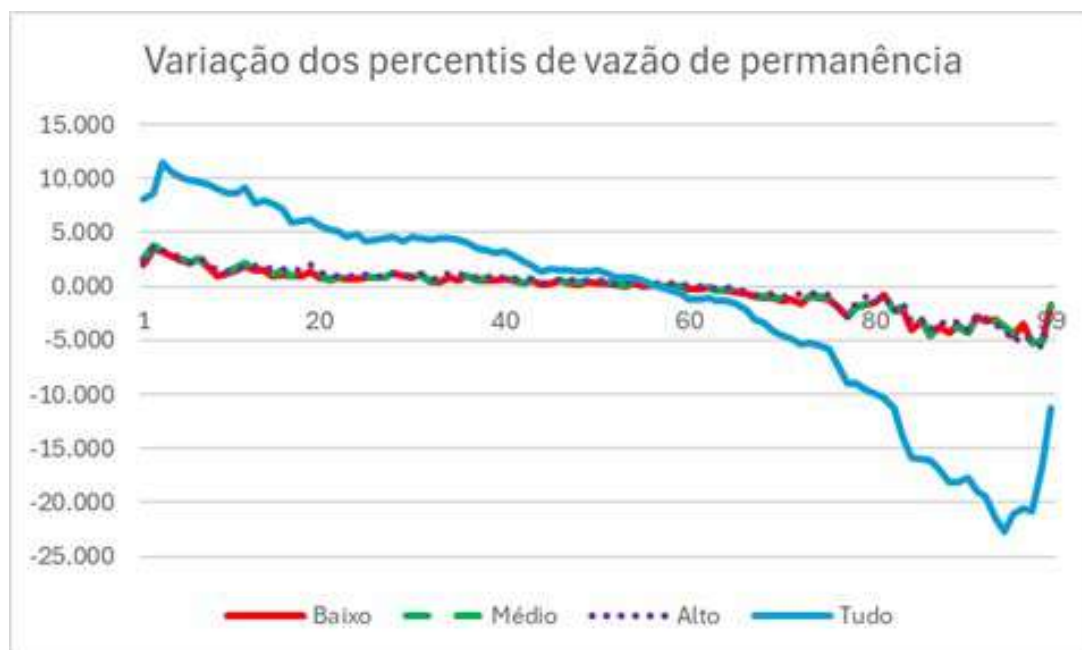
Figura 44 – Variações da vazão de permanência dos 4 cenários BMP no exutório da bacia de Iconha



Fonte: Elaboração própria.

O efeito das BMPs em todos os cenários foi de aumento das vazões de estiagem e redução das vazões de pico. Porém, conforme esperado pela variação da produção de água analisada anteriormente, a área de abrangência da aplicação dos terraços foi muito mais influente que o índice de rugosidade no qual eles foram aplicados. Ou seja, para efeitos de

Figura 45 – Variações da vazão de permanência dos 4 cenários BMP no exutório da bacia de Rio Bonito



Fonte: Elaboração própria.

alteração da vazão e melhoria da disponibilidade hídrica não fez muita diferença escolher áreas de maior ou menor rugosidade.

A alteração da vazão média em cada um dos cenários também aponta para essa conclusão, uma vez que na bacia de Iconha o cenário com aplicação dos terraços em toda a bacia reduziu a média em 0,75% enquanto os demais cenários intermediários a redução se manteve entre 0,15% e 0,14%. Na bacia de Rio Bonito a redução da média no cenário total foi de 9,24% e nos cenários intermediários variou entre 1,77% e 1,81%. As variações das vazões médias, máximas e mínimas entre os cenários também não foram muito significativas, como pode-se observar nas tabelas 22 e 23.

Tabela 22 – Variação das vazões mínimas, médias e máximas nos cenários BMP na Bacia de Iconha

Vazão referência	Rugosidade Baixa	Rugosidade Média	Rugosidade Alta	Toda Bacia
Mínima	1.25	0.91	0.91	5.33
Média	-0.15	-0.15	-0.14	-0.75
Máxima	-1.17	-1.28	-1.28	-1.28

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 23 – Variação das vazões mínimas, médias e máximas nos cenários BMP na Bacia de Rio Bonito

Vazão referênci	Rugosidade Baixa	Rugosidade Média	Rugosidade Alta	Toda Bacia
Mínima	2.99	3.88	4.18	17.01
Média	-1.81	-1.77	-1.77	-9.24
Máxima	0.29	0.29	0.29	1.46

Fonte: Elaboração própria.

Embora não pareça verossímil que o escoamento superficial e a percolação média da bacia sejam a mesma nos cenários com diferentes rugosidades diante das diferenças observadas na análise das LSUs, isso pode estar relacionado com método utilizado pelo SWAT+ para determinação da porcentagem de água escoada e percolada na simulação utilizada (*SCS Curve Number*). Como o CN médio da bacia não variou entre as 3 simulações parciais (uma vez que a aplicação dos terraços foi em áreas similares e portando a mesma quantidade de áreas fosse subtraída em 6 unidades). De qualquer maneira, essa discrepância é uma das questões a serem investigadas futuramente e possivelmente levadas para os desenvolvedores do modelo.

4.2.7 Mudanças na carga de sedimentos no exutório da bacia

A carga de sedimentos simulada para o exutório da bacia foi comparada com o objetivo de avaliar se existia alguma tendência de maior ou menor diminuição conforme a aplicação nas área de diferentes rugosidades. Todos os cenários BMP provocaram alguma redução, conforme pode ser visto na tabela 24.

Tabela 24 – Variação da carga de sedimento no exutório das bacias por cenários BMP

Bacia	Rugosidade Baixa	Rugosidade Média	Rugosidade Alta	Toda Bacia
Iconha	-14.96	-1.27	-1.29	-23.14
Rio Bonito	-10.82	-0.86	-18.61	-40.6

Fonte: Elaboração própria.

Como pode-se observar na tabela, os cenários BMP simulados tiveram comportamentos bem diferentes entre as bacias analisadas, não apresentando um padrão aparente. Na bacia de Iconha o cenário da rugosidade baixa teve uma redução muito mais acentuada

que a média e a alta. Em Rio Bonito, a rugosidade alta teve uma redução maior, seguida pela baixa e valores bem inferiores para a rugosidade média.

Os resultados divergentes entre as duas bacias mostram que não haver correlação entre o índice de rugosidade e carga de sedimentos no exutório. Embora a rugosidade tenha uma influência na produção de sedimentos nas LSUs, essa influência não é transferida para carga de sedimentos nos corpos d'água localizados à jusante do local de produção.

Ao investigar as possíveis razões dos comportamentos tão diferentes da carga sedimentar nas duas bacias percebeu-se que o fator que pode estar sendo determinante para a carga de sedimentos simulada pelo SWAT+ é a posição das LSUs adjacentes ao trecho de curso d'água analisado.

Em Iconha, tanto a LSU onde está localizado o exutório como as adjacentes são de índice de rugosidade baixo, enquanto as de rugosidade média e alta estão espalhadas pelo restante da bacia. Isso pode correlacionar as altas cargas de sedimentos encontradas no cenário da aplicação de terraços em áreas de baixa rugosidade.

Em Rio Bonito, por outro lado, a LSU onde está localizada o exutório da bacia foi classificada como rugosidade alta, o que explica esse ter sido cenário onde houve maior redução da carga de sedimentos. Imediatamente a montante dessa LSU, estão duas LSUs classificadas com índice de rugosidade baixo, de forma que essa parece ser a explicação para a carga de sedimentos no exutório ter sido reduzida significativamente nesse cenário. A rugosidade média, por sua vez, não ocupa áreas consideráveis próximo ao exutório e uma redução muito menos expressiva na carga de sedimentos.

Considerando que o modelo SWAT+ está propagando de maneira correta as cargas de sedimentos, esses apontamentos mostram que para alterações da carga de sedimentos num determinado trecho de drenagem, a localização das áreas onde as BMPs serão implantadas é preponderante para redução da carga sedimentar numa determinada seção do curso d'água.

Essa diferença de propagação pode estar correlacionada com o tipo tamanho dos sedimentos produzidos nas bacias. Considerando que os sedimentos mais grosseiros são

produzidos e aportados no corpo d'água adjacente, mas são rapidamente sedimentados no fundo dos canais devido à baixa competência de transporte dos cursos hídricos. No entanto, trata-se de uma questão que merece mais investigação para uma possível incorporação às metodologias de aplicação de BMPs para fins da redução da carga sedimentar.

Considerações finais

O presente trabalho realizou uma revisão analítica da literatura que fez apontamentos que merecem ser destacados. Inicialmente, vale considerar a importância e as possibilidades da ampliação do uso das geotecnologias e a integração de diversas ferramentas na gestão hídrica e ambiental.

A revisão também apresenta uma possibilidade de gestores e usuários de recursos hídricos utilizarem modelos hidrológicos como elemento central da aplicação dos instrumentos da PNRH. O SWAT+ se mostra como uma alternativa para essa utilização e os cenários base e alternativos mostrados ao longo do trabalho exemplificam bem a utilidade do modelo em subsidiar decisões com base em previsões e quantificação de variáveis.

Por fim, a revisão mostra também como a incorporação dos conceitos e funções das práticas conservacionistas pela ciência geomorfológica podem ser promissores para desenvolvimento de soluções ligadas ao meio ambiente e aos recursos hídricos.

