

DAVID RAFAEL QUINTÃO ROSA

**MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA NA BACIA HIDROGRÁFICA
DO RIO POMBA UTILIZANDO O SWAT**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS-BRASIL
2016

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

R788m
2016 Rosa, David Rafael Quintão, 1985-
Modelagem hidrossedimentológica na bacia hidrográfica do
rio Pomba utilizando o SWAT / David Rafael Quintão Rosa. –
Viçosa, MG, 2016.
xiv, 111f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Mauro Aparecido Martinez.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f.90-104.

1. Sedimentos. 2. Transporte de sedimentos. 3. Pomba, Rio,
Bacia (MG). 4. Bacias hidrográficas - Modelos matemáticos.
5. Solos - Uso. 6. Simulação por computador. 7. SWAT
(Programa de computador). I. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de
Pós-graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 551.353

DAVID RAFAEL QUINTÃO ROSA

**MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA NA BACIA HIDROGRÁFICA
DO RIO POMBA UTILIZANDO O SWAT**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Aprovada: 23 de fevereiro de 2016.

Celso Bandeira de Melo Ribeiro

Donizete dos Reis Pereira

Raphael Bragança Alves Fernandes

Silvio Bueno Pereira

Mauro Aparecido Martinez
(Orientador)

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela saúde e paz necessária durante os momentos vividos, neste curso.

Aos meus pais, Juca e Neuza, pelo exemplo, cuidado, carinho, dedicação e por sempre acreditarem na minha capacidade.

À Valéria, que sempre esteve ao meu lado em todos os momentos desta caminhada.

Ao meu irmão Danilo, pela torcida e companheirismo.

A toda a minha família, pela torcida, pelo apoio e pelos momentos vividos.

Ao professor Mauro Aparecido Martinez, pela orientação, apoio, paciência, ensinamentos e confiança.

Aos professores Demetrius David da Silva e Fernando Falco Pruski, pelos conselhos, pela atenção e por sempre estarem dispostos a me ajudar.

À Universidade Federal de Viçosa, por intermédio do Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização deste curso.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos.

Aos amigos de pós-graduação, Micael, Rafael, Felipe, Tarcila, Camila, Rayssa, Cássio, Luan, Nayara e Laura.

Ao Professor Donizete dos Reis Pereira sem o qual não seria possível a realização deste trabalho.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola, em especial ao Chicão, por sempre estar disposto a ajudar.

Enfim, a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

BIOGRAFIA

David Rafael Quintão Rosa, filho de José Basílio Rosa e Maria Neuza Quintão Reis Rosa, nasceu na cidade de Ponte Nova, estado de Minas Gerais, em 8 de julho de 1985.

Em março de 2004, ingressou no curso de Engenharia Agrícola e Ambiental na Universidade Federal de Viçosa (UFV), graduando-se em julho de 2009.

Em agosto de 2010, iniciou o curso de Mestrado em Engenharia Agrícola, na área de Recursos Hídricos e Ambientais, no Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, defendendo a dissertação em julho de 2012.

Em agosto de 2012, iniciou o Doutorado em Engenharia Agrícola, na área de Recursos Hídricos e Ambientais, no Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, defendendo a tese em fevereiro de 2016.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VI
LISTA DE TABELAS	IX
RESUMO.....	XI
ABSTRACT	XIII
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	2
2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	2
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	3
3.1. PRODUÇÃO E TRANSPORTE DE SEDIMENTOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA....	3
3.2. CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS EM UM CURSO D' ÁGUA.....	6
3.2.1. CURVA CHAVE DE SEDIMENTOS	10
3.3. MODELAGEM HIDROSSEDIMENTOLÓGICA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	12
3.4. APLICAÇÃO DO MODELO SWAT NA MODELAGEM HIDROSSEDIMENTOLÓGICA	13
3.4.1. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DOS PARÂMETROS DO MODELO SWAT	15
3.4.2. EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO MODIFICADA (MUSLE).....	17
3.4.3. ERODIBILIDADE DO SOLO (K).....	19
3.4.4. FATOR DE COBERTURA DO SOLO (C_{USLE}).....	20
3.4.5. FATOR DE PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS (P_{USLE})	20
3.4.6. FATOR TOPOGRÁFICO (LS)	21
3.4.7. FATOR DE FRAGMENTAÇÃO ESPARSA (CFRG).....	22
3.4.8. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E CALIBRAÇÃO DOS PARÂMETROS DA MUSLE	22
3.4.9. VANTAGENS E LIMITAÇÕES DA UTILIZAÇÃO DA MUSLE EM BACIAS HIDROGRÁFICAS	23
3. MATERIAIS E MÉTODOS	25
4.1. DESCRIÇÃO DO MODELO SWAT	25
4.1.1. COMPONENTES DO MODELO SWAT	26
BALANÇO HÍDRICO	26
ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	26
ESCOAMENTO SUBTERRÂNEO.....	28

EVAPOTRANSPIRAÇÃO	29
CLIMA	29
PROPAGAÇÃO DA VAZÃO SÓLIDA NO CANAL	29
4.2. ÁREA UTILIZADA NO ESTUDO	31
4.3. BASE DE DADOS NECESSÁRIA PARA APLICAÇÃO DO SWAT	32
4.3.1. MODELO DIGITAL DE ELEVAÇÃO E DEFINIÇÃO DO NÚMERO DE SUB-BACIAS UTILIZADAS NA MODELAGEM	33
4.3.2. DADOS PEDOLÓGICOS.....	36
4.3.3. USO E COBERTURA DO SOLO.....	39
4.3.4. DEFINIÇÃO DAS UNIDADES DE RESPOSTA HIDROLÓGICA (HRU).....	41
4.3.5. DADOS CLIMÁTICOS.....	42
4.3.6. SEDIMENTOS.....	45
4.3.6.1. CURVA CHAVE DE SEDIMENTOS PARA A BACIA DO RIO POMBA 46	
4.3.7. VAZÃO.....	47
4.4. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DOS PARÂMETROS DO SWAT RELACIONADOS COM A PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS	49
4.5. CALIBRAÇÃO	52
4.6. VALIDAÇÃO	52
4.7. ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	53
4.8. MUDANÇAS NO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	55
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
5.1. CURVA CHAVE DE SEDIMENTOS.....	58
5.2. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE	61
5.3. CALIBRAÇÃO	63
5.4. VALIDAÇÃO	71
5.4.1. VALIDAÇÃO DO MODELO PARA SEÇÃO DE CONTROLE EM CATAGUASES (<i>SPLIT SAMPLE</i>).....	71
.....	73
5.4.2. VALIDAÇÃO DO MODELO EM ÁREAS DE DRENAGEM À MONTANTE DA SEÇÃO DE CALIBRAÇÃO.....	75
5.5. SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS DE USO DO SOLO	82
5.5.1. CENÁRIO I: SUBSTITUIÇÃO DE ÁREAS DE PASTAGENS POR REFLORESTAMENTO	82
5.5.2. CENÁRIO II: SUBSTITUIÇÃO DE ÁREAS DE PASTAGENS POR AGRICULTURA..	85
6. CONCLUSÕES.....	88
8. LITERATURA CITADA.....	90

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Representação esquemática das informações de entrada e das saídas geradas nas simulações realizadas pelo modelo SWAT.	25
Figura 2. Localização da bacia hidrográfica do Rio Pomba no contexto nacional.	32
Figura 3. Modelo Digital de Elevação hidrograficamente consistente (MDEHC) para a bacia hidrográfica do Rio Pomba.	34
Figura 4. Esquema utilizado no processamento e condicionamento do MDE.	35
Figura 5. Sub-bacias geradas pelo modelo SWAT para a bacia hidrográfica do rio Pomba.	36
Figura 6. Mapa de solos da bacia hidrográfica do rio Pomba.	37
Figura 7. Mapa uso e ocupação de solo da bacia hidrográfica do Rio Pomba.	40
Figura 8. Distribuição espacial das estações pluviométricas.	44
Figura 9. Distribuição espacial das estações climatológicas.	45
Figura 10. Distribuição espacial dos postos sedimentométricos localizados no interior	46
Figura 11. Distribuição espacial das estações fluviométricas na bacia do Rio Pomba.	48
Figura 12. Área de drenagem utilizada na análise de sensibilidade do SWAT.	49
Figura 13. Seções utilizadas para a calibração e validação do SWAT.	53
Figura 14. Área de drenagem utilizada na simulação de cenários de uso e ocupação do solo na bacia do rio Pomba.	56
Figura 15. Relação entre a vazão medida no momento da coleta de sedimentos e a vazão medida sistematicamente na estação fluviométrica. .	60
Figura 16. Curva chave de sedimentos para a estação fluviométrica de Cataguases.	61
Figura 17. Ranking de sensibilidade do modelo SWAT aos seus parâmetros de entrada.	62

Figura 18. Hidrogramas para vazões estimadas pelo SWAT e observadas para o período de calibração do modelo na estação fluviométrica de Cataguases.	66
Figura 19. Concentrações de sedimentos observadas e simuladas pelo SWAT para o período de calibração do modelo, na estação fluviométrica de Cataguases.	68
Figura 20. Estimativa da produção anual de sedimento e lâmina média de escoamento superficial para as sub-bacias utilizadas na calibração.....	69
Figura 21. Distribuição espacial da produção de sedimentos para o período de calibração do modelo.....	70
Figura 22. Hidrogramas das vazões estimadas e observadas para o período de 2000 a 2004 na estação fluviométrica de Cataguases.	72
Figura 23. Concentrações de sedimentos observadas e simuladas para o período de 2000 a 2004, na estação fluviométrica de Cataguases.	73
Figura 24. Estimativa da produção anual de sedimento e lâmina média de escoamento superficial para as sub-bacias localizada na área de drenagem de Cataguases.	74
Figura 25. Distribuição espacial da produção de sedimentos para o período de 2000 a 2004.....	75
Figura 26. Hidrogramas para vazões estimadas e observadas para o período de 1995 a 2004 na estação fluviométrica Barra do Xopotó.	77
Figura 27. Hidrogramas para vazões estimadas e observadas para o período de 1995 a 2004 na estação fluviométrica Usina Maurício.	79
Figura 28. Concentrações de sedimentos observadas e simuladas para o período de 1995 a 2004 na estação fluviométrica Barra do Xopotó.	80
Figura 29. Concentrações de sedimentos observadas e simuladas para o período de 1995 a 2004 na estação fluviométrica Usina Maurício.	81
Figura 30. Concentrações de sedimentos observadas e simuladas para os Cenários I e atual na estação fluviométrica Usina Maurício	83
Figura 31. Diagrama de dispersão entre as concentrações de sedimentos simuladas para o Cenário I e o atual, na estação fluviométrica Usina Maurício, para o período de 1995 a 2004.	84

Figura 32. Concentrações de sedimentos observadas e simuladas para o período de 1995 a 2004 na estação fluviométrica Usina Maurício: Cenário II e atual.....	85
Figura 33. Diagrama de dispersão entre as concentrações de sedimentos simuladas para o período de 1995 a 2004 na estação fluviométrica Usina Maurício: Cenário II e atual.....	86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Síntese dos métodos de medição de descarga sólida em suspensão, conforme Carvalho (1994).	8
Tabela 2. Síntese dos métodos de medição de descarga sólida em arrasto, conforme Carvalho (1994).	9
Tabela 3. Parâmetros de maior sensibilidade no SWAT, de acordo com a literatura	15
Tabela 4. Valor de P_{USLE} e comprimento máximo de rampa para cultivos em contorno.	21
Tabela 5. Parâmetros relativos aos tipos de solo necessários ao SWAT	37
Tabela 6. Porcentagens de área para cada tipo de uso do solo.	40
Tabela 7. Variáveis e seus respectivos valores substituídos na base de dados do modelo.....	41
Tabela 8. Informações sobre as estações pluviométricas utilizados no presente trabalho.....	43
Tabela 9. Principais informações sobre as estações climatológicas.	45
Tabela 10. Principais informações sobre os postos sedimentométricos utilizados no estudo.....	46
Tabela 11. Principais informações sobre os postos fluviométricos utilizados neste estudo.....	48
Tabela 12. Informações das sub-bacias utilizadas na análise de sensibilidade	50
Tabela 13. Parâmetro calibrava do processo de produção de sedimentos para fins de análise de sensibilidade	51
Tabela 14. Classificação de desempenho em função de intervalos de classe de E_{NS} , PBIAS e R^2 , segundo Moriasi et al. (2007).....	55
Tabela 15. Porcentagens de áreas ocupadas por tipo de uso na área de drenagem da estação Fluviométrica Usina Maurício para o cenário atual e para o Cenário I.....	56

Tabela 16. Porcentagens de áreas ocupadas por tipo de uso na área de drenagem da estação Fluviométrica Usina Mauricio, para o cenário atual e para o Cenário II	57
Tabela 17. Valores de vazão e concentração de sedimentos utilizados para a obtenção da curva chave de concentração de sedimentos para a estação fluviométrica da Cataguases.....	58
Tabela 18. Valores dos coeficientes estatísticos referentes ao período utilizado para a calibração dos parâmetros do modelo	64
Tabela 19. Valores dos coeficientes estatísticos referentes ao período utilizado para a validação, segundo o teste split sample.....	71
Tabela 20. Valores dos coeficientes estatísticos referentes ao período de 1995 a 2004 para áreas de drenagem de Barra do Xopotó e Usina Maurício	76

RESUMO

ROSA, David Rafael Quintão, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Fevereiro de 2016. **Modelagem hidrossedimentológica na bacia hidrográfica do Rio Pomba utilizando o Swat**. Orientador: Mauro Aparecido Martinez. Coorientadores: Fernando Falco Pruski e Demetrius David da Silva.

O excesso de sedimentos presentes nos cursos d' água pode ocasionar prejuízos ambientais, econômicos e sociais. Portanto, ferramentas computacionais capazes de simular adequadamente todos os processos relacionados à produção, transporte e deposição de sedimentos são considerados atualmente essenciais para o adequado planejamento e gestão de bacias hidrográficas. Desta forma, objetivou-se avaliar o desempenho do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na estimativa da produção e transporte de sedimentos e também na avaliação dos impactos de possíveis mudanças no uso do solo na produção de sedimentos em condições edafoclimáticas de uma bacia hidrográfica do sudeste brasileiro. As informações necessárias para a representação da bacia do Rio Pomba utilizadas para a aplicação do SWAT foram o Modelo Digital de Elevação hidrograficamente consistente (MDEHC), os mapas de solo e de seu uso, dados de precipitação, vazão e de concentração de sedimentos em suspensão, disponibilizados pela ANA (Agência Nacional de Águas), dados climáticos, disponibilizados pelo INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), e informações de solo obtidos no projeto RADAMBRASIL. Foi necessária a utilização de uma curva-chave de sedimentos para a geração da série contínua de concentração de sedimentos. Foi realizada a análise de sensibilidade para identificar entre os parâmetros do modelo aqueles que mais interferem no seu desempenho. Na sequência, o modelo foi calibrado para a vazão e concentração de sedimentos em suspensão, tendo como seção de controle a estação fluviométrica denominada Cataguases (58770000), utilizando o período de 01/01/1995 a 31/12/1999. Para a validação, foram empregados dois testes distintos: *split sample test* e *proxy basin test*. Com o intuito de avaliar a capacidade de utilização do modelo

como ferramenta para prever impactos de possíveis mudanças no uso do solo na produção de sedimentos, foram simulados dois cenários: Cenário I: constituiu-se da substituição de área de pastagens por reflorestamento, prevendo um crescimento de 5% ao ano da área de reflorestamento em um período de 10 anos; Cenário II: constituiu-se da substituição de área de pastagens por agricultura, prevendo uma porcentagem de crescimento de 12% ao ano para o mesmo período utilizado no Cenário I. Ambos os cenários hipotéticos foram aplicados na área de drenagem referente à estação fluviométrica, denominada Usina Maurício, localizada a montante da seção de calibração. As análises estatísticas feitas para avaliar o desempenho do modelo nas etapas de calibração e validação foram o coeficiente de Nash e Sutcliffe (E_{NS}) e o percentual de viés das vazões e concentrações de sedimento em suspensão simuladas em relação às observadas (P_{BIAS}). Os resultados permitiram constatar que: a) os parâmetros para quais o modelo apresentou maior sensibilidade foram: número da curva inicial para a condição de umidade ACMII (CN2); armazenamento de água no solo (SOL_AWC); tempo de retardo do escoamento superficial direto (SURLAG); fator de práticas de manejo da USLE (USLE_P); declividade média da sub-bacia (SLOPE); coeficiente linear de fluxo de sedimentos (SPCON); condutividade hidráulica do solo saturado (SOL_K); e profundidade da camada de solo (SOL_Z); b) o modelo SWAT pode ser aplicado para simulação hidrossedimentológica na mesma seção de calibração, utilizando uma série temporal de dados diferente; c) o modelo SWAT pode ser aplicado para simulação hidrossedimentológica em seções a montante das quais foi calibrado, porém com características edafoclimáticas semelhantes à área de drenagem utilizada na calibração; d) na simulação de cenários hipotéticos de uso do solo, a substituição de áreas de pastagem por reflorestamento provocou uma redução na concentração média anual de sedimentos em suspensão. Entretanto, a substituição de áreas de reflorestamento por agricultura aumentou a concentração média anual de sedimento em suspensão.

ABSTRACT

ROSA, David Rafael Quintão, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2016. **Hydro-sedimentological modeling in Rio Pomba's basin using SWAT model.** Advisor: Mauro Aparecido Martinez. Co-Advisors: Fernando Falco Pruski and Demetrius David da Silva.

Watercourses' sediment excess can cause environmental, economic and social losses. Therefore, there are computational tools able to simulate properly all sediments related production, transport and deposition processes that are currently considered essential for the proper watershed planning and management. Thus, this study aimed to evaluate the SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model performance to estimate sediments production and transport and also in assessing land usage changes' possible impacts in sediments production in edaphoclimatic conditions of a river basin in Brazilian southeastern. The necessary information for the representation of Rio Pomba's basin used for SWAT's application were the Hydrologically Consistent Digital Elevation Model (MDEHC), the soil and their usage maps, rainfall data, flow and suspended sediment concentration, provided by ANA (Agência Nacional de Águas), weather data, provided by INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), and soil information obtained in RADAMBRASIL project. The use of a sedimentation curve to generate the concentration sediment continuous series was required. The sensitivity analysis was performed to identify the model's parameters which most affect on its performance. And so on, the model was calibrated to suspended sediment's flow and concentration, with the drainage area related to the gaging station called Cataguases (58770000) as control section, using the period from 01/01/1995 to 12/31/1999. For validation two different tests were taken: Split Sample Test and Proxy Basin Test. In order to evaluate the model's utilization capability as a tool to predict possible land use changes' impacts in sediments production, two scenarios were simulated: Scenario I: consisted of pasture area substitution by reforestation, providing a 5% reforestation area growth per annum in a 10 year period; Scenario II: consisted of pasture area substitution by agriculture, allowing a 12% growth rate per annum for the same period as in Scenario I. Both hypothetical scenarios were applied in the

drainage area concerning the gaging station called Usina Maurício, located upstream of the calibration section. The statistical analysis conducted to assess the model's performance in the calibration and validation steps were the Nash and Sutcliffe (ENS) coefficient and the flow bias percentage and suspended sediment concentrations, simulated in relation to the observed ones (PBIAS). The results demonstrated that: a) the parameters to which the model showed higher sensitivity were: the initial curve number for moisture condition ACMII (CN2); soil water storage (SOL_AWC); direct runoff time delay (SURLAG); USLE practices management factor (USLE_P); sub-basin average slope (SLOPE); sediment flow linear coefficient (SPCON); saturated soil hydraulic conductivity (SOL_K); and soil layer depth (SOL_Z); b) the SWAT model can be applied to hydro-sedimentological simulation in the same calibration section using some different time series data; c) the SWAT model can be applied to hydro-sedimentological simulation to upstream sections of which it was calibrated, but with edaphoclimatic characteristics similar to the drainage area used for calibration; d) the SWAT model can be applied to hydro-sedimentological simulation at conditions of a Brazilian southeastern located watershed; e) to simulate hypothetical scenarios of land use, replacing pasture areas for reforestation resulted in a reduction in the annual average suspended sediment's concentration. However, the reforestation areas replacement by agriculture increased the annual average suspended sediment's concentration.

1. INTRODUÇÃO

A erosão do solo, o transporte de sedimentos erodidos e a deposição desses sedimentos modificam as características físicas, químicas e biológicas das águas, determinando, em parte, a qualidade das águas superficiais e subterrâneas (MACHADO et al., 2003). Os sedimentos são, provavelmente, o mais expressivo de todos os poluentes em termos de sua concentração na água, seus impactos no uso e seus efeitos no transporte de outros poluentes (BROOKS et al., 1991).

Assim, analisar a influência de um sistema hidrológico no comportamento das vazões e na produção de sedimentos é fator importante para a compreensão dos processos que resultam na alteração da qualidade e na disponibilidade dos recursos hídricos de uma região (CHOW, 1988).

Neste sentido, os modelos hidrológicos e hidrossedimentológicos são ferramentas capazes de simular processos do ciclo hidrológico e hidrossedimentológico, sendo um dos seus objetivos prever o efeito do uso e manejo do solo e da precipitação no regime de variação de vazões e na produção e transporte de sedimentos ao longo da bacia hidrográfica. Entre os modelos disponíveis, destacam-se os de base física, que têm sido desenvolvidos e aplicados em várias bacias hidrográficas, tais como NAM (NIELSEN; HANSEN, 1973), TOPMODEL (BEVEN; KIRKBY, 1979), SHE (ABBOTT et al., 1986a, 1986b), MGB-IPH (COLLISCHONN; TUCCI, 2003) e SWAT (ARNOLD et al., 2000). Entre estes modelos, o SWAT (Soil and Water Assessment Tool) tem se destacado pela ampla utilização em escala mundial (GASMAM et al., 2007; SILVA et al., 2013), principalmente por ser adequado à aplicação em bacias hidrográficas agrícolas onde se pretende estudar aspectos quantitativos de escoamento, processos erosivos, perdas de sedimentos e nutrientes de áreas agricultáveis, qualidade da água, além de possibilitar a avaliação do comportamento hidrológico de bacias hidrográficas em decorrência de alterações no uso e cobertura do solo.

O modelo SWAT foi desenvolvido para ser aplicado a grandes bacias e tem sido aplicado nesta escala (ARNOLD et al., 2000; BOURAOUI et al., 2005; DURÃES et al., 2011). Por outro lado, verifica-se, também, sua aplicação em bacias menores (CONAN et al., 2003; BEHERA; PANDA, 2006; ANDRADE et al., 2013).

Em função da aplicabilidade do SWAT para a predição dos regimes hidrológico e hidrossedimentológico e para a avaliação dos impactos de alterações da cobertura vegetal sobre escoamento superficial e produção de sedimentos, Fernandes (2015) afirma que este modelo pode ajudar no desenvolvimento de políticas públicas para prever variáveis relativas ao transporte e acúmulo de sedimentos, quantidade de água no solo e níveis de reservatórios.

Neste sentido, é de grande interesse avaliar a capacidade de o modelo SWAT simular processos hidrossedimentológicos em condições tropicais brasileiras, visando propiciar um melhor entendimento das relações entre as atividades de uso do solo e os processos intervenientes na qualidade dos recursos hídricos de uma região.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar o desempenho do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na estimativa da produção e transporte de sedimentos nas condições edafoclimáticas de uma bacia hidrográfica do sudeste brasileiro e os impactos de possíveis mudanças no uso do solo na produção de sedimentos.

2.1. Objetivos Específicos

- i. Determinar as variáveis do modelo SWAT de maior sensibilidade para a produção de sedimentos;
- ii. Calibrar o modelo SWAT para a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Pomba;

- iii. Validar o modelo SWAT para a produção de sedimentos na seção de calibração e a montante dela;
- iv. Avaliar o desempenho do modelo SWAT para a produção e transporte de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Pomba; e
- v. Simular a produção de sedimentos em diferentes cenários com a finalidade de avaliar o impacto de possíveis alterações no uso do solo, na produção de sedimentos.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Produção e transporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica

A bacia hidrográfica é uma área de captação natural da água advinda das precipitações que fazem convergir o escoamento para um único ponto de saída. A bacia hidrográfica compõe-se de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos de água que confluem até resultar em um leito único no seu exutório (TUCCI, 1997).

Os elementos que constituem uma bacia hidrográfica influenciam diretamente nas respostas aos eventos de precipitação, destacando-se, segundo Goldenfum (1991) e Righetto (1998), as suas unidades pedológicas, cobertura vegetal, características geomorfológicas (declividade, formato, área e rede de drenagem) e, também, características geológicas (RESENDE et al., 2007). Ambientalmente, pode-se dizer que a bacia hidrográfica é a unidade ecossistêmica e morfológica que melhor reflete os impactos das interferências antrópicas (JENKINS et al., 1994), tais como ocupação de terras com atividades agrícolas e florestais (RANZINI; LIMA, 2002).

A associação da degradação de bacias hidrográficas, principalmente com a alteração do uso do solo, aos fenômenos climáticos naturais resulta na produção de sedimento em quantidades muito superiores às ocorridas ao longo de centenas de anos de equilíbrio natural (SIMÕES; COIADO, 2001).

Os sedimentos presentes nos cursos d' água são partículas sólidas originadas da erosão de solo e rochas ao longo de toda a bacia contribuinte e/ou do próprio leito do rio (LIMA et al., 2001).

Neste contexto, a dinâmica de sedimentos se torna um problema ainda mais complexo. O entendimento do mecanismo de transporte e a correta avaliação da carga de sedimentos em suspensão presente em rios são fatores de grande importância para a caracterização de bacias hidrográficas e para o diagnóstico e a prevenção de problemas associados à deposição de sedimentos ao longo dos rios (CHELLA et al., 2005).

A ação conjunta dos processos de desagregação por impacto, o transporte e a deposição de partículas sólidas, provocadas pelas forças erosivas das gotas de chuva e do escoamento superficial sobre a bacia hidrográfica, resultam na formação do processo erosivo (ARAGÃO et al., 2013). Quando acelerada, principalmente pelo desmatamento, a erosão causa impactos ambientais, econômicos e sociais (BERTOL et al., 2007; PUGLIESI et al., 2011).

A erosão hídrica é um processo complexo que manifesta intensidade variável, dependendo da interação entre os fatores clima, solo, topografia, vegetação, uso do solo e práticas conservacionistas (RODRIGUES, 2011). Entre estes, a intensidade da precipitação e a cobertura do solo nas bacias hidrográficas são os fatores determinantes para a erosão hídrica, mas a rugosidade da superfície e as propriedades físicas na camada superficial e subsuperficial do solo também contribuem fortemente para a ocorrência de erosão (MARTINS et al., 2002; PIRES et al., 2006). Para Belinazo (2002), a erosão do solo em bacias hidrográficas desprotegidas é responsável pelo arraste de milhares de toneladas de solo para dentro das calhas dos rios e, logo após, para reservatórios de acumulação, provocando a perda da capacidade produtiva do solo, da capacidade de escoamento pelos rios e da capacidade de armazenamento dos reservatórios.

Simons e Sentrurk (1976) afirmam que a quantidade de material transportado ou depositado em um rio depende de algumas condições, que podem ser divididas em dois grupos de variáveis, podendo ser descritas como:

Aquelas que influenciam a qualidade e a quantidade de material disponível para ser transportado pelo rio, incluindo topografia da bacia, geologia, magnitude, intensidade e duração da precipitação, intemperismo, vegetação, tipo de cultura, condições de plantio e uso do solo, tipo de solo, tamanho da partícula, forma, peso específico, resistência ao desgaste, velocidade de deposição, mineralogia, coesão, superfície de erosão, rompimento de margem e suprimento de sedimento dos tributários.

1. Aquelas que governam a capacidade de transporte do curso d'água, tais como geometria do canal, largura, profundidade, forma, perímetro molhado, alinhamento, declividade, vegetação, rugosidade, distribuição de velocidades, forças de atrito, turbulência e formas de descarga.

Para Carvalho (2008), os sedimentos que chegam ao rio têm granulometria variada e, conseqüentemente, apresentarão transporte diferenciado conforme condições locais e de escoamento no próprio rio. A diferenciação no transporte é função do tamanho, peso e forma da partícula. Ela pode permanecer em suspensão ou no fundo do rio, movimentando do leito para o escoamento, deslizando ou rolando ao longo do leito. As formas de transporte podem ser definidas como:

- ✓ Carga sólida de arrasto: estas partículas estão em contato o tempo todo com o leito e rolam ou escorregam longitudinalmente no curso d'água;
- ✓ Carga sólida saltante: devido ao impacto de uma partícula na outra ou pelo efeito da correnteza, são as partículas que saltam ao longo do curso d'água; e
- ✓ Carga sólida em suspensão: devido ao fluxo turbulento, enquanto estão sendo transportadas pelas componentes horizontais das velocidades, as partículas são suportadas pelas componentes verticais das velocidades.

Ainda segundo Carvalho (2008), a maior parte da descarga sólida é representada pelo sedimento em suspensão, chegando a representar 95% da descarga sólida total. Por esta razão e pela facilidade de determinação,

as medições diárias e a maior parte dos eventos individuais só contemplam o sedimento em suspensão.

Wilson Jr. e Andrade (2000) afirmam que quando a quantidade de sedimentos introduzida na corrente líquida excede a capacidade de transporte do curso d'água, este excesso de sedimento se deposita. Diz-se que o leito do rio, no trecho considerado, está assoreando. Inversamente, se a taxa de introdução de sedimento na corrente líquida é menor que sua capacidade de transporte, o leito do rio e/ou margens são erodidas. Neste caso, o escoamento provoca erosão ou degradação do leito e margens.

Segundo Carvalho (1994), o transporte de sedimentos que se processa nos cursos d'água ocorre em maior quantidade no período chuvoso. Ainda segundo o autor, foi verificado que 70 a 90% de todo o sedimento transportado pelos rios se processa no período de chuvas, principalmente durante as fortes precipitações.

3.2. Concentração de sedimentos em um curso d' água

A determinação da descarga sólida, ou seja, a quantidade de sedimentos que passam em uma seção transversal por unidade de tempo é o principal objetivo da amostragem de sedimento. A quantificação da vazão sólida presente em um rio é o passo inicial para prevenir e controlar os problemas causados pela deposição de sedimentos (CHELLA et al., 2005).

