



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

ANTHONY FABRIZ MARCHESI

**ANÁLISE DA APLICAÇÃO DAS MODELAGENS EUPS E SWAT NA
IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA
INTERVENÇÕES CONSERVACIONISTAS DO SOLO EM BACIAS
HIDROGRÁFICAS**

VITÓRIA

2020

ANTHONY FABRIZ MARCHESI

**ANÁLISE DA APLICAÇÃO DAS MODELAGENS EUPS E SWAT NA
IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA
INTERVENÇÕES CONSERVACIONISTAS DO SOLO EM BACIAS
HIDROGRÁFICAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração Recursos Hídricos.
Orientador: Prof. PhD. Antônio Sergio Ferreira Mendonça

Vitória
2020

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

M316a Marchesi, Anthony Fabriz, 1988-
Análise da aplicação das modelagens EUPS e SWAT na identificação de áreas prioritárias para intervenções conservacionistas do solo em bacias hidrográficas / Anthony Fabriz Marchesi. - 2020.
109 f. : il.

Orientador: Antonio Sérgio Ferreira Mendonça.
Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) -
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Erosão. 2. Perda de solo. 3. EUPS. 4. SWAT. 5. MUSLE.
I. Mendonça, Antonio Sérgio Ferreira. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628

ANTHONY FABRIZ MARCHESI

**ANÁLISE DA APLICAÇÃO DAS MODELAGENS EUPS E SWAT NA
IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA
INTERVENÇÕES CONSERVACIONISTAS DO SOLO EM BACIAS
HIDROGRÁFICAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração Recursos Hídricos.

Aprovado em 27 de fevereiro de 2020.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Ph.D. Antônio Sergio Ferreira Mendonça
Orientador

Prof. D.Sc. José Antônio Tosta dos Reis
Examinador Interno

Prof. Ph.D. Marco Aurélio Costa Caiado
Examinador Externo

AGRADECIMENTOS

Ao Professor e Orientador Antônio Sérgio Ferreira Mendonça, pela oportunidade, conhecimento compartilhado, e por ter permitido admirá-lo cada vez mais durante esse tempo de trabalho, como o profissional de excelência que é.

A toda a equipe do PPGEA pelo apoio, conhecimento, e oportunidades ofertadas.

Ao LabHidro (UFES) por sempre me acolher, e ao EcoHidro (IFES) pelo compartilhamento do conhecimento e expertise com o modelo SWAT.

A minha família como um todo pela paciência e compreensão com essa etapa que é uma fase de um planejamento de vida.

Muito Obrigado!

"dê-me uma alavanca e um ponto de apoio,
e eu moverei o mundo"
Arquimedes [III a.c.--]

RESUMO

A perda de solos carregados pela erosão hídrica para os cursos d'água gera impactos financeiros e sociais, com a diminuição da capacidade produtiva, além de provocar impactos no meio ambiente por meio do aporte excessivo de sedimentos e nutrientes. Este estudo analisa a aplicação da equação EUPS e modelagem no SWAT na identificação de áreas prioritárias para conservação do solo na Bacia Hidrográfica do Alto e Médio Rio Santa Maria da Vitória. O SWAT foi calibrado hidrológicamente, e posteriormente aplicado para obtenção da geração de sedimentos para cada sub-bacia da área de estudo. A aplicação da EUPS foi realizada em ambiente de sistema de informações geográficas, obtendo-se o valor médio dos pixels inseridos no polígono de cada sub-bacia de análise definida previamente pelo SWAT. As estimativas realizadas com emprego da EUPS indicaram áreas prioritárias para controle da erosão presentes no terço médio e superior da bacia, enquanto a aplicação do SWAT indicou maior geração de sedimentos na região central da bacia. Análise dos resultados indicaram que a principal causa dos valores obtidos pela EUPS está relacionada com o fator C, correspondente ao uso e ocupação do solo. Quanto aos resultados relativos ao SWAT, uma das principais causas está relacionada com o escoamento superficial simulado, além do uso do solo. Desse modo, deve-se atentar para a finalidade de cada modelo, sendo que a EUPS objetiva estimar média anual de perdas de solo, ao passo que o SWAT identifica sedimentos gerados e carregados por eventos hidrológicos.

Palavras chave: Erosão. Perdas de solo. EUPS. SWAT. MUSLE.

ABSTRACT

Soil loss, caused by water erosion, generates financial and social impacts through soil productive capacity reduction, besides impacts to the environment by excessive sediments and nutrients inputs. The objective of this study is to analyze the USLE equation and SWAT modeling to identify priority areas for soil conservation in the Upper and Middle Santa Maria da Vitória River Basin. The SWAT was hydrologically calibrated, and later applied to obtain sediment generation for each sub-basin in study area. The application of USLE used geographic information system to obtain the average of pixels inserted into each sub-basin, previously defined by SWAT. Estimates made by USLE indicated priority areas for intervention in the upper third part, while SWAT application indicated largest sediment generation in the watershed central part. Results analysis indicated that the main reason for values estimated by USLE is related with the C factor, that corresponds to land use. With respect to SWAT applications results, the main cause is related with simulated runoff, in addition to land use. Therefore, attention should be given to the purpose of each model, USLE is used for average soil loss estimation, and SWAT for estimation of sediments generated and carried during hydrological events.

Keywords: Erosion. Soil loss. USLE. SWAT. MUSLE.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Principais etapas do ciclo hidrológico.....	17
Figura 2 – Esquematização básica da sequência de processos do SWAT	38
Figura 3 - Fluxograma da metodologia.....	49
Figura 4 – Localização da BHAMRSMV, suas subdivisões em Ottobacias de região 5 e localização dos reservatórios existentes	51
Figura 5 – Solos para a BHAMRSMV	54
Figura 6 – Mapa de altitudes da BHAMRSMV	56
Figura 7 – Usos do solo na BHAMRSMV	57
Figura 8 – Localização das estações fornecidas para modelagem no SWAT.....	61
Figura 9 – Classificação da soma de sedimentos gerados e carregados para o canal principal da HRU em cada sub-bacia enumerada	74
Figura 10 – Classes de Perda de Solos (t/ha.ano) para as Sub-bacias de análise, modelados pelo SWAT.....	74
Figura 11 – Imagens das classificações qualitativas dos fatores e do resultado da simulação no SWAT	76
Figura 12 – Fator Erosividade da Chuva (R) para a BHAMRSMV	78
Figura 13 – Fator SL pelo GISus-M para a BHAMRSMV	79
Figura 14 – Perda de solos anual para a BHAMRSMV pela EUPS	80
Figura 15 - Classes de Perda de Solos (t/ha.ano) para as Sub-bacias de análise, modelados pelo EUPS	82
Figura 16 – Imagens das classificações qualitativas dos fatores e do resultado da modelagem pela EUPS	83
Figura 17 – Estimativa média da perda de solos por sub-bacia pela EUPS, e média das contribuições de sedimentos por sub-bacia pelo SWAT.....	84
Figura 18 – Estações pluviométricas utilizadas na modelagem do SWAT, espacialização da precipitação média anual, e escoamento superficial modelado pelo programa.....	87

Figura 19 – Sobreposição do mapa da média de Sedimentos carreados por hectare para cada Sub-bacia no SWAT, e de Pluviosidade anual média	88
Figura 20 – Índices e resultados de simulações na Sub-bacia 84 para modelagem pela EUPS e SWAT	89
Figura 21 - Índices e resultados de simulações na Sub-bacia 98 para modelagem pela EUPS e SWAT	91
Figura 22 - Índices e resultados de simulações na Sub-bacia 71 para modelagem pela EUPS e SWAT	93

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais modelos de produção de sedimentos, suas categorias e parte das informações de saída	24
Tabela 2 – Classes de erosividade da chuva (fator R da EUPS)	30
Tabela 3 – Índices de desempenho para estatísticas de calibração de tempo mensal	44
Tabela 4 - Fontes dos dados básicos para as modelagens	53
Tabela 5 - Fator de erodibilidade (K) para os diferentes solos encontrados na BHAMRSMV	55
Tabela 6 – Valores do fator C adotados referentes a ocupação do solo identificados na área de análise	58
Tabela 7 – Relação entre as estações do GWDS e da ANA	60
Tabela 8 – Estações pluviométricas consideradas nas análises	64
Tabela 9 – Percentuais de declividade e classes de relevo existentes na BHAMRSMV	67
Tabela 10 – Valores e classificação referente as análises estatísticas da calibração do SWATCUP® entre os valores observados e os modelados	68
Tabela 11 – Valores calibrados, e limites estipulados para a calibração	68
Tabela 12 - Valores e classificação referente às análises estatísticas da modelagem final (2004 a 2013) entre os dados observados e os modelados	71

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Porcentagens de área relativas às classes de uso do solo	57
Gráfico 2 – Correlação entre os dados simulados e os observados para a modelagem final (2004 a 2013).....	70
Gráfico 3 – Comparação entre os valores observados e os simulados na calibração	71
Gráfico 4 - Comparação entre os valores observados e os simulados na validação	72
Gráfico 5 – Relação entre Chuva e Vazão simulada para o período de calibração (2004 a 2008)	72
Gráfico 6 – Relação entre Chuva e Vazão simulada para o período de validação (2009 a 2013).....	73
Gráfico 7 – Correlação entre coeficiente de uso do solo e produção de sedimentos simulada no SWAT.....	77
Gráfico 8 - Correlação entre coeficiente de uso do solo e perdas de solo estimadas pela EUPS.....	81

LISTA DE SIGLAS

ANA – Agência Nacional de Águas

ASTER - Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer

BHAMRSMV – Bacia Hidrográfica do Alto e Médio Rio Santa Maria da Vitória

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

EUPS – Equação Universal da Perda de Solos

GEOBASES - Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do estado do Espírito Santo

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IEMA – Instituto Estadual (Espírito Santo) de Meio Ambiente e Recursos Hídricos

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

MUSLE – Equação Universal da Perda de Solos Modificada

NASA - National Aeronautics and Space Administration

SIG - Sistema de Informações Geográficas

SRTM - Shuttle Radar Topography Mission

SWAT – Soil and Water Assessment Tool

USLE – Universal Soil Loss Equation (aplicada pelo SWAT)

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS	16
2.1 OBJETIVO GERAL	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1 EROSIÃO, GERAÇÃO DE SEDIMENTOS, E MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA	17
3.2 EQUAÇÃO UNIVERSAL DA PERDA DE SOLOS (EUPS)	27
3.2.1 Fator de erosividade da chuva (R)	28
3.2.2 Fator de erodibilidade do solo (K).....	30
3.2.3 Fator topográfico (SL)	32
3.2.4 Fator de uso e cobertura do solo (C).....	35
3.2.5 Fator de práticas conservacionistas (P).....	35
3.3 SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL (SWAT).....	36
3.3.1 Bases teóricas do SWAT	36
3.3.2 Sensibilidade e calibração do SWAT	42
3.3.3 Modelagem no SWAT	45
3.4 ANÁLISE DAS ESTIMATIVAS EUPS E SWAT.....	46
4. METODOLOGIA	49
4.1 ÁREA DE ESTUDO.....	49
4.2 OBTENÇÃO DOS DADOS DE ENTRADA.....	52
4.3 MAPAS DE ENTRADA PARA AS MODELAGENS	53
4.3.1 Mapa de solos da Bacia	54
4.3.2 Mapa de altitudes da bacia	55

4.3.3	Mapa de usos do solo na Bacia.....	56
4.4	MODELAGEM DA BACIA NO SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL (SWAT)	59
4.4.1	Dados climatológicos.....	59
4.4.2	Modelagem prévia	61
4.4.3	Calibração	61
4.4.4	Modelagem da perda de solos na bacia pelo SWAT	63
4.5	APLICAÇÃO DA EQUAÇÃO UNIVERSAL DA PERDA DE SOLOS (EUPS) 63	
4.6	METODOLOGIA DE ANÁLISE E COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS	65
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	66
5.1	ANÁLISE DOS DADOS DE ENTRADA DA BHAMRSMV PARA AS MODELAGENS.....	66
5.2	MODELAGEM COM O SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL (SWAT)	67
5.3	MODELAGEM COM A EQUAÇÃO UNIVERSAL DA PERDA DE SOLOS (EUPS).....	78
5.4	COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS	84
6.	CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES.....	95
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96

1. INTRODUÇÃO

Práticas insustentáveis de manejo do solo podem desencadear perdas de nutrientes e erosão, assim como contribuir para emissões de gases do efeito estufa. Essas consequências são influenciadas por condições socioeconômicas desfavoráveis, poucos incentivos à agricultura sustentável, uso de terras inapropriadas e baixo acesso a tecnologias (FAO, 2011).

A perda de solos em bacias hidrográficas rurais gera efeitos impactantes na capacidade produtiva dos solos e a consequente degradação dos recursos hídricos (UZEIKA, 2009). Dessa forma evidenciou-se que a expansão agrícola desordenada, com o uso de técnicas inadequadas, provocou impactos ambientais.

Uma atenção maior da sociedade voltou-se para a necessidade da conservação do solo e da água que, comprovadamente, são inter-relacionados de forma sinérgica. Assim, práticas conservacionistas como a recuperação e manutenção de matas ciliares, o plantio direto e plantios em nível na agricultura têm sido incentivados com orientações técnicas para promoção da conservação e da reestruturação de equilíbrio ambiental mínimo de qualidade nas bacias hidrográficas (MELLO et al., 2006).

Dessa forma, para estudos referentes ao manejo do solo nas bacias hidrográficas, com aplicação de cenários atuais e modificados de uso do solo, ascendeu-se a utilização de modelos matemáticos em ambiente computacional, incorporado à Sistema de Informações Geográficas (SIG). Esses modelos têm promovido o incremento das análises, uma vez que permitem visualização e interação de diversos fatores que influenciam na geração do fenômeno da erosão, bem como permitem avaliação de mudanças no uso e manejo do solo e de seus impactos nos recursos hídricos (SILVA et al., 2013a; SILVA et al., 2013b).

Nesse sentido, a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) tornou-se uma técnica padrão para estudos de conservação do solo (MORGAN, 2005), sendo empregada atualmente em diversos trabalhos (COUTO JÚNIOR, 2016).

A EUPS representa um método empírico que se utiliza de relações matemáticas baseadas em observações, capaz de estimar o destacamento de partículas e transporte do solo realizado pela erosão, por meio de fatores estabelecidos que envolvem declividade, tipo de solo, uso do solo, precipitação e práticas

conservacionistas, que gera como resultado a quantidade de perda de solo anual para uma bacia hidrográfica (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2012).

A EUPS apresenta vantagens operacionais em relação a outros modelos, uma vez que não exige grande quantidade de dados de entrada, e permite seu uso em ambiente de SIG (SAVABI, 1993, apud CASTRO e VALÉRIO FILHO, 1997). Porém, quando aplicada a grandes áreas, seus resultados quantitativos não podem ser considerados reais, servindo apenas para avaliação qualitativa quanto à susceptibilidade de erosão espacializada na região (FARINASSO et al., 2006).

Outra modelagem bastante utilizada é realizada pelo software *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), conceitual, ou seja, que busca descrever as etapas de processos físicos dos fenômenos hidrossedimentológicos. O SWAT utiliza-se da Equação Universal da Perda de Solos Modificada (MUSLE) para determinar a geração de sedimentos em bacias hidrográficas.

O SWAT é um software programado como extensão de um programa de SIG, utilizando-se de modelagens físicas e também conceituais, com realização de diversas interações e dados de entrada para identificação das mudanças no escoamento superficial bem como na produção de sedimentos na bacia conforme o uso do solo (FERNANDES, 2015).

A aplicação de modelos hidrossedimentológicos como o SWAT, em grandes bacias, enfrenta a escassez de dados observados para calibração e validação da aplicação (BRESSIANI et al., 2015a; FAGUNDES, 2018).

Nesse contexto, a pesquisa proposta objetiva comparar características da EUPS e programa SWAT e suas aplicações, considerando um estudo de caso na Bacia Hidrográfica do Alto e Médio Rio Santa Maria da Vitória (BHAMRSMV), na identificação de áreas prioritárias para intervenções na conservação do solo.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

- Analisar os desempenhos das modelagens EUPS e SWAT na identificação de áreas prioritárias para intervenções visando a conservação do solo em uma bacia hidrográfica.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar as modelagens EUPS e SWAT quando aplicados para a confecção de mapas de perda de solos e geração de sedimentos em bacias hidrográficas;
- Identificar as áreas com maiores potenciais de perda de solo e geração de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Alto e Médio Rio Santa Maria da Vitória por meio da modelagem da EUPS em SIG, e através do SWAT;
- Analisar e comparar os resultados obtidos por meio da aplicação das duas opções de modelagem para identificação das áreas que apresentam necessidade de intervenções para conservação do solo em bacia hidrográfica.

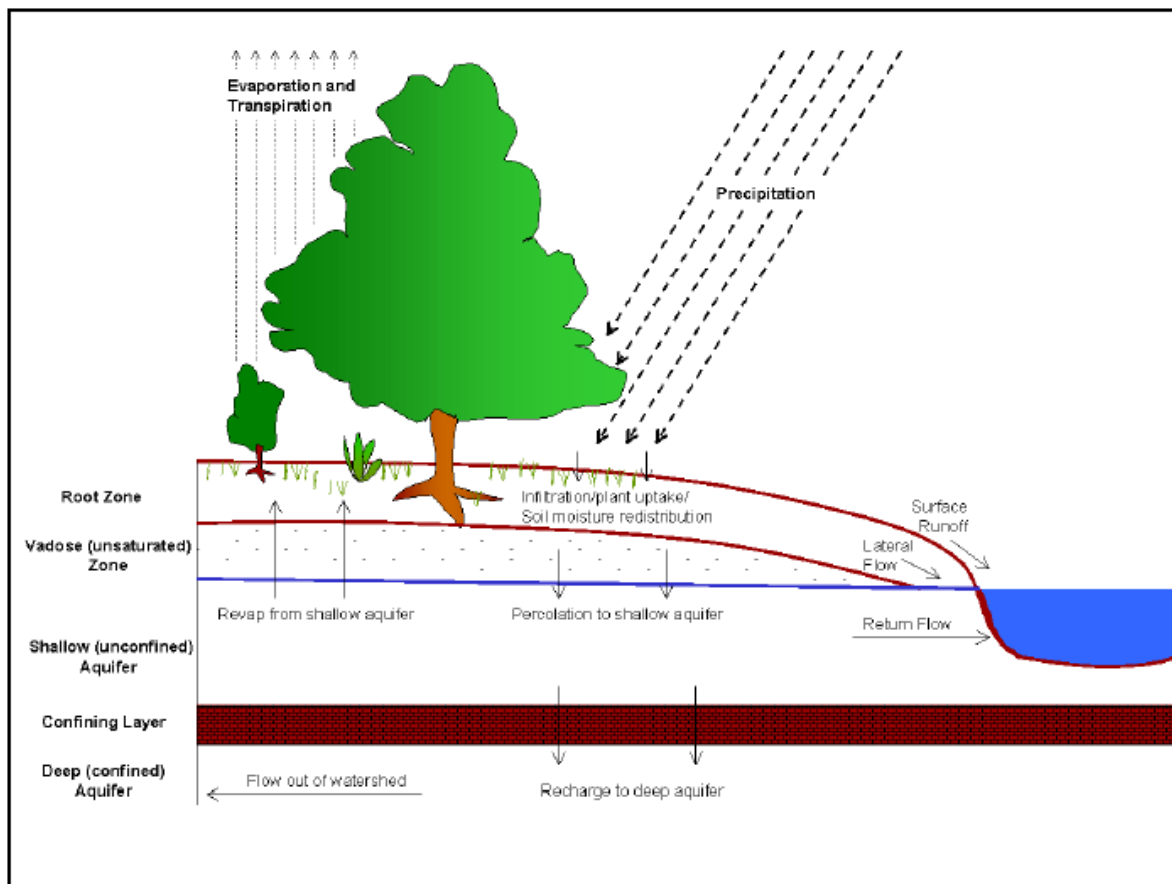
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 EROSÃO, GERAÇÃO DE SEDIMENTOS, E MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA

Os processos hidrológicos em uma bacia hidrográfica são caracterizados sob duas direções predominantes de fluxo, onde o fluxo vertical é representado pelos processos de precipitação, evapotranspiração, umidade e fluxo da água no solo, e o fluxo na direção longitudinal é representado pelos fenômenos do escoamento nos gradientes de superfície (escoamento superficial e rios) e no subsolo (escoamento subterrâneo ou subsuperficial) (TUCCI e MENDES, 2006).

A Figura 1 apresenta as principais etapas consideradas em uma modelagem hidrológica.

Figura 1 – Principais etapas do ciclo hidrológico



Fonte: Neitsch et al. (2009).

Assim, para determinado volume de chuva, parte da água pode infiltrar no solo ou escoar (o escoamento superficial é gerado na superfície quando a capacidade de infiltração da água no solo torna-se menor que o volume de chuva precipitado) dependendo da capacidade de infiltração, umidade, características químicas bem como estruturais do solo e da cobertura vegetal (TUCCI e MENDES, 2006).

Por sua vez os solos são formados pelo intemperismo físico, químico e biológico, atuantes nas rochas da superfície terrestre, sendo definidos como uma coleção de corpos, principalmente rochas em diferentes estágios de degradação, contendo ainda matérias como nutrientes, água e ar, além de possuir e também sustentar formas vivas de organismos e matéria orgânica, principalmente plantas (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2012).

A erosão hídrica do solo decorrente da ação das chuvas é considerada no Brasil importante causadora de graves prejuízos, seja no meio agrícola ou urbano (PEREIRA et al., 2019).

O processo de erosão hídrica do solo é então estabelecido como o deslocamento e transporte de seus componentes sólidos por meio de forças hidrodinâmicas exercidas sobre as partículas, que ultrapassem a resistência oferecida pelas mesmas (coesão do solo), carreando-as de seu lugar de origem até uma zona de deposição (TUCCI, 2015; MORGAN, 2005; PRADO et al., 2010; PANDEY et al., 2016).

A manifestação desse fenômeno (erosão hídrica do solo) nas regiões tropicais de alta pluviosidade é intensa, tendo nas gotas de chuva o principal agente erosivo após a ação do homem. Na etapa de desagregação, as gotas de chuva atuam despreendendo as partículas de solo, que são transportadas pelo salpicamento gerado pela mesma gota, que de forma conjunta imprime energia turbulenta à água superficial escoada, suspendendo as partículas, facilitando o carregamento da massa de solo desagregado até os rios (TUCCI, 2015; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2012).

Em outras palavras, a perda de solos é um fenômeno que depende da energia associada ao impacto das gotas de chuva no solo em áreas de escoamento raso, com sua capacidade de desagregar partículas, e com o potencial do escoamento superficial em arrastar as partículas de solo (KINNELL et al. 2018).

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2012), a erosão hídrica, além de poder ser classificada como erosão em pedestal, erosão em pináculo, erosão em túnel, erosão da fertilidade do solo, e deslocamentos e escorregamentos de massa, se têm as formas clássicas de erosão:

- Erosão pelo impacto da chuva – causada pelo impacto da chuva no solo, constituindo o primeiro passo no processo clássico de erosão, responsável por desagregar partículas maiores em menores, e consequente diminuição da capacidade de infiltração da água no solo;
- Erosão laminar – formada pela remoção delgada do solo, da camada superficial, considerando a ação do escoamento da água no arraste de partículas, dependente da capacidade de transporte da enxurrada;
- Erosão em sulcos – resulta da concentração da erosão laminar em pequenas depressões do solo que, de forma gradual, formam riscos mais ou menos profundos;
- Voçorocas – estágio mais avançado dos sulcos que, após a concentração de várias enxurradas, forma grandes cavidades em extensão e profundidade.

A erosão do solo é afetada principalmente por fatores naturais como a topografia, tipo de solo, aspectos climatológicos, vegetação e cobertura do solo, e atividades humanas (PANDEY et al., 2016).

O resultado do escoamento superficial com a erosão é o transporte de sedimentos.

Sedimentos são partículas sólidas carregadas da rocha ou solo, que são transportadas pela água, podendo ocorrer ainda a deposição fluvial (CARVALHO, 2008).

Dessa forma, hidrossedimentologia é conceituada como:

[...] uma ciência que busca a compreensão da interação entre processos hidrológicos e processos sedimentológicos (desagregação, transporte e deposição de sedimentos) na bacia hidrográfica, em diferentes escalas temporais e espaciais [...] (ZANANDREA et al., 2017).

Em outras palavras, o ciclo hidrossedimentológico, que envolve o deslocamento, transporte, e deposição de partículas sólidas presentes na bacia hidrográfica, é paralelo e intimamente ligado ao ciclo hidrológico. Porém, ao contrário da água, os sedimentos não voltarão ao seu meio de origem (TUCCI, 2015).

Assim, melhorar a interpretação dos processos de erosão do solo em diferentes escalas espaciais e temporais, desenvolvendo novas formas de abordagem e modelagem, além do objetivo científico para entendimento dos ecossistemas, também tem sua importância econômica e política (ALEWELL et al., 2019).

Maior atenção passou a ser dada ao ciclo hidrossedimentológico quando avaliados os problemas oriundos das alterações do ciclo natural, com impactos no assoreamento de represas, degradação dos solos, do leito dos rios, e de contaminação de sedimentos por produtos químicos (TUCCI, 2015).

Os custos decorrentes desses impactos são estimados em U\$ 20 bilhões anualmente na América do Norte, em que 12 desses 20 bilhões corresponderiam a prejuízos em áreas cultiváveis (ABRH, 1991, apud TUCCI, 2015).

Estudos apontam que 70% dos sedimentos carregados para rios na Inglaterra provêm de terras agriculturáveis, sendo que na Escócia há estimativas de que esse valor chegue a 90% das perdas difusas de sedimentos (RICKSON, 2014).

Pereira et al (2019) realizaram estudo no município de Araras no estado de São Paulo e estimou uma perda de solo de aproximadamente 308 mil toneladas/ano, tendo identificado uma perda econômica na ordem de R\$ 2,37 milhões.

Panagos et al. (2015) afirmam que a perda de solos na Europa ocorre principalmente por erosão hídrica em relação a outras, como eólica. Sendo que a precipitação, o tipo de solo, topografia, uso e manejo da terra, são os principais fatores que afetam as taxas de erosão hídrica. Os principais impactos são negativos nos ecossistemas, na produção agrícola, na qualidade da água para abastecimento, e nos estoques de carbono. O autor encontrou uma perda de solos anual média de 2,46 t/ha para a Europa.

Ainda, segundo Panagos et al (2015), a Temática Estratégica do Solo na Comissão Europeia, dentre outras políticas do continente, identificou a erosão do solo como uma questão importante, tendo proposto medidas para o seu monitoramento.

Segundo Magalhães Júnior (2007, apud CARVALHO, 2014), têm-se adotado as bacias hidrográficas como áreas preferenciais para o planejamento e gestão dos

recursos hídricos, sendo as bacias de dimensões variadas, mas que relacionam os recursos hídricos superficiais com a estrutura geomorfológica e condições climáticas.

A Lei Federal nº 9.433 de 1997 (BRASIL, 1997), conhecida como Lei das Águas, estabeleceu os Comitês de Bacia Hidrográfica como unidades gestoras dos recursos hídricos, integrante do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos, e tendo sua área de atuação como bacias ou sub-bacias hidrográficas contíguas, relacionadas a um curso da água principal.

Tanto para o gerenciamento dos recursos hídricos como para implementação da Lei das Águas, faz-se necessário o uso de ferramentas de suporte à gestão, de forma que pesquisadores e profissionais técnicos têm desenvolvido, melhorado, bem como colocado em prática diversos recursos para resolver problemas inerentes a quantidade e qualidade das águas, incluindo o uso de modelos ecohidrológicos, como o SWAT (BRESSIANI et al., 2015a).

As bacias hidrográficas possuem características individualizadas de clima, geologia, cobertura vegetal e relevo e, para cada tipo de bacia, no caso principalmente das de pequeno porte, essas podem ter seu comportamento hidrosedimentológico altamente sensibilizado por um ou mais destes fatores (PINHEIRO, 2013).

Com o desenvolvimento da computação e da programação computacional, diversos modelos foram criados para a análise de problemas que afetam os recursos hídricos (PANDEY et al., 2016).

Uma das principais vantagens da modelagem de processos ambientais está na possibilidade de se promover uma estimativa para diversos cenários planejados, de maneira ágil e de custo baixo. A execução de modelagens em sistemas computacionais oferece um custo financeiro menor do que um mesmo estudo a ser realizado com investigações experimentais. Sendo que essa questão se torna de maior importância quando tratamos de bacias hidrográficas, por serem sistemas complexos, heterogêneos e abrangentes (TUCCI, 2005).

Para estimar processos erosivos desenvolveram-se modelos que podem ser divididos em três categorias quanto a gênese: Empírico ou Estatístico; Conceitual; ou de Bases Físicas (MERRIT et al., 2003; PRADO et al., 2010; BUARQUE, 2015).

Referente a modelagem espacial, os modelos podem ser definidos como de espaço agrupado ou concentrado, semi-distribuído, ou distribuído. Os modelos que trabalham espacialmente com o agrupamento topográfico, não consideram todas as variações espaciais, condições de borda, e característica das bacias, expressando-as por equações diferenciais ordinárias. Já os modelos de distribuição espacial proporcionam melhores análises distribuídas no espaço (ZHANG et al., 1996; TUCCI, 2005; PANDEY et al., 2016).

A escala temporal de análise também é importante na avaliação de um modelo, podendo o modelo ser baseado em eventos ou de simulação contínua. Da mesma forma, quanto maior o detalhamento da escala temporal, maior a dificuldade de se obter os dados (PANDEY et al., 2016).

Segundo Tucci (2005), os modelos ainda podem ser classificados quanto a sua aplicação: em comportamental se for aplicado para previsão e cenários; em modelo de otimização se for aplicado para verificar as melhores soluções em projetos; e em planejamento se for aplicado, principalmente em maior escala, para se pautar soluções para serem aplicadas em determinada área.

Os modelos empíricos são geralmente os mais simples dos três tipos, exigindo menores recursos computacionais. São desenvolvidos com base em análises observacionais e caracterizações de respostas de dados dos modelos, muitas vezes usando técnicas estocásticas (WHEATER et al., 1993, apud MERRIT et al., 2003). Os parâmetros muitas vezes são obtidos por calibrações, advindas de experimentos em locais específicos (AKSOY e KAVVAS, 2005). Porém são considerados de importante uso para a identificação de locais de geração de sedimentos e nutrientes (MERRIT et al., 2003; BUARQUE, 2015).

Ainda segundo Merrit et al. (2003), os modelos empíricos são criticados devido ao grande número de hipóteses e aproximações realizadas, algumas vezes consideradas irreais, ou que desconsideram características físicas de efeitos menores, mas que podem ter interferência nos resultados. Buarque (2015) complementa ainda que esses modelos não são capazes de prognosticar efeitos de mudanças na bacia, porém possuem a vantagem de substituir modelos mais complexos em locais com limitação de dados.

Já os modelos conceituais possibilitam uma descrição geral dos processos que ocorrem na bacia, mas sem demonstrar detalhes específicos desses processos (PRADO, 2010). Askoy e Kavvas (2005) descrevem com outras palavras que os modelos conceituais integram mecanismos básicos de erosão e transporte de sedimentos em sua arquitetura, representando os eventos na bacia por uma série de armazenamentos internos.

A grande vantagem desses modelos é a de incorporar os processamentos qualitativos e quantitativos de efeitos como o do uso do solo, por exemplo, sem necessitar de uma grande capacidade computacional ou de dados de entrada temporais ou espaciais (MERRIT et al., 2003).

