

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

Larissa Werle

**MODELAGEM DO EFEITO DO TERRACEAMENTO PARA O
CONTROLE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL NUMA BACIA RURAL
NO SUL DO BRASIL**

Santa Maria, RS
2024

Larissa Werle

**MODELAGEM DO EFEITO DO TERRACEAMENTO PARA O
CONTROLE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL NUMA BACIA RURAL
NO SUL DO BRASIL**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Jean Paolo Gomes Minella

Santa Maria, RS
2024

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001

Werle, Larissa
MODELAGEM DO EFEITO DO TERRACEAMENTO PARA O CONTROLE
DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL NUMA HÁCIA RURAL NO SUL DO
BRASIL / Larissa Werle.- 2024.
79 p. ; 30 cm

Orientador: Jean Paolo Gomes Minella
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Ciência do Solo, RS, 2024

1. Monitoramento hidrológico 2. Modelagem de base
física 3. Conservação do solo e água 4. Plantio direto I.
Gomes Minella, Jean Paolo II. Título.

sistema de geração automática de ficha catalográfica da unsm. dados fornecidos pelo autor(a). sob supervisão da direção da divisão de processos técnicos da biblioteca central. bibliotecária responsável paula schoenfeldt patta ctm 10/1728.

Declaro, LARISSA WERLE, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Dissertação) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

Larissa Werle

**MODELAGEM DO EFEITO DO TERRACEAMENTO PARA O
CONTROLE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL NUMA BACIA RURAL
NO SUL DO BRASIL**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Ciência do Solo**.

Aprovada em 21 de março de 2024:

Jean Paolo Gomes Minella, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)

Gustavo Henrique Merten, Dr. (UMD)

Douglas Rodrigo Kaiser, Dr. (UFFS)

Santa Maria, RS
2024

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me guiado e sustentado até aqui.

À minha família pelo apoio e incentivo incondicional.

Ao meu orientador professor Jean Minella pelos ensinamentos, exemplo e paciência.

Ao grupo GIPEHS pelo auxílio, ensinamentos e amizade.

Aos colegas, professores e amigos do PPGCS.

À UFSM pelo ensino, estrutura e acolhida.

À CAPES pelo apoio financeiro.

Aos meus amigos pelo apoio, amizade e incentivo.

A todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, o meu muito obrigado.

RESUMO

MODELAGEM DO EFEITO DO TERRACEAMENTO PARA O CONTROLE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL NUMA BACIA RURAL NO SUL DO BRASIL

AUTORA: Larissa Werle
ORIENTADOR: Jean Paolo Gomes Minella

Os eventos climáticos extremos como chuvas intensas e estiagens exigem uma rápida adaptação dos sistemas de produção para evitar a degradação dos recursos naturais e maximizar o potencial produtivo. A definição das práticas conservacionistas exige uma compreensão profunda dos fatores controladores da formação e propagação do escoamento superficial e da definição de um conjunto de práticas específicas para cada local. O sistema plantio direto associado a práticas complementares de manejo da água são eficientes para controlar o escoamento superficial e seus processos associados. No entanto, há pouca compreensão como o dimensionamento e alocação dessas práticas pode ser planejada considerando a interação dos fatores controladores que ocorre em cada bacia hidrográfica especificamente. O planejamento de práticas conservacionistas na escala de bacia utilizando a modelagem e o monitoramento hidrológico é uma alternativa eficiente, pois permite manejar de forma integrada os fatores controladores que governam a dinâmica do escoamento. Desta forma, o objetivo do trabalho foi compreender a influência de diferentes níveis de intervenção conservacionista (práticas de controle do escoamento) no comportamento hidrológico da bacia experimental do rio Guarda Mor. A metodologia foi baseada no monitoramento das variáveis hidrológicas (chuva e vazão) no exutório da bacia, bem como a caracterização fisiográfica da bacia como a variabilidade espacial dos solos, relevo, uso e manejo. A partir de um conjunto significativos de eventos de chuva-vazão procedeu-se a modelagem (calibração e validação) da geração e propagação do escoamento superficial com o modelo LISEM. Posteriormente, testou-se os impactos de dois cenários de intervenção conservacionista em áreas de cultivo: faixas de retenção e plantio direto bem manejado (C1) e terraços em nível e plantio direto bem manejado (C2). A avaliação das práticas conservacionistas foi realizada através da avaliação da redução do volume do escoamento superficial, vazão máxima e tempo do pico da vazão. Os resultados das simulações mostram que ambos os níveis intervenção apresentaram resultados positivos em relação ao controle do escoamento. O nível de intervenção C1 apresentou uma redução média do volume total de escoamento e vazão máxima de 7% e 6%. Já o nível de intervenção C2 apresentou uma redução média do volume total de escoamento e vazão máxima de 30% e 28%, respectivamente. Os resultados demonstram quantitativamente o impacto positivo do controle do escoamento na rede de drenagem. O planejamento conservacionista em escala de bacia é uma estratégia eficiente e promissora para o aprimoramento da agricultura conservacionista considerando também a sua importância na gestão dos recursos hídricos e na promoção dos serviços ambientais.

Palavras-chave: Escoamento superficial. Modelagem. Terraços. Monitoramento.

ABSTRACT

MODELING THE EFFECT OF TERRACING ON RUNOFF CONTROL IN A RURAL CATCHMENT IN SOUTHERN BRAZIL

AUTHOR: Larissa Werle
ADVISOR: Jean Paolo Gomes Minella

Extreme weather events such as heavy rains and droughts require rapid adaptation of production systems to avoid the degradation of natural resources and maximize production potential. The definition of adaptive practices requires a deep understanding of the factors controlling the formation and propagation of surface runoff and the definition of specific practices for each location. The no-till system associated with complementary storm-runoff management practices is efficient for its control and related processes. However, there is little understanding of how the sizing and allocation of these practices can be planned, considering the interaction of controlling factors that occur specifically in each catchment. Planning conservation practices at the catchment scale using hydrological modeling and monitoring is an efficient alternative, as it allows the controlling factors that govern storm-runoff dynamics to be integrated. Therefore, the objective of the work was to understand the influence of different levels of conservation intervention (surface runoff control practices) on the hydrological behavior of the experimental catchment of the Guarda Mor River. The methodology was based on monitoring hydrological variables (rainfall and flow discharge) in the catchment outlet and the physiographic characterization of the catchment, such as the spatial variability of soils, topography, land use, and soil management. From a significant set of rainfall-runoff events, modeling (calibration and validation) of the generation and propagation of surface runoff was carried out with the LISEM model. Subsequently, the impacts of two conservation intervention scenarios were tested: retention strips plus well-managed no-till (C1) and level terraces plus well-managed no-till (C2). The conservation practices were assessed by considering the following hydrologic parameters: surface runoff volume, peak flow, and time to peak. The simulation results show that both intervention levels positively controlled the surface runoff. Intervention level C1 presented an average reduction in surface runoff volume and peak flow attenuation of 7% and 6%, respectively. Intervention level C2 presented an average decrease in surface runoff volume and peak flow attenuation of 30% and 28%, respectively. The results quantitatively demonstrate the positive impact of soil and water conservation practices on the drainage network. Catchment scale conservation planning is an efficient and promising strategy for improving conservation agriculture, also considering its importance in managing water resources and promoting environmental services.

Keywords: Surface runoff. Modeling. Terraces. Monitoring.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da bacia experimental do rio Guarda Mor.	27
Figura 2 - Representação geológica da bacia do rio Guarda Mor.	28
Figura 3 - Tipos de solo da bacia do rio Guarda Mor.	29
Figura 4 - Mapa de uso do solo da bacia do rio Guarda Mor.	30
Figura 5 - Locais de amostragem dos parâmetros físico-hídricos.	31
Figura 6 - Determinação da condutividade hidráulica saturada de amostras de solo com estrutura preservada.	32
Figura 7 - Localização das seções de monitoramento e equipamentos: a) passarela; b) pluviógrafo e c) réguas linimétricas.	33
Figura 8. Disposição das curvas de nível em áreas agrícolas na bacia que deram origem a alocação dos terraços e faixas de retenção no ambiente de simulação.	41
Figura 9. Hidrogramas dos eventos calibrados.	46
Figura 10. Hidrogramas dos eventos utilizados para a validação.	50
Figura 11. Hidrogramas representando os cenários de intervenção conservacionistas (C1) cenário 1 e (C2) cenário 2.	54
Figura 12. Representação das curvas de nível nas áreas de lavoura na bacia (a) escoamento superficial e (b) infiltração.	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Profundidade efetiva dos solos.	37
Tabela 2. Classificação dos valores de eficiência.	38
Tabela 3. Parâmetros utilizados para a caracterização dos cenários.	40
Tabela 4. Características hidrológicas dos eventos selecionados.	43
Tabela 5. Variáveis hidrológicas observadas e simuladas nos eventos calibrados.	45
Tabela 6. Análise de eficiência do modelo LISEM na calibração das variáveis hidrológicas.	46
Tabela 7. Variáveis hidrológicas observadas e simuladas nos eventos utilizados para a validação.	49
Tabela 8. Análise de eficiência do modelo LISEM na validação das variáveis hidrológicas.	49
Tabela 9. Resultados da alteração dos níveis de intervenção (C1) e (C2) em relação a simulação de calibração e percentual de alteração (Pbias) em relação ao calibrado.	53
Tabela 10. Parâmetros de uso de entrada para cada evento.	67
Tabela 11. Parâmetros de uso calibrados para cada evento.	69
Tabela 12. Parâmetros de uso da validação.	71
Tabela 13. Dados de D_s , U_{vSat} , U_v 60cm, U_v 100 cm, U_v (1 Bar), K_s determinados por procedimento laboratorial para os 88 pontos amostrados na camada superficial.	72

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
1.1	OBJETIVOS	13
1.1.1	Objetivo Geral	13
1.1.2	Objetivos específicos	13
2	REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1	INFILTRAÇÃO DE ÁGUA NO SOLO	14
2.2	ESCOAMENTO SUPERFICIAL	17
2.3	PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS EM LAVOURAS AGRÍCOLAS	21
2.4	A MODELAGEM MATEMÁTICA COMO FERRAMENTA DE PLANEJAMENTO CONSERVACIONISTA.....	24
3	MATERIAIS E MÉTODOS	27
3.1	CARACTERÍSTICAS DO LOCAL DE ESTUDO.....	27
3.3	MONITORAMENTO DAS VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS.....	32
3.4	MODELAGEM HIDROLÓGICA	34
3.4.1	Parâmetros de entrada, calibração e validação dos eventos	36
3.4.2	Implementação dos cenários conservacionistas	39
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
4.1	CARACTERÍSTICAS DOS EVENTOS MONITORADOS.....	42
4.2	CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DAS VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS	43
4.3	CENÁRIOS CONSERVACIONISTAS	53
5	CONCLUSÕES	60
	REFERÊNCIAS	61
	APÊNDICE A – TABELA DE PARÂMETROS DE ENTRADA - LISEM	67
	APÊNDICE B – TABELA DE PARÂMETROS DE USO CALIBRADOS	69
	APÊNDICE C – TABELA DE PARÂMETROS DE USO DA VALIDAÇÃO.....	71
	APÊNDICE D – AMOSTRAGEM FÍSICO-HÍDRICA.....	72

1 INTRODUÇÃO

O plantio direto revolucionou o conceito da agricultura conservacionista na região tropical, e sua eficiência pode ser comprovada pela redução da erosão difusa. No entanto, a simplificação dos sistemas de produção e as imposições climáticas criaram condições para um novo padrão de degradação que é a formação e geração de escoamento superficial em áreas agrícolas. O plantio direto não adotado e conduzido de acordo com as recomendações gera condições de superfície e subsuperfície que reduzem as taxas de infiltração e aumentam o volume e a velocidade do escoamento superficial. Essas condições estão atreladas a compactação do solo (HAMZA; ANDERSON, 2005), baixa cobertura vegetal, pouca adição de fitomassa, ausência de plantio em nível e de práticas de controle da água (DEUSCHLE, et al., 2019; LONDERO, et al., 2021; SCHNEIDER, 2021).

Essas características, comuns no sistema de produção de grãos no sul do Brasil, combinadas com chuvas intensas tem favorecido a degradação dos solos e a contaminação dos rios pelo escoamento superficial. O escoamento que flui sobre a superfície carrega consigo sedimentos e elementos químicos que são transferidos aos recursos hídricos, provocando contaminação das águas, assoreamento e eutrofização (GONÇALVES; MEZZOMO; GONÇALVES, 2020). Os resíduos vegetais no plantio direto são insuficientes para controlar o escoamento superficial em eventos de grande magnitude e relevos declivosos (MERTEN et al., 2015; LONDERO et al., 2021). Desta forma, são necessárias estratégias para a adaptação dos sistemas de produção, um exemplo, é o planejamento conservacionista em bacias hidrográficas.

Os eventos extremos de chuva ou períodos de estiagem vem se tornando cada mais frequentes e concentrados em determinadas épocas. Sendo assim, motivo de preocupação por parte de agricultores e evidenciando a necessidade de medida de adaptação dos sistemas de produção. O manejo do escoamento superficial em lavouras agrícolas em períodos de excesso de chuva é uma alternativa para garantir o armazenamento de água no solo por mais tempo, além de evitar a degradação pelo escoamento superficial. As práticas agrícolas conservacionistas possuem papel importante no controle do escoamento e maximização da infiltração. Alguns autores destacam a eficiência do plantio direto e das práticas complementares no controle do escoamento e erosão (ZHAO et al., 2019; RAN et al., 2020; LONDERO et al., 2021).

Porém, o impacto positivo das práticas conservacionistas em lavouras no comportamento hidrológico e erosivo de bacias hidrográficas é pouco conhecido, pois a complexidade da formação e propagação dos escoamentos depende das outras componentes da paisagem, da complexidade do relevo, da variabilidade espacial dos solos, bem como seus reflexos no comportamento erosivo dos canais fluviais. Sendo assim, os benefícios decorrentes das práticas conservacionistas não podem ser diretamente extrapolados para a escala de bacia, mas o comportamento hidrológico observado no exutório permite compreender os efeitos positivos dessas práticas num contexto amplo dos processos operantes. A partir disso, pode-se otimizar o planejamento conservacionista de forma integrada observando as demandas do aumento de produtividade da agricultura pelo melhor uso da água da chuva, bem como regular as vazões a jusante e evitar a transferência de sedimentos, pesticidas e nutrientes. Essa abordagem seria útil para programas que almejam a remuneração por serviços ambientais, visando a qualidade e a quantidade de água.

No entanto, ainda não há um protocolo ou estratégia estabelecida para verificar os efeitos de práticas de conservação da água e do solo para apoiar projetos de planejamento conservacionista em escala de bacia com base no uso de modelos matemáticos de simulação. A associação de modelos matemáticos com o monitoramento hidrológico são ferramentas importantes na compreensão dos processos e podem auxiliar no planejamento conservacionista de bacias hidrográficas. A simulação do impacto de práticas conservacionistas em bacias com o auxílio de modelos hidrológicos de base física permite reduzir drasticamente o tempo de geração de resultados em relação à experimentos a campo. Embora os resultados oriundos dos modelos hidrológicos sejam estimativas, possibilitam identificar a tendência dos efeitos e auxiliar no planejamento conservacionista das bacias, desde que sejam corretamente parametrizados e calibrados.

A quantificação dos efeitos e a representação de práticas de conservação e seus efeitos decorrentes em um modelo matemático de simulação hidrológica ainda são incipientes em escala de bacia, especialmente nas condições do plantio direto. Os efeitos de práticas importantes como terraços de base larga, faixas de retenção e superfície com resíduos vegetais merecem ser testadas na escala de bacia para verificar sua eficiência. Com isso, é possível avançar no uso de ferramentas de monitoramento e simulação de eventos chuva vazão para demonstrar as vantagens dessas ferramentas no manejo do escoamento de bacias hidrográficas rurais com vistas à adaptação aos eventos climáticos extremos. Desta forma, o objetivo do trabalho foi compreender a influência dos diferentes níveis de controle do escoamento

superficial em lavouras agrícolas no comportamento hidrológico da bacia hidrográfica do rio Guarda Mor.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Compreender a influência de diferentes níveis de controle do escoamento superficial em lavouras agrícolas no comportamento hidrológico da bacia hidrográfica da Guarda Mor utilizando ferramentas de monitoramento e de modelagem.

1.1.2 Objetivos específicos

- 1) Representar o efeito dos terraços de base larga e de faixas de retenção no ambiente de simulação.
- 2) Demonstrar a utilidade da modelagem matemática para o estudo dos processos de formação e propagação do escoamento superficial, e para planejamento conservacionista em escala de bacia hidrográfica.
- 3) Simular o efeito de diferentes cenários conservacionistas no comportamento das vazões de uma bacia hidrográfica rural com elevada fragilidade ambiental.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 INFILTRAÇÃO DE ÁGUA NO SOLO

A infiltração de água no solo é um dos processos do ciclo hidrológico que governam o escoamento superficial e é influenciado por diversas características da superfície e subsuperfície do solo. Após a água da chuva atingir a superfície do solo, as características de superfície e de subsuperfície pode designar dois caminhos: escoar diretamente ou infiltrar no solo. A infiltração de água no solo resulta do movimento da água através da superfície do solo e regula os processos subsuperficiais e subterrâneos (MERTEN et al., 2011). A velocidade de infiltração de água no solo é afetada pelas características do solo (textura, densidade, porosidade, umidade) (PANACHUKI et al., 2006) e aquelas proporcionadas pelo manejo (LEPORE et al., 2009; WOLSCHICK et al., 2021).

O escoamento superficial e seus processos associados são diretamente afetados pela infiltração de água no solo. Eventos pluviométricos intensos, que excedam a capacidade de infiltração fazem com que parte da água escoe em superfície. Esse escoamento superficial além de não ter sido armazenado no solo, dependendo de sua velocidade e características da paisagem, provocará danos nas lavouras, como por exemplo, perda de nutrientes e a presença de canais/voçorocas resultantes do processo erosivo (MINELLA et al., 2007).

As características como plantio “morro acima, morro abaixo”, pouca cobertura do solo e presença de camadas compactadas dificultam a infiltração e favorecem o movimento da água na superfície. Deste modo, a água chega no rio rapidamente durante o evento de chuva proporcionando maior amplitude das vazões e umidade ao longo do ano. Assim, em momentos de estiagens, cada vez mais frequentes nos últimos anos, é possível verificar a falta de água nos rios e reservatórios. A contaminação dos cursos de água (MINELLA et al., 2007; KAISER, 2009) e assoreamento são outras consequências do manejo inadequado e que comprometem a qualidade dos rios e reservatórios.

São muitos os benefícios promovidos pelo plantio direto no sistema de produção. A mobilização do solo somente na linha de semeadura aliado ao maior aporte de biomassa, dificultam a ação da gota de chuva sobre a superfície do solo. O plantio direto bem conduzido aumenta os teores de matéria orgânica no solo, favorecendo a estrutura e fauna do solo. Um solo bem estruturado apresenta características importantes para o processo de infiltração. A fauna do solo tem papel fundamental na porosidade e continuidade de poros no solo. Altos

teores de matéria orgânica melhoram a agregação e estabilidade dos agregados (TISDALL; OADES, 1982).

No entanto, quando o solo está descoberto, como por exemplo, em períodos de entressafra ou com baixa cobertura de material vegetal, pode ocorrer o selamento superficial. O selamento superficial é um processo de encrostamento da superfície do solo que afeta a infiltração de água. A gota de chuva possui energia cinética que é dissipada sobre o agregado, quebrando-o (MORGAN, 2005). Quando o solo está descoberto, como por exemplo, em períodos de entressafra ou com baixa cobertura de material vegetal as partículas de argila são dispersas e entopem os poros, formando o selo. O selamento também é formado a partir da reorganização das partículas de argila na superfície (SILVA et al., 2019). Desta forma, o primeiro evento de chuva forma o selamento superficial e o processo de infiltração é comprometido efetivamente no segundo evento de chuva. Estudos realizados em uma pequena bacia hidrográfica nua indicaram que o selamento da superfície do solo impactou mais o escoamento em relação a heterogeneidade do solo (ASSOULINE; MUALEM, 2006).

A intensidade e duração são as principais características da chuva que governam o processo de infiltração de água no solo. Altos volumes de chuva em um curto período, limitam o processo de infiltração e rapidamente dão origem ao escoamento superficial. Por vezes, chuvas de longa duração e menos intensas permitem que a infiltração ocorra mais lentamente. A condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) é um parâmetro do movimento de água no solo e bastante utilizada para descrever a condutividade máxima em determinada condição (TEIXEIRA; VIANA; DONAGEMMA, 2017).

A quantificação da infiltração de água no solo pode ser feita de forma pontual na paisagem através dos métodos como o duplo anel concêntrico (ZWIRTES et al., 2013) e o simulador de chuva (CASSOL et al., 2002). No entanto, a complexidade do processo de infiltração da água no solo e sua estimativa é ainda maior em escala de bacia hidrográfica. As diferentes condições de superfície e perfil do solo, intensidade da chuva e relevo interagem e tornam a modelagem da infiltração um desafio. A extrapolação dos valores pontuais para escalas maiores promove uma simplificação do processo de infiltração e geração de escoamento.

O método de infiltração aparente é um método complementar para estimativa da infiltração do solo em bacias. Com base no volume total escoado e na precipitação (BARROS et al., 2014) indicaram uma superestimação dos valores pontuais quando comparados àqueles

observados pelo monitoramento hidrológico. Esse processo ocorre em virtude das medições individuais não atenderem a complexidade e heterogeneidade das características do solo (compactação, horizonte subsuperficial) e áreas de afluência variável. Koppe (2022) indicou que o modelo LISEM através da equação de Green Ampt foi capaz de estimar a infiltração aparente através da calibração dos parâmetros.

Uma equação bastante utilizada para descrever o processo de infiltração é o modelo de Green-Ampt. Esse modelo é baseado na equação de Darcy e utilizada em diferentes modelos hidrológicos WEPP (NSERL, 1995), SWAT (NEITESH, et al., 2002) e LISEM (DE ROO, 1996). Apesar de amplamente difundida, essa equação apresenta algumas limitações quanto a sua aplicação. A equação de Green Ampt considera o solo como uma camada homogênea e com a frente de umedecimento se deslocando para baixo em um único movimento. O modelo também assume que acima da frente de umedecimento, o solo está saturado e que abaixo dele a umidade está em condições iniciais (LIU; CRAIG; SOULIS, 2011).

Outro aspecto limitante da equação de Green Ampt é quanto a carga hidráulica constante na frente de molhamento. Em encostas íngremes, estudos tem mostrado que a carga hidráulica na frente de molhamento torna-se menor com o aumento da inclinação e por isso, a capacidade de infiltração pode diminuir (WU et al., 2019). No entanto, é improvável que os pressupostos da equação sejam atendidos em todos os eventos reais, em virtude da desuniformidade das características físico-hídricas ao longo do perfil e da variabilidade da intensidade de precipitação durante o evento de chuva (PEREIRA; GUBIANI; LIER, 2021). No entanto, a utilização da equação de Green Ampt é amplamente utilizada em virtude de sua base física e de sua fácil implementação (OLIVEIRA, 2015).

2.2 ESCOAMENTO SUPERFICIAL

O plantio direto através do aumento da cobertura do solo possibilitou com que a gota de chuva não encontrasse mais a superfície do solo descoberta em pelo menos, grande parte do ano agrícola. O impedimento proporcionado pela cobertura vegetal reduz a desagregação do solo e conseqüentemente a produção de sedimentos em reservatórios e bacias hidrográficas (ZHAO et al., 2019). No entanto, o intenso tráfego de máquinas agrícolas aliado, muitas vezes, a baixa cobertura vegetal e períodos em pousio intensificou outro processo: o escoamento superficial. A ineficiência do plantio direto no manejo do escoamento superficial foi ressaltada por Londero et al., (2021) indicando que somente o plantio direto não é suficiente para controlar o escoamento em eventos de média e grande magnitude.