Segundo Santos et al. (2001), a descarga sólida total pode ser dividida em descarga sólida de leito e descarga sólida em suspensão.

Para a estimativa da descarga sólida, podem ser utilizados diversos métodos, os quais podem ser divididos em métodos diretos e indiretos. A medição indireta fundamenta-se na determinação da descarga sólida por meio de parâmetros hidráulicos em uma seção ou trecho de um curso d' água e das características do material do leito (CARVALHO, 2008).

Durante a amostragem de sedimento, deve ser feita a medição da vazão e de outras grandezas. Tanto os valores de vazão obtidos quanto a descarga sólida são valores considerados instantâneos, porém inter-relacionados. Assim, para um dado momento são medidas a vazão, as velocidades pontuais e médias, as larguras parciais e totais e as

profundidades. Outros valores às vezes são necessários, como a declividade da linha d'água ou do leito, dependendo do método de obtenção da descarga sólida que está sendo aplicado (CARVALHO, 2008).

Pelo fato de algumas partículas de sedimentos estarem sujeitas às forças de resistência ao seu movimento, como no caso da descarga do leito, enquanto outras partículas que formam a descarga em suspensão estão livres no meio líquido, estas duas variáveis devem ser medidas separadamente (CARVALHO, 1994).

Em suspensão no meio líquido, estão em maior quantidade partículas finas como argilas e siltes, e pequena quantidade de material grosso, como areias. Em regime de grandes velocidades e turbulência, a quantidade de areia em suspensão pode aumentar. A velocidade das partículas em suspensão é considerada igual à velocidade da corrente.

Pela facilidade de sua medição em campo, quando comparada aos métodos de carga de leito, a carga de sedimentos em suspensão é a parcela de transporte de sedimentos mais conhecida (CHELLA et al., 2005). Segundo Carvalho (2008), é a fase predominante das medições, uma vez que o rio transporta sempre uma maior carga em suspensão.

As grandezas fundamentais no cálculo da descarga sólida em suspensão são a concentração e a vazão. Quando a amostragem é pontual, devem, então, serem consideradas as profundidades e as distâncias nos pontos de amostragem, bem como a velocidade da corrente.

A determinação da concentração e, conseqüentemente, da descarga sólida em suspensão pode ser feita por método direto, com equipamentos como o turbidímetro, ou por método indireto, com equipamentos que coletam uma amostra para análise em laboratório. Uma síntese dos métodos de medição de descarga sólida em suspensão é apresentada na Tabela 1.

Segundo Carvalho (2008), a descarga sólida de arrasto é medida diferentemente da descarga sólida em suspensão, uma vez que o sedimento do leito não se move na mesma velocidade que a corrente líquida. Essa medição da descarga de fundo pode ser efetuada por método direto, *in situ*, ou por método indireto. As medições devem contabilizar a distribuição da quantidade de sedimentos transportados ao longo da secção transversal. Na

Tabela 2, também é apresentada uma síntese dos métodos de medição de descarga sólida de arrasto.

A descarga sólida total é obtida por meio da soma da descarga sólida de arrasto e em suspensão.

$$Q_{st} = Q_{sf} + Q_{ss} \quad (1)$$

em que:

Q_{st} : Descarga total de sedimentos ($M T^{-1}$);

Q_{sf} : Descarga de sedimentos transportada por arrasto de fundo ($M T^{-1}$); e

Q_{ss} : Descarga de sedimentos em suspensão ($M T^{-1}$).

Tabela 1. Síntese dos métodos de medição de descarga sólida em suspensão, conforme Carvalho (1994).

Descarga sólida em suspensão		
Medição	Descrição	Equipamento ou metodologia de medição
Direta	Medições diretas feitas no curso d' água da concentração ou de outras grandezas correlacionadas como a turbidez ou ultras-som.	Medidor nuclear; Ultra-sônico-ótico; Ultra-sônico Doppler de dispersão; Turbidímetro; ADP (Doppler).
	Coleta de sedimento com um medidor que pode ser uma proveta graduada.	Garrafa Delft (concentração pontual e concentração alta).
Indireta	Coleta de sedimento por amostragem da mistura água-sedimento, análise de concentração e granulometria e cálculos posteriores da descarga sólida.	Equipamentos de bombeamento, que usam garrafas ou sacas, sendo pontuais instantâneos pontuais por integração e integradores na vertical.
	Fotos de satélite e comparação com medidas simultâneas de campo para calibragem, em grandes rios.	São estabelecidas equações que correlacionam as grandezas de observação das fotos com as concentrações medidas.

Tabela 2. Síntese dos métodos de medição de descarga sólida em arrasto, conforme Carvalho (1994).

Descarga sólida de arrasto		
Medição	Descrição	Equipamento ou metodologia de medição
Direta	Amostradores / medidores portáteis de três tipos principais (a amostra é coletada em diversos pontos da seção transversal, determinados seu peso seco, a granulometria, e calculada a descarga de arrasto.	Cesta ou caixa – medidores Muhlhofer, Ehrenberger, da Autoridade Suíça e outra Bandeja ou tanque – medidores Losiebsky, Polyakov, SRIH e outros.
	Estrutura tipo fenda ou poço – as fendas do leito do rio são abertas por instantes e coletadas os sedimentos.	Medidor Mulhofer (EUA).
Indireta	Coleta de material do leito, análise granulométrica, declividade, da temperatura, parâmetros hidráulicos e cálculo da descarga de arrasto e de material da descarga de arrasto e de material do leito por fórmula (de Ackers e White, Colby, Einstein, Engelund e Hansen, Kalinske, Laursen, Meyer-Peter e outras).	Equipamento de penetração horizontal: caçamba de dragagem e de concha. Equipamentos de penetração vertical: tipos de tubos verticais, caçamba de raspagem, caçamba de escavação e escavação de pedregulho.
	Deslocamento de dunas por medida do volume de dunas, que se desloca com o uso de ecobatímetro de alta resolução.	Levantamentos batimétricos seguidamente ao longo da seção transversal; ao longo de seções longitudinais.
	Traçadores radioativos; ou de diluição, sendo ambos os métodos de colocação do traçador no sedimento e seu acompanhamento com equipamento.	Colocação direta do traçador no sedimento do leito do rio ou coleta do sedimento e colocação do traçador no sedimento e retorno ao leito.

3.2.1. Curva Chave de sedimentos

Um dos procedimentos disponíveis na literatura e que podem ser utilizados dentro de um nível de incerteza admissível para a determinação da quantidade de sedimentos em um curso d' água é o emprego de curvas chave de sedimentos, que correlacionam a vazão líquida à vazão sólida. Quando se dispõe de dados de vazão em períodos contínuos de tempo, a curva chave pode ser utilizada para estimar a concentração de sedimentos nos cursos d' água e, assim, também obter uma série contínua de sedimentos necessários para a avaliação da qualidade de determinados modelos hidrossedimentológicos em prever a produção de sedimentos. Porém, a grande dificuldade de trabalhar com curvas-chaves de sedimentos está relacionada à qualidade dos dados utilizados para a geração da curva.

Segundo Carvalho (2008), uma análise preliminar dos dados disponíveis é indispensável quando se trabalha com curvas chave de sedimentos. Esta análise preliminar deve ser feita com a função de eliminar os valores não consistentes. Ainda segundo este autor, uma segunda análise deve ser feita após os pontos serem plotados, ocasião em que se consegue detectar outros erros. Um ponto da curva só pode ser descartado depois de analisados todos os dados que geraram aquele valor.

Depois de feita as análises preliminares e secundárias dos dados de sedimentos, pode-se traçar a curva chave de sedimentos. Segundo Carvalho (1994), a relação entre descarga sólida e descarga líquida é usualmente dada por:

$$Q_s = aQ^b \quad (2)$$

em que;

Q_s : descarga sólida ($M T^{-1}$);

Q : descarga líquida ($L^3 T^{-1}$); e

a e b : coeficientes de ajustes dos dados.

Os dados assim dispostos são ajustados, por tratamento matemático computacional, à linha de tendência do tipo potência.

O uso de curva chave de sedimento é necessário quando os dados diários de vazão são disponíveis e os de sedimentos não o são. A existência da curva permite, assim, um cálculo aproximado de dados diários de sedimento e da descarga sólida média anual. A extrapolação dos dados para anos não observados é pouco aceitável, mas usual (CARVALHO, 2008).

Poleto e Merten (2006) indicam que a frequência mínima de coleta de dados necessária para a obtenção de uma boa curva chave de sedimentos é de uma por mês, sendo que a maioria das medições deveria ser feita durante o período das cheias. Glysson (1987) e Carvalho (1994) afirmam que, entre os métodos mais utilizados para traçar a curva, destacam-se o do traçado visual e a da regressão linear. A curva chave de sedimento pode ter os pares de dados transformados em logaritmos, devido à dispersão dos pontos, e as equações de ajustes seguir o modelo linear ou polinomial (GLYSSON, 1987 e POLETO; MERTEN, 2006).

Walszon et al. (2005), em trabalho sobre a análise do fluxo de sedimentos em suspensão na bacia do rio Itaguaçu para o ajuste da curva aos dados medidos da descarga sólida de sedimentos em suspensão em função da descarga líquida, adotaram um critério para a aceitação ou não da curva. Este critério estabeleceu que o coeficiente de determinação (R^2) obtido deveria ser superior a 0,60.

Córdova e González (1997) analisaram a estimativa de sedimento, utilizando curva chave de sedimento em dois importantes reservatórios, na Venezuela. Ao relacionar os resultados com as medições, os autores afirmam que encontraram erros grosseiros que subestimaram o sedimento transportado para pequenas bacias.

Bicalho (2006) executou trabalho em diversas sub-bacias afluentes do Rio Descoberto, gerando curva chave de sedimento com os coeficientes a e b da equação 2, considerados altos, tornando, assim, as curvas bastante inclinadas.

3.3. Modelagem Hidrossedimentológica em bacias hidrográficas

Para se estimar a produção de sedimentos em bacias hidrográficas, existem ferramentas baseadas em estimativas de perdas de solo por meio da simulação de chuvas em parcelas ou pela aplicação de modelos hidrossedimentológicos computacionais.

A utilização de modelos hidrossedimentológicos é particularmente importante pela escassez de dados hidrológicos em períodos contínuos e de extensão temporal suficiente para o desenvolvimento de estudos hidrológicos. Esses modelos, devidamente calibrados e validados com base em séries de dados observados de produção de sedimentos, constituem uma importante fonte de conhecimento da variação ao longo do tempo das vazões e da produção de sedimentos em bacias hidrográficas.

Porém, o sucesso do modelo depende da qualidade do monitoramento, pois os dados obtidos em campo é que servirão para calibrar o modelo com o intuito de representar os parâmetros mais próximos da realidade, daí serem a modelagem e o monitoramento os métodos científicos que se complementam e que são efetuados sempre paralelamente (KOBAYAMA; MANFROI, 1999).

O grande desafio para a modelagem hidrossedimentológica em bacias hidrográficas está contido na complexa interação entre as variáveis interferentes no ciclo hidrossedimentológico, necessitando de grandes quantidades de dados para representar todos os seus processos.

Entre os modelos utilizados para estimar a erosão hídrica, a Equação Universal de Perda de Solo (USLE - Universal Soil Loss Equation), proposta por Wischmeier e Smith (1978), é a mais utilizada (JUNIOR, 2013). Ela foi desenvolvida por meio da análise de 10.000 parcelas experimentais localizadas em diferentes climas nos Estados Unidos. As parcelas eram distintas em termos de características de solo, relevo e tipo de cultivo.

Entretanto, a USLE apresenta algumas limitações, como a não estimativa de deposição e transporte de sedimentos, que ocorrem frequentemente em bacias hidrográficas (SILVA, 2013). Além disso, esta equação não considera os efeitos do escoamento superficial no processo erosivo (JUNIOR, 2013).

Pelas limitações apresentadas pela USLE, diversas alterações neste modelo vêm sendo trabalhadas ao longo do tempo (FUJIHARA, 2002). Assim, Williams (1975) propôs a MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation), em que substitui o fator de erosividade da chuva por um fator de escoamento superficial, permitindo assim estimar a produção de sedimentos no exultório de uma bacia hidrográfica causada por evento de precipitação.

Apesar das modificações feitas na USLE, estes modelos isoladamente não são suficientes para representar todos os processos do ciclo hidrossedimentológico que ocorrem em uma bacia hidrográfica. Neste sentido, foram desenvolvidos diversos modelos com estrutura física e conceitual mais complexa, tais como CREAMS (KNISEL, 1980); WEPP (FLANAGAN; NEARING 1995); KINEROS (WOOLHISER et al., 1990); WESP (LOPES, 1987); LISEM (DE ROO; JETTEN, 1999); AGNPS (YOUNG et al., 1989); SWAT (ARNOLD et al., 1998).

3.4. Aplicação do modelo SWAT na modelagem hidrossedimentológica

O SWAT é um modelo conceitual, distribuído, contínuo no tempo e que opera em um passo de tempo diário. Foi desenvolvido com o objetivo de analisar os impactos das práticas agrícolas na quantidade e qualidade da água e na produção de sedimentos e nutrientes em grandes bacias hidrográficas agrícolas não instrumentadas (ARNOLD et al., 2000). Para alcançar esse objetivo, o modelo utiliza dados facilmente disponíveis, é computacionalmente eficiente para operar em grandes bacias, é contínuo no tempo e é capaz de simular longos períodos, de forma a contabilizar os efeitos de mudanças no uso e manejo do solo.

Para fins de modelagem, o SWAT considera a bacia hidrográfica dividida em sub-bacias e as sub-bacias divididas em Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs), que são áreas de características homogêneas, ou seja, têm um único tipo e uso do solo e uma classe de declividade. Desse modo, o modelo representa a bacia espacialmente distribuída, representando as heterogeneidades existentes no sistema.

O modelo é estruturado em componentes tais como hidrológico, clima, sedimentos, crescimento de plantas, nutrientes, pesticidas e manejo agrícola. Uma estrutura de comandos é utilizada para propagar o escoamento superficial, sedimentos e nutrientes através das sub-bacias. Embora o modelo opere em um passo de tempo diário, ele é eficiente para simular vários anos, sendo um modelo utilizado para prever o comportamento da bacia a longo prazo. O modelo não é capaz de simular eventos isolados, como intensidade e duração da precipitação e propagação de cheia (ARNOLD et al., 2000).

O modelo SWAT foi utilizado por Machado e Vettorazzi (2003) para simular a carga de sedimentos na microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins, em Piracicaba (SP), em um período de dois anos. Estes autores obtiveram valores médios de produção de sedimentos ao longo da microbacia, variando entre 0,02 e 16, 935 t ha⁻¹ para o período e concluíram, com base em valores de sedimentos observados em um posto hidrossedimentométrico localizado no interior da microbacia, que o modelo simulou corretamente os eventos do ciclo hidrossedimentológico.

Neto et al. (2011) aplicaram o modelo SWAT para o estudo de cenários hipotéticos de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Riacho dos Namorados, no Cariri Paraibano, e constataram que o uso do modelo permite uma avaliação objetiva das consequências dos processos hidrossedimentológicos, tornando possível a constatação da influência da cobertura vegetal, tipo de solo e das práticas de manejo na geração do escoamento superficial e na produção de sedimentos.

Lelis et al. (2012) fizeram a modelagem hidrossedimentológica de uma bacia hidrográfica na região sudeste do Brasil, utilizando o modelo SWAT, e concluíram que o modelo foi eficaz não só na caracterização da produção de sedimentos, identificando áreas mais vulneráveis e críticas, mas também na simulação de cenários ambientais, entre eles os menos impactantes ao ambiente.

Entretanto, Marchioro et al. (2011), quando aplicaram o modelo SWAT para analisar a distribuição da produção e a concentração de sedimentos no curso d' água em uma bacia do norte fluminense, encontraram uma

aproximação ruim entre as variáveis simuladas pelo modelo e aquelas observadas na bacia em estudo, mesmo após calibrado, atribuindo o resultado à não robustez da base de dados utilizada.

Já Pereira (2013), ao fazer a simulação hidrológica na bacia hidrográfica do Rio Pomba utilizando o modelo SWAT, obteve boas estimativas das vazões em bacias com área de drenagem superiores a 700 km². Este autor também analisou bacias com áreas de drenagem inferior a 500 km², com baixa representatividade espacial das chuvas, concluindo que o modelo não é aplicável nesta última situação.

3.4.1. Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT

Por causa do grande número de parâmetros que o SWAT necessita para as simulações hidrossedimentológicas, é necessário, via análise de sensibilidade, verificar quais são os parâmetros mais importantes. Por isso, devem ser identificados os parâmetros que mais influenciam no modelo e sua importância nos resultados gerados, ou seja, qual a intensidade que cada alteração provoca no modelo, de forma que se possa dar ênfase à maior aquisição e ao refinamento desses parâmetros e, assim, diminuir os erros de estimativa das variáveis necessárias à modelagem hidrossedimentológica e aumentar a garantia dos resultados gerados (ADRIOLO et al., 2008; JHA, 2009).

Na maioria dos trabalhos relacionados à estimativa da produção de sedimentos em bacias hidrográficas, é feita a análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo, encontrando os parâmetros mais sensíveis. É notável que os parâmetros relacionados com as propriedades físicas do solo, como a massa específica, condutividade hidráulica e, particularmente, com a capacidade de água disponível, além do número da curva, sejam apontados como os mais sensíveis. A Tabela 3 apresenta os trabalhos encontrados na literatura e as variáveis identificadas por eles como as mais sensíveis.

Tabela 3. Parâmetros de maior sensibilidade no SWAT, de acordo com a literatura Adaptado de Lelis et al. (2012).

Parâmetro mais sensível	Trabalho
Número da curva (CN2)	Lino (2009); Jha (2009); Reungsang et al. (2009); Cibir et al. (2010); Santos et al. (2010).
Capacidade de água disponível (SOL_AWC)	Adriolo et al. (2008); Jha (2009); Schmalz e Fohrer (2009); Reungsang et al. (2009); Cibir et al. (2010); Jeong et al. (2010); Santos et al. (2010).
Condutividade hidráulica (SOL_K)	Adriolo et al. (2008); Cibir et al. (2010)
Fator de compensação da evaporação do solo (ESCO)	Lino (2009); Jha (2009); Schmalz e Fohrer (2009); Reungsang et al. (2009); Cibir et al. (2010); Jeong et al. (2010); Santos et al. (2010).
Fator alfa de recessão do fluxo de base (ALPHA_BF)	Lino (2009); Jha (2009); Schmalz e Fohrer (2009); Reungsang et al. (2009); Cibir et al. (2010); Jeong et al. (2010); Santos et al. (2010).
Profundidade da camada de solo (SOL_Z)	Adriolo et al. (2008); Schmalz e Fohrer (2009).
Fração de percolação do aquífero profundo (RCHRG_DP)	Jha (2009); Schmalz e Fohrer (2009)
Fator de cobertura vegetal existente no solo (USLE_C)	Adriolo et al. (2008).
Fator de práticas conservacionistas (USLE_P)	Adriolo et al. (2008).
Comprimento médio do declive- rampa lateral (SLSUBBSN)	Adriolo et al. (2008); Cibir et al. (2010); Santos et al. (2010).
Fator de compensação de crescimento da planta (EPCO)	Jha (2009); Jeong et al. (2010).
Declividade média da Bacia (SLOPE)	Adriolo et al. (2008); Cibir et al. (2010).
Coefficiente de retardo do escoamento superficial (SURLAG)	Lino (2009); Cibir et al. (2010); Jeong et al. (2010).

3.4.2. Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE)

Pela necessidade de se prever a produção de sedimentos em bacias hidrográficas para eventos isolados de precipitação, Willians (1975) conduziu experimentos em bacias hidrográficas do Texas e Nebraska, Estados Unidos, que resultaram na modificação da Equação Universal de Perda de Solos (USLE). O fator de erosividade da chuva (R) foi substituído pelo fator do escoamento superficial que, conforme suas análises, é mais eficiente para a estimativa de perda de solo que o fator R. A equação da MUSLE, determinada por eles, é:

$$Y = R_w.K.LS.C.P \quad (3)$$

em que:

Y: Produção de sedimentos ($M L^{-2} T^{-1}$);

R_w: Fator de escoamento superficial;

K: Fator de erodibilidade do solo;

LS: Fator conjunto de comprimento e grau de declive;

C: Fator de uso e manejo do solo; e

P: Fator de prática conservacionista.

O fator R_w avalia a erosividade do escoamento superficial e é determinado pela equação:

$$R_w = \alpha(QS.qp)^\beta \quad (4)$$

em que:

QS: Volume de escoamento superficial, durante o tempo de duração da chuva (L^3);

qp: Vazão do pico do escoamento superficial ($L^3 T^{-1}$); e

α e β : coeficientes para a bacia em estudo.

Na região onde os autores desenvolveram a equação, Estados do Texas e Nebraska, os coeficientes α e β valem 95 e 0,56, respectivamente, no sistema de unidades americano. Williams (1975) e Paiva (2001) citam que estes valores no sistema internacional de unidades correspondem a 11,6 e 0,56, respectivamente.

Para obtenção da vazão de pico, estes pesquisadores utilizaram a seguinte equação:

$$qp = \frac{0,208(A)}{tc} \quad (5)$$

em que:

qp: vazão de pico unitária ($L^3 T^{-1}$);

A: Área da micro bacia, em estudo (L^2); e

tc: tempo de concentração (T).

Os fatores K, LS, C e P, por sua vez, são obtidos de tabelas (CARVALHO, 1994; NEISTCH et al., 2005) e dos dados topográficos da bacia de interesse.

A equação 3 foi testada em bacias variando de 0,01 a 234 km^2 e declividades variando de 1 a 30%, utilizando dados de escoamento médio, sendo avaliada a produção de sedimentos para eventos individuais de precipitação. Também foi testada em bacias variando de 0,7 a 513 km^2 , sendo avaliadas a produção mensal e a anual de sedimentos.

O SWAT simula os processos erosivos e, conseqüentemente, a produção de sedimentos, para cada sub-bacia, por meio da MUSLE, porém adicionando um fator decorrente do afloramento rochoso, sendo que:

$$sed = 11,8(Q_{surf} q_{pico} area_{HRU})^{0,56} K_{USLE} C_{USLE} P_{USLE} LS_{USLE} CFRG \quad (6)$$

em que:

sed: produção de sedimento no dia (M);

Q_{surf} : escoamento superficial em ($L L^{-2}$);

q_{pico} : vazão de pico ($L^3 T^{-1}$);

$area_{HRU}$: área de drenagem da sub-bacia ou unidade de resposta hidrológica (L^2);

K_{USLE} : fator de erodibilidade do solo;

C_{USLE} : fator de uso e manejo do solo;

P_{USLE} : fator de práticas conservacionistas; e

LS_{USLE}: fator topográfico e CFRG é o fator fragmentação esparsa.

A seguir, são apresentadas as formas como o modelo SWAT estima os parâmetros da MUSLE.

3.4.3. Erodibilidade do solo (K)

No modelo SWAT, o fator de erodibilidade é calculado por um método proposto por Williams (1995) e está representado pela equação:

$$K_{USLE} = f_{areia,gr} \times f_{argila-silte} \times f_{corg} \times f_{areia,fm} \quad (7)$$

em que:

$f_{areia, gr}$: fator relacionado ao conteúdo de areia grossa;

$f_{argila-silte}$: fator relacionado ao conteúdo de argila e silte;

f_{corg} : fator relacionado ao conteúdo de carbono orgânico; e

$f_{areia, fm}$: fator relacionado ao conteúdo de areia fina.

O modelo SWAT calcula cada um destes fatores separadamente, utilizando as seguintes equações:

$$f_{areia,gr} = \left(0,2 + 0,3 e^{\left[-0,256 \times ms \times \left(\frac{1-m_{silte}}{100} \right) \right]} \right) \quad (8)$$

$$f_{argila-silte} = \left(\frac{m_{silte}}{mc + m_{silte}} \right)^{0,3} \quad (9)$$

$$f_{corg} = \left(1 - \frac{0,25 \times org\ C}{org\ C + e^{[37,2 - 2,95 \times org\ C]}} \right) \quad (10)$$

$$f_{areia,fm} = \left(1 - \frac{0,7 \times \left(1 - \frac{ms}{100} \right)}{\left(1 - \frac{ms}{100} \right) + e^{\left[5,51 + 2,29 \times \left(1 - \frac{ms}{100} \right) \right]}} \right) \quad (11)$$

em que:

ms: porcentagem de areia (partículas de diâmetro entre 0,05 e 2 mm);
 m_{silte}: porcentagem de silte (com diâmetro entre 0,002 e 0,005 mm);
 mc: porcentagem de argila (partículas de diâmetro inferior a 0,002 mm); e
 org C: fração de carbono orgânico para cada camada de solo.

3.4.4. Fator de Cobertura do solo (C_{USLE})

Para um solo desprovido de cobertura, este fator apresenta valor igual a 1 e diminui conforme aumenta a cobertura vegetal.

Considerando que a eficiência de proteção das plantas ao solo esteja diretamente relacionada com seu ciclo de desenvolvimento e a geração de resíduos, o SWAT calcula o fator de uso e manejo do solo diário por meio da seguinte equação:

$$C_{USLE} = e^{\left[\ln(0,8) - \ln(C_{USLE,nm})\right]} \times e^{\left[-0,00115 Rsd_{surf}\right]} + \ln\left(C_{USLE,nm}\right) \quad (12)$$

em que:

$C_{USLE, nm}$: valor mínimo do fator de uso e manejo do solo; e
 Rsd_{surf} : quantidade de resíduos sobre a superfície de solo ($M L^{-2}$).

O valor mínimo do fator de uso e manejo do solo pode ser estimado pela seguinte expressão (WILLIAMS, 1995):

$$C_{USLE} = 1,463 \ln\left(C_{USLE a, a}\right) + 0,1034 \quad (13)$$

em que:

$C_{USLE a, a}$: média anual do fator C da cobertura vegetal considerada.

3.4.5. Fator de Práticas Conservacionistas (P_{USLE})

O fator de práticas conservacionistas é a relação entre a perda de solo, para uma cultura específica, que ocorre em uma determinada prática de conservação do solo, e a perda ocasionada na plantação no sentido do

declive (morro abaixo). As práticas comumente utilizadas são o plantio em contorno, terraceamento e alternância de culturas.

A Tabela 4 apresenta os valores de P_{USLE} e os limites de comprimento de rampa para locais onde se adotam práticas conservacionistas com plantio em contorno.

Tabela 4. Valor de P_{USLE} e comprimento máximo de rampa para cultivos em contorno.

Declividade (%)	P_{USLE}	Comprimento máximo (m)
1-2	0,60	122
3-5	0,50	91
6-8	0,50	61
9-12	0,60	37
13-16	0,70	24
17-20	0,80	18
21-25	0,90	15

Fonte: Neistch et al., 2005.

3.4.6. Fator Topográfico (LS)

O SWAT estima o fator LS diretamente do Modelo Digital de Elevação utilizado como dado de entrada para a simulação, identificando o valor deste fator para cada Unidade de Resposta Hidrológica (HRU). Trata-se de um processo com bastantes incertezas envolvidas, haja vista que o cálculo do comprimento do declive é dado pela distância, em linha reta, entre os pontos extremos (mais alto e mais baixo) da HRU, tendo a declividade como base a relação entre a diferença altimétrica e a distância entre esses pontos (UZEIKA, 2009). Esta abordagem é bastante significativa e não considera a curvatura entre os pontos extremos, podendo ocasionar estimativas fora da realidade, de modo que se o espaço for uma superfície convexa, haverá uma subestimativa, se for côncava, haverá uma superestimativa (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005).

No modelo SWAT, o fator LS_{USLE} é calculado utilizando a equação:

$$LS_{USLE} = \left(\frac{L_{hill}}{22,1} \right)^m \times (65,41 \text{sen}^2(\alpha_{hill}) + 4,56 \text{sen}(\alpha_{hill}) + 0,065) \quad (14)$$

em que:

L_{hill} : comprimento do declive (L);

α_{hill} : ângulo da declividade;

m: termo exponencial que é calculado de acordo com a equação:

$$m = 0,6 \times (1 - e^{-35,835 \times slp}) \quad (15)$$

em que:

slp: declividade no interior da HRU;

α_{hill} e slp: relacionam conforme a equação abaixo:

$$slp = \tan \alpha_{hill} \quad (16)$$

3.4.7. Fator de fragmentação esparsa (CFRG)

Este fator considera o afloramento de rochas na área por meio do emprego da equação:

$$CFRG = e^{(-0,053 \times rochas)} \quad (17)$$

em que:

“rochas” representa a fração da área de afloramento rochoso.

3.4.8. Análise de sensibilidade e calibração dos parâmetros da MUSLE

Segundo Chaves (1991), a MUSLE tem grande potencial para ser aplicada às condições brasileiras, pois tem uma estrutura simples e um número relativamente baixo de parâmetros para serem calibrados.

Sadeghi et al. (2007) e Chaves (2010) afirmam que os coeficientes α e β da MUSLE podem variar em função das condições fisiográficas e hidrológicas das bacias, uma vez que a relação de aporte de sedimentos, que é a razão entre o aporte de sedimentos e a erosão total na bacia, é muito variável.

Para melhor representatividade dos fenômenos relativos à produção e transporte de sedimentos em bacias hidrográficas brasileiras, diversas pesquisas nos últimos anos vêm sendo desenvolvidas com o objetivo de adequar a estimativa dos parâmetros da MUSLE, melhorando assim os resultados obtidos na modelagem hidrossedimentológica.

Avanzi et al. (2008) calibraram e aplicaram a MUSLE nas condições edafoclimáticas de uma microbacia localizada nos Tabuleiros Costeiros brasileiros, recomendando a utilização dos coeficientes α e β iguais a 14,96 e 0,59.

Em uma análise de sensibilidade com a MUSLE, Chaves (1991) concluiu que o modelo foi mais sensível aos parâmetros de práticas conservacionistas e de cobertura do solo do que os demais fatores, mostrando a importância das variáveis hidrológicas no processo sedimentológico.

3.4.9. Vantagens e limitações da Utilização da MUSLE em bacias hidrográficas

LAL (2001) afirma que a grande vantagem da utilização da MUSLE no cálculo do aporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica por modelos hidrológicos decorre do menor número de dados de entrada e da sua simplicidade de utilização durante a simulação. Assim, Chaves (1991) e Avanzi et al. (2008) consideram que o modelo pode representar adequadamente a realidade brasileira quando se dispõe de dados cartográficos e hidrológicos de qualidade. Um fator que pode ser citado quando se utiliza a MUSLE em condições brasileiras é a disponibilidade de informações referentes aos parâmetros em comum, derivados da USLE (Equação Universal de Perda de Solo), modelo amplamente difundido no Brasil (AVANZI et al., 2008).