Por fim, os modelos de bases físicas são pautados na tentativa de representar fielmente os fenômenos de geração e transporte de sedimentos por meio das equações físicas fundamentais regentes. Entretanto, para esses tipos de modelo, há uma variedade de exigências maiores de parâmetros de entrada e que precisam ser calibrados para responderem o mais fielmente possível a realidade, o que provoca aumento da incerteza para aplicações em regiões com baixa qualidade e quantidade de dados (MERRIT et al., 2003; AKSOY e KAVVAS, 2005).

Modelos desenvolvidos para processamentos somente com bases físicas praticamente não existem, uma vez que sempre ocorrem suposições e aproximações empíricas (PANDEY et al., 2016).

Os modelos físicos e conceituais possuem equações físicas de governança utilizadas para a análise da erosão, como a conservação e transporte de massa, momento e energia. Esses mesmos modelos ainda se diferenciam nas bases de simulação do escoamento de água (PANDEY et al., 2016).

O avanço da tecnologia com o advento das simulações matemáticas computacionais, do sensoriamento remoto e dos Sistemas de Informação Geográficas (SIG), proporcionou o desenvolvimento de outros métodos com diversidade de termos e focos explorados (FAGUNDES, 2018). Os modelos conceituais distribuídos passaram a simular as diversas etapas do ciclo hidrossedimentológico, com capacidade de expressar as perdas de solo para eventos hidrológicos isolados. Destacam-se aqui os

modelos CREAMS (KNISEL, 1980), ANSWER (BEASLEY et al., 1980), e WEPP (LAFLEN et al., 1991) e SWAT (ARNOLD et al., 1998).

A Tabela 1 apresenta, segundo Merrit et al. (2003) os diversos modelos mais utilizados e explorados pela literatura para a simulação da produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica, e sua categoria.

Tabela 1 – Principais modelos de produção de sedimentos, suas categorias e parte das informações de saída

Modelo	Categoria	Informações de saída
USLE (ou EUPS)	Empírico	Erosão anual.
IHACRES-WQ	Empírico/Conceitual	Escoamento superficial, sedimentos e nutrientes.
SEDNET	Empírico/Conceitual	Sedimentos suspensos, contribuições de escoamento superficial, e processos de erosão.
AGNPS: Qualidade da água	Conceitual	Volume de escoamento superficial, vazão de pico, e nutrientes.
ANSWERS	Conceitual	Sedimentos e nutrientes.
CREAMS	Conceitual	Erosão e deposição.
SWRRB (precursor do SWAT)	Conceitual	Escoamento, e produção de nutrientes, sedimentos e pesticidas.
WEPP	Físico	Escoamento superficial, características dos sedimentos, formas de perda dos sedimentos.
TOPOG	Físico	Balances de água, perigos de erosão, e transporte de soluto.

Fonte: Adaptado de Merrit et al. (2003).

Desta forma, a produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica teve suas primeiras grandes aplicações baseadas em formulações empíricas desenvolvidas pela estimativa da perda por erosão, onde se destaca mundialmente a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS). Sendo até hoje bastante utilizada, a EUPS foi desenvolvida para o planejamento de práticas conservacionistas do solo e da água para fazendas, limitada a determinar a perda anual de solo (WISHMEIER e SMITH, 1965; MERRIT et al., 2003; TUCCI, 2015; AKSOY e KAVVAS, 2005; SHEN et al., 2009; NEARING et al., 2017).

Farinasso et al. (2006) avaliaram qualitativamente o uso da EUPS com apoio de SIG para identificação das áreas potencialmente erosivas na região do Alto Parnaíba (MA), e concluíram a viabilidade do uso da EUPS, bem como que o modelo auxilia no

planejamento do uso do solo e práticas conservacionistas, permitindo aplicação de cenários, mesmo para regiões que permitam apenas o desenvolvimento de mapas de baixa resolução.

Da mesma forma, diversos outros autores têm aplicado a EUPS como ferramenta de gestão ambiental em bacias hidrográficas na identificação e análise de áreas potencialmente erosivas (COSTA, 2005; OLIVEIRA, 2011; PEREIRA et al., 2017), demonstrando a grande utilidade da equação para tal finalidade.

Entretanto, a aplicação de modelos físicos/conceituais também auxilia na identificação de áreas prioritárias para conservação do solo e da água, bem como na identificação de melhores práticas de manejo do solo para redução da produção de sedimentos. Comparados aos modelos empíricos, os modelos físicos/conceituais podem contribuir ainda com maior eficácia nas determinações e com maior sensibilidade das características superficiais das encostas (PANDEY et al., 2016).

Em revisão bibliográfica realizada por Pandey et al. (2016), os mesmos identificaram o SWAT, WEPP, AGNPS, ANSWERS, e SHETRAN como os modelos físicos mais promissores de uso mundial.

O SWAT é um modelo conceitual, possuindo definição das zonas de geração e deposição, sendo semi-distribuído. Além de requerer, como dados de entrada, informações meteorológicas, do solo, topografia, e uso do solo, o SWAT também permite a entrada de informações referentes ao manejo agrícola. O SWAT é ainda um modelo de escala de bacia, tendo a possibilidade de análise temporal contínua ou em eventos (PANDEY et al., 2016).

Ainda, o SWAT utiliza-se da Equação Universal da Perda de Solos Modificada (MUSLE) como sua equação de governança para a análise de perda de solos na bacia hidrográfica (SHEN et al., 2009; PANDEY et al., 2016). Comparada com a EUPS, a MUSLE proporciona a possibilidade de cálculo da erosão por eventos, e não só a perda de solos anual, onde ainda se difere pela MUSLE definir uma relação não linear entre a geração de sedimentos e suas respectivas áreas geradoras (SHEN et al., 2009).

De forma mais técnica, a MUSLE se diferencia da EUPS pela mudança do fator de erodibilidade da chuva, onde se incorpora no lugar um fator de energia do escoamento

superficial, eliminando a necessidade de uma taxa de entrega, tornando-a mais precisa que a original. Isso ocorreu após análise de maior relação da erosão com o escoamento superficial do que com a chuva (WILLIAMS, 1975).

Como a MUSLE foi desenvolvida para simulação de eventos pluviométricos, quando aplicada para outros períodos como mensal e anual, estima-se que a função da MUSLE fique semelhante à da EUPS (SHEN et al., 2009).

Shen et al. (2009), comparando a aplicação dos modelos SWAT e WEPP identificou este com melhor simulação de produção de sedimentos do que aquele. Isso deveu-se ao fato de que o WEPP estima a produção de sedimentos por meio da equação da continuidade do estado-estável de sedimentos para a perda de solos, enquanto o SWAT utiliza-se da MUSLE (SHEN et al., 2009).

Kinzel (2016) comparou o uso da EUPS e da MUSLE para áreas sem cobertura vegetal e identificou que essas apresentam boa correlação, mas ressaltou que a MUSLE apresenta melhores resultados quando o fator de escoamento superficial é conhecido ou bem estimado, e que a MUSLE e o WEPP possuem suas fraquezas justamente no fato em que esses muitas vezes precisam simular os escoamentos superficiais e seus fatores, podendo não serem bem estimados.

Djoukbala et al. (2018) também realizaram estudo comparativo entre o uso das equações EUPS, a EUPS revisada, e a MUSLE, e identificou valores de erosão do solo de 9,65 (t/ha/ano), 9,90 (t/ha/ano), e 11,33 (t/ha/ano) respectivamente, para sua bacia hidrográfica de estudo. Os autores ainda relataram que essas equações promoveram resultados similares, entretanto a MUSLE apresentou maior dispersão espacial de valores para esse estudo comparativo.

Referente à sensibilidade, estudos apontam a maior sensibilidade do SWAT para os parâmetros relacionados com o escoamento superficial e teor de água no solo como o Curva número (CN2), ressaltando a influência do uso e da cobertura do solo e das condições de recarga do aquífero no escoamento superficial (ARAGÃO et al., 2013; CORREIA, 2016; TEIXEIRA, 2017).

Mais especificamente referindo-se à MUSLE, AN et al. (2016) identificaram os parâmetros dos fatores conceituais utilizados na expressão da erosividade pelo escoamento superficial (α e β), bem como pelo fator de práticas conservacionistas (P),

seguido pelo fator de comprimento e inclinação de rampa combinados (LS), e posteriormente pelo fator de uso e ocupação do solo (C), como os de maior sensibilidade nessa ordem.

Enquanto isso, a EUPS possui maior sensibilidade aos fatores de uso e ocupação do solo (C) e práticas conservacionistas (P), em estudo que manteve uma mesma condição climática, ou seja, um fator de erosividade da chuva R constante (WEILL e SPAROVEK, 2008), e pouca sensibilidade ao fator de erosividade da chuva para Gómez (2012).

3.2 EQUAÇÃO UNIVERSAL DA PERDA DE SOLOS (EUPS)

A EUPS foi desenvolvida nos Estados Unidos, com a análise de dados e equações previamente gerados por diversos experimentos de erosão em dez diferentes estados americanos, em uma cooperação entre o *Agricultural Research Service* e a *Purdue University*. O modelo é descrito pela Equação 1, que é o produto de cinco termos formados por sub-equações.

$$E = R \cdot K \cdot SL \cdot C \cdot P \quad (1)$$

Onde: E = perda de solo por unidade de área [t/ha]; R = fator de erosividade da chuva [MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹]; K = fator de erodibilidade do solo [t/ha/(MJ/ha.mm/ha)]; SL = fator topográfico, fator combinado de comprimento (L) e grau de declive (S) da rampa [adimensional]; C = fator de uso e manejo do solo [adimensional]; P = fator de práticas conservacionistas no uso e manejo do solo (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

Assim, referente a EUPS, Wischmeier (1976, apud NEARING et al., 2017) em seu artigo sobre os usos e desusos da referida equação, relatou que a mesma é capaz de preferir valores razoáveis de perdas de solo anuais, entretanto a mesma não possui boa aplicabilidade para a avaliação de erosão por eventos chuvosos.

Nearing et al. (2017) ressaltam o fato de a equação base EUPS se referir à perda de solos, o que não é aplicável para a estimativa de produção de sedimentos, uma vez que a mesma não considera as zonas de deposição de sedimentos nas topografias das encostas.

Desde que foi desenvolvida, seus usos sofreram evoluções, sendo permitido com a tecnologia atual o uso desta equação integrada com o ambiente de SIG, promovendo a oportunidade de aplicações distribuídas territorialmente em bacias hidrográficas (FISTIKOGLU e HARMANCIOGLU, 2003, apud LANZA, 2011; AKSOY e KAVVAS, 2005).

3.2.1 Fator de erosividade da chuva (R)

O fator de erosividade da chuva (R) é um índice de caracterização do potencial de uma chuva em causar impacto erosivo em um solo desprotegido (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

Os estudos de dados de perdas de solo apontam que quando outros fatores são mantidos constantes, maior é a perda de solos de forma proporcional aos fatores de energia cinética total da precipitação (E_c), e da intensidade máxima em trinta minutos (I_{30}) (WISCHMEIER e SMITH, 1958, apud BERTONI e LOMBARDI NETO, 2012).

Conforme Bertoni e Lombardi Neto (2012), o valor do fator R refere-se a média dos valores anuais do Índice de erosividade das chuvas (EI) para um período longo de tempo (>20 anos). A Equação 2 a seguir, determina a média desse potencial de impacto para o período avaliativo, determinando o valor para a região.

$$R = \sum_{i=1}^n \frac{E_c \cdot I_{30i}}{n} \quad (2)$$

Sendo R o fator médio do índice de erosividade (EI) em MJ/ha, I_{30i} a intensidade máxima em 30 minutos da chuva mais intensa ocorrida durante o evento de análise, fornecido em mm/h, e E_c é a energia cinética da chuva no evento avaliado, em MJ/ha.mm.

Por sua vez, a energia cinética E_c é função da intensidade da chuva (I), sendo expressa em MJ/ha.mm, conforme Equação 3 abaixo.

$$E_c = 0,119 + 0,0873 \cdot \log I \quad (3)$$

Porém, o EI_{30} , conforme Equação 4, referente ao índice de erosão causado pela intensidade máxima de uma precipitação de 30 minutos, é dependente de dados pluviográficos (precipitação em mm/minuto ao longo do tempo).

$$EI_{30} = E_c \times I_{30} \quad (4)$$

Entretanto, como no Brasil há escassez de dados de monitoramento por pluviógrafos, diversos estudos se desenvolveram no intuito de fornecer o fator 'R' a partir de dados de pluviômetros (Silva, 2004).

Silva (2004) realizou o primeiro estudo de grande visibilidade da definição do fator de erosividade da chuva, da EUPS, para o Brasil. Após revisão de literatura de equações e suas regiões de aplicabilidade, junto a dados adquiridos de 1.600 estações meteorológicas, construiu-se o mapa da erosividade anual de chuvas no Brasil, que identificou a variação de R de 3.116 a 20.035 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹, sendo que 68,8% do território brasileiro possui esse fator característico de chuvas com potencial erosivo forte a muito forte.

Silva (2004) identificou para a região do Espírito Santo a aplicabilidade das equações de Leprun (1981) e Val et al. (1986), sendo a primeira um modelo exponencial e a segunda baseada no índice de Fournier, para o cálculo da erosividade das chuvas. Da mesma forma, identificou-se uma erosividade de 6.000 a 10.000 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ para o Estado.

Um estudo mais atual buscou atualizar o mapa de erosividade da chuva para o Brasil, entretanto os valores mantiveram a aproximação na variação de 1.672 a 22.452 MJ.mm. ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ (OLIVEIRA et al., 2012).

Oliveira et al. (2012), após extensa revisão de literatura, encontrou apenas um estudo de desenvolvimento de equação de erosividade da chuva para o estado do Espírito Santo, tendo sido desenvolvida por Martins et al. (2010) no município de Aracruz, para uma altitude média de 40 metros, com pluviosidade anual média de 1.400 mm, tendo sido encontrado para esses valores o fator de erosividade de 8.536 MJ.mm. ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹.

Mello et al. (2012) realizou um estudo de distribuição espacial da precipitação e erosividade das chuvas no Espírito Santo, tendo aplicado para a erosividade equações oriundas de outros estados, porém para características similares às da área de seu estudo. Para a região do rio Santa Maria da Vitória as estações pluviométricas foram divididas tendo parte sido analisada pela equação de Carvalho et al. (2005) para Nova Friburgo (RJ), e a outra parte pela equação de Carvalho et al. (2005)

desenvolvida para a região de Seropédica (RJ). Como conclusão, Mello et al. (2012) identificou para a área do RSMV uma erosividade classificada de média-alta (4905 – 7357 MJ.mm. ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹).

Por fim, Quinto et al. (2013) definiram não haver equação confiável para o Espírito Santo, tendo optado pela utilização da equação de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), conforme Equação 5. O estudo verificou erosividades variando de 4.665 a 9.945 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ para o Estado.

$$EI = 67,355 \cdot \left(\frac{Pm^2}{Pa}\right)^{0,85} \quad (5)$$

Sendo que 'EI' refere-se a média mensal do índice de erosão em (MJ/ha).(mm/h), 'Pm' a precipitação média mensal e 'Pa' a precipitação média anual.

A erosividade das chuvas pode ser classificada conforme Carvalho (2008), o qual definiu classes avaliativas para comparação dos potenciais erosivos das chuvas, conforme Tabela 2.

Tabela 2 – Classes de erosividade da chuva (fator R da EUPS)

Erosividade (MJ.mm. ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹)	Classe
R ≤ 2452	Baixa erosividade
2452 < R ≤ 4905	Média erosividade
4905 < R ≤ 7357	Média-alta erosividade
7357 < R ≤ 9810	Alta erosividade
R > 9810	Muito alta erosividade

Fonte: adaptado de Carvalho (2008).

3.2.2 Fator de erodibilidade do solo (K)

A erodibilidade do solo é um fator das características do tipo de solo, como velocidade de infiltração, permeabilidade, resistência à abrasão, dispersão, salpicamento, e escoamento, sendo denominado fator K em t/ha/(MJ/ha.mm/h) (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2012).

Ele ainda é referente ao agrupamento de seus fatores representando a média anual do solo e seus perfis a reações a erosão hídrica (MORGAN e NEARING, 2011).

O fator K tem seu valor quantitativo identificado em estudos com parcelas unitárias, que são áreas de 25 metros de comprimento, com declividade de 9%, com terreno preparado e deixado livre de vegetação, lavrado no sentido do declive (WISCHMEIER e SMITH, 1978; MORGAN e NEARING, 2011; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2012).

Os melhores fatores de erodibilidade do solo são obtidos por meio da medição direta da perda de solos a longo prazo, sendo o mínimo adequado a análise por 2 anos, em parcelas naturais de estudo (MORGAN e NEARING, 2011).

Uma vez que este fator foi primariamente desenvolvido para a região de formação da EUPS, na América do Norte, há no Brasil ausência de dados também para este fator, o que gerou diversos estudos, ao qual se destaca o de Chaves (1994 apud LANZA, 2011) que realizou a definição do fator para 19 tipos de solos brasileiros.

Da mesma forma, Chagas et al. (2011), bem como Zaroni et al. (2011) e outros autores da mesma equipe desses na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), realizaram um boletim de estudos dos solos e seus valores de referência para o fator K em regiões do Mato Grosso do Sul.

Moreira (2017a), em estudo que levou a aplicação da EUPS para uma área de bacia hidrográfica na região do Caparaó, usou os autores supracitados, e ainda Silva e Alvares (2005, apud MOREIRA, 2017a), para identificação de diversos fatores de erodibilidade do solo para àqueles caraterísticos da pedologia espírito-santense.

Estão presentes na região de estudo os Latossolos Amarelo, Latossolo Vermelho, Cambissolo e Nitossolo.

Os Cambissolos são solos moderadamente desenvolvidos, o que implica em um horizonte B incipiente, com pouca diferenciação morfológica entre seus horizontes, sobretudo nas propriedades de cor e estrutura (EMBRAPA, 2019).

Em avaliações da erodibilidade de Cambissolo Háplico distrófico, comparando com Latossolo Vermelho distroférico, Silva et al. (2009) encontraram que o primeiro forneceu perda de solo média de 175 (\pm 53) Mg/ha, enquanto o segundo obteve perda

média 13,4 (± 2) Mg/ha para o período avaliativo de 1998 a 2002, sob chuva natural em Lavras (MG).

Como conclusão, Silva et al. (2009) identificaram que a erodibilidade do Cambissolo era superior, sendo enquadrada como moderada ($0,0355 \text{ Mg.h.MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$), em comparação com o Latossolo, enquadrado como baixo ($0,0032 \text{ Mg.h.MJ}^{-1} \text{ .mm}^{-1}$).

Os Latossolos são os solos mais característicos do Brasil, sendo solos altamente desenvolvidos, conseqüentemente intemperizados, e sem incremento de argila em profundidade (EMBRAPA, 2019).

Araújo et al. (2011) estudaram a aplicação de equações na determinação da erodibilidade de latossolos amarelos no Piauí, tendo identificado que a equação de Wischmeier et al. (1971), modificada por Lima et al. (1990), apresentaram resultados mais próximos daqueles encontrados na literatura. Para o Latossolo amarelo distrófico típico, encontrou-se média de $0,0228 \text{ t.h.MJ}^{-1} \text{ .mm}^{-1}$ para o coeficiente de erodibilidade.

Por sua vez os Nitossolos são argilosos, sendo normalmente profundos, com ausência de gradiente textural, e bem estruturados (EMBRAPA, 2019).

Correchel (2003), estudando a erodibilidade dos solos em regiões do estado de São Paulo identificou uma média para o fator, calculado através de várias estimativas, de $0,025 \text{ Mg.h.MJ}^{-1} \text{ .mm}^{-1}$ para o Nitossolo vermelho eutrófico.

3.2.3 Fator topográfico (SL)

Diversos estudos destacam o fator L (comprimento do talvegue) e S (inclinação do talvegue), ou o que em muitos estudos é utilizado a combinação dos dois (SL), que representam assim o efeito da topografia no fenômeno da erosão, como o fator de maior problema dentro da equação EUPS, uma vez que é difícil representar fielmente paisagens topográficas naturais em escalas nos sistemas de informações geográficas (MOORE e WILSON, 1992; MORGAN e NEARING, 2011; ZHANG et al. 2017).

O fator topográfico (SL) na verdade é uma junção dos fatores de comprimento de rampa (L) e de grau de declive da rampa (S), ambos responsáveis pela caracterização de processos erosivos, uma vez que rampas mais longas ou mais inclinadas, tendem a gerar erosões maiores (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

A escala de dimensão do comprimento e declividade da rampa foram definidos por meio do início no topo da encosta onde o escoamento superficial se inicia, e se estendendo até onde a erosão laminar e em sulcos encontra um canal ou uma zona de deposição. Todavia, a dificuldade da aplicação dessa definição para uso nas escalas da disponibilidade de informações topográficas foi um dos primeiros impedimentos na aplicação em SIG (MORGAN e NEARING, 2011).

Ainda, os fatores topográficos da EUPS foram desenvolvidos de forma empírica para regiões da América do Norte, da mesma forma em que levou em consideração trechos de declives uniformes e não muito acentuados, o que levou à busca e desenvolvimento de adaptações de tal fator para outras realidades (LANZA, 2011).

Dentre os novos processos para o cálculo do fator LS (ou SL) destaca-se o desenvolvido por Desmet e Govers (1996), que otimizaram uma equação de uso em ambiente SIG para a determinação bidimensional do fator, segundo a metodologia de áreas de contribuição. As Equações 6, 7 e 8 descrevem esse processo.

$$S(i, j) = \left(\frac{\tan \theta(i, j)}{0,09} \right)^{1,45} \quad (6)$$

$$L(i, j) = \frac{[A(i, j) + D^2]^{m+1} - A(i, j)^{m+1}}{x^m \cdot D^{m+2} \cdot (22,13)^m} \quad (7)$$

$$x = |\sin \phi| + |\cos \phi| \quad (8)$$

Onde $L(i, j)$ corresponde ao fator bidimensional, referente a área de contribuição da linha i e coluna j , o parâmetro D espelhando o tamanho dos pixels de reprodução, e x é o coeficiente de ponderação determinado pelo ângulo de aspecto ' ϕ ', que indica a direção do maior declive das células vizinhas, ou seja, pra onde vai o escoamento.

Silva et al. (2010) realizaram a previsão de perda de solo pela EUPS por meio de geoprocessamento. Os autores utilizaram dados de literatura para equacionar os parâmetros, e o fator topográfico foi verificado por meio do *software* USLE-2D. Os mesmos concluíram haver potencial no uso da Ferramenta USLE-2D para desenvolvimento da EUPS em SIG, entretanto relatam terem sido gerados valores discrepantes de SL, surgindo a necessidade de estudos com parcelas experimentais para validação dos resultados.

Outros estudos na época também utilizaram o USLE-2D, como Lanza (2011), que utilizou a EUPS para estimar a perda de solo nas bacias alta e média do Rio Paraopeba.

Entretanto, posteriormente Zhang et al. (2013) desenvolveram o software LS-tool capaz de converter arquivos de entrada ASCII de Modelo de Elevação Digital de Terreno (DEM) em definição dos fatores LS para a EUPS.

Pesquisas utilizando-se dessa nova ferramenta a apontaram como de uso satisfatório, sendo que a mesma foi adaptada por Oliveira et al. (2015) para a funcionalidade de extensão do software ArcGis®, com capacidade de arquivo de entrada no formato raster. Desta forma, a nova extensão utiliza-se de algoritmos e estudos desenvolvidos por diversos autores, que se destacam as definições dadas por Desmet e Govers (1996) e McCool et al. (1989) para aquisição do fator L, e de Wischmeier e Smith (1978) e MacCool et al. (1989) para definição do fator S, sendo processadas pelo software Giusus-M, desenvolvido pelo grupo de pesquisas da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia.

O fator SL então é calculado para cada pixel da imagem pela Equação 7 para o comprimento de rampa, e pela Equação 9 e Equação 10 para o fator de declividade da rampa (OLIVEIRA et al., 2015).

$$S = 10,8 \cdot \sin \theta + 0,03 \quad (9)$$

$$S = 16,8 \cdot \sin \theta - 0,5 \quad (10)$$

Sendo a Equação 9 aplicada para aquisição do fator para declividades menores que 9%, e a Equação 10 para declividades maiores que 9%, e θ referente a inclinação da rampa em graus (OLIVEIRA et al., 2015).

Conforme Zhang et al. (2013), o uso dessas metodologias (utilizadas no LS-Tool e Giusus-M) se apresentaram mais bem relacionadas com dados de campo quando comparadas com o uso do fator SL quando calculado por meio da metodologia de contribuição de área unitária, ou por acumulação por fluxo e comprimento de célula.

3.2.4 Fator de uso e cobertura do solo (C)

Este fator é uma relação entre os diversos tipos de uso e manejo do solo comparados ao solo descoberto, e as variações nas intensidades de erosão causadas por esses usos, analisados de forma empírica por comparação de parcelas experimentais (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

Este fator varia de forma que o valor unitário é o máximo e reflete o solo exposto, enquanto o valor zero diz respeito a uma cobertura florestal densa (MARTINS, 2005). Valores superiores ao unitário (1) podem ser admitidos para solos que tenham sido expostos após extensa terra cultivada, deixando o solo especialmente susceptível a erosão (MORGAN e NEARING, 2011).

Como para a EUPS o fator é definido para estimativa de perda anual de solos, quando o solo recebe diferentes ocupações, ou passa por diferentes etapas de uso durante o ano, até mesmo por diferentes estágios de uma mesma cultura, o fator C deve ser formado pelo efeito combinado dos diversos valores que assumiria para cada utilização (WISCHMEIER e SMITH, 1978; MORGAN e NEARING, 2011; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2012).

Gómez (2012) estudou a sensibilidade da EUPS e encontrou que a mesma possui sensibilidade de 12% para o fator de erosividade da chuva, e 66% para o fator de uso e cobertura do solo, sendo essa a maior sensibilidade da equação, tendo utilizado em seus estudos valores do coeficiente extraídos de literatura.

3.2.5 Fator de práticas conservacionistas (P)

O fator de práticas conservacionistas molda a aplicação de técnicas conservacionistas de cultivo como por exemplo plantio em contorno, uso de cordões de vegetações, além de outros, e de seus reflexos na proteção do solo, onde os valores são diminutos quanto melhor é a prática adotada para conservar o solo (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

Entretanto, Lanza (2011), devido à dificuldade em obter o fator P com detalhamento e aplicações, sobretudo para grandes bacias, adotou o valor unitário (1) para representar a pior situação de práticas conservacionistas, inutilizando tal fator,

convertendo a pesquisa para o cenário mais inapropriado, proporcionando a avaliação de resultados qualitativos e a aplicação regional.

3.3 SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL (SWAT)

3.3.1 Bases teóricas do SWAT

O *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) foi desenvolvido nos Estados Unidos da América pela divisão *Agricultural Research Service* do *Department of Agriculture*.

O software SWAT tem como objetivos prever impactos dos usos da terra na água, ou seja, na produção de sedimentos e seu aporte aos recursos hídricos, além de ser capaz de avaliar os impactos causados pelo uso de químicos agrícolas, para bacias hidrográficas complexas, com diferenciados tipos de solo, usos e manejos da terra, para longos períodos de tempo (NEITSCH et al., 2011).

Em uma revisão dos usos do SWAT no Brasil, Bressiani et al. (2015b) identificaram que a maioria das aplicações objetivaram apenas estudos hidrológicos, enquanto uma outra pequena porcentagem em estudos de transporte de sedimentos, e uma minoria em estudos referentes a impactos de poluentes.

Estudos envolvendo o SWAT são na maioria de natureza acadêmica, evidenciando que o uso prático ainda é incipiente como ferramenta de gestão para instituições governamentais de meio ambiente e hidrologia, e comitês de bacias hidrográficas (BRESSIANI et al., 2015b).

O modelo possui algumas bases físicas, porque além de incorporar equações de regressão para descrever a relação entre as variáveis de entrada e saída, ele utiliza-se de dados meteorológicos, informações dos tipos de solo, e outras, para calcular fisicamente os processos de movimento da água, dos sedimentos, do ciclo de nutrientes, e outros (NEITSCH et al., 2011).

Entretanto, por misturar bases físicas com relações estatísticas entre variáveis e fenômenos, sendo passível de calibração, o modelo mantém o empirismo presente (PEREIRA, 2013). Assim, conforme Machado e Vettorazzi (2003), o SWAT é um modelo conceitual distribuído que representa os principais fatores que influenciam na erosão hídrica dos solos, com os diversos processos do ciclo hidrosedimentológico.

O SWAT caracteriza-se pela divisão em componentes como: hidrologia (contendo escoamento superficial e movimento da água no solo e água subterrânea); clima; sedimentação; temperatura do solo; crescimento da vegetação; nutrientes; pesticidas; e práticas de manejo (NEITSCH et al., 2011).

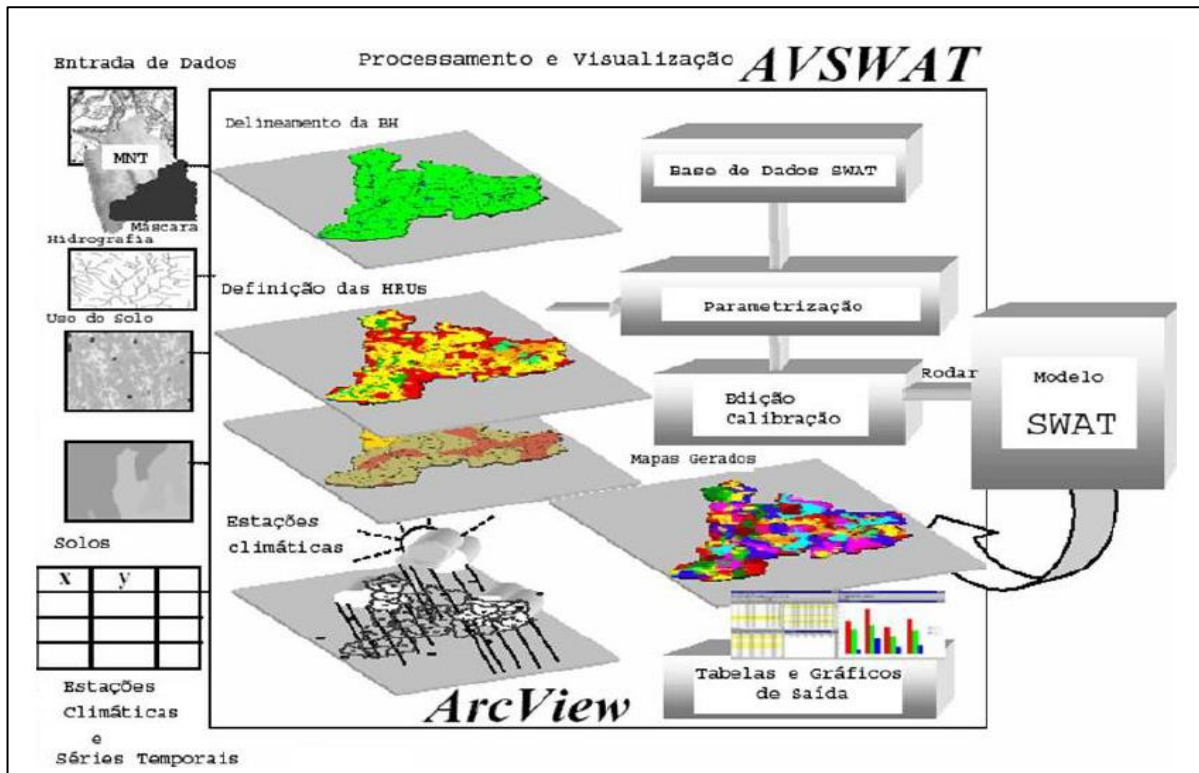
O programa é de domínio público, é exclusivamente incorporado ao ambiente SIG, e se utiliza da subdivisão da área de estudo para formar regiões que apresentem características mais homogêneas. Essas regiões são chamadas de *Hidrologic Response Units*, ou Unidades de resposta hidrológica (HRU), usadas para os cálculos, por meio de um passo de tempo diário, com a interação entre essas diferentes HRUs e suas vizinhanças (NEITSCH et al., 2011).