No que concerne ao uso do modelo, o SWAT+ mostrou-se uma ferramenta útil para auxiliar nessa avaliação de benefícios de cada BMP e sua capacidade de espacialização das saídas pode ser muito valiosa para integração dessas avaliações aos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos.

A discretização espacial por LSUs ampliou as possibilidades de análise em relação à versão anterior e mostrou-se muito útil na avaliação da distribuição espacial dos processos. Isso pode ser exemplificado pela utilização das LSUs para sumarização das características do relevo por meio do índice de rugosidade do terreno.

A aplicação de BMPs e avaliação de seus efeitos com o SWAT+ é pioneira no campo científico e espera-se que a publicação dos resultados seja útil para inspirar trabalhos futuros com a ferramenta. Isso demandou adaptações da parametrização e descobertas sobre a operacionalização de procedimentos que serão importantes para que outros trabalhos possam usar a ferramenta para esse fim.

Alguns detalhes nos resultados da aplicação de BMPs modelo não corresponderam à dinâmica hidrossedimentológica esperada. Esses resultados devem ser destacados junto aos desenvolvedores para análises mais detalhadas. Isso pode indicar uma necessidade de revisão e/ou atualização dos parâmetros para aplicação de BMPs no SWAT+.

A aplicação das BMPs em bacias hidrográficas conforme a abordagem e as análises realizadas, no entanto, levaram a considerações que merecem destaque. Primeiramente, vale destacar que as BMPs se mostraram uma ferramenta muito útil para lidar com eventos extremos e contribuir para a adaptabilidade climática. O efeito das BMPs na mitigação de secas e cheias foi simultaneamente promissor, o que incentiva a incorporação das BMPs para lidar com os desafios atuais da gestão hídrica.

Contudo, a implantação de BMPs não deve ser considerada uma panaceia para resolução de problemas ligados a disponibilidade hídrica. O trabalho mostrou que a aplicação das diferentes BMPs deve ser avaliada conforme as unidades da paisagem, pois os efeitos podem ser opostos ao esperado em algumas situações. A modelagem hidrossedimentológica é de grande importância para definir as melhores estratégias e as combinações “unidade de paisagem – BMPs” mais efetivas.

A maioria das BMPs tem efeito positivo sobre a disponibilidade hídrica, porém a avaliação sobre a produção de sedimentos deve ser analisada mais cuidadosamente. A área de aplicação se mostrou mais determinante que o relevo para a magnitude do efeito das BMPs sobre a disponibilidade hídrica.

O relevo se mostrou um fator determinante na dinâmica da produção de sedimentos das diferentes unidades da paisagem. Por outro lado, a questão posicional aparentou ser o principal fator influente na carga sedimentar dos trechos hídricos. Esses apontamentos são muito interessantes e mostram que o planejamento da alocação das BMPs deve ser direcionado pelos principais objetos a serem alcançados.

A influência das BMPs nas unidades da paisagem para os diversos trechos dos cursos d'água existentes numa bacia depende muito das características físicas e de uso da terra, o que torna o modelo uma ferramenta muito importante para avaliação individual

de cada bacia onde se pretenda implantar políticas de incentivo à adoção de BMPs e quantificar os resultados nas diversas calhas fluviais de uma bacia.

A escolha das BMPs mais apropriadas para cada porção da bacia hidrográfica deve levar em consideração outros fatores que não foram analisados nesta tese. Entre esses fatores estão a disponibilidades dos agricultores de adotar cada uma das BMPs e a realação custo-benefício da implantação de cada uma das práticas.

Para investigações futuras, inicialmente sugere-se que outros trabalhos comparem simulações de BMPs nas diferentes versões do modelo (SWAT e SWAT+) a fim de comparar a necessidade de aprimoramento de questões metodológicas e de verificar necessidades de redefinição dos parâmetros e valores para simulação de cada BMP no SWAT+.

Embora o SWAT+ tenha se mostrado eficiente para compreensão do efeito das BMPs em nível de bacia hidrográfica, estudos que correlacionem os efeitos das BMPs com feições mais detalhadas do relevo são importantes. Porém, esses estudos devem ser conduzidos por meio de outros modelos que trabalhem com a dinâmica de água e sedimentos em nível de vertente, o que não é alcançado plenamente pelo SWAT/ SWAT+.

Partindo dos resultados deste trabalho, outros estudos podem contribuir para melhor entendimento dos efeitos e benefícios das BMPs. A compreensão do efeito em diferentes padrões espaciais e a viabilidade do financiamento de BMPs por gestores e usuários da água frente aos custos de implantação e manutenção são possibilidades que devem ser mais exploradas.

A carência de dados de monitoramento no Brasil é um grande obstáculo a realização de modelagens hidrológicas consistentes, em especial em pequenas bacias hidrográficas como as avaliadas neste estudo. Isso pode limitar a precisão dos cenários simulados e comprometer a assertividade das políticas públicas baseadas em modelagem.

A principal limitação do trabalho está relacionada a essa carência, uma vez que os valores de sedimento não foram calibrados por falta de dados disponíveis, por isso os resultados estudo podem não ser precisos em termos quantitativos.

Referências

- ABBASPOUR, K. *et al.* 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, maio 2015. ISSN 00221694. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169415001985>>. Citado na página 80.
- ADDOR, N.; MELSEN, L. A. Legacy, Rather Than Adequacy, Drives the Selection of Hydrological Models. **Water Resources Research**, v. 55, n. 1, p. 378–390, jan. 2019. ISSN 0043-1397, 1944-7973. Disponível em: <<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2018WR022958>>. Citado na página 43.
- Adobe-Stock. Banco de Imagens, **Adobe Stock images**. 2023. Disponível em: <<https://stock.adobe.com/>>. Citado na página 53.
- AHSAN, A. *et al.* Modeling the impacts of best management practices (BMPs) on pollution reduction in the Yarra River catchment, Australia. **Applied Water Science**, v. 13, n. 4, p. 98, abr. 2023. ISSN 2190-5487, 2190-5495. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s13201-022-01812-2>>. Citado na página 114.
- ALLAN, I. J. *et al.* Strategic monitoring for the European Water Framework Directive. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 25, n. 7, p. 704–715, jul. 2006. ISSN 0165-9936. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165993606001191>>. Citado na página 38.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorol. Z.**, 2013. Citado na página 72.
- ANA, A. N. d. **Infográfico do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos - SINGREH**. 2017. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/imagens/infograficos/4_singreh.jpg/view>. Citado na página 38.
- ANNE-ARUNDEL, S. C. D. **Best Management Practices**. 2017. Disponível em: <<https://www.annearundelscd.org/agriculture/best-management-practices/>>. Citado na página 52.
- ANTOLINI, F. *et al.* Flood Risk Reduction from Agricultural Best Management Practices. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 56, n. 1, p. 161–179, fev. 2020. ISSN 1093-474X, 1752-1688. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1752-1688.12812>>. Citado na página 67.
- ARABI, M. *et al.* Representation of agricultural conservation practices with SWAT. **Hydrological Processes**, v. 22, n. 16, p. 3042–3055, 2008. Citado 2 vezes nas páginas 106 e 107.
- ARAÚJO, R. S. *et al.* Water resource management: A comparative evaluation of Brazil, Rio de Janeiro, the European Union, and Portugal. **Science of The Total Environment**, v. 511, p. 815–828, abr. 2015. ISSN 00489697. Disponível em:

<<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969714016994>>. Citado na página 38.

ARMOA, O. L. B. *et al.* Representation of Hydrological Components under a Changing Climate—A Case Study of the Uruguay River Basin Using the New Version of the Soil and Water Assessment Tool Model (SWAT+). **Water**, v. 15, n. 14, p. 2604, jul. 2023. ISSN 2073-4441. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4441/15/14/2604>>. Citado na página 69.

ARNOLD, J. G. *et al.* **Soil & Water Assessment Tool: Input/Output Documentation. Version 2012**. Texas Water Resources Institute, 2012. Disponível em: <[TexasWaterResourcesInstitute](https://www.texaswaterresourcesinstitute.com/)>. Citado na página 80.

ARNOLD, J. G. *et al.* Large Area Hydrologic Modeling and Assessment Part I: Model Development1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 34, n. 1, p. 73–89, 1998. ISSN 1752-1688. _eprint: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>>. Citado na página 67.

ARROIO-JUNIOR, P. P. **Aprimoramento das rotinas e parâmetros dos processos hidrológicos do modelo computacional Soil and Water Assessment Tool - SWAT**. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) — Universidade de São Paulo, São Carlos, maio 2017. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-25052017-084925/>>. Citado na página 52.

AYELE, G. T. *et al.* Response of streamflow and nutrient loads in a small temperate catchment subject to land use change. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 12, p. 1418, dez. 2023. ISSN 0167-6369, 1573-2959. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s10661-023-11828-z>>. Citado na página 44.

BAARTMAN, J. E. *et al.* What do models tell us about water and sediment connectivity? **Geomorphology**, v. 367, p. 107300, out. 2020. ISSN 0169555X. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169555X20302725>>. Citado na página 63.

BAKILLAH, M.; LIANG, S. Open geospatial data, software and standards. **Open Geospatial Data, Software and Standards**, v. 1, n. 1, p. 1, mar. 2016. ISSN 2363-7501. Disponível em: <<https://doi.org/10.1186/s40965-016-0004-1>>. Citado na página 29.