Outra vantagem da utilização da MUSLE em modelos hidrológicos é que a estimativa da produção de sedimentos não é feita somente para uma parcela isolada, podendo ser aplicada a toda a bacia hidrográfica e a eventos isolados de precipitação (KINNELL, 2005). Ao calcular a produção de sedimentos por meio da MUSLE, o SWAT considera a sazonalidade das chuvas na produção total anual, visto que uma das informações de entrada necessárias ao funcionamento do modelo são as precipitações diárias. Assim, a MUSLE permite ao simulador prever a contribuição de eventos extremos de chuva no montante de sedimentos produzidos na bacia, eventos estes que, segundo Bicalho (2006), podem ocasionar aumento de até 250 vezes na carga de sedimentos em suspensão, sendo responsáveis por uma grande parte do total de sedimentos produzidos.

Porém, a maioria das pesquisas (ASOKAN, 1981; DAS, 1982; KINNELL; RISSSE; 1998; SADEGHI, 2004; SADEGHI et al., 2007) considera que a grande contribuição da MUSLE na representação fiel dos fenômenos aliados à produção de sedimentos em bacias hidrográficas é o fato de que a ela utiliza a capacidade de transporte e de produção de sedimentos pelo escoamento superficial.

As principais limitações da utilização da MUSLE para sua aplicação em bacias hidrográficas se referem aos componentes desta equação, que são advindos da USLE.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Descrição do modelo SWAT

No modelo SWAT, a heterogeneidade espacial da bacia hidrográfica é representada por meio da sua divisão em sub-bacias com base no relevo, nos tipos e uso do solo. Cada sub-bacia é discretizada em uma série de Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs), que são combinações únicas de uso e tipos de solos, sendo criadas várias combinações para cada sub-bacia.

Para cada HRU, os processos físicos foram simulados e agregados para cada uma das sub-bacias por uma média ponderada. A Figura 1 apresenta as informações de entrada e as saídas geradas pelo modelo SWAT.

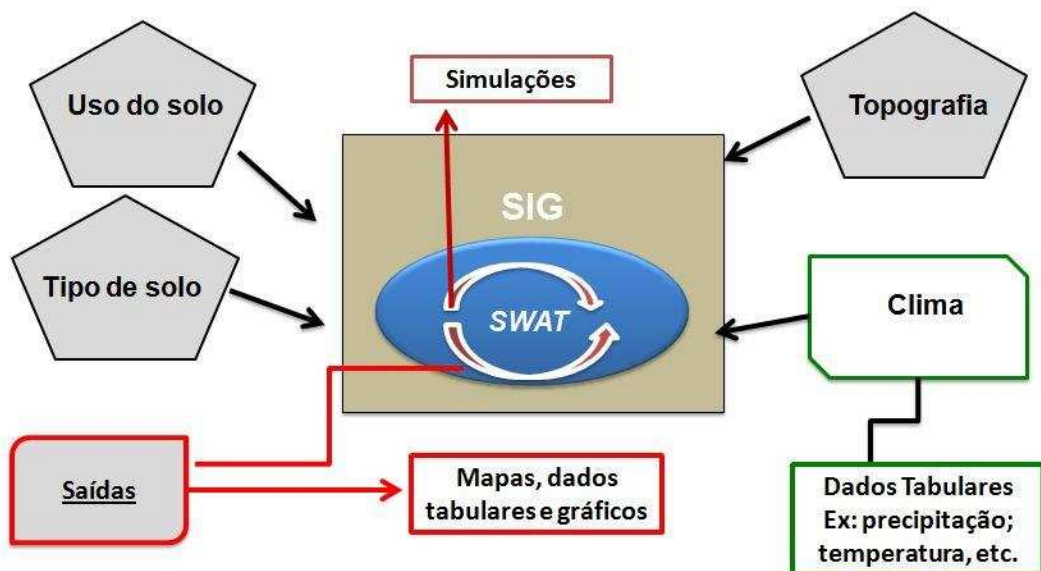


Figura 1. Representação esquemática das informações de entrada e das saídas geradas nas simulações realizadas pelo modelo SWAT.

4.1.1. Componentes do modelo SWAT

Balanço Hídrico

O SWAT considera quatro volumes de controle para fazer o balanço hídrico. São eles: os reservatórios superficial, sub-superficial, subterrâneo raso ou livre e subterrâneo profundo. Com a finalidade de melhorar a precisão das simulações, resultando em uma melhor descrição física dos processos, o balanço hídrico foi computado para cada HRU, sendo representado da seguinte forma:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{t=1}^t (P - Q_{sup} - E_a - W_{vad} - Q_{sub})$$

(18)

em que:

SW_t = quantidade final de água no solo (L);

SW_0 = quantidade inicial de água no solo (L);

t = tempo (T),

P = precipitação (L);

Q_{sup} = escoamento superficial (L);

E_a = evapotranspiração real (L);

W_{vad} = percolação ou ascensão capilar (L); e

Q_{sub} = fluxo de base (L).

Escoamento superficial

Para cada HRU, simulou-se uma lâmina de escoamento superficial utilizando a precipitação em valores diários com base no método do Número da Curva, desenvolvido pelo Soil Conservation Service (USDA-SCS, 1972).

A escolha do método do Número da Curva foi feita em função dos aspectos relacionados aos dados de precipitação disponíveis para o local de trabalho.

Ocorrido o escoamento superficial, o modelo o propaga entre as sub-bacias e calcula a vazão de pico.

A vazão de pico foi simulada pelo SWAT com base no método racional modificado, expresso pela seguinte equação:

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

(19)

em que:

Q_{pico} : vazão de pico em $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$;

α_{tc} - fração da precipitação diária que ocorre durante o tempo de concentração;

E_{sup} - escoamento superficial em mm ;

Área - área da sub-bacia em km^2 ;

t_{conc} - tempo de concentração da sub-bacia em horas; e

3,6 - fator de conversão de unidade.

O tempo de concentração (t_{conc}) da sub-bacia foi calculado somando o tempo de concentração do escoamento sobre a superfície do solo (tempo necessário para o escoamento deslocar-se do ponto mais remoto da bacia até o curso d'água) e o tempo de concentração do escoamento no curso d'água (tempo para o escoamento deslocar-se no curso d'água até a sua saída):

$$t_{\text{conc}} = t_{\text{sup}} + t_{\text{canal}}$$

(20)

em que:

t_{sup} : tempo de concentração do escoamento sobre a superfície do solo (horas); e

t_{canal} : tempo de concentração do escoamento no curso d'água (horas).

O tempo de concentração do escoamento sobre a superfície do solo (t_{sup}) foi calculado usando a equação:

$$t_{\text{sup}} = \frac{L_{\text{enc}}^{0,6} \cdot n_{\text{sup}}^{0,6}}{18 \cdot i_{\text{sup}}^{0,3}}$$

(21)

em que:

L_{enc} : comprimento da encosta da sub-bacia em m;

n_{sup} : coeficiente de rugosidade de Manning para condições de superfície do solo; e

i_{sup} : declividade média da sub-bacia em m m^{-1} .

O tempo de concentração do escoamento no curso d'água (t_{canal}) foi calculado, por meio da equação:

$$t_{\text{canal}} = \frac{0,62 \cdot L_{\text{canal}} \cdot n_{\text{canal}}^{0,75}}{\text{Área}^{0,125} \cdot i_{\text{canal}}^{0,375}}$$

(22)

em que;

L_{canal} : comprimento do curso d'água do ponto mais distante à saída da sub-bacia em km;

n_{canal} : coeficiente de rugosidade de Manning para o curso d'água;

Área : área da sub-bacia em km^2 ; e

i_{canal} : declividade do curso d'água em mm^{-1} .

Escoamento subterrâneo

Foram feitas simulações do escoamento subterrâneo com o SWAT para dois tipos de aquífero: raso (não confinado) e profundo (confinado). O aquífero raso contribui para o escoamento no canal ou em trechos das sub-bacias, enquanto o aquífero profundo contribui para o escoamento fora da bacia hidrográfica (NEITSCH et al., 2005).

O escoamento subterrâneo ou de base somente entra no trecho do canal se a quantidade de água armazenada no aquífero exceder um valor

limite especificado pelo usuário, sendo que pode ser calculado de duas formas: quando ocorre recarga e quando não ocorre recarga.

Evapotranspiração

O SWAT permite a simulação da evapotranspiração potencial por meio dos métodos de Penman-Monteith, Priestley-Taylor e Hargreaves. Quando se tem disponibilidade de dados, é aconselhável a utilização do método de Penman-Monteith, por ser considerado padrão entre os métodos indiretos para estimativa da evapotranspiração.

Clima

O modelo requer dados diários de precipitação, temperaturas máxima e mínima do ar, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa do ar, que podem ser fornecidos ao modelo a partir de registros de dados observados ou podem ser gerados.

Para gerar os dados, o SWAT utiliza o gerador climático WXGEN (SHARPLEY e WILLIAMS, 1990). O arquivo de entrada do gerador climático deve conter dados mensais, necessários para que o modelo simule dados diários representativos para a região.

Propagação da vazão sólida no canal

O transporte de sedimentos é simulado como uma função dos processos de degradação e deposição, acontecendo simultaneamente. Tais processos são simulados pelo modelo utilizando uma adaptação do método de Potência de Fluxo. Assim, a concentração máxima de sedimentos que pode ser transportada pelo fluxo em determinado trecho foi obtida por:

$$Con_{sed,max} = c_{sp} v_{pc}^{sp \text{ exp}} \quad (23)$$

em que:

$Con_{sed,max}$: concentração máxima de sedimentos ($M L^{-3}$);

v_{pc} : velocidade de pico ($L T^{-1}$); e

c_{sp} e sp e xp : coeficientes de ajuste.

A concentração de sedimentos é comparada com a concentração de sedimentos existente no início de cada intervalo de tempo. No caso de a concentração no início do intervalo de tempo ser superior à máxima, o processo de deposição predominante é estimado por:

$$sed_{dep} = (c_{sed,0} - c_{sed,max}) v_{pc} \quad (24)$$

em que:

sed_{dep} : quantidade de sedimentos depositada (M); e

$C_{sed, zero}$: concentração no início do intervalo de tempo ($M L^{-3}$).

No caso de a concentração atual ser inferior à máxima possível, a erosão no canal é o processo que predomina, sendo estimada por:

$$sed_{ero} = (con_{sed,max} - con_{sed,0}) v_{pc} K_{ca} C_{ca} \quad (25)$$

em que:

sed_{ero} : quantidade de sedimentos erodida em t;

K_{ca} : fator de erodibilidade do canal em $cm h^{-1} Pa^{-1}$; e

C_{ca} : fator de cobertura do canal.

Uma vez que foram calculadas as quantidades de sedimentos depositadas e erodidas, obteve-se a estimativa final de sedimento existente no trecho, $sed_{at}(t)$, por meio de:

$$sed_{at} = sed_{sed,0} - sed_{dep} + sed_{ero} \quad (26)$$

Por fim, a quantidade de sedimento que sai do trecho do canal foi estimada com uso da seguinte equação:

$$sed_{out} = sed_{at} \frac{V_{out}}{V_{ca}} \quad (27)$$

em que:

sed_{out} : concentração de sedimentos que sai do trecho (t);

V_{out} : volume de água que sai no intervalo de tempo (m^3); e

V_{ca} : volume de água no trecho (m^3).

4.2. Área utilizada no estudo

Com a finalidade de avaliar o desempenho do modelo SWAT na estimativa da produção, transporte e nos impactos de possíveis mudanças no uso do solo na produção de sedimentos em condições tropicais brasileiras, foram utilizadas áreas correspondentes a algumas sub-bacias do Rio Pomba.

A bacia hidrográfica do Rio Pomba foi escolhida por ter enfrentado sérios problemas relacionados à erosão dos solos e à redução na qualidade e quantidade de água nos mananciais, tornando a situação crítica em algumas de suas regiões. Segundo AGEVAP (2012), esse cenário negativo na região é devido ao alto grau de degradação de sua cobertura vegetal, apresentando um desmatamento relevante, principalmente nas áreas de cabeceiras, que se encontram completamente desprovidas de vegetação natural e inexpressivas áreas com vegetação secundária.

A bacia hidrográfica do Rio Pomba localiza-se no estado de Minas Gerais e em uma pequena parte do estado do Rio de Janeiro, com uma área de, aproximadamente, 8.700 km^2 (Figura 2). Apresenta uso e ocupação do solo relativamente uniformes, abrangendo cerca de 40 municípios mineiros e três municípios fluminenses, onde vive uma população de aproximadamente 450 mil habitantes (AGEVAP, 2012).

O Rio Pomba nasce na Serra da Conceição, município de Barbacena - MG, a 1.100 m de altitude, e deságua no Rio Paraíba do Sul. Seus

principais afluentes são os Rios Xopotó, Formoso, Novo, Piau e Pardo (AGEVAP, 2012).

O clima na bacia é do tipo Tropical Quente e Úmido, com verões quentes e chuvosos e invernos com estiagens de 4 a 5 meses. Nas regiões de maior altitude, os verões são mais brandos e o clima é classificado como superúmido sem seca ou subseca. A precipitação média anual na bacia varia de 1.200 a 1.600 mm e temperatura média, entre 17,4 e 24,7 °C (AGEVAP, 2012).

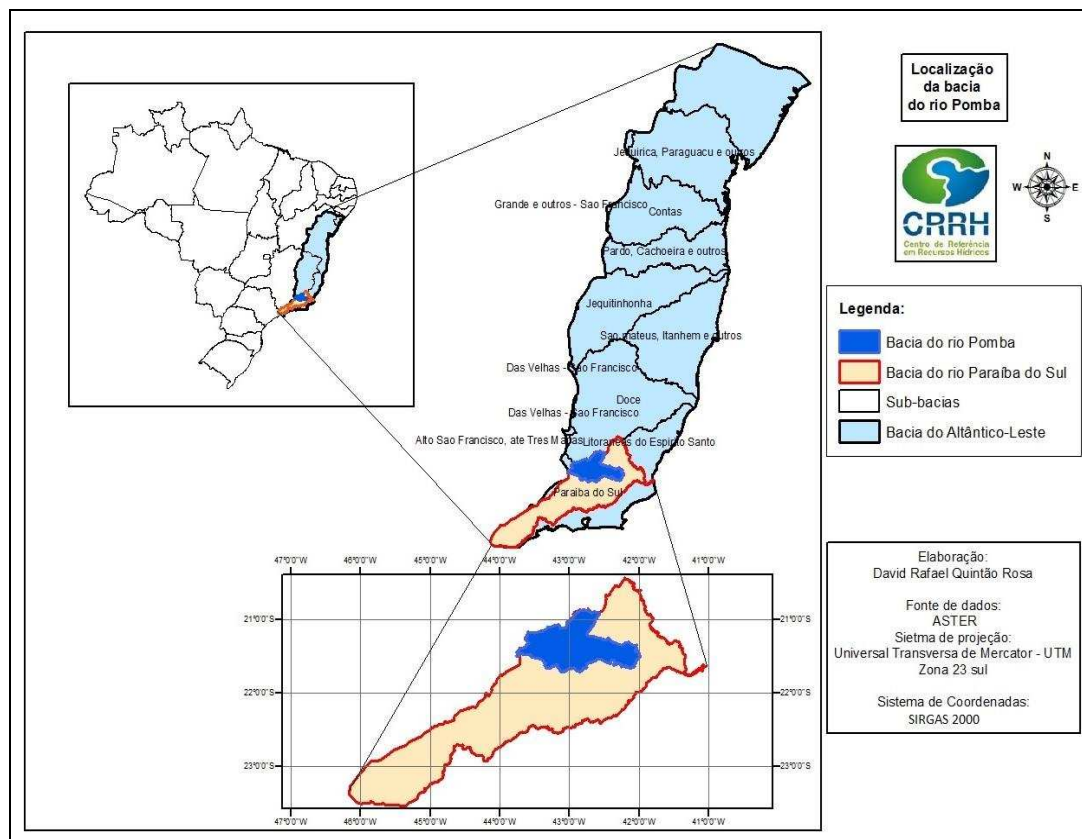


Figura 2. Localização da bacia hidrográfica do Rio Pomba no contexto nacional.

4.3. Base de dados necessária para aplicação do SWAT

A entrada de dados no modelo SWAT foi feita por meio de uma interface desenvolvida especificamente para comunicar o SWAT e o ArcGis (WINCHELL et al., 2009).

As informações necessárias foram fornecidas ao SWAT na forma de tabelas e formas espaciais (modelo digital de elevação - MDE, tipos de solos e uso do solo). A interface subdividiu automaticamente a bacia em sub-

bacias a partir do MDE e extraiu os dados de entrada com base nas informações espaciais e no banco de dados relacionados para cada sub-bacia.

4.3.1. Modelo digital de elevação e definição do número de sub-bacias utilizadas na modelagem

Na primeira etapa do processo de modelagem, o simulador requer como parâmetro de entrada o Modelo Digital de Elevação (MDE), para a delimitação da bacia de drenagem e sua divisão em sub-bacias.

Para a geração do Modelo Digital de Elevação, foram utilizadas imagens ASTER obtidas juntos NASA (<http://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp>), com resolução espacial de 30 metros.

Utilizando estas imagens como base, foi gerado o Modelo Digital de Elevação Hidrograficamente Condicionado (MDEHC) para a bacia hidrográfica do Rio Pomba, Figura 3, empregando a hidrografia mapeada pelo IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), na escala de 1:50.000, para fins de condicionamento da hidrografia obtida no MDE ASTER.

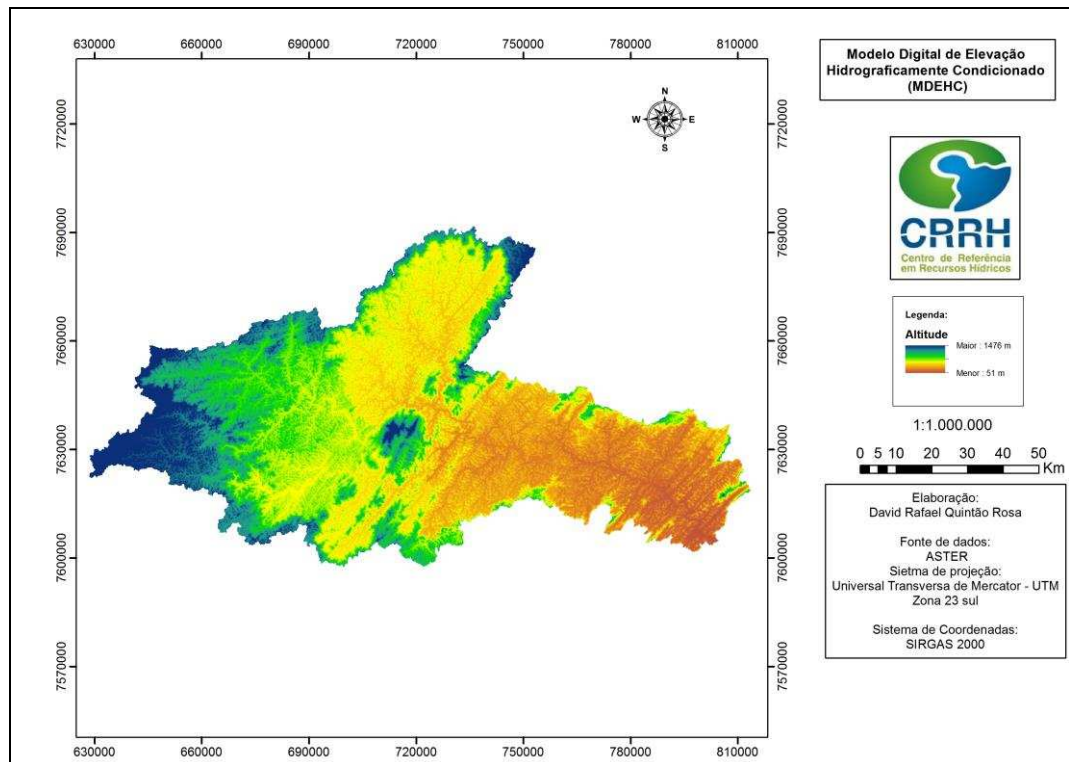


Figura 3. Modelo Digital de Elevação hidrograficamente consistente (MDEHC) para a bacia hidrográfica do Rio Pomba.

O condicionamento do MDE foi feito para garantir a associação da rede de drenagem aos dados altimétricos e conseguir assim melhor representatividade da bacia hidrográfica estudada. Este procedimento consistiu em uma série de mudanças no MDE, como o aprofundamento da calha do rio, a suavização das margens dos rios e a remoção de possíveis depressões espúrias. A Figura 4 mostra os procedimentos utilizados na geração do MDE e no processo de condicionamento.

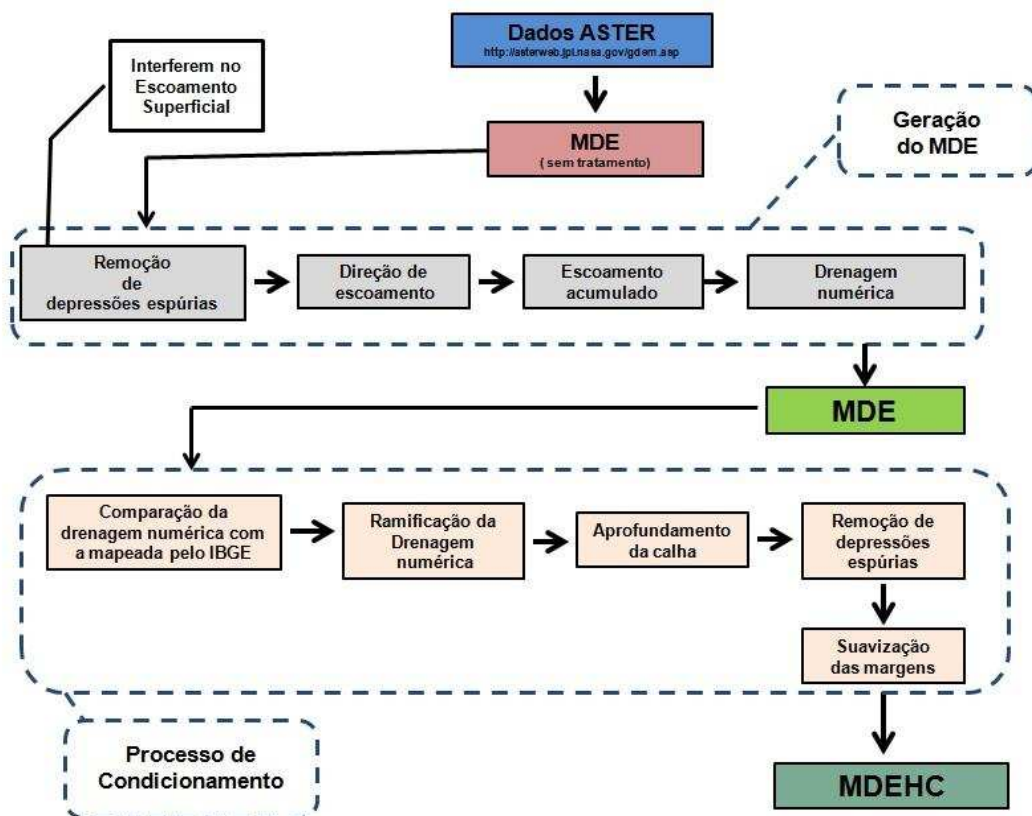


Figura 4. Esquema utilizado no processamento e condicionamento do MDE.

Durante esta etapa, o MDEHC foi inserido no modelo SWAT. Pela maior confiabilidade apresentada, neste trabalho foi inserida a rede hidrográfica de um arquivo próprio. Esta maior confiabilidade advém do fato de ter sido feita uma comparação da hidrografia numérica com a hidrografia mapeada pelo IBGE, tendo como base 30 confluências.

O procedimento de divisão de sub-bacias utilizado pelo SWAT adiciona automaticamente os pontos de confluência da rede hidrográfica, os quais representam os exultórios de cada sub-bacia. Com base no MDEHC, é feita a determinação da direção de fluxo para cada pixel, permitindo, assim, delimitar a área que contribui com o escoamento superficial para cada ponto da rede hidrográfica.

A Figura 5 mostra as 35 sub-bacias delimitadas pelo modelo. Posteriormente, estas sub-bacias foram divididas em Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs).

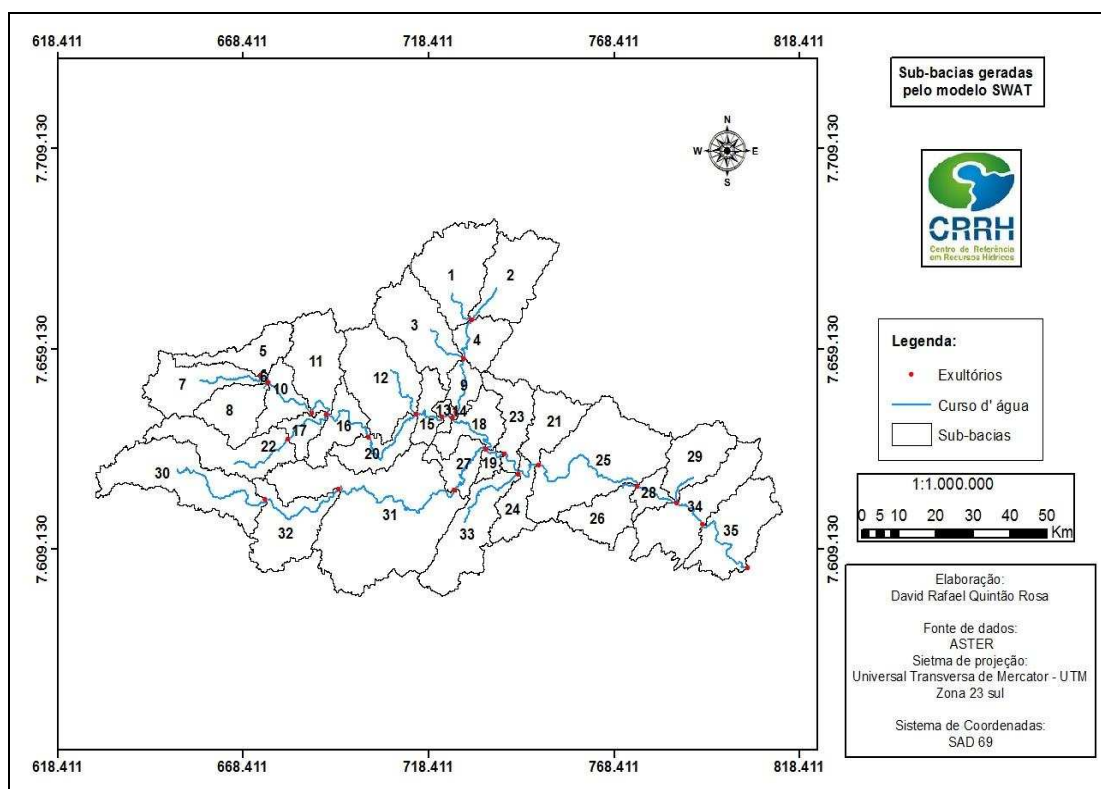


Figura 5. Sub-bacias geradas pelo modelo SWAT para a bacia hidrográfica do rio Pomba.

4.3.2. Dados pedológicos

Os dados espaciais de solo, representando a distribuição dos tipos de solo na da bacia do Rio Pomba, foram inseridos no modelo, utilizando um mapa de solos elaborado com base em um levantamento pedológico da bacia do Rio Paraíba do Sul, feito por Schaefer et al. (2010), na escala de 1:500. 000 (Figura 6). De acordo com este estudo, ocorrem na bacia e estão representadas no mapa as seguintes classes de solo: Argissolo Vermelho Eutrófico (PVe), Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd), Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico (PVAe), Cambissolo Háplico Tb Distrófico (CXbd), Cambissolo Háplico Tb Eutrófico (CXBe), Cambissolo Húmico Distrófico (CHd), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e Latossolo Amarelo Distrófico (LAd).

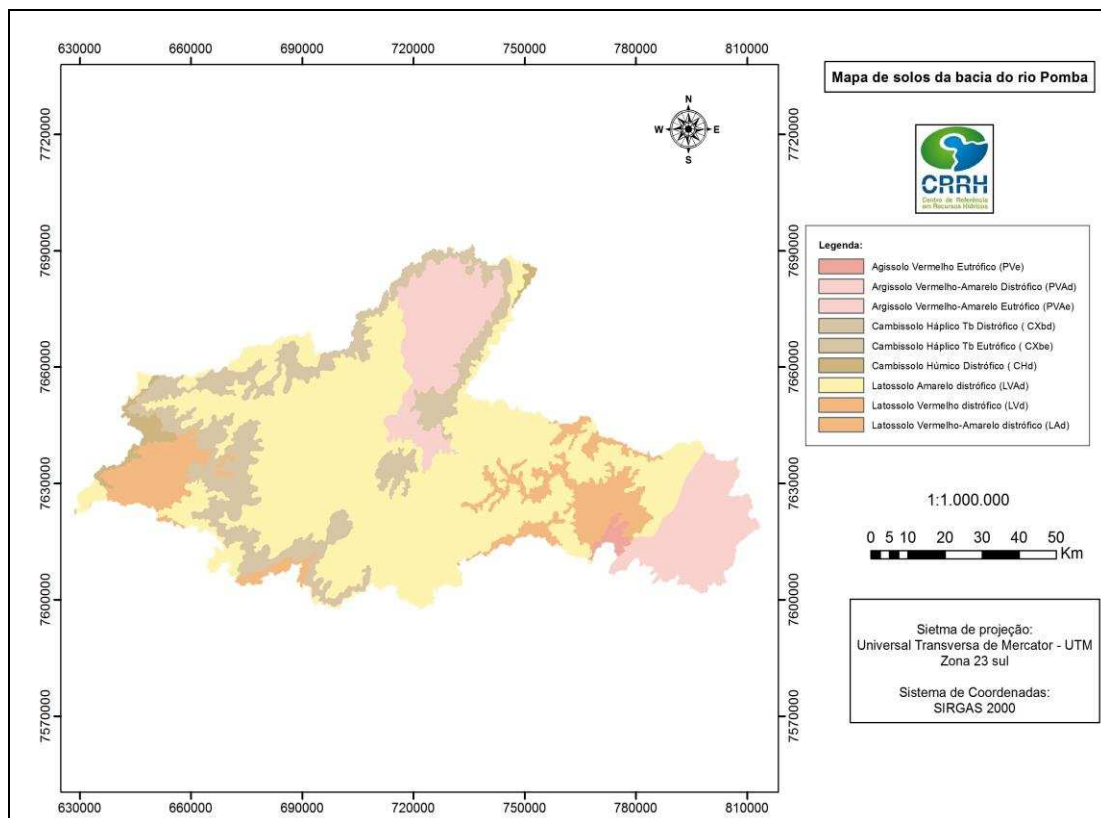


Figura 6. Mapa de solos da bacia hidrográfica do rio Pomba.