Essa perspectiva de dividir a bacia hidrográfica em sub-bacias e HRUs, permite ao programa processar sobre as condições únicas formadas pela combinação de diferentes usos e manejos do solo, tipo de solo, e características morfométricas do terreno (ARNOLD et al., 2012).

As simulações no SWAT são, como dito anteriormente, realizadas em ambiente SIG, integrado ao ArcView®, interagindo as informações de entrada por layers, para gerar após processamento executado em duas fases, os mapas e tabelas de resultados. As fases de processamento são a Terrestre, onde se manipulam a dispersão da água, compostos químicos e sedimentos, e a fase Aquática, onde se opera o movimento da água e sedimentos na bacia (ARNOLD et al., 2012).

A Figura 2, a seguir, apresenta esquema dos layers de entrada, processamento e saída de resultados do modelo SWAT.

Figura 2 – Esquematização básica da sequência de processos do SWAT



Fonte: Galharte (2011).

Para a modelagem da sedimentologia, e mais precisamente da geração de erosão no solo, o SWAT utiliza-se da Equação Universal da Perda de Solos Modificada, ou *Modified Universal Soil Loss Equation* (MUSLE) ilustrada na Equação 11. A MUSLE é formada por diversas sub-equações, tendo como base a EUPS.

Todas as equações a seguir (11 a 19) são originárias do documento teórico do programa (NEITSCH et al., 2011).

$$\text{Sed} = 11,8 \cdot [Q_{\text{surf}} \cdot q_{\text{peak}} \cdot \text{area}_{\text{hru}}]^{0,56} \cdot K_{\text{usle}} \cdot C_{\text{usle}} \cdot P_{\text{usle}} \cdot L_{\text{usle}} \cdot \text{CFRG} \quad (11)$$

Onde: Sed = produção de sedimentos (ton/dia); Q_{surf} = escoamento superficial (mm/ha); q_{peak} = taxa de escoamento de pico (m^3/s); area_{hru} = área de drenagem da sub-bacia (ha); K_{usle} = fator de erodibilidade do solo; C_{usle} = fator de uso e manejo dos solos; P_{usle} = fator de práticas conservacionistas; L_{usle} = fator topográfico; CFRG = fator de aspereza.

Dessa forma, a erosividade da chuva definida na EUPS, é substituída na MUSLE pela interação do escoamento superficial com a geração da perda de solo (NEARING, 2017).

O programa ainda realiza uma comparação entre a EUPS e a MUSLE, porém não utiliza os dados da EUPS em suas modelagens, tendo o objetivo apenas comparativo quanto a geração de perda de solos na bacia (NEITSCH et al., 2011).

O Q_{surf} e o q_{peak} são originários da modelagem do programa referente ao escoamento superficial, onde o Q_{surf} é o escoamento superficial acumulado pelo excesso de chuva (mm), tendo como variáveis as abstrações/retenções iniciais incluindo o armazenamento no solo (I_a), a quantidade de chuva diária (R_{day}), e um parâmetro de retenção (S), conforme Equação 12 (NEITSCH et al., 2011).

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - I_a)^2}{(R_{day} - I_a + S)} \quad (12)$$

Entretanto, existe uma relação do parâmetro de retenção com a variação espacial no uso do solo, tipo de solo, seus manejos, sua inclinação, e a saturação de água no solo, sendo essas questões resumidas na Curva Número do dia (CN), definindo a Equação 13 (NEITSCH et al., 2011).

$$S = 25,4 \cdot \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (13)$$

E ainda, sabendo-se da relação entre as abstrações iniciais e o parâmetro de retenção, de forma que I_a é equivalente a $0,2 \cdot S$, têm-se pôr fim a Equação 14.

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - 0,2 \cdot S)^2}{(R_{day} + 0,8 \cdot S)} \quad (14)$$

Onde o escoamento superficial só irá ocorrer quando a quantidade de chuva (R_{day}) for superior às abstrações iniciais e saturamento da capacidade de absorção e retenção do solo (NEITSCH et al., 2011).

Ainda referente ao escoamento superficial, o pico de escoamento se dará conforme a Equação 15.

$$q_{peak} = \frac{C \cdot i \cdot Area}{3,6} \quad (15)$$

Onde: q_{peak} é o pico de escoamento superficial (m^3/s); C é o coeficiente de escoamento superficial; i é a intensidade da chuva (mm/h), e $Area$ é a área da subbacia em análise (km^2), tendo ainda o 3,6 referente a conversão de unidades.

Outro parâmetro sensível é a definição do L_{usle} , que é definido pela Equação 16:

$$LS_{usle} = \left(\frac{L_{hill}}{22,1}\right)^m \cdot [65,41 \cdot \sin^2(\alpha_{hill}) + 4,56 \cdot \sin \alpha_{hill} + 0,065] \quad (16)$$

Onde: L_{hill} é o comprimento da encosta (m); m é um termo exponencial; e ' α_{hill} ' é o ângulo do declive.

Sendo ainda m definido conforme a Equação 17:

$$m = 0,6 \cdot [1 - \exp(-35,835 \cdot slp)] \quad (17)$$

Onde slp é a inclinação da HRU expressa em altura sobre comprimento de rampa (m/m), existindo ainda uma relação entre o ângulo de declive e a inclinação da HRU fornecida pela Equação 18:

$$slp = \tan \alpha_{hill} \quad (18)$$

Por fim, o fator de aspereza é dado pela expressão da Equação 19, e refere-se a porcentagem de rocha (impermeabilidade) na camada superficial do solo ($rock$ em %).

$$CFRG = \exp(-0,053 \cdot rock) \quad (19)$$

Referente aos fatores originários da EUPS, o programa indica expressões para os parâmetros de fator de erodibilidade do solo (K_{usle}), uso do solo (C_{usle}), e de práticas conservacionistas (P_{usle}), entretanto esses valores são passíveis de serem inseridos como dados de entrada no arquivo de informações do solo (.sol), no arquivo referente ao dados de uso do solo (crop.dat), e no de gerenciamento do programa (.mgt), respectivamente (NEITSCH et al., 2011).

Segundo Neitsch et al. (2011) o SWAT ainda realiza uma modelagem pela EUPS, mas apenas para razões comparativas, não utilizando os valores para nenhum outro processo. A expressão utilizada pelo programa é como se segue na Equação 20:

$$Sed = 1.292 * E_{usle} * K_{usle} * C_{usle} * P_{usle} * LS_{usle} * CFRG \quad (20)$$

Sendo os fatores K_{usle} , C_{usle} , P_{usle} , LS_{usle} , e CFRG similares aos destacados pela utilização na MUSLE no programa, porém utilizando-se da E_{usle} partindo da relação básica definida por Wischmeier e Smith (1978) representada na Equação 4, conforme segue na Equação 21.

$$E_{usle} = E_{storm} \times I_{30} \quad (21)$$

Entretanto, como o programa possui uma entrada de dados e o passo tempo mínimo diário, ele torna-se incapaz de verificar a máxima intensidade de 30 minutos de chuva (I_{30}), passando a assumir uma distribuição da precipitação total diária como exponencialmente distribuída, conforme relação expressa na Equação 22 (NEITSCH et al., 2011).

$$i_t = i_{mx} * \exp\left(-\frac{t}{k_i}\right) \quad (22)$$

Onde: i_t é a intensidade da chuva no tempo t (mm/hr); i_{mx} é a intensidade máxima da precipitação (mm/hr); t o tempo em horas; e k_i uma constante de decaimento da intensidade de chuva (hr).

Sendo que após interações entre expressões, por fim o programa utiliza-se das Equação 23 e Equação 24 para o cálculo do E_{storm} e do I_{30} (NEITSCH et al., 2011)

$$E_{storm} = \frac{R_{day}}{1000} * (12.1 + 8.9 * (\log_{10}[i_{mx}] - 0.434)) \quad (23)$$

$$I_{30} = 2 * \alpha_{0.5} * R_{day} \quad (24)$$

Onde: E_{storm} é a energia total da chuva (ton/m²); R_{day} é a quantidade total de chuva precipitada no dia (mm); i_{mx} é a intensidade máxima da precipitação (mm/hr); I_{30} é a intensidade máxima da chuva em 30 minutos (mm/hr); e $\alpha_{0.5}$ é a máxima precipitação de 30 minutos expressa em fração da precipitação diária.

Desta forma, o modelo estima a produção de sedimentos por meio das funções de relações hídricas de precipitação e escoamento, e de sedimentos carregáveis. Como consequência, um aumento de volume de escoamento na fase terrestre de processamento do modelo, gerará, com maior probabilidade, um aumento na quantidade de sedimentos carregada pela modelagem da fase aquática, de transporte hídrico do modelo (LESSA, 2011).

A modelagem padrão do escoamento superficial, ou seja, do *runoff*, é realizada tendo como sustentação o método do Soil Conservation Service – Curve Number (SCS-CN), mas também contando com a metodologia de Green & Ampt. A limitação daquela metodologia padrão é o fato de não considerar eventos de pico de chuva, ou a duração destes eventos (KUWAJIMA, 2012).

Ainda, segundo Uzeika (2009), uma vez que o SWAT divide sua modelagem em sub-bacias e unidades de análise, conseqüentemente gerando os resultados de forma individual para cada uma delas, isto promove a capacidade de análise e identificação mais individualistas das características das regiões mais propensas a processos erosivos ou contaminações ambientais.

3.3.2 Sensibilidade e calibração do SWAT

Para a verificação e adequação da eficiência da aplicabilidade de um modelo em uma bacia hidrográfica se faz necessária a calibração e validação, onde se ajustam os parâmetros do modelo com referência nos dados medidos em campo (BRIGHENTI et al., 2016).

O primeiro passo para a calibração do SWAT é a determinação dos parâmetros mais sensíveis. A análise de sensibilidade determina as mudanças causadas nos resultados, com relação a mudanças nas variáveis de entrada (ARNOLD et al., 2012).

O segundo passo da calibração é fornecer dados observados, para que o modelo selecione valores de entrada das variáveis e compare as saídas com os valores de campo, para parametrizar o modelo com as condições locais da bacia em análise (ARNOLD et al., 2012).

Por último, deve-se realizar a validação, que consiste na conferência da capacidade do modelo prever as variáveis de análise, de forma suficientemente precisa, sendo que o suficiente é determinado pelo objetivo do estudo (REFSGAARD, 1997, apud ARNOLD et al., 2012). A validação se dá pela modelagem e comparação entre dados observados e simulados para um período diferente do calibrado (ARNOLD et al., 2012).

Para uma simulação satisfatória da produção de sedimentos em uma bacia com o SWAT, faz-se necessário realizar uma análise do balanço hídrico com calibração hidrológica da bacia, uma vez que esses controlam o aporte de sedimentos de forma que os componentes sedimentológicos são controlados pelos hidrológicos (BONUMÁ, 2011).

Moreira (2017) em seu estudo de sensibilidade do modelo para estimativa de vazões, constatou que a análise de sensibilidade dos parâmetros de calibração varia conforme os procedimentos adotados, e por isso torna-se interessante a adoção dos parâmetros mais sensíveis os mais próximos da realidade da região de estudo.

Moreira (2017) atenta ainda para o fato de que em suas análises, séries históricas curtas apresentaram resultados mais satisfatórios que longas, para a calibração, e as dificuldades de calibração podem estar relacionadas com os dados de entrada como os de uso do solo, pedológicos, fluviométricos, e climáticos conforme a localização das estações.

Bressiani et al. (2015a) demonstraram em seu estudo que grandes incertezas nas modelagens hidrológicas provêm dos dados climatológicos inseridos, tornando a escolha das informações climáticas de entrada um passo importante para a modelagem.

Três são as principais funções objetivas utilizadas na calibração entre os valores observados e simulados em modelagens de bacias hidrográficas: Coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe; Porcentagem Bias; e Raiz do Erro Quadrático Médio (MORIASI et al., 2007). Segue a conceituação das três funções conforme Moriasi et al. (2007):

- Coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NS): é um coeficiente aplicado para determinar a magnitude de variância dos dados simulados com a variância dos dados medidos. Sua formulação básica é conforme Equação 25.

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - y^{méd})^2} \quad (25)$$

- Porcentagem Bias (PBIAS): analisa a tendência média dos dados simulados serem maiores ou menores que os observados. O valor ideal é 0 (zero), sendo que quanto

mais próximo desse, melhor a estimativa. Valores positivos indicam subestimação, e negativo indica superestimação da modelagem (GUPTA et al. 1999, apud MORIASI et al., 2007). A Equação 26 define a função.

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - y_i^{sim}) * 100}{\sum_{i=1}^n y_i^{obs}} \right] \quad (26)$$

- Raiz do Erro Quadrático Médio (RSR): é a razão entre as variações da média ao quadrado para os dados observados e simulados. A Equação 27 define a função.

$$RSR = \frac{RMSE}{STDEV_{obs}} = \frac{\left[\sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - y_i^{sim})^2} \right]}{\left[\sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - y^{méd})^2} \right]} \quad (27)$$

Onde nas Equações 25, 26 e 27: y^{obs} corresponde ao valor observado; y^{sim} corresponde ao valor simulado; $y^{méd}$ corresponde à média dos eventos monitorados; e n o número de eventos monitorados.

Para cada um dos coeficientes de análise estatística da calibração, é esperado que se atinjam as condições satisfatórias, conforme a Tabela 3.

Tabela 3 – Índices de desempenho para estatísticas de calibração de tempo mensal

Classificação	NS	PBIAS	RSR
Muito bom	$0,75 < NS \leq 1,00$	$PBIAS < \pm 10$	$0 \leq RSR \leq 0,5$
Bom	$0,65 < NS \leq 0,75$	$\pm 10 \leq PBIAS < \pm 15$	$0,5 < RSR \leq 0,6$
Satisfatório	$0,50 < NS \leq 0,65$	$\pm 15 \leq PBIAS < \pm 25$	$0,6 < RSR \leq 0,7$
Insatisfatório	$NS \leq 0,50$	$PBIAS \geq \pm 25$	$RSR > 0,7$

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

Por fim, para o Coeficiente de correlação linear (r^2), os valores variam de 0 (zero) indicando ausência de correlação entre os valores, a -1 (inversamente proporcional) a 1 (proporcional), indicando correlação entre os valores observados e medidos. São considerados aceitáveis valores de r^2 superiores a 0,5 (SANTHI et al. 2001; VAN LIEW et al., 2003, apud MORIASI et al., 2007).

Embora bastante utilizado, o r^2 é sensível a valores de pico (outliers), e não possui sensibilidade para diferenças de mesma proporção na comparação dos dados medidos e simulados (LEGATES e McCABE, 1999, apud MORIASI et al., 2007).

Arnold et al. (2012) apontam o r^2 e o NS como os métodos estatísticos mais utilizados para calibração e validação do modelo SWAT.

3.3.3 Modelagem no SWAT

Os dados climatológicos são as variáveis mais importantes dos modelos hidrológicos, porém são dados difíceis de se obter com boa qualidade, principalmente em países em desenvolvimento. O fato de frequentemente as séries históricas serem inadequadas em número, distribuição espacial, e períodos de observação, provoca sérias limitações na aplicação de modelos hidrológicos, principalmente para bacias maiores (BRESSIANI et al., 2015b).

Uma vez que o SWAT utiliza a estação climatológica mais próxima para cada sub-bacia de análise, de forma que caso a estação de monitoramento esteja distante ou com má qualidade na série de dados, a qualidade da simulação também será afetada negativamente (BRESSIANI et al., 2015b).

Bressiani et al. (2015b) aplicou diferentes composições de dados climatológicos como entrada para uma modelagem SWAT padrão, e identificou que uma composição de dados climáticos provindos do National Climatic Data Center (GlobalWeather) com dados de estações pluviométricas da região, para uma bacia hidrográfica no Nordeste brasileiro, apresentou os melhores resultados gerais promovendo boas simulações.

Para a modelagem no SWAT é importante considerar o período de aquecimento, onde melhor se estabelecem as condições iniciais e a sensibilidade do programa, sendo que Bressiani et al. (2015b) estudaram e adquiriram resultados mais adequados para 5 anos de aquecimento do modelo.

3.4 ANÁLISE DAS ESTIMATIVAS EUPS E SWAT

Alewell et al. (2019) realizaram revisão de literatura sobre o uso da EUPS e as demais equações derivadas (RUSLE E MUSLE por exemplo) e identificaram que atualmente essas equações não apresentam maiores incertezas do que outras formulações mais complexas.

Abdelwahab et al. (2018) identificaram que a aplicação dos modelos SWAT, AnnAGNPS, e RUSLE2015 apresentaram resultados com boa concordância, enquanto o PESERA apresentou subestimado em relação aos demais. Isso pôde ser atribuído ao fato de que o SWAT, AnnAGNPS, e RUSLE2015 utilizam como base a MUSLE e RUSLE, empíricas, enquanto o PESERA utiliza-se de bases físicas para a mesma modelagem.

Em análise realizada em uma estação experimental na China, Kinnell et al. (2018) comparou a aplicação da MUSLE com o software WEPP, tendo utilizado os dados de escoamento superficial estimados pelo último no primeiro, e encontrou melhor performance da MUSLE para previsão de erosão em locais com alto gradiente de inclinação.

A EUPS foi desenvolvida para prever a erosão média anual a longo prazo para áreas de campo, dessa forma não foi criada para simular a perda de solos por eventos. A mesma ainda considera que para uma área desnudada, com cultivo de cima para baixo (sem gerenciamento do solo) os coeficientes de uso do solo e práticas conservacionistas multiplicados equivale a 1 (condição máxima de perda de solo) (KINNELL, 2005).

De forma mais recente, Kinnell (2010) reforça que o uso da EUPS para grandes áreas, para o qual a mesma não foi determinada uma vez que a EUPS foi desenvolvida para parcelas de solos, passa a ser considerada a necessidade de avaliação da variação espacial do solo e vegetação no escoamento superficial.

A EUPS é um modelo limitado baseado em hipótese que não considera a perda de solo controlada pela capacidade do escoamento superficial transportar as partículas de solo desagregadas com a gota da chuva, enquanto a MUSLE incluiu essa consideração na sua modulação (BAGARELLO et al., 2017).

Similarmente, Kinnell (2005) ressalta que um problema da EUPS é o fato de que na equação não há consideração direta do escoamento superficial, o que leva a erros sistemáticos nas previsões. Da mesma forma, quando se passa a considerar o escoamento superficial como gerador de erosão, como na MUSLE, passa a ser necessário estimar com adequada precisão o escoamento superficial para se estimar a perda de solo.

No SWAT, a estimativa de escoamento superficial é feita pelo método da curva número (SCS Curve Number). Nearing (2000) argumenta que o nível de precisão para o qual o escoamento superficial pode ser previsto não é suficiente para modelos como a MUSLE.

Kinnell (1997) observou que, para a mudança realizada no fator R entre a EUPS e a MUSLE, os valores dos demais fatores da expressão EUPS como erodibilidade do solo e uso do solo, devem ser reavaliados, pois seus efeitos estão sendo tratados separadamente dos efeitos agora avaliados na concentração de sedimentos.

Iroumé et al. (2011) aplicaram a MUSLE ajustando o coeficiente 'a' predeterminado por Williams e Berndt (1977), encontrando uma relação estatisticamente significativa ($r^2=0,73$) entre os valores simulados e alguns observados, determinando que esse modelo poderia servir para a estimativa da carga de sedimentos em suspensão para as pequenas bacias da região de estudo.

Odongo et al. (2013) realizaram a análise de sensibilidade para os fatores conceituais relativos ao fator de erosividade da chuva para a MUSLE, e identificaram que os fatores α e β são os mais sensíveis. Os autores ainda identificaram que há aumento significativo na variabilidade de sedimentos decorrentes das interações em β , Q e q.

Os fatores α e β são respectivamente 11,8 e 0,56 na Equação 11, que foram os coeficientes determinados para os Estados Unidos, origem da equação, e utilizáveis sem possibilidade de alteração no SWAT. Enquanto Q e q são semelhantes os fatores Q_{surf} e q_{peak} , variáveis na Equação 11.

Sadeghi et al. (2014) inferem que no caso do SWAT, a MUSLE é utilizada em sua forma original, não sendo consideradas as adaptações necessárias para aplicação em outras regiões, de forma que o ponto fraco do modelo principal (SWAT) torna-se

justamente a utilização de expressões empíricas e semi-empíricas como a MUSLE e o SCS curve number, resultando em uma menor precisão do modelo.

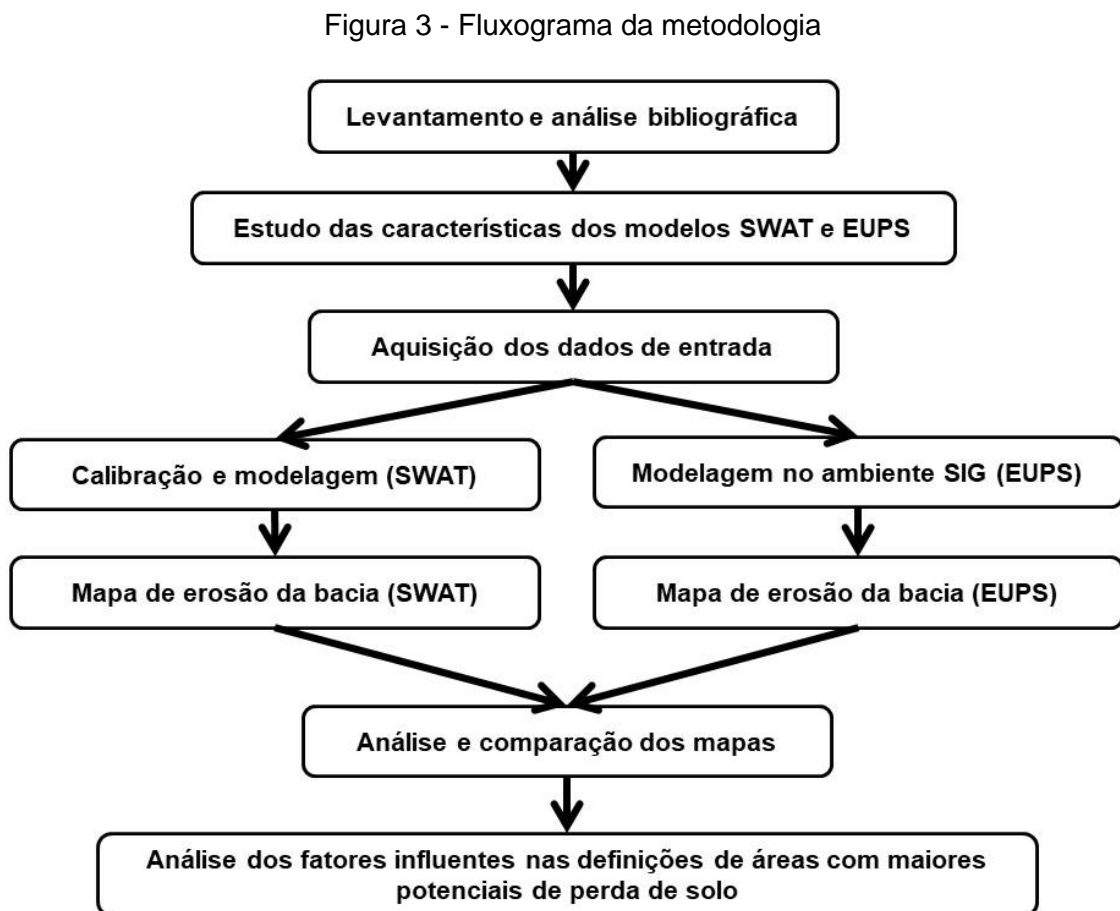
Dessa forma Sadeghi et al. (2014) verificaram que a aplicação da MUSLE em diversos locais tem gerado resultados subestimados, ou superestimados, sendo identificadas boas estimativas para a aplicação da equação nos Estados Unidos (país de origem da expressão) ou para condições climáticas parecidas com aquelas realizadas para sua formulação. Ainda, a utilização da MUSLE para a estimativa de erosão do solo, sendo essa uma aplicação incomum à expressão, fornece uma previsão inadequada, sendo necessária a calibração do modelo por uma série de amostras.

Abdelwahab et al. (2018) realizaram um estudo comparativo de aplicação dos modelos AnnAGNPS, SWAT, PESERA e RUSLE 2015, hidrológica e hidrossedimentologicamente, e também concluíram que o monitoramento da carga de sedimentos nos rios, apesar de consumir tempo e recursos, se faz necessário para a validação das estimativas dos modelos. Essa conclusão referiu-se ao resultado da pesquisa que identificou diferenças entre os resultados dos modelos analisados, muito por conta das diferentes bases teóricas, escalas de análise, e dados de entrada requeridos.

Brito (2013) realizou a modelagem pelo SWAT para a mesma BHAMRSMV, e concluiu que referente à produção de sedimentos, as estimativas do programa acompanharam a tendência apresentada pelos dados monitorados em campo, entretanto, a concentração de sólidos suspensos mostrou-se subestimada, e a de perda de solos superestimada. Reforça-se ainda que comparativamente com as campanhas realizadas disponíveis, o mesmo não se apresentou como um bom analisador quantitativo.

4. METODOLOGIA

A Figura 3 apresenta a metodologia adotada no presente estudo. Inicialmente foi realizada a modelagem da bacia hidrográfica utilizando-se as duas modelagens, SWAT e EUPS, em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas, fazendo-se uso do software ArcGis®, buscando-se a maior similaridade possível entre os valores dos fatores de entrada entre ambos.



Fonte: Elaborado pelo autor.

4.1 ÁREA DE ESTUDO

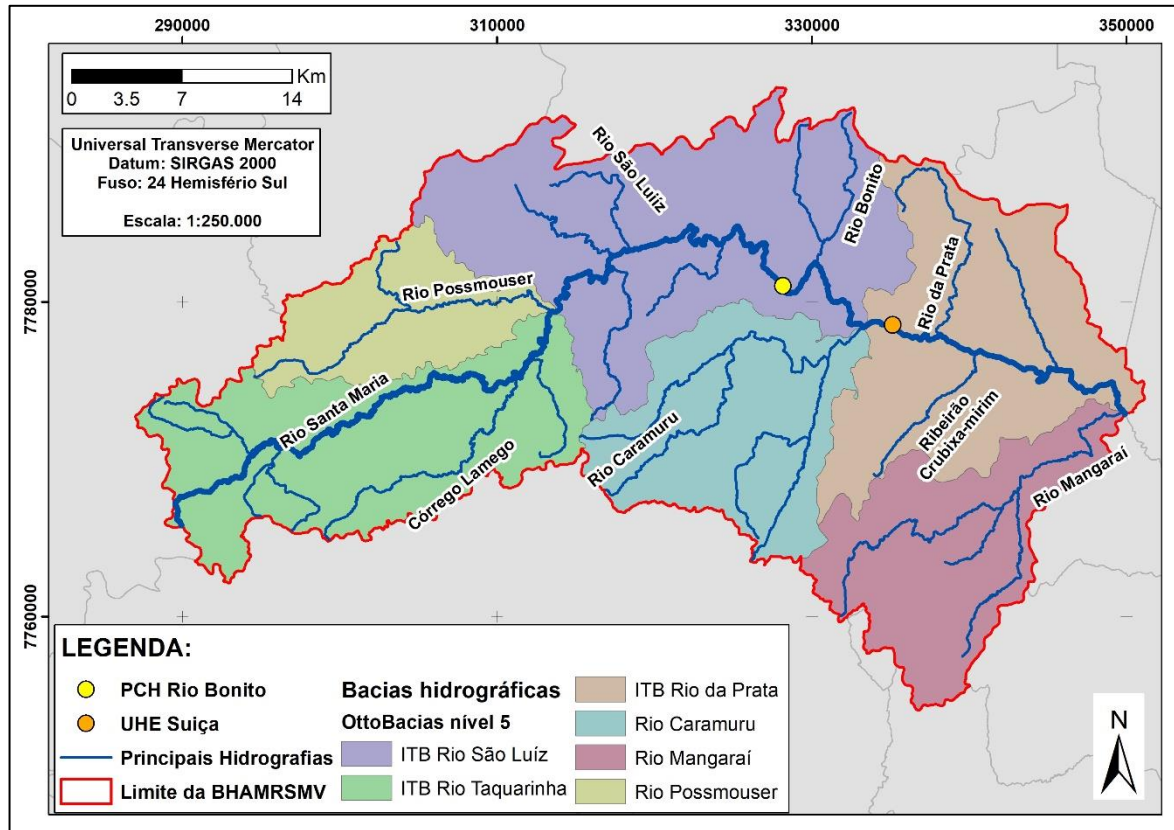
O Rio Santa Maria da Vitória é importante recurso hídrico do estado do Espírito Santo. O mesmo, além de abrigar duas hidrelétricas, é responsável pelo fornecimento de água para abastecimento de grande parte da população da Região Metropolitana da Grande Vitória (IEMA, 2015).

A bacia hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória é dividida em 3 (três) unidades de planejamento, denominadas de Alto, Médio e Baixo Santa Maria da Vitória. Essas unidades menores de gestão dentro da bacia foram definidas por semelhanças físicas e antrópicas, e considerando um sistema único de entrada e saída hídrica (IEMA, 2015).

Dessa forma, a área de estudo envolveu as unidades de planejamento e gestão da Bacia Hidrográfica do Alto e Médio Rio Santa Maria da Vitória (BHAMRSMV), uma vez que o Baixo Santa Maria da Vitória possui regiões planas com dificuldade de aquisição de dados topográficos.

Na Figura 4 observa-se a área de estudo e complementarmente as marcações das longitudes 310000 e 330000 para as coordenadas projetadas em UTM SIRGAS2000 - Zona 24S, dividindo a bacia em regiões utilizadas na análise e comparação dos resultados desta pesquisa, sendo: terço superior ou a montante (Longitude < 310000 m); terço médio (310000 < Longitude < 330000 m); e terço inferior ou a jusante (Longitude > 330000).

Figura 4 – Localização da BHAMRSMV, suas subdivisões em Ottobacias de região 5 e localização dos reservatórios existentes



Fonte: Elaborado pelo autor.

O clima na região é caracterizado como de Terras frias, acidentadas e chuvosas na região montante da BHAMRSMV, enquanto na região central o clima é de Terras com temperaturas amenas, acidentadas e chuvosas, e por fim, na região jusante, tem o clima característico de Terras quentes, acidentadas e chuvosas (SEPLAN, 1999).

Para todas as caracterizações climáticas apresentadas, é representativo o período úmido entre Outubro a Abril, sendo seco o mês de Agosto. As temperaturas na região de estudo variam de uma média mínima no mês mais frio de 7,3 °C, a uma média máxima de 34 °C no mês mais quente (SEPLAN, 1999).