O escoamento superficial ocorre quando a precipitação excede a taxa de infiltração do solo (HORTON, 1993), presença de uma camada de solo impeditiva (compactação e/ou selo), áreas saturadas, características do uso e manejo do solo e pelo relevo. A erosão do solo devido ao escoamento superficial é uma das principais formas de degradação do solo. Segundo uma projeção global, a erosão hídrica pode aumentar de 30 a 66% as perdas de solo até 2070 (BORRELLI et al., 2020). Esse cenário indica as mudanças climáticas e uso do solo como principais condicionadores desse aumento.

O escoamento superficial possui alta capacidade de desagregação e transporte de sedimentos em virtude da energia cinética. Esse processo é intensificado na ausência de cobertura vegetal e evidenciado no talvegue de áreas agrícolas que não são bem conduzidas. Estudos realizados em bacias hidrográficas (DAMBROZ, 2020) e encostas (HAN et al., 2020) têm apontado as lavouras como geradoras de escoamento superficial e produção de sedimentos. Já o sistema de cultivo convencional devido ao preparo de mobilização do solo em alguns estudos, apresenta menor perda de água. No entanto, as perdas de solo aumentam consideravelmente (SEITZ et al., 2019).

Quando a precipitação atinge o solo saturado ou impermeável, ela começa a fluir de acordo com o relevo e formar os fluxos preferencias. Quando esse fluxo superficial é muito intenso, ele atinge os recursos hídricos muito rapidamente. Esse processo gera cotas de enchente e seca num intervalo muito curto e muitas vezes, provocando inundações (MORGAN, 2005; BLÖSCHL et al., 2019). No entanto, o ideal seria o fluxo subsuperficial predominar durante e depois da chuva para garantir o abastecimento do lençol freático. Assim, a água que seria

fundamental para períodos sem chuva é perdida por escoamento superficial, impactando diretamente os agricultores, qualidade da água e abastecimento das cidades.

Horton (1933) propôs a primeira teoria de infiltração-escoamento onde assume que o escoamento superficial ocorre quando a intensidade de precipitação é maior que a capacidade de infiltração de água no solo. Neste caso, o escoamento superficial em bacias estaria restrito a altas intensidades de chuva. Entretanto, esse processo nem sempre ocorre, uma vez que, as chuvas frontais observadas no inverno apresentam baixas intensidades e longa duração. Ainda, a teoria hortoniana considera que o escoamento é oriundo de todas as áreas da bacia. Desta forma, os fluxos hortonianos aplicam-se melhor em condições mais secas, chuvas intensas e solos compactados.

Em busca do avanço no entendimento dos mecanismos de geração de escoamento em bacias Dunne (1983) estabeleceu a contribuição da umidade na formação do escoamento superficial. Nesse caso, o escoamento superficial tem origem a partir de áreas saturadas, que contraem e expandem de acordo com a época do ano e durante o evento de chuva. No verão, essas áreas úmidas estão mais contraídas e no inverno estão mais expandidas, fazendo com que o escoamento superficial ocorra de forma diferente. O perfil do solo permanece saturado em virtude da oscilação do lençol freático e a chuva quando atinge esses locais promove o escoamento Dunniano. Esse processo de geração de escoamento é o mais observado em locais úmidos e com taxas de infiltração altas (HOANG, 2017).

A umidade inicial do solo governada pela chuva antecedente é importante, principalmente, para a geração do escoamento direto. A heterogeneidade da geração de escoamento em bacias está relacionada com a resposta da umidade do solo a precipitação. Essa por sua vez, implica das características das chuvas (intensidade, duração e frequência), topografia e as características do solo (SINGH et al., 2021). No início do evento chuvoso, grande parte da precipitação infiltra do solo. Durante o evento de chuva, a formação do escoamento superficial ocorre de forma diferente em virtude das características da bacia. Há áreas que saturam mais rapidamente, seja pela presença de camadas restritivas ou então pela expansão das áreas úmidas (CHENG et al., 2014; MACHADO; CARDOSO; MORTENE, 2022).

Posteriormente a formação do escoamento superficial ocorre a sua propagação a jusante. O volume e velocidade do escoamento superficial determinarão a capacidade de degradação e são influenciados pelas características do solo, relevo, precipitação, uso e manejo.

Assim, as características do solo, manejo e vegetação afetam a infiltração de água no solo e a rugosidade. Enquanto, o relevo possui papel determinante na concentração e velocidade dos fluxos.

A rugosidade do solo corresponde as variações do microrrelevo sobre a superfície do solo, responsáveis pelo armazenamento de água nesses locais. Esses microrrelevos funcionam como barreiras na propagação do escoamento superficial, reduzindo sua velocidade e consequentemente, a degradação. A cobertura vegetal sobre o solo atua como elemento da formação da rugosidade, em virtude de os resíduos vegetais contribuírem com a alteração do microrrelevo na superfície do solo. Além dos resíduos vegetais, a forma de preparo do solo e a presença de estruturas como canais vegetados e terraços também funcionam como barreiras no controle do escoamento superficial e erosão (GOVERS; TAKKEN; HELMING, 2000; PANACHUKI, et al., 2015).

As irregularidades na superfície do solo influenciam o tempo de início do escoamento e o volume total escoado, uma vez que, a retenção de água nesses locais permite a infiltração de água no solo, reduzindo assim o escoamento superficial (DARBOUX; REICHERT; HUANG, 2004). No entanto, alguns estudos têm evidenciado um efeito temporário da atuação do aumento da rugosidade na redução do escoamento. Após a segunda simulação de chuva, houve um maior escoamento na superfície inicialmente áspera, evidenciando uma reorganização das partículas de solo. Assim como, outro estudo indicou uma maior rugosidade após chuvas intensas, em decorrência da formação de sulcos (GOVERS; TAKKEN; HELMING, 2000; GOMEZ; NEARING 2005; BAHDDOU et al., 2023).

A complexidade na formação e propagação do escoamento superficial é ainda maior em escala de bacia hidrográfica. A integração dos elementos na paisagem (solos, relevo, uso) proporcionam diversas condições e reações ao escoamento e erosão. A presença de solos rasos, relevos declivosos e áreas compactadas reduzem a infiltração e intensificam o processo erosivo. Além disso, as estradas não pavimentadas possuem papel importante na geração e propagação do escoamento superficial em bacias. A presença da superfície compactada em estradas rurais provoca um aumento na geração de escoamento (MINELLA; WALLING; MERTEN, 2008; RAMOS-SCHARRÓN; LAFEVOR, 2016; SILVA et al., 2021).

A curvatura da encosta (plano e perfil) são projeções que ditam a velocidade e concentração dos fluxos. Encostas convergentes proporcionam maior concentração dos fluxos no talvegue, gerando maior degradação. Já as encostas divergentes promovem um fluxo difuso

e conseqüentemente, menor volume e velocidade. Devido a maior concentração de fluxo, a integração de encostas convergentes e convexas provocam um tempo de início do escoamento mais rápido (AGNESE; BAIAMONTE; CORRAO, 2007; GERANIAN et al., 2013; MESHKAT et al., 2019).

2.3 PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS EM LAVOURAS AGRÍCOLAS

O cultivo convencional era predominante na região Sul do Brasil anteriormente a implementação do plantio direto, na década de 70. O intenso preparo do solo provocado por esse sistema de cultivo através do revolvimento do solo associado a chuvas intensas, intensificou os processos erosivos na época. Através da Revolução Verde e as expectativas de aumento na produção de alimentos, um novo conceito de cultivo ganhou espaço: o plantio direto. Baseado na mobilização do solo somente na linha de semeadura, o plantio direto surgiu como alternativa ao preparo convencional na expectativa do controle da erosão. De fato, o plantio direto reduziu significativamente as perdas de solo e nutrientes em relação ao cultivo convencional (KOCHMANN; DENARDIN, 2000).

Os benefícios proporcionados pelo plantio direto são evidentes (aumento da produtividade, redução das perdas de solo, palhada), mas não suficientes para o controle do escoamento superficial, principalmente em eventos de média e grande magnitude (LONDERO, et al., 2021). O intenso tráfego de máquinas agrícolas e a ausência de práticas de manejo da água tem evidenciado nas lavouras problemas como a compactação do solo (HAMZA; ANDERSON, 2005) e a enxurrada.

A partir da década de 80, tendo em vista o aumento de produção de forma sustentável, o plantio direto incorporou fundamentos mais robustos. Assim, o plantio direto passou a ser chamado de sistema plantio direto, após incorporar princípios de rotação e diversificação de culturas, manutenção da palhada e práticas complementares para o manejo da água (KOCHMANN; DENARDIN, 2000). A integração desses preceitos estabelece o planejamento conservacionista do sistema agrícola como fundamental para garantir a sustentabilidade do solo e a preservação dos recursos hídricos.

A rotação e diversificação de culturas, em detrimento do monocultivo de soja/trigo é uma premissa do SPD que possui diversos benefícios na proteção do solo a erosão e na estruturação do solo, promovendo maior cobertura e infiltração de água (FRANCHINI; COSTA; DEBIASI, 2011). Mesmo em áreas com grande parte das premissas do sistema plantio direto atendidas, há situações em que a boa cobertura vegetal e cultivo em contorno, por exemplo, não são suficientes para controlar o escoamento superficial (LONDERO et al., 2021). Nesses casos, são necessárias outras medidas de conservação do solo e água.

Uma das formas eficientes e recomendadas no controle do escoamento superficial e armazenamento de água é a utilização de terraços nas lavouras (RAN et al., 2020; LONDERO et al., 2021). Segundo Vital e Resck (2002) o terraceamento “consiste na locação e construção de estruturas no sentido transversal a declividade do terreno com os objetivos de reduzir a velocidade da enxurrada e subdividir o volume de escoamento superficial possibilitando a infiltração de água no solo”. Além disso, o terraço transforma encostas declivosas em uma sequência de superfícies relativamente planas (FASHAHO et al., 2020). Essa estrutura funciona como uma barreira para o escoamento superficial, promovendo a diminuição na velocidade e a infiltração gradual da água no solo. Esse processo possibilita o armazenamento de água em períodos de chuvas abundantes e um aumento na água disponível para períodos de estiagens (FREITAS et al., 2021), favorecendo também, a produtividade das culturas em sistema plantio direto (HORBE et al., 2021).

A alocação de terraços em lavouras é realizada avaliando as características da área (tipo de solo, permeabilidade, declividade) e das características das chuvas. Em áreas de solos profundos e com alta permeabilidade pode ser alocado sob o nível, o terraço de infiltração. Em locais com a presença de solos rasos os terraços mais recomendados são os de escoamento, onde neste caso, são necessários canais escoadouros para disciplinar a saída da água.

A eficiência do terraceamento está, também, em fazê-lo combinado com outras práticas conservacionistas, como por exemplo, o plantio em contorno. Esse método de plantio promove o aumento da rugosidade da superfície transversalmente ao declive do terreno, interceptando o escoamento superficial e promovendo a infiltração da água. Quando comparado a semeadura mais utilizada, chamada popularmente de semeadura “morro acima – morro abaixo”, as perdas por erosão são significativamente reduzidas, principalmente em terrenos mais declivosos (COGO; LEVIEN; SCHWARZ, 2004; STEVENS, 2009; DENARDIN et al., 2011).

As faixas de retenção segundo Zonta (2012) “São constituídas por fileiras de plantas dispostas em contorno, com o intuito de dividir o comprimento da rampa, formando pequenos diques naturais com o acúmulo de sedimentos ao longo do tempo”. Através da inserção em nível e disposição de plantas com parte aérea e raízes abundantes, as faixas de retenção permitem a fricção do escoamento e a redução da erosão. As faixas de retenção quando próximas a rede de drenagem funcionam como filtros, retendo os sedimentos e nutrientes e, conseqüentemente reduzindo os impactos nos cursos d’água (TADESSE; MORGAN, 1996; GATHAGU; MOURAD; SANG, 2018). Segundo Carluer et al., (2011) faixa vegetativa é

eficiente quando a infiltração de água não é limitada por um ambiente saturado, solo ou por concentração de fluxo. Ela pode ser importante para absorver sedimentos, nutrientes e produtos químicos transportados em escoamento. Além de que quando dispostas ao longo do rio as faixas vegetativas são úteis para limitar a deriva de pesticidas.

Outros métodos importantes no controle do escoamento superficial e enchentes são as bacias de retenção e detenção. A bacia de retenção é um reservatório que tem como objetivo principal armazenar o excesso de água das chuvas e possibilitando a utilização para a irrigação, por exemplo. Já a bacia de detenção tem um armazenamento de curto prazo, visando a atenuação do pico de vazão e o controle do volume de água a jusante (HONG; NAICHIA; CHENC, 2006).

Os impactos do uso e manejo na bacia vertente são refletidos no exutório da bacia hidrográfica. Sendo assim, medidas de conservação integradas implementadas em locais espaciais apropriados dentro de uma bacia hidrográfica podem ser eficazes para reduzir problemas no local e a jusante (MEKONNEN et al., 2014). A inserção de práticas conservacionistas em lavouras, por exemplo, permite que as unidades da paisagem sejam desconectadas, diminuindo assim a velocidade do escoamento e o transporte dos sedimentos para a rede de drenagem.

Em um estudo realizado por Rachman et al., (2008) os terraços tipo patamar (forma de degraus) reduziram o escoamento e sedimentos em 9% e 58%, respectivamente, mas seus efeitos combinados com outras práticas de conservação reduziram o escoamento em (22%) e sedimentos em (79%) em comparação com os efeitos individuais. Nesse estudo, as simulações foram realizadas em uma encosta com o modelo WEPP, sem dados medidos para o local. A criação de “keylines” proposta por Giambastiani et al., (2023) transversalmente ao declive indicou uma redução da erosão e distribuição do escoamento superficial. A escarificação do solo proporcionou uma rugosidade no solo, fazendo com que houvesse a distribuição da umidade ao longo das linhas. No entanto, a escarificação não é eficiente a longo prazo, principalmente em solos argilosos, provocando efeitos temporários nos parâmetros que governam a infiltração de água (NICOLOSO et al., 2008; DRESCHER, et al., 2011). Portanto, é necessário práticas mais robustas para obtenção da redução do escoamento e erosão de forma eficiente.

Apesar de alguns trabalhos indicarem os benefícios de práticas de conservação em encostas e bacias, ainda não há um protocolo estabelecido para o planejamento conservacionista

de bacia hidrográficas. E muitas vezes, os estudos são realizados sem dados de monitoramento hidrológico, restritos a encostas e para uma avaliação das áreas ao longo do tempo e não como uma estratégia de planejamento. Sendo assim, ainda há pouca compreensão entre a interação dos fatores controladores dos processos hidrológicos e erosivos e como as práticas devem ser alocadas para o manejo do escoamento. A integração das práticas de manejo solo-planta-água são fundamentais para diminuir o escoamento superficial, a degradação e potencializar a produtividade das culturas nas lavouras.

2.4 A MODELAGEM MATEMÁTICA COMO FERRAMENTA DE PLANEJAMENTO CONSERVACIONISTA

A dinâmica de uma bacia hidrográfica, torna a gestão e planejamento nesses locais bastante desafiador. A integração dos elementos na paisagem e complexidade espaço-temporal resulta em observações contínuas e longas para o entendimento do sistema. Por isso, as alterações provocadas pelas mudanças no uso e manejo são refletidas no comportamento dos recursos hídricos. Nesse sentido, as bacias experimentais são importantes para a compreensão dos fatores controladores e seus processos na dinâmica atual do sistema. As bacias experimentais ainda são escassas no Brasil e são cruciais para a gestão e planejamento conservacionista.

Os modelos matemáticos são ferramentas importantes que podem auxiliar no planejamento e na compreensão dos impactos provocados pelas alterações de uso e manejo ao longo dos anos. Essas ferramentas integram diferentes condições e parâmetros da paisagem e permitem estimar espacialmente e temporalmente a perda de solo, escoamento superficial e infiltração de água no solo. Os modelos matemáticos possuem grande potencial também para a simulação de cenários anteriormente a execução dos métodos a campo. Assim, pela interface do programa é possível entender os processos, identificar as áreas frágeis e simular cenários conservacionistas. Esse processo permite reduzir drasticamente o tempo de geração de resultados em relação à experimentos a campo, tornando-o o planejamento mais eficiente.

Alguns modelos comumente utilizados para estimativa de perda de solo é a Equação Universal de Perda de Solo - USLE (WISCHMEIER; SMITH, 1978), posteriormente MUSLE e RUSLE. Esse modelo empírico foi originalmente desenvolvido em escala de parcela, não

sendo, portanto, ideal para a escala de bacia hidrográfica. Diferente da abordagem empírica, os modelos matemáticos que utilizam de equações matemáticas para expressar as leis físicas de velocidade, massa e energia são mais recomendados para compreensão dos processos. Esses exigem uma caracterização mais precisa dos parâmetros de entrada para a execução das simulações. Informações detalhadas sobre o relevo, características do solo e vegetação possibilitam uma maior coerência com a realidade. No entanto, uma das principais limitações desses modelos é a representação dessas características em escalas maiores devido sua variabilidade espaço-temporal. São exemplos de modelos de base física o SWAT (Soil & Water Assessment Tool) (Neitesch et al., 2009) e o LISEM (Limburg Soil Erosion Model) (DE ROO, 1996).

O LISEM, modelo matemático que será utilizado neste trabalho, é um modelo de base física e faz simulação por evento. Esse modelo necessita de diversas variáveis de entrada para sua aplicação, caracterizando parâmetros de relevo, solo e vegetação. A credibilidade e funcionalidade do modelo deve-se as etapas de calibração e validação. De forma geral, o modelo apresenta resultados satisfatórios para simular o comportamento hidrológico do sistema, não apresentando a mesma habilidade para os componentes erosivos. Isso pode estar atrelado a limitação na caracterização dos processos físicos erosivos e na incerteza dos processos que controlam a erosão (HESSEL et al., 2003; BARROS, 2012; GRUM et al., 2017).

A simulação do processo de escoamento superficial no modelo LISEM ocorre baseado na formação hortoniana e na direção de fluxo. Desta forma, escolhe-se a direção de fluxo considerando a melhor representação da bacia. A direção de fluxo mais utilizada nos trabalhos envolvendo o lisem é através do fluxo cinemático 1D, onde as células direcionam o fluxo superficial para uma única célula seguinte mais baixa. No entanto, segundo Bout e Jetten (2018) o fluxo cinemático direcionado deve ser reconsiderado em virtude de indicar sempre conectividade entre os elementos espaciais.

Outra forma de representar a direção de fluxo é pela onda dinâmica 2D baseada na equação de Saint Venant. As células direcionam o fluxo superficial devido as forças de pressão para as células no entorno com base em uma proporcionalidade de acordo com o modelo digital de elevação (Figura 1c). Neste caso, a direção de fluxo é mais dinâmica e menos concentrada, quando comparada àquela proporcionada pelo fluxo 1D, onde há uma maior conectividade, maior concentração e conseqüentemente menor tempo para formação do escoamento. Esse tipo

de abordagem é importante para bacias onde não há expressiva conectividade entre as unidades da paisagem e para representação de práticas de conservação.

A rugosidade do solo no modelo é representada através dos resíduos vegetais na superfície do solo. O aumento da rugosidade proporciona o aumento no armazenamento de água e conseqüentemente na velocidade do escoamento, representado pelo coeficiente de rugosidade de Manning (n). Takken et al., (2001) indicou uma melhor concordância com padrões reais de escoamento em lavouras quando a direção de fluxo é representada pela rugosidade induzida pelas linhas de preparo. Normalmente o fluxo superficial é representado pela topografia do relevo, o que nem sempre pode ser coerente com observações de campo. O mesmo autor sugere a utilização, quando necessário, de dois padrões de escoamento: induzido pelas linhas de preparo e outro de acordo com o modelo digital de elevação.

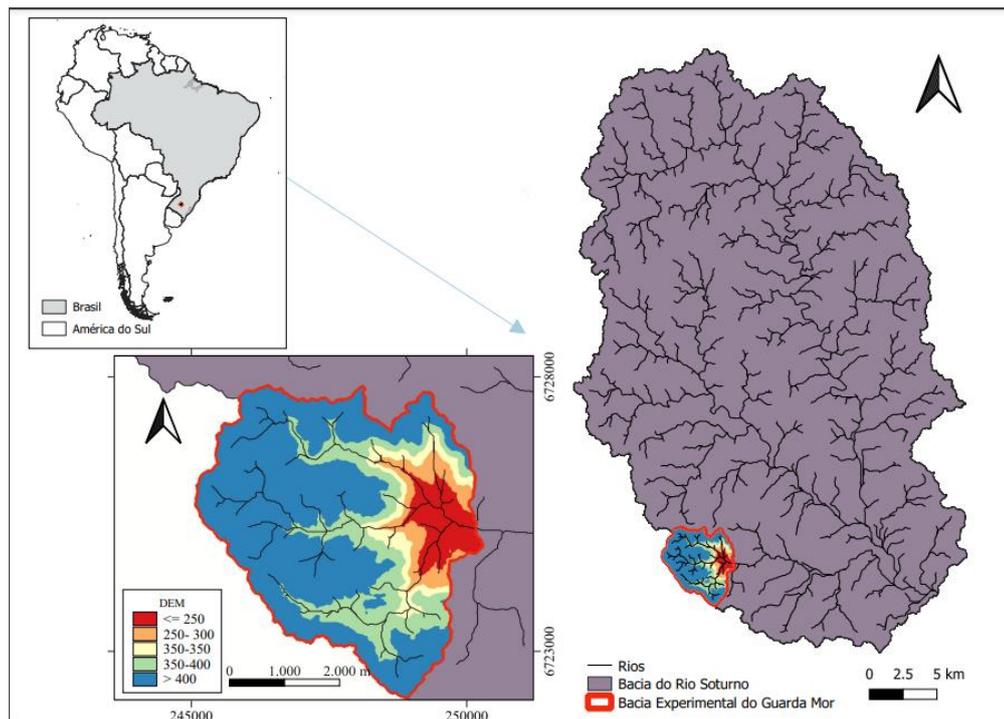
O monitoramento hidrológico e a caracterização de bacias hidrográficas são pontos cruciais para obtenção de bons resultados para a modelagem matemática. A caracterização dos tipos de solos, uso e manejo, relevo e parâmetros físico-hídricos do solo são características de entrada afim de representar a bacia hidrográfica. Da forma que, o monitoramento hidrológico das variáveis de chuva, vazão e concentração de sedimentos possibilitam ao modelador a utilização de dados reais para calibrar e nortear a compreensão dos processos e o planejamento desses locais. Em função disso é possível realizar o planejamento conservacionista de acordo com a identificação dos locais frágeis e sua contribuição na degradação. No entanto, sabe-se da dificuldade em representar adequadamente os processos hidrológicos e erosivos no modelo devido a variabilidade espaço-temporal dos dados de entrada. Além disso, a forma de avaliação dos efeitos das práticas de conservação nos modelos é desafiadora, pois há uma dificuldade na representação das práticas de conservação no ambiente de simulação.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 CARACTERÍSTICAS DO LOCAL DE ESTUDO

A sub-bacia do rio Guarda Mor está localizada nos limites dos municípios de Silveira Martins, Ivorá e Júlio de Castilhos, possuindo uma área de captação de, aproximadamente, 18,5 km² e faixas de elevação de 197 a 511m. Está localizada na transição do planalto meridional e a depressão central, sendo caracterizada pelos diferentes usos, geologia, solos e relevo. O clima da região é subtropical, tipo Cfa 2, segundo classificação de Köppen (1931) e conta com um regime de precipitação anual de 1700mm e evapotranspiração potencial de 829mm. A área de monitoramento compreende a uma parte da bacia hidrográfica do rio Guarda Mor, que drena para a bacia do rio Soturno (Figura 1). A bacia hidrográfica do rio Soturno faz parte da bacia do rio Jacuí, que está inserida na região hidrográfica do lago Guaíba.