Adaptado de Schaefer et al. (2010).

Além do mapa de solos, o modelo requer um banco de dados tabulares, o qual deve conter informações das características físico-hídricas destes solos. A Tabela 5 mostra os parâmetros necessários ao modelo. Os valores utilizados destes atributos estão apresentados no Apêndice.

Tabela 5. Parâmetros relativos aos tipos de solo necessários ao SWAT

Parâmetro	Descrição	Unidade
SNAM	Código referente do tipo de solo inserido no banco de dados	-
NLAYERS	Número de camadas do perfil	-
HYDGRP	Grupo hidrológico	
SOL_ZMX	Profundidade máxima da raiz no solo	Mm
SOL_AWC	Capacidade de água disponível	mm/mm
ANOIN_EXCL	Porosidade do solo	Fração

SOL_Z	Profundidade de cada camada	Mm
SOL_BD	Densidade aparente do solo	g /cm ³
SOL_CBN	Teor de carbono orgânico	% em peso
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada	mm/h
CLAY	Porcentagem de argila	% em peso
SILT	Porcentagem de silte	% em peso
SAND	Porcentagem de areia	% em peso
ROCK	Porcentagem de cascalho	% em peso
SOL_ALB	Albedo do solo	Fração
USLE_K	Fator K da USLE	-

Os parâmetros relativos ao grupo hidrológico, profundidade máxima das raízes e porosidade do solo não necessitam ser especificados para cada uma das camadas do solo, diferentemente dos demais parâmetros. Portanto, foram mantidos constantes.

Os parâmetros relativos a cada uma das camadas são diferenciados dentro das rotinas do simulador, e para isto são adicionados Algarismos referentes ao número da camada, precedidos da sigla de cada parâmetro. Logo, para a capacidade de água disponível da primeira camada de solo, tem-se SOL_AWC1, para a segunda camada, SOL_AWC2 e, assim, sucessivamente.

É importante frisar que não foram encontrados dados relativos ao parâmetro profundidade máxima da raiz no solo para região da bacia hidrográfica do Rio Pomba e, sendo assim, assumiu-se que não existem impedimentos para o pleno desenvolvimento das raízes ao longo da profundidade.

Sartori et al. (2005) fizeram a classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente pelo Método do Serviço de

Conversação do Solo dos Estados Unidos (SCS). A metodologia utilizada e os resultados obtidos neste estudo foram utilizados no presente trabalho para definir os grupos hidrológicos dos solos pertencentes à bacia em estudo. Os solos da bacia foram classificados como pertencentes às classes A e C.

Para uma estimativa inicial dos valores de condutividade hidráulica do solo saturado, foram utilizados os resultados obtidos por Moraes et al. (2003) e Zonta et al. (2010).

O parâmetro K da USLE foi determinado de acordo com a metodologia proposta por Williams (1995), baseando os valores de erodibilidade do solo nas suas características texturais e no teor de carbono orgânico do solo.

Os demais dados referentes aos parâmetros do solo foram obtidos do estudo realizado pelo projeto RADAMBRASIL, na escala de 1:1.000.000 (RADAMBRASIL, 1983).

4.3.3. Uso e cobertura do solo

O mapa de uso e cobertura do solo, Figura 7, utilizado neste trabalho foi elaborado por Pereira (2013), tendo como base imagens Landsat TM+, datadas de 2010, utilizando o método de classificação supervisionada da máxima verossimilhança.

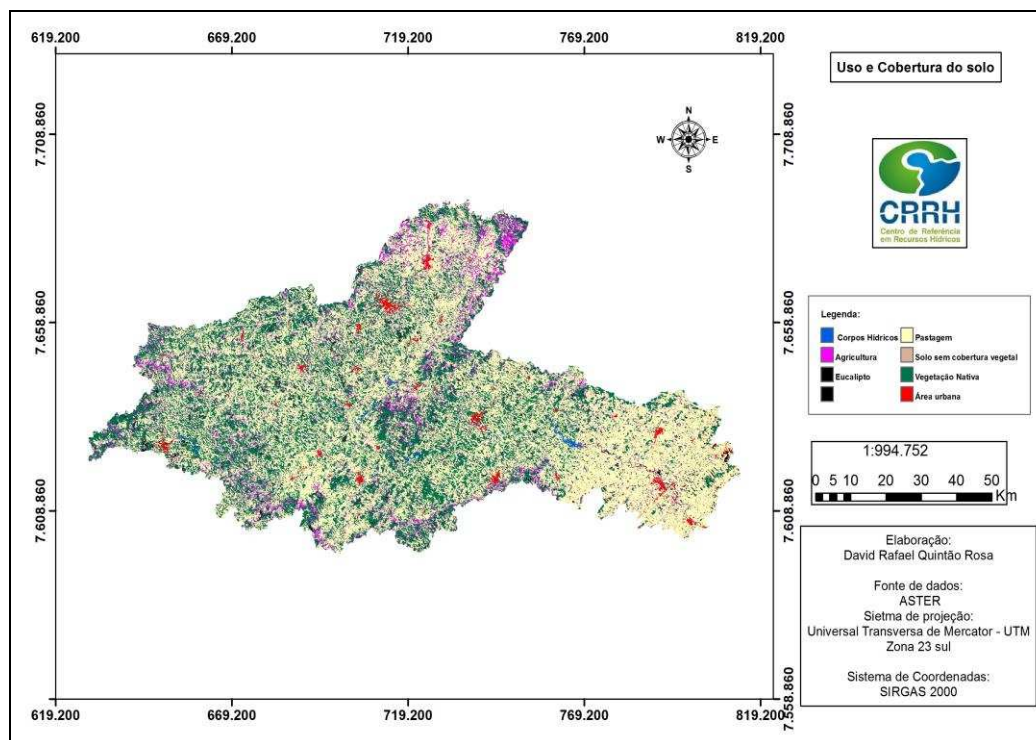


Figura 7. Mapa uso e ocupação de solo da bacia hidrográfica do Rio Pomba. Adaptado de Pereira (2013).

A Tabela 6 mostra as classes correspondentes ao uso e ocupação do solo e suas respectivas porcentagens.

Tabela 6. Porcentagens de área para cada tipo de uso do solo.

Uso do solo	Área (%)
Corpos hídricos	0,4
Área urbana	1,5
Agricultura	7,7
Solo sem cobertura vegetal	1,2
Vegetação nativa	31,0
Eucalipto	2,8
Pastagem	55,5
Total	100,0

As informações espaciais referentes às classes de uso e ocupação do solo foram associadas, por aproximação e equivalência, ao banco de dados do modelo, porém, algumas variáveis foram substituídas com a finalidade de obtenção de melhor representação das condições tropicais brasileiras. O critério de substituição destas variáveis se baseou na disponibilidade e

facilidade de acesso das informações necessárias, seguindo critérios definidos por Pereira (2013). A Tabela 7 mostra as variáveis substituídas e seus respectivos valores.

Tabela 7. Variáveis e seus respectivos valores substituídos na base de dados do modelo.

Cobertura vegetal	IAF (Índice de área foliar)	GSI (Cond. estomática máxima)	OV_N (“n” de Manning para superfície)
Floresta	7,0 (Almeida & Soares, 2003)	0, 033 (Túnel & Teixeira Filho, 2012)	0,3 (Neitsh et al., 2005)
Eucalipto	4,0 (Almeida & Soares, 2003)	0,01 (Almeida & Soares, 2003)	0,23 (Natalino et al., 2008)
Pastagem	3,0 (Viola et al., 2009)	0, 010 (McWilliam et al., 1996)	0,17 (Neitsh et al., 2005)
Agricultura	7,0 (Viola et al., 2009)	0, 0095	-

Fonte: Adaptado de Pereira (2013).

Posteriormente à inserção destas informações, o modelo associou os dados relativos ao uso e cobertura do solo às informações espaciais relativas e criou os arquivos de entrada utilizados na simulação.

4.3.4. Definição das Unidades de Resposta Hidrológica (HRU)

A definição das Unidades de Resposta Hidrológicas (HRU) a serem adotadas nas sub-bacias foi feita em função dos dados espaciais de relevo, uso e cobertura do solo e tipos de solo. Após a inserção destes dados, o modelo SWAT definiu estas HRUs.

Durante a definição das HRUs, o modelo permitiu definir os limites de exclusão para tipos de solo, tipos de cobertura e classes de declividade, podendo estes limites ser definidos em função da área desejada de cada HRU ou em relação à porcentagem da classe em cada sub-bacia. Logo, é permitido ao usuário definir o nível de detalhamento de representação das sub-bacias, excluindo, a seu critério, por exemplo, usos de solo cuja porcentagem seja inferior a um determinado valor.

Com a finalidade de alcançar o maior detalhamento possível e evitar a perda ou até mesmo a alteração de informações espaciais, neste trabalho não foram aplicados limites de exclusão, possibilitando, assim, a criação de

todas as HRUs possíveis. Assim, com esta discretização, foram geradas 3.768 HRUs.

Posteriormente à definição das HRUs, o modelo gerou automaticamente um relatório contendo o número de HRUs combinadas e a extensão das áreas referentes a cada tipo de solo, aos tipos de cobertura do solo e às classes de declividade, sendo registradas as porcentagens de cada um deles, para todas as sub-bacias.

4.3.5. Dados Climáticos

O processo chave para a modelagem hidrossedimentológica utilizado pelo SWAT é o balanço hídrico. Portanto, a alimentação do modelo com parâmetros climáticos é de extrema importância, por interferirem em todas as etapas do balanço hídrico.

Os dados climáticos relativos à precipitação foram constituídos por séries históricas de 14 estações pluviométricas que tinham dados disponíveis no Sistema de Informações Hidrológicas (HIDROWEB), mantido pela Agência Nacional de Águas (ANA). Vale ressaltar que quatro estações utilizadas no estudo estão situadas ao redor da área de drenagem da bacia do Rio Pomba. As informações relativas a cada uma das estações estão apresentadas na Tabela 8. A Figura 8 apresenta a distribuição espacial das estações pluviométricas utilizadas neste estudo.

Tabela 8. Informações sobre as estações pluviométricas utilizados no presente trabalho

	Posto Pluviométrico	Código	Entidade	Latitude	Longitude	Altitude (m)
1.	Astolfo Dutra	02142000	ANA	-21,307	-42,861	231
2.	Cataguases	02142001	ANA	-21,389	-42,696	182
3.	Desterro do Melo	02143003	ANA	-21,149	-43,520	780
4.	Fazenda da Barra	02142007	ANA	-21,658	-42,343	152
5.	Fazenda Umbaúbas	02142004	ANA	-21,050	-42,516	490
6.	Guarani	02143001	ANA	-21,356	-43,050	398
7.	Piau	02143022	ANA	-21,499	-43,154	472
8.	Rio Novo	02143018	ANA	-21,473	-43,121	397
9.	Santos Dumont	02143062	ANA	-21,431	-43,553	860
10.	Santo Antônio de Pádua	02142058	ANA	-21,542	-42,181	70
11.	Tabuleiro	02143017	ANA	-21,355	-43,247	502
12.	Usina Ituerê	02143000	ANA	-21,309	-43,202	512
13.	Usina Maurício	02142006	ANA	-21,471	-42,813	214
14.	Viçosa	02042024	ANA	-20,750	-42,850	712

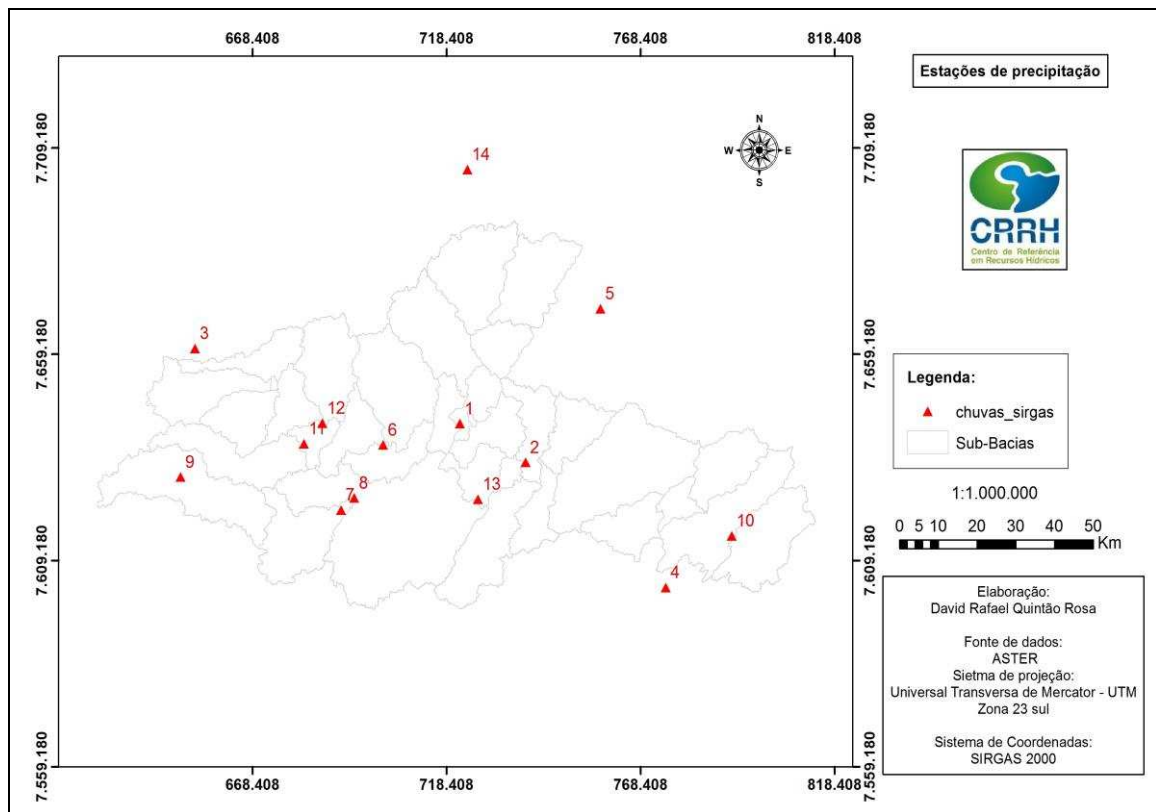


Figura 8. Distribuição espacial das estações pluviométricas.

Outro ponto fundamental da determinação do balanço hídrico é a evapotranspiração. Ela foi obtida utilizando dados diários de temperatura máxima e mínima, umidade relativa, velocidade do vento e radiação solar. A Tabela 9 apresenta as características das estações meteorológicas disponíveis na base de dados do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), que foram utilizadas. A Figura 9 mostra a distribuição espacial de tais estações, notando-se que todas se encontram na periferia da área de drenagem da bacia do Rio Pomba. Neste trabalho, optou-se pelo método de Penman-Monteith.

Caso alguns dos parâmetros necessários para a simulação da evapotranspiração, bem como outras variáveis climáticas, não estejam disponíveis ou apresentem falhas nas séries históricas, o SWAT permite ao usuário simular, tendo com base dados mensais, os valores dos parâmetros necessários por meio do gerador climático WXGEN (SHARPLEY e WILLIAMS, 1990). Neste trabalho, foi necessária a utilização do gerador climático para preencher as falhas existentes nas séries históricas.

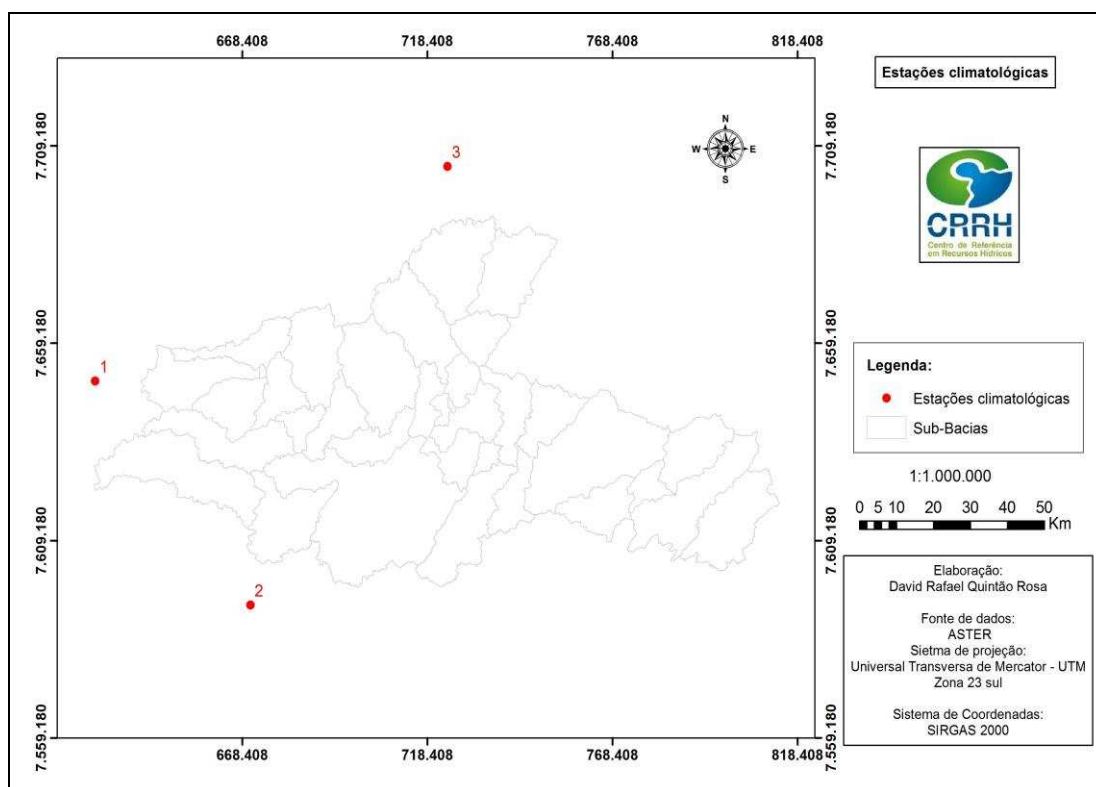


Figura 9. Distribuição espacial das estações climatológicas.

Tabela 9. Principais informações sobre as estações climatológicas.

Estação climatológica	Código	Operadora	Latitude (°)	Longitude (°)	Altitude (m)
1. Barbacena	83869	INMET	-21,250	-43,767	1081,0
2. Juiz de Fora	83692	INMET	-21,767	-43,314	713,1
3. Viçosa	83642	INMET	-20,750	-42,850	711,4

4.3.6. Sedimentos

Com relação aos sedimentos, neste trabalho foram utilizados os dados disponibilizados pela rede da ANA (Agência Nacional de Águas) em estações de monitoramento espalhadas ao longo da bacia Hidrográfica do Rio Pomba. Ressalta-se, entretanto, que pela facilidade de coleta e baixo custo quando comparado às demais frações de sedimentos, a ANA fornece somente a concentração de sedimentos em suspensão.

4.3.6.1. Curva Chave de Sedimentos para a Bacia do Rio Pomba

A base de dados de sedimentos disponibilizada pela ANA para a bacia do Rio Pomba é constituída por 02 estações disponíveis no Sistema de Informações Hidrológicas (HIDROWEB). A Figura 10 mostra a distribuição espacial das estações sedimentométricas e a Tabela 10, suas respectivas informações.

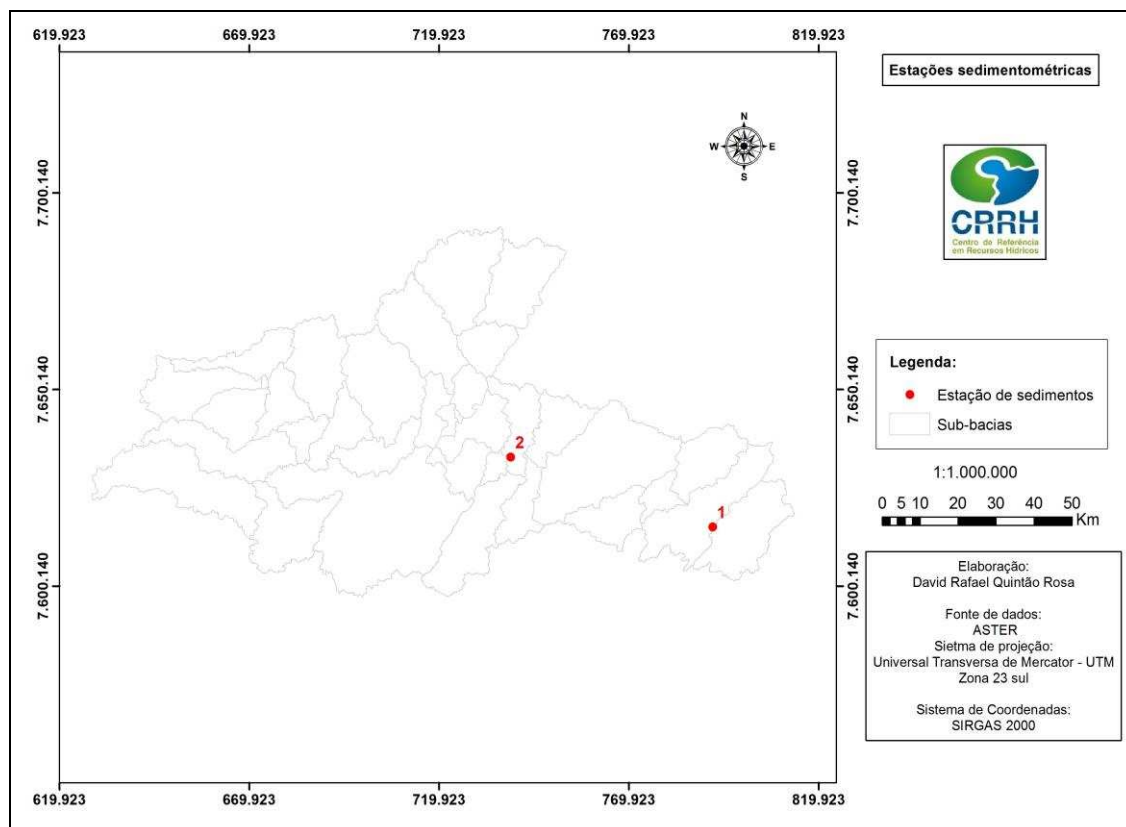


Figura 10. Distribuição espacial dos postos sedimentométricos localizados no interior da Bacia Hidrográfica do Rio Pomba.

Tabela 10. Principais informações sobre os postos sedimentométricos utilizados no estudo

Estações sedimentométricas	Código	Entidade	Latitude (°)	Longitude (°)	Rio	Ad (Km ²)
1. Cataguases	58770000	ANA	-21,390	-42,696	Pomba	5.837
2. Santo Antônio de Pádua II	58790002	ANA	-21,542	-42,180	Pomba	8.210

Na operação das estações sedimentométricas da ANA, são previstas pelo menos quatro medições anuais em cada estação, sendo coletados dados de concentração de sedimentos em suspensão, a cota e a vazão no momento da coleta das amostras. O método utilizado para a amostragem da mistura água-sedimento é o de integração na vertical, e a definição dos locais de amostragem ao longo da seção transversal do rio é feita pelo método do Igual Incremento de Largura.

Pela baixa disponibilidade de dados de sedimentos na estação 58790002 e em função de eles serem referentes a um período muito anterior ao utilizado na simulação, esta estação não foi utilizada neste trabalho.

A estação hidrossedimentométrica 58770000 tem dados coletados de sedimentos nos períodos de 1984 a 1989 e de 1991 a 2004, com um total de 62 observações. A concentração de sedimentos em suspensão obtida nestas medições variou de 2,54 mg L⁻¹ a 772, 72 mg L⁻¹ para valores de vazão obtidos nos momentos de coleta de 40,8 m³ s⁻¹ e 370 m³ s⁻¹, respectivamente.

Com os valores de concentração de sedimentos em suspensão de cada medição, foi traçada a curva chave para a estação, pelo método da regressão, segundo metodologia apresentada por Carvalho (1994), correlacionando-os com os dados de vazão obtidos no momento da coleta de sedimentos.

4.3.7. Vazão

A rede de coleta de dados de vazão da bacia do Rio Pomba é constituída por dez postos fluviométricos. A Figura 11 mostra as localizações destes postos e a Tabela 11, as principais informações sobre eles.

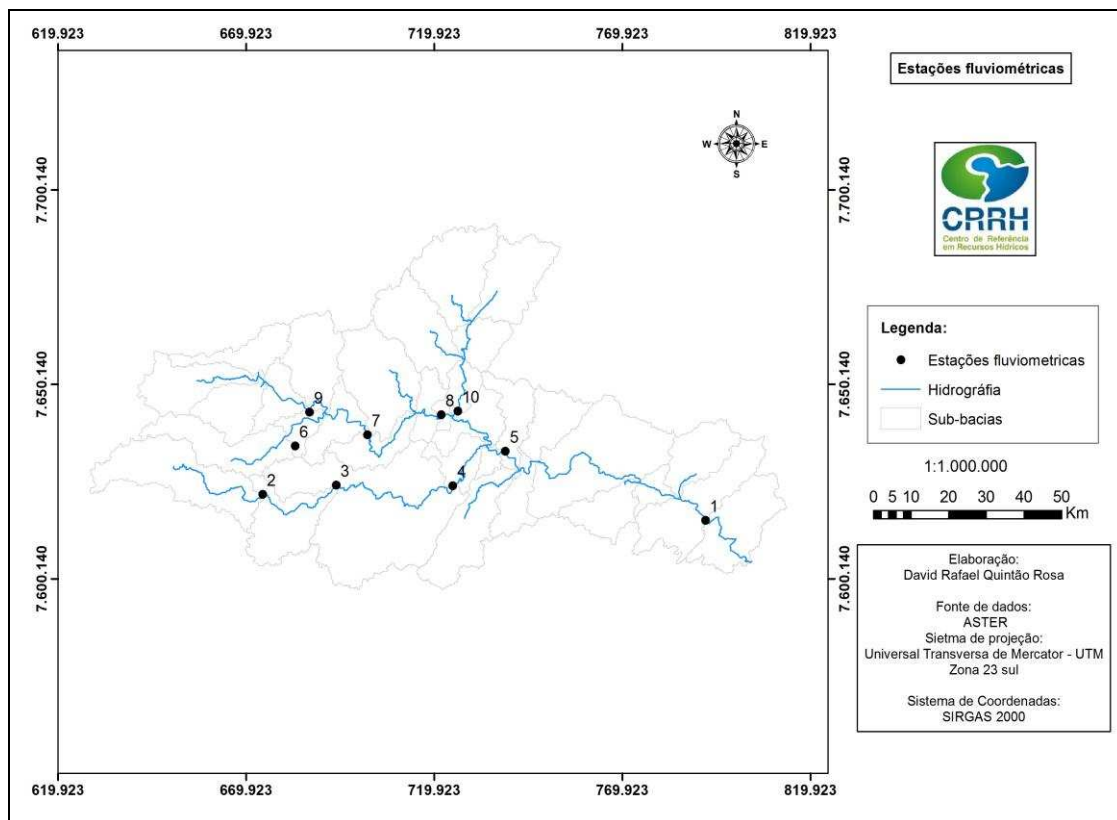


Figura 11. Distribuição espacial das estações fluviométricas na bacia do Rio Pomba.

Tabela 11. Principais informações sobre os postos fluviométricos utilizados neste estudo

Posto fluviométrico	Código	Latitude	Longitude	Rio	Ad (km ²)
1. Astolfo Dutra	58735000	-21,309	-42,860	Pomba	2350
2. Barra do Xopotó	58736000	-21,298	-42,823	Xopotó	1280
3. Cataguases	58770000	-21,390	-42,696	Pomba	5880
4. Guarani	58730001	-21,355	-43,049	Pomba	1650
5. Piau	58750000	-21,499	-43,318	Piau	490
6. Rio Novo	58755000	-21,474	-43,128	Novo	835
7. Sto. Antônio de Pádua	58790000	-21,541	-42,180	Pomba	8210
8. Tabuleiro	58720000	-21,360	-43,258	Formoso	322
9. Usina Itueré	58710000	-21,304	-43,198	Pomba	784
10. Usina Maurício	58765001	-21,473	-42,826	Novo	1770

4.4. Análise de sensibilidade dos parâmetros do SWAT relacionados com a produção de sedimentos

Foi feita uma análise de sensibilidade embasada no estudo dos parâmetros e variáveis de entrada do SWAT, a fim de evidenciar aqueles que, quando modificados, influenciam de maneira significativa os resultados de produção de sedimentos. Para que este objetivo fosse alcançado, utilizou-se uma área de drenagem no interior da bacia do Rio Pomba, cujo ponto de controle considerado foi determinado pela localização da estação fluviométrica Cataguases (58770000), pertencente à rede de monitoramento da ANA (Figura 12). Esta escolha teve por base o tempo necessário ao processo da análise de sensibilidade e a disponibilidade de dados de sedimentos observados.