O uso do solo para toda bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória é majoritariamente de áreas florestais (45%) por estar localizada na região de montanhas do Espírito Santo. Os demais usos do solo com maior frequência são Pastagem (13,8%), Agricultura (16,3%), Silvicultura (14,6%) e Áreas urbanizadas com aproximadamente 6% da área da bacia (IEMA, 2015).

No diagnóstico da bacia do Rio Santa Maria da Vitória, os valores dos parâmetros de coliformes termotolerantes, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Turbidez (que representa os sólidos coloidais ou em suspensão), se apresentaram como os mais comprometedores da qualidade da água (IEMA, 2015).

4.2 OBTENÇÃO DOS DADOS DE ENTRADA

Os dados foram adquiridos em plataformas gratuitas *online*, devido à facilidade de acesso e uso.

Informações de altitude foram adquiridos na plataforma Topodata, no website do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), que fornece imagens do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) elaborados pelo United States Geological Survey (USGS) para o mapeamento do relevo mundial.

Dados a respeito de solos foram obtidos na plataforma do Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo (GEOBASES), uma vez que esse fornece os dados de tipos de solo para o Espírito Santo, pré-processados e ajustados a partir das informações adquiridas pelo Projeto RadamBrasil, disponíveis para *download* no endereço eletrônico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

Mapa de uso do solo foi adquirido a partir dos resultados do mais recente processamento de imagens de satélite para o Espírito Santo, realizado pelo programa Reflorestar, disponível no endereço eletrônico da sua instituição gestora, o Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA).

Informações relativas ao relevo, solo, e usos do solo utilizados nas aplicações dos dois modelos foram similares.

A EUPS requer dados pluviográficos para a avaliação de perdas de solo considerando a erosividade das chuvas. Por motivo da baixa disponibilidade de séries históricas de dados pluviográficos, faz-se necessário adaptações.

Para a modelagem EUPS, foram extraídas informações de Erosividade da chuva previamente processadas pelo programa NetErosividade ES®, utilizando a Equação

de Foster et al. (1981). O programa se desenvolveu com base nas estações de monitoramento de precipitação da Agência Nacional de Águas (ANA).

Dados climatológicos necessários para a aplicação do SWAT incluem valores diários de precipitação, temperatura, velocidade do vento, umidade relativa do ar e radiação solar.

Para o SWAT, os dados climatológicos foram obtidos da plataforma *Global Weather Data for SWAT* (GWDS). Esta plataforma permite a aquisição dos dados de Temperatura, Precipitação, Velocidade do Vento, Umidade Relativa, e Radiação. Desse modo, optou-se nesta pesquisa pelo uso da composição dos dados climáticos fornecidos pelo GWDS, à exceção da pluviosidade, os quais foram obtidos das estações pluviométricas da ANA presentes na região, mantendo-se assim as precipitações medidas por essas em seu ponto de origem, conforme melhor aplicação identificado por Bressiani et al. (2015b).

Dessa forma, tanto para o fator de erosividade da chuva da EUPS, quanto para os dados climatológicos de inserção para o SWAT, foram analisados como referência as precipitações monitoradas nas estações pluviométricas da Agência Nacional de Águas, disponíveis no portal Hidroweb®.

Na Tabela 4 são apresentados os dados obtidos e as respectivas plataformas de fornecimento.

Tabela 4 - Fontes dos dados básicos para as modelagens

Dados básicos	Fontes de obtenção
Altitude (Modelo Digital de Elevação)	Website do Topodata (INPE) – imagens SRTM com pré-processamento digital para o Brasil
Mapa de uso do solo	IEMA
Mapa dos tipos de solo	GEOBASES
Dados de Erosividade (EUPS)	NetErosividade ES®
Dados pluviométricos	Hidroweb®
Dados climatológicos (umidade do ar, velocidade do vento, temperaturas máximas e mínimas, radiação solar)	Global Weather Data for SWAT

Fonte: Elaborado pelo autor.

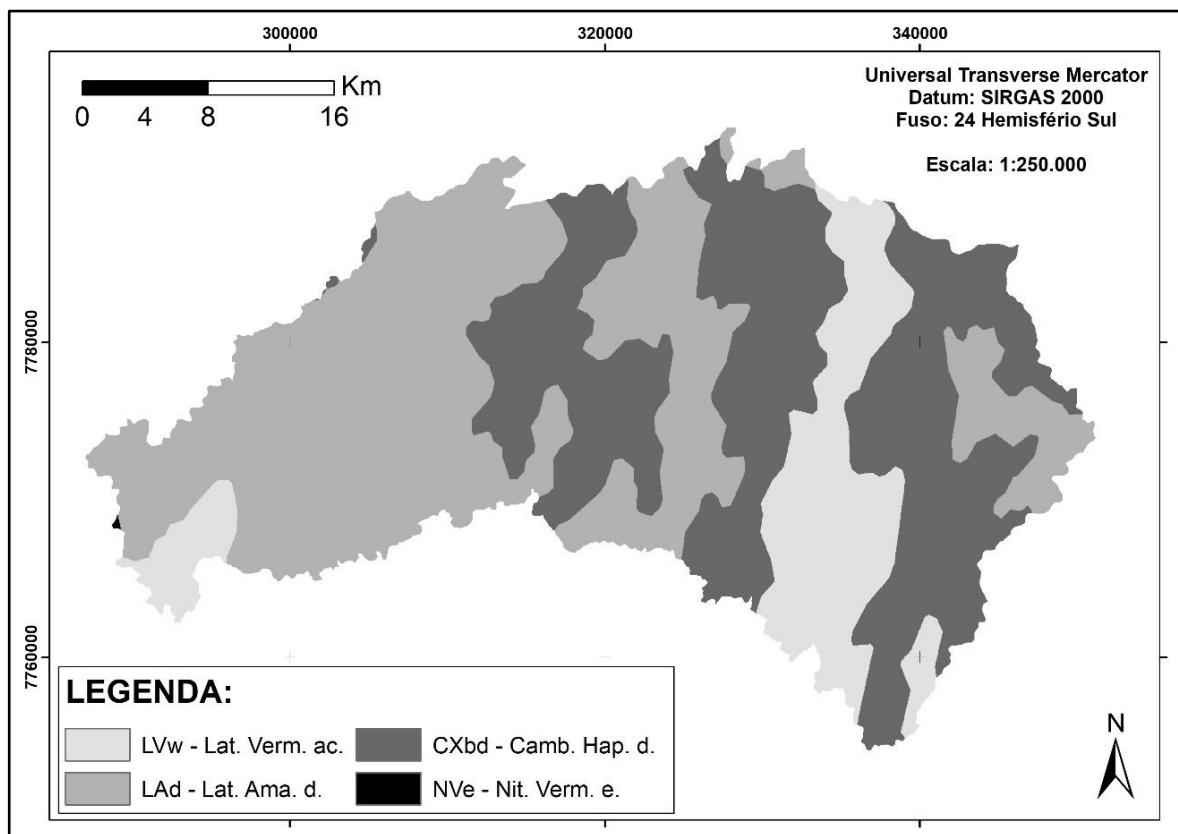
4.3 MAPAS DE ENTRADA PARA AS MODELAGENS

4.3.1 Mapa de solos da Bacia

A partir do mapa de entrada no ambiente SIG, referente às características dos solos, aplicou-se a classificação conforme a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2018).

A Figura 5 mostra os solos dos grandes grupos da primeira classe presentes na bacia de estudo.

Figura 5 – Solos para a BHAMRSMV



Fonte: Elaborado pelo autor.

A região de estudo apresenta os seguintes tipos de solo: Latossolo Amarelo distrófico (45,47%); Cambissolo Háptico distrófico (39,32%); Latossolo Vermelho átrico (15,19%); Nitossolo Vermelho eutrófico (0,01%).

No SWAT, uma vez que os tipos de solo presentes na bacia não são similares àqueles existentes nos Estados Unidos, componentes da base de dados original do programa, foram inseridos novos tipos de solo em conformidade com os característicos da região.

De acordo com a literatura, os valores do coeficiente K foram fundamentados em: Bloise et al. (2001); Chaves (1994); Silva e Alvares (2005), apud Moreira, 2017; Chagas (2011), apud Moreira, 2017. As informações dos solos para o SWAT e os valores adotados para o fator de erodibilidade do solo foram adaptados para realidade regional do Espírito Santo conforme supervisão do Laboratório Ecohidro do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo (IFES).

A Tabela 5 apresenta as classes de solo existentes na região de estudo e os valores adotados para o fator K.

Tabela 5 - Fator de erodibilidade (K) para os diferentes solos encontrados na BHAMRSMV

Classes de solo	Erodibilidade (K) (ton.h) / (MJ.mm)
Cambissolo Háplico Tb Distrófico de textura argilosa e média (CXbd)	0,023
Latossolo Amarelo Distrófico de textura argilosa (LAd)	0,019
Latossolo Vermelho Ácrico de textura argilosa (LVw)	0,018
Nitossolo Vermelho Eutrófico de textura argilosa e muito argilosa (NVe)	0,033

Fonte: Elaborado pelo autor.

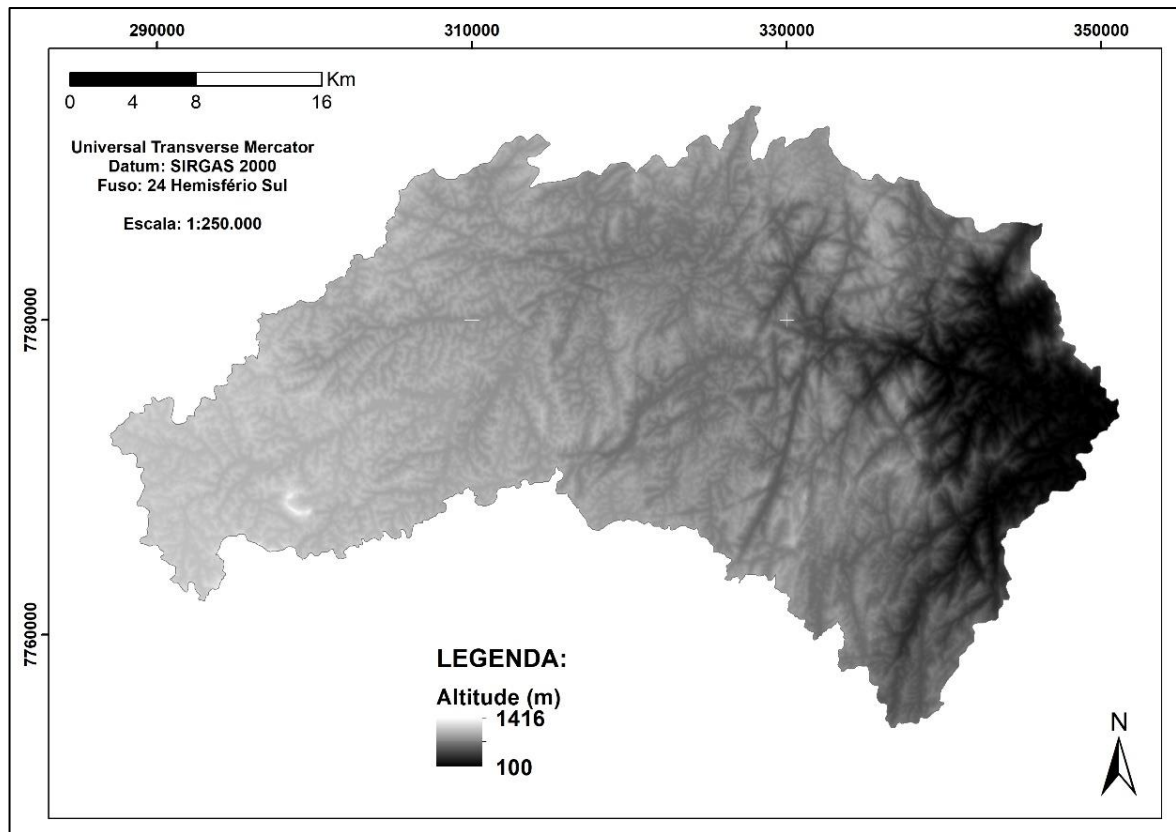
4.3.2 Mapa de altitudes da bacia

As imagens SRTM foram processadas digitalmente compondo um mosaico com posterior recorte para a área de estudo. O recorte foi reprojetoado e transformado para o formato de 16 (dezesesseis) bits sem sinal, ou seja, apenas valores positivos. Os demais pixels com valores negativos foram preenchidos com o valor zero.

Foi elaborado mapa raster para a área da BHAMRSMV contento os valores das altitudes para cada pixel de 30 metros.

A Figura 6 apresenta o mapa de altitudes da bacia. A altitude máxima corresponde a 1416 metros, e a mínima a 100 metros de altitude no exutório da região de estudo.

Figura 6 – Mapa de altitudes da BHAMRSMV



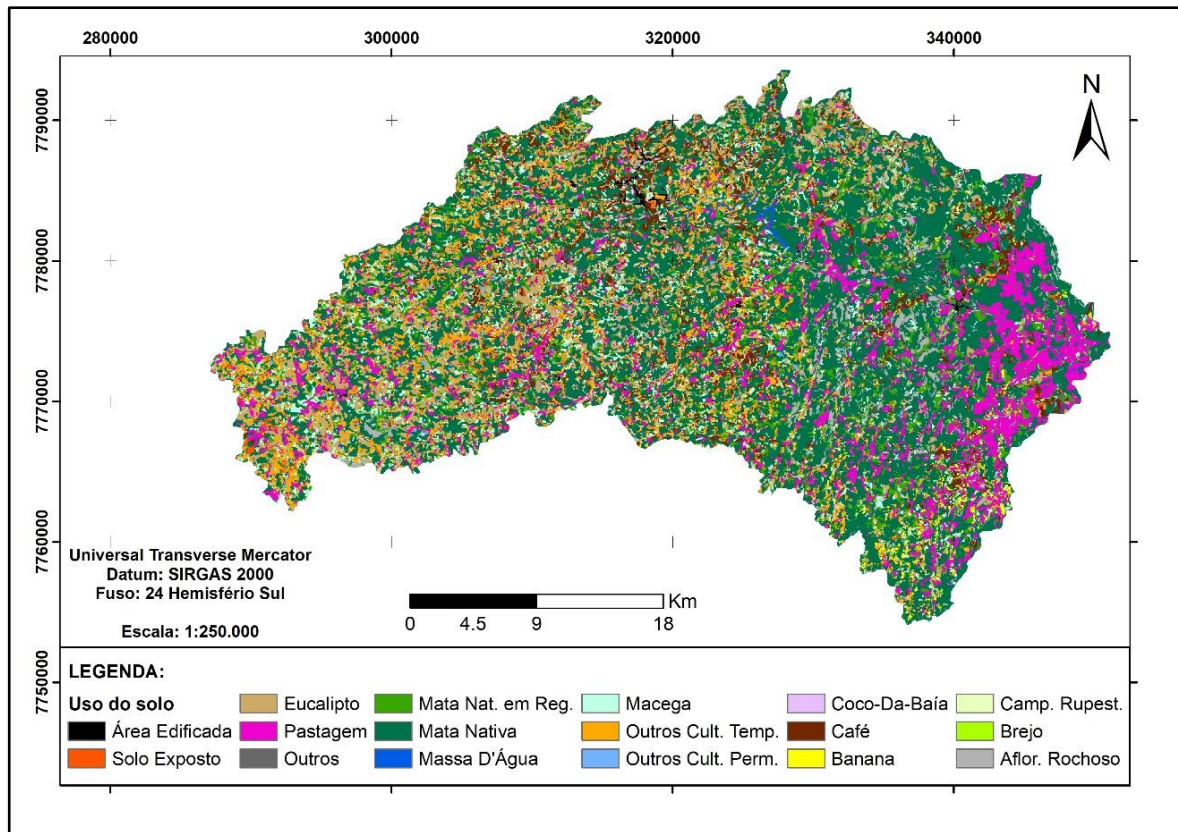
Fonte: Elaborado pelo autor.

As áreas mais elevadas da BHAMRSMV encontram-se localizadas à oeste.

4.3.3 Mapa de usos do solo na Bacia

A Figura 7 apresenta o mapa da distribuição espacial dos usos do solo identificados na BHAMRSMV.

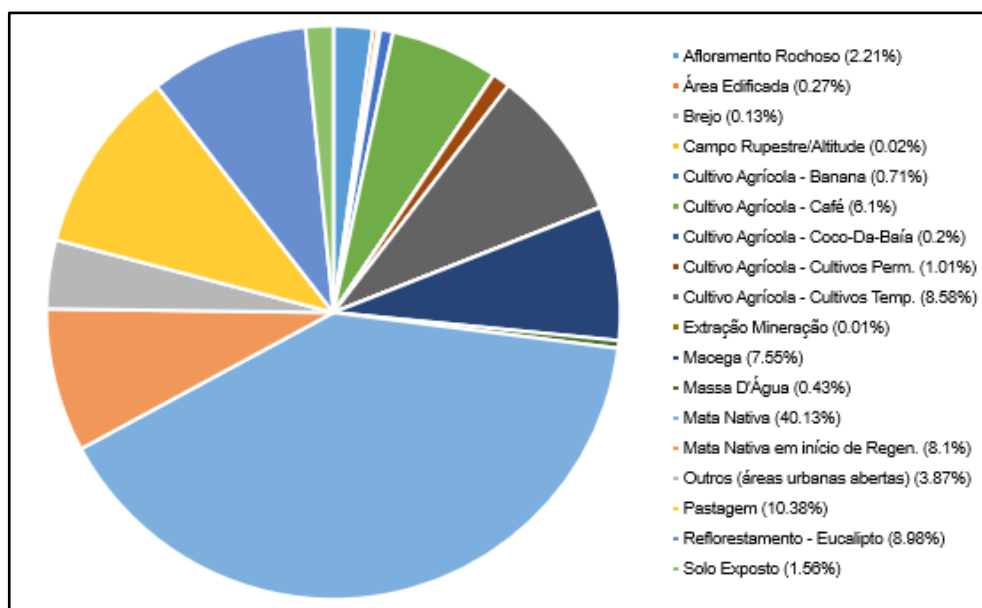
Figura 7 – Usos do solo na BHAMRSMV



Fonte: Elaborado pelo autor.

O Gráfico 1 apresenta as porcentagens de cada tipo de uso de solo conforme a apresentação na Figura 7.

Gráfico 1 - Porcentagens de área relativas às classes de uso do solo



Fonte: Elaborado pelo autor.

A bacia possui grande parte da sua área ocupada por matas nativas e em estágio inicial de recuperação (48,2%). O cultivo agrícola fica destacado pela cultura do café e outras temporárias. A bacia possui aproximadamente 9% de área ocupada pelo reflorestamento de eucalipto e 10,5% por pastagens.

Os valores do coeficiente de uso do solo C foram inseridos no mapa da EUPS, e alterados na base de dados do programa SWAT apenas para os usos compatíveis com os encontrados na área de estudo.

Os valores adotados foram considerados em conformidade com bases bibliográficas, e adaptações necessárias fundamentadas pelos limites do *software* SWAT (0,001 a 0,5), como demonstrado na Tabela 6.

Tabela 6 – Valores do fator C adotados referentes a ocupação do solo identificados na área de análise

Uso do solo	Valor de C (Literatura)	Fonte	Valor de C adotado
Afloramento Rochoso	0	Stein (1987, apud Lanza, 2011)	0,001
Área edificada	0	Pimenta (1998, apud Quinto, 2018)	0,001
Brejo	0	Silva (2009, apud Quinto, 2018)	0,001
Campo rupestre/altitude	0,1	Pimenta (1998, apud Quinto, 2018)	0,1
Cultivo agrícola – banana	0,02	Stein (1987, apud Quinto, 2018)	0,02
Cultivo agrícola – café	0,02	Stein (1987, apud Quinto, 2018)	0,02
Cultivo agrícola – coco-da-baía	0,02	Stein (1987, apud Lanza, 2011)	0,02
Cultivo agrícola – Outros cultivos permanentes	0,02	Stein (1987, apud Quinto, 2018)	0,02
Cultivo agrícola – outros cultivos temporários	0,2	Stein (1987, apud Quinto, 2018)	0,2
Extração mineração	0	Stein (1987, apud Quinto, 2018)	0,001
Macega	0,01	Pimenta (1998, apud Quinto, 2018)	0,01
Massa d'água	0	Pimenta (1998, apud Quinto, 2018)	0
Mata nativa	0,0004	Stein (1987, apud Lanza, 2011)	0,001
Mata nativa em estágio inicial de regeneração	0,004	Stein (1987, apud Lanza, 2011)	0,004
Outros (áreas urbanizadas abertas)	0,1	Miguel (2010, apud Dalla, 2011)	0,1
Pastagem	0,01	Stein (1987, apud Lanza, 2011)	0,01
Reflorestamento – eucalipto	0,01	Tomazoni (2005, apud Quinto, 2018)	0,01
Solo exposto	1	Farinasso (2006, apud Quinto, 2018)	0,5

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.4 MODELAGEM DA BACIA UTILIZANDO O SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL (SWAT)

A modelagem da geração de sedimentos com o SWAT necessita de calibração, que por sua vez precisa de valores de base para realizar as simulações. Dessa forma foram realizados os seguintes procedimentos, respectivamente: 1 – denominada Modelagem prévia, realizada de 1999 a 2008, com 5 anos de aquecimento do modelo, para aquisição dos valores padrões do programa; 2 – Calibração do modelo, realizada no software SWATCUP® para os dados de vazão média mensal de 2004 a 2008; 3 – alteração da base de dados do SWAT com a inserção dos valores dos parâmetros adquiridos na calibração; 4 – denominada Modelagem, ou Modelagem final, onde se processaram a validação de 2008 a 2013, e aquisição dos resultados para todo o período de 2004 a 2013.

Simulações no SWAT utilizaram como informações de entrada: mapa do relevo definido pelo SRTM, mapa de uso do solo, e mapa dos tipos de solos.

Durante a modelagem SWAT, na etapa de formação das HRUs, optou-se pela classificação por múltiplas declividades, inserindo-se as classes adaptadas da EMBRAPA (1979), que considera originalmente 6 classes. Esta adaptação foi necessária pelo fato do SWAT considerar apenas até 5 classes.

4.4.1 Dados climatológicos

Para o presente estudo os dados climatológicos foram obtidos da plataforma *Global Weather Data for SWAT* (GWDS), que oferece os arquivos pré-processados para a inserção na base de dados do programa. Foram adquiridos os dados climatológicos disponíveis, sendo 4 pontos na região de estudo e entorno, apresentando séries históricas completas de 1979 a 2013 (45 anos), além de uma série parcial do ano de 2014 indo até 31 de Julho.

Os dados de interesse (temperatura, umidade relativa do ar, radiação, e velocidade do vento) foram lançados em conjunto com registros de precipitações nas estações pluviométricas operadas pela ANA. Para isso consideraram-se as distâncias e altitudes das estações pluviométricas para assimilar os dados das correspondentes

do GWDS. Assim, foram utilizadas as coordenadas das estações da ANA como mandatárias.

A Tabela 7 apresenta as estações pluviométricas consideradas, enquanto a Figura 8 retrata a localização dessas estações na região da BHAMRSMV, além de trazer a localização da estação fluviométrica Rio Bonito Montante 1, utilizada para calibração da modelagem.

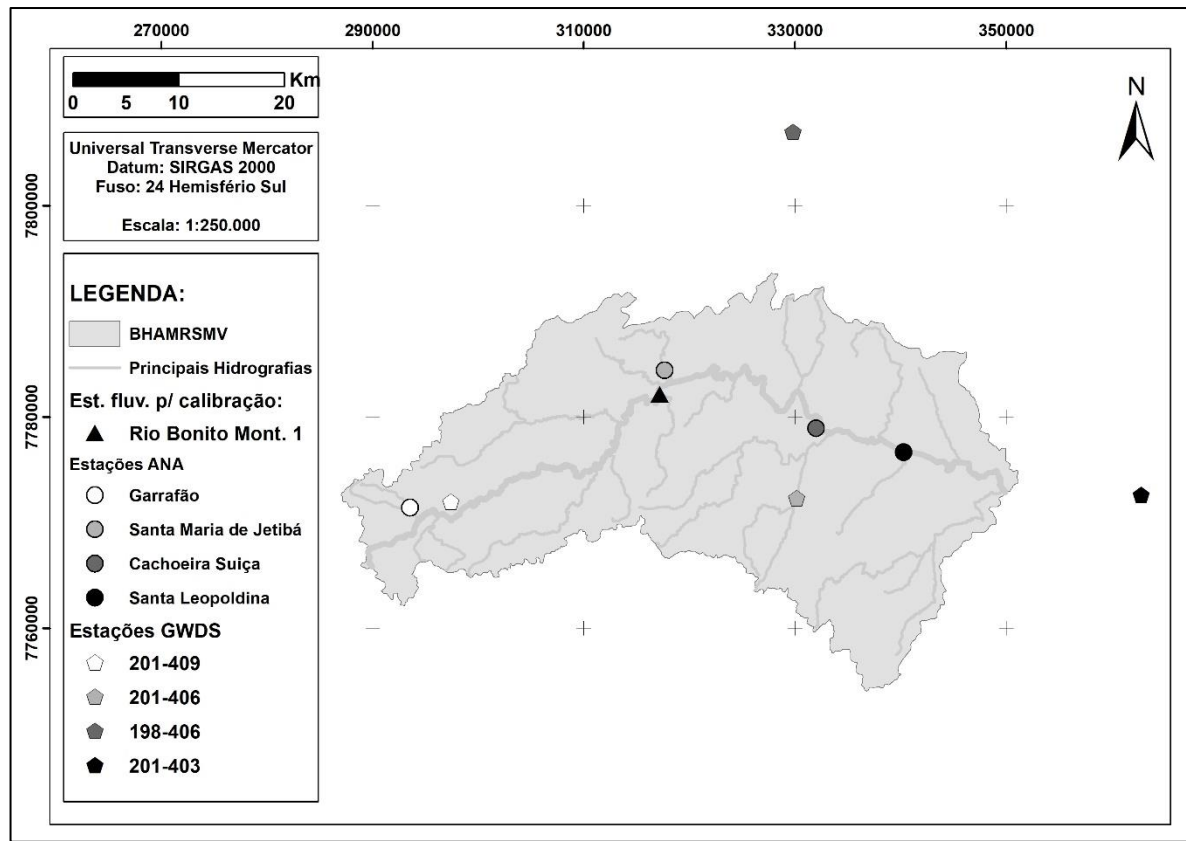
Tabela 7 – Relação entre as estações do GWDS e da ANA

Pontos de informações do GWDS	Latitude	Longitude	Altitude	Estações da ANA	Latitude	Longitude	Altitude
201-409	-20,139	-40,938	909	Garrafão (DNOS)	-20,1433	-40,9753	940
201-406	-20,139	-40,625	713	Santa Maria do Jetibá	-20,0283	-40,7433	710
198-406	-19,826	-40,625	365	Cachoeira Suíça (DNOS)	-20,0794	-40,6067	~410
201-403	-20,139	-40,313	111	Santa Leopoldina	-20,1003	-40,5278	160

Fonte: Hidro®, 2019; GWDS, 2019.

Nota: Dados adaptados pelo autor.

Figura 8 – Localização das estações fornecidas para modelagem no SWAT



Fonte: Elaborado pelo autor.

4.4.2 Modelagem prévia

Conforme indicado por Bressiani et al. (2015b), a modelagem prévia foi realizada com 5 anos de aquecimento do modelo e 5 de análise (1999 a 2008), gerando como saída os valores padrões dos parâmetros de interesse para a calibração.

4.4.3 Calibração

Diante da Modelagem prévia, foi realizada a calibração hidrológica no software SWATCUP®, por meio do método SUFI2.

A calibração foi realizada considerando os valores medidos na estação PCH Rio Bonito Montante 1 (código 57118080) da ANA, disponível no Hidroweb®. A série histórica de vazões para essa estação abrange o período de novembro de 2003 a dezembro de 2018.

A escolha dessa estação se deu pelo fato dela encontrar-se a montante dos dois reservatórios presentes na bacia. A ausência de informações da dinâmica de uso dos reservatórios dificultaria a calibração para postos a jusante (BRITO, 2015; GUIMARÃES, 2016).

Para a calibração considerou-se o período de 2004 a 2008, enquanto para a validação considerou-se o período de 2009 a 2013.

O período analisado foi definido em conformidade com o estudo realizado por Moreira (2017), que testou e identificou que séries históricas longas não apresentaram resultados satisfatórios, tendo encontrado calibração satisfatória para 3 anos de simulações.

O número de iterações superou o preconizado por Abbaspour (2015), indicando aproximadamente 500, mas podendo-se realizar 200 a 300 caso sejam realizadas simulações muito longas.

A função objetivo NS foi selecionada por ter capacidade de produzir resultados satisfatórios segundo estudo de Kouchi et al. (2017), e aplicação de Paul e Negahban-Azar (2018).

A primeira rodada de calibração foi realizada para gerar máximos e mínimos para refinamento das etapas de calibração posterior. Foram selecionadas 200 iterações para a função objetivo NS.

A segunda rodada de calibração foi realizada para o método NS e para 500 iterações, tendo gerado os valores limites para a rodada final de iterações. Esses valores limites necessitaram de ajustes com a experiência do operador para se enquadrarem dentro dos valores limites de cada parâmetro e dos esperados para os tipos de solo e para região. Isso foi necessário uma vez que a modelagem estava seguindo o caminho de desviar todo o escoamento para a subsuperfície.

Por fim, a terceira etapa de calibração para diminuir a amplitude dos valores simulados em relação aos observados, no refinamento dos resultados, utilizando-se os valores limites aperfeiçoados anteriormente, utilizando-se também a metodologia NS, com 1000 iterações.

Para a calibração utilizaram-se os parâmetros estudados por Guimarães (2016), que analisou a sensibilidade e aplicação do SWAT para a mesma BHAMRSMV encontrando resultados satisfatórios. Esses parâmetros foram: CN2, ESCO, EPCO, SOL_AWC, SOL_K, SOL_Z, CH_N2, CH_K2, CANMX, ALPHA_BF, GWQMN, GW_REVAP, GW_DELAY, SLSUBBSN, REVAPMN, RCHRG_DP, BIOMIX.

Às variáveis analisadas por Guimarães (2016) acrescentou-se o parâmetro SURLAG, referente ao tempo de retardo para o escoamento superficial chegar até o canal principal, por essa propriedade ser considerada de influência na calibração hidrológica e com impacto na sedimentológica, conforme sensibilidade relatada nos estudos de Lelis et al. (2012), além de sua aplicação na calibração do SWAT por Brito (2015) para a mesma BHAMRSMV.

4.4.4 Modelagem da perda de solos na bacia pelo SWAT

Os parâmetros obtidos pela calibração foram inseridos na base de dados do programa, por meio da ferramenta *Manual Calibration Helper*.

Nova simulação foi realizada, com os parâmetros calibrados, para o período de 10 anos sendo utilizado 5 de aquecimento (1999 a 2003), compondo além da calibração (2004 a 2008) o período para validação (2009 a 2013).

4.5 APLICAÇÃO DA EQUAÇÃO UNIVERSAL DA PERDA DE SOLOS (EUPS)

A aquisição dos dados de erosividade da chuva para a EUPS ocorreu diretamente pelo programa NetErosividade ES®, que fornece para o Espírito Santo um mapa espacializado. A partir da coordenada informada é gerado relatório apresentando energia cinética e erosividade, calculados pelos métodos de Foster et al. (1981) e Wagner e Massambani (1988).