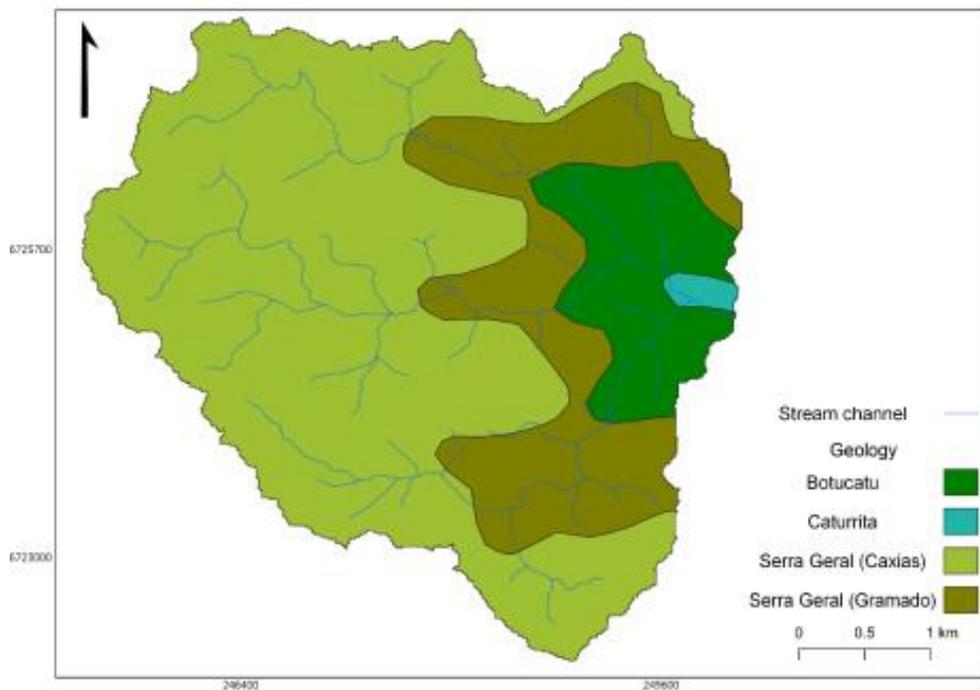
Figura 1 - Localização da bacia experimental do rio Guarda Mor.



Fonte: GIPEHS

A parte superior (Planalto) possui rochas vulcânicas de Formação Serra Geral, segregada na unidade Caxias (riodacito), contabilizando uma área de 12,22 km² e a unidade Gramado (basalto) respondendo por 3,96 km² da terça média da bacia. Na Depressão Central (bacia sedimentar) predominam os arenitos das Formações Botucatu e Caturrita, onde o Botucatu (arenito fino), tem 2,16 km² e Caturrita (arenito) tem 1,40 km² (Figura 2).

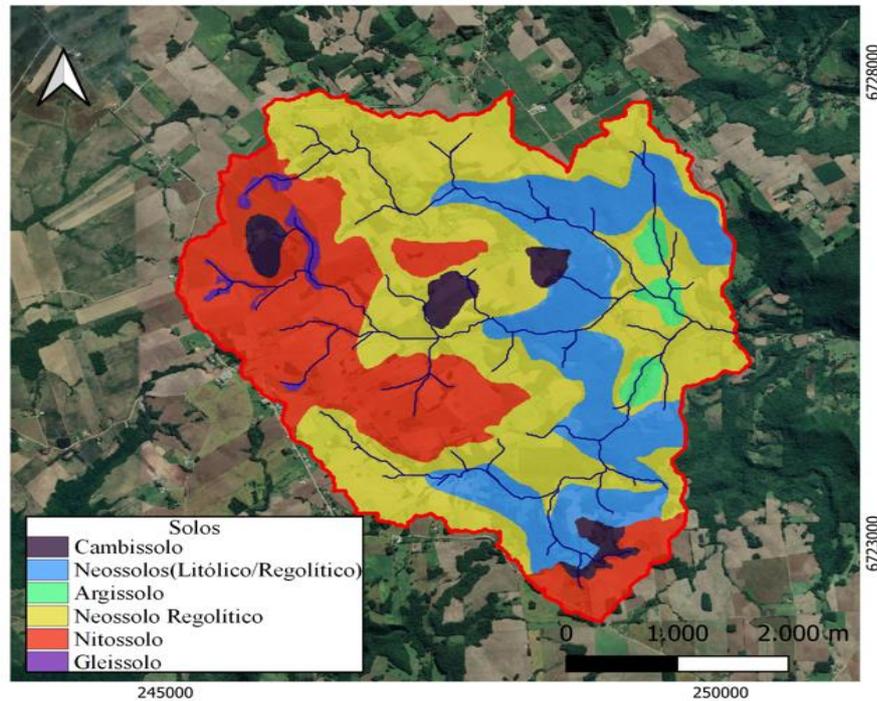
Figura 2 - Representação geológica da bacia do rio Guarda Mor.



Fonte: Grupo de pedologia UFSM/MSRS (2021).

No planalto a inclinação é predominantemente ondulada (inclinação entre 5 e 10%), movendo-se para terreno muito íngreme (inclinação acima de 75%) no terço intermediário, e na parte inferior desta bacia, o terreno varia de plano (declive de 0 a 2%) e ondulado a muito ondulado (15 a 45%). De acordo com levantamento de dados, descrição de perfis no campo associados ao mapeamento digital o mapa de solos foi construído. Predominantemente, os tipos de solo observados são Neossolos Regolíticos, seguido de Nitossolos Vermelhos e pequenas áreas de Cambissolos Háplicos e Gleissolos Háplicos. No terço intermediário da bacia, as classes de solo predominantes são Neossolos Litólicos e Regolíticos. No segmento inferior desta bacia, existem Neossolos Regolíticos e áreas de Argissolos Acinzentados (Figura 3).

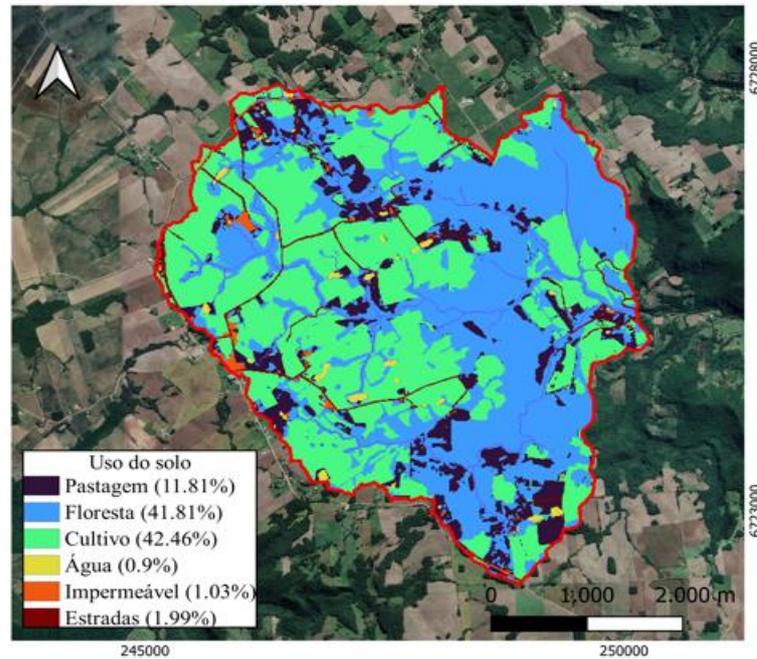
Figura 3 - Tipos de solo da bacia do rio Guarda Mor.



Fonte: Grupo de pedologia UFSM/MSRS (2021).

Com base no índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI) e verificação de campo, o mapa de classificação de uso do solo foi construído. De acordo com esta classificação, cerca de (42.46%) da área da bacia é ocupada por áreas agrícolas, seguidas por florestas (41.81%), pastagens (11.81%), estradas (1.99%), áreas urbanas ou pavimentadas (1.03%) e corpos d'água (0.9%). A floresta, uma das principais componentes da paisagem, está localizada principalmente na região escarpada desta bacia. Enquanto no segmento superior, sobre as bacias de captação, o uso do solo é principalmente de campos de cultivo, em um sistema de plantio direto (Figura 4). A área agrícola da bacia compreende basicamente áreas sob plantio direto com soja no verão e trigo/aveia no inverno. Devido a isso encontra-se nessas áreas baixo aporte de fitomassa e ausência de outras práticas de conservação, como rotação de cultura, terraceamento e cultivo em nível.

Figura 4 - Mapa de uso do solo da bacia do rio Guarda Mor.

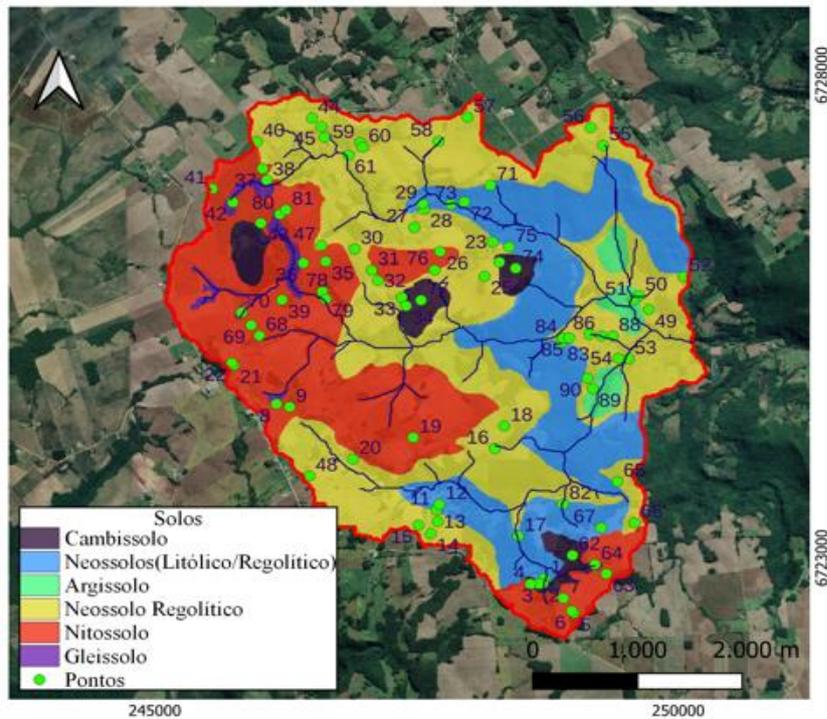


Fonte: Bernardi (2022).

3.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-HÍDRICA DO SOLO

A caracterização das propriedades físico-hídricas do solo é uma etapa fundamental para representar no modelo matemático os parâmetros que governam a dinâmica da água. A caracterização da bacia hidrográfica do Guarda Mor foi determinada para 88 pontos de coletas, conforme pode ser visto na (Figura 5). A quantidade de pontos de cada classe foi determinada seguindo uma ponderação de área de ocupação de tipos de solo, geologia e de uso dessa região. Foram coletadas duas a três amostras de anéis metálicos de estrutura preservada em cada ponto na camada superficial do solo (0-10cm). Posteriormente as amostras foram conduzidas ao laboratório de física do solo para determinação dos parâmetros da curva de retenção de água, densidade, porosidade (P_t) e condutividade hidráulica saturada (K_{sat}).

Figura 5 - Locais de amostragem dos parâmetros físico-hídricos.



Fonte: GIPEHS.

A determinação K_{sat} é estimada por meio do cálculo de percolação da amostra indeformada e saturada pela aplicação de uma carga de água constante. A água percolada na amostra é coletada em recipientes de armazenagem e conduzido a uma proveta para mensuração de volume (Figura 6). A K_{sat} é, segundo Teixeira et al., (2017), “a relação entre a carga e a velocidade com que a água se movimenta através do solo, em ensaio de laboratório com amostra indeformada”, determinada pela equação (1):

$$K = \frac{Q \times L}{A \times H \times t} \quad (1)$$

Onde: K a condutividade hidráulica do solo saturado (cm h^{-1}); Q volur percolado na amostra de solo (ml); L a altura do anel preenchido com solo (mm); A área do cilindro, em cm^2 ; t o tempo (s); H altura do bloco do solo e da coluna de água (cm).

Após a mensuração do volume escoado, das medidas do tamanho do anel e da altura da carga hidráulica, os valores de K_{sat} foram calculados. Após isso, as amostras de anéis metálicos foram conduzidas para a mesa de tensão (coluna de água de 60 e 100cm) para

determinação da densidade e porosidade. Todos os resultados obtidos nos pontos de coletas podem ser conferidos no (Apêndice C).

Figura 6 - Determinação da condutividade hidráulica saturada de amostras de solo com estrutura preservada.



Fonte: Autora.

3.3 MONITORAMENTO DAS VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS

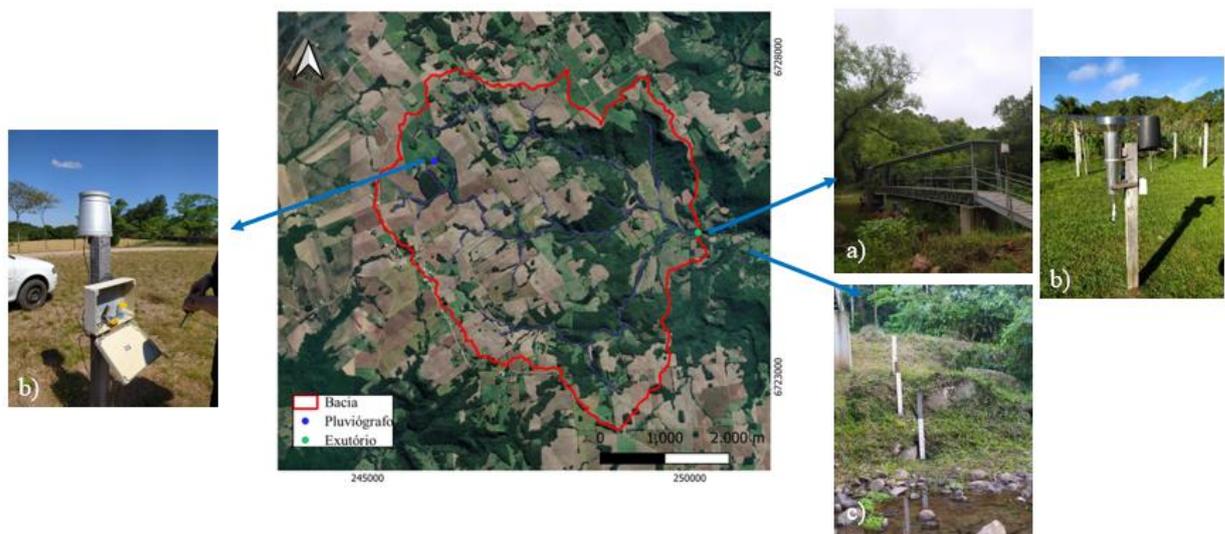
O monitoramento hidrológico das variáveis de chuva, vazão e sedimentos são fundamentais para a compreensão de como a precipitação é convertida em escoamento superficial e sedimentos erodidos considerando toda a complexidade de usos, relevos e solos existentes na bacia. O comportamento da vazão e da concentração de sedimentos são informações integradoras dos fenômenos de interesse na escala da bacia. No caso deste estudo, como a simulação de diferentes medidas conservacionistas nas lavouras afetam o comportamento hidrológico de toda a bacia. No exutório há uma passarela instalada (a) sobre uma seção transversal do rio Guarda Mor para o monitoramento das descargas líquidas e sólidas. No local foram instalados: (c) réguas linimétricas e equipamentos como o sensor de nível, amostradores automáticos e turbidímetro (Figura 7).

A precipitação é monitorada próxima ao exutório e na parte superior da bacia em ambos os locais há pluviógrafos (b) e pluviômetros, operado através de um observador local que registra diariamente o volume precipitado. Os pluviógrafos registram os dados de chuva em intervalos de 5 minutos. A verificação e correção dos dados dos pluviógrafos são realizadas

através dos dados diários dos pluviômetros instalados ao lado dos pluviógrafos. A construção da série temporal de precipitação é realizada através da conversão do número de basculadas registradas no pluviógrafo em precipitação (mm). Desta forma, o volume das basculadas é conhecido e calibrado.

O monitoramento da vazão foi realizado através do sensor de nível (Campbell CR451) em intervalos de 5 minutos e da régua linimétrica, onde através de uma curva-chave específica o nível é convertido em vazão. Já a concentração de sedimentos em suspensão (CSS) foi monitorada durante eventos de chuva e através de amostradores automáticos (Hach as950) e coletas manuais com o uso dos amostradores USDH-48 e -49 durante os eventos significativos de chuva-vazão. A determinação da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) foi realizada pelo método de evaporação ou filtragem. Foram realizadas verificações e calibrações em todos os equipamentos operantes a fim de garantir dados confiáveis e representativos do local de estudo. Informações detalhadas sobre a conversão dos dados de nível em vazão podem ser encontradas em Bernardi (2022).

Figura 7 - Localização das seções de monitoramento e equipamentos: a) passarela; b) pluviógrafo e c) réguas linimétricas.



Fonte: Autora

O monitoramento hidrológico é primordial para fundamentar o processo de modelagem matemática. É através do monitoramento que é possível compreender os processos e caracterizar os eventos de chuva que ocorrem, a fim de representá-los no modelo matemático da melhor forma. Assim, é possível caracterizar os eventos de chuva em diferentes épocas do ano, condições de uso, manejo e magnitude. O monitoramento hidrológico foi contínuo, porém

durante esse período foram abordados 14 eventos, compreendidos de abril a setembro de 2022 e de julho-novembro de 2023 para representar as diferentes condições de precipitação e épocas do ano.

Os dois anos de estudo dispuseram de um contraste quanto a ocorrência dos eventos de chuva. O segundo semestre de 2022 e início de 2023 estava sob o fenômeno La Niña, caracterizada pelas chuvas no Norte e Nordeste e de chuvas abaixo da média no RS. Esse período provocou estiagem severa provocando prejuízos para as lavouras de grãos. Já o ano de 2023 principalmente o segundo semestre, foi marcado pelo El Niño provocando diversas enchentes no estado. O período de setembro a outubro, de forma geral, é um período com chuvas mais intensas no RS. Nesse período para o ano de 2022 teve-se um acumulado médio na bacia de 190mm, enquanto para o mesmo período em 2023 o acumulado médio foi de 1058mm. Importante enfatizar que apesar dos grandes volumes precipitados na primavera de 2023, houve períodos de estiagem no início de 2024 com prejuízos as lavouras de grão. Essas informações evidenciam ainda mais a necessidade da adaptação dos sistemas de produção em virtude das mudanças climáticas.

3.4 MODELAGEM HIDROLÓGICA

A modelagem matemática dos eventos selecionados foi realizada utilizando o modelo LISEM (Limburg Soil Erosion Model) versão 6.848 com resolução temporal 10 segundos e resolução espacial de 10 metros. O LISEM é um modelo de base física e está integrado a um sistema de informação geográfica (SIG) (DE ROO, 1996). O modelo utiliza informações (parâmetros) espacializadas do uso do solo e tipo de solo, bem como os atributos do relevo (modelo numérico de elevação) e da rede de drenagem. Alguns parâmetros foram espacializados segundo o uso do solo e outros conforme o tipo de solo. A preparação dos mapas foi realizada através do Sistema de Informação Geográfica “PCraster” a partir do programa Nutshell.

O modelo LISEM faz a simulação do escoamento superficial, sendo assim, há a necessidade de realizar a separação do escoamento que se propagou em superfície. A separação do escoamento superficial foi realizada através da visualização do hidrograma, onde através da inflexão do hidrograma ocorre a determinação do início e fim do escoamento superficial segundo o método apresentado por Tucci (1998). O modelo realiza simulações do escoamento

superficial e da erosão, através de equações matemáticas referentes a interceptação vegetal (Equações 2, 3 e 4), armazenamento em microdepressões (Equação 5) e infiltração de água no solo (Equação 6, 7 e 8). Da mesma forma, o modelo também simula a desagregação, transporte e deposição. Neste trabalho, consideramos somente a parte hidrológica na expectativa do modelo representar adequadamente o escoamento superficial e sua retenção em escala de bacia.

$$Ic = Smax * (1 - e \left(-k \frac{Pcum}{Smax} \right))$$

$$Smax = 0.935 + 0.498 * LAI - 0.00575 * LAI^2 \quad (3)$$

$$k = 1 - e^{(-co * LAI)} \quad (4)$$

Onde: *Ic* é o armazenamento total interceptado em um determinado momento (*mm*); *Smax* é o armazenamento máximo do dossel (*mm*); *Pcum* a precipitação total (*mm*), obtido através da equação (2). *K* é um parâmetro relacionado à abertura do dossel (-); *co* a abertura do dossel (-); *LAI* o índice de área foliar (-), provenientes da equação (3) e (4) (ASTON, 1979; DE JONG; JETTEN, 2007).

A precipitação é inicialmente armazenada em microdepressões na superfície do solo, obtido através da rugosidade aleatória (*RR*) que será convertido em infiltração. O armazenamento em superfície é obtido através do armazenamento máximo nas depressões (*MDS*) e determinado por Kamphorst et al., (2000):

$$MDS = 0.243 * RR + 0.010 * RR^2 - 0.012 * RR * S \quad (5)$$

Onde: *MDS* é o armazenamento máximo nas depressões (*cm*); *S* a inclinação (%); *RR* o desvio padrão da rugosidade aleatória (*cm*).

A infiltração de água no solo pode ser calculada por diferentes equações no modelo LISEM. O modelo Green Ampt, utilizado neste estudo, é uma simplificação da equação de Darcy para o fluxo de água na vertical (Equação 6). A infiltração acumulada é obtida pela disponibilidade de vazios (Equação 7). A união da equação (6) e (7) resulta na taxa de infiltração potencial (*f_{pot}*), que determina a ocorrência ou não do escoamento superficial, de acordo com a intensidade de precipitação. As equações podem ser visualizadas abaixo:

$$q = -ksat * (dh/dz + 1) \quad (6)$$

$$I = dz * (Pt - \theta i) \quad (7)$$

$$f_{pot} = -Ksat * (dh * \frac{\theta_s - \theta_i}{F} + 1) \quad (8)$$

Onde: K_{sat} é a condutividade hidráulica em solo saturado (mm h^{-1}); dh é a soma da pressão da lâmina de água na superfície mais a sucção da matriz na frente de molhamento; dz é a profundidade de infiltração (mm); P_t é a porosidade total (-); θ_i é a umidade inicial (-); I é a infiltração acumulada; f_{pot} é a taxa de infiltração de água potencial (mm h^{-1}); F é a infiltração acumulada (mm).

Quando a água armazenada nas depressões é preenchida e ocorre uma precipitação com intensidade maior que a capacidade de infiltração, ocorre a geração do escoamento sobre a superfície. Neste caso a propagação sobre a superfície foi realizada através da onda dinâmica 2D que utiliza o MNE para direcionar o fluxo. Como nesse trabalho, o objetivo é simular o efeito dos terraços em nível, foi necessária usar outra estratégia de simulação do escoamento em comparação aos trabalhos desenvolvidos anteriormente (BARROS, 2016; SCHNEIDER, 2021; SCHLESNER, 2022). Como os terraços em nível interceptam o escoamento superficial nas zonas convergentes das encostas e o redistribui para as zonas divergentes foi necessário o uso do método 2-D da onda dinâmica usando o Modelo Numérico de Elevação ao invés do método em 1-D da onda cinemática que usa a direção do fluxo. Mais informações sobre a diferença entre os métodos podem ser obtidas em Bout e Jetten (2018).

3.4.1 Parâmetros de entrada, calibração e validação dos eventos

Os parâmetros de entrada utilizados no modelo são provenientes do mapa de uso do solo para uma camada de acordo com a profundidade de cada tipo de solo. A escolha da parametrização de acordo com o tipo de uso foi determinada de acordo com uma análise de importância realizado na mesma bacia, indicando que o uso do solo foi o fator mais influente

para a conversão dos parâmetros K_{sat} e Pt (BERNARDI, 2022). A profundidade por ser uma característica intrínseca de cada tipo de solo foi atribuída ao mapa de solos (Tabela 1).