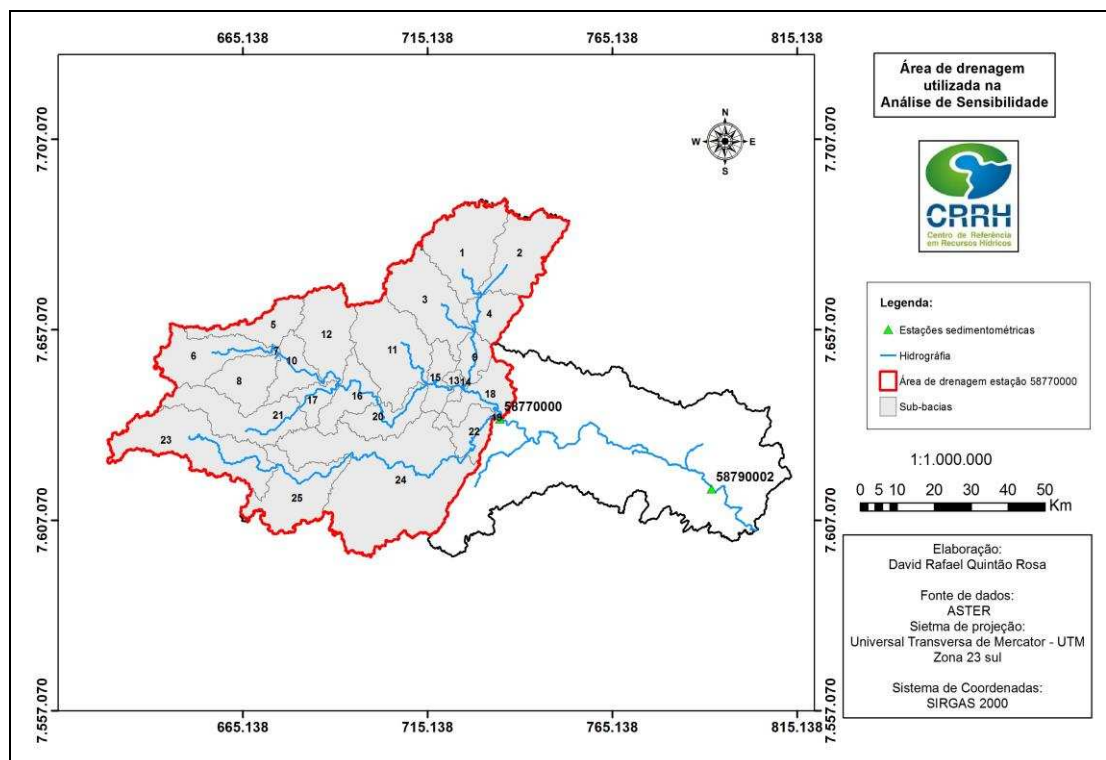


Figura 12. Área de drenagem utilizada na análise de sensibilidade do SWAT.

Nesta análise de sensibilidade, procurou-se trabalhar com os parâmetros relacionados à produção de sedimentos e ao escoamento superficial. Com a utilização da ferramenta "*Watershed Delineator*", foi feita,

de forma automática, a divisão da bacia em análise em 25 sub-bacias. As características de cada sub-bacia estão apresentadas na Tabela 12.

Tabela 12. Informações das sub-bacias utilizadas na análise de sensibilidade

Sub-Bacias	Área (km ²)	Latitude (°)	Longitude (°)	Elevação (m)
1	37,879	-20,98	-42,829	452
2	30,975	-20,99	-42,682	559
3	35,027	-21,1	-42,927	418
4	14,232	-21,13	-42,762	445
5	17,187	-21,17	-43,327	737
6	26,558	-21,24	-43,513	808
7	451,000	-21,23	-43,322	588
8	19,684	-21,30	-43,400	655
9	8,935	-21,24	-42,806	432
10	14,127	-21,27	-43,281	583
11	41,931	-21,22	-43,022	407
12	29,335	-21,18	-43,189	602
13	2,858	-21,31	-42,846	358
14	471,000	-21,3	-42,831	331
15	10,835	-21,29	-42,897	449
16	16,745	-21,33	-43,130	471
17	8,124	-21,35	-43,221	518
18	16,700	-21,32	-42,777	387
19	20,000	-21,38	-42,744	206
20	16,266	-21,39	-43,039	476
21	31,291	-21,40	-43,334	749
22	13,080	-21,41	-42,815	353
23	48,345	-21,46	-43,528	862
24	109,133	-21,53	-43,034	480
25	33,753	-21,56	-43,271	570

A análise de sensibilidade foi feita de forma automática, utilizando a ferramenta "*Sensitivity Analysis*" para as 25 sub-bacias (Figura 12). Os parâmetros considerados durante a análise e que, segundo Neitsch et al. (2005), são calibráveis pelo modelo estão apresentados na Tabela 13.

Tabela 13. Parâmetro calibrado do processo de produção de sedimentos para fins de análise de sensibilidade

Parâmetro	Descrição
ALPHA_BF	Constante de recessão do escoamento de base (dias)
BIOMIX	Eficiência da mistura biológica do solo (adimensional)
BLAI	Índice de área foliar máximo ($m^2 m^{-2}$)
CANMX	Quantidade de água máxima interceptada pela vegetação (mm)
CH_K2	Condutividade hidráulica efetiva do canal ($mm h^{-1}$)
CH_N2	Coefficiente de Manning para o canal principal ($s m^{1/3}$)
CN2	Número da curva inicial para a condição de umidade ACMII (adimensional)
EPCO	Fator de compensação do consumo de água pelas plantas (adimensional)
ESCO	Fator de compensação de evaporação da água do solo (adimensional)
GW_DELAY	Intervalo de tempo para recarga do aquífero
GW_REVAP	Coefficiente de ascensão da água à zona de saturação (adimensional)
RCHRG_DP	Fração de percolação para o aquífero profundo
REVAPMN	Profundidade limite da água no aquífero para ocorrência da ascensão da água à zona não saturada (mm).
SLOPE	Declividade média da sub-bacia ($m m^{-1}$)
SOL_ALB	Albedo do solo (adimensional)
SOL_AWC	Armazenamento de água no solo ($mm mm^{-1}$)
SOL_K	Condutividade hidráulica do solo saturado ($mm h^{-1}$)
SOL_Z	Profundidade da camada de solo (mm)
SURLAG	Tempo de retardamento do escoamento superficial direto (dias)
USLE_C	Fator de cobertura do solo da USLE (adimensional)
USLE_P	Fator de práticas de manejo da USLE (adimensional)
CH_EROD	Fator de erodibilidade do canal
CH_COV	Fator de cobertura do canal
SPCON	Coefficiente linear de fluxo de sedimentos
SPEXP	Coefficiente exponencial do fluxo de sedimento

4.5. Calibração

A calibração do modelo foi feita por comparação entre os valores diários de vazão e de concentração de sedimentos no curso d' água simulados pelo modelo e os valores observados destas variáveis. Os valores de concentração de sedimentos observados foram gerados pela curva chave de sedimentos obtida para a estação fluviométrica Cataguases (58770000) (Figura 13).

O período de observações utilizado na calibração foi referente aos anos de 1995 até 1999. Este período foi escolhido para a calibração do modelo por apresentar boa amplitude de variação de vazões e de concentração de sedimentos no curso d'água.

Durante esta etapa, utilizou-se a calibração manual, com o objetivo de estimar os valores dos parâmetros que melhor representassem os valores observados, para que ocorresse a maximização da função objetivo "Coeficiente de Nash-Sutcliffe", desenvolvido por Nash e Sutcliffe (1970), e pela minimização da função objetivo "percentual de viés". Este tipo de calibração foi adotado pelo elevado número de HRUs e pelo longo tempo necessário para a calibração automática.

O coeficiente de Nash-Sutcliffe é utilizado para a comparação da magnitude relativa da variação dos resíduos comparados com a variação dos dados observados. Já o percentual de viés, segundo Gupta et al. (1999), indica a tendência para os valores previstos serem superiores ou inferiores aos valores observados. Enquanto o coeficiente de Nash-Sutcliffe deve ser o máximo possível, o valor ideal para o percentual de viés é 0%: assim valores positivos indicam modelos com resultados com tendência de superestimativa e valores negativos indicam modelos com tendência de subestimativa dos valores.

4.6. Validação

O primeiro teste de validação foi realizado dividindo a série temporal de referência em duas partes: a primeira parte da série é utilizada para a calibração dos parâmetros de entrada, variando seus valores até que os

resultados simulados sejam equivalentes aos observados, e a segunda parte da série foi utilizada para validar o modelo sem alteração nos parâmetros calibrados, conforme descrito por LI et al., 2009. Ainda, de acordo com Salles (2012), objetiva-se com este teste verificar a aderência dos resultados da simulação a um conjunto de dados diferentes dos utilizados para calibrar o modelo. Assim, foi selecionado o período entre 2000 e 2004 para validar o modelo na seção de controle referente à estação fluviométrica Cataguases (58770000) (Figura 13).

O segundo teste empregado para validação do modelo foi feito em pontos localizados no interior da bacia de calibração. Segundo Pereira (2013), este teste é utilizado para geração de variáveis em locais sem monitoramento. Neste trabalho, o modelo calibrado foi empregado para o período de 1995 a 2004, nas seções de controle referentes às estações fluviométricas Barra do Xopotó e Usina Maurício (Figura 13).

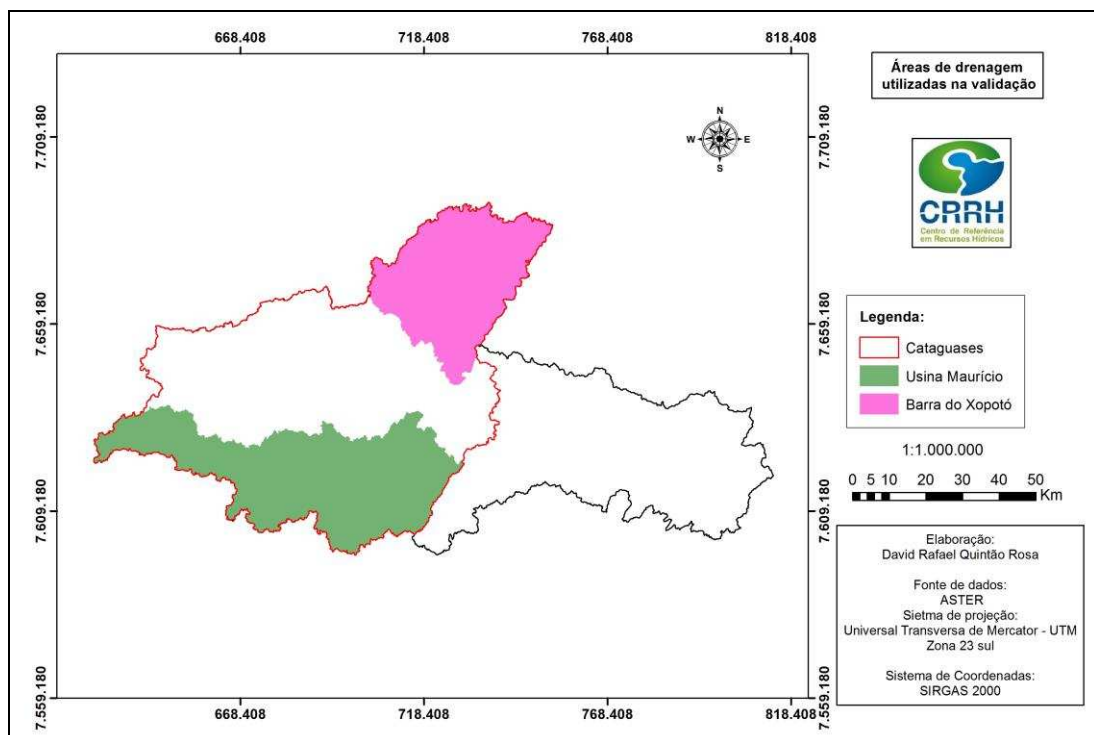


Figura 13. Seções utilizadas para a calibração e validação do SWAT.

4.7. Análises estatísticas

O desempenho do modelo SWAT nas etapas de calibração e validação foi avaliado por análises estatísticas. Para avaliar a capacidade do

modelo em reproduzir a distribuição dos dados observados e a variabilidade entre os dados observados e simulados, foram utilizados média e desvio padrão. Para analisar o ajuste dos valores preditos pelo modelo aos dados observados, foram utilizados os coeficientes de determinação (R^2) e de eficiência Nash-Sutcliffe (E_{NS}) (NASH e SUTCLIFFE, 1970). Para avaliar a magnitude do erro, foi utilizado o Percentual de Tendência (PBIAS). A seguir, são apresentadas as equações para a determinação dos valores do E_{NS} e do PBIAS, respectivamente.

$$E_{NS} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (28)$$

$$PBIAS = \sum_{i=1}^n \frac{(O_i - P_i)}{\sum_{i=1}^n O_i} \cdot 100 \quad (29)$$

em que:

n : número de observações durante o período simulado;

O_i e P_i : valores observados e estimados em cada comparação i , respectivamente; e

\bar{O} : média aritmética dos valores observados.

Viola et al. (2009) e Baltokoski et al. (2010) adotaram critério de que, quando o valor de E_{NS} for maior que 0,75, o desempenho do modelo é considerado bom. Para valores de E_{NS} entre 0,36 e 0,75, o desempenho é considerado aceitável, enquanto valores de E_{NS} inferiores a 0,36 fazem com que o modelo seja julgado inaceitável. Porém Moriasi et al. (2007) acrescentam os valores de PBIAS e R^2 na sua avaliação, além de outros intervalos de classe referentes aos valores de E_{NS} . No presente trabalho, a avaliação do desempenho do modelo será feita de acordo com os critérios adotados por Moriasi et al. (2007) (Tabela 14).

Tabela 14. Classificação de desempenho em função de intervalos de classe de E_{NS} , PBIAS e R^2 , segundo Moriasi et al. (2007)

E_{NS}	PBIAS	R^2	Classificação de desempenho
$0,75 < E_{NS} \leq 1,00$	$PBIAS \leq \pm 10$	$0,75 < R^2 \leq 1,00$	Muito Bom
$0,60 < E_{NS} \leq 0,75$	$\pm 10 < PBIAS \leq \pm 15$	$0,60 < R^2 \leq 0,75$	Bom
$0,50 < E_{NS} \leq 0,60$	$\pm 15 < PBIAS \leq \pm 25$	$0,50 < R^2 \leq 0,60$	Satisfatório
$E_{NS} \leq 0,50$	$PBIAS \leq \pm 25$	$R^2 \leq 0,50$	Insatisfatório

4.8. Mudanças no uso e ocupação do solo

Após a calibração e validação do modelo, simulou-se o efeito de alterações no uso do solo sobre a produção de sedimentos no interior da bacia do Rio Pomba. Foram criados dois cenários hipotéticos de uso do solo: Cenário I e Cenário II.

Os cenários foram simulados em uma área de drenagem correspondente à estação fluviométrica conhecida como Usina Mauricio (58765001). A escolha desta área, Figura 14, para a simulação baseou-se no fato de ela apresentar uso e ocupação do solo representativo de toda a área da bacia do Rio Pomba.

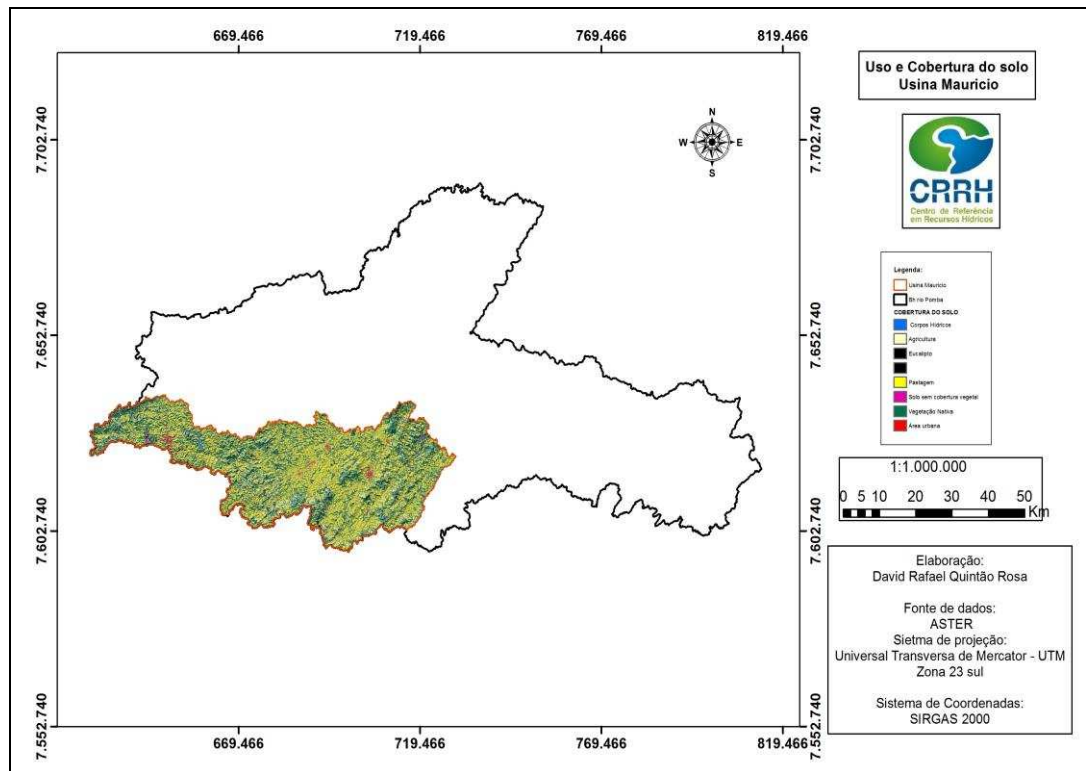


Figura 14. Área de drenagem utilizada na simulação de cenários de uso e ocupação do solo na bacia do rio Pomba.

O Cenário I constituiu-se da substituição de áreas de pastagens por reflorestamento, prevendo um crescimento de 5% ao ano da área de reflorestamento em um período de 10 anos. A Tabela 15 mostra os valores referentes às porcentagens de uso e ocupação do solo para o cenário atual e para o Cenário I.

Tabela 15. Porcentagens de áreas ocupadas por tipo de uso na área de drenagem da estação Fluviométrica Usina Maurício para o cenário atual e para o Cenário I

Uso do solo	Cenário atual	Cenário I
	Área (%)	Área (%)
Corpos Hídricos	0,43	0,43
Área urbana	1,00	1,00
Agricultura	7,49	7,49
Solo exposto	0,35	0,35
Vegetação nativa	38,41	38,41
Eucalipto	3,10	5,00
Pastagem	49,21	47,31
Total	100,00	100,00

O Cenário II constituiu-se da substituição de áreas de pastagens por agricultura, prevendo uma porcentagem de 12% ao ano de crescimento e mesmo período utilizado no Cenário I. A Tabela 16 mostra a comparação entre o cenário atual e o Cenário II.

Tabela 16. Porcentagens de áreas ocupadas por tipo de uso na área de drenagem da estação Fluviométrica Usina Mauricio, para o cenário atual e para o Cenário II

Uso do solo	Cenário atual	Cenário II
	Área (%)	Área (%)
Corpos Hídricos	0,43	0,43
Área urbana	1,00	1,00
Agricultura	7,49	12,00
Solo exposto	0,35	0,35
Vegetação nativa	38,41	38,41
Eucalipto	3,10	3,10
Pastagem	49,21	44,70
Total	100,00	100,00

A análise do efeito das mudanças no uso do solo sobre a produção de sedimentos foi feita comparando os resultados da produção média de sedimentos anual gerada pelo modelo para estes dois cenários com os valores médios anuais simulados para as condições atuais de uso e ocupação do solo. A comparação foi feita pelas análises de gráficos e de estatísticas simples. Foi feita também uma avaliação da distribuição espacial da produção de sedimentos nas sub-bacias para os dois cenários e o de uso atual, sendo este último o padrão de comparação.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Curva Chave de sedimentos

A Tabela 17 apresenta os valores de vazão e as correspondentes concentrações de sedimentos utilizados para a geração da curva chave.

Tabela 17. Valores de vazão e concentração de sedimentos utilizados para a obtenção da curva chave de concentração de sedimentos para a estação fluviométrica da Cataguases

Data	Vazão (m ³ s ⁻¹)	Css (mg L ⁻¹)
23/01/1984	253,00	200,49
26/03/1984	98,10	58,85
24/05/1984	74,40	33,94
28/10/1984	43,30	31,86
30/03/1985	370,00	772,72
30/05/1985	104,00	47,55
18/08/1985	52,60	18,46
15/10/1985	56,40	35,71
28/01/1986	99,60	48,09
29/05/1986	53,00	45,80
29/01/1987	262,00	244,61
01/04/1987	56,80	24,36
27/05/1987	67,90	75,39
12/11/1987	49,90	34,64
30/03/1988	83,60	44,47
22/09/1989	42,70	13,02
18/06/1991	57,70	47,53
19/09/1992	57,0	38,48
20/03/1993	86,80	69,01
28/08/1993	44,20	25,20
08/02/1994	79,70	37,02
27/03/1995	56,20	31,05
28/06/1996	40,80	15,77
16/02/1997	84,50	30,06
27/04/1997	87,20	48,89
18/07/1997	49,80	61,68
24/02/1998	137,00	205,54
26/10/1998	50,90	66,83
18/02/1999	49,30	49,49
20/11/1999	54,17	41,50
13/04/2000	62,29	44,59
03/05/2002	44,70	19,39
05/07/2002	44,00	17,79
05/03/2003	64,80	24,01

14/07/2004	92,70	44,18
29/09/2004	46,41	16,62

Na Tabela 17, verifica-se que o menor valor de vazão medido foi de $40,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e o maior valor, de $370 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, assim, a equação ajustada para a curva chave de sedimentos somente pode ser feita para valores de vazão situados dentro do intervalo supracitado.

Minella et al. (2008) recomendam que o conjunto de dados de vazão e de concentração de sedimentos utilizados para a elaboração da curva deve cobrir pelo menos 80% das variações anuais de vazão.

Foram analisadas as séries de vazão observadas na estação de Cataguases durante o período entre 1995 e 2004, verificando-se que a menor vazão observada é de $13,13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e a maior, de $842,04 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, ou seja, valores fora do intervalo recomendado. Porém, fazendo uma análise mais criteriosa, verificou-se que 19,67% dos valores da série histórica de vazões desta estação, utilizada para gerar os dados diários de concentração de sedimentos, são menores que o valor mínimo e que 0,87% dos valores são maiores que o valor máximo do intervalo utilizado na geração da curva chave. Portanto, 79,46% dos valores de vazões da série estão compreendidos entre os valores máximo e mínimo das vazões utilizadas na geração da curva chave.

Segundo Santos et al. (2001), a distribuição de sedimentos no tempo está relacionada ao comportamento da vazão, ou seja, as maiores concentrações de sedimentos são transportadas pelas maiores vazões, ainda que esta relação não seja linear e que dependa de outros fatores. Logo, como somente 0,87% dos valores de vazão presentes na série histórica são superiores ao valor máximo da vazão encontrada no momento das medições, este fato mostra que a utilização da curva de ajuste para gerar uma série de valores de concentração de sedimentos apresenta um erro relativo, que pode ser considerado pequeno para elevadas vazões. A Figura 15 apresenta um gráfico com a comparação entre os valores de vazão obtidos no momento de coleta de dados de sedimentos e as vazões monitoradas de forma sistemática na estação fluviométrica, todas nas mesmas datas.

Analisando o coeficiente angular da reta de regressão, Figura 15, a 5% de probabilidade pelo teste "t", verifica-se que ele não difere da unidade, assim os valores de vazão obtidos no momento de coleta de dados de sedimentos e os monitorados na estação fluviométrica não diferem entre si. Diferenças entre estes valores, quando ocorrem, podem ser atribuídas às constantes modificações naturais de parâmetros de escoamento da calha fluvial, que podem culminar em alteração da curva chave de vazão utilizada para o monitoramento sistemático. Outro fator interferente se refere aos erros ocorridos durante a medição desta variável pela estação ou durante as campanhas de campo. Porém, como as diferenças encontradas entre estes valores de vazão podem ser consideradas pequenas, este fato não compromete a qualidade das estimativas a níveis que possam ser considerados elevados.

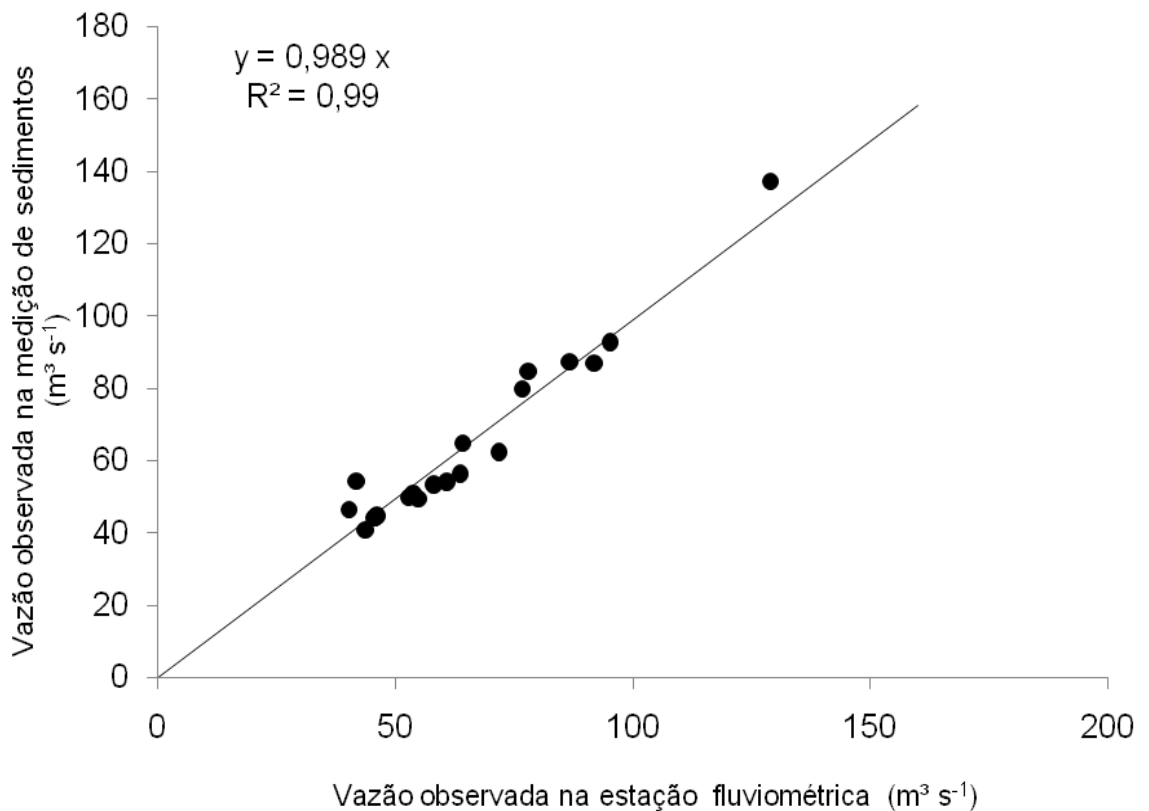


Figura 15. Relação entre a vazão medida no momento da coleta de sedimentos e a vazão medida sistematicamente na estação fluviométrica.

A curva chave relacionando a concentração de sedimentos em suspensão (C_{ss}) com a vazão diária para estação fluviométrica de Cataguases está apresentada na Figura 16. A curva de ajuste apresentou um coeficiente de determinação (R^2) de 0,75, valor superior ao mínimo estabelecido por Walszon et al. (2005) para a utilização de uma curva chave.

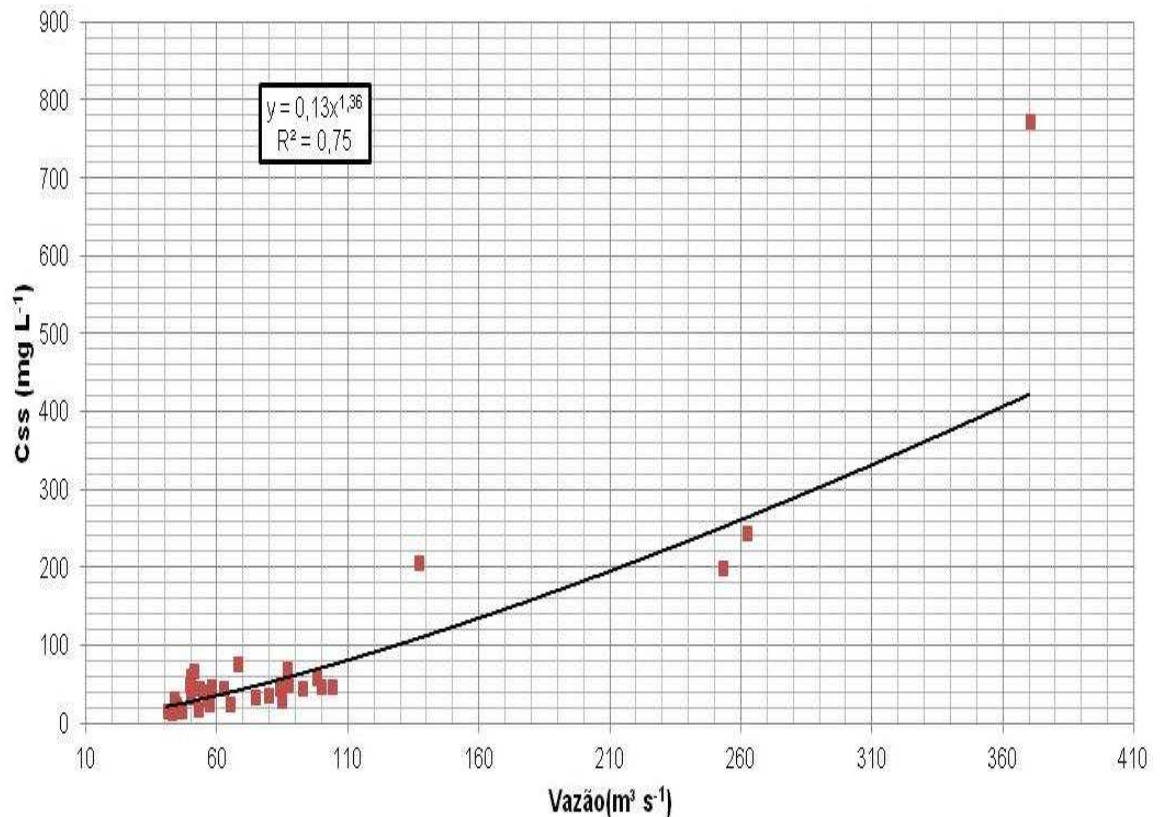


Figura 16. Curva chave de sedimentos para a estação fluviométrica de Cataguases.

5.2. Análise de sensibilidade

A Figura 17 apresenta os resultados da análise de sensibilidade feita para a produção de sedimentos, na forma de ranqueamento, sendo que as maiores barras significam maior sensibilidade. Nesta figura, são registrados os parâmetros do SWAT e o nível de sensibilidade para a simulação da bacia.