Optou-se pelo uso do método de Foster et al (1981), por esse ser o mais similar ao original da equação EUPS desenvolvida por Wischmeier e Smith (1959).

Como o programa não oferece mapa em shapefile, foram retiradas as informações para as coordenadas das estações consideradas como base para o estudo, presentes na região da BHAMRSMV e do seu entorno. A Tabela 8 apresenta informações a respeito das estações consideradas.

Tabela 8 – Estações pluviométricas consideradas nas análises

Nome da Estação	Latitude	Longitude	Altitude
Itarana	-19.8744	-40.8744	165
São João de Petrópolis	-19.8053	-40.6789	149
Santa Cruz – litoral	-19.9578	-40.1544	5
Riacho	-19.7497	-40.0431	5
Cavalinho	-19.6922	-40.3981	50
Fundão	-19.9369	-40.4014	50
Valsugana velha - montante	-19.9533	-40.5525	180
Itaimbé	-19.6636	-40.8353	70
Caldeirão	-19.955	-40.7417	750
Aracruz	-19.83	-40.2722	58
Jacupemba	-19.5886	-40.1981	50
Laranja da terra	-19.9011	-41.0581	250
Domingos Martins (DNOS)	-20.3639	-40.6617	452
Fazenda Jucuruaba	-20.415	-40.4853	80
Fazenda Fonte limpa (DNOS)	-20.1903	-40.3189	70
Santa Maria do Jetibá	-20.0283	-40.7433	710
Garrafão (DNOS)	-20.1433	-40.9753	940
Santa Leopoldina	-20.1003	-40.5278	160
Marechal Floriano (DNOS)	-20.4119	-40.6822	544
Duas bocas (DNOS)	-20.2614	-40.4792	200
Perobinha (DNOS)	-20.2836	-40.7831	640
Cachoeira Suíça (DNOS)	-20.0794	-40.6067	400
Ponta da fruta	-20.5156	-40.3636	3
São Rafael	-20.2964	-40.9339	818
Conceição do castelo (DNOS)	-20.3522	-41.2394	600
Aracê (Fazenda Modelo)	-20.3667	-41.0611	1075

Fonte: Hidro®, 2019.

Nota: Dados adaptados pelo autor.

Após aquisição dos dados referentes ao fator de erosividade R para cada estação de estudo, os mesmos foram interpolados no ambiente SIG pelo método da Krigagem, que é considerado mais indicado para representação de fenômenos pluviométricos (MELLO et al., 2003; MONTEBELLER, 2005; FARINASSO et al., 2006), tendo sido utilizado em diversos estudos anteriores, como o desenvolvido por Gaona et al. (2015) e Trindade et al. (2016).

O fator SL da EUPS foi processado pelo programa GISus-M, a partir do mapa de altitudes gerado e também utilizado na modelagem com o SWAT, tendo sido escolhida a opção relativa ao modelo RUSLE, com preenchimento das falhas presentes em algumas unidades de células.

Para os fatores K, do solo, e C, do uso do solo, foram utilizados os mesmos mapas e coeficientes definidos para aplicação no SWAT.

O fator práticas conservacionistas P utilizado recebeu valor unitário para ambas simulações, de forma a se obter o pior cenário nas análises.

De posse dos mapas representativos de cada fator da EUPS para a área de estudo, realizou-se a álgebra de mapas para originar o resultado final de valores anuais de perdas de solo para a BHAMRSMV.

4.6 METODOLOGIA DE ANÁLISE E COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS

Para comparação, pixels dos resultados da EUPS foram fundidos por meio de processamento em ambiente SIG, obtendo-se a média de perda de solo em t/ha por ano, para as mesmas sub-bacias definidas na modelagem pelo SWAT, e então foram comparadas as classes de potencial erosivo das sub-bacias sobrepostas.

O resultado relativo à geração de sedimentos estimado no SWAT foi obtido para cada HRU, tendo sido processado e adquirida a média para cada Sub-bacia de análise, para posterior obtenção da média relativa aos anos considerados na modelagem.

Os resultados obtidos a partir da aplicação dos modelos foram analisados considerando características de modelos empíricos e conceituais e resultados de aplicações apresentados na literatura científica, para diferentes bacias hidrográficas.

A comparação foi realizada por análise qualitativa, com distribuição dos valores em classes, adotando-se como método de classificação de referência o Quebras Naturais (*Natural Breaks*), disponível no ArcGis®.

A classificação por quebras naturais possibilita o agrupamento de valores similares, maximizando a diferença entre as classes (ESRI, 2019).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos no presente estudo. Serão descritas as modelagens no programa SWAT, sua calibração e resultados, e a modelagem pela EUPS, com seus resultados.

5.1 ANÁLISE DOS DADOS DE ENTRADA DA BHAMRSMV PARA AS MODELAGENS

As informações apresentadas neste tópico servem de orientação para as demais discussões dos resultados que seguem.

Referente a erodibilidade do solo, estudos desenvolvidos por Silva et al. (2009), Araújo et al. (2011) e Correchel (2003), relativos ao coeficiente, para Cambissolo háplico, Latossolo Amarelo, e Nitossolo, respectivamente, infere-se que a maior erodibilidade esperada, tal qual os fatores utilizados nesse estudo, é para o Nitossolo, seguido pelo Cambissolo.

Entretanto, de forma significativa em razão da abrangência de área na bacia, o Cambissolo possui maior impacto, uma vez que a área de Nitossolo (0,01%) não impactou na EUPS por ser diminuta, e não chegou a ser efetivamente empregada na simulação do SWAT, pois foi desconsiderada na formação das HRUs.

Referente a ocupação da BHAMRSMV, são identificadas à montante áreas de pastagem, plantio de eucalipto, e cultivo temporário, entremeadas por macega e mata nativa.

Na região central (segundo terço) foi possível identificar maior quantitativo de áreas de mata nativa em relação a região de montante, entretanto ainda permeada por usos como plantações de café, eucalipto, outros cultivos temporários, e pastagem.

Por sua vez, na região jusante identifica-se maior porção de áreas com mata nativa, além de áreas com macega, afloramento rochoso, e maior uso do solo com pastagem.

A maior preservação com mata nativa na região jusante, no terço inferior da área de estudo, ocorre porque é também nessa região onde se encontram as áreas com

declividades mais acentuadas, com relevo montanhoso a fortemente montanhoso (declividade superior a 45%).

5.2 MODELAGEM COM O SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL (SWAT)

Os mapas de altitudes, tipos de solo, e usos do solo, foram utilizados na modelagem prévia para os anos de 1999 a 2008, contando com 5 anos de aquecimento.

A partir da classificação aplicada na metodologia, conforme EMBRAPA (1979), verificou-se predomínio da classe de relevo forte ondulado (53,45%) a montanhoso e fortemente montanhoso (23,10%) para a BHAMRSMV. A Tabela 9 apresenta as porcentagens de declividades para diferentes classes.

Tabela 9 – Percentuais de declividade e classes de relevo existentes na BHAMRSMV

Declividade (%)	Classe	Porcentagem (%)
0 - 3	Relevo plano	1
3 – 8	Relevo suavemente ondulado	4,29
8 – 20	Relevo ondulado	18,16
20 – 45	Relevo forte ondulado	53,45
> 45	Relevo montanhoso + Relevo fortemente montanhoso (> 75)	23,10

Fonte: Elaborado pelo autor.

Após a modelagem prévia, foi possível inserir as informações básicas e realizar a calibração da bacia, por meio da Sub-bacia 35, no percurso da calha principal do Rio Santa Maria da Vitória, em relação aos dados de vazão observados em campo pela estação Rio Bonito Montante 1 (código ANA - 57118080).

Posteriormente às iterações, totalizadas 1500, foram apropriados os parâmetros estatísticos referentes aos resultados obtidos, informados pelo SWATCUP®, conforme Tabela 10. Nessa tabela são apresentadas classes de acordo com critérios estabelecidos por Moriasi et al. (2007).

Tabela 10 – Valores e classificação referente as análises estatísticas da calibração do SWATCUP® entre os valores observados e os modelados

Análise	r2	NS	PBIAS	RSR
Valores	0,86	0,74	-20,4	0,51
Classificação	-	Boa	Satisfatória	Boa

Fonte: Elaborado pelo autor.

O valor de r2, acima de 0,5, indicou calibração satisfatória (SANTHI et al. 2001; VAN LIEW et al., 2003, apud MORIASI et al., 2007).

O valor encontrado para o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS) e para Raiz do erro quadrático médio (RSR) indicaram boas calibrações. O valor encontrado para o PBIAS indicou calibração satisfatória.

Dessa forma a calibração foi classificada satisfatória para os objetivos do estudo.

A Tabela 11 apresenta a opção de calibração definida pelo usuário (V – Substituição; A – Soma; R – relativização), os valores encontrados, e os valores de base para a melhor iteração rodada de calibração, para cada variável utilizada no estudo.

Tabela 11 – Valores calibrados, e limites estipulados para a calibração

(Continua)

Parâmetro	Melhor valor encontrado	Valor Mínimo	Valor Máximo
1:R__CN2.mgt	0.5	0.15	0.5
2:R__BIOMIX.mgt	0.285	0	0.4
3:A__CH_N2.rte	0.05	0.02	0.06
4:A__CH_K2.rte	78	65	200
5:V__ALPHA_BF.gw	0.0175	0	0.26
6:A__GW_DELAY.gw	450	145	640
7:A__GW_REVAP.gw	0.18	0.06	0.2
8:A__GWQMN.gw	600	420	3300
9:A__REVAPMN.gw	-500	-860	-180
10:A__RCHRG_DP.gw	0.45	0.15	0.5

Tabela 12 – Valores calibrados, e limites estipulados para a calibração
(Conclusão)

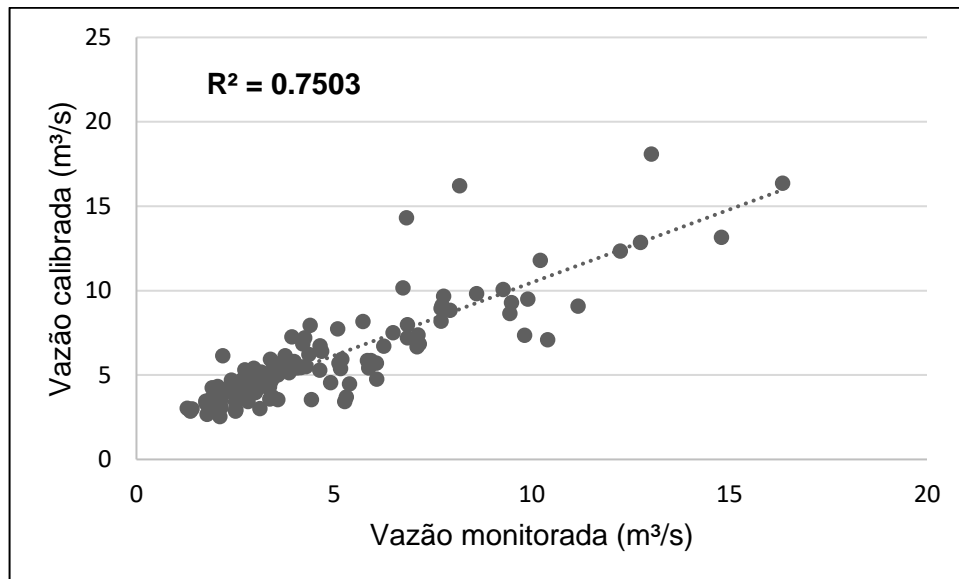
Parâmetro	Melhor valor encontrado	Valor Mínimo	Valor Máximo
11:R__SOL_AWC(..).sol	-0.2	-0.45	0.2
12:R__SOL_K(..).sol	0.2	-0.15	0.55
13:R__SOL_Z(..).sol	0.725	-0.1	0.8
14:V__ESCO.hru	0.5	0	0.65
15:V__EPCO.hru	0.2	0	0.65
16:A__SURLAG.hru	10.95	5	20
17:A__CANMX.hru	91	40	120
18:R__SLSUBBSN.hru	1.2	0.04	1.5

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os valores adquiridos para cada variável foram inseridos no software para a modelagem final, realizando-se a análise, por correlação linear, entre os valores simulados e aqueles observados para o período de modelagem de calibração (2004 a 2008) e de validação (2009 a 2013) do modelo.

O Gráfico 2 apresenta correlação entre os resultados para o período total de análise (2004 a 2013). Os dados simulados referem-se às vazões estimadas pelo SWAT calibrado, enquanto os valores observados pertencem ao monitoramento realizado pela estação da ANA.

Gráfico 2 – Correlação entre os dados simulados e os observados para a modelagem final (2004 a 2013).



Fonte: Elaborado pelo autor.

A correlação, aproximadamente 0,75, é considerada aceitável para a simulação do modelo, estando acima de 0,5.

Brito (2015) também realizou calibração em seu estudo do SWAT para a BHAMRSMV, considerando uma sub-bacia a montante e outra a jusante dos reservatórios, e utilizando-se de informações gerais de operação, tendo constatado uma correlação linear de $r^2=0,87$ entre os dados monitorados e modelados para a sub-bacia calibrada a montante dos reservatórios, e de $r^2=0,51$ para a sub-bacia calibrada a jusante dos reservatórios.

Calibrações como as de Fukunaga (2012), aplicando o SWAT calibrado para uma Sub-bacia hidrográfica do Rio Itapemirim, e Correia (2016) aplicando a modelagem no Rio Jucu, próximo a BHAMRSMV, apresentaram valores de correlação entre dados calibrados e monitorados variando entre 0,63 a 0,76.

A modelagem final (simulação calibrada de 2004 a 2013) apresentou índices estatísticos conforme Tabela 12.

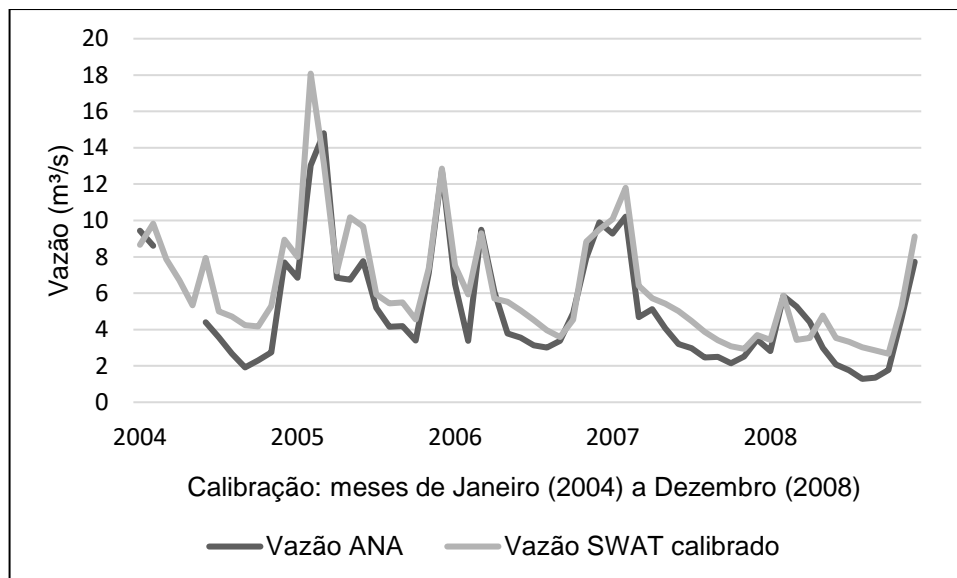
Tabela 13 - Valores e classificação referente às análises estatísticas da modelagem final (2004 a 2013) entre os dados observados e os modelados

Análise	r2	NS	PBIAS	RSR
Valores	0,75	0,58	-24,17	0,65
Classificação	-	Satisfatória	Satisfatória	Satisfatória

Fonte: Elaborado pelo autor.

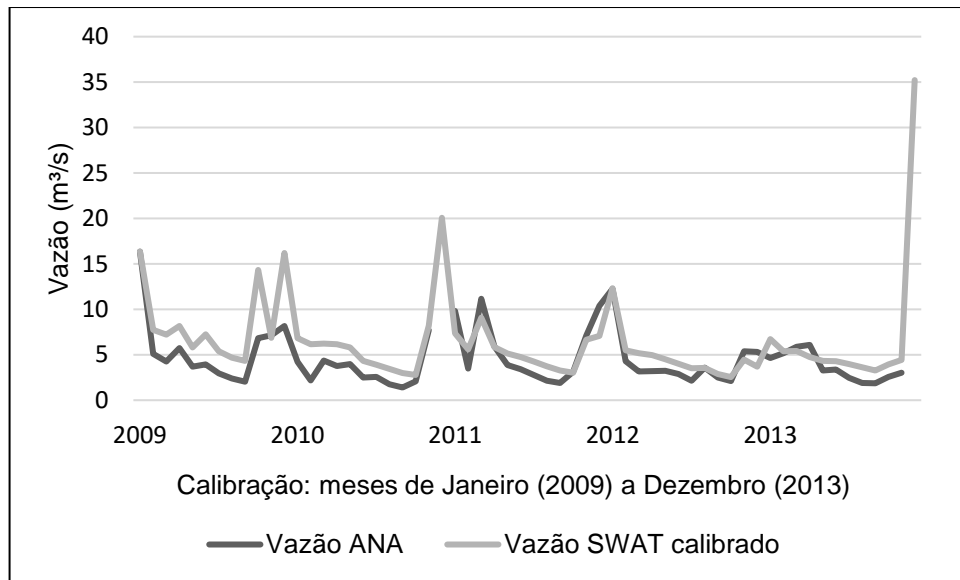
O Gráfico 3 apresenta a comparação entre valores observados e simulados para o período de calibração, enquanto o Gráfico 4 demonstra a mesma comparação para a etapa de validação. Destaca-se que no mês de dezembro de 2013 não ocorreu a observação do dado (vazão da ANA).

Gráfico 3 – Comparação entre os valores observados e os simulados na calibração



Fonte: Elaborado pelo autor.

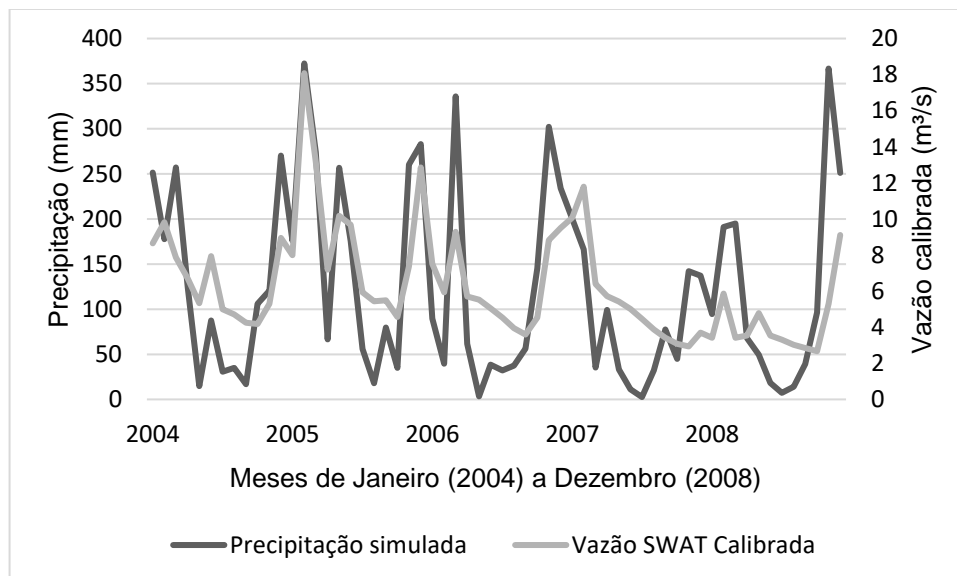
Gráfico 4 - Comparação entre os valores observados e os simulados na validação



Fonte: Elaborado pelo autor.

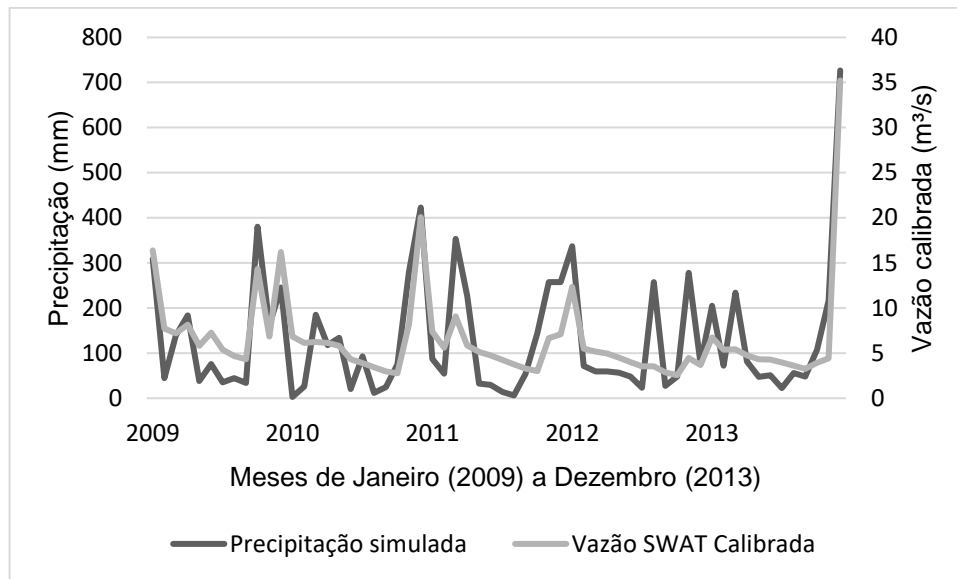
A relação entre chuva e vazão simulada, para o período de calibração encontra-se no Gráfico 5, e para o período de validação, encontra-se no Gráfico 6.

Gráfico 5 – Relação entre Chuva e Vazão simulada para o período de calibração (2004 a 2008)



Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 6 – Relação entre Chuva e Vazão simulada para o período de validação (2009 a 2013)



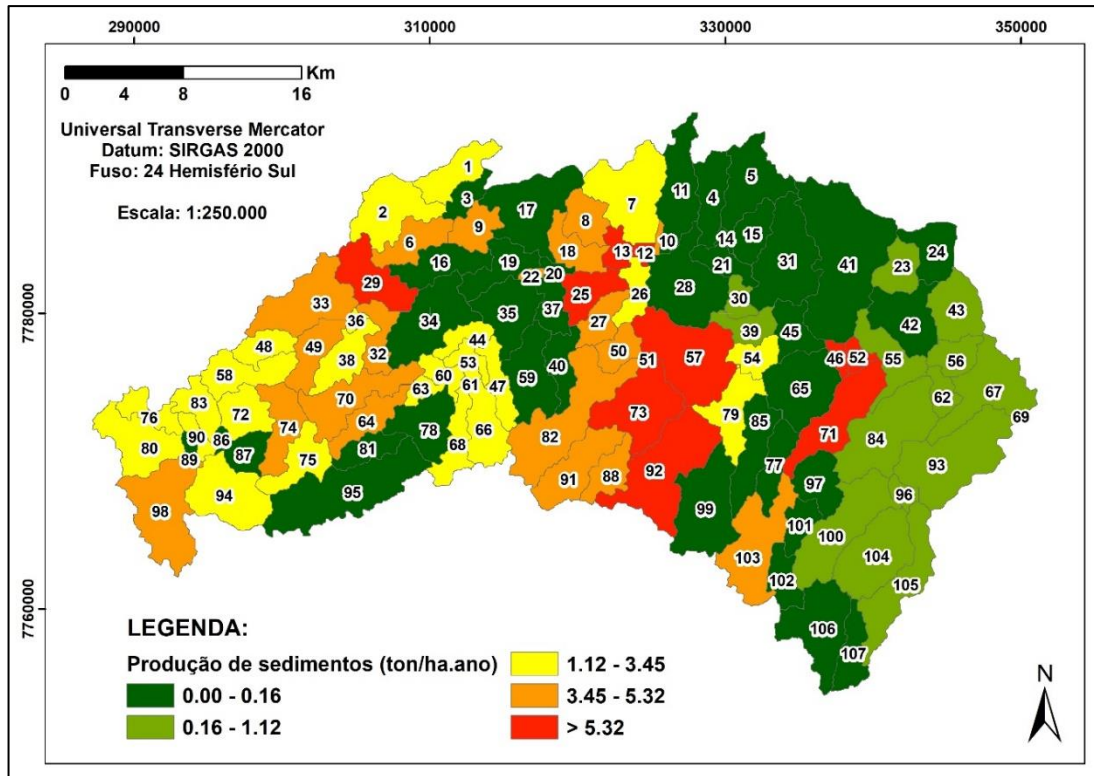
Fonte: Elaborado pelo autor.

Os gráficos e Tabela 12 demonstram piora dos índices estatísticos finais, incluindo conjuntamente calibração e validação, em relação aos valores obtidos apenas na etapa de calibração, sendo esse um efeito observado em diversos estudos (FUKUNAGA, 2012; LELIS et al., 2012; CORREIA, 2016). Entretanto, os índices permaneceram satisfatórios após a modelagem calibrada para todo o período de estudo.

A Figura 9 apresenta a média da geração e carreamento de sedimentos da sub-bacia para o canal principal simulada pelo SWAT, que é uma representação do resultado da MUSLE. A Figura 10 demonstra o resultado da EUPS simulada no SWAT, no qual o programa modela apenas para fins de comparação.

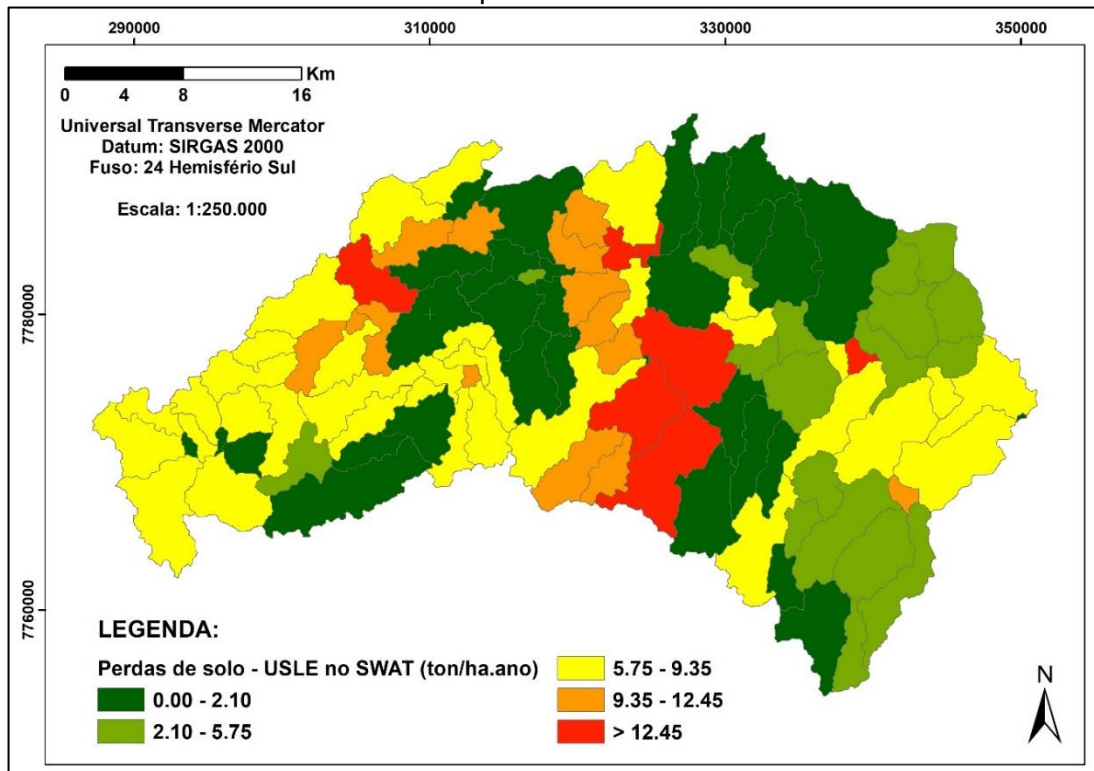
Para ambas as Figura 9 e Figura 10 foi utilizada a classificação por *Natural breaks* (Quebras naturais), que promove o agrupamento de valores similares maximizando a diferença entre as classes.

Figura 9 – Classificação da soma de sedimentos gerados e carreados para o canal principal da HRU em cada sub-bacia enumerada



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 10 – Classes de Perda de Solos (t/ha.ano) para as Sub-bacias de análise, modelados pelo SWAT



Fonte: Elaborado pelo autor.

A análise das imagens demonstra que o SWAT previu uma maior geração de sedimentos para a área do terço médio ao superior da bacia, ou seja, para as áreas central e a montante da BHAMRSMV.

Os valores variaram de aproximadamente 0,001 a 16,35 ton/ha.ano nas Sub-bacias, sendo as maiores concentrações de geração de sedimentos encontradas ao longo do Rio Caramuru e Rio das Pedras afluente do Rio das Farinhas (terço médio), e Ribeirão Aparecida (terço superior).

Carvalho (2014) aplicou a modelagem SWAT para uma bacia agrícola do Cerrado brasileiro e obteve valores de perda de sedimentos variando de 0 (zero) a 1,252 ton/ha.ano.

Adriolo et al. (2008) utilizaram o SWAT para o Rio Apucarantina no Paraná e encontraram valores de produção de sedimentos de 0,23 a 2,3 ton/ha.ano.

Por sua vez, estudo realizado por Medeiros et al. (2018) na região nordeste brasileira, para a bacia da represa de Epitácio Pessoa, foi identificada produção média de sedimentos para as sub-bacias modeladas pelo SWAT na ordem de 0,02 a 22,56 ton/ha.mês,

Valores variando de 0 a 119,07 ton/ha/ano foram encontrados por Viana et al. (2019), na bacia hidrográfica do Rio Pirapama, na zona da mata pernambucana, com 1500 mm de precipitação média anual aproximada.