Tabela 1. Profundidade efetiva dos solos.

Tipo de solo	Profundidade efetiva (mm)
Cambissolo	500
Neossolo Lit e Reg	500
Argissolo	1000
Neossolo Reg	400
Nitossolo	1100
Gleissolo	800

Fonte: GIPEHS.

Os parâmetros utilizados no mapa de uso foram K_{sat} , Pt , potencial matricial (ψ_m), umidade inicial (θ_i), parâmetro de rugosidade de Manning (n), cobertura vegetal, altura de planta, índice de área foliar (LAI), rugosidade aleatória (RR). Os dados de K_{sat} e Pt foram descritas no levantamento físico-hídrico. Devido à alta variabilidade apresentada principalmente para a variável K_{sat} dentro de um mesmo uso, optou-se em utilizar a mediana como uma medida de posição para a representação da K_{sat} e Pt para cada classe de uso, uma vez que, a mediana representa melhor o valor típico da amostra. O valor de rugosidade aleatória (RR) foi determinado em uma bacia experimental semelhante no Sul do Brasil (BARROS, 2012; BARROS et al., 2014; SILVA et al., 2021; BERNARDI, 2022). Os valores de (n) foram descritos em Engman (1986) para usos de solos compatíveis aos encontrados na bacia experimental do Guarda Mor.

A θ_i foi estimada de acordo com a precipitação acumulada em três dias anteriores ao evento de chuva. O potencial matricial foi atribuído a partir de um valor intermediário proveniente da classe textural (HEC RAS, 2020). Os valores referentes a vegetação de áreas agrícolas (cobertura vegetal, altura de planta e índice de área foliar) foram determinados a partir de calendário agrícola observado nesta bacia e dados da literatura a respeito das culturas presentes (BARROS, 2016; BERNARDI, 2022). Os valores de entrada e calibração para cada classe de uso e eventos podem ser visualizados nos Apêndices A e B.

A estratégia utilizada para a calibração dos eventos foi baseada na representação do volume total, vazão de pico e tempo de pico pela alteração, por tentativa e erro, da umidade

inicial devido as incertezas e sua variabilidade no início do evento de chuva em escala de bacia. Não havendo um bom ajuste alterou-se também os parâmetros de K_{sat} e o (n), nesta sequência de importância. Buscou-se primeiramente e preferencialmente o ajuste da vazão de pico e volume do escoamento devido a maior confiabilidade em representar o escoamento superficial. As variáveis referentes a vegetação foram ajustadas conforme a época do ano de cada evento simulado.

A análise de eficiência quanto a calibração e ajuste dos eventos no modelo LISEM foi realizada através do coeficiente de eficiência (COE) proposto por Nash e Sutcliffe (1970) para os dados de vazão ao longo do hidrograma (Equação 9). O percentual de bias (Pbias) (Equação 10) foi utilizado para o volume total de escoamento, vazão de pico, tempo de pico e para avaliar a eficiência dos cenários conservacionistas. A classificação dos valores de eficiência (MORIASI, et al., 2017) pode ser conferida na (Tabela 2):

$$COE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Em - Es)^2}{\sum_{i=1}^n (Em - \bar{Es})^2} \quad (9)$$

$$PBIAS (\%) = \frac{Es - Em}{Em} * 100 \quad (10)$$

Tabela 2. Classificação dos valores de eficiência.

Classificação	NSE	Pbias
Muito bom	$0,75 < NSE \leq 1$	$0 < Pbias \leq 10$
Bom	$0,6 < NSE \leq 0,75$	$10 < Pbias \leq 15$
Satisfatório	$0,5 < NSE \leq 0,6$	$15 < Pbias \leq 25$
Insatisfatório	$NSE \leq 0,5$	$Pbias < 25$

Fonte: Moriasi et al. (2017).

Para a calibração e validação do modelo foram selecionados 14 eventos, sendo 10 eventos para a calibração (eventos 1 a 10) e 4 eventos (eventos 11-14) para a validação. A validação do modelo foi realizada para 4 eventos de chuva-vazão (Tabela 1). A média dos valores de K_{sat} e n obtidos na calibração foram usados nos eventos de validação e a umidade antecedente foi estimada a partir da quantidade de chuva antecedente. A validação ocorre de

parâmetros extraídos da calibração e por isso, não ocorre o ajuste por tentativa e erro dos parâmetros.

3.4.2 Implementação dos cenários conservacionistas

Os cenários conservacionistas foram propostos nas áreas agrícolas da bacia com o objetivo de avaliar seus efeitos nas variáveis hidrológicas observáveis no exutório dessa bacia. Nesse sentido, os resultados obtidos decorrem da integração dos efeitos decorrentes das modificações das lavouras somados aos efeitos dos outros usos do solo (estradas, florestas e pastagens) que não sofreram intervenção. Foram testados dois níveis de intervenção conservacionista que contemplam três medidas conservacionistas:

Cenário 1 (C1): melhoria dos parâmetros de infiltração decorrentes da maior quantidade de fitomassa e rotação de culturas (plantio direto bem manejado) associado a faixas de retenção com 10 m de largura e composta por material com elevada fricção ao escoamento superficial e elevada taxa de infiltração.

Cenário 2 (C2): melhoria dos parâmetros de infiltração decorrentes da maior quantidade de fitomassa e rotação de culturas (plantio direto bem manejado) associado a presença de terraços em nível com seção transversal de 2 m².

A alocação das faixas de retenção e dos terraços foi realizada a partir de curvas de nível obtidas do MNE com equidistância de 4 m (Figura 8). Sendo assim, a quantidade de terraços e de faixas de retenção alocados por encosta é uma simplificação da quantidade ideal que poderia ser dimensionada considerando as particularidades de cada encostas, como por exemplo a declividade ou os tipos de solo. A área da seção transversal de, aproximadamente, 2 m² é uma estimativa do mínimo necessário para o efeito desejado de controle do escoamento por terraços de infiltração, específico para esse local. A representação do terraço no ambiente de simulação foi realizada por intermédio de uma depressão em que o modelo contabiliza como um reservatório a ser preenchido. Essa informação espacialmente distribuída é adicionada por intermédio de um mapa particular (Figura 8).

De acordo com pesquisas realizadas em uma encosta monitorada com terraços (Londero et al., 2021), testou-se o método de inserção dos terraços no ambiente de simulação. A partir disso, foi possível comparar os resultados e identificar que os resultados que estavam de melhor acordo com os medidos era através da simulação da presença de um reservatório de

2m. Os terraços instalados na encosta utilizados para comparação possuem 2m² de seção transversal.

Para as faixas de retenção foram atribuídas características específicas de superfície e de solo, considerando a alta porosidade que pode ser encontrada em áreas com vegetação intensa e aos diferentes tipos de raízes (fasciculadas e pivotantes) que provocam condições de subsuperfície distintos (NICOLOSO et al., 2008; PRANDO et al., 2010; MALLMANN, 2017). O (*n*) foi atribuído de acordo com resultados obtidos a partir de (SCHNEIDER, 2021) em áreas com alta cobertura vegetal tanto para as faixas de vegetação quanto para as áreas agrícolas bem manejadas. Também foram atribuídos maiores valores de porosidade, rugosidade, cobertura, altura de planta e índice de área foliar para as faixas de retenção e áreas agrícolas bem manejadas em relação a aqueles utilizados para a calibração.

Tabela 3. Parâmetros utilizados para a caracterização dos cenários.

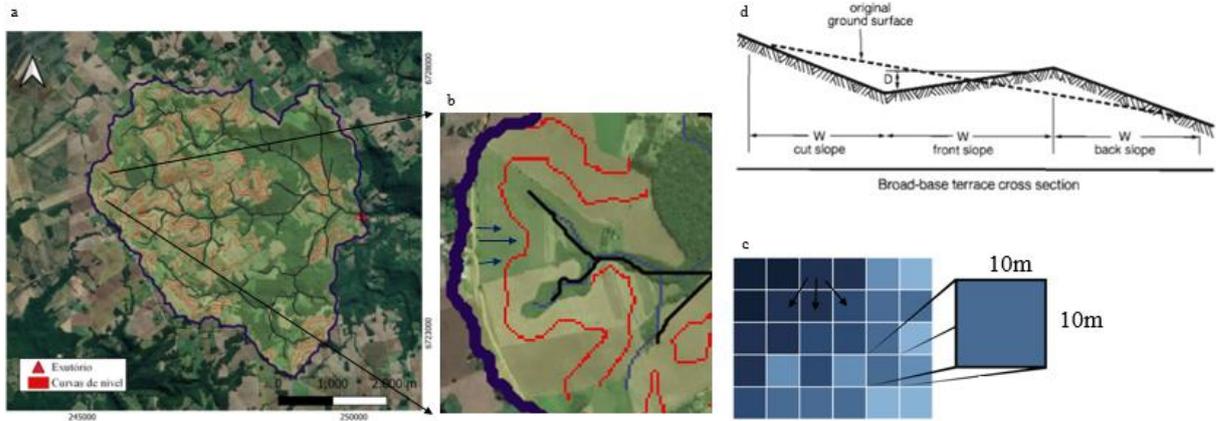
-	K_{sat}	Pt	<i>n</i>	SC	CH	LAI	RR
PD bem manejado	80	0.49	0.5	1	1	3	4
Faixas de retenção	200	0.58	0.5	1	2	4	5

K_{sat} = Condutividade hidráulica saturada (mm h⁻¹); Pt = Porosidade total (cm³cm⁻³); *n* = Coeficiente de Manning (-); SC = Fração de cobertura do solo (-); CH = Altura de planta (m); LAI = Índice de área foliar (m²); RR = Rugosidade superficial (cm).

Fonte: Autora.

A simulação dos níveis de intervenção conservacionista foi testada em seis eventos significativos de chuva (TR= 5 anos) no período de 2022 e 2023. Dentre eles, quatro eventos fazem parte de um período crítico de chuvas no RS sendo responsáveis por significativos estragos no ambiente rural e urbano no estado.

Figura 8. Disposição das curvas de nível em áreas agrícolas na bacia que deram origem a alocação dos terraços e faixas de retenção no ambiente de simulação.



Fonte: Autora (a e b); Leah A. Wasser (NeonScience) 2021 (c) e USDA, 2021 (d).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERÍSTICAS DOS EVENTOS MONITORADOS

Utilizou-se 14 eventos ocorridos de abril-setembro de 2022 e de julho-novembro de 2023 para representar as diferentes condições de precipitação e épocas do ano (Tabela 4). Foi perceptível nesses dois anos condições totalmente distintas no regime de chuvas. Enquanto, o segundo semestre de 2022 foi caracterizado pela estiagem, o segundo semestre de 2023 apresentou eventos de chuva mais intensas, correspondendo a um período crítico de enchentes no estado do RS. Essas condições distintas em um curto período evidenciam a necessidade de estratégias de adaptação dos sistemas de cultivo para controlar os danos decorrentes do excesso de chuva, armazenando o máximo de água no perfil do solo e recarregando as reservas subterrâneas para atenuar os efeitos da estiagem.

Segundo a análise da (Tabela 4) os eventos que apresentaram maiores coeficientes de escoamento ($C > 50\%$) são referentes ao segundo semestre de 2023. O evento 10 apresentou maior valor de C (76%) em relação aos demais. Ele também obteve os maiores valores para Q_e , Q_p e EI_{30} , evidenciando a capacidade de degradação desse evento. Em seguida, os eventos que apresentaram altos valores de C ($> 50\%$) são os eventos 6, 8 e 9. Ou seja, metade dos eventos do segundo semestre de 2023, apresentados aqui, obteve mais da metade do volume de chuva perdido por escoamento superficial. O C obteve resultados altos para alguns eventos, estando relacionado com a magnitude do mesmo. Obviamente, os resultados podem ser aprimorados através de uma separação de escoamento menos subjetiva.

Tabela 4. Características hidrológicas dos eventos selecionados.

Ev	Data	P ₃ mm	Pt mm	D min	EI ₃₀	Qt m ³	Qb m ³	Qe m ³	Qp m ³ /s	Tp min	C %
1	26/04/2022	39.6	29.4	190	15882	188009	90243	97673	11.2	230	17.2
2	21/06/2022	0.0	30.0	985	125	272710	166722	105933	3.1	815	18.3
3	14/07/2022	47.5	56.3	605	21521	512371	136800	375570	57.0	340	34.6
4	16/07/2022	71.3	23.2	270	4838	212424	117818	94606	10.5	215	21.1
5	18/09/2022	0.0	39.9	830	8395	33649	14188	19606	0.7	965	2.5
6	12/07//2023	0.0	102.5	585	25166	1270755	222937	1047638	106.5	530	53.5
7	07/09/2023	123.0	72.2	520	47778	221677	89091	132377	16.4	410	10.0
8	12/09/2023	0.0	96.1	1530	38798	1558109	572536	985330	36.5	435	53.1
9	16/10/2023	0.0	79.8	1525	22868	1345551	380753	964616	50.5	625	62.6
10	12/11/2023	10.0	88.8	905	61075	1693311	391706	1301163	179.6	235	76.0
11	03/08/2022	0	37.7	635	3452	97412.3	53451.8	43916	3.5	695	6.0
12	07/07/2023	0	86.9	1090	14640	362215	161738	200429	5.8	1060	12.0
13	04/09/2023	13.7	80.8	1485	31863	822223	349466	472495	11.8	1295	30.3
14	02/11/2023	0	75.7	1505	41264	360395	229617	130797	9.5	670	9.0

Ev = Evento; P₃ = chuva antecedente há 3 dias; Pt = Precipitação total; D = Duração da precipitação; EI₃₀ = erosividade da chuva na precipitação máxima de 30 minutos ($J\ mm\ m^{-2}\ h^{-1}$); Qt = Volume total; Qb = Volume total do escoamento de base; Qe = volume total do escoamento superficial; Qp = vazão máxima do escoamento superficial; Tp = Tempo de ocorrência da vazão máxima; C = Coeficiente de escoamento.

Fonte: Autora.

4.2 CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DAS VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS

Para a calibração e validação do modelo foram selecionados 14 eventos, sendo 10 eventos para a calibração (eventos 1 a 10) e 4 eventos (eventos 11-14) para a validação (Tabela 4). O conjunto de eventos foram selecionados para representar diferentes magnitudes e épocas do ano. Os resultados obtidos na calibração dos eventos são apresentados na (Tabela 5) e na (Figura 9). Os ajustes para Q_p (vazão de pico) e T_p (tempo para ocorrência da vazão máxima) apresentaram resultados melhores quando comparados ao Q_e (volume total do escoamento superficial). Entretanto, o Q_e pode-se obter um melhor resultado no ajuste de Q_e em detrimento da Q_p e T_p. Neste trabalho, priorizamos a Q_p considerando sua maior importância para os processos de degradação como a erosão concentrada e a erosão fluvial. Eventos com altas intensidades de chuva, por exemplo o evento 10, e aqueles com múltiplos picos apresentaram

uma maior dificuldade no processo de calibração o que determinou resultados menos satisfatórios.

Como descrito anteriormente, a calibração das variáveis Q_e , Q_p e T_p foi realizada através do ajuste dos parâmetros K_{sat} , θ_i e n . No entanto, a θ_i foi o parâmetro que apresentou maior interferência no processo de calibração, demonstrando a sua importância no controle do escoamento superficial, apesar da dificuldade de representá-la espacialmente na bacia. A calibração desse parâmetro foi realizado baseado na chuva antecedente por tentativa e erro. Os valores de θ_i obtidos durante a calibração foram muito próximos da θ_s principalmente em eventos de maior magnitude e mesmo em eventos que não são possuem acumulados antecedentes (P_3), são exemplos os eventos 2, 6, 8, 9 e 10. A amostragem físico-hídrica realizada na bacia permite uma caracterização na paisagem, porém ainda é insuficiente para representar a variabilidade específica de cada perfil. A dificuldade de representar a θ_i e sua contribuição no escoamento superficial já foi relatada em outros trabalhos (SILVA, 2021; BERNARDI, 2022; SCHLESNER, 2022).

Em estudos realizados no Arroio Lajeado Ferreira em Arvorezinha a malha amostral da K_{sat} indicou altos valores nas encostas (DALBIANCO 2009; BARROS, 2014). Entretanto, mesmo com elevados valores de infiltração nas encostas observava-se elevadas proporções de escoamento superficial na bacia. Schlesner (2022) indicou a incoerência da representação de áreas que de fato podem estar contribuindo com o escoamento. As áreas de afluência variável, áreas de saturação e locais impermeáveis são de difícil representação e necessitam de um estudo detalhado para a identificação e adequada representação na bacia. Desta forma, ele identificou áreas hidrologicamente frágeis através de observações a campo e TWI e assim, determinou valores de umidade superiores nestes locais. Os resultados obtidos na calibração foram bons e evidenciaram a boa capacidade do modelo LISEM na representação de áreas hidrologicamente frágeis.

Tabela 5. Variáveis hidrológicas observadas e simuladas nos eventos calibrados.

Ev	Data	PTT	EI ₃₀	Q _e (m ³)		Q _p (m ³ /s)		T _p (min)	
		mm	-	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim
1	26/04/2022	29.37	15882	97673	102478	11.16	10.98	230	230
2	21/06/2022	30	125	105933	100153	3.09	3.56	815	790
3	14/07/2022	56.34	21521	375570	545960	57.04	52.61	340	335
4	16/07/2022	23.2	4838	94606	108311	10.50	10.79	215	210
5	18/09/2022	39.88	8395	19607	18310.9	0.69	0.87	965	945
6	12/07//2023	102.5	25166	1047638	1558086	106.50	85.97	530	530
7	07/09/2023	72.2	47778	132377	243885	16.36	16.86	410	435
8	13/09/2023	96.1	38798	985332	1099158	36.50	38.89	435	665
9	16/10/2023	79.84	22868	964616	1095392	50.46	47.25	625	615
10	12/11/2023	88.84	61075	1301163	1319327	179.62	92.93	235	240

Ev = Evento; PTT = Precipitação total; EI₃₀ = erosividade da chuva na precipitação máxima de 30 minutos (J mm m⁻² h⁻¹); Q_e = volume total do escoamento superficial; Q_p = vazão máxima de escoamento; T_p = tempo para ocorrência da vazão máxima de escoamento; Obs = valor observado; Sim = valor simulado.

Fonte: Autora.

A análise estatística do Pbias e do (COE) para os eventos calibrados pode ser visualizada na (Tabela 6). O COE representa o ajuste quanto a forma do hidrograma, sendo assim, todos os eventos apresentaram resultado classificado como “muito bom”, exceto os eventos 6 e 7 que apresentaram resultados classificados como “insatisfatório”.

Segundo os critérios estabelecidos por Moriasi et al. (2007) os resultados de Q_e foram considerados “muito bom” para os eventos 1, 2, 5 e 10, “bom” para os eventos 4, 8 e 9 e “insatisfatório” para os eventos 3, 6 e 7. Os resultados de Q_p foram considerados “muito bom” para os eventos 1, 3, 4, 7, 8 e 9 “bom” para o evento 2, “satisfatório” para o evento 6 “insatisfatório” para os eventos 5 e 10. Os resultados de T_p foram considerados “muito bom” para todos os eventos, com exceção do evento 8 que foi considerado como “insatisfatório”.

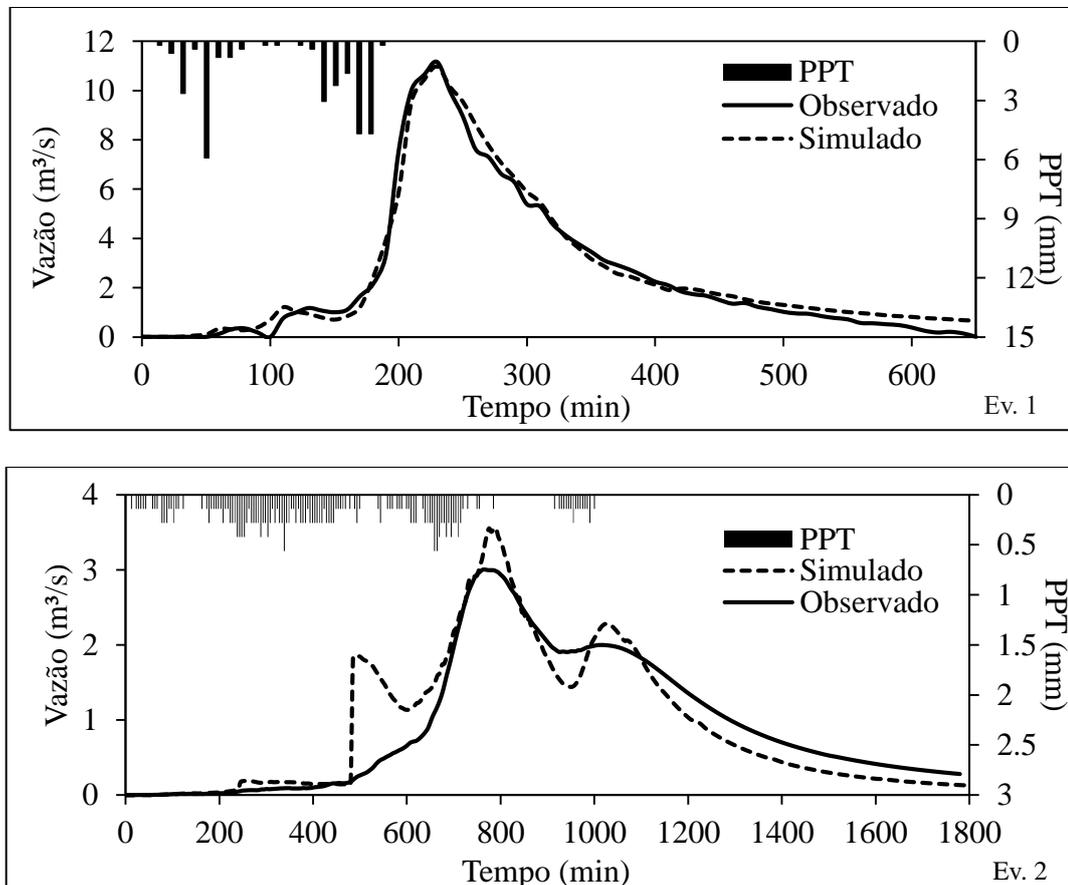
Tabela 6. Análise de eficiência do modelo LISEM na calibração das variáveis hidrológicas.