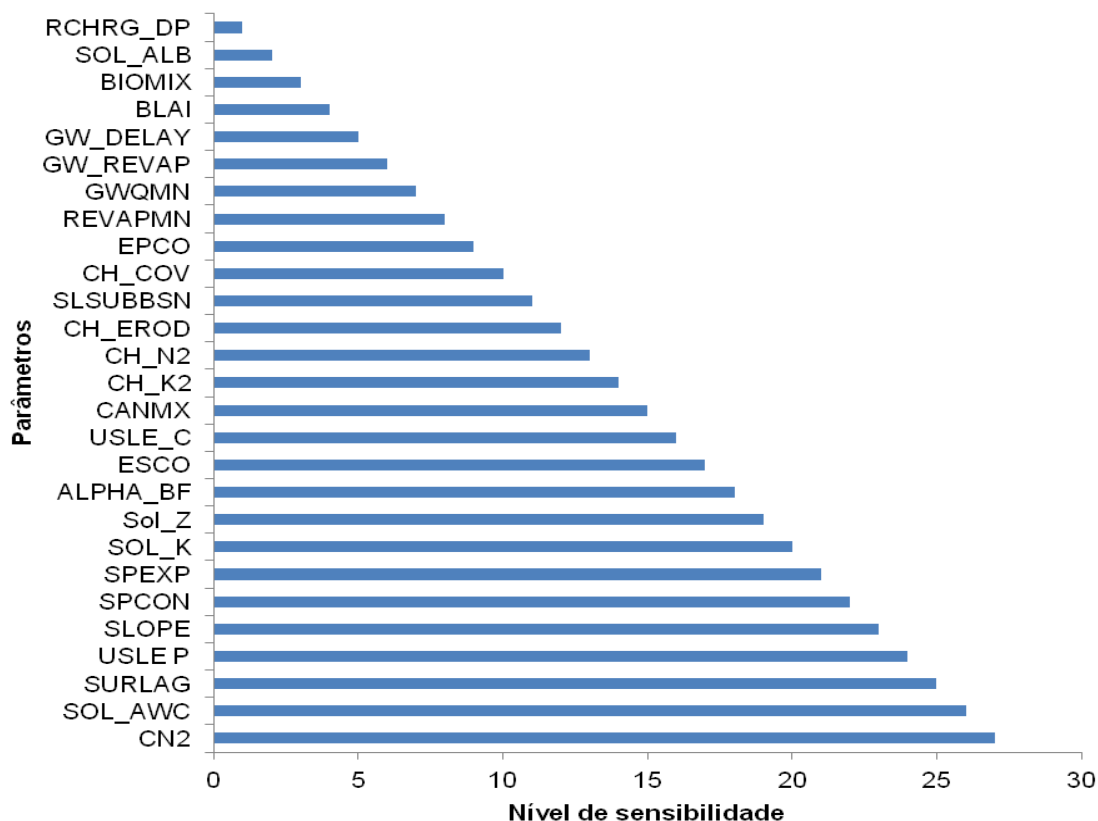


Figura 17. Ranking de sensibilidade do modelo SWAT aos seus parâmetros de entrada.

Observa-se na Figura 17 que, dos 27 parâmetros de entrada do SWAT, oito apresentaram maior sensibilidade: CN2 (nível 27); SOL_AWC (nível 2); SURLAG (nível 25); USLE_P (nível 24); SLOPE (nível 23); SPCON (nível 22); (SOL_K) (nível 21); e SOL_Z (nível 20). O parâmetro com menor influência apresentado foi o RCHRG_DP (nível 01). Vale ressaltar que o grau de discretização da bacia pode influenciar nos resultados obtidos, bem como o intervalo selecionado para a variação de cada um dos parâmetros na análise de sensibilidade automática. Outro fator que pode levar a discrepâncias nos resultados da análise de sensibilidade é a opção pelo método de análise (automático ou manual), conforme destacado por Lelis et al. (2012). Segundo Neto (2011), isso ocorre pelo fato de o algoritmo empregado pelo modelo buscar uma otimização global da variável estudada (produção de sedimentos) com base em uma função objetivo que avalia o efeito de cada parâmetro no processo de simulação. Dessa maneira, a

seleção incoerente de um determinado valor para o parâmetro pode ser compensada pelo valor de outro parâmetro, provocando, assim, um efeito cascata de valores incoerentes em relação à realidade da bacia.

Os parâmetros indicados como os mais sensíveis pelo modelo para a bacia estudada representam o comportamento da água no solo e o escoamento superficial, o que era de se esperar visto que ambos os fatores influenciam diretamente na vazão e na produção de sedimentos simulada pelo SWAT. No modelo, a produção de sedimentos é estimada por meio da MUSLE (Wischmeier e Smith, 1978), na qual o parâmetro relacionado ao escoamento superficial é o principal elemento causador do processo erosivo, ou seja, ele é considerado responsável pela energia necessária para a desagregação das partículas de solo e para o seu transporte.

Quanto maior a capacidade de infiltração da água no solo, menor será a lâmina de escoamento gerada, assim, a capacidade de geração de sedimentos e a vazão são diminuídas. O SWAT considera que o processo de escoamento superficial se inicia após a capacidade de infiltração de água no solo ser superada, entretanto, ele também considera que o escoamento superficial sofre um retardo devido à rugosidade apresentada pela superfície. Portanto, também era de se esperar que o modelo fosse sensível ao parâmetro SURLAG.

Os resultados encontrados neste trabalho estão em consonância com os resultados encontrados por Lino et al. (2009), Reungsang et al. (2009), Cibin et al. (2010) e Santos et al. (2010).

Entretanto, Jha (2009) e Schmalz e Fohrer (2009) encontraram um fator de percolação do aquífero profundo (RCHRG_DP) como um dos parâmetros de elevada sensibilidade do modelo, resultados que diferem dos encontrados, visto este parâmetro ter apresentado o menor grau de sensibilidade entre os 27 parâmetros avaliados (Figura 17).

5.3. Calibração

Com os resultados da análise de sensibilidade do modelo, procedeu-se à calibração. Vale ressaltar que o parâmetro SLOPE foi retirado do processo de calibração, pois qualquer alteração neste parâmetro iria

modificar as condições de declividade e poderia criar locais com produção e deposição de sedimentos diferentes das condições naturalmente impostas pelo relevo da bacia do Rio Pomba.

Os parâmetros calibrados foram CN2, SOL_AWC, SURLAG, USLE_P, SPCON, SPEXP, SOL_K e SOL_Z, adotando-se uma variação dos seus valores de entrada em $\pm 10\%$, conforme recomendações de Jha (2009), Schmalz e Foster (2009) e Greinsven (2009), testadas e aprovadas por Lelis et al. (2012). O processo de calibração foi repetido diversas vezes, até se obter a maximização dos valores referentes à estatística de precisão utilizada para a análise do modelo.

A Tabela 18 apresenta os valores dos coeficientes estatísticos utilizados para a avaliação da qualidade da calibração realizada na seção de controle referente à estação fluviométrica da Cataguases.

Tabela 18. Valores dos coeficientes estatísticos referentes ao período utilizado para a calibração dos parâmetros do modelo

	Estatísticas de precisão	
	Vazão	Sedimentos em suspensão
E_{NS}	0,773	0,766
PBIAS	0,031	0,043
R^2	0,790	0,733

ENS - coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe; PBIAS - percentual de viés; R^2 - coeficiente de correlação.

De acordo com os valores apresentados na Tabela 18, tanto para a vazão quanto em relação aos sedimentos produzidos, é possível enquadrar o modelo como muito bom, Tabela 14, por causa dos valores de E_{NS} . Porém, o SWAT apresentou uma pequena tendência a subestimar os valores de vazão e concentração de sedimentos em suspensão, uma vez que valores positivos do PBIAS indicam tal tendência. A relação entre os dados observados e simulados também pode ser considerada muito boa pela análise do coeficiente de determinação para ambas as variáveis. Já Baldissera (2005) calibrou o SWAT para vazões mensais da bacia do Rio Cuiabá-MT, tendo encontrado valores de PBIAS variando entre -11,14% e -

0,26%, em cinco diferentes estações fluviométricas. Bonumá et al. (2011), para a bacia do Rio Arrio Lino-Rs, obtiveram E_{NS} e PBIAS iguais a 0,87 e -8,4%, respectivamente.

Primeiramente o modelo foi calibrado para a vazão e, somente após isto, foi calibrado para a produção de sedimentos. Lessa et al. (2013) afirmam que, ao calibrar o SWAT para a vazão, o modelo já está calibrando o parâmetro concentração de sedimentos, visto o agente de transporte ser o escoamento superficial e as alterações feitas neste componente tenderem a alterar a concentração de sedimentos. Quando estes autores tentaram melhor aproximar a concentração de sedimentos simulada com a observada para o modelo calibrado, ocorreu uma diminuição do valor do E_{NS} , resultado que confirma os encontrados neste trabalho.

Lelis et al. (2012) afirmam que a etapa de calibração do modelo não garante a fidedignidade dos resultados. Porém, Veith et al. (2010) explicam que a calibração minimiza os erros entre os resultados do modelo e os dados observados.

Machado (2002) aplicou o modelo SWAT à bacia hidrográfica do Ribeirão Marins-SP e ao final observou uma pequena subestimativa dos valores de vazão e produção de sedimentos, sendo obtido um E_{NS} de 0,92. Resultado similar foi encontrado por Li et al. (2009), quando utilizaram o modelo na bacia do Rio Heiche na China. Estes resultados diferem dos encontrados neste trabalho, Tabela 18, e esta diferença pode estar associada à qualidade dos dados de sedimentos utilizados. O emprego da curva chave para a obtenção da série contínua de concentração de sedimentos em suspensão acarreta alguns erros de estimativa, podendo afetar a qualidade da estatística utilizada para a avaliação da calibração.

Pereira (2013), também aplicando o modelo SWAT para a bacia do Rio Pomba, encontrou valores de E_{NS} de 0,73 para a calibração de valores diários de vazão, valor próximo ao encontrado neste trabalho. Porém este autor observou uma tendência de superestimativa dos valores de vazão diária, tendo sido o valor de PBIAS nesta etapa igual a -1,8 %. A diferença encontrada neste trabalho em relação a este autor se deve a condições de

calibração diferentes das empregadas aqui, como o tamanho da área de drenagem e, conseqüentemente, a série histórica de vazão.

Analisando os hidrogramas observados e simulados apresentados na Figura 18, percebe-se que o modelo proporcionou, no geral, boa estimativa das vazões simuladas quando comparadas às observadas, porém com algumas dificuldades para a simulação de picos de vazão. Este resultado é comumente verificado na literatura, como no trabalho de Gassman et al. (2007). Estes autores relatam que uma superestimação da vazão pode ser verificada pela utilização de parâmetros padrão do SWAT, principalmente aqueles que governam a movimentação de água nos aquíferos. Neste trabalho, pela escassez de informações relativas a estes parâmetros para a bacia do rio Pomba, foram utilizados os valores “default” do modelo, assim, estas diferenças podem ser explicadas por este fato.

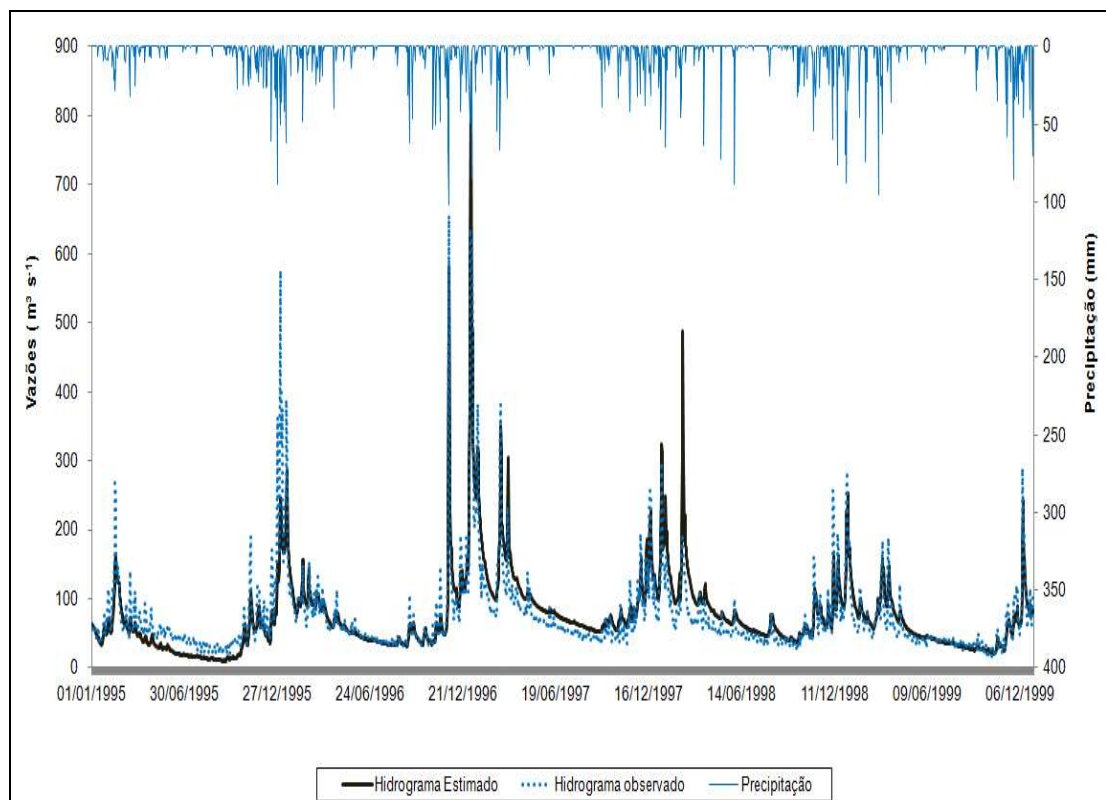


Figura 18. Hidrogramas para vazões estimadas pelo SWAT e observadas para o período de calibração do modelo na estação fluviométrica de Cataguases.

Analisando os hidrogramas, evidencia-se também que, em anos de baixos índices de precipitação, como o ano de 1995, ocorreu uma subestimativa da vazão, fato este que pode ser explicado pela baixa capacidade de recarga dos aquíferos. Outro fator que pode ter influenciado nestes resultados se refere à escolha do período utilizado para aquecimento do modelo. Neste trabalho, optou-se pela utilização do valor mínimo recomendado por Neitsch et al. (2005), de um ano. Estes autores afirmam que esta recomendação tem o objetivo de garantir que o ciclo hidrológico seja simulado corretamente, antes que seja feita qualquer comparação entre os dados observados e simulados pelo modelo; porém neste trabalho foi utilizado o ano civil para tal finalidade, sendo, portanto, possível que o ciclo hidrológico não tenha sido completamente simulado pelo modelo durante seu aquecimento.

A Figura 19 apresenta a concentração de sedimentos em suspensão observada e estimada durante o período de calibração do modelo.

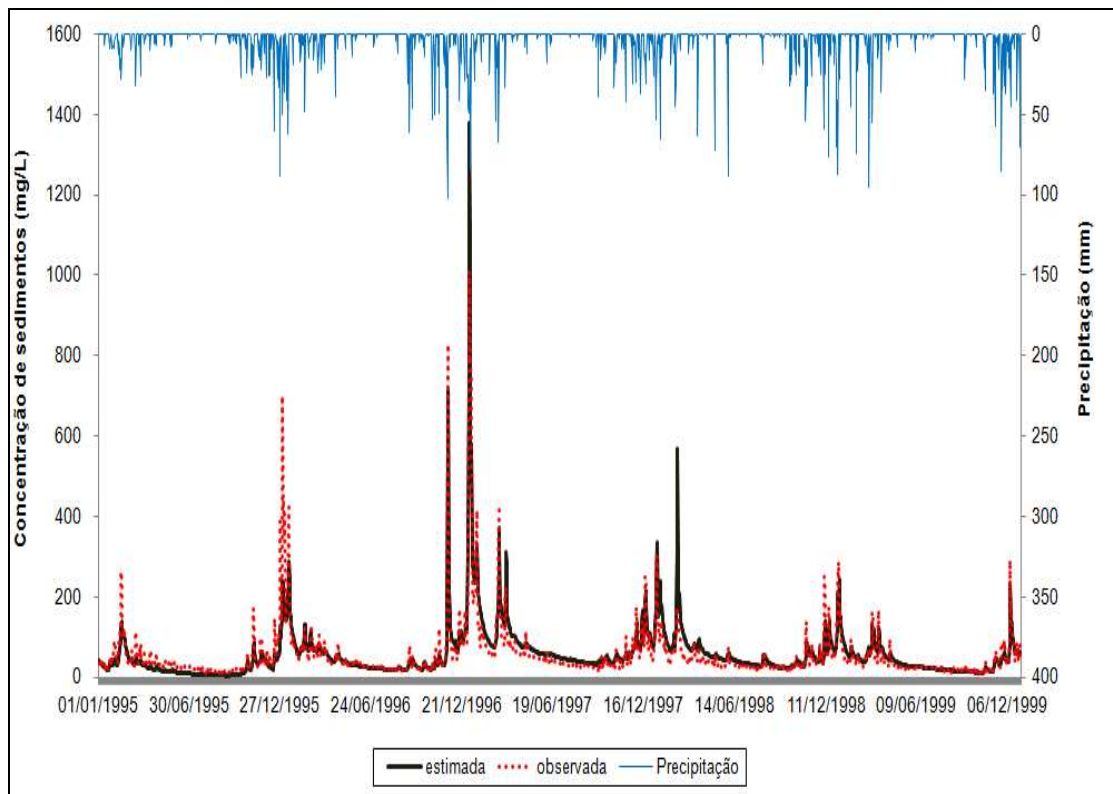


Figura 19. Concentrações de sedimentos observadas e simuladas pelo SWAT para o período de calibração do modelo, na estação fluviométrica de Cataguases.

Analisando a Figura 19, percebem-se a mesma dificuldade do modelo em estimar os valores dos picos de concentração de sedimentos no curso d' água e tendência de subestimativa para períodos de baixa precipitação.

Outra situação evidenciada neste gráfico é que os picos de concentração de sedimentos no curso d' água coincidem com os picos pluviométricos, como nos anos de 1996 e 1998. Elevadas precipitações estão associadas à geração de altos valores de escoamento superficial, principal agente de transporte de partículas erodidas e responsável pelo aumento expressivo da capacidade de transporte de sedimentos pelo curso d' água. Portanto, o modelo foi capaz de mostrar a relação existente entre a precipitação e o aumento da concentração de sedimentos no curso d' água durante eventos de cheia.

A Figura 20 apresenta a produção de sedimentos e o escoamento superficial para as 25 sub-bacias utilizadas na calibração do modelo. A produção média de sedimentos estimada foi de 30,07 t ha⁻¹ano⁻¹ e a lâmina de escoamento gerada foram de 23,76 mm. A Figura 21 apresenta a distribuição espacial da produção de sedimentos.

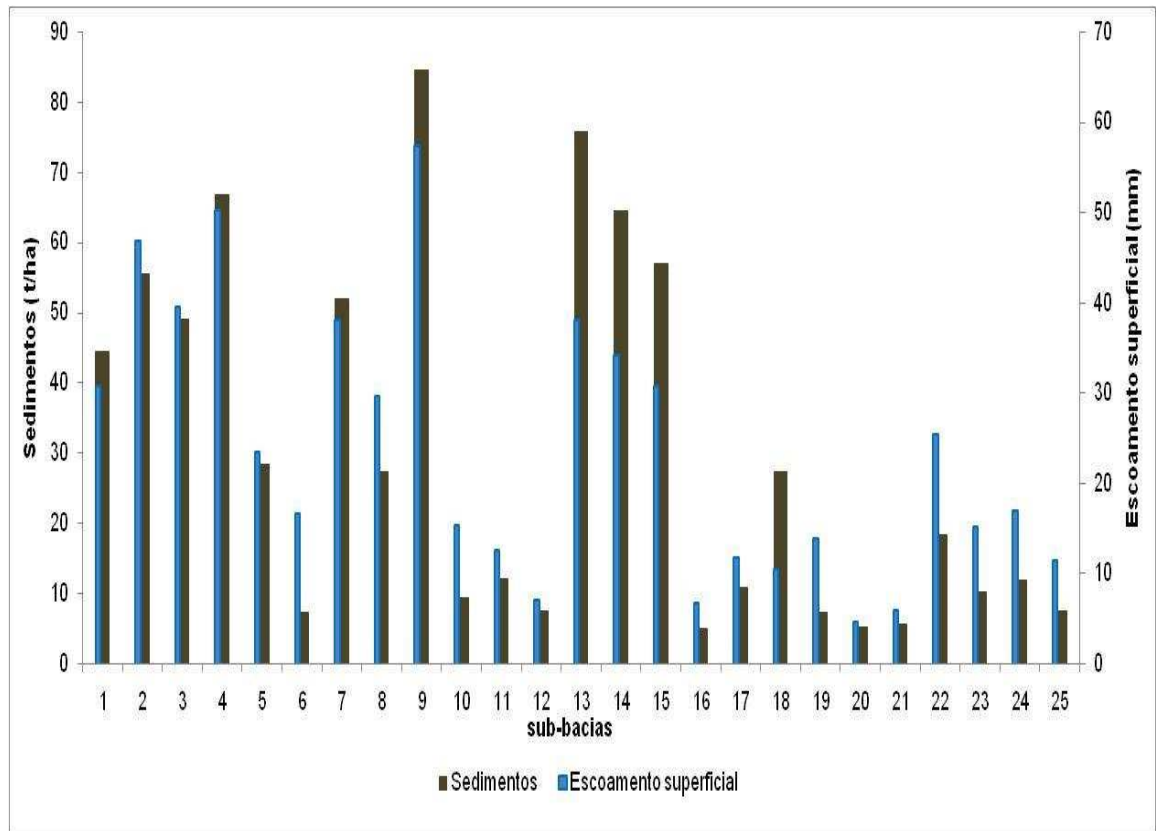


Figura 20. Estimativa da produção anual de sedimento e lâmina média de escoamento superficial para as sub-bacias utilizadas na calibração

Analisando a distribuição da produção de sedimentos e do escoamento superficial, nota-se que houve um comportamento similar entre as duas variáveis, ou seja, devido às particularidades da equação da MUSLE, quanto maiores são as taxas de escoamento superficial, maiores devem ser as taxas de desprendimento e transporte de sedimentos (MARCHIORO et al., 2011).

Alguns estudos têm mostrado que a aplicação da MUSLE em condições diferentes das quais ela foi desenvolvida pode acarretar superestimativa ou subestimativa da produção de sedimentos em bacias hidrográficas. Silva et al. (2011) demonstraram, para a bacia do Ribeirão

Pipiripau, que a MUSLE na forma original superestimou em 100% o aporte de sedimentos na bacia. Além disto, os autores afirmam que superestimativas deste porte são esperadas quando se trabalha com a simulação do aporte de sedimentos com o modelo SWAT, haja vista que ele tem por base a MUSLE com uma pequena modificação.

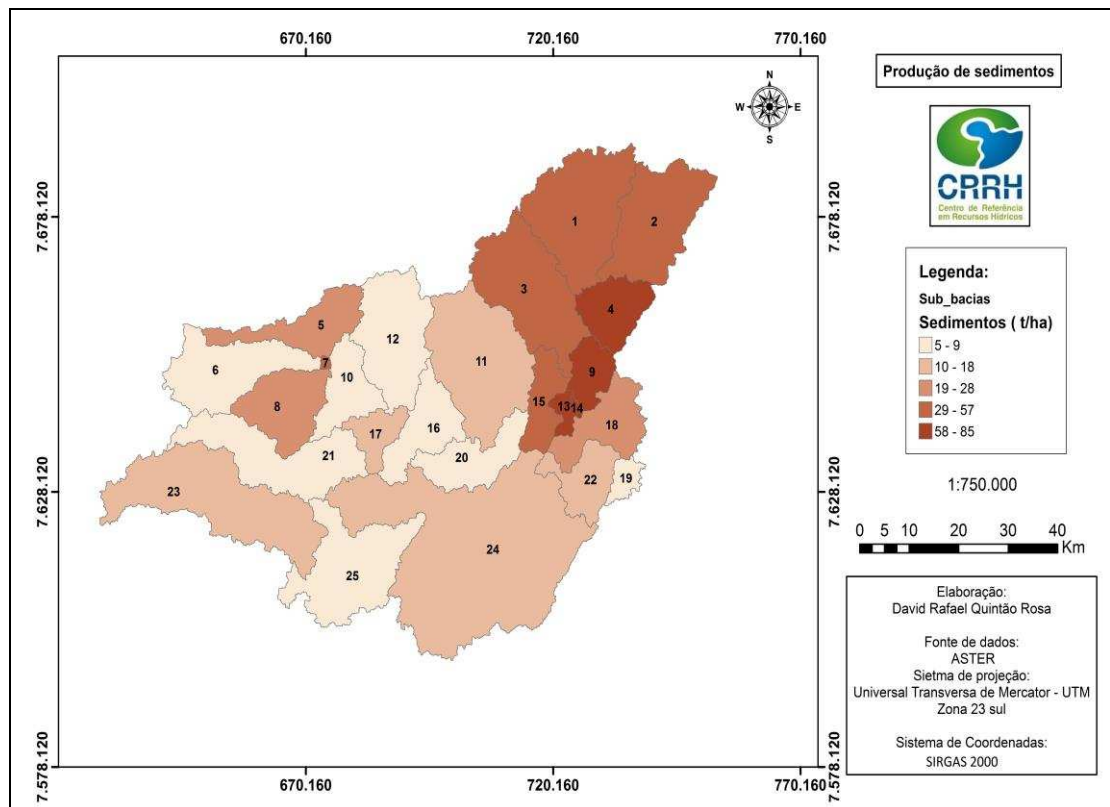


Figura 21. Distribuição espacial da produção de sedimentos para o período de calibração do modelo.

Analisando os valores referentes à produção de sedimentos tendo como base o modelo digital de elevação, Figura 3, o mapas de solo, Figura 6, e o mapa de uso do solo da área, Figura 7, percebe-se que regiões com relevo acidentado e usos de solo que oferecem baixa proteção são as condições que proporcionam maiores produções de sedimentos, como pode ser observado nas áreas referentes às sub-bacias 4, 9, 13, 14, as quais apresentam classe dominante de solos Cxbe (Cambissolo Háplico Tb Eutrófico), Figura 6, e predomínio de pastagem (Figura 7). Este resultado está de acordo com os encontrados por Marchioro et al. (2011) para a bacia do Córrego Santa Maria, onde os autores também obtiveram as maiores

produções de sedimentos em regiões da bacia com predominância de Cambissolos Háplicos Tb Eutróficos, combinados com pastagem.

5.4. Validação

5.4.1. Validação do modelo para seção de controle em Cataguases (*Split sample*)

Com a finalidade de testar o modelo calibrado nas mesmas condições de calibração, porém com uma série de dados climáticos diferentes, o teste "*split sample*" foi empregado na área de drenagem referente à estação fluviométrica de Cataguases para o período de 2000 a 2004.

Evidenciou-se melhora no ajuste dos dados de vazão simulados em relação aos dados observados quando comparados com o período de calibração, Tabela 19, ou seja, o valor de E_{NS} aumentou de 0,773 para 0,808, porém com uma tendência a superestimativa dos valores de vazão (PBIAS negativo).

Tabela 19. Valores dos coeficientes estatísticos referentes ao período utilizado para a validação, segundo o teste *split sample*.

	Estatísticas de precisão	
	Vazão	Sedimentos em suspensão
E_{NS}	0,808	0,675
PBIAS	- 0,129	- 0,231
R^2	0,829	0,809

E_{NS} - coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe; PBIAS - percentual de viés; R^2 - coeficiente de correlação.

Analisando os hidrogramas simulado e observado para o período, Figura 22, nota-se que, a partir de 2002, o modelo tendeu a superestimar os valores de vazão, principalmente nos períodos de menor precipitação. Este resultado difere dos encontrados por Fukunaga (2012), que, ao aplicar o modelo SWAT para estimar as vazões em bacias hidrográficas no sul do Espírito Santo, verificou que as vazões mínimas estimadas foram inferiores aos valores observados.

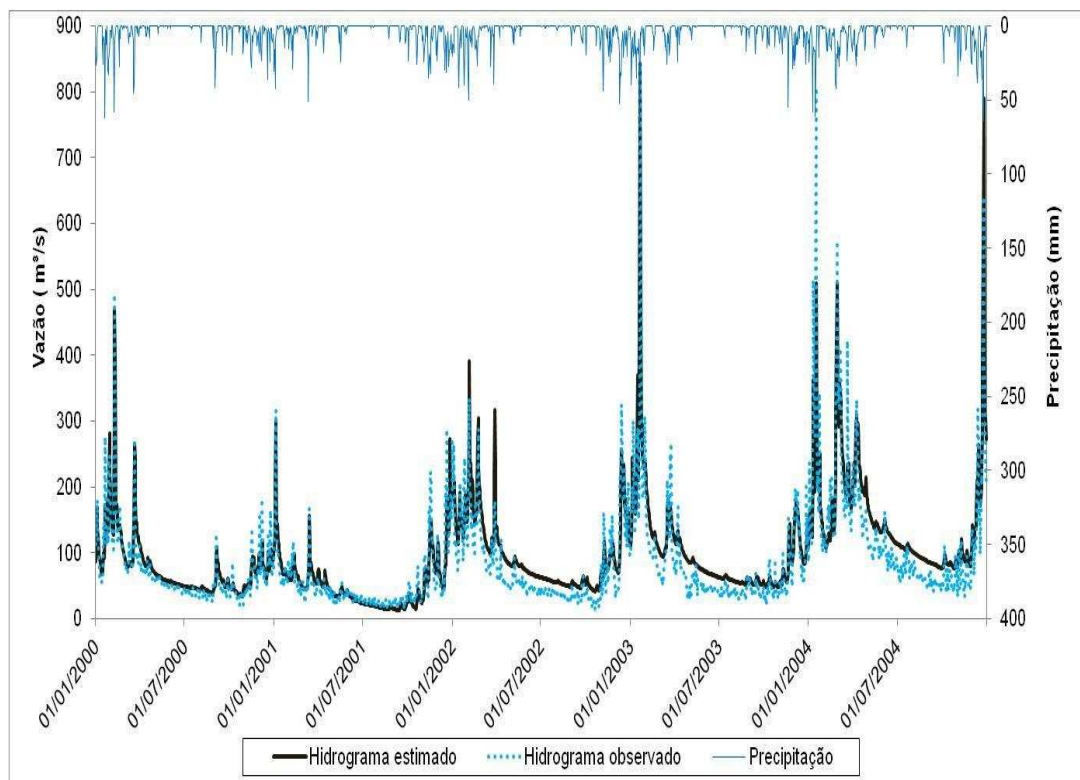


Figura 22. Hidrogramas das vazões estimadas e observadas para o período de 2000 a 2004 na estação fluviométrica de Cataguases.