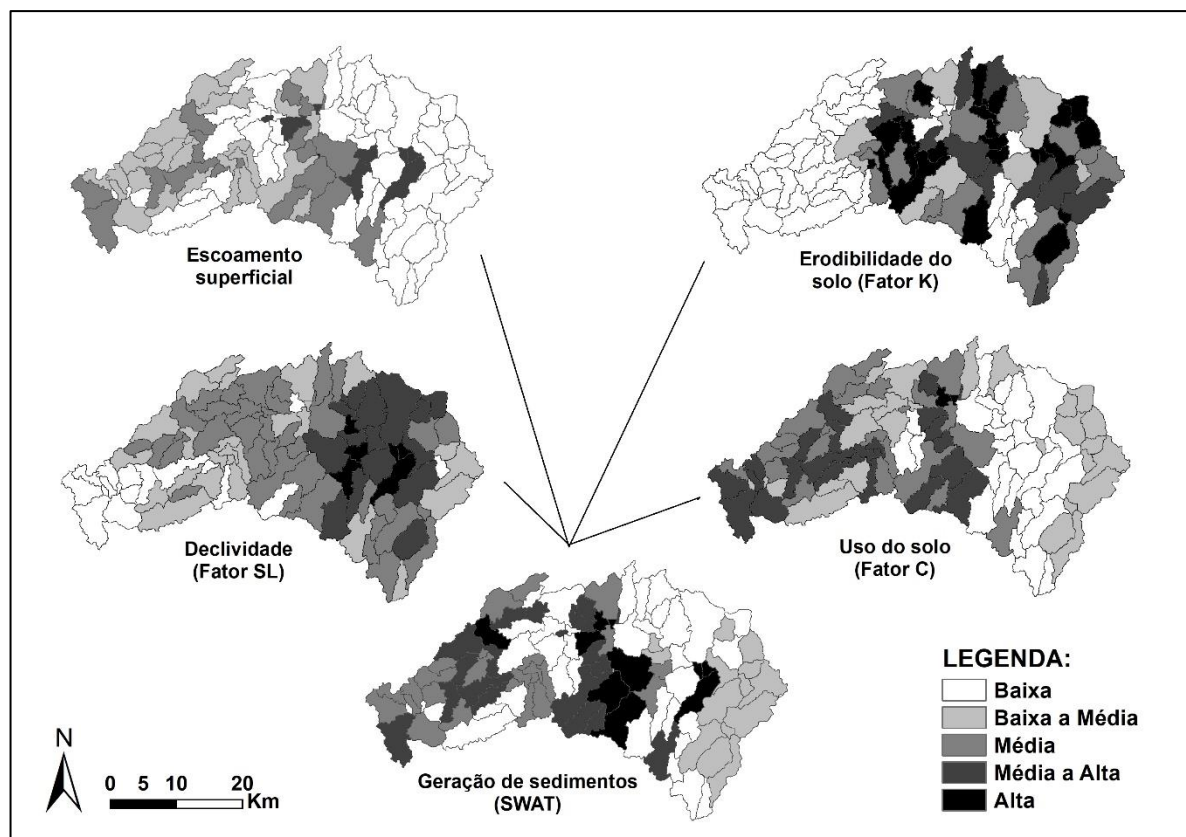
Silva (2016), ao utilizar a modelagem SWAT para diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Rio Bujaru, no Pará, encontrou valores de produção média de sedimentos para as sub-bacias analisadas, com amplitude de 0,05 a 9,71 ton/ha.ano, próximos dos encontrados nesta pesquisa.

Desse modo, os valores encontrados na modelagem deste estudo encontram-se dentro daqueles abrangidos pela literatura. A EUPS processada dentro do SWAT seguiu a tendência da modelagem dos sedimentos gerados, tendo apresentado valores classificados como os piores cenários de perda de solo na região central e a

montante da BHAMRSMV. Os rios Caramuru e das Pedras afluente do Rio das Farinhas mantiveram os maiores valores na classificação. Os valores variaram de 0,001 a 23,32 ton/ha.ano.

A Figura 11 apresenta um resumo das imagens e do resultado da modelagem no SWAT.

Figura 11 – Imagens das classificações qualitativas dos fatores e do resultado da simulação no SWAT



Fonte: Elaborado pelo autor.

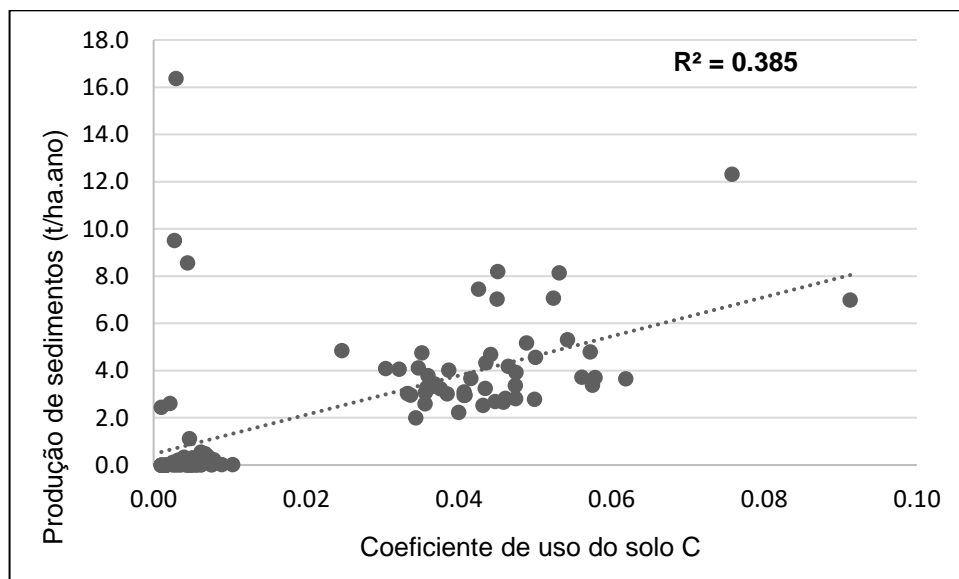
Por meio da classificação empregada torna-se possível verificar a relação existente entre os mapas de Uso do solo, Escoamento superficial e Produção de sedimentos. Para esses mapas, os maiores valores ocorrem em regiões similares.

Em estudo de revisão de literatura sobre aplicação da MUSLE (utilizada pelo SWAT), Sadeghi et al. (2013) identificaram que: as estimativas do fator de erodibilidade do solo não afetam a precisão de estimativas do modelo; o uso de SIG melhora a

performance de estimativas do modelo para o fator de topografia e declividade de rampa; e que usualmente o fator de uso do solo e práticas conservacionistas têm sido utilizado com base em tabelas, mas que a consideração da variação temporal desses fatores melhoram os resultados da modelagem.

Para a modelagem na BHAMRSMV, o Gráfico 7 indica a correlação linear encontrada entre o fator de uso e ocupação do solo e a geração de sedimentos simulada.

Gráfico 7 – Correlação entre coeficiente de uso do solo e produção de sedimentos simulada no SWAT



Fonte: Elaborado pelo autor.

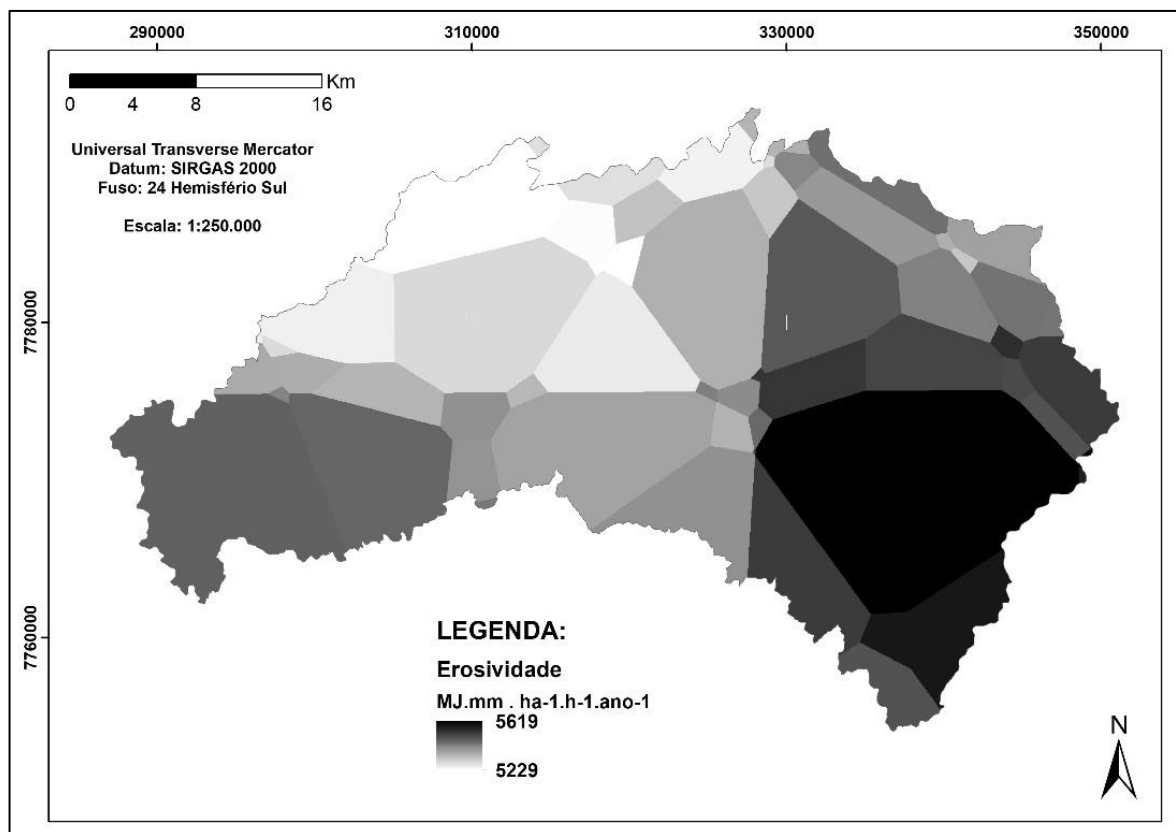
Os demais fatores presentes na equação MUSLE, utilizada pelo SWAT, foram testados em correlação com os resultados, sendo o coeficiente de uso do solo e o escoamento superficial os únicos a apresentarem correlação linear. O fator de práticas conservacionistas não foi testado por ter assumido valor único na simulação. A fator de determinação entre o escoamento superficial simulado e a produção estimada de sedimentos foi de 0,33.

5.3 MODELAGEM COM A EQUAÇÃO UNIVERSAL DA PERDA DE SOLOS (EUPS)

Para o fator de erosividade da chuva, os valores encontrados variaram pouco, de um mínimo de 5229 a 5619 MJ.mm. ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹, estando incluído dentro dos valores encontrados para o estado do Espírito Santo (QUINTO et al., 2013; MELLO et al., 2012). Ainda, segundo a classificação de Carvalho (2008), a região de estudo possui Média-alta erosividade.

A Figura 12 apresenta a distribuição do fator de erosividade da chuva para a região de estudo.

Figura 12 – Fator Erosividade da Chuva (R) para a BHAMRSMV

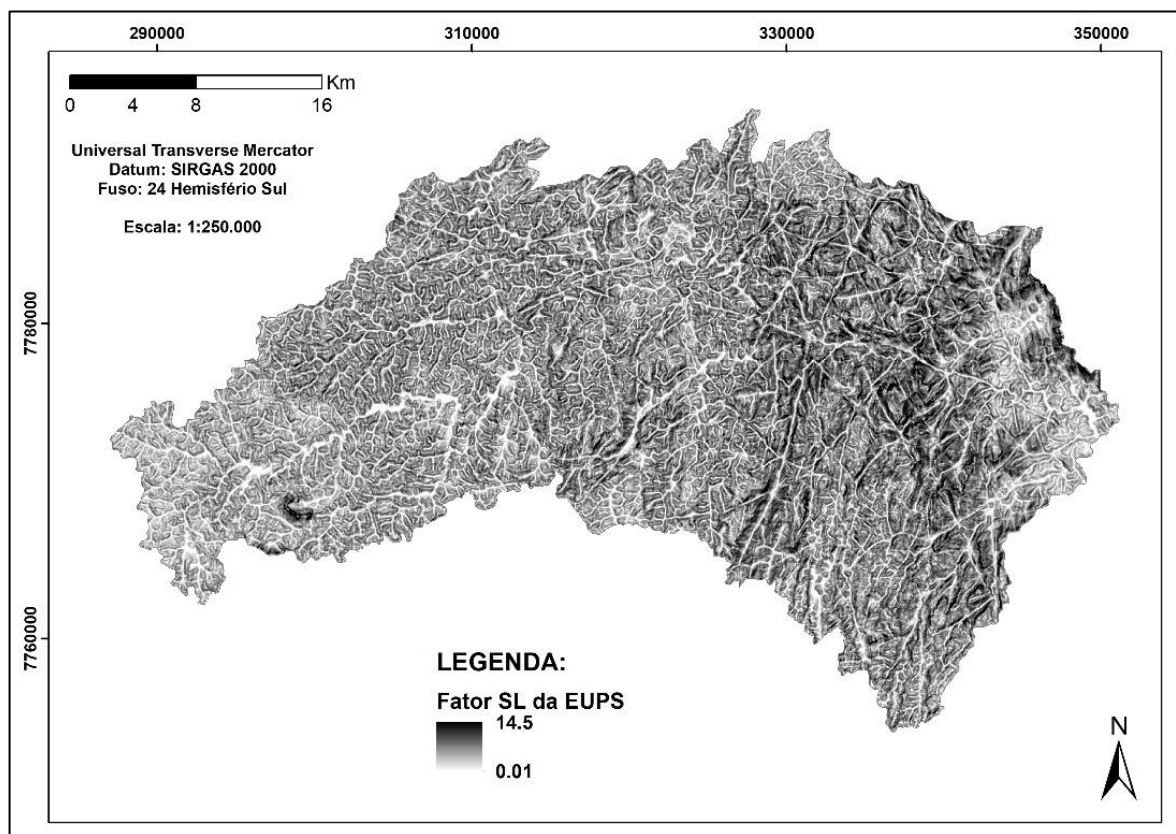


Fonte: Elaborado pelo autor.

A erosividade se apresentou mais intensa na área mais a leste da bacia, nas regiões a jusante, tendo os menores valores apresentados na região noroeste da bacia.

O mapa de altitudes, adquirido por meio do processamento das imagens ASTER, sofreu processamento pelo software Giusus-M, tendo resultado no fator topográfico de comprimento e declividade dos talwegues, que apresentou variação, para ambos os fatores conjugados, de 0,01 a 14,5, conforme Figura 13.

Figura 13 – Fator SL pelo GISus-M para a BHAMRSMV

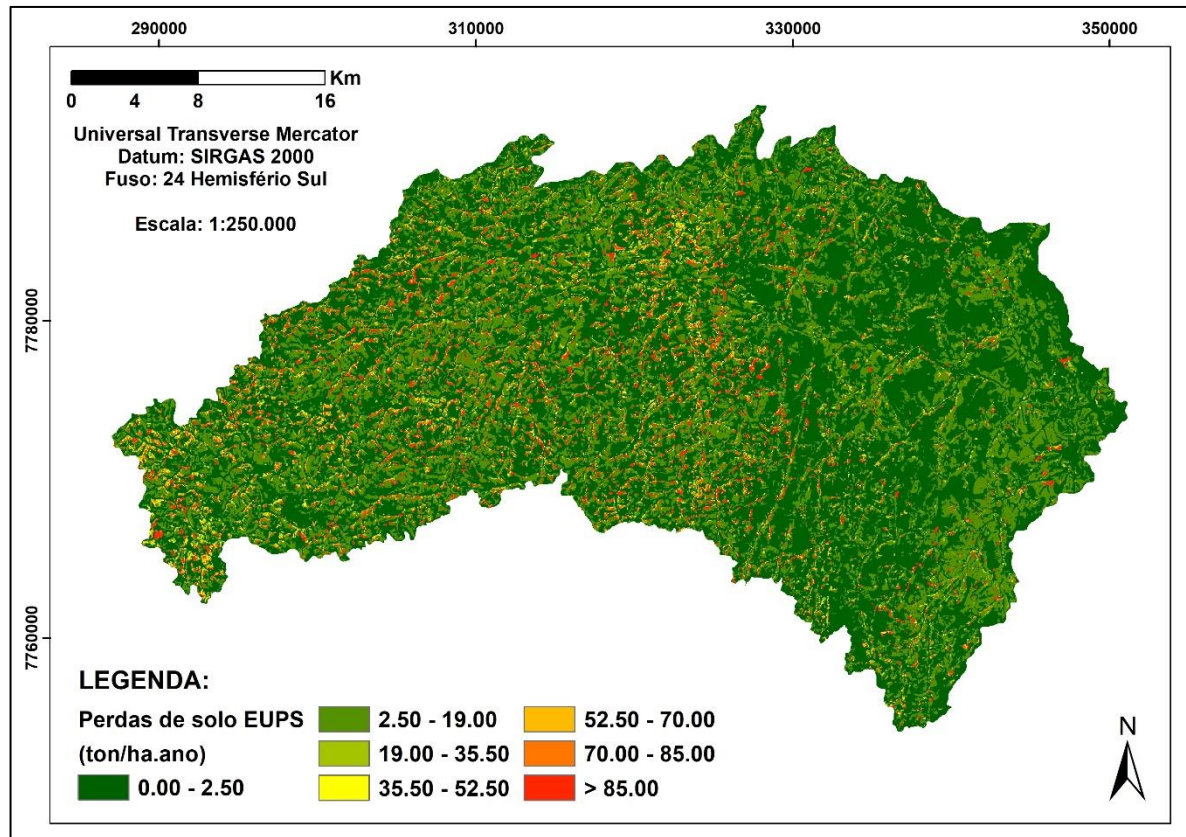


Fonte: Elaborado pelo autor.

Os valores de SL acompanharam os valores de altitudes da bacia, onde as declividades mais acentuadas encontram-se no terço inferior, na parte jusante da bacia. A correlação linear entre os valores do fator SL médio para as sub-bacias utilizadas nas análises pela EUPS e SWAT apresentou coeficiente de determinação de 0,93, indicando que guardadas as proporções de valores, em ambas modelagens esse fator se apresentou qualitativamente similar.

Após o processamento dos mapas, a álgebra dos mesmos forneceu o mapa de erosão média anual para a BHAMRSMV, conforme Figura 14.

Figura 14 – Perda de solos anual para a BHAMRSMV pela EUPS



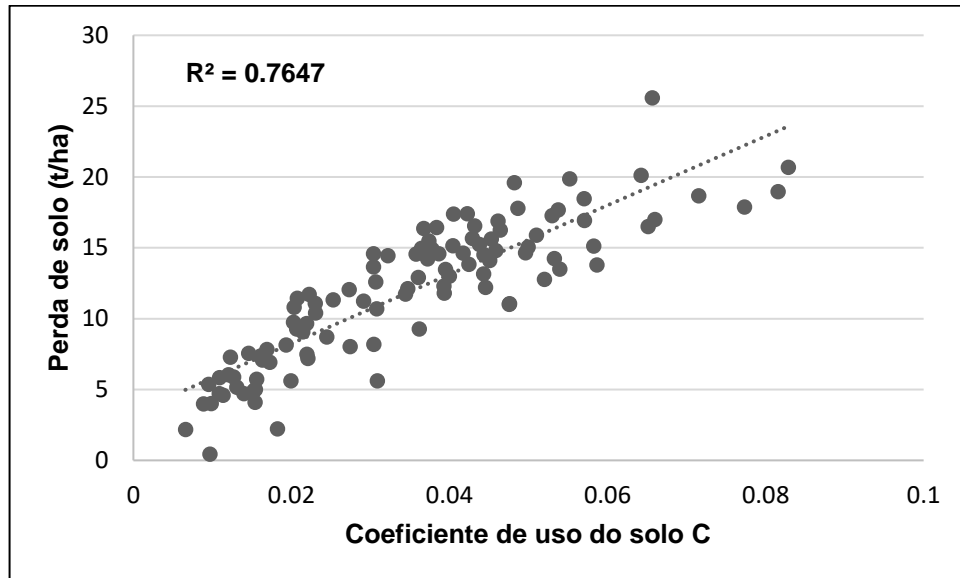
Fonte: Elaborado pelo autor.

Conforme é possível visualizar no mapa, devido à cobertura vegetal da bacia, sobretudo por mata nativa ocasionada pelo relevo forte ondulado a montanhoso da região, observa-se áreas prioritárias de atenção e necessidade de conservação do solo distribuídas pontualmente pela extensão territorial em análise.

Da mesma forma, é possível observar grande dependência do quantitativo de perda de solos com os valores relacionados ao fator uso do solo. Isto se deve pela baixa variabilidade dos demais fatores da EUPS na região de estudo, que ao serem aplicados em conjunto, o fator C age percentualmente sobre os demais. Estudando a equação EUPS, o fator P teria impacto similar, entretanto por ter sido utilizado o mesmo valor unitário para toda região, não foi possível mensurar a correlação.

O fator de uso do solo apresentou correlação linear de 0,76 com a perda de solos estimada pela EUPS, conforme Gráfico 8.

Gráfico 8 - Correlação entre coeficiente de uso do solo e perdas de solo estimadas pela EUPS

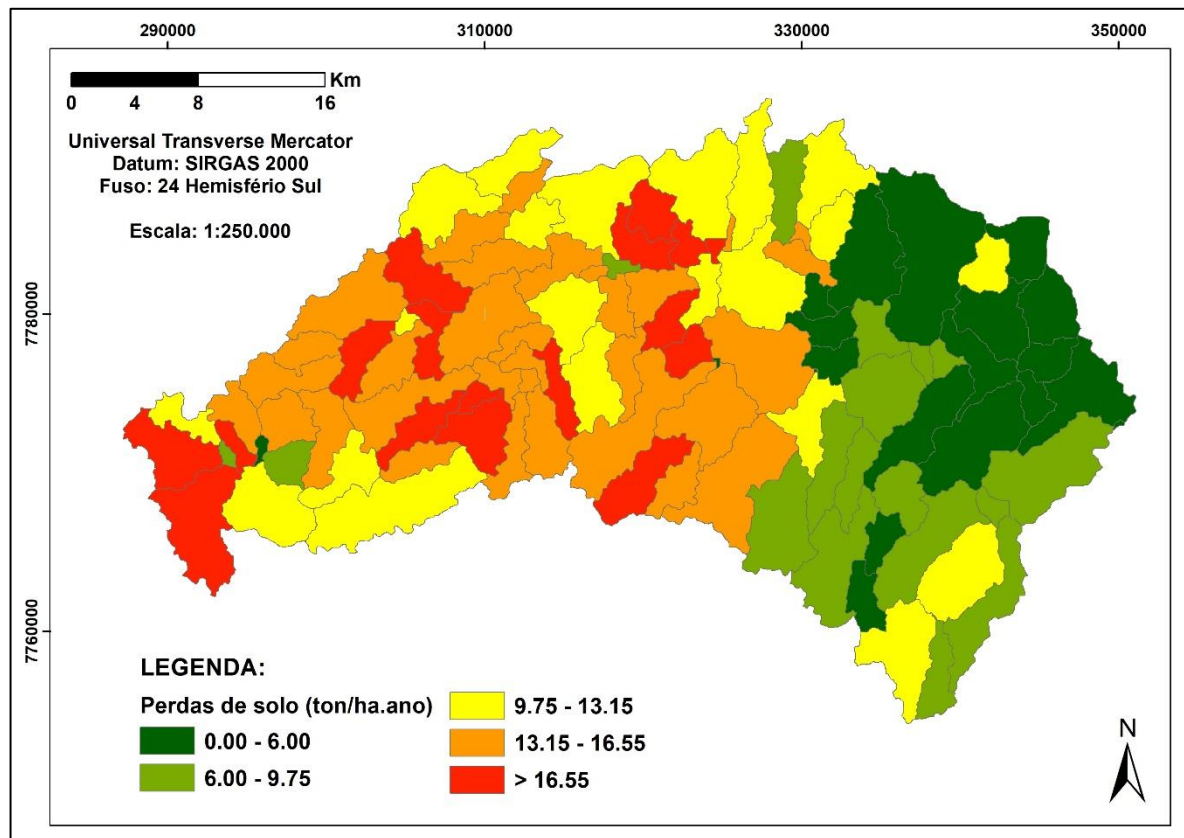


Fonte: Elaborado pelo autor.

A correlação identificada entre o fator C e a perda de solo da EUPS é similar ao encontrado por Gómez (2012). O autor reforça que por isso a EUPS pode ser utilizada para indicar possibilidades de mudanças no uso da terra como forma de subsidiar tomadas de decisão de planejamento territorial em bacias hidrográficas.

A Figura 15 apresenta os valores médios de perda de solo definidos com o uso da EUPS para as mesmas sub-bacias de análise geradas pelo programa SWAT, tendo sido aplicada a classificação Quebras naturais.

Figura 15 - Classes de Perda de Solos (t/ha.ano) para as Sub-bacias de análise, modelados pelo EUPS



Fonte: Elaborado pelo autor.

As perdas de solo estipuladas pela EUPS previram valores variando de 0,43 a 25,60 t/ha.ano. Os menores valores de perda de solo foram identificados no terço inferior, ou seja, na região jusante da BHAMRSMV.

Esses valores são próximos da amplitude daqueles obtidos pela EUPS processada dentro do SWAT (chamada nesse estudo de USLE, para diferenciar da EUPS aplicada fora do SWAT), que variaram de 0,001 a 23,32 ton/ha.ano. Porém, a média dos valores da EUPS foi de 11,9 ton/ha.ano, enquanto da USLE processada no SWAT foi de 6,2 ton/ha.ano, além das áreas identificadas que se apresentaram em sub-bacias por vezes diferentes.

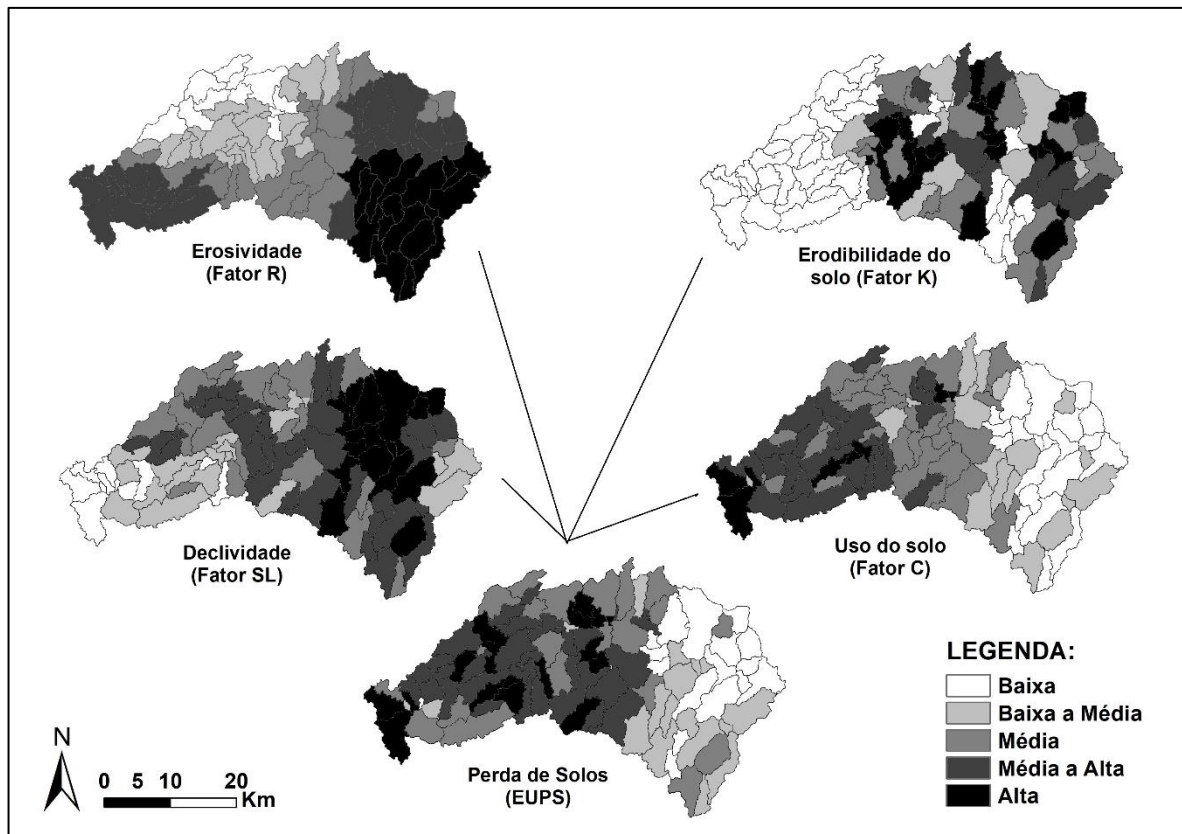
GEARH (2008) realizou a aplicação da EUPS para a identificação das áreas susceptíveis a erosão e sedimentação na bacia hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória tendo encontrado resultado qualitativamente similar ao da Figura 14, havendo caracterizado o Rio São Sebastião de Cima, no município de Santa Maria de Jetibá,

como a área crítica de propensão a erosão. O Rio São Sebastião de Cima localiza-se na região central superior da bacia em estudo.

Da mesma forma, um estudo do Consórcio intermunicipal das bacias dos rios Santa Maria da Vitória e Jucu (CSMJ, 1997, apud IEMA, 2015) realizou estimativa de propensão a perda de solo (sem considerar o uso do solo), e identificou áreas com alta propensão a erosão na região do Rio São Sebastião de Cima e nos Rios Cachoeira da Fumaça e Braço do Mangaraí, formadores do Rio Mangaraí. O Rio Mangaraí encontra-se na no terço inferior, região inferior jusante da área de estudo.

A Figura 16 apresenta um resumo dos índices e o resultado da modelagem pela EUPS.

Figura 16 – Imagens das classificações qualitativas dos fatores e do resultado da modelagem pela EUPS



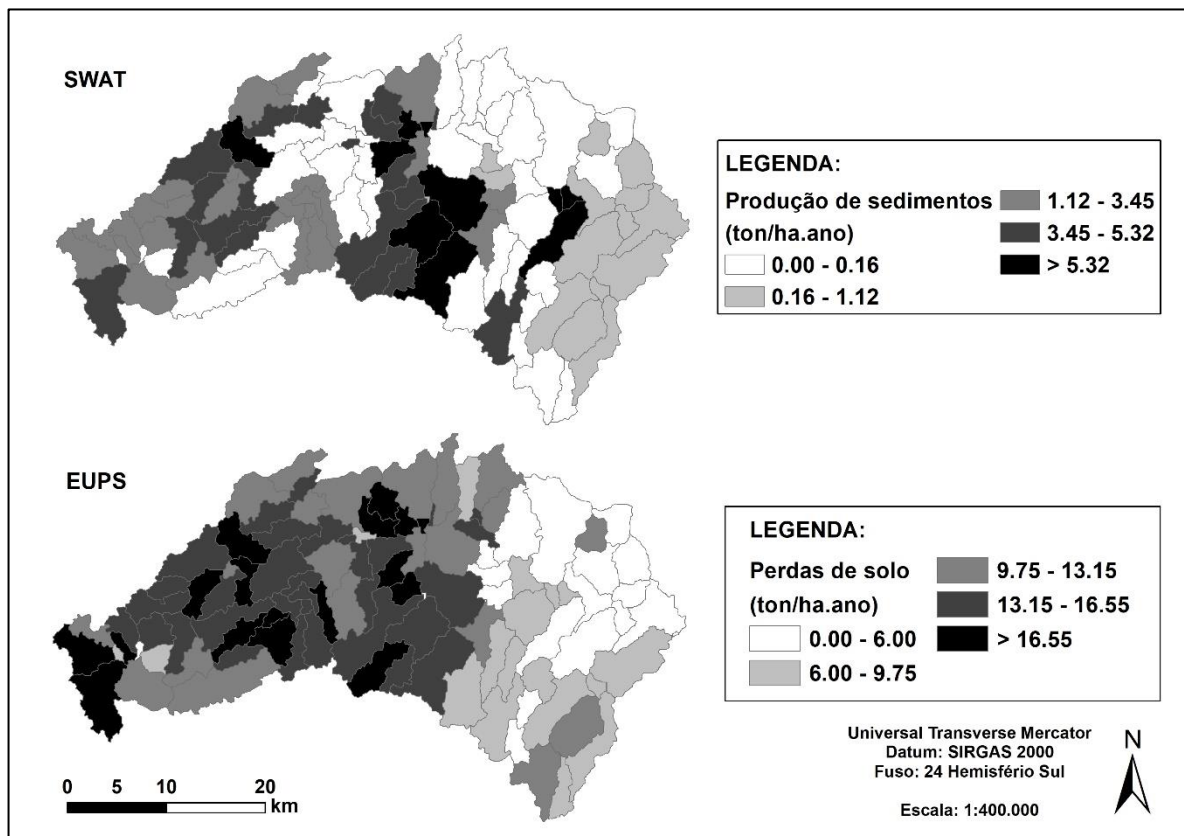
Fonte: Elaborado pelo autor.