BAUMHARDT, R.; BLANCO-CANQUI, H. Soil: Conservation Practices. In: **Encyclopedia of Agriculture and Food Systems**. Elsevier, 2014. p. 153–165. ISBN 978-0-08-093139-5. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780444525123000917>>. Citado na página 52.

BELMONTE, S.; NUNEZ, Y. V. Desarrollo de modelos hidrológicos con herramientas SIG. **International Review of Geographical Information Science and Technology**, v. 6, p. 13, 2006. ISSN 1578-5157. Disponível em: <<https://www.geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/98>>. Citado na página 29.

BERTONI, J.; NETO, F. L. **Conservação do solo**. 6^{ed.} ed. São Paulo: Ícone Editora, 2008. OCLC: 319216403. ISBN 978-85-274-0980-3. Citado 3 vezes nas páginas 52, 53 e 54.

- BETRIE, G. D. *et al.* Sediment management modelling in the Blue Nile Basin using SWAT model. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, n. 3, p. 807–818, mar. 2011. ISSN 1607-7938. Disponível em: <<https://hess.copernicus.org/articles/15/807/2011/>>. Citado na página 68.
- BETTENCOURT, P. *et al.* A comparison between the European and the Brazilian models for management and diagnosis of river basins. **Water Policy**, v. 23, n. 1, p. 58–76, fev. 2021. ISSN 1366-7017, 1996-9759. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wp/article/23/1/58/79776/A-comparison-between-the-European-and-the>>. Citado na página 36.
- BHATTARAI, S.; PARAJULI, P. B. Best Management Practices Affect Water Quality in Coastal Watersheds. **Sustainability**, v. 15, n. 5, p. 4045, fev. 2023. ISSN 2071-1050. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/15/5/4045>>. Citado 2 vezes nas páginas 54 e 67.
- BIEGER, K. *et al.* Introduction to SWAT+, A Completely Restructured Version of the Soil and Water Assessment Tool. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 53, n. 1, p. 115–130, fev. 2017. ISSN 1093474X. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1752-1688.12482>>. Citado na página 68.
- BORBA, M. L. G. *et al.* Atenção dada pelo plano nacional de recursos hídricos (PNRH) à integração, à descentralização e à participação. In: **Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. [S.l.: s.n.], 2007. Citado na página 37.
- BORSELLI, L.; CASSI, P.; TORRI, D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. **CATENA**, v. 75, n. 3, p. 268–277, nov. 2008. ISSN 0341-8162. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816208000982>>. Citado na página 64.
- BORTOLINI, W. *et al.* Técnicas Geomorfométricas Para a Identificação de Padrões de Relevô: Aplicação nas Cartas Curitiba e Cerro Azul, Estado do Paraná. **Geography Department University of Sao Paulo**, v. 36, p. 15–32, dez. 2018. ISSN 2236-2878, 0102-4582. Disponível em: <<https://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/144285>>. Citado na página 60.
- BRACKEN, L. J. *et al.* Sediment connectivity: a framework for understanding sediment transfer at multiple scales: SEDIMENT CONNECTIVITY: SEDIMENT TRANSFER AT MULTIPLE SCALES. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, n. 2, p. 177–188, fev. 2015. ISSN 01979337. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/esp.3635>>. Citado na página 63.
- BRACMORT, K. S. *et al.* MODELING LONG-TERM WATER QUALITY IMPACT OF STRUCTURAL BMPS. **Transactions of the ASABE**, v. 49, n. 2, p. 367–374, 2006. ISSN 2151-0040. Disponível em: <<http://elibrary.asabe.org/abstract.asp??JID=3&AID=20411&CID=t2006&v=49&i=2&T=1>>. Citado 3 vezes nas páginas 67, 110 e 114.
- BRAGA, B. P. F. *et al.* Pacto federativo e gestão de águas. **Estudos Avançados**, v. 22, p. 17–42, 2008. ISSN 0103-4014, 1806-9592. Publisher: Instituto de Estudos Avançados da Universidade de São Paulo. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/ea/a/HKZcynK4dzMcVhrqhS33k8d/>>. Citado na página 40.

BRASIL. **Lei n. 9.433/1997 - Política Nacional de Recursos Hídricos**. 1997. Citado 3 vezes nas páginas 23, 36 e 44.

BRESSIANI, D. *et al.* An Open Collaborative Web-Based Brazilian Ecohydrological Simulation Tool – BEST. In: **Anais de XXV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Aracaju - SE: ABRHidro, 2023. v. 1, p. 1–7. ISBN 2318-0358. Disponível em: <<https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/191/XXV-SBRH1104-1-0-20230619-171415.pdf>>. Citado na página 50.

BRESSIANI, D. d. A. **Coping with hydrological risks through flooding risk index, complex watershed modeling, different calibration techniques, and ensemble streamflow forecasting**. Tese (Doctoral Thesis) — Universidade de São Paulo, São Carlos - SP, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.11606/T.18.2017.tde-04042017-155701>>. Citado na página 80.

BRESSIANI, D. d. A. *et al.* Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. **Biol Eng**, v. 8, 2015. Citado na página 37.

BRIGHENTI, T. M.; BONUMÁ, N. B.; CHAFFE, P. L. B. Calibração hierárquica do modelo swat em uma bacia hidrográfica Catarinense. **RBRH**, v. 21, p. 53–64, mar. 2016. ISSN 1414-381X, 2318-0331. Publisher: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Disponível em: <<http://www.scielo.br/j/rbrh/a/4hb9MGW9LGxnmzZHxLmbt5C/?lang=pt>>. Citado na página 78.

BRITO, G. H. M. *et al.* Avaliação Dos Modelos Digitais De Elevação (Mde) Derivados De Imagens De Sensoriamento Remoto Orbital. **Científic@ - Multidisciplinary Journal**, v. 5, n. 2, p. 45–51, dez. 2018. ISSN 2358-260X. Disponível em: <<http://periodicos.unievangelica.edu.br/index.php/cientifica/article/view/2486>>. Citado na página 30.

BROOKFIELD, A. E. *et al.* Recent advances in integrated hydrologic models: Integration of new domains. **Journal of Hydrology**, v. 620, p. 129515, maio 2023. ISSN 0022-1694. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169423004572>>. Citado na página 41.

BROOKS, E. *et al.* Assessing BMP Effectiveness and Guiding BMP Planning Using Process-Based Modeling. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 51, n. 2, p. 343–358, abr. 2015. ISSN 1093474X. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1752-1688.12296>>. Citado na página 55.

CAMPOS, F. L. M. **Relatório de Qualificação: Alocação de práticas conservacionistas em bacias hidrográficas com base nas características do relevo**. Vitória - ES, 2023. Citado na página 82.

CAMPOS, F. L. M. *et al.* Comparação da performance de diferentes MDE's para modelagem hidrológica usando o modelo SWAT. In: **Anais do XX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Florianópolis, Brasil: ABRHidro, 2023. v. 1, p. 2647–2650. ISBN 978-65-89159-04-9. Disponível em: <<https://proceedings.science/sbsr-2023/trabalhos/comparacao-da-performance-de-diferentes-mde-s-para-modelagem-hidrologica-usando?lang=pt-br>>. Citado na página 81.

CAMPOS, F. L. M.; COELHO, A. L. N. Cartografia do relevo aplicada à alocação de práticas conservacionistas em bacias hidrográficas. In: SANTOS, F. D. (Ed.). **Geografia no Século XXI – Volume 8**. Editora Poisson, 2022. ISBN 9786558662006. Disponível em: <https://www.poisson.com.br/livros/geografia/seculo/volume8/GeoSec_vol8.pdf>. Citado na página 60.

CAMPOS, F. L. M. *et al.* Avaliação do SWAT+ para eventos ligados à segurança hídrica na bacia do Rio Iconha – ES. In: **Anais do VI CONGRESSO BRASILEIRO DE REDUÇÃO DE RISCOS DE DESASTRES**. Vitória - ES: UFES, 2023. v. 1. ISBN 978-65-00-86182-2. Citado na página 84.

CAMPOS, V. N. D. O.; FRACALANZA, A. P. Governança das águas no Brasil: conflitos pela apropriação da água e a busca da integração como consenso. **Ambiente & Sociedade**, v. 13, n. 2, p. 365–382, dez. 2010. ISSN 1414-753X. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2010000200010&lng=pt&tlng=pt>. Citado na página 37.

CARDOSO, B. D. M. *et al.* Avaliação da precisão dos equipamentos GNSS, verificando a discrepância das coordenadas, utilizando a carta controle. **Revista Brasileira de Geomática**, v. 9, n. 2, p. 120, jul. 2021. ISSN 2317-4285. Disponível em: <<https://periodicos.utfpr.edu.br/rbgeo/article/view/10980>>. Citado na página 31.

Carvalho *et al.* Assessment of land use changes in the Verde River basin using two hydrological models. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 118, p. 103954, out. 2022. ISSN 08959811. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0895981122002437>>. Citado na página 33.

CARVALHO, A. d.; MAGALHÃES, A. P. Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH): análise dos estudos recentes sobre recursos hídricos e suas conexões com a geografia física. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, p. 16, 2010. Citado na página 34.