Com relação à concentração de sedimentos em suspensão, o E_{NS} encontrado, Tabela 19, foi menor que na etapa de calibração, com tendência de superestimativa dos valores das concentrações. Valores menores dos coeficientes estatísticos do período de validação, quando comparados aos de calibração, são comumente encontrados na literatura, como pode ser observado no trabalho de Lelis et al. (2012), que verificaram diminuição do E_{NS} de 0,99 para 0,85, e no estudo de Abraham et al. (2007), que encontraram decréscimo no valor de E_{NS} de 0,69 para 0,54. As diferenças nos valores do E_{NS} observadas nesta situação podem ser explicadas pelas séries de precipitação utilizadas durante a calibração e a validação. O período de validação apresentou um número maior de anos com valores de baixas precipitações, portanto, como os parâmetros do modelo foram ajustados em épocas de maior precipitação, os valores dos parâmetros provavelmente não refletiram as situações de seca.

Observa-se que, na época de baixas precipitações no ano de 2001, Figura 23, o modelo simulou concentrações de sedimentos iguais a zero, indicando que quando não ocorre precipitação e, conseqüentemente, escoamento superficial, o SWAT não contabiliza a geração de sedimentos na bacia, o que pode ser explicado pelo fato de que na MUSLE o escoamento superficial ser o agente responsável pelo processo erosivo. Porém, no SWAT, são incluídos na modelagem a contribuição das paredes e o fundo do canal para o cálculo da taxa de aporte de sedimentos nos cursos d' água. Logo, mesmo não ocorrendo precipitação, o modelo deveria contabilizar a contribuição das paredes do canal e do leito para a produção de sedimentos no curso d' água.

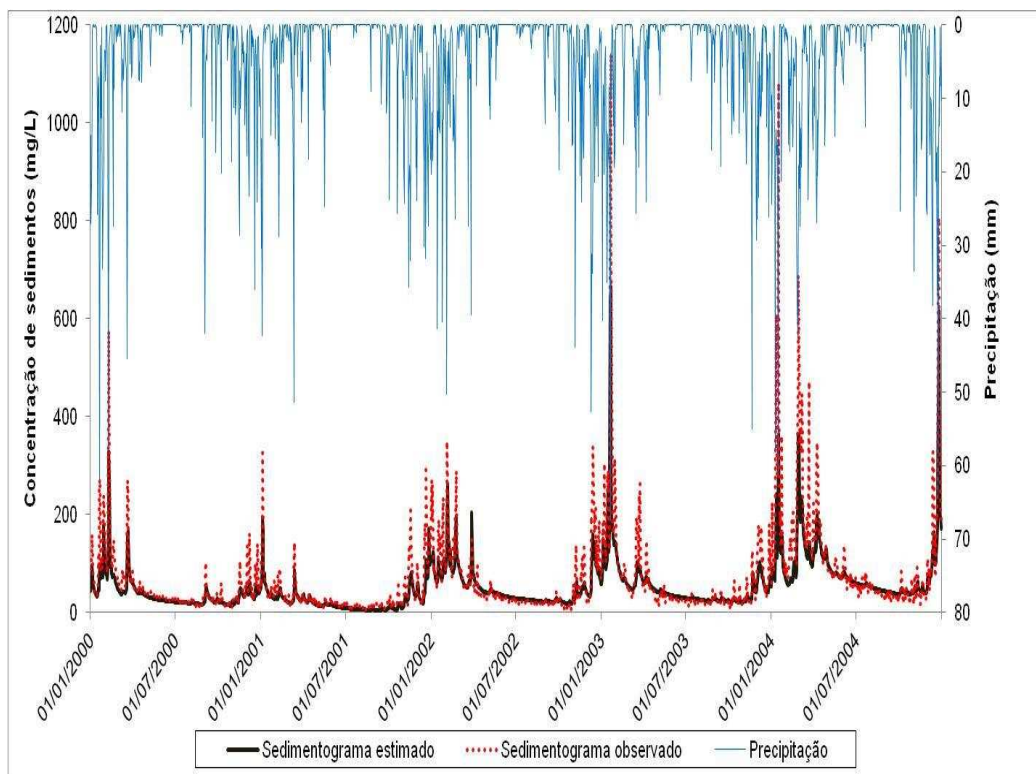


Figura 23. Concentrações de sedimentos observadas e simuladas para o período de 2000 a 2004, na estação fluviométrica de

Com relação à produção de sedimentos e escoamento superficial nas 25 sub-bacias nas quais a área de drenagem foi dividida, Figura 24, foram encontradas uma média de produção de sedimentos de $34,22 \text{ t ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ e

uma lâmina de escoamento superficial de 39,25 mm, valores estes superiores ao período de calibração.

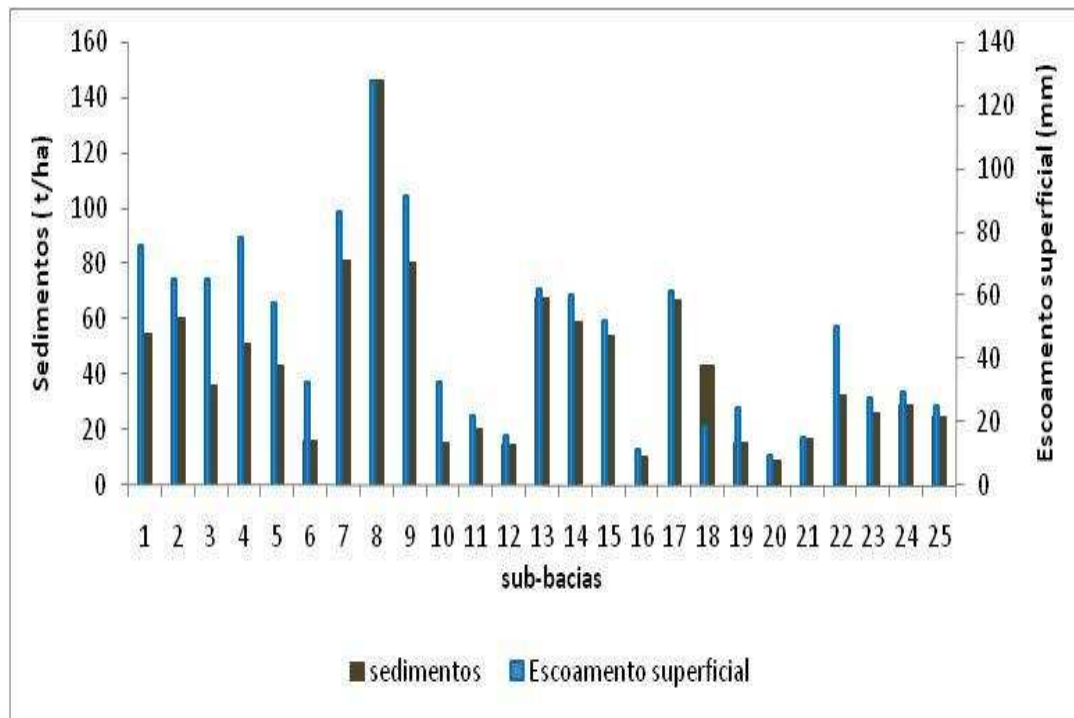


Figura 24. Estimativa da produção anual de sedimento e lâmina média de escoamento superficial para as sub-bacias localizada na área de drenagem de Cataguases.

Nota-se que houve, assim como no período de calibração, boa relação entre a geração de escoamento superficial e a produção de sedimentos. Entretanto, na sub-bacia 8, a produção de sedimentos simulada foi de $146 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, com uma lâmina de escoamento superficial de 127 mm, valores muito superiores aos encontrados na etapa de calibração do modelo (Figura 21). Destaca-se, porém, que o período utilizado para esta análise apresenta precipitações anuais superiores ao período de calibração nesta sub-bacia e, ao fazer uma análise mais cuidadosa, evidencia-se que, neste período, o aumento ocorreu sobretudo para volumes de precipitação mais elevados.

De maneira geral, em relação à produção de sedimentos, houve diminuições dos valores simulados quando as precipitações foram menores; quando houve aumento da precipitação, os valores de sedimentos em todas

as sub-bacias foram muito superiores no período de validação comparativamente aos resultados do período de calibração.

Segundo Machado e Vettorazzi (2003), a mudança temporal da produção de sedimentos depende do escoamento, o qual, por sua vez, depende do regime de precipitação. Logo, as diferenças encontradas na fase de calibração e validação do modelo, quando utilizado na mesma área onde ele foi calibrado, podem ser explicadas pelas diferenças nos volumes precipitados entre as duas fases.

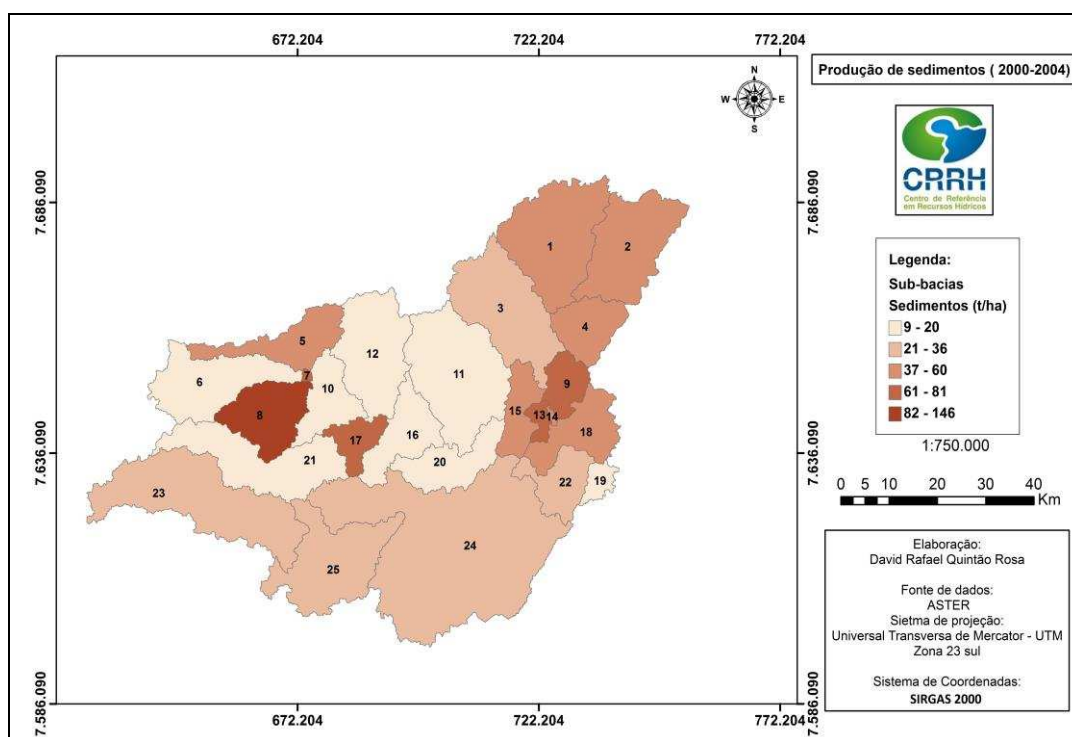


Figura 25. Distribuição espacial da produção de sedimentos para o período de 2000 a 2004.

5.4.2. Validação do modelo em áreas de drenagem à montante da seção de calibração

Nesta fase, o modelo calibrado para vazão e sedimentos foi empregado nas áreas de drenagem referentes às estações fluviométricas Barra do Xopotó e Usina Maurício, Figura 14, no período de 01/01/1995 a 31/12/2004, estando estas áreas inseridas na área de drenagem da estação fluviométrica de Cataguases, na qual o modelo foi calibrado.

A tabela 20 apresenta os valores dos coeficientes estatísticos utilizados para a avaliação do modelo para as áreas estudadas. As Figuras 26 e 27 apresentam os hidrogramas das vazões estimadas e observadas nas estações fluviométricas da Barra do Xopotó e Usina Maurício, respectivamente.

Tabela 20. Valores dos coeficientes estatísticos referentes ao período de 1995 a 2004 para áreas de drenagem de Barra do Xopotó e Usina Maurício

		Estatísticas de precisão	
		Vazão	Sedimentos em suspensão
Barra do Xopotó	E_{NS}	0,371	0,432
	PBIAS	- 0,425	- 0,226
	R^2	0,536	0,508
Usina Maurício	E_{NS}	0,728	0,709
	PBIAS	-0,089	-0,012
	R^2	0,738	0,719

E_{NS} - coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe; PBIAS - percentual de viés; R^2 - coeficiente de correlação.

Os valores do E_{NS} para a área de drenagem correspondente à estação fluviométrica de Barra do Xopotó, Tabela 20, mostram que tanto para a vazão quanto para sedimentos em suspensão o modelo é considerado insatisfatório, ou seja, o modelo não foi capaz de simular valores destas variáveis adequadamente, segundo a classificação proposta por Moriasi et al. (2007) (Tabela 14). Os valores referentes às vazões se aproximam daqueles encontrados por Pereira (2013), que aplicou o modelo SWAT à bacia do Rio Pomba, com a finalidade de avaliar sua capacidade de simular a vazão.

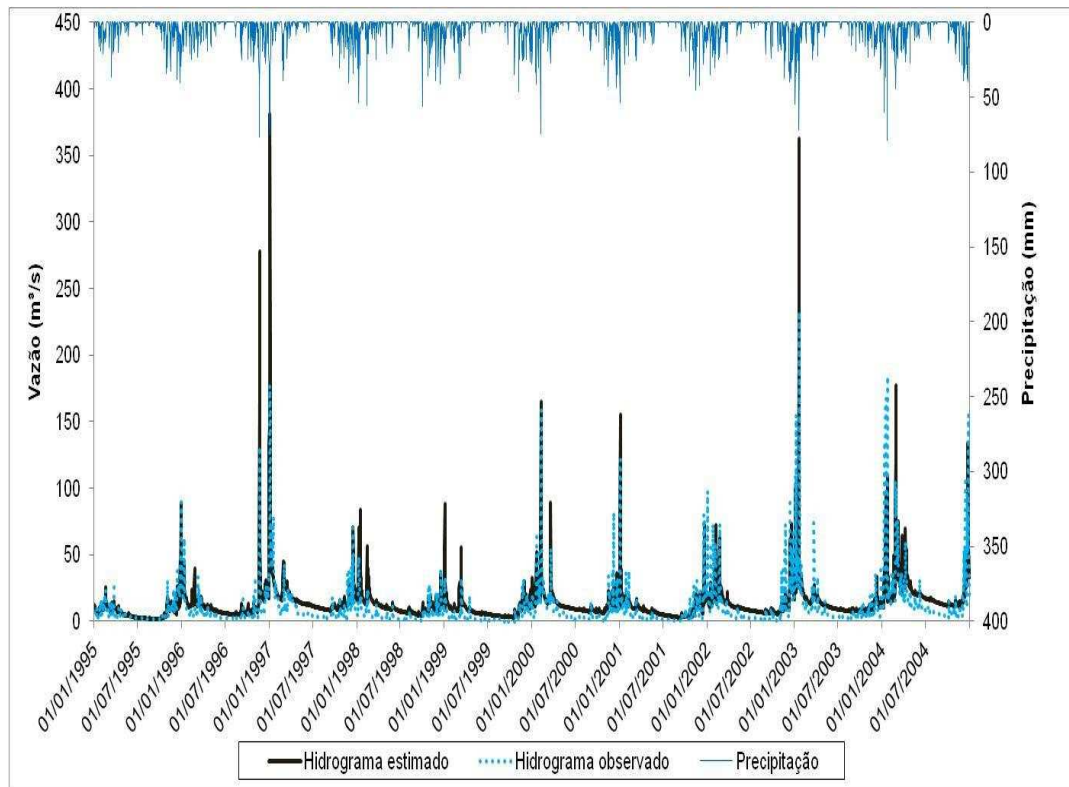


Figura 26. Hidrogramas para vazões estimadas e observadas para o período de 1995 a 2004 na estação fluviométrica Barra do Xopotó.

O modelo superestimou os picos de vazão na maioria das vezes. Kim, Shin e Lee (2010) validaram o modelo SWAT, utilizando o teste "proxy basin test" para a bacia do Rio Chungju Dam, na China, tendo encontrado valores simulados de 0,46 a 3,4 vezes superiores aos observados. As justificativas apresentadas pelos autores foram que o SWAT superestima a vazão de pico e o tempo de pico.

O modelo SWAT necessita de uma série de dados de entrada, muitas vezes, não disponíveis para as bacias hidrográficas brasileiras. Uma alternativa para a aplicação do modelo é a utilização de dados de referência, porém incertezas são atribuídas às respostas do modelo. Neste trabalho, parte dos dados utilizados não foi obtida diretamente de medições em campo, sendo que para alguns deles foram feitas aproximações dos dados disponíveis na base de dados do modelo. Esta aproximação em algumas situações influencia os valores de evapotranspiração e, também, de CN, o

que pode ter sido um dos fatores que contribuíram para o modelo não ter apresentado boa correlação entre dados observados e simulados nesta área, mesmo após o processo de calibração.

Outro fator que pode ter influenciado os resultados se refere ao tamanho da série utilizada para calibração do modelo. Séries com períodos curtos na fase de calibração podem ter levado à utilização de anos não representativos das condições hidrológicas da área de drenagem referente à estação fluviométrica Barra do Xopotó. Nota-se, pelo hidrograma observado, que, durante toda a série de dados, ocorreram valores de vazões muito baixas, diversas vezes, fato esse que não ocorreu na maioria dos anos da série utilizada para a calibração.

Para a área de drenagem referente à estação fluviométrica Usina Maurício, os valores de E_{NS} são considerados bons, porém nota-se também tendência de superestimativa dos valores de vazão e de sedimentos em suspensão, Tabela 20, porém bem menores quando comparados à estação fluviométrica Xopotó. Em alguns casos, ocorreram superestimativas das vazões de pico, principalmente após um evento de precipitação elevada (Figura 27). Estes fatos mostram que o modelo simulou o tempo de retardo do escoamento superficial de forma inadequada em alguns momentos. O tempo de retardo, denominado no SWAT como SURLAG, foi uma das variáveis às quais o SWAT foi mais sensível. Esta variável é responsável por reger a fração total do volume de água que alcança o canal ao final de um dia, e quanto maior seu valor, menos água será mantida armazenada no solo, aumentando, assim, o escoamento superficial e a vazão de pico.

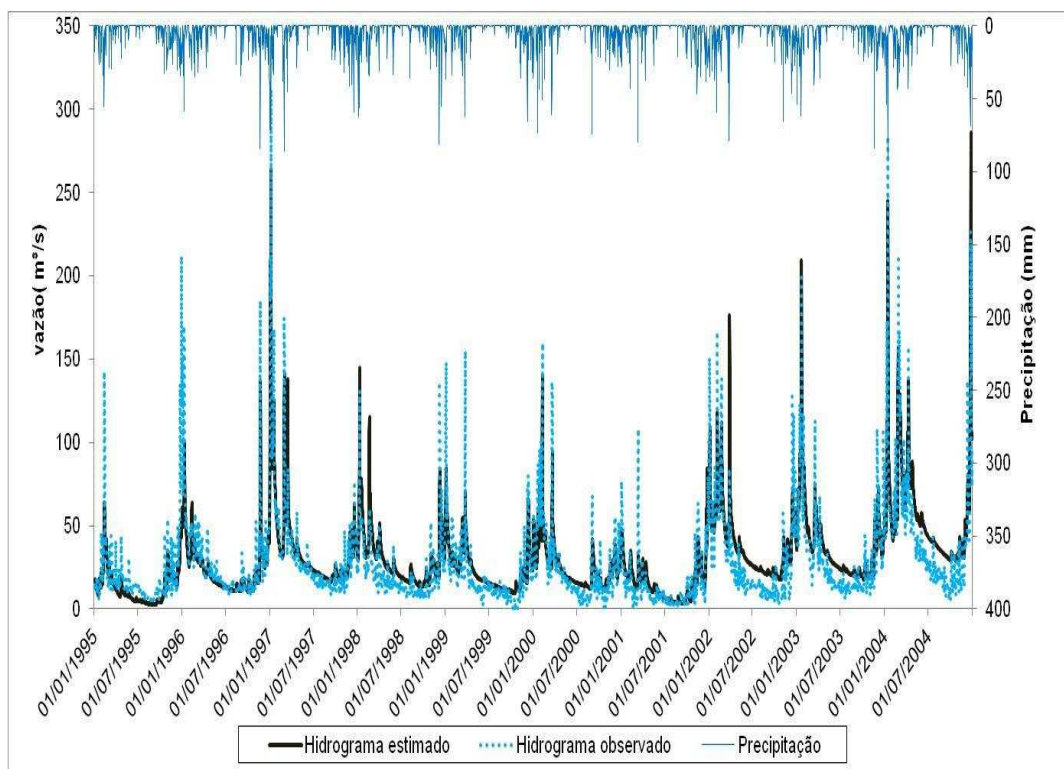


Figura 27. Hidrogramas para vazões estimadas e observadas para o período de 1995 a 2004 na estação fluviométrica Usina Maurício.

As Figuras 28 e 29 apresentam a distribuição da concentração de sedimentos para as áreas de drenagem das estações fluviométricas de Xopotó e Usina Maurício, respectivamente. Analisando esta distribuição, percebe-se que ela segue o comportamento da distribuição das vazões, visto o agente de desagregação de partículas e transporte até a calha do curso d'água ser o escoamento superficial, e todos os fatores que interferem nesta variável modificam também as condições de fluxo de sedimentos até o curso d'água.

Vanzela (2004) observou que a distribuição de sedimentos no tempo está intimamente relacionada ao comportamento da vazão, ou seja, segundo ele, os maiores volumes de sedimentos são transportados pelas maiores vazões. Em estudos realizados para evidenciar a existência de relação entre a vazão e a concentração de sedimentos, Martins e Coiado (1999) estudaram a produção de sedimentos em suspensão durante a estação seca e a estação chuvosa. Os resultados encontrados por estes autores mostraram que ocorrem diminuição da concentração de sedimentos no

período seco e aumento no período chuvoso. Montanher et al. (2009) analisaram o fluxo de sedimentos no Córrego Zororó em dois períodos de fluxo de base e durante uma recessão de uma onda de cheia, tendo os resultados mostrados que a concentração de sedimentos variou ao longo do tempo de forma semelhante à vazão. Este comportamento também pode ser observado analisando a relação existente entre as concentrações de sedimento, vazões e as precipitações apresentadas nas Figuras 28 e 29.

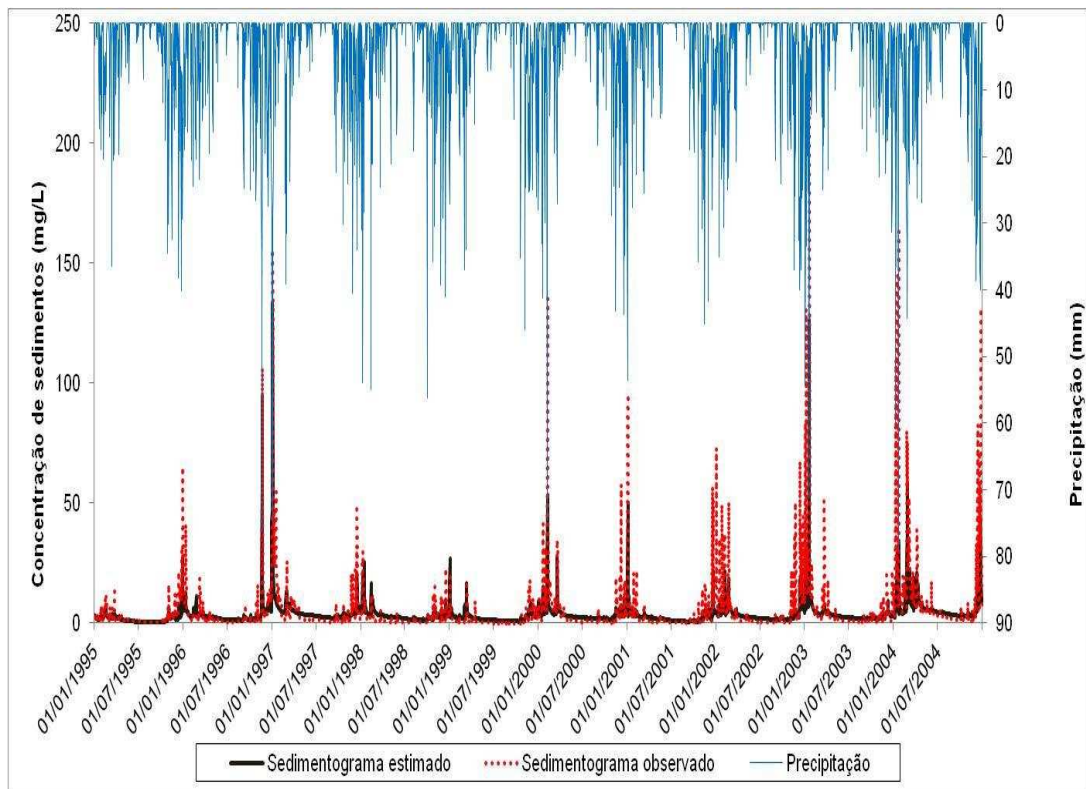


Figura 28. Concentrações de sedimentos observadas e simuladas para o período de 1995 a 2004 na estação fluviométrica Barra do Xopotó.

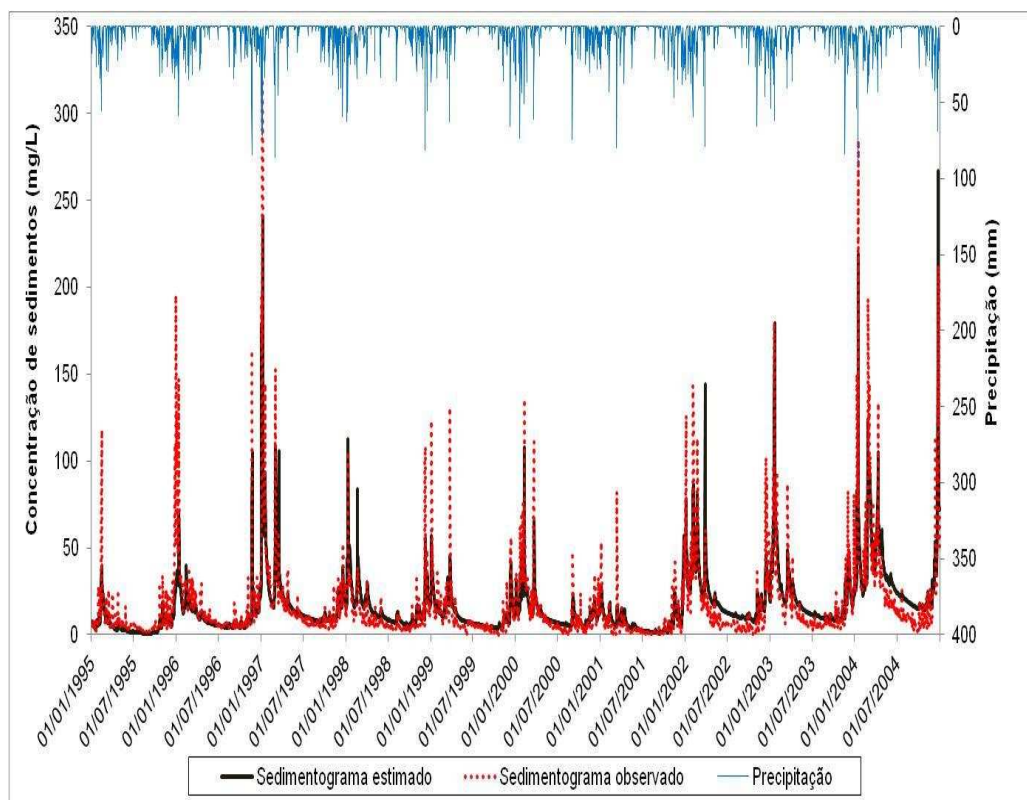


Figura 29. Concentrações de sedimentos observadas e simuladas para o período de 1995 a 2004 na estação fluviométrica Usina Maurício.

De acordo com os valores encontrados de produção de sedimentos nas duas áreas de drenagem, observa-se que a área de drenagem da estação fluviométrica de Xopotó apresentou maior média de produção de sedimentos no período ($53,21 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) em comparação à área da estação Usina Maurício, que produziu em média $10,31 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Outro fator que pode ser analisado é a relação entre as áreas de drenagem e a produção de sedimentos. A área de drenagem da estação de Xopotó apresenta valor igual a 1.288 Km^2 , praticamente 33% inferior à área de drenagem da estação Usina Maurício, de 1.923 Km^2 . No entanto, produziu em média aproximadamente 5 vezes mais sedimentos no período analisado.

Por outro lado, a área referente à Estação Xopotó está ocupada em 53,78% com pastagem, superior à área ocupada por pastagem da Usina Maurício, de 49,21%; e quando é feita comparação em relação às áreas de

vegetação nativa, a primeira estação tem área correspondente a 27,42% de sua área total, enquanto a segunda área de drenagem tem 38,41% de vegetação nativa.

Analisando os solos da área referente à Estação Xopotó, observa-se que os Argissolos representam aproximadamente 48% da área da bacia, Figura 7, sendo este tipo de solo mais suscetível à erosão, segundo Vale Junior et al. (2009) e Schultz et al. (2013).

Em contraponto, a área referente à Estação Usina Maurício apresenta regiões com maiores declividades, porém associadas em grande parte à vegetação nativa formadas por Latossolos, que, segundo Reatto et al. (1998), são solos acentuadamente drenados a bem drenados, com alta permeabilidade.

As diferenças nos resultados de produção de sedimentos entre as duas áreas de drenagem podem ser explicadas pela menor eficiência de cobertura do solo apresentada pela pastagem nas condições de manejo brasileiras em comparação às áreas com vegetação nativa, que protegem melhor contra os agentes erosivos, principalmente quando a pastagem está associada a tipos de solos que apresentam maior grau de suscetibilidade à erosão.