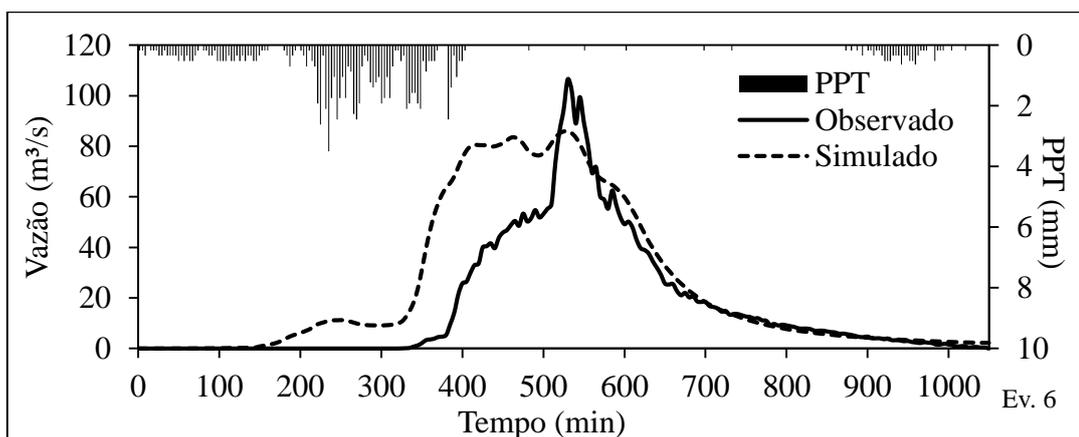
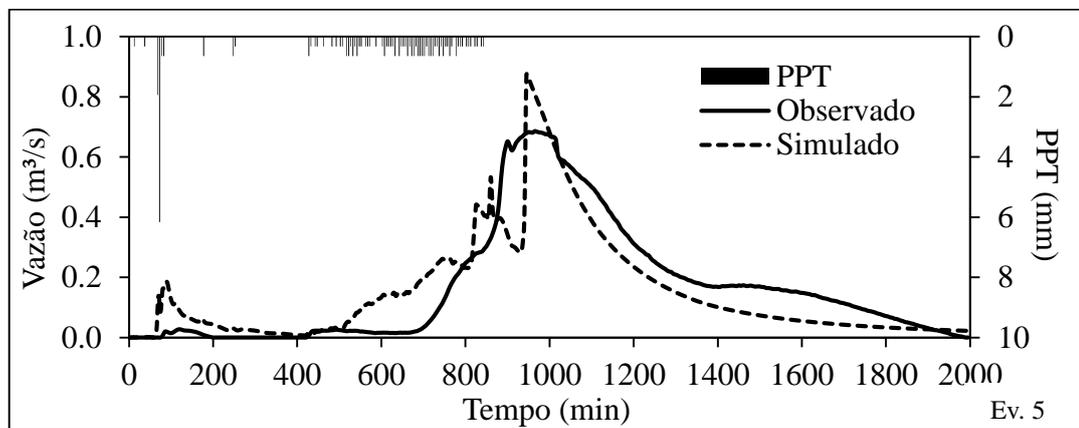
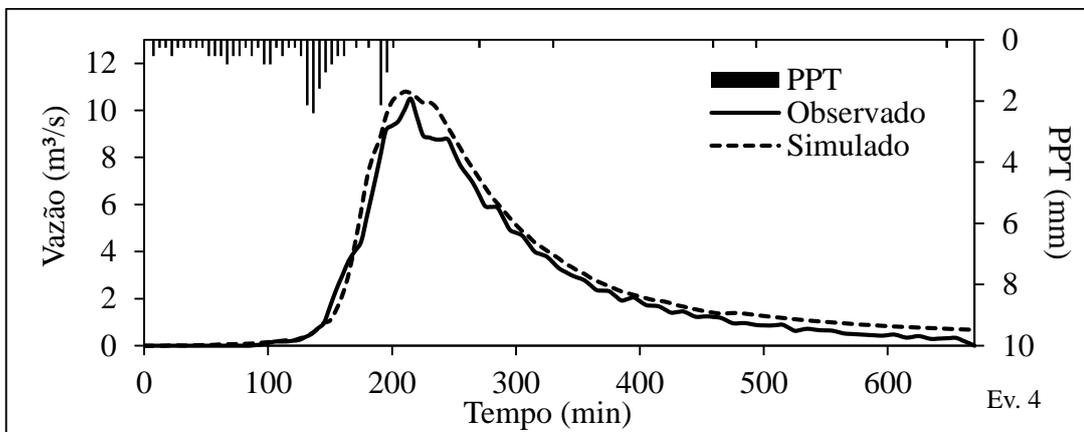
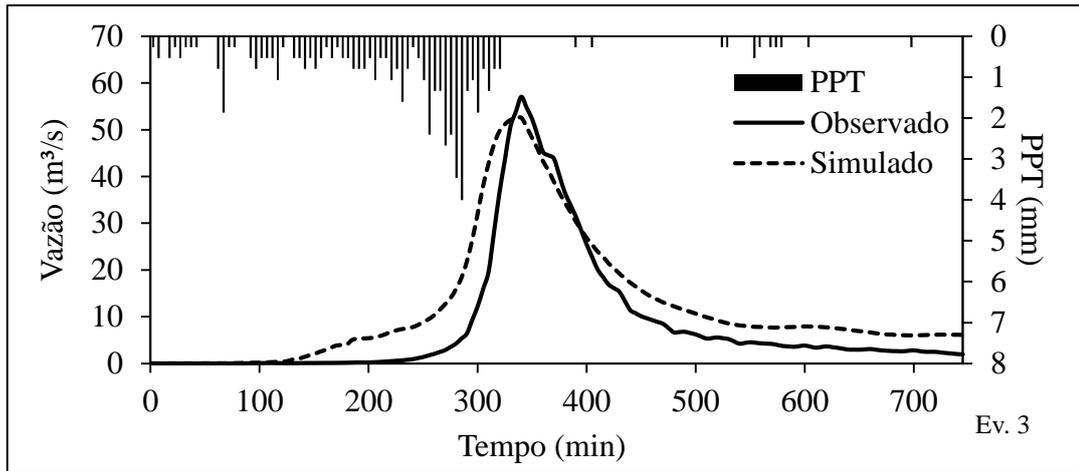
Ev	Data	Pbias (%)			COE (-)
		Qe	Qp	Tp	
1	26/04/2022	4.9	-1.6	0.0	0.98
2	21/06/2022	-5.5	15.0	-3.1	0.82
3	14/07/2022	45.4	-7.8	-1.5	0.81
4	16/07/2022	14.5	2.7	-2.3	0.97
5	18/09/2022	-6.6	27.6	-2.1	0.77
6	12/07//2023	48.7	-19.3	0.0	0.50
7	07/09/2023	84.2	3.1	6.1	0.29
8	12/09/2023	11.6	6.5	52.9	0.92
9	16/10/2023	13.6	-6.4	-1.6	0.89
10	12/11/2023	1.4	-48.3	2.1	0.76

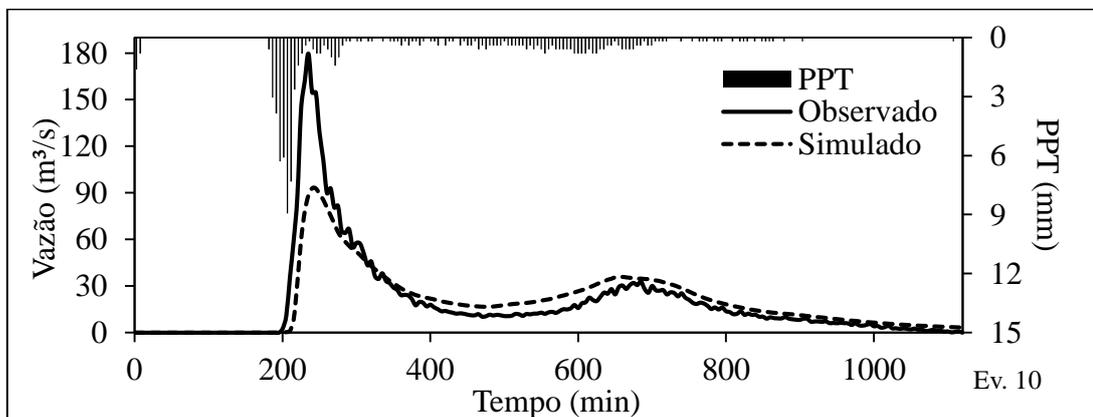
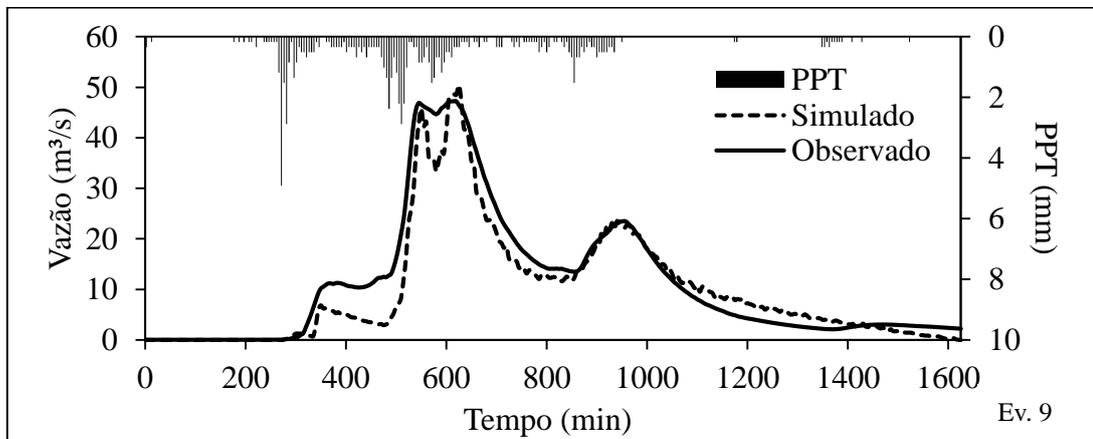
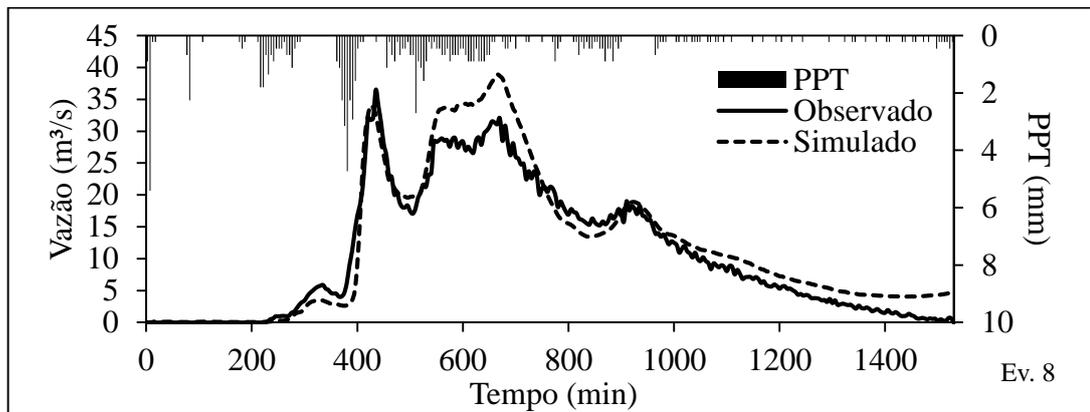
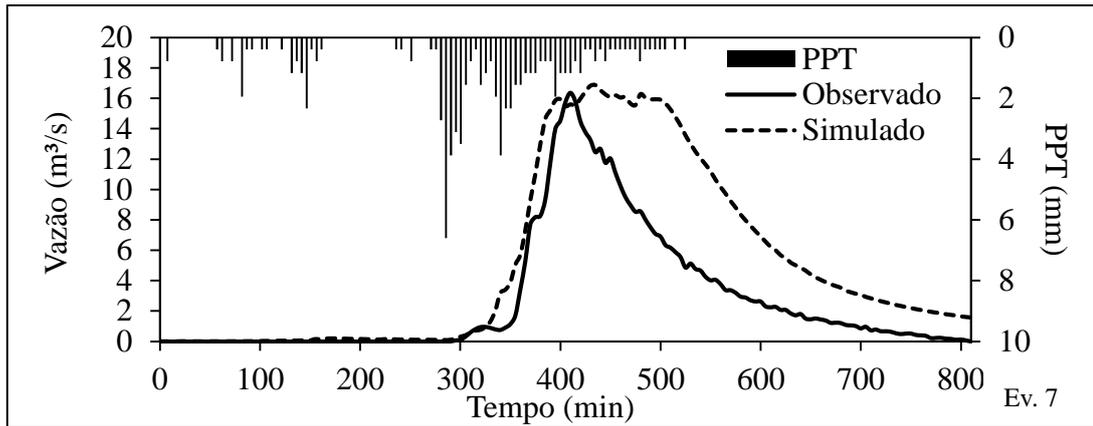
Ev = Evento; Qe = volume total do escoamento superficial; Qp = vazão máxima de escoamento; Tp = tempo para ocorrência da vazão máxima de escoamento.

Fonte: Autora.

Figura 9. Hidrogramas dos eventos calibrados.







Ev = evento; PPT = precipitação total.

A partir dos resultados da calibração procedemos a etapa de validação com quatro eventos independentes. Os valores dos parâmetros utilizados na validação (K_{sat} e n) tem como base uma média dos eventos calibrados. Da mesma forma que na calibração, a θ_i foi estimada de uma maneira simples, através da análise das chuvas antecedentes. Desta forma, os resultados estão representados na (Tabela 7 e Figura 10). No entanto, conforme indica a (Tabela 8) a análise de eficiência COE e Pbias foi considerada somente “muito boa” para o evento 11.

Tabela 7. Variáveis hidrológicas observadas e simuladas nos eventos utilizados para a validação.

Ev	Data	PTT mm	EI30	Qe (m ³)		Qp (m ³ /s)		Tp (min)	
				Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim
11	03/08/2022	37.7	3452	44421	57435	3.53	4.24	695	675
12	07/07/2023	80.8	31863	200430	300984	5.81	12.26	1060	1015
13	04/09/2023	86.9	14640	472496	572637	11.81	16.37	1295	1305
14	02/11/2023	75.7	41264	130798	464014	9.49	24.54	670	650

Ev = Evento; PTT = Precipitação total; EI₃₀ = erosividade da chuva na precipitação máxima de 30 minutos (J mm m⁻² h⁻¹); Qe = volume total do escoamento superficial; Qp = vazão máxima de escoamento; Tp = tempo para ocorrência da vazão máxima de escoamento; Obs = valor observado; Sim = valor simulado.

Fonte: Autora.

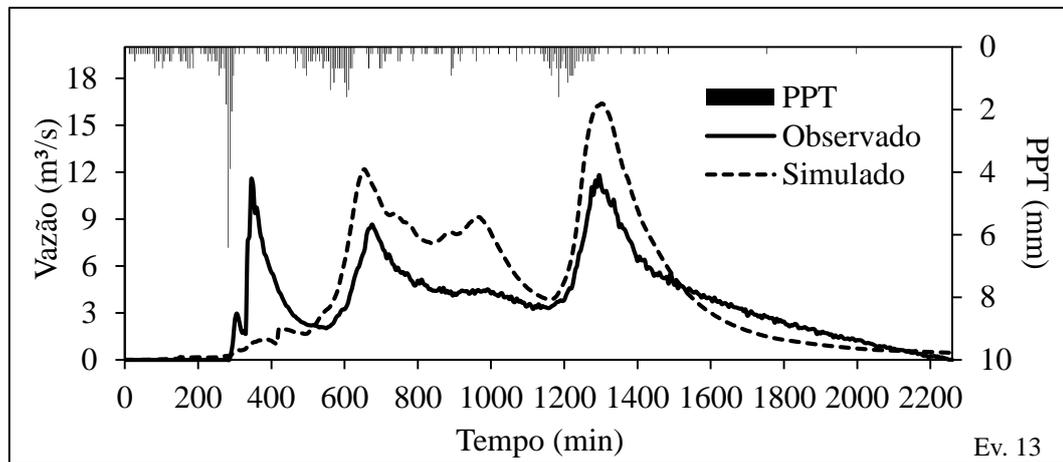
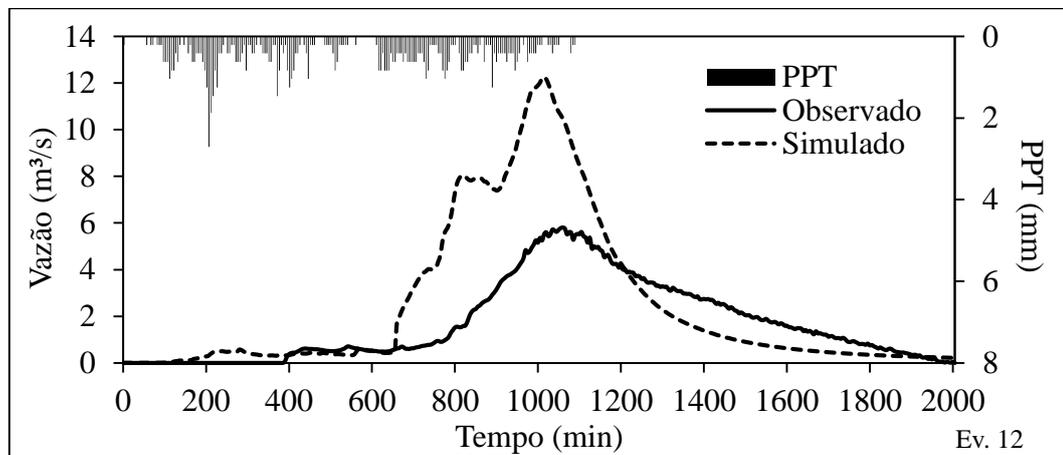
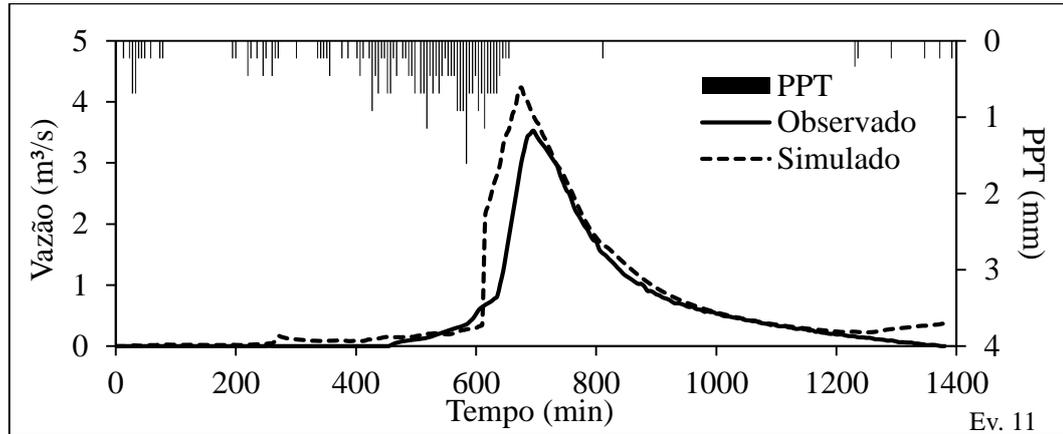
Tabela 8. Análise de eficiência do modelo LISEM na validação das variáveis hidrológicas.

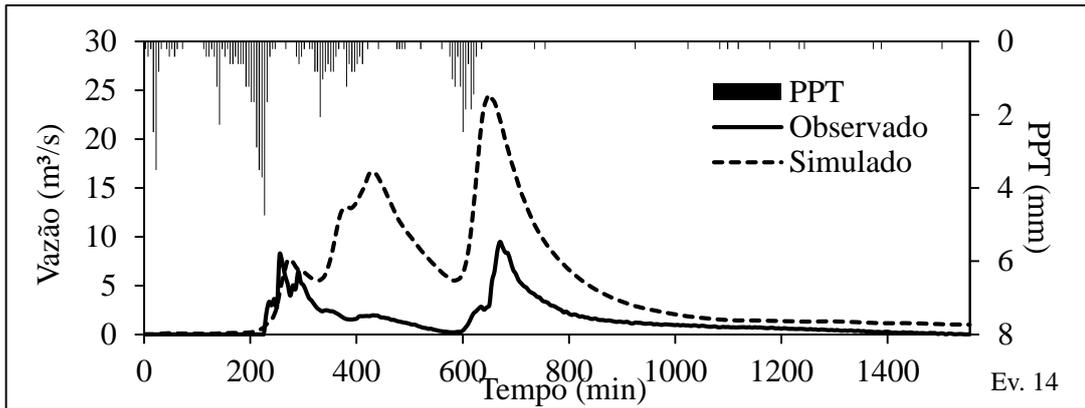
Ev	Data	Pbias (%)			COE (-)
		Qe	Qp	Tp	
11	03/08/2022	29.3	20.0	-2.9	0.78
12	07/07/2023	50.2	111.1	-4.2	-0.93
13	04/09/2023	21.2	38.7	0.8	0.13
14	02/11/2023	254.8	158.5	-3.0	-9.64

Ev = Evento; Qe = volume total do escoamento superficial; Qp = vazão máxima de escoamento; Tp = tempo para ocorrência da vazão máxima de escoamento.

Fonte: Autora.

Figura 10. Hidrogramas dos eventos utilizados para a validação.





Ev = evento; PPT = precipitação total.

Os resultados ruins obtidos na validação, principalmente para os eventos 12 e 14 estão atrelados a dificuldade na determinação da θ_i . O acumulado das chuvas anteriores é um fator determinante, mas insuficiente para descrever esse parâmetro espacialmente. De forma geral, foi possível verificar que os valores de Q_e e Q_p da validação foram superestimados quando comparados ao observado, isso se deve aos maiores valores de umidade inseridos no modelo. A variabilidade espacial dos parâmetros gera incertezas na validação, sendo necessário um conjunto mais robusto de eventos para extrair parâmetros mais adequados para então a validação ser mais eficiente (SCHNEIDER, 2021).

Apesar disso, os valores medidos de K_{sat} e os valores de n obtidos por Schneider (2021) foram adequados para representar a infiltração e propagação do escoamento em uma encosta. Apenas θ_i , que representa uma dificuldade adicional, devido sua elevada variabilidade temporal e espacial precisou ser completamente ajustada (independente da chuva antecedente). Com base nisso, e considerando o objetivo desse trabalho, entendemos que o uso dos eventos calibrados foi suficiente para o propósito específico de quantificar o efeito na redução do escoamento em eventos calibrados considerando o fato que a calibração dos parâmetros K_{sat} e n foi pouco expressiva.

Os resultados da modelagem evidenciam a importância do monitoramento hidrológico, pois permitiu ajustar o parâmetro de umidade inicial conforme os dados observados de vazão. Assim, no exutório são refletidos os impactos observados a montante, fazendo com que a bacia hidrografia seja uma importante unidade de planejamento conservacionista. O monitoramento hidrológico como apoio a modelagem matemática estabelece uma relação fundamental para estratégias de adaptação dos sistemas de produção e tomada de decisão.

O uso em conjunto dessas ferramentas permite uma análise integrada da paisagem, permitindo a identificação de áreas hidrológicamente frágeis na bacia. Outra vantagem da utilização do monitoramento como apoio a modelagem é a capacidade da avaliação dos impactos de diferentes configurações de cenários antes da implementação real a campo. Isso permite reduzir drasticamente o tempo de geração de resultados em relação à experimentos a campo (MEKONNEN et al., 2014). Obviamente, a representação dos processos hidrológicos predominantes de cada local são fundamentais para garantir resultados efetivos. Esse processo exige um longo estudo de detalhamento e observações a campo para adequadamente representar os processos dominantes de cada local. Neste estudo, considerou-se as lavouras como potenciais contribuintes para o escoamento superficial e erosão, tendo como base os impactos que são observados e quantificados em lavouras sem o uso de práticas de conservação complementares (DAMBROZ, 2020; HAN et al., 2020; LONDERO, 2021), para assim verificar seus efeitos em escala de bacia hidrográfica.

Alguns trabalhos indicam a utilização de modelos matemáticos para simulações de cenários de conservação de solo e água em encostas de bacias hidrográficas (RACHMANN et al., 2008; GATHAGU; MOURAD; SANG, 2018; MELAKU et al., 2018; GIAMBASTIANI et al., 2023). É de consenso o benefício proporcionado pela implementação de práticas de conservação em áreas agrícolas. No entanto, alguns trabalhos apresentam carência de dados medidos para nortear os resultados (RACHMANN et al., 2008; GATHAGU; MOURAD; SANG, 2018; GIAMBASTIANI et al., 2023). Apesar de estudos avaliarem os impactos provocados pela inserção de práticas de conservação seja em encostas ou em simulações em bacias, há uma carência de trabalhos que utilizam a modelagem e o monitoramento como estratégias de planejamento. Muitas vezes os impactos são avaliados após a inserção das práticas, como forma de avaliar a atividade antrópica ao longo do tempo. Hengsdijka, Meijerinkb e Mosugu (2004) destaca a importância de dados quantitativos para avaliar práticas de conservação antes da sua implementação e a dificuldade em obtê-los.