CASH, D. W. *et al.* Scale and Cross-Scale Dynamics: Governance and Information in a Multilevel World. **Ecology and Society**, v. 11, n. 2, p. art8, 2006. ISSN 1708-3087. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art8/>>. Citado 2 vezes nas páginas 29 e 57.

CASTRO, A. L. A. *et al.* Applicability and relevance of water scarcity models at local management scales: Review of models and recommendations for Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 72, p. 126–136, set. 2018. ISSN 01959255. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0195925517303530>>. Citado na página 44.

CAVALLI, M. *et al.* Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. **Geomorphology**, v. 188, p. 31–41, abr. 2013. ISSN 0169555X. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169555X12002267>>. Citado na página 64.

CHANG, C.-L.; LO, S.-L.; HUANG, S. Optimal strategies for best management practice placement in a synthetic watershed. **Environmental monitoring and assessment**, v. 153, p. 359–64, jul. 2008. Citado na página 54.

CHEN, T. *et al.* Modeling the effects of topography and slope gradient of an

- artificially formed slope on runoff, sediment yield, water and soil loss of sandy soil. **CATENA**, v. 212, p. 106060, maio 2022. ISSN 03418162. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0341816222000467>>. Citado 2 vezes nas páginas 58 e 60.
- COELHO, V. B. N.; STRAUCH, J. C. M.; ESPERANÇA, C. Ambiguidades cartográficas em bases de dados geográficas. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 61, p. 9, 2009. ISSN 0560-4613. Citado 2 vezes nas páginas 30 e 31.
- COETZEE, S. *et al.* Open Geospatial Software and Data: A Review of the Current State and A Perspective into the Future. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 9, n. 2, p. 90, fev. 2020. ISSN 2220-9964. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2220-9964/9/2/90>>. Citado na página 29.
- COSTA, D. D. A. *et al.* Dos instrumentos de gestão de recursos hídricos - o Enquadramento - como ferramenta para reabilitação de rios. **Saúde em Debate**, v. 43, n. spe3, p. 35–50, dez. 2019. ISSN 2358-2898, 0103-1104. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-11042019000700035&tlng=pt>. Citado na página 45.
- COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N. Os instrumentos da política nacional de recursos hídricos na região norte do Brasil. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 04, p. 762–774, dez. 2011. ISSN 21776199. Disponível em: <<https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/8165>>. Citado na página 39.
- CRISTAN, R. *et al.* Effectiveness of forestry best management practices in the United States: Literature review. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 133–151, jan. 2016. ISSN 03781127. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112715005824>>. Citado na página 52.
- CUNHA, A. d. M. *et al.* Atualização da legenda do mapa de reconhecimento de solos do estado do Espírito Santo e implementação de interface no Geobases para uso dos dados em SIG. **Geografares**, p. 32–65, dez. 2016. ISSN 2175-3709. Disponível em: <<https://periodicos.ufes.br/geografares/article/view/30205>>. Citado 2 vezes nas páginas 73 e 76.
- DAGGUPATI, P. *et al.* Targeting BMP Placement using SWAT Sediment Yield Estimates for Field-Scale BMPs. In: **TMDL 2010: Watershed Management to Improve Water Quality Proceedings, 14-17 November 2010 Hyatt Regency Baltimore on the Inner Harbor, Baltimore, Maryland USA**. American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2010. Disponível em: <<http://elibrary.asabe.org/abstract.asp?JID=1&AID=35741&CID=tmdl2010&T=1>>. Citado 2 vezes nas páginas 54 e 67.
- DAKHLALLA, A. O.; PARAJULI, P. B. Evaluation of the Best Management Practices at the Watershed Scale to Attenuate Peak Streamflow Under Climate Change Scenarios. **Water Resources Management**, v. 30, n. 3, p. 963–982, fev. 2016. ISSN 0920-4741, 1573-1650. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11269-015-1202-9>>. Citado na página 111.
- DELMASCHIO, B. *et al.* Análise da sensibilidade dos dados de solo na modelagem hidrossedimentológica utilizando o modelo SWAT. In: **Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada**. Rio de Janeiro: UERJ, 2022. v. 1. Citado na página 82.

- DEVIA, G. K.; GANASRI, B.; DWARAKISH, G. A Review on Hydrological Models. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 1001–1007, 2015. ISSN 2214241X. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2214241X15001273>>. Citado 2 vezes nas páginas 41 e 42.
- DICKSON, M. *et al.* Increasing fish farm profitability through aquaculture best management practice training in Egypt. **Aquaculture**, v. 465, p. 172–178, dez. 2016. ISSN 00448486. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0044848616304707>>. Citado na página 52.
- DICTORO, V. P.; HANAI, F. Y. Implementação, efetividade e conhecimento dos instrumentos da PNRH na bacia hidrográfica Piancó-Piranha-Açú: Uma visão de alguns membros do seu respectivo comitê. **Anais do XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2015. Citado na página 40.
- EMBRAPA, E. B. d. P. A. Sumula da x reuniao técnica de levantamento de solos. 1979. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/212100/1/SNLCS-Miscelania-1-1979.pdf>>. Citado na página 78.
- EMBRAPA, E. B. d. P. A. **Sistema de Informação de Solos Brasileiros – BDSOLOS**. 2014. Disponível em: <<https://www.sisolos.cnptia.embrapa.br/>>. Citado na página 77.
- EPAMIG, E. d. P. A. d. M. G. **Práticas conservacionistas: vegetativas - edáficas - mecânicas**. EPAMIG, 2023. Disponível em: <http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/bitstream/handle/123456789/10512/EPAMIG_Pr%Edficas-conservacionistas-vegetativas-ed%Edficas-mec%Ednicas.pdf?sequence=1>. Citado 2 vezes nas páginas 52 e 53.
- EVANS, I.; HENGL, T.; GORSEVSKI, P. Chapter 22 Applications in Geomorphology. In: **Developments in Soil Science**. Elsevier, 2009. v. 33, p. 497–525. ISBN 978-0-12-374345-9. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0166248108000226>>. Citado na página 28.
- FARIA, R. S. D. **Proposição do enquadramento de corpos hídricos a partir da política da comunidade europeia: uma análise documental**. Tese (Dissertação de Mestrado) — Universidade de Brasília, Brasília - DF, 2020. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/bitstream/10482/40825/1/2020_RafaelaSilvadeFaria.pdf>. Citado na página 39.
- FDACS. **Agricultural Best Management Practices / Water / Agriculture Industry / Home - Florida Department of Agriculture & Consumer Services**. 2020. Disponível em: <<https://www.fdacs.gov/Agriculture-Industry/Water/Agricultural-Best-Management-Practices>>. Citado na página 24.
- FERRAZ, L. L. *et al.* Hydrological modeling in an agricultural basin in the Brazilian Cerrado using satellite precipitation data. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 130, p. 104548, out. 2023. ISSN 08959811. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0895981123003607>>. Citado na página 44.
- FIENER, P.; AUERSWALD, K. Seasonal variation of grassed waterway effectiveness in

reducing runoff and sediment delivery from agricultural watersheds in temperate Europe. **Soil and Tillage Research**, v. 87, n. 1, p. 48–58, maio 2006. ISSN 0167-1987. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016719870500098X>>. Citado na página 106.

FILHO, G. M. M. Modelos hidrológicos: conceitos e aplicabilidades. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 6, p. 13, 2012. ISSN 1981-8858. Citado na página 42.

FOX, R. *et al.* An evaluation of the Chesapeake Bay management strategy to improve water quality in small agricultural watersheds. **Journal of Environmental Management**, v. 299, p. 113478, dez. 2021. ISSN 03014797. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479721015401>>. Citado 2 vezes nas páginas 52 e 65.

GASSMAN, P. W. *et al.* The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 4, p. 1211–1250, 2007. ISSN 2151-0040. Disponível em: <<http://elibrary.asabe.org/abstract.asp??JID=3&AID=23637&CID=t2007&v=50&i=4&T=1>>. Citado na página 67.

GAZETAONLINE. Guerra pela água - Ameaça e morte na disputa por rios. Vitória, 2023. Disponível em: <<https://especiais.gazetaonline.com.br/guerrapelaagua/>>. Citado na página 23.

GIRI, S.; NEJADHASHEMI, A. P.; WOZNICKI, S. A. Evaluation of targeting methods for implementation of best management practices in the Saginaw River Watershed. **Journal of Environmental Management**, v. 103, p. 24–40, jul. 2012. ISSN 03014797. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479712001090>>. Citado na página 68.

GITAU, M. W. *et al.* Watershed level best management practice selection and placement in the town brook watershed ¹. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 42, n. 6, p. 1565–1581, dez. 2006. ISSN 1093-474X, 1752-1688. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1752-1688.2006.tb06021.x>>. Citado na página 68.

GOMES, P. C. Um Lugar Para a Geografia: contra o simples, o banal e o doutrinário. In: **Espaço e Tempo: complexidade e desafios do saber e do fazer geográfico**. 1. ed. Curitiba -PR: Anpege/Ademadan, 2009. v. 1. ISBN 978-85-60764-03-7. Citado na página 20.

GRAY, D. H. Influence of Slope Morphology on the Stability of Earthen Slopes. p. 1895–1904, mar. 2013. ISBN: 9780784412787 Publisher: American Society of Civil Engineers. Disponível em: <<http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/9780784412787.191>>. Citado na página 60.