5.4 COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS

Comparando-se as Figuras 9 e Figura 15 é possível constatar maior perda de solos estimada pelo SWAT para as regiões no terço central da bacia, dentre outras perdas menores à montante, enquanto a EUPS estimou uma maior perda de solos nas regiões montante e central da BHAMRSMV.

Para comparação visual, a Figura 17 apresenta produções médias de perdas de solo estimadas pela EUPS por sub-bacia, e a média de contribuições das HRUs, componentes das Sub-bacias pelo SWAT.

Figura 17 – Estimativa média da perda de solos por sub-bacia pela EUPS, e média das contribuições de sedimentos por sub-bacia pelo SWAT



Fonte: Elaborado pelo autor.

Na Figura 17 é qualitativamente observado que apesar de ambas as modelagens estimarem perdas de solo na região central e montante da BHAMRSMV, há variações

na intensidade entre as sub-bacias, que podem diferir na hora de priorizar a destinação de investimentos para práticas conservacionistas na região.

Na literatura, Kinnell e Risse (1998) identificaram que a MUSLE (equação utilizada pelo SWAT) prevê melhor a erosão causada por pequenas e médias chuvas, e reduz as sobrestimativas perceptíveis na EUPS. Isso devido a MUSLE considerar separadamente os efeitos do solo, ocupação do solo, e manejo de cultura, na concentração de sedimentos, dos efeitos no escoamento superficial.

Bagarello et al. (2017) identificou que a MUSLE realizou melhores estimativas que a EUPS para análise de erosão em uma parcela de solo experimental na Itália.

Iroumé et al. (2011) aplicou comparativamente a EUPS e MUSLE em 3 bacias localizadas no Chile, e identificou que a EUPS apresentou valores superestimados em relação às parcelas de erosão observadas em solo descoberto, creditando esse fato à estimativa do fator SL e ao fato da EUPS não considerar a deposição de material. Entretanto os autores indicaram que a EUPS pode ser utilizada conceitualmente para obter um ranking de áreas produtoras de sedimentos dentro de uma bacia.

Parte dessas diferenças encontradas podem ser explicadas comparando-se principalmente as diferentes estimativas e usos dos fatores R e C realizados pela aplicação da EUPS e pela modelagem no SWAT.

A própria diferença se dá primeiramente pelo fato da EUPS originalmente estimar a média anual de perda de solo bruta para uma parcela unitária, enquanto a MUSLE aplicada pelo SWAT estima a geração de sedimentos em uma sub-bacia, portanto estimando um valor líquido destinado ao recurso hídrico.

Referente ao fator R, enquanto a EUPS utiliza a relação entre a energia da chuva e a intensidade máxima dos 30 minutos mais intensos de precipitação (Equação 2) para aquisição de uma média para períodos superiores a 20 anos (Equação 4), a MUSLE utiliza a quantidade de escoamento superficial para a estimativa da geração de sedimentos na sub-bacia de análise (Equação 14 e Equação 15).

Segundo Neitsch et al. (2011), a MUSLE aplicada no SWAT aperfeiçoa a previsão de sedimentos carregados para o recurso hídrico, eliminando a necessidade de uma taxa de entrega, e permitindo a aplicação da simulação para eventos individuais de chuva.

O SWAT também passa a considerar condições de umidade do solo, que possui relação com a condição de função geradora de escoamento superficial.

Apesar de similares, o fator de erodibilidade do solo K, na EUPS utiliza-se de valores estimados para parcelas unitárias de solo, em condições específicas de declividade, comprimento de rampa, e uso do solo em pousio. No SWAT, além do uso do fator K, ocorrem interações de outras características do solo, passíveis de calibração, que impactam na modelagem hidrológica, que por sua vez interagem com a geração de escoamento superficial e consequente produção de sedimentos nas HRUs.

Na aplicação do SWAT, os valores do coeficiente K foram modificados para serem equivalentes aos aplicados na EUPS. Entretanto, interações calibráveis de dados de entrada complementares das características do solo impactam na geração de escoamento superficial na modelagem hidrológica, que é relacionado com fatores utilizados pela MUSLE no SWAT.

Além disso, o SWAT utiliza-se complementarmente na MUSLE o fator CFRG, diretamente relacionado a porcentagem de rocha na camada superficial do solo, fator esse não presente na EUPS. Esse fator não apresentou impacto neste estudo por não ser característica significativa dos solos utilizados.

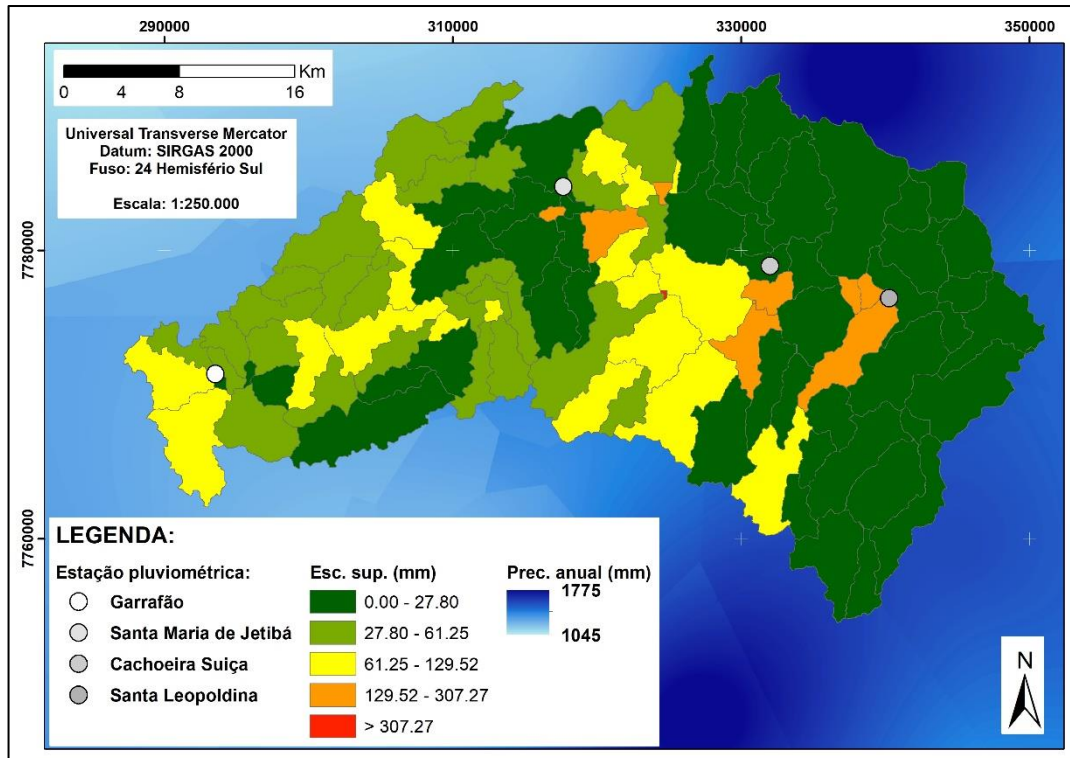
Por sua vez o fator de declividade e comprimento de rampa é influenciado por classificações no SWAT, promovendo níveis de valores para o fator SL conforme a classe definida. Cabe observar que no presente estudo ambos os cálculos seguiram princípios similares, apresentando uma correlação de 0,93 entre os valores.

No presente estudo, o fator C foi fornecido para o SWAT por meio de alterações no banco de dados. O SWAT considera o fator C fornecido no banco de dados como o máximo atingível, uma vez que é corrigido diariamente de acordo com a simulação de crescimento das plantas e com a ocorrência do escoamento superficial, durante a simulação do programa. Por outro lado, o fator de uso e ocupação da terra, C, é aplicado como um valor absoluto na EUPS.

Autores identificam maior sensibilidade da EUPS para o coeficiente de uso do solo C (WEILL e SPAROVEK, 2008), enquanto no SWAT nota-se uma relação de similaridade nas alterações do escoamento superficial e da geração de sedimentos conforme se altera o fator C, indicando correlação entre elas (BERTANI, 2014).

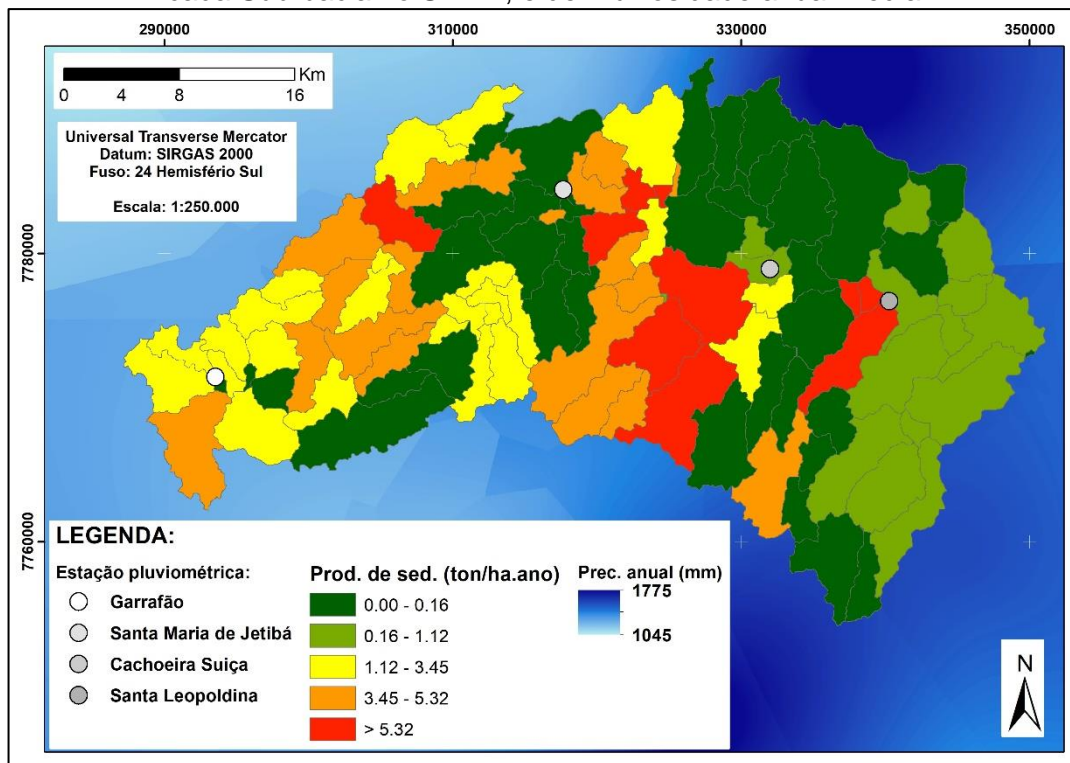
As Figuras 18 e 19 apresentam essa relação entre áreas de maior ou menor escoamento superficial, e às de maior ou menor produção de sedimentos, modeladas no SWAT.

Figura 18 – Estações pluviométricas utilizadas na modelagem do SWAT, espacialização da precipitação média anual, e escoamento superficial modelado pelo programa



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 19 – Sobreposição do mapa da média de Sedimentos carreados por hectare para cada Sub-bacia no SWAT, e de Pluviosidade anual média



Fonte: Elaborado pelo autor.

Tal relação qualitativa também foi identificada por Sari (2017) estudando a modelagem SWAT para uma bacia hidrográfica no Rio Grande do Sul. Ao comparar qualitativamente as sub-bacias produtoras de água e sedimentos, a autora encontrou uma relação entre elas, atribuindo essa relação em decorrência dos tipos de solo, sendo nitossolo e gleissolo nas regiões mais produtoras, e latossolo vermelho nas menos produtoras, e ao intenso cultivo agrícola nas áreas mais geradoras.

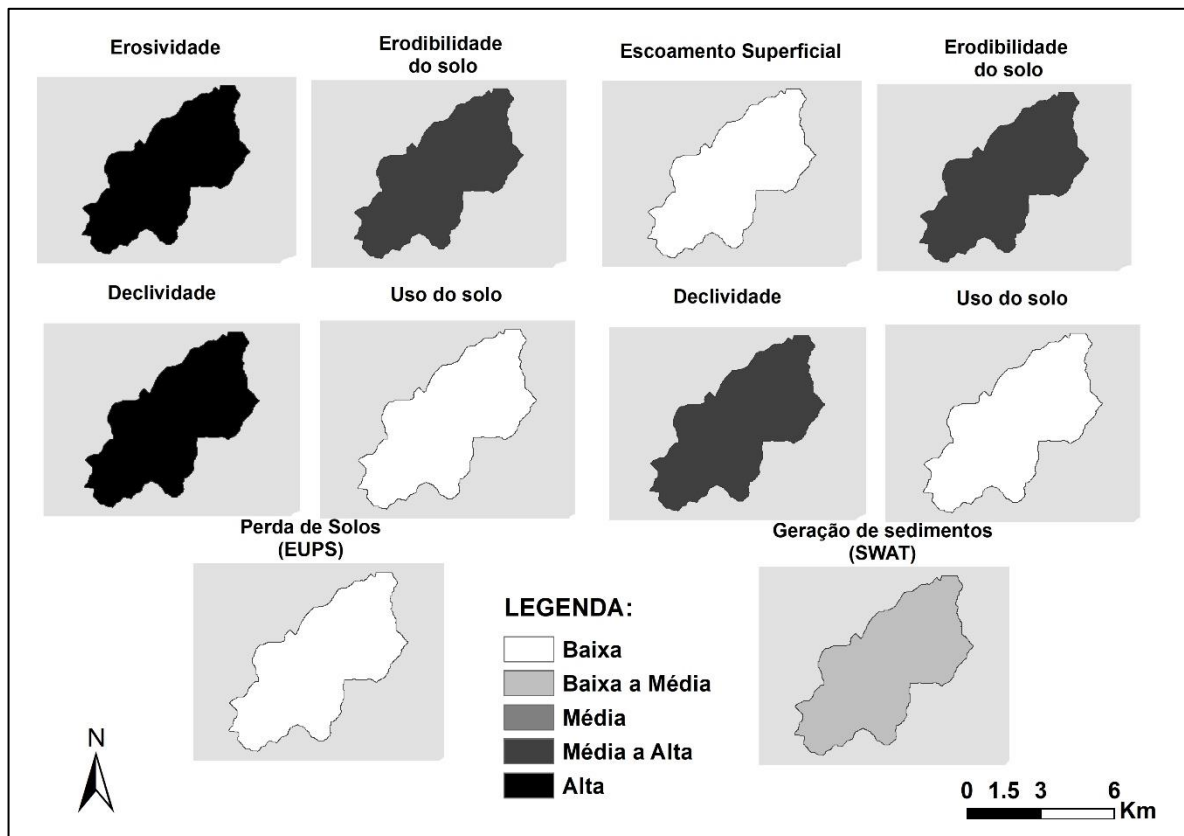
Associado a isso, Silva et al (2013b) encontraram coeficiente de determinação (r^2), considerando valores simulados de erosão e de escoamento superficial de 0,66, na aplicação da modelagem SWAT para uma pequena bacia no estado da Paraíba.

Ao se analisar pontualmente algumas sub-bacias modeladas, é possível encontrar destaques a essas relações identificadas na literatura e no presente estudo.

A Figura 20 apresenta as composições que levaram à formação das estimativas de perdas de solo e geração de sedimentos na Sub-bacia 84, localizada no terço inferior,

a jusante, próximo a calha central do Rio Santa Maria da Vitória, abrigando o Córrego Crubixá-açu.

Figura 20 – Índices e resultados de simulações na Sub-bacia 84 para modelagem pela EUPS e SWAT



Fonte: Elaborado pelo autor.

Para o cálculo da EUPS no ambiente SIG para a Sub-bacia 84, a Erosividade (fator R) foi considerada alta (média de $5.598,97 \text{ MJ.mm. ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$). A erodibilidade do solo (fator K) é referente a parcelas de Latossolo Amarelo Distrófico, Latossolo Vermelho Ácrico e Cambissolo Háplico (média de $0,0215 \text{ Mg.h.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$).

O fator de comprimento e declividade de rampa (SL) apresentou valores considerados Altos (média de 4,96), se comparados com os obtidos para demais regiões da bacia.

O fator C é composto da combinação de Cultivos agrícolas temporários, Matas nativas, e Macega, resultando média de valor 0,01, considerada Baixa.

Assim, a perda de solos estimada pela EUPS se enquadrou como Baixa, com a média para a sub-bacia em 4,7 (t/ha).

Dessa forma, a perda de solos modelada pela EUPS na Sub-bacia 84 se apresentou Baixa, acompanhando o fator de uso do solo Baixo, ainda que os demais fatores se apresentaram como Médio a alto para erodibilidade do solo, e Alto para Erosividade e fator SL.

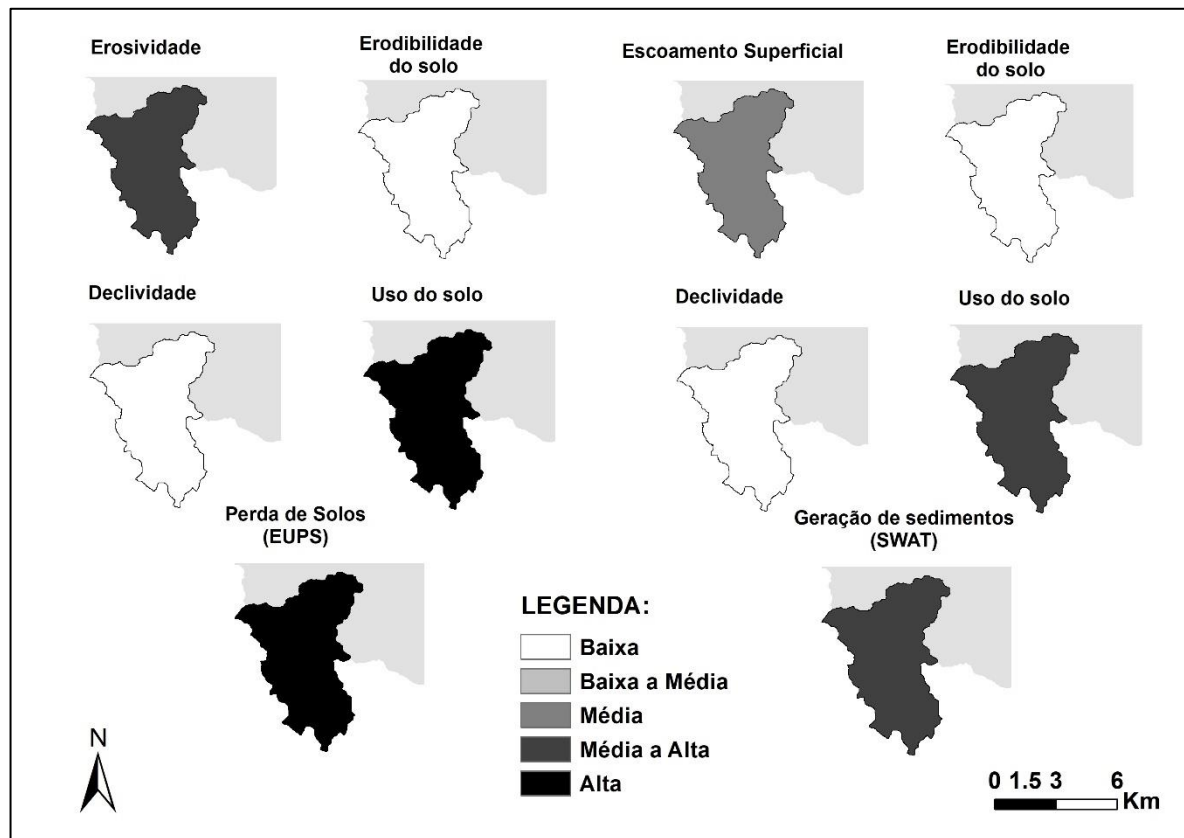
Para o SWAT o escoamento superficial, que está presente na modelagem pela MUSLE, apresentou valores classificados como Baixo em relação a outras áreas da bacia.

Os fatores erodibilidade do solo (fator K), uso e ocupação do solo (fator C), e comprimento e declive de rampa (fator SL) se apresentaram similares aos da EUPS se comparado com os valores correspondentes às demais regiões da bacia.

Assim, embora a Sub-bacia tenha apresentado classificação Média a alta declividade e erodibilidade do solo, a perda de solos média estimada foi Média a Baixa (0,337 ton/ha.ano), influenciada pelo Baixo escoamento superficial e Baixo fator de uso do solo C, indicando um balanço dos fatores no resultado.

Em análise similar considerando a Sub-bacia 98, na Figura 21, é possível se verificar resultados qualitativos semelhantes. A Sub-bacia 98 encontra-se no extremo montante da BHAMRSMV, abrigando o Córrego Santa Maria.

Figura 21 - Índices e resultados de simulações na Sub-bacia 98 para modelagem pela EUPS e SWAT



Fonte: Elaborado pelo autor.

Na sub-bacia 98, para a estimativa da EUPS, verifica-se fator de Erosividade da chuva Médio a alto ($5470 \text{ MJ.mm. ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), uma erodibilidade do solo Baixa ($0,0185 \text{ Mg.h.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$), e declividade Baixa ($2,73$) para a área de estudo.

Enquanto isso a classificação do fator Uso do solo é Alta ($0,077$), composto pela ocupação da região com cultivos agrícolas temporários, pastagem, e plantações de eucalipto, além da presença de parcelas de solo exposto.

Como resultado, acompanhando o fator C, a perda de solos média para a área da sub-bacia é estimada em $17,86 \text{ t/ha}$ pela EUPS, considerada Alta em comparação as estimadas para as demais sub-bacias da BHAMRSMV.

Para a modelagem pelo SWAT, embora o fator de comprimento e declividade de rampa seja Baixo, juntamente com a erodibilidade do solo Baixa, a perda de solos

estimada Média a alta, acompanha o fator de uso do solo Médio a alto, e o escoamento superficial simulado classificado como Médio na bacia.

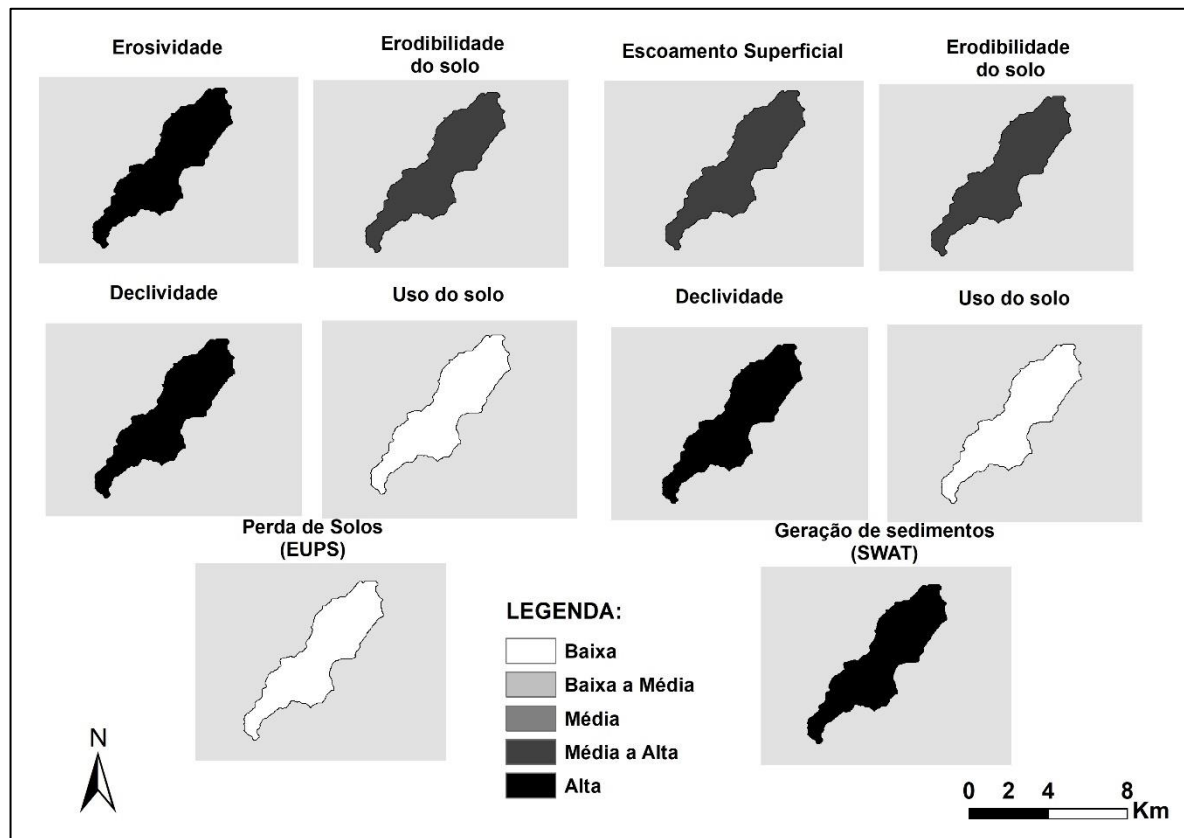
Nesse caso, dentre os fatores, a estimativa de escoamento superficial pode ser creditada ao fator de uso do solo, uma vez que a erodibilidade do solo e declividade da Sub-bacia foram consideradas Baixas.

Ao se analisar a Sub-bacia 71, referente as composições de cálculo do SWAT, é possível observar que apesar do uso do solo considerado Baixo, o fato do escoamento superficial considerado Médio a alto, assim como a erodibilidade do solo, e a declividade Alta, a geração de sedimentos foi estimada Alta. .

Essa sub-bacia localiza-se ao lado da Sub-bacia 84 apresentada na primeira análise, a jusante na BHAMRSMV, onde abriga o Ribeirão Crubixá-mirim, conforme Figura 22.

Similarmente para a EUPS, mesmo que considerados classe Alta os fatores Erosividade ($5.590,2 \text{ MJ.mm. ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) e Declividade e comprimento de rampa (5,4). Sendo ainda classe Médio a alto a erodibilidade do solo ($0,0215 \text{ Mg.h.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$), a simulação de perdas de solo (5,84 ton/ha.ano) acompanhou o fator de uso e ocupação do solo (0,01) com estimativa classificada Baixa.

Figura 22 - Índices e resultados de simulações na Sub-bacia 71 para modelagem pela EUPS e SWAT



Fonte: Elaborado pelo autor.

Arroio Junior (2013) realizou diagnóstico da produção e transporte de sedimentos na bacia do Rio Itaqueri (SP) e identificou que as áreas de maior produção de sedimentos ocorrem ao sul da bacia, seguindo a tendência observada na geração de escoamento superficial. O mesmo ainda identifica para a mesma região fatores contribuintes como maiores declives, solos de erodibilidade moderada a forte, e uso por pastagem e cana-de-açúcar, que possuem maiores perdas de solos se comparados com matas nativas.

Por sua vez Adriolo et al. (2008) aplicaram o SWAT na bacia do Rio Apucarinha, e identificaram que dentre 9 sub-bacias com maiores gerações de sedimentos, 4 eram também as maiores geradoras de escoamento superficial.

Entretanto, Wu e Chen (2012) aplicaram o SWAT para investigar a erosão do solo na bacia do Rio Leste na China, e identificaram que apesar das maiores precipitações e escoamentos superficiais ocorrerem a jusante, maiores valores de perda de solos foram constatados à montante, de forma que não apenas o escoamento superficial

influência de forma significativa, como também há influência substancial dos fatores K, SL, C, e P.

Sendo assim, a aplicação de ambos os modelos para a verificação qualitativa das áreas com maior perda de solos em uma bacia hidrográfica deve ser realizada com cautela. A EUPS fornece resultados mais próprios ao seu desenvolvimento original, para a predição anual de perda de solos, sem considerar o carreamento desses para os recursos hídricos ou suas deposições nas declividades dos terrenos. Essa equação apresentará resultados mais diretamente relacionados com o uso e ocupação do solo, e manejo do solo.

Enquanto isso, a aplicação do SWAT levará à identificação das regiões que mais contribuíram para o aporte de sedimentos para os recursos hídricos, considerando as retenções iniciais ao escoamento superficial (interceptação e infiltração) e efeitos da umidade do solo, e tendo sensibilidade mais significante para eventos hidrológicos, mas também considerando importantes os fatores de erodibilidade do solo, comprimento e declividade de rampa, e uso e ocupação do solo.

6. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Após analisar os desempenhos dos modelos EUPS e SWAT, conclui-se que:

A aplicação da EUPS apresentou maior sensibilidade, por análise qualitativa, para o fator de uso e ocupação do solo.

A aplicação de simulação do programa computacional SWAT por meio de análise qualitativa indicou sensibilidade ao escoamento superficial e ao uso e ocupação do solo.

Ambos os modelos EUPS e SWAT foram capazes de prever sub-bacias prioritárias para intervenções conservacionistas para prevenção de perda de solos.

As áreas com potencial perda de solo na bacia hidrográfica de estudo foram estimadas pela EUPS como sendo aquelas localizadas a montante, ao passo que o programa SWAT indicou áreas a montante, mas, evidenciando maiores perdas na região central.

Dessa forma foi possível constatar que os modelos, mesmo capazes de gerar informações de áreas prioritárias para conservação do solo, devem ser utilizados para as finalidades as quais foram desenvolvidos, ou seja, a EUPS para a análise da média anual de perda de solos em uma região, e o SWAT para a simulação de sedimentos gerados e carregados por bacias hidrográficas. A EUPS estima a perda de solo bruto, enquanto o SWAT indica regiões com maiores contribuições de sedimentos para os recursos hídricos.

Recomenda-se pesquisas futuras objetivando a análise dos níveis variáveis de sensibilidade dos fatores da EUPS, e da MUSLE no SWAT, capazes de indicar o grau de relação de cada termo com o resultado da equação de modelagem, que venham a evidenciar alternativas de especificidade na análise de perdas de solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRH – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECURSOS HÍDRICOS. **Sedimentos e meio ambiente**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 9., 1991. Rio de Janeiro, 1991.
- ABBASPOUR, K. C. **SWAT-CUP: SWAT calibration and uncertainty programs**. Duebenfort: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, 2015.
- ABDELWAHAB, O. M. M.; RICCI, G. F.; de GIROLAMO, A. M.; GENTILE, F. Modelling soil erosion in a Mediterranean watershed: comparison between SWAT and AnnAGNPS models. **Environmental Research**, v.166, p. 363–376, 2018.
- ADRIOLO, M. V.; SANTOS, I. dos; GIBERTONI, R. C.; CAMARGO, A. S. G. de. Calibração do modelo SWAT para a produção e transporte de sedimentos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE PEQUENAS E MEDIAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS, 6., 2008, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: Comitê brasileiro de barragens, 2008, v. 1, p. 1-17.
- AKSOY, H.; KAVVAS, M. L. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. **Catena**, v. 64, n. 2-3: p. 247-271, 2005.
- ALEWELL, C.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; PANAGOS, P. Using the USLE: chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International soil and water conservation research**, v. 7, n.3, p. 203-225, 2019.
- AN, L. S.; LIAO, K. H.; ZHOU, B. H.; PAN, W.; CHEN, Q. Global sensitivity analysis of the parameters of the Modified Universal Soil Loss Equation. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 14, n. 4, p. 505-514, 2016.
- ARAGÃO, R. de; CRUZ, M. A. S.; AMORIM, J. R. A. de; MENDONÇA, L. C.; FIGUEIREDO, E. E. de; SRINIVASAN, V. Análise da sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 37, n. 4, p. 1091-1102, 2013.
- ARAÚJO, F. S.; SALVIANO, A. A. C.; NETO, M. R. H. Estimativa da Erodibilidade de Latossolos do Piauí. **Scientia Plena**, v.7, n. 10, p. 100-201, 2011.
- ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.
- ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; GASSMAN, P. W.; ABBASPOUR, K. C.; WHITE, J. M.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R. D.; VAN GRIESVEN, A.; VAN LIEW, M. W.; KANNAN, N.; KA, M. K. SWAT: Model Use, Calibration and Validation. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 55, n. 4, p. 1491-1508, 2012.
- ARROIO JUNIOR, Paulo Ponce. **Avaliação da produção e transporte de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Itaqueri, municípios de Itirapina e Brotas (SP)**. 2013. 134 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia

Ambiental) – Programa de Pós-graduação Ciências da Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos (SP), 2013.