4.3 CENÁRIOS CONSERVACIONISTAS

Os dois níveis de intervenção conservacionistas (C1 e C2) apresentaram redução significativa nos valores de volume de Q_e e Q_p . No entanto, o nível de intervenção C2 obteve um efeito maior nos componentes hidrológicos (Q_e e Q_p). A redução de Q_e para C1 e C2 provocou, como consequência, a redução de C para todos os eventos, sendo mais pronunciado para C2. Isso indica a maior infiltração e aproveitamento de água com o uso de práticas de conservação. Os valores de T_p não foram alterados significativamente pelos cenários, houve uma variação de 10 min, exceto para o evento 9 que apresentou uma variação de 30min. Os resultados podem ser visualizados na (Tabela 9 e Figura 11).

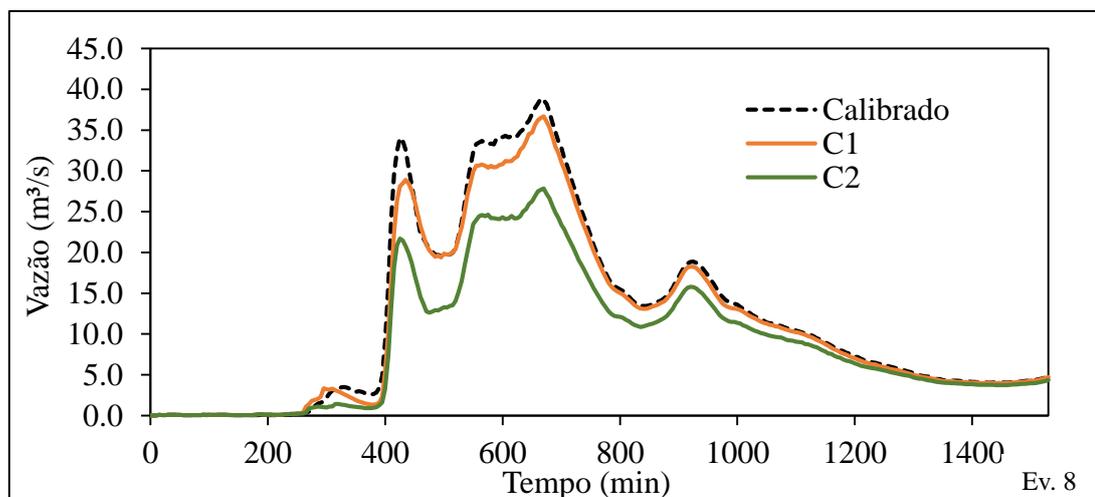
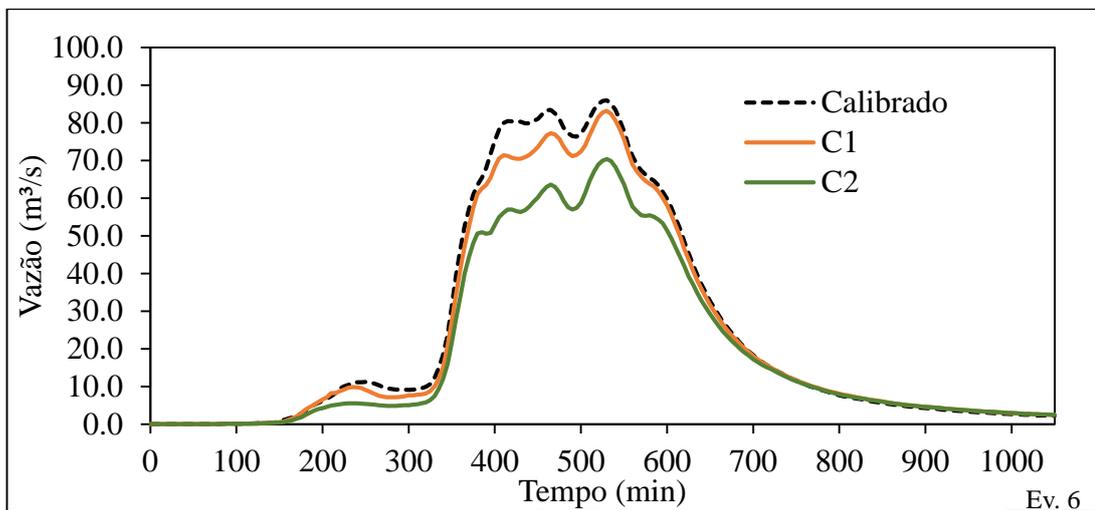
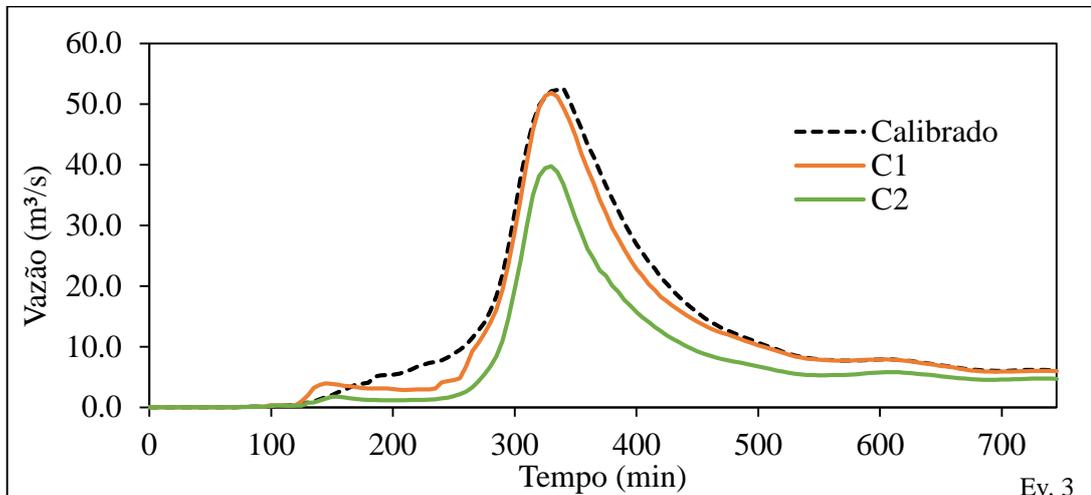
Tabela 9. Resultados da alteração dos níveis de intervenção (C1) e (C2) em relação a simulação de calibração e percentual de alteração (Pbias) em relação ao calibrado.

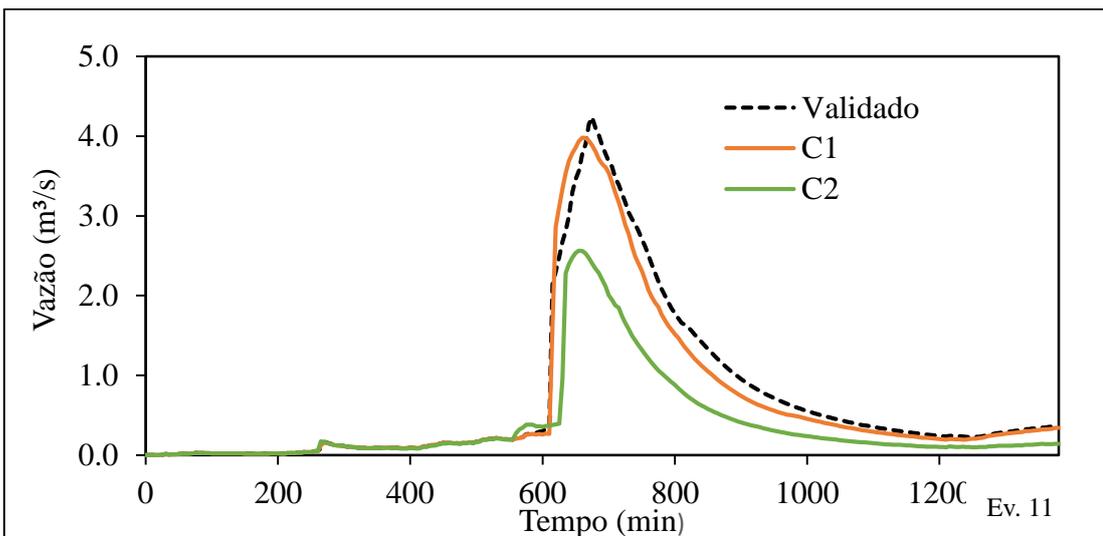
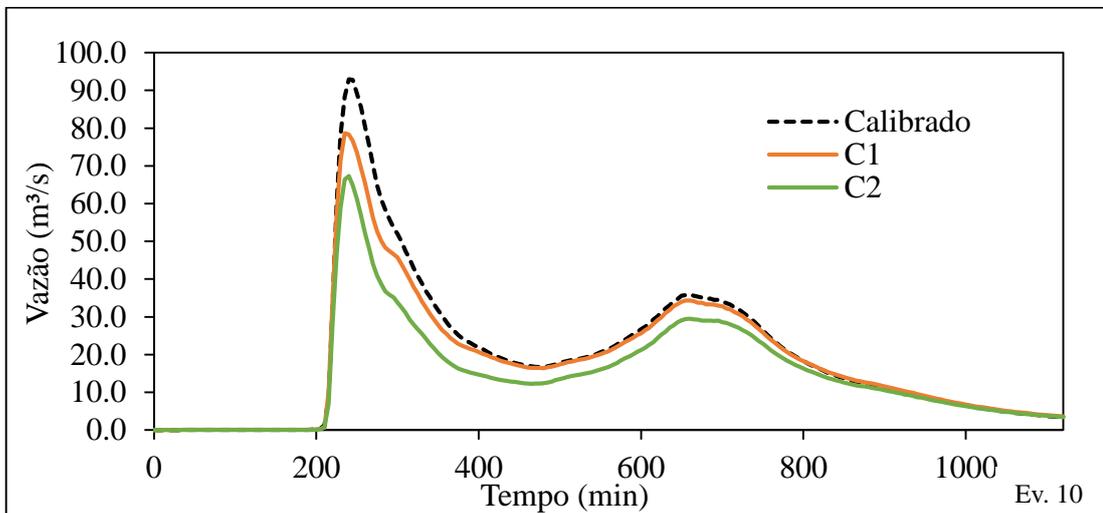
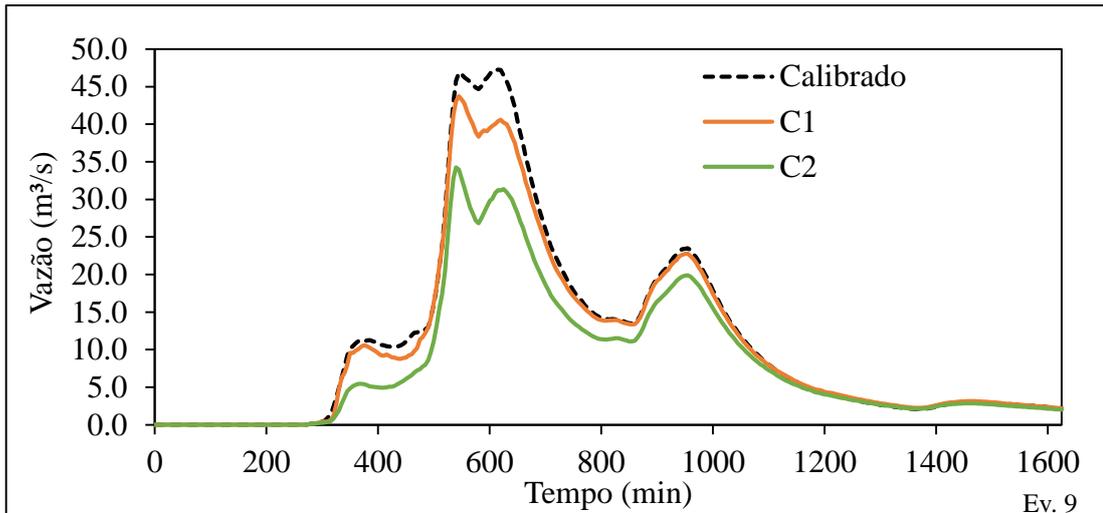
Data		Q_e (m ³)	Q_p (m ³ /s)	T_p (min)	C (%)	Pbias		
						Q_e	Q_p	T_p
14/07/2022 (Ev.3)	Cal	545960	52.61	335	51.7			
	C1	496837	51.87	330	47.0	-9.00	-1.40	-1.49
	C2	336636	39.77	330	31.9	-38.3	-24.4	-1.49
12/07/2023 (Ev.6)	Cal	1558086	85.97	530	81.1			
	C1	1469415	83.24	530	78.4	-5.69	0.00	-3.17
	C2	1238591	70.38	530	66.4	-20.5	-18.1	0.00
12/09/2023 (Ev.8)	Cal	1099158	38.89	660	61.3			
	C1	1041082	36.68	670	58.1	-5.28	-5.66	1.52
	C2	827761	27.84	670	46.2	-24.7	-28.4	1.52
16/10/2023 (Ev.9)	Cal	1095392	47.25	615	73.3			
	C1	1028071	43.72	545	68.8	-6.15	-7.46	11.38
	C2	814035	34.27	540	54.5	-25.7	-27.5	-12.2
12/11/2023 (Ev.10)	Cal	1319327	92.93	240	79.3			
	C1	1230595	78.70	235	74.0	-6.73	15.31	-2.08
	C2	1011010	67.31	240	60.8	-23.3	-27.6	0.00
03/08/2022 (Ev.11)	Cal	57435	4.24	675	8.1			
	C1	52722	3.98	660	7.4	-8.20	-6.00	-2.22
	C2	30899	2.56	655	4.4	-46.2	-39.5	-2.96

Ev = evento; Cal = Calibrado; C1 = Cenário 1; C2 = Cenário 2; Q_e = volume de escoamento; Q_p = vazão máxima de escoamento; T_p = tempo para ocorrência da vazão máxima de escoamento. C = coeficiente de escoamento.

Fonte: Autora.

Figura 11. Hidrogramas representando os cenários de intervenção conservacionistas (C1) cenário 1 e (C2) cenário 2.





Ev = evento; C1 = Cenário 1; C2 = Cenário 2.
 Fonte: Autora.

A partir da avaliação dos resultados da (Tabela 9) é possível verificar a maior contribuição do C2 na redução do Q_e e Q_p , em relação ao C1. O C2 apresentou uma redução média em relação ao calibrado de 30% e 28% para o Q_e e Q_p , respectivamente. Enquanto o C1 apresentou uma redução média de 7% e 6% Q_e e Q_p .

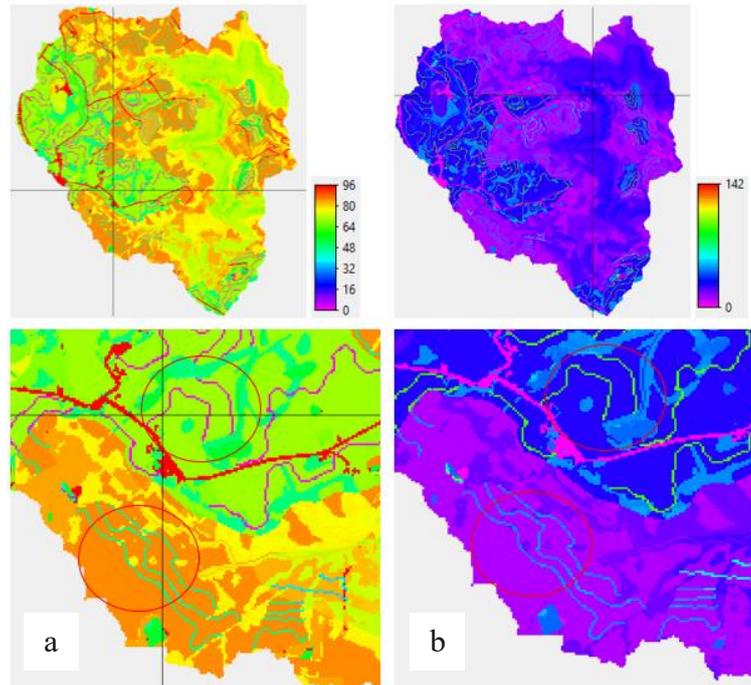
O nível de intervenção conservacionista C1 apresentou a maior Q_e para o evento 3 (9%). Os eventos 6 e 8 apresentaram uma redução de 5%, os eventos 9 e 10 uma redução de 6% e o evento 1 uma redução de 8%. Já para Q_p o evento 10 apresentou a maior porcentagem de redução 15%. O restante dos eventos apresentou uma redução menor que 10%, exceto o evento 6 que não apresentou redução na Q_p . As faixas de retenção exibem um comportamento importante para o controle do escoamento superficial e interceptação de sedimentos. Essas barreiras funcionam como filtros, maximizando a infiltração através da presença de vegetação e reduzindo os problemas de escoamento superficial e erosão.

Resultados obtidos por Zhang et al., (2022) em uma encosta arenosa na China indicaram uma redução de 39% no escoamento superficial com a inserção de faixas de retenção. No entanto, essa contribuição foi reduzida conforme o aumento da intensidade de chuva e inclinação da encosta. A resistência proporcionada pelas faixas de retenção também induz a deposição de sedimentos. Gathagu, Mourad e Sang (2018) avaliaram a inserção de práticas de conservação como estratégia para avaliar os efeitos antes da implementação a campo e concluíram as faixas de filtro de três metros e cultivo em contorno reduziram a produção média anual de sedimentos na saída da bacia hidrográfica em 46% e 36%, respectivamente. Quando inserida uma faixa de retenção de 10m, foi identificado uma redução de 66% na produção média anual de sedimentos. No cultivo em contorno o escoamento superficial foi reduzido em 16%, enquanto as faixas de filtro não tiveram impacto significativo no escoamento (implementadas individualmente ou integradas com a agricultura de contorno. No entanto, houve dados observados limitados para calibrar as simulações

Na (Figura 12) é possível observar o comportamento do escoamento superficial e a infiltração para o evento do dia 12/09/2023 para o C1 (área agrícola bem manejada + faixas de retenção). Na Figura (a) o escoamento superficial é predominante em áreas agrícolas sob solos rasos (neossolos regolíticos) e semelhantes em áreas de lavouras sob solos profundos e florestas. Desta forma, as faixas de retenção foram eficientes em reduzir o escoamento superficial, principalmente em áreas agrícolas com solos profundos. Já em áreas com solos rasos, as faixas de retenção tiveram uma contribuição menos significativa para o escoamento superficial. Neste mesmo raciocínio ocorreu o processo de infiltração na bacia. Sob solos rasos a infiltração foi

menor em relação aos solos mais profundos e assim, as faixas de retenção sob solos rasos foram menos eficientes.

Figura 12. Representação das curvas de nível nas áreas de lavoura na bacia (a) escoamento superficial e (b) infiltração.



Fonte: Autora.

O nível de intervenção conservacionista C2 obteve contribuição mais expressiva para a redução do escoamento superficial. O evento 1 e 3 apresentaram maior redução da Q_e 46% e 38%, respectivamente. Enquanto, os eventos 6, 8, 9 e 10 apresentaram percentuais de 20, 25, 26 e 23%. Já a Q_p indicou uma redução maior para o evento 1 (39%) e os eventos 3, 6, 8, 9 e 10 obtiveram percentuais de redução de 24, 18, 28, 27 e 28%. A alocação de terraços como prática complementar para o manejo da água e solo têm se mostrado essencial para eventos significativos de chuva (TR= 5 anos). Esses resultados corroboram com os resultados obtidos por Londero et al., (2021) que indicou uma redução média no escoamento superficial de 56% em bacias com a presença de terraços. Entretanto, é importante diferenciar que no presente trabalho o valor de Q_e tem importante contribuição de outras fontes de escoamento já que a

variável é medida numa bacia heterogênea diferente do artigo citado em que o escoamento é proveniente apenas da encosta sob cultivo e com a prática.

Giambastiani et al. (2023) indicou uma redução no escoamento superficial no plantio em nível e com o aumento de rugosidade através de “keylines”, que são pequenos camalhões (20 cm de altura e 2 m de distância entre si) construídos para direcionar o fluxo de escoamento para a região divergente da encosta evitando a concentração do escoamento. No entanto, os efeitos das “keylines” são temporários e envolve uma significativa quantidade de solo revolvido, intensificando a perda de carbono por oxidação e expondo o solo aos agentes erosivos. Strohmeier et al., (2015) avaliando parcelas indicou que estruturas de pedra dispostas em contorno reduziram em 40% a produção de sedimentos e em 66% o escoamento superficial em comparação a parcela sem estruturas de conservação, enfatizando a importância da rugosidade e aumento da fricção ao escoamento superficial.

Em um estudo realizado por Rachman et al., (2008) os terraços de bancada combinados com outras práticas de conservação (vegetação) reduziram o escoamento em (22%) e sedimentos em (79%) em comparação com os efeitos individuais (9% e 58%). Melaku et al., (2018), através de dados medidos, avaliou os efeitos na produção de sedimentos de duas bacias hidrográficas similares após a construção de cômodos de pedra e solo construídos ao longo do contorno em encostas agrícolas de uma delas. Os autores observaram uma redução de 25-38% na produção de sedimentos total da bacia hidrográfica com a presença da prática de conservação. Os resultados simulados com o modelo SWAT para esta bacia subestimaram os reais valores observados.

O controle do escoamento superficial e a maximização da infiltração nestes locais promove o aumento no armazenamento de água e disponibilidade para as plantas, sendo importantes principalmente para épocas de estiagem (FREITAS et al., 2021) e diminuição da degradação. Além disso, os terraços contribuem para o aumento na produtividade das culturas, Horbe et al., (2021) indicou um aumento de produtividade da soja em 12% e milho 10% em áreas com a presença de terraços.

O uso parcial do sistema plantio direto e problemas como a compactação do solo na infiltração e a redução da rugosidade comandam a formação e propagação do escoamento superficial em encostas agrícolas. As áreas agrícolas tornam -se assim áreas frágeis do ponto de vista hidrológico, perdendo a oportunidade de armazenar água e promovendo impactos aos recursos hídricos (MERTEN et al., 2015; LONDERO et al., 2021). Desta forma, as bacias

hidrográficas são importantes unidades para o planejamento conservacionista para as encostas sob produção agrícolas. A inserção de práticas de conservação nesses locais permite reduzir a conectividade superficial entre encosta e rede de drenagem, contribuindo com o aumento da infiltração no local e diminuindo os impactos a jusante (MINELLA, et al., 2007; KAISER, 2009).

Desta forma, esses resultados demonstram a eficácia de práticas conservacionistas em lavouras agrícolas e a importância da sua contribuição no escoamento superficial de uma bacia hidrográfica. Além disso, esses resultados contribuem para auxiliar o desenvolvimento de pesquisas e programas que oferecem remuneração aos produtores prestadores de serviços ambientais. A partir da quantificação dos efeitos em áreas agrícolas na resposta hidrológica de uma bacia é possível verificar a contribuição dos agricultores na redução dos impactos com a utilização de práticas agrícolas sustentáveis.

5 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho permitem concluir que o monitoramento hidrológico de bacias experimentais combinado com a modelagem do escoamento superficial na escala de evento contribuem no planejamento e gestão de bacias hidrográficas rurais.

Foi possível representar o efeito dos terraços de base larga e de faixas de retenção no ambiente de simulação.

O cenário de conservação 1 (plantio direto bem manejado + faixas de retenção) apresentou uma redução média de 7% e 6% Q_e e Q_p . No entanto, a presença de estruturas mecânicas para o manejo da água (C2) apresentaram uma contribuição média maior na redução do escoamento na bacia 30% e 28% para o Q_e e Q_p , respectivamente.

Esse estudo demonstra e reforça a importância do monitoramento hidrológico e a modelagem para quantificar os impactos de cenários de conservação em escala de bacia hidrográfica.