GUERRA, A. J. T. Geomorfologia e planejamento ambiental – conceitos e aplicações. **Revista de Geografia**, v. 35, n. 4, p. 269, set. 2018. ISSN 0104-5490, 2238-6211. Disponível em: <<https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistageografia/article/view/238227>>. Citado na página 33.

GUERRA, A. J. T.; MARÇAL, M. d. S. **Geomorfologia Ambiental**. [S.l.]: Bertrand Brasil, 2015. ISBN 978-85-286-1192-2. Citado na página 32.

GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S. d.; BOTELHO, R. G. M. (Ed.). **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999. ISBN 978-85-286-0738-3. Citado 2 vezes nas páginas 52 e 53.

GUIMARÃES, F. S. *et al.* UMA PROPOSTA PARA AUTOMATIZAÇÃO DO ÍNDICE DE DISSECAÇÃO DO RELEVO A PROPOSAL FOR AUTOMATION OF RELIEF DISSECTION INDEX. **São Paulo**, 2017. Citado na página 60.

HABIB, M. Quantifying Topographic Ruggedness Using Principal Component Analysis. **Advances in Civil Engineering**, v. 2021, n. 1, p. 3311912, jan. 2021. ISSN 1687-8086, 1687-8094. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1155/2021/3311912>>. Citado na página 122.

HART, M. G. **Geomorphology, pure and applied**. London ; Boston: Allen & Unwin, 1986. ISBN 978-0-04-551087-0 978-0-04-551088-7. Citado na página 61.

HER, Y. *et al.* Effect of conservation practices implemented by USDA programs at field and watershed scales. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 71, n. 3, p. 249–266, maio 2016. ISSN 0022-4561, 1941-3300. Disponível em: <<http://www.jswconline.org/cgi/doi/10.2489/jswc.71.3.249>>. Citado na página 114.

HIMANSHU, S. K. *et al.* Evaluation of best management practices for sediment and nutrient loss control using SWAT model. **Soil and Tillage Research**, v. 192, p. 42–58, set. 2019. ISSN 01671987. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167198718308997>>. Citado na página 67.

HOOKE, J.; SOUZA, J. Challenges of mapping, modelling and quantifying sediment connectivity. **Earth-Science Reviews**, v. 223, p. 103847, dez. 2021. ISSN 00128252. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0012825221003482>>. Citado na página 63.

HORTON, P.; SCHAEFLI, B.; KAUZLARIC, M. Why do we have so many different hydrological models? A review based on the case of Switzerland. **WIREs Water**, v. 9, n. 1, p. e1574, jan. 2022. ISSN 2049-1948, 2049-1948. Disponível em: <<https://wires.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/wat2.1574>>. Citado 2 vezes nas páginas 41 e 43.

HSIEH, C.-D.; YANG, W.-F. Optimal nonpoint source pollution control strategies for a reservoir watershed in Taiwan. **Journal of Environmental Management**, v. 85, n. 4, p. 908–917, dez. 2007. ISSN 03014797. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479706003446>>. Citado 2 vezes nas páginas 50 e 53.

HUGGETT, R. J. **Fundamentals of geomorphology**. 3. ed. ed. London: Routledge, 2011. (Routledge fundamentals of physical geography series). ISBN 978-0-203-86008-3 978-0-415-56774-9 978-0-415-56775-6. Citado 2 vezes nas páginas 33 e 50.

IBGE, I. B. d. G. e. E. **Compartimentos de Relevo do Brasil (1:250.000)**. 2023. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/geomorfologia/24252-macrocaracterizacao-dos-recursos-naturais-do-brasil.html?=&t=acesso-ao-produto>>. Citado 3 vezes nas páginas 59, 72 e 73.

- ICONHA, D. C. M. Instagram, **Alertas do dia 30/03/2024**. 2024. Disponível em: <https://www.instagram.com/defesa_civil_iconha/>. Citado na página 84.
- IEMA, I. E. D. M. A. E. R. H. Base Cartográfica, **Ortofotomosaico, color. Aerolevanteamento. Intervalo de tempo 2012 a 2015**. 2015. Disponível em: <<https://geobases.es.gov.br/links-para-mapas1215>>. Citado 2 vezes nas páginas 76 e 81.
- IPCC, I. P. o. C. C. **AR6 Synthesis Report: Climate Change 2023 — IPCC**. [S.l.], 2023. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-cycle/>>. Citado na página 19.
- JADE, L. **Onde está a água no Brasil?** 2018. Disponível em: <<https://www.abc.com.br/especiais-agua/agua-no-brasil/>>. Citado na página 36.
- JAJARMIZADEH, M.; HARUN, S.; SALARPOUR, M. A Review on Theoretical Consideration and Types of Models in Hydrology. **Journal of Environmental Science and Technology**, v. 5, n. 5, p. 249–261, jun. 2012. Disponível em: <<https://scialert.net/fulltext/?doi=jest.2012.249.261>>. Citado 2 vezes nas páginas 42 e 43.
- JIMÉNEZ-BONILLA, A. *et al.* Hydrological modelling and evolution of lakes and playalakes in southern Spain constrained by geology, human management and climate change. **Science of The Total Environment**, v. 905, p. 167183, dez. 2023. ISSN 00489697. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969723058102>>. Citado na página 44.
- KAINI, P.; ARTITA, K.; NICKLOW, J. W. Optimizing Structural Best Management Practices Using SWAT and Genetic Algorithm to Improve Water Quality Goals. **Water Resources Management**, v. 26, n. 7, p. 1827–1845, maio 2012. ISSN 1573-1650. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11269-012-9989-0>>. Citado 3 vezes nas páginas 53, 54 e 68.
- KAKARNDEE, I.; KOSITSAKULCHAI, E. Comparison between SWAT and SWAT+ for simulating streamflow in a paddy-field-dominated basin, northeast Thailand. **E3S Web of Conferences**, v. 187, p. 06002, 2020. ISSN 2267-1242. Disponível em: <<https://www.e3s-conferences.org/10.1051/e3sconf/202018706002>>. Citado na página 68.
- KAUFFELDT, A. *et al.* Technical review of large-scale hydrological models for implementation in operational flood forecasting schemes on continental level. **Environmental Modelling & Software**, v. 75, p. 68–76, jan. 2016. ISSN 13648152. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815215300529>>. Citado 2 vezes nas páginas 41 e 42.
- KEISER, D. A.; SHAPIRO, J. S. Consequences of the Clean Water Act and the Demand for Water Quality*. **The Quarterly Journal of Economics**, v. 134, n. 1, p. 349–396, fev. 2019. ISSN 0033-5533, 1531-4650. Disponível em: <<https://academic.oup.com/qje/article/134/1/349/5092609>>. Citado na página 39.
- KELLER, E. *et al.* Applications in geomorphology. **Geomorphology**, v. 366, p. 106729, out. 2020. ISSN 0169-555X. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169555X19301412>>. Citado 2 vezes nas páginas 32 e 34.

- KHOURY, I. A. *et al.* Impact of land-use change on karst spring response by integration of surface processes in karst hydrology: The ISPEEKH model. **Journal of Hydrology**, v. 626, p. 130300, nov. 2023. ISSN 00221694. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169423012428>>. Citado na página 44.
- KNAPIK, H. G. *et al.* Avaliação da qualidade da água baseada em metodologia de hierarquização de cargas com vistas ao enquadramento com metas progressivas: Estudo de caso da Bacia do Alto Iguaçu. In: **Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. São Paulo: ABRHidro, 2007. Citado na página 45.
- KURUPPU, U.; RAHMAN, A.; RAHMAN, M. A. Permeable pavement as a stormwater best management practice: a review and discussion. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 10, p. 327, maio 2019. ISSN 1866-6280, 1866-6299. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s12665-019-8312-2>>. Citado na página 52.
- LEE, G. *et al.* Applicability evaluation of agricultural Best Management Practices to estimate reduction efficiency of suspended solids. **CATENA**, v. 225, p. 107028, maio 2023. ISSN 03418162. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0341816223001194>>. Citado na página 52.
- LEH, M. D. *et al.* Assessing the impact of the MRBI program in a data limited Arkansas watershed using the SWAT model. **Agricultural Water Management**, v. 202, p. 202–219, abr. 2018. ISSN 03783774. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378377418300982>>. Citado 2 vezes nas páginas 110 e 113.
- LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. [S.l.]: Oficina de Textos, 2016. Citado 2 vezes nas páginas 52 e 53.
- LETA, M. K. *et al.* Sediment yield estimation and evaluating the best management practices in Nashe watershed, Blue Nile Basin, Ethiopia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 6, p. 716, jun. 2023. ISSN 0167-6369, 1573-2959. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s10661-023-11337-z>>. Citado 2 vezes nas páginas 67 e 114.
- LIMA, J. L. M. P. de *et al.* Longitudinal Hillslope Shape Effects on Runoff and Sediment Loss: Laboratory Flume Experiments. **Journal of Environmental Engineering**, v. 144, n. 2, p. 04017097, fev. 2018. ISSN 0733-9372, 1943-7870. Disponível em: <<http://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%29EE.1943-7870.0001302>>. Citado na página 60.
- LIU, R. *et al.* Cost-effectiveness and cost-benefit analysis of BMPs in controlling agricultural nonpoint source pollution in China based on the SWAT model. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 12, p. 9011–9022, dez. 2014. ISSN 0167-6369, 1573-2959. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10661-014-4061-6>>. Citado 2 vezes nas páginas 47 e 67.
- LIU, W. *et al.* Strategy for cost-effective BMPs of non-point source pollution in the small agricultural watershed of Poyang Lake: A case study of the Zhuxi River. **Chemosphere**, v. 333, p. 138949, ago. 2023. ISSN 00456535. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004565352301216X>>. Citado na página 44.