BAGARELLO, V.; Di STEFANO, C.; FERRO, V.; PAMPALONE, V. Predicting maximum annual values of event soil loss by USLE-type models. **Catena**, v. 155, p. 10-19, 2017.

BEASLEY, D. B.; HUGGINS, L. F.; MONKE, E. J. ANSWERS - a model for watershed planning. **Transactions of the ASAE**, v. 23, n.4, p. 938–944, 1980.

BERTANI, Gabriel. **Influência da expansão agrícola no escoamento superficial e na produção de sedimentos no cerrado do meio norte do Mato Grosso**. 2014. 113 f. Dissertação (Mestrado em sensoriamento remoto) – Programa de pós-graduação em Sensoriamento remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos (SP), 2014.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 8 ed. São Paulo: Ícone, 2012.

BLOISE, G. de L. F.; CARVALHO JÚNIOR, O. A. de; REATTO, A.; GUIMARÃES, R. F.; MARTINS, E. de S.; CARVALHO, A. P. F. de. **Boletim de pesquisa e desenvolvimento n. 14**: avaliação da suscetibilidade natural à erosão dos solos da Bacia do Olaria-DF. Planaltina: EMBRAPA Cerrados, 2001.

BOKAN, Lemma Tufa. **Simulation of sediment yield using the SWAT model**: a case of Kulekhani watershed, Nepal. 2015. 124 f. Dissertação (Mestrado em desenvolvimento de energia hidrelétrica) – Master program in hidropower development, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim (NOR), 2015.

BONUMÁ, N. B. **Modelagem do escoamento, da produção de sedimentos e da transferência de fósforo em bacia rural no sul do Brasil**. 136 f. 2011. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria (RS), 2011.

BRASIL. **Lei nº 9433**, de 8 de Janeiro de 1997. Institui a política nacional de recursos hídricos. Brasília, 8 de janeiro de 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>. Acesso em: 10 de out. de 2019.

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

BRESSIANI D A, Srinivasan R, Jones C A, Mendiondo E M. Effects of different spatial and temporal weather data resolutions on the streamflow modeling of a semi-arid basin, Northeast Brazil. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v., n. 3, p. 125–139, 2015b.

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

BRITO, Emília. **Estimativa da produção de sedimentos da Bacia do Rio Santa Maria da Vitória – Espírito Santo através do modelo matemático Soil and Water Assessment Tool (SWAT)**. 2015. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória (ES), 2015.

BUARQUE, Diogo Costa. **Simulação da geração e do transporte de sedimentos em grandes bacias: estudo de caso do Rio Madeira**. 2015. 182 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre (RS), 2015.

CARVALHO, D. F.; MONTEBELLER, C.A.; FRANCO, E.M.; VALCARCEL, R.; BERTOL, I. Padrões de precipitação e índices de erosividade para as chuvas de Seropédica e Nova Friburgo, RJ. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n.1, p. 7-14, 2005.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. 2º ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

CARVALHO, R. G. As bacias hidrográficas enquanto unidades de planejamento e zoneamento ambiental no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, n. 36, p. 26-43, 2014.

CARVALHO, Flávio Hermínio de. **Uso do modelo SWAT na estimativa da vazão e da produção de sedimentos em bacia agrícola do Cerrado brasileiro**. 2014.152 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Programa de Pós-graduação em Agronomia, Universidade de Brasília, Brasília (DF), 2014.

CASTRO, A. G.; VALÉRIO FILHO, M. Simulação da expectativa de perdas de solo em microbacia sob diferentes manejos florestais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, n. 3, 1997.

CHAGAS, C. S.; BHERING, S. B.; SILVA, E. F.; COELHO, M. R.; AMARAL, F. C. S.; ZARONI, M. J.; PEREIRA, N. R.; CARVALHO JÚNIOR, W.; GONÇALVES, A. O.; DART, R. O.; AGLIO, M. L. D.; LOPES, C. H. L.; DANIEL FILHO, A. C. B.; EARP, C. G. S. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, n. 181: zoneamento agroecológico do município de Dois Irmãos do Buriti - MS**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

CHAVES, H. M. L. **Estimativa da erosão atual e potencial no vale do São Francisco**: relatório final de consultoria. Brasília: CODEVASF, 1994.

CORRECHEL, Vladia. **Avaliação de índices de erodibilidade do solo através da técnica da análise da redistribuição do “fallout” do 137Cs**. 2013. 99 f. Tese (Doutorado em ciências) – Programa de Pós-graduação Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba (SP), 2003.

CORREIA, Tamíres Partélli. **Aplicação do modelo swat para simulação de cenários de uso da terra na bacia hidrográfica do Rio Jucu**. 2016. 91 f. Dissertação

(Mestrado em Ciências Florestais) – Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória (ES), 2016.

COSTA, Ana Lúcia Carneiro da. **Estudo da vulnerabilidade à erosão com a aplicação da Equação Universal de Perda de Solo na Alta Bacia Hidrográfica do Rio Jacaré Pepira, utilizando SIG/SPRING**. 2005. 168 f. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) – Programa de Pós-graduação em Geociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro (SP), 2005.

COUTO JÚNIOR, Antônio Aparecido. **Erosão hídrica e transporte de sedimentos na bacia do Ribeirão Cachoeirinha, Rio Claro (SP)**. 2016. 93 f. Dissertação (Mestrado em geociências e tecnologia) – Instituto de geociências e ciências exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro (SP), 2016.

CSMJ - CONSÓRCIO INTERMUNICIPAL DAS BACIAS DOS RIOS SANTA MARIA DA VITÓRIA E JUCU. **Diagnóstico e Plano Diretor das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu**. Vitória: CSMJ, 1997.

DALLA, Luiz Fernando Rambalducci. **Estimativas da produção de sedimentos nas bacias hidrográficas dos rios Santa Maria do Rio Doce e Santa Joana com utilização da EUPS**. 2011. 106 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Centro tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória (ES), 2011.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS-procedure for automatically calculating the USLE LS-factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51, n. 5, p. 427-433, 1996.

DJOUKBALA, O.; HASBAIA, M.; BENSELAMA, O.; MAZOUR, M. Comparison of the erosion prediction models from USLE, MUSLE, and RUSLE in Mediterranean watershed, case of Wadi Gazouana (N-W of Algeria). **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 5, n. 2, p. 725-743, 2018.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Súmula da 10ª Reunião Técnica de Levantamento de Solos**. Rio de Janeiro: Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, 1979.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/solos/sibcs/apresentacao>>. Acesso em: 10 jun. 2019.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Agência EMBRAPA de informação tecnológica**. Disponível em: <<http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/>>. Acesso em: 20 out. 2019.

ESRI. **ArcGIS maps for office (v4.0 Archive)**. Disponível em: <<https://doc.arcgis.com/pt-br/maps-for-office/4.0/design-and-use/esri-maps-and-arcgis.htm>>. Acesso em: 10 dez. 2019.

FAGUNDES, Hugo de Oliveira. **Modelagem hidrossedimentológica de grandes bacias com apoio de dados *in situ* e Sensoriamento Remoto**. 2018. 184 f. Dissertação (Mestrado em engenharia) – Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre (RS), 2018.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) – Managing systems at risk**. London: Food and Agriculture Organization of the United Nations and Earthscan, 2011.

FARINASSO, Miguel. **Avaliação qualitativa do potencial erosivo em grandes áreas por meio da EUPS - Equação universal de perdas de solos utilizando novas metodologias de SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba - PI**. 2005. 105 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Ciências Humanas, Universidade de Brasília, Brasília (DF), 2005.

FARINASSO, M.; CARVALHO JUNIOR, O. A. de; GUIMARÃES, R. F.; GOMES, R. A. T.; RAMOS, V. M. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS – Equação Universal de Perdas de Solos utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba – PI-MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 7, n. 2, p. 73-85, 2006.

FERNANDES, Josimar Gurgel. **Estimativa de vazão e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio São Francisco, utilizando o modelo SWAT**. 2015. 186 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife (PE), 2015.

FISTIKOGLU, O.; HARMANCIOOGLU, N.B. Integration of GIS and USLE in assessment of soil erosion. **Water Resources Management**, v. 16, n. 6, p. 447-467, 2003.

FOSTER, G. R.; McCOOL, K. G.; RENARD, K. G.; MOLDENHAUER, W. C. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 36, n. 6, p. 355-359, 1981.

FUKUNAGA, Danilo Costa. **Estimação de vazão em bacias hidrográficas do sul do Espírito Santo usando o SWAT**. 2012. 108 f. Tese (Mestrado em Ciências florestais) – Programa de Pós-graduação em Ciências florestais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória (ES), 2012.

GALHARTE, Caroline Alves. **Estimativa do Escorrimento Superficial e da Produção de Sedimentos em Áreas de Atividade Agropastoris, no Estado de São Paulo, em função de Uso e Cobertura de Solo**. 2011. 224 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos (SP), 2011.

GAONA, M. F. R.; OVEREEM, A.; LEIJNSE, H.; UIJLENHOET, R. Measurement and interpolation uncertainties in rainfall maps from cellular communication networks. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 19, n. 8, p. 3571-3584, 2015.

GEARH - Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos. **Enquadramento de corpos d'água como instrumento de planejamento para o desenvolvimento sustentável regional – Projeto deságua: relatório final do projeto nº 4**. Vitória: Chamada Pública MCT/FINEP/CT-HIDRO-GRH – 01/2004, 2008.

GEOBASES – SISTEMA INTEGRADO DE BASES GEOESPACIAIS DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO. **GEOBASES**. Disponível em: < <https://geobases.es.gov.br/>>. Acesso em: 15 mai. 2019.

GOMEZ, Javier Dario Pulido. **Estimativa de Erosão pela Equação Universal da Perda de Solo (USLE) e Transferência de Sedimentos Para todo Território Brasileiro**. 2012. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Departamento de solos e nutrição de plantas, Universidade de São Paulo, Piracicaba (SP), 2012.

GUIMARÃES, Camila Fonseca. **Simulação hidrológica e hidrossedimentológica em uma bacia com reservatórios com o modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT)**. 2016. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória (ES), 2016.

GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P. O. Status of automatic calibration for hydrologic models: comparison with multilevel expert calibration. **Journal of Hydrologic Eng.**, v. 4, n. 2, p. 135-143, 1999.

HIDROWEB. **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos**. Disponível em: < <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/apresentacao>>. Acesso em: 25 mai. 2018.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Solos 1:250.000**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/pedologia/10871-pedologia.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 15 mai. 2018.

EMA - INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Programa Reflorestar**. Disponível em: <<https://iema.es.gov.br/programa-reflorestar>>. Acesso em: 14 mai. 2018.

IEMA - INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Elaboração de Projeto Executivo para Enquadramento dos Corpos de Água em Classes e Plano de Bacia para os Rios Santa Maria da Vitória e Jucu – Relatório Técnico II – Volume I**. Vitória: Consórcio NIP S.A. – PROFILL, 2015.

INPE – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAS. **TOPODATA**: banco de dados geomorfométricos do Brasil. Disponível em: < <http://www.dsr.inpe.br/topodata/index.php>>. Acesso em: 20 de mai. 2018.

IROUMÉ, A.; CAREY, P.; BRONSTERT, A.; HUBER, A.; PALACIOS, H. GIS application of USLE and MUSLE to estimate erosion and suspended sediment load in experimental catchments, Valdivia, Chile. **Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia**, v. 34, n.2, 2011.

KINNELL, P.I.A. Runoff ratio as a factor in the empirical modeling of soil erosion by individual rainstorms. **Australian Journal of Soil Research**, v. 35, n.1, p. 1-13, 1997.

KINNELL, P. I. A.; RISSE, L. M. USLE-M: empirical modeling rainfall erosion through runoff and sediment concentration. **Soil science society of America journal**, v. 62, n. 6, p. 1667-1672, 1998.

KINNELL, P. I. A. Why the Universal Soil Loss Equation and the revised version of it do not predict event erosion well. **Hydrological Processes**, v. 19, n. 3, p. 851-854, 2005.

KINNELL, P. I. A. Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: a review. **Journal of hydrology**, v. 385, n. 1-4, p. 384-397, 2010.

KINNELL, P. I. A. Comparison between the USLE, the USLE-M and replicate plots to model rainfall erosion on bare fallow areas. **Catena**, v. 145, p. 39-46, 2016.

KINNELL, P. I. A.; WANG, J.; ZHENG, F. Comparison of the abilities of WEPP and the USLE-M to predict event soil loss on steep loessal slopes in China. **Catena**, n. 171, p. 99-106, 2018.

KNISEL, W. G. CREAMS: A Field Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems. **Conservation Research Report – USDA**, v. 26. 1980.

KOUCHI, D. H.; ESMAILI, K.; FARIDHOSSEINI, A.; SANAEINEJAD, S. H.; KHALILI, D.; ABBASPOUR, K. C. Sensitivity of calibrated parameters and water resource estimates on different objective functions and optimization algorithms. **Water**, v. 9, n. 6, p. 384, 2017.

KUWAJIMA, Julio Issao. **Análise do Modelo SWAT como ferramenta de prevenção e estimativa de assoreamento no Reservatório do Lobo (Itiripa/Brotas-SP)**. 2012. 158 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos (SP), 2012.

LAFLEN, J. M.; LANE, L. J.; FOSTER, G. R. WEPP: A new generation of erosion prediction technology. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 46, n. 1, p. 34–38, 1991.

LANZA, D. S. **Diagnóstico da erosão laminar na alta e média bacia do Rio Paraopeba**. 2011. 151 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-graduação do Departamento de Geografia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte (MG), 2011.

LEGATES, D. R.; McCABE, G. J. Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. **Water Resources Research**, v. 35, n. 1, p. 233-241, 1999.

LELIS, T. A.; CALIJURI, M. L.; SANTIAGO, A. F.; LIMA, D. C.; ROCHA, E. O. Análise de Sensibilidade e Calibração do Modelo SWAT Aplicado em Bacia Hidrográfica da Região Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 2, p. 623–634, 2012.

LEPRUN, J. C. **A erosão, a conservação e o manejo do solo no Nordeste Brasileiro**. Recife: Ministério do Interior, 1981.

LESSA, Luís Gustavo Frediani. **Simulação da Produção de Sedimentos na Bacia Hidrográfica do Rio Pardo – Botucatu – SP, por Modelagem Hidrológica**. 2011. 158 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu (SP), 2011.

LIMA, J.M.; CURI, N.; RESENDE, M.; SANTANA, D.P. Dispersão do material de solo em água para avaliação indireta da erodibilidade em Latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 14, n. 1, p. 85-90, 1990.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, v. 51, n. 2, p. 189-196, 1992.

MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A. Simulação da Produção de Sedimentos para a Microbacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 735-741, 2003.

MAGALHÃES JR., A. P. **Indicadores Ambientais e Recursos Hídricos**: realidade e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007.

MARTINS, Sérgio Gualberto. **Erosão Hídrica em Povoamento de Eucalipto Sobre Solos Coesos nos Tabuleiros Costeiros, ES**. 2005. 120 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Programa de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal de Lavras, Lavras (MG), 2005.

MARTINS, S. G.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; NORTON, L. D.; FONSECA, S. Rainfall erosivity and rainfall return period in the experimental watershed of Aracruz, in the coastal plain of Espírito Santo, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 999–1004, 2010.

McCOOL, D. K.; FOSTER, G. R.; MUTCHLER, C. K.; MEYER, L. D. Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, v. 32, n. 5, p. 1571-1576, 1989.

MEDEIROS, I. C. de; COSTA SILVA, J. F. C. B. da; SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. Run-of-erosion modelling and water balance in the Epitácio Pessoa Dam river basin, Paraíba State in Brazil. **International journal of environmental science and technology**, v. 16, n. 7, p. 3035-3048, 2019.

MELLO, C. R.; LIMA, J. M.; SILVA, A. M.; MELLO, J. M.; OLIVEIRA, M. S. Krigagem e Inverso do Quadrado da distância para interpolação dos parâmetros da equação de chuvas intensas. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 27, n. 5, p. 925-933, 2003.

MELLO, G. de; BUENO, C. R. P.; PEREIRA, G. T. Variabilidade espacial de perdas de solo, do potencial natural e risco de erosão em áreas intensamente cultivadas. **Revista brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 315–322, 2006.

MELLO, C. R.; VIOLA, M. R.; CURI, N.; SILVA, A. M. da. Distribuição espacial da precipitação e da erosividade da chuva mensal e anual no estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 36, n.6, p. 1878-1891, 2012.

MERRIT, W. S.; LETCHER, R. A.; JAKEMAN, A. J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling & Software**, v. 18, n. 8-9, p. 761-799, 2003.

MIGUEL, Pablo. **Caracterização pedológica, uso da terra e modelagem da perda de solos em áreas de encosta do rebordo do planalto do RS**. 2010. 112 f. Dissertação (Mestrado em processos físicos e morfogênicos do solo) - Programa de

pós graduação em ciência do solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria (RS), 2010.

MONTEBELLER, Claudinei Antonio. **Variabilidade espacial do potencial erosivo das chuvas no Estado do Rio de Janeiro**. 2005. 115 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica (RJ), 2005.

MOORE, I. D.; WILSON, J. P. Length-slope factors for the revised universal soil loss equation: simplified method of estimation. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 47, n. 5, p. 423–428, 1992.

MOREIRA, M. C.; CECÍLIO, R. A.; PEZZOPANE, J. E. M.; PRUSKI, F. F.; FUKUNAGA, D. C. Programa computacional para estimativa da erosividade da chuva no Espírito Santo. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 20, n. 4, p. 350-356, 2012.

MOREIRA, Giselle Lemos. **Evolução comparativa do uso e ocupação da terra em bacia hidrográfica**. 2017. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória (ES), 2017.

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. 3 ed. Oxford: Blackwell Publishing Ltd, 2005.

MORGAN, R. P. C.; NEARING, M. A. **Handbook of Erosion Modelling**. Chichester: John Wiley and Sons, 2011.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; Van LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **American society of agricultural and biological engineers**, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.

NEARING, M. Comments on 'USLE-M: empirical modeling rainfall erosion through runoff and sediment concentration. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, 2000.

NEARING, M. A.; YIN, S.; BORRELI, P.; POLYAKOV, V. O. Rainfall erosivity: an historical review. **Catena**, v. 157, p. 357-362, 2017.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J. R. **Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009**. Texas Water Resources Institute, 2011.

ODONGO, V. O.; ONYANDO, J. O.; MUTUA, B. M.; OEL, P. R. van; BECHT, R. Sensitivity analysis and calibration of the Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE) for the upper Malewa Catchment, Kenya. **International journal of sediment research**, v. 28, n.3, p. 368-383, 2013.

OLIVEIRA, Juliana Aparecida. **Análise da perda de solo na bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão, São Carlos (SP)**. 2011. 91 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia de Energia) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Energia, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá (MG), 2011.

OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M. A. Rainfall erosivity in Brazil: a review. **Catena**, n. 100, p. 139-147, 2012.

OLIVEIRA, J. A., DOMINGUEZ, J. M. L., NEARING, M. A., OLIVEIRA, P. T. S. A GIS-based procedure for automatically calculating soil loss from the Universal Soil Loss Equation: GISus-M. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 31, n. 6, p. 907-917, 2015.

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; POESEN, J.; BALLABIO, C.; LUGATO, E.; MEUSBURGER, K.; MONTANARELLA, L.; ALEWELL, C. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. **Environmental science e Policy**, v. 54, p. 438-447, 2015.

PANDEY, A.; HIMANSHU, S. K.; MISHRA, S. K.; SINGH, V. P. Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. **Catena**, n. 147, p. 595-620, 2016.

PAUL, M.; NEGAHBAN-AZAR, M. Sensitivity and uncertainty analysis for streamflow prediction using multiple optimization algorithms and objective functions: San Joaquin Watershed, California. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 4, n. 4, p. 1509-1525, 2018.

PEREIRA, Donizete dos Reis. **Simulação hidrológica na bacia hidrográfica do rio Pomba usando o modelo SWAT**. 2013. 126 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa (MG), 2013.

PEREIRA, M. R. D.; SANTOS, A. A. dos; SOUSA, S. B. de. Aplicação da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) na previsão a erosão hídrica na bacia hidrográfica do Córrego Francisquinha – Porto Nacional – TO. **Revista Tocantinense de Geografia**, v. 6, n. 10, p. 100-112, 2017.

PEREIRA, L. C.; TÔSTO, S. G.; ROMEIRO, A. R. Uso das terras: perdas de solo por erosão e valoração econômica. In: _____. **Terra – mudanças climáticas e biodiversidade**. Ituiutaba (MG): Barlavento, 2019, p. 929-943.

PIMENTA, M.T. **Diretrizes para a aplicação da equação universal de perdas dos solos em SIG: fator de cultura C e fator de erodibilidade do solo K**. Lisboa: INAG/DSRH, 1998.

PINHEIRO, Everton Alves Rodrigues. **Produção de sedimentos em diferentes escalas espaciais: o caso da bacia do Rio Jaguaribe-CE**. 2013. 79 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza (CE), 2013.

PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D.; ANDRADE, A. G. de. **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010.

QUINTO, V. M.; LIMA, J. S. de S.; FIEDLER, N. C.; THULER, L. H. de M. Análise espaço-temporal do potencial erosivo anual da chuva no estado do Espírito Santo. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 4, p. 189-196, 2013.

QUINTO, Vagner Mauri. **Pagamento por serviços ambientais e índice de recuperação de áreas na bacia hidrográfica sob influência da pequena central hidrelétrica de São Simão, Alegre, ES**. 2018. 103 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa (MG), 2018.

REFSGAARD, J. C. Parameterisation, calibration, and validation of distributed hydrological models. **Journal of Hydrology**, v. 198, n. 1-4, p. 69-97, 1997.

RICKSON, R. J. Can control of soil erosion mitigate water pollution by sediments?. **Science of the total environment**, v. 468-469, p. 1187-1197, 2014.

SADEGHI, S. H. R.; GHOLAMI, L.; KHALEDI DARVISHAN, A.; SAEIDI, P. A review of the application of the MUSLE model worldwide. **Hydrological Sciences Journal**, v. 59, n. 2, p. 365-375, 2014.

SANTHI, C; ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; DUGAS, W. A.; SRINIVASAN, R.; HAUK, L. M. Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. **Journal of American Water Resources Association**, v. 37, n. 5, p. 1169-1188, 2001.

SARI, Vanessa. **Monitoramento e modelagem da produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica no Noroeste do Rio Grande do Sul**. 2017. 214 f. Tese (Doutorado em Recursos hídricos) – Programa de Pós-graduação em Recursos hídricos e Saneamento ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre (RS), 2017.

SAVABI, M. R. Modeling subsurface drainage and surface runoff with WEPP. **Journal of irrigation and drainage engineering**, v. 119, n. 5, p. 801-813, 1993.

SEPLAN – SECRETARIA ESTADUAL DE PLANEJAMENTO. **Zonas naturais do Espírito Santo: uma regionalização do Estado, das microrregiões e dos municípios**. Vitória: Governo do Estado, 1999. Disponível em: <<https://meteorologia.incaper.es.gov.br/Media/Hidrometeorologia/documentos/clima-dos-municipios.pdf#page=53>>. Acesso em: 15 out. 2018.

SHEN, Z. Y.; GONG, Y. W.; LI, Y. H.; HONG, Q.; XU, L.; LIU, R. M. A comparison of WEPP and SWAT for modeling soil erosion of the Zhangjiachong watershed in the Three gorges reservoir area. **Agricultural water management**, v. 96, n. 10, p. 1435-1442, 2009.

SILVA, A. M. da. Rainfall erosivity map for Brazil. **Catena**, v. 57, p. 251–259, 2004.

SILVA, A. M.; ALVARES, C. A. Levantamento de informações e estruturação de um banco dados sobre a erodibilidade de classes de solos no estado de São Paulo. **Geociências**, v. 24, n. 1, p. 33-41, 2005.

SILVA, A. M. da; SILVA, M. L. N.; CURTI, N.; AVANZI, J. C.; FERREIRA, M. M. Erosividade da chuva e erodibilidade de cambissolo e latossolo na região de Lavras, sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 6, p. 1811-1820, 2009.

SILVA, F. G. B. da; MINOTTI, R. T.; LOMBARDI NETO, F.; PRIMAVESI, O.; CRESTANA, S. Previsão de perda de solo na Fazenda Canchim – SP (EMBRAPA)

utilizando geoprocessamento e o USLE-2D. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n.2, p. 141-148, 2010.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; MONTENEGRO, S. M. G. L. Identification of critical erosion prone areas and estimation of natural potential for erosion using GIS and Remote Sensing. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 65, n. 2, p. 125-136, 2013a.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, V. C. L.; SILVA, L. P. Erosivity, surface runoff, and soil erosion estimation using GIS-coupled runoff-erosion model in the Mamuaba catchment, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 8, p. 8977-8990, 2013b.

SILVA, Antonio Kledson Leal. **Impacto da expansão da palma de óleo sobre o escoamento superficial e produção de sedimentos nas sub-bacias hidrográficas não monitoradas dos rios Bujaru e Mariquita no nordeste do estado do Pará, Amazônia oriental**. 2016. 325 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental – Universidade de São Paulo, 2016.

STEIN, D.P.; DONZELLI, P.; GIMENEZ, A.F.; PONÇANO, W.L.; LOMBARDI NETO, F. Potencial de erosão laminar natural e antrópica na bacia do Peixe-Parapanema. 1987. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSÃO, 4., 1987. **Anais...** Marília: ABGE, 1987, p. 105-135.

TEIXEIRA, Laíza Fernanda Curti. **Análise de sensibilidade de parâmetros do modelo hidrológico SWAT em função de diferentes características de bacias hidrográficas**. 2017. 132 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória (ES), 2017.

TOMAZONI, J.C.; MANTOVANI, L E.; BITTENCOURT, A.V.L.; ROSA FILHO, E.F. A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na bacia do Rio Anta Gorda (PR). **Estudos Geográficos**, v. 3, n. 1, p. 1-21, 2005.

TRINDADE, A. L. F.; OLIVEIRA, P. T. S. de; ANACHE, J. M. A.; WENDLAND, E. Variabilidade espacial da erosividade das chuvas no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 12, p. 1918-1928, 2016.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. 2. ed. Porto Alegre: Ed. da UFRGS/ABRH, 2005. 678 p.

TUCCI, C. E. M.; MENDES, C. A. **Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006.

TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: Ed. da UFRGS/ABRH, 2015.

UZEIKA, Talita. **Aplicabilidade do Modelo SWAT na Simulação da Produção de Sedimentos em uma Pequena Bacia Hidrográfica Rural**. 2009. 144 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre (RS), 2009.

VAL, L. A.; BAHIA, V. G.; FREIRE, J. C.; DIAS Júnior, M. S. Erosividade das chuvas em Lavras, MG. **Ciência e Prática**, v. 10, n. 2, p. 199–209, 1986.

Van LIEW, M. W.; ARNOLD, J. G.; GARBRECHT, J. D. Hydrologic simulation on agricultural watersheds: choosing between two models. **Transactions of the ASAE**, v. 46, n. 6, p. 1539-1551, 2003.

VIANA, J. F. de S.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SILVA, B. B. da; SILVA, R. M. da; SRINIVASAN, R. SWAT parameterization for identification of critical erosion watersheds in the Pirapama river basin, Brazil. **Journal of urban and environmental engineering**, v. 13, n. 1, p. 42-58, 2019.

WAGNER, C. S.; MASSAMBANI, O. Analysis of the Wischmeier and Smith rainfall intensity-kinetic energy relationship and its applicability for São Paulo (Brazil) region. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 12, p. 197-203, 1988.

WEILL, M. de A. M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba-SP): Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidades dos fatores do modelo EUPS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 801-814, 2008.

WHEATER, H.S.; JAKEMAN, A.J.; BEVEN, K.J. Progress and directions in rainfall-runoff modelling. In: JAKEMAN, A. J.; BECK, M. B.; McALEER, M. J. (Org.). **Modelling Change in Environmental Systems**. Chichester: John Wiley and Sons, 1993.

WILLIAMS, J. R. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In: US Department of Agriculture. **Present and perspective technology for predicting sediment yield and sources**, 1 ed. Oxford: USDA, 1975. p. 244-252.

WILLIAMS, J. R.; BERNDT, H. D. Sediment yield prediction based on watershed hydrology. **Transactions of the ASAE**, v. 20, n.6, p. 1100-1104, 1977.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Rainfall energy and its relationship to soil loss. **Transactions American Geophysical Union**, v. 39, n. 2, p. 285-291, 1958.

WISCHMEIER, W. H. A rainfall erosion index for a universal soil loss equation. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 23, n. 3, p. 322–326, 1959.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains**. Agriculture Handbook n. 282. Washington: US Department of Agriculture, 1965.

WISCHMEIER, W.H. et al. A soil erodibility nomogram for farmland and construction sites. **Journal of Soil Water Conservation**, v. 26, n. 5, p. 189-193, 1971.

WISCHMEIER, W. H. The use and misuse of the universal soil loss equation. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 31, p. 5–9, 1976.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning**. Agriculture Handbook n. 537. Washington: US Department of Agriculture Science and Education Administration, 1978.

WU, Y.; CHEN, J. Modeling of soil erosion and sediment transport in the East River Basin in southern China. **Science of the total environment**, v. 441, p. 159-168, 2012.

ZANANDREA, F.; KOBAYAMA, M.; MICHEL, G. P. Conectividade hidrossedimentológica: uma abordagem conceitual. In: Simpósio brasileiro de Recursos Hídricos, n. 12, 2017, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis (SC): SBRH, 2017. Disponível em: <<http://anais.abrh.org.br/works/2423>>. Acesso em: 01 nov. 2019.

ZARONI, M. J.; PEREIRA, N. R.; CHAGAS, C. da S.; BHERING, S. B.; CARVALHO Júnior, W. de; AMARAL, F. C. S. do; GONÇALVES, A. O.; DART, R. de O.; AGLIO, M. L. D.; AMORIM, A. M.; LOPES, C. H. L. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento n. 179**: Zoneamento Agroecológico do Município de Rio Verde de Mato Grosso – MS. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

ZHANG, H.; YANG, Q.; LI, R.; LIU, Q.; MOORE, D.; HE, P.; RITSEMA, C. J.; GEISSEN, V. Extension of a GIS procedure for calculating the RUSLE equation LS factor. **Computers & Geosciences**, v. 52, p. 177-188, 2013.

ZHANG, H.; WEI, J.; YANG, Q.; BAARTMAN, J. E. M.; GAI, L.; YANG, X.; LI, S.; YU, J.; RITSEMA, C.; GEISSEN, V. An improved method for calculating slope length (λ) and the LS parameters of the Revised Universal Soil Loss Equation for large watersheds. **Geoderma**, v. 308, p. 36-45, 2017.