REFERÊNCIAS

- AGNESE, C.; BAIAMONTE, G.; CORRAO, C. Overland flow generation on hillslopes of complex topography: Analytical solutions. **Hydrological Process**, 2007.
- ASSOULINE, S.; MUALEM, Y. Runoff from heterogeneous small bare catchments during soil surface sealing, **Water Resources Research**, v. 42, 2006.
- ASTON, A. R. Rainfall interception by eight small trees. **Journal of Hydrology**, V.42 383-396, 1979.
- BAHDDOU, S. et al. Changes in soil surface properties under simulated rainfall and the effect of surface roughness on runoff, infiltration, and soil loss. **Geoderma**, 2023.
- BARROS, C. A. P. **Comportamento hidrossedimentológico de uma bacia hidrográfica rural utilizando técnicas de monitoramento e modelagem**. 2012. 180 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria – Santa Maria, RS, 2012.
- BARROS, C. A. P. et al. Estimativa da infiltração de água no solo na escala de bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 2014.
- BERNARDI, F. **Caracterização e modelagem dos processos erosivos com interface canal-encosta em bacias de elevado gradiente topográfico: o caso da bacia experimental do rio Guarda Mor**. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal Santa Maria, Santa Maria, RS, 2022.
- BERNARDO, S; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. Manual de irrigação. 8. **Ed. Atual. e Ampl.** Viçosa: UFV, p. 625, 2006.
- BLÖSCHL, G., et al. Changing climate both increases and decreases European river floods. **Nature**, 573, 108–111, 2019.
- BOUT, B., JETTEN, V. G. The validity of flow approximations when simulating catchment integrated flash floods. **Journal of Hydrology**, 674–688, 2018.
- BORRELLI, P. et al. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). **Environmental sciences**, 2020.
- CARLUER, N. et al. Role of buffer zones in controlling pesticides fluxes to surface waters. **Procedia Environmental Sciences**, v. 9 21 – 26, 2011.
- CAVIGLONE, J. H. et al. Espaçamentos entre terraços em plantio direto. **Boletim Técnico IAPAR**. Londrina, 2010.
- CHENG, X. et al. Improving risk estimates of runoff producing areas: formulating variable source areas as a bivariate process. **Journal of Environmental Management**, v. 137, p. 146-156, mai 2014.
- COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 2003.

- DAMBROZ, A. P. B. **Fragilidade ambiental da bacia do arroio Guarda Mor**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal Santa Maria, Santa Maria, RS, 2020.
- DARBOUX, F.; REICHERT, J.M.; HUANG, C. Soil roughness effects on runoff and sediment production. **Conserving Soil and Water for Society: Sharing Solutions**, July 2004.
- DENARDIN, J. E. et al. **Sistema plantio direto: evolução e implementação**, 2011.
- DE ROO, A. et al. LISEM: a physically-based hydrological and soil erosion model incorporated in a GIS, 1996.
- DE ROO, A. P. J. The litem project: an introduction. hydrological processes. **Hydrological processes**, vol. 10, 1021-1025, 1996.
- DEUSCHLE, D. et al. Erosion and hydrological response in no-tillage subjected to crop rotation intensification in southern Brazil. **Geoderma**, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.010>
- DRESCHER, M. S. et al. Persistência do efeito de intervenções mecânicas para a descompactação de solos sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1713-1722, 2011.
- FASHAHO, A. et al. Effect of land terracing on soil physical properties across slope positions and profile depths in medium and high altitude regions of Rwanda. **South African Journal of Plant and Soil**, 2020.
- FRANCHINI, J. C.; COSTA, J. M.; DEBIASI, H. Rotação de culturas: prática que confere maior sustentabilidade a produção agrícola no paran . **Internation Plant Nutriton Institute**, 2011.
- FREITAS, L. R. et al. Terracing increases soil available water to plants in no-tillage. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 2021.
- GATHAGU, J. N.; MOURAD, K. A.; SANG, J. Effectiveness of Contour Farming and Filter Strips on Ecosystem Services. **Water**, 2018. <https://doi.org/10.3390/w10101312>
- GERANIAN, M. et al. Laboratorial Investigation of Effect of Plan Shape and Profile Curvature on Variations of Surface Flow In Complex Hillslopes. **Water Resour. Res.** v. 9, 64–72, 2013.
- GIAMBASTIANI, Y. et al. Modelling the Effect of Keyline Practice on Soil Erosion Control. **Land**, 2023.
- G MEZ, J. A.; NEARING, M. A. Runoff and sediment losses from rough and smooth soil surfaces in a laboratory experiment. **Catena**, p. 253–266, 2005.
- GOVERS, G.; TAKKEN, I.; HELMING, K. Soil roughness and overland flow. **Agronomie**, 2000.
- GU, R. R.; SAHU, M.; ZHAO, X. Water and soil environment pollution reduction by filter strips. **International Journal of Environmental and Ecological Engineering**, 2010.
- HAMZA, M. A.; ANDERSON, W.K. Soil compaction in cropping systems A review of the nature, causes and possible solutions. **Soil & Tillage Research**, 121–145, 2005.

- HAN, J. et al. Agricultural land use and management weaken the soil erosion induced by extreme rainstorms. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 301, 2020.
- HEC RAS. HEC-RAS Hydraulic Reference Manual, 2020.
- HENGSDIJKKA, H.; MEIJERINKB, G.W.; MOSUGU, M. E. Modeling the effect of three soil and water conservation practices in Tigray, Ethiopia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 2005.
- HOANG, L. Predicting saturation-excess runoff distribution with a lumped hillslope model: SWAT-HS. **Hydrological Processes**, 2017.
- HONG, Y. M.; NAICHIA, Y.; CHENC, J. The simplified methods of evaluating detention storage volume for small catchment. **Ecological Engineering**, 2006.
- HORBE, T. et al. Managing runoff in rainfed agriculture under no-till system: potential for improving crop production. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 2021. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20210015>
- HORTON, R. E. The Rôle of infiltration in the hydrologic cycle. **Transactions of the American Geophysical Union**, 1933.
- JONG, S. M.; JETTEN, V. G. Estimating spatial patterns of rainfall interception from remotely sensed vegetation indices and spectral mixture analysis. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 21, 529-545, 2007.
- KAISER, D.R. **Nitrato na solução do solo e na água de fontes para consumo humano numa microbacia hidrográfica produtora de fumo**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal Santa Maria, Santa Maria, RS, 2006.
- KOCHHANN, R. A.; DENARDIN, J. E. Implantação e Manejo do Sistema Plantio Direto. **Embrapa**, Passo Fundo, RS, 2000.
- KOPPE, E. et al. Soil water infiltration evaluation from punctual to hillslope scales. **Environ Monit Assess**, 2022.
- KÖPPEN, W. *Climatologia: Fundo de Cultura Econômica*. México, 1931.
- LEPORE, B. J., et al. A mesopore and matrix infiltration model based on soil structure. **Geoderma**, vol. 152, p.301-313, sep 2009.
- LIU, G.; CRAIG, J. R.; SOULIS, E. D. Applicability of the Green-Ampt Infiltration Model with Shallow Boundary Conditions. **Journal of Hydrologic Engineering**, 2011.
- LONDERO, A. L. et al. Quantifying the impact of no-till on runoff in southern Brazil at hillslope and catchment scales. **Hydrological Processes**, 2021.
- MACHADO, R. V.; CARDOSO, T. O.; MORTENE, M. H. Determination of runoff coefficient (C) in catchments based on analysis of precipitation and flow events. **International Soil and Water Conservation Research**, p. 208-216, 2022.
- MALLMANN, M. S. **Infiltração de água no solo condicionada pelo uso de plantas de cobertura**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal Santa Maria, Santa Maria, RS, 2017.
- MEKONNEN, M. et al. Soil Conservation Through Sediment Trapping: A Review. **Land Degradation & Development**, 2014.

- MELAKU, N.D. et al. Prediction of soil and water conservation structure impacts on runoff and erosion processes using SWAT model in the northern Ethiopian highlands. **Journal of Soils and Sediments**, 2018.
- MERTEN, G. H., et al. Implicações do uso e manejo do solo e das variações climáticas sobre os recursos hídricos. **Tópicos em Ciência do Solo**, p. 307-366, 2011.
- MERTEN, G. H., et al. No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, 2015.
- MESHKAT, M. et al. Effects of Roughness Coefficients and Complex Hillslope Morphology on Runoff Variables under Laboratory Conditions. **Water**, 2019.
- MINELLA, J. P. G., et al. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, dez 2007.
- MINELLA, J. P. G.; WALLING, D. E.; MERTEN, G. H. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. **Journal of Hydrology**, p. 546–563, 2008.
- MORGAN, R.P. C. Soil erosion & Conservation. 3ed, 2005.
- 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.
- NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J.V. River flow forecasting through conceptual models' part I — A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, 282-290, 1970.
- NEITESCH, S. L. et al. Ferramentas de avaliação de solo e água. **Instituto de Recursos Hídricos do Texas**, 2009.
- NEITSCH, S.L. et al. Assessment tool theoretical documentation. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, **Agricultural Research Service**, 2002.
- NICOLOSO, R. S. et al. Eficiência da escarificação mecânica e biológica na melhoria dos atributos físicos de um latossolo muito argiloso e no incremento do rendimento de soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1723-1734, 2008.
- NSERL. USDA-water erosion prediction project, hillslope profile and watershed model documentation. **National Soil Erosion Research Laboratory**, 1995.
- OLIVEIRA, A. E. **Modelagem da infiltração de água no solo com o modelo Green-Ampt. Dissertação** (Mestrado em Ciência do Solo) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal Santa Maria, Santa Maria, RS, 2015.
- PANACHUKI, E. Effect of soil tillage and plant residue on surface roughness of an oxisol under simulated rain. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, p. 268-278, 2015.
- PANACHUKI, E. et al. Avaliação da infiltração de água no solo, em sistema de integração agricultura-pecuária, com uso de infiltrômetro de aspersão portátil. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 28, n. 1, p. 129- 137, 2006.
- PEREIRA, C. A.; GUBIANI, P. I.; LIER, Q. J. V. Calibration of Green-Ampt wetting front suction for ponding and non-ponding infiltration scenarios. **Soil Science Society of America Journal**, 2021.

- PRANDO, M. B. et al. INFILTRAÇÃO DE ÁGUA NO SOLO SOB ESCARIFICAÇÃO E ROTAÇÃO DE CULTURAS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 693-700, 2010.
- RACHMAN A. et al. Predicting runoff and sediment yield from a stiff-stemmed grass hedge system for a small watershed. **Transactions of the ASABE**, 425–432, 2008.
- RAMOS-SCHARRÓN, C. E.; LAFEVOR, M. C. The role of unpaved roads as active source areas of precipitation excess in small watersheds drained by ephemeral streams in the northeastern Caribbean. **Journal of Hydrology**, 2016.
- RAN, Q. et al. Impacts of terracing on hydrological processes: A case study from the Loess Plateau of China. **Journal of Hydrology**, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125045>
- SCHLESNER, A. A. **Funções das áreas hidrologicamente frágeis na formação e modelagem do escoamento superficial na bacia experimental do Arroio Lajeado Ferreira, Arvorezinha-RS**. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal Santa Maria, Santa Maria, RS, 2022.
- SCHNEIDER, F. J. A. **Modeling sediment yield on hillslopes under no-till farming**. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal Santa Maria, Santa Maria, RS, 2021.
- SEITZ, S. et al. Conservation tillage and organic farming reduce soil erosion. **Agronomy for Sustainable Development**, 2019.
- SILVA, C. et al. Unpaved road conservation planning at the catchment scale. **Environ Monit Assess**, 2021.
- SILVA, F. F. et al. Surface sealing and water erosion of soils with mulching in the semi-arid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.23, n.4, p.277-284, 2019.
- SINGH, N. K. Soil Moisture Responses to Rainfall: Implications for Runoff Generation. **Water Resources Research**, 2021.
- STEVENS, C. J. et al. The effects of minimal tillage, contour cultivation and in-field vegetative barriers on soil erosion and phosphorus loss. **Soil and Tillage Research**, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.04.009>
- STROHMEIER, S. M.; KALTENLEITHNER, M.; MELAKU, N.D. Using magnetite tracer to evaluate a novel plot experimental design for the assessment of soil and water conservation impacts of stone bunds in Ethiopia. **Conference: EGU General Assembly**, 2015.
- TADESSE, L. D.; MORGAN R. P. C. Contour grass strips: a laboratory simulation of their role in erosion control using live grasses. **Soil Technology**, 1996. [https://doi.org/10.1016/0933-3630\(95\)00037-2](https://doi.org/10.1016/0933-3630(95)00037-2)
- TAKKEN, I. The effect of tillage-induced roughness on runoff and erosion patterns. **Geomorphology**, v. 37, 1–14, 2001.
- TEIXEIRA W. G.; J. H. M. VIANA; DONAGEMMA, G. K. Manual de Métodos de Análise de Solo. **Embrapa**, Brasília, 3. ed. 2017.
- TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic Matter and Water-Stable Aggregates in Soils. **Journal of Soil Science**, v.33., p. 141-163, 1982.
- TUCCI, C.E.M. Modelos hidrológicos. Editora da UFRGS/ABRH, Porto Alegre, 1998.

VITAL, D.; RESCK, S. A conservação da água via terraceamento em sistemas de plantio direto e convencional no cerrado. **Embrapa**, Planaltina, DF, 2002.

WOLSCHICK, N. H., et al. The Effect of Soil Management on Pore Size Distribution and Water Infiltration. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, vol. 64, 2021.

WU, S. et al. Two-dimensional rainfall-runoff and soil erosion model on an irregularly rilled hillslope. **Journal of Hydrology**, 2019.

ZHANG, H. et al. Influence of Vegetation Filter Strip on Slope Runoff, Sediment Yield and Nutrient Loss. **Appl. Sci.** 2022.

ZHAO, B. et al. Effects of Rainfall Intensity and Vegetation Cover on Erosion Characteristics of a Soil Containing Rock Fragments Slope. **Advances in Civil Engineering**, 2019.

ZONTA, J.H. et al. Práticas de Conservação de Solo e Água. **Embrapa**, 2012.

APÊNDICE A – TABELA DE PARÂMETROS DE ENTRADA - LISEM

Tabela 10. Parâmetros de uso de entrada para cada evento.

Ev	Uso	Ksat	Pt	ψ_m	θ_i	n	SC	CH	LAI	RR
1	Pastagem	32	0.56	40	0.550	0.529	1	0.1	4	1.2
	Floresta	160	0.58	40	0.550	0.75	1	5	3	4.55
	Cultivo	20	0.49	40	0.480	0.353	0.2	0.3	0.5	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.00	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.011	0.00	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.00	0.0	0.0	0.1
2	Pastagem	32	0.56	40	0.540	0.529	1	0.1	4	1.2
	Floresta	160	0.58	40	0.555	0.75	1	5	3	4.55
	Cultivo	20	0.49	40	0.470	0.353	0.5	0.4	1	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.00	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.011	0.00	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.00	0.0	0.0	0.1
3	Pastagem	32	0.56	40	0.532	0.529	1	0.1	4	1.2
	Floresta	160	0.58	40	0.555	0.75	1	5	3	4.55
	Cultivo	20	0.49	40	0.465	0.353	0.5	0.6	3	2.5
	Água	1	0.00	0.0	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.011	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.0	0.0	0.0	0.1
4	Pastagem	32	0.56	40	0.545	0.529	1	0.1	4	1.2
	Floresta	160	0.58	40	0.560	0.75	1	5	3	4.55
	Cultivo	20	0.49	40	0.480	0.353	0.5	0.6	3	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.011	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.0	0.0	0.0	0.1
5	Pastagem	32	0.56	40	0.460	0.529	1	0.1	4	1.2
	Floresta	160	0.58	40	0.480	0.75	1	5	3	4.55
	Cultivo	20	0.49	40	0.410	0.353	0.75	0.7	1.2	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.011	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.0	0.0	0.0	0.1
6	Pastagem	32	0.56	40	0.550	0.529	1	0.1	4	1.2
	Floresta	160	0.58	40	0.560	0.75	1	5	3	4.55
	Cultivo	20	0.49	40	0.475	0.353	0.5	0.6	0.3	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.011	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.0	0.0	0.0	0.1
7	Pastagem	32	0.56	40	0.475	0.529	1	0.1	4	1.2
	Floresta	160	0.58	40	0.480	0.75	1	5	3	4.55

	Cultivo	20	0.49	40	0.405	0.353	0.75	0.7	1.2	2.5
	Água	1	0.00	0.00	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.011	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.0	0.0	0.0	0.1
	Pastagem	32	0.56	40	0.545	0.529	1	0.1	4	1.2
	Floresta	160	0.58	40	0.560	0.75	1	5	3	4.55
8	Cultivo	20	0.49	40	0.475	0.353	0.75	0.7	1.2	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.011	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.0	0.0	0.0	0.1
	Pastagem	32	0.56	40	0.550	0.529	1	0.1	4	1.2
	Floresta	160	0.58	40	0.560	0.75	1	5	3	4.55
9	Cultivo	20	0.49	40	0.480	0.353	0.75	0.8	0.8	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.011	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.0	0.0	0.0	0.1
	Pastagem	32	0.56	40	0.550	0.529	1	0.1	4	1.2
	Floresta	160	0.58	40	0.574	0.75	1	5	3	4.55
10	Cultivo	20	0.49	40	0.485	0.353	0.2	0.2	0.3	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.011	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.0	0.0	0.0	0.1

Ksat = Condutividade hidráulica saturada (mm h⁻¹); Pt = Porosidade total (cm³cm⁻³); ψ_m = Tensão matricial inicial (kPa); θ_i = Umidade inicial (cm³cm⁻³); n = Coeficiente de manning (-); SC = Fração de cobertura do solo (-); CH = Altura de planta (m); LAI = Índice de área foliar (m²); RR = Rugosidade superficial (cm).

Fonte: Elaborado pela autora.

APÊNDICE B – TABELA DE PARÂMETROS DE USO CALIBRADOS

Tabela 11. Parâmetros de uso calibrados para cada evento.

Ev	Uso	K_{sat}	Pt	ψ_m	θ_i	n	SC	CH	LAI	RR
1	Pastagem	32	0.56	40	0.550	0.4	1	0.1	4	1.2
	Floresta	140	0.58	40	0.540	0.6	1	5	3	4.55
	Cultivo	20	0.49	40	0.470	0.2	0.2	0.3	0.5	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.00	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.001	0.00	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.001	0.00	0.0	0.0	0.1
2	Pastagem	32	0.56	40	0.540	0.4	1	0.1	4	1.2
	Floresta	140	0.58	40	0.540	0.6	1	5	3	4.55
	Cultivo	20	0.49	40	0.460	0.2	0.5	0.4	1	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.00	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.001	0.00	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.001	0.00	0.0	0.0	0.1
3	Pastagem	32	0.56	40	0.550	0.7	1	0.1	4	1.2
	Floresta	120	0.58	40	0.550	0.9	1	5	3	4.55
	Cultivo	20	0.49	40	0.485	0.5	0.5	0.6	3	2.5
	Água	1	0.00	0.0	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1
4	Pastagem	32	0.56	40	0.550	0.9	1	0.1	4	1.2
	Floresta	140	0.58	40	0.565	1.3	1	5	3	4.55
	Cultivo	20	0.49	40	0.485	0.7	0.5	0.6	3	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.02	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.02	0.0	0.0	0.0	0.1
5	Pastagem	32	0.56	40	0.476	0.529	1	0.1	4	1.2
	Floresta	160	0.58	40	0.494	0.75	1	5	3	4.55
	Cultivo	20	0.49	40	0.406	0.353	0.75	0.7	1.2	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.011	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.0	0.0	0.0	0.1
6	Pastagem	16	0.56	40	0.555	0.529	1	0.1	4	1.2
	Floresta	120	0.58	40	0.573	0.75	1	5	3	4.55
	Cultivo	10	0.49	40	0.485	0.353	0.5	0.6	0.3	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.011	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.0	0.0	0.0	0.1
7	Pastagem	16	0.56	40	0.483	0.3	1	0.1	4	1.2
	Floresta	50	0.58	40	0.484	0.4	1	5	3	4.55
	Cultivo	10	0.49	40	0.413	0.1	0.75	0.7	1.2	2.5

	Água	1	0.00	0.00	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.0	0.0	0.0	0.1
	Pastagem	32	0.56	40	0.537	0.529	1	0.1	4	1.2
	Floresta	160	0.58	40	0.540	0.75	1	5	3	4.55
8	Cultivo	20	0.49	40	0.468	0.353	0.75	0.7	1.2	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.011	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.0	0.0	0.0	0.1
	Pastagem	32	0.56	40	0.553	0.529	1	0.1	4	1.2
	Floresta	160	0.58	40	0.565	0.75	1	5	3	4.55
9	Cultivo	20	0.49	40	0.485	0.353	0.75	0.8	0.8	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.011	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.0	0.0	0.0	0.1
	Pastagem	8	0.56	40	0.558	0.529	1	0.1	4	1.2
	Floresta	40	0.58	40	0.576	0.75	1	5	3	4.55
10	Cultivo	5	0.49	40	0.488	0.353	0.2	0.2	0.3	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.011	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.01	0.0	0.0	0.0	0.1

Ksat = Condutividade hidráulica saturada (mm h⁻¹); Pt = Porosidade total (cm³cm⁻³); ψ_m = Tensão matricial inicial (kPa); θ_i = Umidade inicial (cm³cm⁻³); n = Coeficiente de manning (-); SC = Fração de cobertura do solo (-); CH = Altura de planta (m); LAI = Índice de área foliar (m²); RR = Rugosidade superficial (cm).

Fonte: Elaborado pela autora

APÊNDICE C – TABELA DE PARÂMETROS DE USO DA VALIDAÇÃO

Tabela 12. Parâmetros de uso da validação.

Ev	Uso	K _{sat}	Pt	ψ _m	θ _i	n	SC	CH	LAI	RR
11	Pastagem	26.4	0.56	40	0.500	0.5345	1	0.1	4	1.2
	Floresta	123	0.58	40	0.520	0.755	1	5	3	4.55
	Cultivo	16.5	0.49	40	0.440	0.3465	0.5	0.7	3	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.00	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.0368	0.00	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.0362	0.00	0.0	0.0	0.1
12	Pastagem	26.4	0.56	40	0.440	0.5345	1	0.1	4	1.2
	Floresta	123	0.58	40	0.450	0.755	1	5	3	4.55
	Cultivo	16.5	0.49	40	0.390	0.3465	0.5	0.6	3	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.00	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.0368	0.00	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.0362	0.00	0.0	0.0	0.1
13	Pastagem	26.4	0.56	40	0.520	0.5345	1	0.1	4	1.2
	Floresta	123	0.58	40	0.530	0.755	1	5	3	4.55
	Cultivo	16.5	0.49	40	0.450	0.3465	0.2	0.2	1	2.5
	Água	1	0.00	0.0	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.0368	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.0362	0.0	0.0	0.0	0.1
14	Pastagem	26.4	0.56	40	0.500	0.5345	1	0.1	4	1.2
	Floresta	123	0.58	40	0.510	0.755	1	5	3	4.55
	Cultivo	16.5	0.49	40	0.430	0.3465	0.2	0.2	0.3	2.5
	Água	1	0.0	0.0	0.000	0.001	0.0	0.0	0.0	10
	Impermeável	0.0	0.3	40	0.300	0.0368	0.0	0.0	0.0	0.1
	Estrada	0.0	0.3	40	0.300	0.0362	0.0	0.0	0.0	0.1

K_{sat} = Condutividade hidráulica saturada (mm h⁻¹); Pt = Porosidade total (cm³cm⁻³); ψ_m = Tensão matricial inicial (kPa); θ_i = Umidade inicial (cm³cm⁻³); n = Coeficiente de manning (-); SC = Fração de cobertura do solo (-); CH = Altura de planta (m); LAI = Índice de área foliar (m²); RR = Rugosidade superficial (cm).

Fonte: Elaborado pela autora.

APÊNDICE D – AMOSTRAGEM FÍSICO-HÍDRICA

Tabela 13. Dados de Ds, UvSat, Uv 60cm, Uv 100 cm, Uv (1 Bar), Ks determinados por procedimento laboratorial para os 88 pontos amostrados na camada superficial.