- LIU, Y. *et al.* A review on effectiveness of best management practices in improving hydrology and water quality: Needs and opportunities. **Science of The Total Environment**, v. 601-602, p. 580–593, dez. 2017. ISSN 00489697. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969717313207>>. Citado 2 vezes nas páginas 62 e 66.
- MACMILLAN, R.; SHARY, P. Chapter 9 Landforms and Landform Elements in Geomorphometry. In: **Developments in Soil Science**. Elsevier, 2009. v. 33, p. 227–254. ISBN 978-0-12-374345-9. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0166248108000093>>. Citado na página 58.
- MAHONEY, D. T.; FOX, J. F.; AAMERY, N. A. Watershed erosion modeling using the probability of sediment connectivity in a gently rolling system. **Journal of Hydrology**, v. 561, p. 862–883, jun. 2018. ISSN 00221694. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169418302877>>. Citado na página 63.
- MARCHI, L. *et al.* Channel control works and sediment connectivity in the European Alps. **Science of The Total Environment**, v. 668, p. 389–399, jun. 2019. ISSN 00489697. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004896971930926X>>. Citado na página 64.
- MARINGANTI, C.; CHAUBEY, I.; POPP, J. Development of a multiobjective optimization tool for the selection and placement of best management practices for nonpoint source pollution control. **Water Resources Research**, v. 45, n. 6, 2009. ISSN 1944-7973. eprint: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1029/2008WR007094>. Disponível em: <<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2008WR007094>>. Citado 3 vezes nas páginas 23, 55 e 68.
- MARQUES-NETO, R. **Cartografia geomorfológica: revisões, aplicações e proposições**. 1. ed. EDITORA CRV, 2020. ISBN 9786555788686. Disponível em: <<https://editoracrv.com.br/produtos/detalhes/35245-crv>>. Citado na página 61.
- MARTINS, V. S.; KALEITA, A. L.; GELDER, B. K. Digital mapping of structural conservation practices in the Midwest U.S. croplands: Implementation and preliminary analysis. **Science of The Total Environment**, v. 772, p. 145191, jun. 2021. ISSN 00489697. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969721002576>>. Citado 3 vezes nas páginas 50, 53 e 54.
- MEDUS, S.; CIFUENTES, O.; ESCUDERO, D. Los sistemas de información geográfica como instrumento para lograr los objetivos del desarrollo sostenible. **Geografía y Sistemas de Información Geográfica (GEOSIG)**., v. 14, n. 22, p. 17, 2022. ISSN 1852-8031. Citado na página 28.
- MESHKAT, M. *et al.* Effects of Roughness Coefficients and Complex Hillslope Morphology on Runoff Variables under Laboratory Conditions. **Water**, v. 11, n. 12, p. 2550, dez. 2019. ISSN 2073-4441. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4441/11/12/2550>>. Citado na página 60.
- MORENO, M. *et al.* Geomorphometric Analysis of Raster Image Data to detect Terrain Ruggedness and Drainage Density. In: GOOS, G. *et al.* (Ed.). **Progress in Pattern Recognition, Speech and Image Analysis**. Berlin, Heidelberg:

- Springer Berlin Heidelberg, 2003. v. 2905, p. 643–650. ISBN 978-3-540-20590-6 978-3-540-24586-5. Series Title: Lecture Notes in Computer Science. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-3-540-24586-5_79>. Citado na página 121.
- MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. 3rd ed. ed. Malden, MA: Blackwell Pub, 2005. ISBN 978-1-4051-1781-4. Citado 3 vezes nas páginas 53, 54 e 55.
- MORIASI, D. N. *et al.* Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885–900, 2007. ISSN 2151-0040. Disponível em: <<http://elibrary.asabe.org/abstract.asp?JID=3&AID=23153&CID=t2007&v=50&i=3&T=1>>. Citado na página 79.
- MOSBAHI, M. *et al.* Modeling Hydrological Responses to Land Use Change in Sejnane Watershed, Northern Tunisia. **Water**, v. 15, n. 9, p. 1737, abr. 2023. ISSN 2073-4441. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4441/15/9/1737>>. Citado na página 44.
- MTIBAA, S.; HOTTA, N.; IRIE, M. Analysis of the efficacy and cost-effectiveness of best management practices for controlling sediment yield: A case study of the Joumine watershed, Tunisia. **Science of The Total Environment**, v. 616-617, p. 1–16, mar. 2018. ISSN 00489697. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969717330085>>. Citado 9 vezes nas páginas 47, 54, 60, 62, 67, 69, 113, 119 e 121.
- NAGANUR, S. *et al.* Evaluation of best management practices (BMPS) and their impact on environmental flow through SWAT+ model. **Modeling Earth Systems and Environment**, fev. 2024. ISSN 2363-6203, 2363-6211. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s40808-023-01951-8>>. Citado 3 vezes nas páginas 68, 69 e 111.
- NAJAFI, S. *et al.* Sediment connectivity concepts and approaches. **CATENA**, v. 196, p. 104880, jan. 2021. ISSN 03418162. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0341816220304306>>. Citado na página 63.
- NAJAR, A. L.; MARQUES, E. C. (Ed.). **Saúde e espaço: estudos metodológicos e técnicas de análise**. Rio de Janeiro, RJ: Editora Fiocruz, 1998. ISBN 978-85-85676-52-0. Citado na página 29.
- NASCIMENTO, F. J. B. d.; OLIVEIRA, L. C. d. Avaliação de Modelos Digitais de Elevação SRTM e LIDAR e suas aplicações em análises morfométricas. **Revista Militar de Ciência e Tecnologia**, v. 37, n. 1, maio 2020. ISSN 2316-4522. Number: 1. Disponível em: <<http://ebrevistas.eb.mil.br/CT/article/view/4419>>. Citado na página 30.
- NASERI, F.; AZARI, M.; DASTORANI, M. T. Spatial optimization of soil and water conservation practices using coupled SWAT model and evolutionary algorithm. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 9, n. 4, p. 566–577, dez. 2021. ISSN 20956339. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2095633921000368>>. Citado na página 68.
- NEAL, J.; HAWKER, L. **FABDEM V1-2**. University of Bristol, 2023. Disponível em: <<https://data.bris.ac.uk/data/dataset/s5hqmjcdj8yo2ibzi9b4ew3sn/>>. Citado na página 76.
- NEPAL, D.; PARAJULI, P. B. Assessment of Best Management Practices on Hydrology

and Sediment Yield at Watershed Scale in Mississippi Using SWAT. **Agriculture**, v. 12, n. 4, p. 518, abr. 2022. ISSN 2077-0472. Number: 4 Publisher: Multidisciplinary Digital Publishing Institute. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2077-0472/12/4/518>>. Citado 2 vezes nas páginas 110 e 111.

NEPAL, D. *et al.* Assessing hydrological and water quality responses to dynamic landuse change at watershed scale in Mississippi. **Journal of Hydrology**, v. 625, p. 129983, out. 2023. ISSN 0022-1694. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169423009253>>. Citado 2 vezes nas páginas 54 e 67.

NETELER, M. *et al.* GRASS GIS: A multi-purpose open source GIS. **Environmental Modelling & Software**, v. 31, p. 124–130, maio 2012. ISSN 13648152. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815211002775>>. Citado na página 29.

NGUYEN, T. V. *et al.* An interactive graphical interface tool for parameter calibration, sensitivity analysis, uncertainty analysis, and visualization for the Soil and Water Assessment Tool. **Environmental Modelling & Software**, v. 156, p. 105497, out. 2022. ISSN 13648152. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815222002006>>. Citado na página 80.

NIETCH, C. T.; BORST, M.; SCHUBAUER-BERIGAN, J. P. Risk Management of Sediment Stress: A Framework for Sediment Risk Management Research. **Environmental Management**, v. 36, n. 2, p. 175–194, ago. 2005. ISSN 0364-152X, 1432-1009. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s00267-004-0005-1>>. Citado na página 107.

NIR, D. **Man, a geomorphological agent: an introduction to anthropic geomorphology**. Jerusalem, Israel : Dordrecht, Holland ; Boston, U.S.A. : Hingham, MA: Keter Pub. House ; D. Reidel ; Sold and distributed in the U.S.A. and Canada by Kluwer Boston, 1983. ISBN 978-90-277-1401-5. Citado na página 61.

NOE, G. B. *et al.* Sediment dynamics and implications for management: State of the science from long-term research in the Chesapeake Bay watershed, USA. **WIREs Water**, v. 7, n. 4, p. e1454, jul. 2020. ISSN 2049-1948. Publisher: John Wiley & Sons, Ltd. Disponível em: <<https://wires-onlinelibrary-wiley.ez43.periodicos.capes.gov.br/doi/10.1002/wat2.1454>>. Citado 4 vezes nas páginas 55, 61, 64 e 114.

ODUOR, B. O. *et al.* Quantification of agricultural best management practices impacts on sediment and phosphorous export in a small catchment in southeastern Sweden. **Agricultural Water Management**, v. 290, p. 108595, dez. 2023. ISSN 03783774. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378377423004602>>. Citado 2 vezes nas páginas 110 e 113.

OLAYA, V. Chapter 6 Basic Land-Surface Parameters. In: **Developments in Soil Science**. Elsevier, 2009. v. 33, p. 141–169. ISBN 978-0-12-374345-9. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0166248108000068>>. Citado na página 122.

OLIVEIRA, D. M. d. Pachamama, Paqarina e Pachakamaq: uma perspectiva religiosa quéchua sobre natureza e religião. **Estudos de Religião**, v. 31, n. 1, p. 61, abr. 2017. ISSN 2176-1078, 0103-801X. Disponível em: <<https://www.metodista.br/revistas/revistas-metodista/index.php/ER/article/view/6859>>. Citado na página 20.

OSAKA, S.; BELLAMY, R.; CASTREE, N. Framing “nature-based” solutions to climate change. **WIREs Climate Change**, v. 12, n. 5, set. 2021. ISSN 1757-7780, 1757-7799. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/wcc.729>>. Citado na página 20.

PANAGOPOULOS, Y.; MAKROPOULOS, C.; MIMIKOU, M. Decision support for diffuse pollution management. **Environmental Modelling & Software**, v. 30, p. 57–70, abr. 2012. ISSN 13648152. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815211002611>>. Citado na página 68.

PARSONS, A. J. *et al.* Scale relationships in hillslope runoff and erosion. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 31, n. 11, p. 1384–1393, out. 2006. ISSN 0197-9337, 1096-9837. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/esp.1345>>. Citado na página 65.

PEREIRA, M.; KAYSER, R.; COLLISCHONN, W. Integração do Modelo Hidrológico para Grandes Bacias MGB IPH e Sistemas de Informação Geográfica para suporte à decisão de outorga de direito de uso da água. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 9, n. 2, p. 21–33, 2012. ISSN 23591919. Disponível em: <<http://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?PUB=2&ID=95&SUMARIO=1299>>. Citado na página 46.

PIKE, R. Geomorphometry - diversity in quantitative surface analysis. **Progress in Physical Geography**, v. 24, n. 1, p. 1–20, mar. 2000. ISSN 14770296, 03091333. Disponível em: <<http://openurl.ingenta.com/content/xref?genre=article&issn=0309-1333&volume=24&issue=1&spage=1>>. Citado na página 121.

PIKE, R. J.; EVANS, I. S.; HENGL, T. Chapter 1 Geomorphometry: A Brief Guide. In: HENGL, T.; REUTER, H. I. (Ed.). **Developments in Soil Science**. Elsevier, 2009, (Geomorphometry, v. 33). p. 3–30. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166248108000019>>. Citado na página 60.

PONTINI, V. V.; COELHO, A. L. N. ASPECTOS FÍSICO-SOCIAIS DAS INUNDAÇÕES E ENXURRADAS NA SUB-BACIA DE DRENAGEM DO RIO ICONHA, ESTADO DO ESPÍRITO SANTO. **Caminhos de Geografia**, v. 23, n. 86, p. 139–155, abr. 2022. ISSN 1678-6343. Disponível em: <<https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/58385>>. Citado na página 84.

PRUSKI, F. F. (Ed.). **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. Viçosa: UFV, 2006. OCLC: 181902222. ISBN 978-85-7269-264-9. Citado na página 53.

QI, H.; ALTINAKAR, M. S. A conceptual framework of agricultural land use planning with BMP for integrated watershed management. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 1, p. 149–155, jan. 2011. ISSN 0301-4797. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479710002719>>. Citado na página 23.

QIN, C.-Z. *et al.* Spatial optimization of watershed best management practices based on slope position units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 73, n. 5, p. 504–517, 2018. Citado 6 vezes nas páginas 51, 54, 56, 65, 68 e 119.

- RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. **Modelos hidrológicos para gestão ambiental**. Brasília, 2000. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/geopro/modelagem/relatorio_modelos_hidrologicos.pdf>. Citado na página 33.
- RICCI, G. *et al.* Effectiveness and feasibility of different management practices to reduce soil erosion in an agricultural watershed. **Land Use Policy**, v. 90, p. 104306, jan. 2020. ISSN 02648377. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0264837718318362>>. Citado 3 vezes nas páginas 67, 113 e 119.
- RILEY, S. J.; DEGLORIA, S. T.; ELLIOT, R. A terrain ruggedness index that quantifies topographic heterogeneity. **Intermountain Journal of Sciences**, v. 5, n. 1, p. 23–27, 1999. Citado na página 122.
- RISAL, A.; PARAJULI, P. B. Evaluation of the Impact of Best Management Practices on Streamflow, Sediment and Nutrient Yield at Field and Watershed Scales. **Water Resources Management**, v. 36, n. 3, p. 1093–1105, fev. 2022. ISSN 0920-4741, 1573-1650. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s11269-022-03075-7>>. Citado na página 110.
- RITTENBURG, R. A. *et al.* Agricultural BMP Effectiveness and Dominant Hydrological Flow Paths: Concepts and a Review. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 51, n. 2, p. 305–329, abr. 2015. ISSN 1093474X. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1752-1688.12293>>. Citado 2 vezes nas páginas 52 e 62.
- RODRIGUES, A. L.; LEAL, L. V. M. Outorga e cobrança pelo uso dos recursos hídricos como instrumentos de gestão da bacia hidrográfica do Rio Paranaíba. **Revista de Direito**, v. 11, n. 01, p. 61–101, ago. 2019. ISSN 2527-0389. Number: 01. Disponível em: <<https://periodicos.ufv.br/revistadir/article/view/6423>>. Citado na página 40.
- RODRIGUES, C. Morfologia original e morfologia antropogênica na definição de unidades espaciais de planejamento urbano: exemplo na metrópole paulista. **Geography Department, University of Sao Paulo**, p. 101–111, 2005. ISSN 01024582, 22362878. Disponível em: <<http://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/47278>>. Citado na página 61.
- ROSS, J. L. S. O registro cartográfico dos fatos geomorfológicos e a questão da taxonomia do relevo. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 6, p. 17–29, 1992. Citado 2 vezes nas páginas 58 e 59.
- SABZEVARI, T.; NOROOZPOUR, S. Effects of hillslope geometry on surface and subsurface flows. **Hydrogeology Journal**, v. 22, n. 7, p. 1593–1604, nov. 2014. ISSN 1431-2174, 1435-0157. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10040-014-1149-6>>. Citado na página 60.
- SAXTON, K. E.; RAWLS, W. J. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, n. 5, p. 1569–1578, set. 2006. ISSN 0361-5995, 1435-0661. Disponível em: <<https://acess.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2136/sssaj2005.0117>>. Citado na página 82.
- SENRA, J. C. B.; SOUZA, R. D. S.; BAPTISTA, M. B. O papel do plano

- nacional de recursos hídricos na implementação de uma política nacional de águas subterrâneas. **Águas Subterrâneas**, jan. 2012. ISSN 2179-9784. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/27762>>. Citado na página 37.
- SHARMA, S. Effects of urbanization on water resources- facts and figures. **International Journal of Scientific and Engineering Research**, v. 8, n. 4, 2017. Citado na página 41.
- SHEN, Z.; CHEN, L.; XU, L. A Topography Analysis Incorporated Optimization Method for the Selection and Placement of Best Management Practices. **PLoS ONE**, v. 8, n. 1, p. e54520, jan. 2013. ISSN 1932-6203. Disponível em: <<https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0054520>>. Citado 2 vezes nas páginas 51 e 68.
- SIDLE, R. C. Strategies for smarter catchment hydrology models: incorporating scaling and better process representation. 2021. Citado na página 41.
- SILVA, M. R. F. d.; COELHO, R. d. B. **Análise comparativa entre as manchas de inundação geradas no modelo HAND, atrelado a equação da curva-chave, e nos modelos HEC-HMS e HEC-RAS para diferentes períodos de retorno na sede do município de Iconha – ES**. Tese (Trabalho final de curso de Pós-Graduação Latu Sensu em Engenharia de Infraestrutura Urbana.) — Instituto Federal do Espírito Santo, Vitória - ES, 2022. Citado na página 84.
- SILVA, N. R. d.; ALBUQUERQUE, T. d. N. ENQUADRAMENTO DE CORPOS DE ÁGUA: UM INSTRUMENTO DA POLÍTICA NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Geoambiente On-line**, n. 32, dez. 2018. ISSN 1679-9860. Number: 32. Disponível em: <<https://revistas.ufj.edu.br/geoambiente/article/view/54654>>. Citado na página 40.
- SILVA, S. d. M. **Avaliação Ambiental Estratégica na Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH**. Tese (Tese de Doutorado) — Universidade de Brasília, Brasília - DF, 2008. Citado na página 40.
- SILVA, T. P. *et al.* 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**, p. S2095633923000424, jul. 2023. ISSN 20956339. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2095633923000424>>. Citado 8 vezes nas páginas 52, 54, 67, 69, 107, 110, 113 e 114.
- SMITH, M. J.; PARON, P.; GRIFFITHS, J. S. **Geomorphological mapping: methods and applications**. 1st ed. ed. Amsterdam ; New York: Elsevier, 2011. (Developments in earth surface processes, 15). OCLC: ocn769188984. ISBN 978-0-444-53446-0. Citado na página 58.
- SOOD, A.; SMAKHTIN, V. Global hydrological models: a review. **Hydrological Sciences Journal**, v. 60, n. 4, p. 549–565, abr. 2015. ISSN 0262-6667, 2150-3435. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02626667.2014.950580>>. Citado na página 41.
- SOUZA, M. V. K. d.; SILVA, H. d. P. e. Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH): Um estudo comparativo sobre arrecadação e desembolso das bacias hidrográficas interestaduais no Brasil. **Caderno PAIC**, v. 22, n. 1, p. 659–684, dez. 2021. ISSN 2447-8954.