Id	Densidade		Retenção de água				Condutividade hidráulica		Uso	Características Solo	Coordenadas	
	Ds (g/cm ³)	Média (g/cm ³)	UvSat (m ³ /m ³)	Uv60 (m ³ /m ³)	Uv100 (m ³ /m ³)	Uv1Bar (m ³ /m ³)	Ks (mm/h)	Média (mm/h)			Long -	Lat -
A1a	1,100		0,578	0,512	0,490	0,366	9,20		P	Neossolo Reg /Lit		
A1b	1,203	1,151	0,543	0,494	0,476	0,342	6,61	7,91	P	Neossolo Reg /Lit	-295994	-535945
A2a	1,040		0,596	0,541	0,515	0,411	6,34		F	Neossolo Regolítico		
A2b	1,106	1,073	0,594	0,478	0,456	0,361	50,01	28,18	F	Neossolo Regolítico	-295999	-535947
A3a	1,082		0,580	0,517	0,493	0,379	7,28		P	Cambissolo		
A3b	1,133	1,108	0,564	0,508	0,487	0,357	102,20	54,74	P	Cambissolo	-295999	-535951
A4a	1,002		0,589	0,442	0,419	0,327	36,60		P	Neossolo Regolítico		
A4b	1,110	1,056	0,588	0,507	0,487	0,356	11,12	23,86	P	Neossolo Regolítico	-295999	-535959
A5a	1,134		0,588	0,542	0,534	0,458	2,72		F	Nitossolo		
A5b	1,189	1,161	0,510	0,464	0,456	0,401	0,09	1,40	F	Nitossolo	-296027	-535917
A6a	1,474		0,467	0,418	0,405	0,350	5,80		C	Nitossolo		
A6b	1,565	1,519	0,411	0,379	0,367	0,316	0,04	2,92	C	Nitossolo	-296025	-535919
A7a	1,427		0,481	0,440	0,428	0,351	0,41		C	Nitossolo		
A7b	1,423	1,425	0,439	0,409	0,398	0,348	1,38	0,90	C	Nitossolo	-296013	-535927
A8a	1,316		0,535	0,489	0,471	0,389	3,74		P	Nitossolo		
A8b	1,307	1,312	0,510	0,439	0,422	0,347	12,09	7,92	P	Nitossolo	-295826	-536205
A9a	1,340		0,522	0,485	0,476	0,401	7,17		P	Nitossolo		
A9b	1,203	1,272	0,547	0,483	0,470	0,386	18,10	12,64	P	Nitossolo	-295829	-536192
A11a	1,100		0,624	0,440	0,420	0,327	526,29		P	Nitossolo		
A11b	1,255	1,177	0,649	0,601	0,580	0,465	5,14	265,71	P	Nitossolo	-295928	-536050

A12a	1,355		0,541	0,505	0,493	0,414	2,52		C	Nitossolo		
A12b	1,319	1,337	0,483	0,438	0,423	0,368	1,03	1,78	C	Nitossolo	-295923	-536047
A13a	1,073		0,582	0,500	0,478	0,392	65,78		F	Neossolo Regolítico		
A13b	1,053	1,063	0,575	0,490	0,465	0,365	13,11	39,45	F	Neossolo Regolítico	-295939	-536049
A14a	1,332		0,496	0,465	0,450	0,370	1,32		C	Neossolo Regolítico		
A14b	1,732	1,532	0,569	0,530	0,512	0,440	158,64	79,98	C	Neossolo Regolítico	-295950	-536056
A15a	1,413		0,437	0,411	0,398	0,332	0,43		C	Neossolo Regolítico		
A15b	1,376	1,395	0,456	0,414	0,400	0,336	0,43	0,43	C	Neossolo Regolítico	-295942	-536068
A16a	1,032		0,612	0,544	0,530	0,407	2,02		P	Neossolo Regolítico		
A16b	1,034	1,033	0,656	0,542	0,521	0,397	72,02	37,02	P	Neossolo Regolítico	-295872	-535991
A17a	0,896		0,647	0,501	0,476	0,320	15,70		F	Neossolo Reg /Lit		
A17b	0,907	0,901	0,644	0,525	0,491	0,405	419,08	217,39	F	Neossolo Reg /Lit	-295854	-535970
A18a	1,480		0,458	0,384	0,372	0,322	22,61		C	Neossolo Regolítico		
A18b	1,431	1,456	0,479	0,401	0,388	0,336	10,35	16,48	C	Neossolo Regolítico	-295851	-535981
A19a	1,338		0,472	0,411	0,400	0,343	13,10		C	Nitossolo		
A19b	1,307	1,322	0,522	0,395	0,381	0,325	146,35	79,72	C	Nitossolo	-285860	-536071
A20a	1,185		0,571	0,469	0,453	0,374	22,87		C	Neossolo Regolítico		
A20b	1,143	1,164	0,574	0,441	0,425	0,341	113,16	68,02	C	Neossolo Regolítico	-295879	-536131
A21a	1,226		0,530	0,426	0,411	0,343	67,57		C	Nitossolo		
A21b	1,267	1,246	0,509	0,422	0,406	0,323	18,25	42,91	C	Nitossolo	-295789	-536246
A22a	0,828		0,695	0,498	0,466	0,353	467,66		F	Nitossolo		
A22b	0,993	0,911	0,613	0,432	0,407	0,322	393,63	430,64	F	Nitossolo	-295787	536248
A23a	1,151		0,529	0,439	0,419	0,292	10,47		F	Neossolo Regolítico		
A23b	0,979	1,065	0,651	0,425	0,405	0,321	140,36	75,42	F	Neossolo Regolítico	-295679	-535988
A25a	0,977		0,559	0,406	0,379	0,301	23,76		F	Neossolo Regolítico		
A25b	0,921	0,949	0,597	0,399	0,373	0,288	342,81	183,29	F	Neossolo Regolítico	-295711	-535997
A26a	1,384		0,443	0,415	0,404	0,328	3,78		C	Nitossolo		
A26b	1,497	1,441	0,416	0,385	0,376	0,317	2,63	3,20	C	Nitossolo	-295687	-536040

A27a	0,949		0,626	0,454	0,422	0,308	74,11		F	Neossolo Regolítico		
A27b	0,994	0,972	0,616	0,435	0,409	0,293	112,94	93,53	F	Neossolo Regolítico	-295664	-536065
A28a	1,371		0,404	0,333	0,314	0,224	5,29		F	Neossolo Reg /Lit		
A28b	1,301	1,336	0,539	0,440	0,426	0,291	16,67	10,98	F	Neossolo Reg /Lit	-295647	-536055
A29a	1,327		0,474	0,410	0,395	0,342	8,78		C	Neossolo Reg /Lit		
A29b	1,342	1,334	0,519	0,454	0,440	0,386	0,18	4,48	C	Neossolo Reg /Lit	-295642	-536055
A30a	0,724		0,744	0,437	0,403	0,285	817,46		F	Neossolo Regolítico		
A30b	0,774	0,749	0,717	0,400	0,366	0,252	1052,02	934,74	F	Neossolo Regolítico	-295683	-536124
A31a	1,321		0,489	0,447	0,441	0,353	2,46		C	Nitossolo		
A31b	1,362	1,341	0,500	0,426	0,417	0,361	1,73	2,10	C	Nitossolo	-295703	-536108
A32a	1,261		0,508	0,416	0,399	0,323	2,71		C	Neossolo Regolítico		
A32b	1,199	1,230	0,534	0,388	0,370	0,279	15,04	8,87	C	Neossolo Regolítico	-295713	-536102
A33a	1,299		0,504	0,459	0,452	0,407	0,39		C	Cambissolo		
A33b	1,240	1,269	0,488	0,445	0,436	0,373	5,24	2,82	C	Cambissolo	-295729	-536079
A34a	1,099		0,635	0,439	0,435	0,420	0,35		P	Cambissolo		
A34b	1,390	1,245	0,470	0,439	0,435	0,420	0,35	6,80	P	Cambissolo	-295737	-536075
A35a	1,287		0,483	0,372	0,353	0,284	31,38		C	Nitossolo		
A35b	2,363	1,325	0,459	0,378	0,359	0,275	10,48	20,93	C	Nitossolo	-295694	-536153
A36a	1,178		0,591	0,451	0,434	0,371	248,85		C	Nitossolo		
A36b	1,164	1,171	0,586	0,444	0,429	0,361	209,77	229,31	C	Nitossolo	-295695	-536175
A37a	1,480		0,477	0,432	0,419	0,371	5,68		C	Nitossolo		
A37b	1,485	1,483	0,450	0,389	0,380	0,337	145,03	75,36	C	Nitossolo	-295606	-536213
A38a	1,385		0,497	0,424	0,405	0,331	48,08		F	Nitossolo		
A38b	1,252	1,318	0,542	0,447	0,432	0,359	818,75	433,41	F	Nitossolo	-295617	536209
A39a	1,500		0,461	0,388	0,374	0,310	3,74		C	Nitossolo		
A39b	1,500	1,500	0,432	0,379	0,368	0,306	3,76	3,75	C	Nitossolo	-295729	-536197
A40a	1,191		0,528	0,344	0,331	0,276	814,35		F	Neossolo Regolítico		
A40b	1,218	1,204	0,421	0,237	0,224	0,171	264,56	539,45	F	Neossolo Regolítico	-295581	-536218

A41a	1,462		0,497	0,434	0,418	0,365	2,09		C	Nitossolo		
A41b	1,234	1,348	0,550	0,423	0,409	0,349	89,51	45,80	C	Nitossolo	-295624	-536263
A42a	1,062		0,610	0,390	0,369	0,283	228,59		F	Gleissolo		
A42b	0,764	0,913	0,757	0,390	0,367	0,288	4959,06	2593,83	F	Gleissolo	-295637	-536243
A43a	1,436		0,476	0,449	0,440	0,396	3,70		C	Nitossolo		
A43b	1,421	1,429	0,496	0,438	0,427	0,382	5,38	4,54	C	Nitossolo	-295657	-536216
A44a	1,544		0,422	0,388	0,378	0,327	2,02		C	Neossolo Regolítico		
A44b	1,473	1,508	0,456	0,399	0,387	0,318	3,56	2,79	C	Neossolo Regolítico	-295560	-536163
A45a	1,010		0,641	0,469	0,452	0,355	291,27		F	Neossolo Regolítico		
A45b	0,972	0,991	0,652	0,496	0,475	0,342	29,78	160,53	F	Neossolo Regolítico	-295568	-536154
A46a	1,252		0,574	0,503	0,482	0,387	21,27		P	Neossolo Regolítico		
A46b	1,163	1,208	0,575	0,474	0,449	0,351	64,46	42,86	P	Neossolo Regolítico	-295578	-536151
A47a	1,249		0,570	0,455	0,435	0,337	5,88		C	Neossolo Regolítico		
A47b	1,131	1,207	0,584	0,457	0,423	0,319	33,66	24,90	C	Neossolo Regolítico	-295679	-536157
A47c	1,239		0,537	0,422	0,400	0,303	35,17		C	Neossolo Regolítico		
A48a	1,384		0,507	0,413	0,401	0,340	519,40		C	Neossolo Regolítico		
A48b	1,560	1,472	0,416	0,387	0,380	0,338	1,76	260,58	C	Neossolo Regolítico	-295894	-536174
A49a	1,286		0,540	0,335	0,307	0,266	225,27		C	Neossolo Regolítico		
A49b	1,360	1,323	0,499	0,388	0,358	0,267	29,82	127,54	C	Neossolo Regolítico	-295745	-535836
A50a	1,333		0,482	0,282	0,239	0,141	242,08		C	Argissolo		
A50b	1,519	1,426	0,381	0,232	0,189	0,108	48,04	145,06	C	Argissolo	-295732	-535845
A51a	0,992		0,611	0,328	0,294	0,207	709,46		F	Argissolo		
A51b	0,936	0,964	0,668	0,359	0,324	0,237	840,31	774,88	F	Argissolo	-295736	-535811
A52a	1,459		0,423	0,203	0,171	0,105	63,87		F	Neossolo Regolítico		
A52b	1,373	1,416	0,475	0,240	0,205	0,176	121,37	92,62	F	Neossolo Regolítico	-295715	-535801
A53a	0,998		0,641	0,367	0,333	0,233	489,21		F	Neossolo Regolítico		
A53b	1,111	1,054	0,597	0,347	0,314	0,218	548,86	519,03	F	Neossolo Regolítico	-295791	-535857
A54a	1,451		0,440	0,328	0,293	0,174	51,55		P	Neossolo Regolítico		
A54b	1,501	1,476	0,442	0,291	0,253	0,153	56,99	54,27	P	Neossolo Regolítico	-295790	-535867

A55a	1.135		0.554	0.351	0.329		137.27		F	Neossolo Regolítico		
A55b	1.109		0.602	0.360	0.338	0.279	300.05		F	Neossolo Regolítico	-295591	-535877
A55c	1.085	1.109	0.586	0.370	0.352		208.90	254.47	F	Neossolo Regolítico		
A56a	1.402		0.482	0.346	0.332		79.58		C	Neossolo Regolítico		
A56b	1.368		0.499	0.298	0.245		319.33		C	Neossolo Regolítico	-295574	-535889
A56c	1.342	1.371	0.509	0.348	0.330	0.266	73.70	76.64	C	Neossolo Regolítico		
A57a	1.035		0.588	0.489	0.475		10.88		P	Neossolo Regolítico		
A57b	1.433		0.446	0.336	0.319		10.00		P	Neossolo Regolítico	-295562	-53601
A57c	1.398	1.289	0.504	0.350	0.333	0.292	7.94	10.44	P	Neossolo Regolítico		
A58a	1.390		0.544	0.412	0.395		23.00	31.40	C	Neossolo Regolítico		
A58b	1.323		0.496	0.406	0.390	0.337	39.80		C	Neossolo Regolítico	-295584	-536039
A58c	1.225	1.313	0.565	0.400	0.381		91.41	31.40	C	Neossolo Regolítico		
A59a	1.039		0.568	0.410	0.388		84.84		P	Neossolo Regolítico		
A59b	1.106		0.572	0.449	0.377		29.55		P	Neossolo Regolítico	-295584	-536116
A59c	1.105	1.083	0.599	0.451	0.423	0.334	36.09	32.82	P	Neossolo Regolítico		
A60a	1.324		0.515	0.442	0.428		8.25		C	Neossolo Regolítico		
A60b	1.260		0.552	0.445	0.421	0.328	20.64		C	Neossolo Regolítico	-295588	-536114
A60c	1.172	1.252	0.591	0.388	0.369		435.44	14.44	C	Neossolo Regolítico		
A61a	1.013		0.648	0.419	0.390	0.295	124.72		P	Neossolo Regolítico		
A61b	1.090		0.592	0.401	0.377		8.37		P	Neossolo Regolítico	-295595	-536128
A61c	1.060	1.054	0.582	0.408	0.383		378.63	66.54	P	Neossolo Regolítico		
A62a	0.959		0.585	0.363	0.342	0.264	109.77		P	Cambissolo		
A62b	1.100		0.552	0.386	0.363		158.98		P	Cambissolo	-295973	-535917
A62c	1.089	1.049	0.531	0.359	0.341		54.21	134.38	P	Cambissolo		
A63a	1.247		0.540	0.350	0.328		174.96		C	Nitossolo		
A63b	1.449		0.561	0.386	0.370	0.311	282.43		C	Nitossolo	-295991	-535884
A63c	1.326	1.341	0.489	0.317	0.306		406.36	228.70	C	Nitossolo		
A64a	1.379		0.495	0.414	0.391	0.341	4.89		C	Cambissolo		
A64b	1.307		0.496	0.394	0.380		143.98		C	Cambissolo	-295982	-535895

A64c	1.452	1.379	0.449	0.397	0.384		4.90	4.90	C	Cambissolo		
A65a	1.149		0.575	0.425	0.276		56.29		F	Neossolo Regolítico		
A65b	1.215		0.646	0.392	0.368		26.53		F	Neossolo Regolítico	-295905	-535871
A65c	1.088	1.151	0.526	0.360	0.334		137.25	41.41	F	Neossolo Regolítico		
A66a	1.196		0.617	0.457	0.435	0.368	85.07		F	Neossolo Regolítico		
A66b	1.034		0.580	0.381	0.349		253.22		F	Neossolo Regolítico	-295944	-535855
A66c	1.096	1.108	0.613	0.414	0.384		24.85	54.96	F	Neossolo Regolítico		
A67a	0.604		0.604	0.400	0.375	0.245	162.13		C	Neossolo Reg /Lit		
A67b	0.532		0.532	0.448	0.421		6.15		C	Neossolo Reg /Lit	-295948	-535888
A67c	0.549	0.561	0.549	0.406	0.379		21.67	13.91	C	Neossolo Reg /Lit		
A68a	0.542		0.542	0.408	0.394	0.333	22.30		C	Nitossolo		
A68b	0.467		0.467	0.308	0.326		177.36		C	Nitossolo	-295762	-53622
A68c	0.519	0.509	0.519	0.382	0.369		36.10	29.20	C	Nitossolo		
A69a	0.413		0.413	0.382	0.361		35.32		C	Nitossolo		
A69b	0.572	0.493	0.572	0.411	0.385	0.265	76.51	55.91	C	Nitossolo	-295752	-536228
A70a	1.356		0.506	0.380	0.366		49.79		F	Nitossolo		
A70b	1.137		0.580	0.437	0.421		102.42		F	Nitossolo	-29574	-536237
A70c	1.237	1.243	0.498	0.357	0.344		134.08	118.25	F	Nitossolo		
A71a	1.185		0.597	0.379	0.359		156.73		F	Neossolo Reg /Lit		
A71b	1.124		0.653	0.366	0.351		1421.13		F	Neossolo Reg /Lit	-295626	-535989
A71c	1.049	1.119	0.593	0.357	0.338		1249.22	156.73	F	Neossolo Reg /Lit		
A72a	1.193		0.583	0.440	0.417	0.354	70.35		P	Neossolo Reg /Lit		
A72b	1.091		0.612	0.400	0.380	0.278	305.68		P	Neossolo Reg /Lit	-295641	-536015
A72c	1.262	1.182	0.507	0.205	0.190		957.56	188.02	P	Neossolo Reg /Lit		
A73a	0.968		0.649	0.407	0.378		202.65		P	Neossolo Reg /Lit		
A73b	1.045		0.643	0.434	0.411		123.43		P	Neossolo Reg /Lit	-295643	-536028
A73c	1.148	1.054	0.641	0.641	0.448	0.371	57.02	90.23	P	Neossolo Reg /Lit		
A74a	1.294		0.528	0.415	0.398		12.35		C	Cambissolo		
A74b	1.374		0.520	0.415	0.393	0.325	15.45		C	Cambissolo	-295704	-535966

A74c	1.143	1.270	0.525	0.401	0.382		6.88	13.90	C	Cambissolo		
A75a	1.058		0.584	0.367	0.343		310.23		F	Neossolo Reg /Lit		
A75b	1.064		0.590	0.374	0.353		315.80		F	Neossolo Reg /Lit	-295684	-535972
A75c	0.959	1.027	0.654	0.353	0.329	0.259	722.90	313.01	F	Neossolo Reg /Lit		
A76a	1.203		0.653	0.437	0.411		171.97		C	Nitossolo		
A76b	1.276		0.543	0.377	0.361		137.40		C	Nitossolo	-295704	-536046
A76c	1.174	1.218	0.563	0.367	0.351	0.310	222.82	154.69	C	Nitossolo		
A77a	1.165	1.165	0.573	0.449	0.430	0.347	59.04	59.04	C	Cambissolo	-295732	-53606
A78a	1.265		0.459	0.380	0.361		3.03		F	Cambissolo		
A78b	1.316		0.509	0.409	0.393	0.322	6.57		F	Cambissolo	-295722	-536157
A78c	1.183	1.255	0.548	0.411	0.388		52.52	4.80	F	Nitossolo		
A79a	1.193		0.553	0.410	0.384	0.280	29.41		C	Nitossolo		
A79b	1.188		0.544	0.405	0.382		156.82		C	Nitossolo	-295729	-536154
A79c	1.436	1.193	0.475	0.401	0.388		5.02	17.21	C	Nitossolo		
A80a	0.814		0.506	0.278	0.269		682.16		F	Nitossolo		
A80b	0.878	0.8460	0.586	0.306	0.290		319.56	500.86	F	Nitossolo	-295649	-536197
A81a	1.059		0.552	0.347	0.330	0.274	132.95		C	Nitossolo		
A81b	1.180		0.468	0.302	0.288		95.25		C	Nitossolo	-295645	-536191
A81c	1.077	1.105	0.572	0.317	0.299		590.07	114.10	C	Nitossolo		
A82a	1.004		0.662	0.390	0.364		619.64		F	Neossolo Reg /Lit		
A82b	0.878		0.688	0.376	0.344	0.238	852.38		F	Neossolo Reg /Lit	-295925	-535925
A82c	0.935	0.939	0.665	0.343	0.315		67.06	736.01	F	Neossolo Reg /Lit		
A83a	1.312		0.512	0.394	0.376		15.47		P	Neossolo Reg /Lit		
A83b	1.212		0.557	0.402	0.378		50.17		P	Neossolo Reg /Lit	-295774	-535923
A83c	1.195	1.240	0.568	0.438	0.411	0.207	5.91	10.69	P	Neossolo Reg /Lit		
A84a	1.469		0.440	0.358	0.338		12.68		P	Neossolo Regolítico		
A84b	1.432		0.506	0.386	0.359	0.249	21.21		P	Neossolo Regolítico	-29577	-535921
A84c	1.479	1.460	0.482	0.388	0.364	0.248	18.95	20.08	P	Neossolo Regolítico		

A85a	1.684		0.390	0.312	0.295		7.61		C	Neossolo Regolítico		
A85b	1.585		0.434	0.338	0.317		10.38		C	Neossolo Regolítico	-29577	-535915
A85c	1.390	1.553	0.586	0.416	0.390	0.272	4.84	7.61	C	Neossolo Regolítico		
A86a	1.325		0.525	0.383	0.369	0.307	12.14		F	Neossolo Regolítico		
A86b	1.410		0.485	0.371	0.360		5.35		F	Neossolo Regolítico	-295767	-535895
A86c	1.393	1.376	0.474	0.375	0.362		3.69	4.52	F	Neossolo Regolítico		
A87a	1.492		0.377	0.249	0.226		36.91		P	Neossolo Regolítico		
A87b	1.499		0.425	0.250	0.237	0.174	60.04		P	Neossolo Regolítico	-295769	-535883
A87c	1.431	1.474	0.398	0.231	0.209		22.10	29.50	P	Neossolo Regolítico		
A88a	1.520		0.411	0.202	0.180		183.47		C	Neossolo Regolítico		
A88b	1.577		0.417	0.228	0.212	0.138	74.01		C	Neossolo Regolítico	-295769	-535872
A88c	1.153	1.417	0.573	0.431	0.406		109.31	91.66	C	Neossolo Regolítico		
A89a	1.492		0.452	0.359	0.340		23.37		C	Argissolo		
A89b	1.385		0.505	0.375	0.348	0.348	9.33		C	Argissolo	-295818	-535893
A89c	1.382	1.420	0.455	0.355	0.334		16.86	20.12	C	Argissolo		
A90a	1.596		0.467	0.286	0.213	0.130	66.09		F	Neossolo Regolítico		
A90b	1.506		0.452	0.269	0.221		72.19		F	Neossolo Regolítico	-295808	-535898
A90c	1.275	1.459	0.517	0.249	0.198		190.99	69.14	F	Neossolo Regolítico		

Parâmetros: Ds = densidade (g/cm³); UvSat = umidade volumétrica de saturação (m³/m³); Uv 60cm = umidade volumétrica a 60cm (m³/m³); Uv 100 cm = umidade volumétrica a 100cm (m³/m³); Uv (1 Bar) = umidade volumétrica a 1bar (m³/m³); Ks = Condutividade hidráulica saturada (mm/h). Uso: P = pastagem; F = Floresta; C = cultivo. Coordenadas: Long = Longitude; Lat = Latitude.

Fonte: Elaborado pela autora.