Number: 1. Disponível em: <<https://cadernopaic.fae.edu/cadernopaic/article/view/477>>. Citado 2 vezes nas páginas 39 e 40.

SOUZA, R. M. d.; KOBIYAMA, M.; SANTOS, I. d. O modelo SWAT como ferramenta para a gestão de recursos hídricos: avaliação de vazões de outorga na bacia hidrográfica do altíssimo Rio Negro. In: **Anais do XVIII simpósio brasileiro de recursos hídricos**. Campo Grande - MS: ABRHidro, 2009. ISBN 2318-0358. Citado na página 46.

SRIVASTAVA, S. *et al.* The efficacy of conservation practices in reducing floods and improving water quality. **Frontiers in Environmental Science**, v. 11, p. 1136989, maio 2023. ISSN 2296-665X. Disponível em: <<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2023.1136989/full>>. Citado 2 vezes nas páginas 52 e 114.

SUN, Y. *et al.* Projecting China's future water footprints and water scarcity under socioeconomic and climate change pathways using an integrated simulation approach. **Climate Services**, v. 30, p. 100385, abr. 2023. ISSN 24058807. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2405880723000468>>. Citado na página 44.

THELER, D. *et al.* The contribution of geomorphological mapping to sediment transfer evaluation in small alpine catchments. **Geomorphology**, v. 124, n. 3-4, p. 113–123, dez. 2010. ISSN 0169555X. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169555X10001121>>. Citado na página 58.

TONANI, I. d. A. *et al.* Modelagem hidrológica utilizando dados climáticos observados e de reanálise com o modelo SWAT. In: **Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada**. Rio de Janeiro: UERJ, 2022. v. 1. Citado na página 85.

TUMSA, B. C. The Response of Sensitive LULC Changes to Runoff and Sediment Yield in a Semihumid Urban Watershed of the Upper Awash Subbasin Using the SWAT+ Model, Oromia, Ethiopia. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2023, p. 1–18, jan. 2023. ISSN 1687-7675, 1687-7667. Disponível em: <<https://www.hindawi.com/journals/aess/2023/6856144/>>. Citado na página 69.

UNIYAL, B. *et al.* Identification of critical areas and evaluation of best management practices using SWAT for sustainable watershed management. **Science of the Total Environment**, v. 744, 2020. Citado 7 vezes nas páginas 24, 52, 53, 54, 64, 67 e 113.

VEITH, T. L.; WOLFE, M. L.; HEATWOLE, C. D. Optimization procedure for cost effective bmp placement at a watershed scale. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 39, n. 6, p. 1331–1343, dez. 2003. ISSN 1093-474X, 1752-1688. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1752-1688.2003.tb04421.x>>. Citado 2 vezes nas páginas 23 e 47.

VENISHETTY, V.; PARAJULI, P. B.; NEPAL, D. Spatial Variability of Best Management Practices Effectiveness on Water Quality within the Yazoo River Watershed. **Hydrology**, v. 10, n. 4, p. 92, abr. 2023. ISSN 2306-5338. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2306-5338/10/4/92>>. Citado na página 111.

WAGENER, T. *et al.* A framework for development and application of hydrological models. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 5, n. 1, p. 13–26, mar. 2001. ISSN 1607-7938. Disponível em: <<https://hess.copernicus.org/articles/5/13/2001/>>. Citado na página 41.

WAGNER, P. D. *et al.* Representation of hydrological processes in a rural lowland catchment in Northern Germany using SWAT and SWAT +. **Hydrological Processes**, v. 36, n. 5, p. e14589, maio 2022. ISSN 0885-6087, 1099-1085. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/hyp.14589>>. Citado na página 68.

WANG, S. *et al.* Planning of best management practices for watershed-scale pollution control: A simulation-based inexact fractional programming approach. **Journal of Hydrology**, v. 617, p. 129063, fev. 2023. ISSN 00221694. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169423000057>>. Citado 2 vezes nas páginas 60 e 65.

WANG, W. *et al.* Effects of best management practices on nitrogen load reduction in tea fields with different slope gradients using the SWAT model. **Applied Geography**, v. 90, p. 200–213, jan. 2018. ISSN 01436228. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0143622817302692>>. Citado 2 vezes nas páginas 64 e 67.

WEILER, M.; BEVEN, K. Do we need a Community Hydrological Model? **Water Resources Research**, v. 51, n. 9, p. 7777–7784, set. 2015. ISSN 00431397. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/2014WR016731>>. Citado na página 41.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Prediction Rainfall Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains: A Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation**. [S.l.]: Agricultural Research Service, 1965. Citado na página 51.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning - Agricultural Handbook N. 537**. US Department of Agriculture, 1978. Disponível em: <https://www.ars.usda.gov/ARUserFiles/64080530/RUSLE/AH_537.pdf>. Citado 2 vezes nas páginas 106 e 107.

WOLF, P.; GHILANI, C. **Topografia**. [S.l.]: Alpha Editorial, 2015. Google-Books-ID: g7F1EAAAQBAJ. ISBN 978-607-622-827-2. Citado na página 31.

WU, H. *et al.* Best Management Practices Optimization at Watershed Scale: Incorporating Spatial Topology among Fields. **Water Resources Management**, v. 32, n. 1, p. 155–177, jan. 2018. ISSN 0920-4741, 1573-1650. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11269-017-1801-8>>. Citado na página 46.

WU, J. *et al.* Identifying the essential influencing factors of landslide susceptibility models based on hybrid-optimized machine learning with different grid resolutions: a case of Sino-Pakistani Karakorum Highway. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 45, p. 100675–100700, ago. 2023. ISSN 1614-7499. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s11356-023-29234-w>>. Citado na página 122.

WU, T. *et al.* Identification of watershed priority management areas based on landscape positions: An implementation using SWAT+. **Journal of Hydrology**, v. 619, p. 129281, abr. 2023. ISSN 00221694. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169423002238>>. Citado 5 vezes nas páginas 58, 60, 64, 65 e 68.

- XIE, H.; CHEN, L.; SHEN, Z. Assessment of Agricultural Best Management Practices Using Models: Current Issues and Future Perspectives. **Water**, v. 7, n. 3, p. 1088–1108, mar. 2015. Number: 3 Publisher: Multidisciplinary Digital Publishing Institute. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4441/7/3/1088>>. Citado 3 vezes nas páginas 52, 65 e 66.
- YU, X.; ZHANG, J. The Application and Applicability of HEC-HMS Model in Flood Simulation under the Condition of River Basin Urbanization. **Water**, v. 15, n. 12, p. 2249, jun. 2023. ISSN 2073-4441. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4441/15/12/2249>>. Citado na página 44.
- YUAN, Y.; DABNEY, S. M.; BINGNER, R. L. Cost effectiveness of agricultural BMPs for sediment reduction in the Mississippi Delta. p. 8, 2002. Citado na página 52.
- ZANANDREA, F. *et al.* Conectividade dos sedimentos: conceitos, princípios e aplicações. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 21, n. 2, abr. 2020. ISSN 2236-5664, 1519-1540. Disponível em: <<https://rbgeomorfologia.org.br/rbg/article/view/1754>>. Citado na página 63.
- ZHANG, X. *et al.* Effects of precipitation and different distributions of grass strips on runoff and sediment in the loess convex hillslope. **CATENA**, v. 162, p. 130–140, mar. 2018. ISSN 03418162. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0341816217303983>>. Citado na página 62.
- ZHOU, X. *et al.* Landslide susceptibility mapping using hybrid random forest with GeoDetector and RFE for factor optimization. **Geoscience Frontiers**, v. 12, n. 5, p. 101211, set. 2021. ISSN 16749871. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S167498712100075X>>. Citado na página 122.
- ZHU, L.-J.; QIN, C.-Z.; ZHU, A.-X. Spatial optimization of watershed best management practice scenarios based on boundary-adaptive configuration units. **Progress in Physical Geography**, 2020. Citado 5 vezes nas páginas 24, 51, 57, 65 e 119.
- ZHU, L.-J. *et al.* Effects of different spatial configuration units for the spatial optimization of watershed best management practice scenarios. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 2, 2019. Citado 6 vezes nas páginas 51, 56, 57, 65, 68 e 119.
- ZHUANG, Y. *et al.* Current patterns and future perspectives of best management practices research: A bibliometric analysis. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 71, n. 4, p. 98A–104A, jul. 2016. ISSN 0022-4561, 1941-3300. Disponível em: <<http://www.jswconline.org/cgi/doi/10.2489/jswc.71.4.98A>>. Citado 3 vezes nas páginas 51, 55 e 65.