5.5. Simulação de cenários de uso do solo

Com a finalidade de avaliar o impacto de diferentes cenários de uso do solo na concentração de sedimentos no curso de água, o modelo calibrado para a estação fluviométrica de Cataguases foi aplicado na área de drenagem da estação fluviométrica Usina Maurício, visto que durante a etapa de validação para esta área o modelo SWAT apresentou bom desempenho. As análises foram feitas comparando o cenário atual de uso do solo com dois cenários alternativos, sendo o período de análise de 1995 a 2004.

5.5.1. Cenário I: Substituição de áreas de pastagens por reflorestamento

Este cenário considera a expansão das áreas de reflorestamento ao longo da área de drenagem. Este crescimento foi estimado em 5% ao ano,

resultando, ao final de um período de 10 anos, em aumento da área de reflorestamento de 59,6 km² para 97,13 km², alterando assim as porcentagens dos usos do solo (Tabela 15).

A Figura 32 apresenta as variações de concentração de sedimentos em suspensão simulados para o Cenário I e o atual.

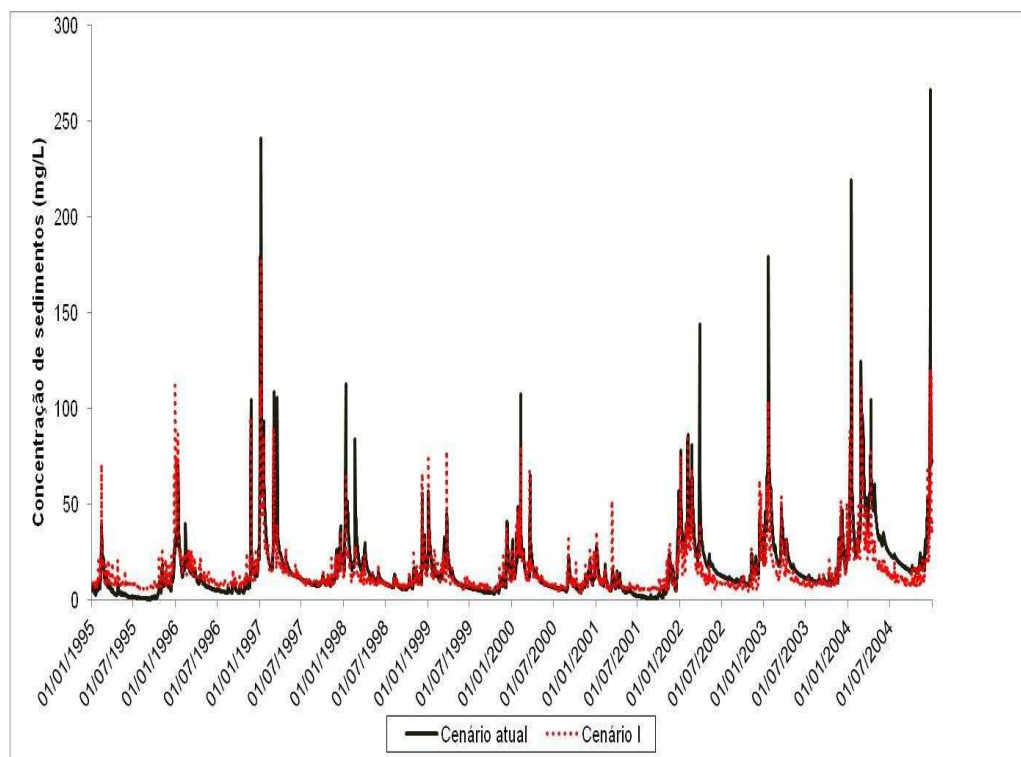


Figura 30. Concentrações de sedimentos observadas e simuladas para os Cenários I e atual na estação fluviométrica Usina Maurício .

Observa-se, na Figura 30, redução nos picos de concentração de sedimentos em suspensão na maioria dos casos. Porém, em alguns anos com baixas precipitações, ocorreu tendência de aumento dos valores desta variável quando feita a substituição de áreas de pastagens por reflorestamento.

Quanto à concentração média anual de sedimentos em suspensão, ocorreu redução de 9,67%: no cenário atual a concentração média foi de 16,5 mg L⁻¹ e no Cenário I foi de 14,9 mg L⁻¹. Em relação à produção de sedimentos ao longo da área de drenagem, ocorreu diminuição média de 3% no Cenário I em relação ao atual, tendo a produção média de sedimentos, que era de 10,31 t ha⁻¹ ano⁻¹, passado a ser de 10,07 t ha⁻¹ ano⁻¹.

A Figura 31 apresenta a relação entre as concentrações de sedimentos simuladas para o cenário atual e o Cenário I. O coeficiente de correlação encontrado foi de 0,73.

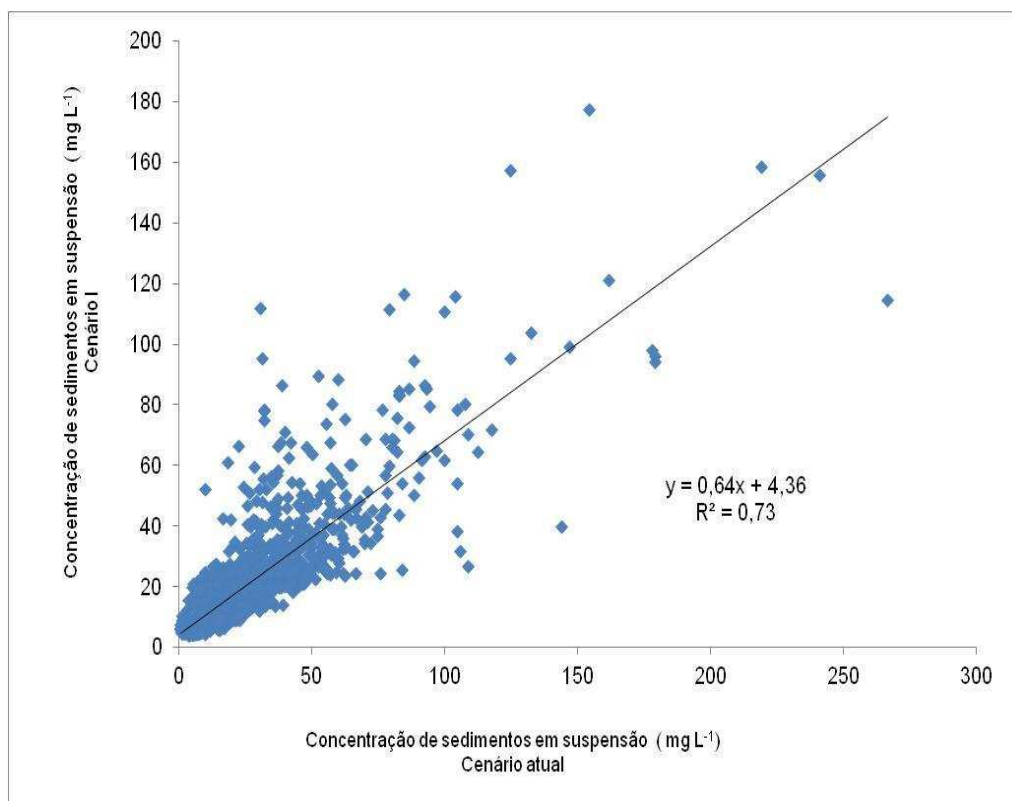


Figura 31. Diagrama de dispersão entre as concentrações de sedimentos simuladas para o Cenário I e o atual, na estação fluviométrica Usina Maurício, para o período de 1995 a 2004.

Analisando a Figura 31, evidencia-se que a maior dispersão dos dados de concentração de sedimentos em suspensão entre os dois cenários ocorreu, destacadamente, para as concentrações mais elevadas.

A substituição do uso do solo no modelo SWAT implica alterações nos parâmetros como a curva número (CN2), o índice de área foliar (IAF) e o fator de uso e manejo do solo (C) da equação da MUSLE (USLE_C).

O IAF utilizado para a pastagem foi igual a 3,0 m² m⁻² e para o reflorestamento foi 4,0 m² m⁻². O fator C da equação da MUSLE foi 0,003 para a pastagem e de 0,001 para o reflorestamento. Estas modificações acarretam diminuição do escoamento superficial. Segundo Neitsch et al.

(2005), o aumento no IAF acarreta maior proteção do solo contra o impacto direto da gota de chuva, diminuindo o desprendimento de partículas do solo. Já o fator C interfere diretamente na produção de sedimentos, visto ser um dos fatores da equação da MUSLE, e quanto menor seu valor, menor a produção de sedimentos. Pela diminuição da concentração de sedimentos em suspensão nos cursos d' água encontrada, pode-se inferir que as novas áreas de reflorestamento estariam atuando como uma barreira física ao movimento dos sedimentos, principalmente reduzindo a velocidade de escoamento superficial, pelo aumento da rugosidade da superfície.

5.5.2. Cenário II: Substituição de áreas de pastagens por agricultura

O Cenário II considerou a substituição de áreas de pastagens por agricultura, prevendo um crescimento de 12% em relação à área total para o período de 1995 a 2004. Este cenário resultou num crescimento da área de agricultura de 144,1 km² para 234,8 km² e numa redução da área de pastagem de 946,2 km² para 855,6 km².

A Figura 32 apresenta as concentrações de sedimentos em suspensão para o cenário atual e para o Cenário I.

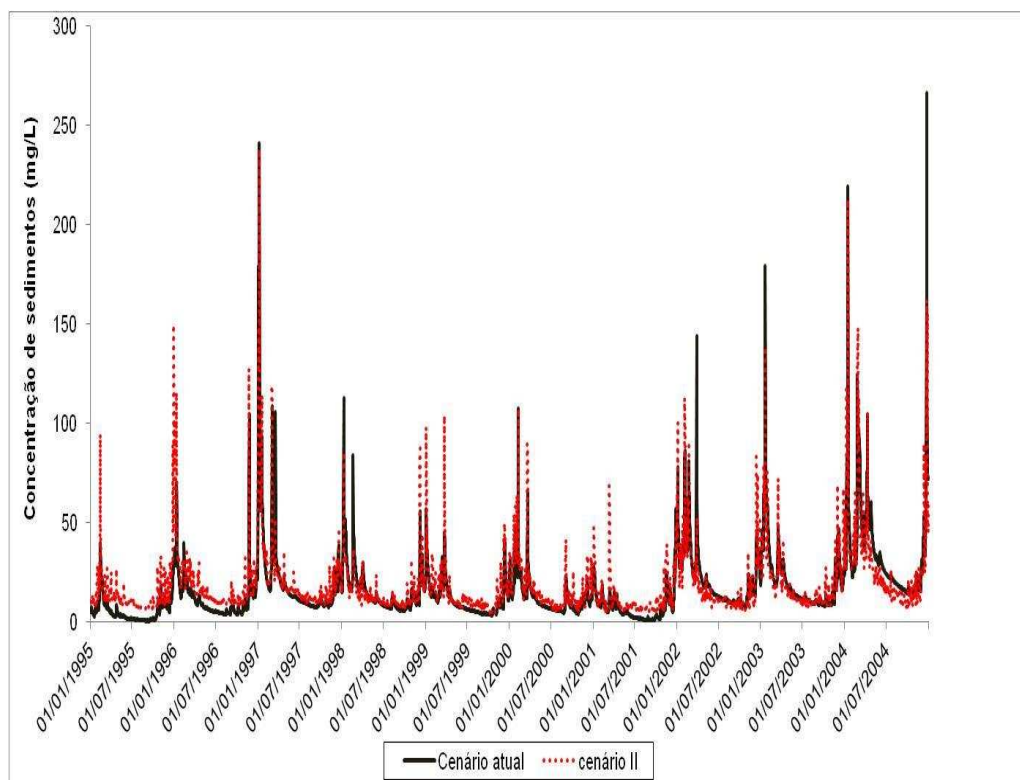


Figura 32. Concentrações de sedimentos observadas e simuladas para o período de 1995 a 2004 na estação fluviométrica Usina, Maurício: Cenário II e atual.

Analisando o comportamento da concentração de sedimentos em suspensão ao longo do tempo, nota-se aumento nos valores simulados dos picos de produção de sedimentos em alguns anos, porém em outros ocorreu redução destes picos, e ao final do período houve aumento médio de 14,55% no valor desta variável em relação ao cenário atual.

Neste cenário, ocorreu aumento na média da concentração de sedimentos em suspensão de $16,51 \text{ mg L}^{-1}$ para $18,91 \text{ mg L}^{-1}$. A produção de sedimentos na superfície da área de drenagem foi aumentada em 7%, passando de $10,31$ para $11,01 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Perazzoli et al. (2013), para a bacia do Ribeirão Concórdia, e Lino (2009), para a bacia do Rio Preto, ambas em Santa Catarina, obtiveram resultados semelhantes.

A Figura 33 apresenta a relação entre as concentrações de sedimentos simuladas para o cenário atual e o Cenário II. O coeficiente de correlação encontrado também foi de 0,73.

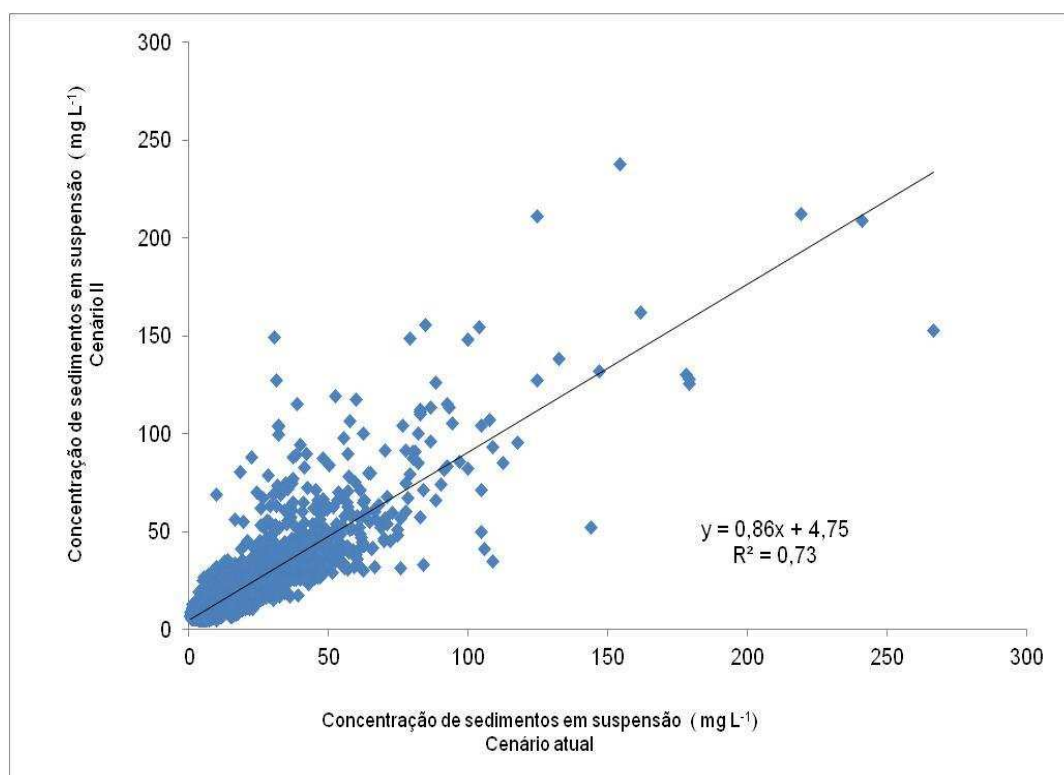


Figura 33. Diagrama de dispersão entre as concentrações de sedimentos simuladas para o período de 1995 a 2004 na estação fluviométrica Usina Maurício: Cenário II e atual.

A alteração do uso do solo de pastagem para agricultura teve como consequência a alteração no fator C da equação da MUSLE de 0,25 para 0,05, ou seja, elevando assim o potencial de produção de sedimentos.

A atividade agrícola aumenta a exposição do solo, deixando-o mais susceptível à erosão. Segundo Perazzoli et al. (2013), a exposição do solo ao impacto direto da precipitação proporcionada pela agricultura aumenta o escoamento superficial e, como consequência, a produção de sedimentos.

6. CONCLUSÕES

Com base nos resultados, pode-se concluir que:

As variáveis para as quais o modelo SWAT apresentou maior sensibilidade e que estão relacionadas à produção de sedimentos foram: número da curva inicial para a condição de umidade ACMII (CN2); armazenamento de água no solo (SOL_AWC); tempo de retardo do escoamento superficial direto (SURLAG); fator de práticas de manejo da USLE (USLE_P); declividade média da sub-bacia (SLOPE); coeficiente linear de fluxo de sedimentos (SPCON); condutividade hidráulica do solo saturado (SOL_K); e profundidade da camada de solo (SOL_Z). Todas estas variáveis são referentes às condições de geração de escoamento superficial e ao armazenamento de água no solo.

Os resultados encontrados na etapa de calibração do modelo SWAT permitem classificar o modelo como muito bom, com valores de E_{NS} iguais a 0,77 para a vazão e 0,76 para sedimentos em suspensão.

Na etapa de validação, em relação ao ENS, ocorreu um aumento para a variável vazão e uma diminuição para a variável sedimento em suspensão quando o modelo foi utilizado em um período diferente da calibração.

Na bacia do rio Xopotó a montante da seção de calibração, o modelo apresentou desempenho ruim na etapa de validação.

Na área de drenagem referente a Usina Mauricio e localizada a montante da seção de calibração, o modelo apresentou desempenho muito bom na etapa de validação.

O cenário hipotético de uso do solo com a substituição de áreas pastagem por reflorestamento reduziu em 9,67% a concentração média anual de sedimentos em suspensão e diminuiu em média 3% a produção de sedimentos ao longo da bacia. Já no cenário hipotético com substituição de áreas de pastagens por agricultura ocorreu um aumento de 14,55% a concentração de sedimentos em suspensão e de 7% a produção de sedimentos ao longo da bacia.

O modelo demonstrou potencial de utilização para simular o comportamento de futuras alterações nos usos do solo, podendo ser utilizado como ferramenta para a gestão de recursos hídricos em nível de bacia hidrográfica.

8. LITERATURA CITADA

ABBOTT, M. B.; BATHURST, J. C.; CUNGE, J. A.; O'CONNEL, P. E.; RASMUSSEN, J. An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Europeen, "SHE," 1, History and philosophy of a physically based distributed modelling system, **Journal of Hydrology**, v.87, p.45–59, 1986a.

ABBOTT, M. B.; BATHURST, J. C.; CUNGE, J. A.; O'CONNELL, P. E.; RASMUSSEN, J. An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Europeen "SHE," 2, Structure of a physically based distributed modelling system, **Journal of Hydrology**, v.87, p.61–77, 1986b.

ABRAHAM L. Z.; ROEHRIG, J.; CHEKOL, D. A. Calibration and validation of SWAT Hydrologic model for Meki Watershed, Ethiopia. **Conference on International Agricultural Research for Development**. University of Kassel-Witzenhausen and Univeristy of Gottingen. Tropentag. 2007.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA. Hidro Web: Sistemas de informações hidrológicas. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br>>. Acesso em: 08 fev. 2013.

ALMEIDA, A. C.; SOARES, J. V. Comparação entre uso de água em plantações de *Eucalyptus grandis* e Floresta Ombrófila densa (Mata Atlântica) na costa leste do Brasil. **Revista Árvore**, v.27, p.159-170, 2003.

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

ADRIOLO, M.V; SANTOS, I.; Gibertoni, R.C; CAMARGO, A.S.G. Calibração do modelo SWAT parágrafo a Produção e transporte de sedimentos. In:

Simpósio **sobre pequenas e médias centrais hidrelétricas**, 6., Belo Horizonte. Anais ... SPMCH, 2008. p.1-17

ARNOLD, J. G.; MUTTIAH, R. S.; SRINIVASAN, R.; ALLEN, P. M. Regional estimation of base flow and groundwater recharge in the upper Mississippi basin. **Journal of Hydrology**. v.227, p.21- 40, 2000.

ASOKAN, K. **Runoff and sediment yield from Bino subwatershed of Ramganga catchment**. Master Thesis, G. B. Pant Univ. of Agr. and Tech., Pantnagar, India, 1981.

ASSOCIAÇÃO PRÓ-GESTÃO DAS ÁGUAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL – AGEVAP. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Resumo. **Caderno de Ações Bacia do Rio Pomba**. Disponível em: www.ceivap.org.br/downloads/caderno%205%20%20Pomba.pdf. Acesso em 12 de jan. de 2013.

AVANZI, J.C.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N.; MELLO, C.R. & FONSECA, S. Calibração e aplicação do modelo MUSLE em uma microbacia hidrográfica nos tabuleiros costeiros brasileiros. **Revista Brasileira. Engenharia Agrícola Ambiental**, 12:563-569, 2008.

BALDISSERA, G. C. **Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá (MT)**. 2005. 148f. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente), Universidade do Mato Grosso, Cuiabá, Mato Grosso. 2005.

BALTOKOSKI, V.; TAVARES, M. H. F.; MACHADO, R. E. & OLIVEIRA, M. P. Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas sub-bacias dos rios Conrado e Pinheiro - Pato Branco (PR). **R. Bras. Ci. Solo**, 34:253-261, 2010.

BEHERA, S.; PANDA, R. K. Evaluation of management alternatives for an agricultural watershed in a sub-humid subtropical region using a physical

process model. **Agriculture Ecosystems & Environment**. v.113, p.62-72, 2006.

BELINAZO, T. B. **Monitoramento hidrossedimentométrico e avaliação da produção de sedimentos em eventos chuvosos em uma pequena bacia hidrográfica urbana de encosta**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, 2002.

BERTOL, I.; COGO, N. P.; SCHICK, J.; GUDAGNIN, J. C.; AMARAL, A. J. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n.1, p133-142.2007.

BERTONI, J.; LOMBARD NETO, F. L. **Conservação do solo**. São Paulo. Ed. Ícone, 2005. 5ªed. p. 355.

BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, v. 24, p. 43-69, 1979.

BICALHO, C.C. **Estudo do transporte de sedimentos em suspensão na Bacia do rio Descoberto**. Dissertação de Mestrado, UNB, Brasília-DF. 2006.

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

BOURAOUI, F.; BENABDALLAH, S.; JRAD, A.; BIDOGLIO, G. Application of the SWAT model on the Medjerda River basin (Tunisia). **Physics and Chemistry of the Earth**. v.30, p.497-507, 2005.

BROOKS, K.N; FFOLIOTT, PF; GREGERSEN, H. M ; THAMES, J. L. **Hydrology and the management of watersheds**. Ames, Iowa State University Press, 1991. 392p.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia Prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 1994.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia Prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 2008.

CHAVES, H. M. L. Análise global de sensibilidade dos parâmetros da Equação Universal de Perda de solo Modificada (MUSLE). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.15, p.345-350, 1991.

CHAVES, H. M. L. Relações de aporte de sedimento e implicações de sua utilização no pagamento por serviço ambiental em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 34:1469 -1477, 2010.

CHELLA, M. R.; FERNANDES C. V. S.; FERMIANO G. A.; FILL H. D.; Avaliação do transporte de sedimentos no Rio Barigui. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.10, n.03, p.105-111, 2005.

CHOW, V. T.; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L. W. **Applied Hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1988. 572 p.

CIBIN R.; SUDHEER, K.P.; CHAUBEY, I. Sensitivity and indentifiability of stream flow generation parameters of the SWAT model. **Hydrology Process**. p. 1133- 1148. 2010.

COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Ajuste Multiobjetivo dos Parâmetros de um Modelo Hidrológico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, p. 27-39, 2003.

CONAN, C.; BOURAOUI, F.; TURPIN, N.; DE MARSILY, G.; BIDOGLIO, G. Modeling flow and nitrate fate at catchment scale in Brittany (France). **Journal Environmental Quality**. v.32, p.2026-2032, 2003.

CÓRDOVA, J. R. GONZÁLEZ, M. Sediment yield estimation in small watersheds based on stream flow and suspended sediment discharge measurements. **Soil Technology**, V.11. p.57-65. 1997.

DAS, G. **Runoff and sediment yield from upper Ramganga catchment**. Ph. D. Thesis, G.B. Pant Univ. of Agr. and Tech., Pantnagar, India, 1982.

DE ROO, A.P.J; JETTEN, V.G. Calibrating and validating the LISEM model for two data sets from the Netherlands and South Africa. **Catena**, 37:477-493, 1999.

DURÃES, M. F.; MELLO, C. R.; NAGHETTINI, M. Applicability of the SWAT model for hydrologic simulation in Paraopeba River basin, MG. **Revista Cerne**, v. 17, p. 481-488, 2011.

FERNANDES, J. G. **Estimativa da vazão e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio São Francisco, utilizando o modelo SWAT**. 2015. 186p. Tese (Doutorando em Geografia). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

FLANAGEN, D. C.; NEARING, M. A. **Water erosion prediction project (WEPP) hill slope profile and watershed model documentation**. West Lafayette: USDA, 1995. 298p.

FUJIHARA, A. K. **Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do oeste paulista com suporte de geoprocessamento**. 118f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

FUKUNAGA, D. C. **Estimativa de vazão em bacias hidrográficas do sul do Espírito Santo, usando o SWAT**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro - ES, 98 p. 2012.

GASSMAN, P. W.; REYES, M. R.; GREEN, C. H.; ARNOLD, J. G. The Soil and Water Assessment Tool: historical development, applications, and future research directions. **Transactions of the ASABE**. v.50, p.1211-1250, 2007

GLYSSON, G.D. **Sediment-Transport Curves**. USGS, Open-File Report. p. 87-218. Reston, Virginia. 1987.

GOLDENFUM, J. A. **Simulação hidrossedimentológica em pequenas bacias rurais**. 1991. Dissertação – Instituto de Pesquisas Hidráulicas - IPH, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1991.

GUPTA, H.V.; S. SOROOSHIAN, AND P.O. YAPO. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. **Journal of Hydrology**. Amsterdam, v.4, p.135-143. 1999.

JENKINS, A. PETERS, N. E.; RODHE, A. Hydrology. In: MOLDAN, B. CERNY, J. **Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research**. Chichester: John Wiley, 1994. Cap.2. p.31-54.

JEONG, J.; KANNAN, N.; ARNOLD, J.; GLICK, R.; GOSSELINK, L.; SRINIVASAN, R. Development and integration of sub-hourly rainfall-runoff modeling capability within a watershed model. **Water Res Manage**, 2010.

JHA, M. **Hydrologic Simulations of the Maquoketa River Watershed Using SWAT**. Center for Agricultural and Rural Development (CARD). Ames, Iowa State University, 2009. (Publications 09-wp492).

JUNIOR, P. P de. **Avaliação da produção e transporte de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Itaqueri, municípios de Itirapina e Brotas-SP**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade de São Paulo, USP, São Carlos. 2013.

KIM, NW; SHIN, AH; Lee, J. Efeitos de esquemas de roteamento de vazão na qualidade da água com SWAT. **Transações da ASABE**, São José, v. 53, p. 1457-1468, 2010.

KINNELL, P. I.A. Alternative approaches for determining the USLE-M slope length factor for grid cells. **Soil Science Society of America Journal**. N. 69, p. 674–680, 2005.

KLEMES, V. Operational testing of hydrological simulation models. **Hydrological Sciences Journal**, v.31, p.13-24, 1986.

KNISEL, WG (Ed.). **CREMES: um modelo de escala de campo para produtos químicos, escoamento e erosão de sistemas de gestão agrícola**. Washington: Departamento de Agricultura dos EUA, 1980. (Relatório de Pesquisa de Conservação).

KOBIYAMA, M.; MANFROI, O.J. Importância da modelagem e monitoramento em bacias hidrográficas. In: **Curso de Extensão: Manejo de bacias hidrográficas sob a perspectiva florestal**. Curitiba: Curso de Engenharia Florestal – UFPR, 1999. P.111-118. (Apostila do curso).

LAL, R. **Soil degradation by erosion**. *Land Degradation & Development*, Chichester, v. 12., no. 6, p. 519-539, 2001.

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, p.623-634, 2012.

LESSA, L. G. ; F; ZIMBACK, C. R. L; LIMA, S. L; MACHADO, R.E. Modelo hidrológico SWAT na determinação das perdas de solo na bacia hidrográfica do rio Pardo - Botucatu/SP. **Revista Energia na Agricultura**.v.3, p.170-178, 2013.

LI, Z; LIU W, ZHANG, X., ZHENG, F. Impacts of land use change and climate change variability on hydrology in an agricultural catchments on the Loess Plateau of China. **Journal of Hydrology**. Amsterdam, v. 377, p. 35-42, 2009.

LIMA, J. E. F. W. ; SETTI, A. A. ; CHAVES, A. ; PEREIRA, I. C. 2001. Introdução ao Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica - ANEEL : Agência Nacional de Águas - ANA. 3 ed. v. 6000. 328 p. 2001.

LIMA, J. E. F. W.; SANTOS, P. M. C.; CHAVES, A. G. M.; SCILEWSKI, L. R. **Diagnóstico do fluxo de sedimentos em suspensão na Bacia do Rio**

São Francisco. Planaltina (DF): Embrapa Cerrados; Brasília – DF: ANEEL; ANA, 2001.108 p

LINO, J. F. L. **Análise da dinâmica hidrossedimentológica da bacia do Rio Preto (SC) com o Modelo SWAT.** 2009. 150f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina. 2009.

LOPES,V. L. **A numerical model of watershed erosion and sediment yield.** Tucson: University of Arizona, 1987. 148p. Ph.D. Thesis.

MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento.** 2002. 154 p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A.; XAVIER, A. C. Simulação de cenários alternativos de uso da terra em uma microbacia utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.727-733, 2003.

MARCHIORO, E; FERNANDES, N. F; MACEDO, J. R. de; BHERING, S. B; GONÇALVES, A.O; CAIADO, M.A.C. 2011. Modelagem da produção de sedimentos no noroeste fluminense como subsídio ao planejamento ambiental: um estudo de caso da bacia do córrego Santa Maria. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 12. 29-38. 2011.

MARTINS M. E; COIADO, E. M. Produção de sedimentos em microbacia agrícola cultivada com cana-de-açúcar in **XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Belo Horizonte**. . Disponível em: Acesso: 14 mar. 2015.

McWILLIAM, A. -L. C.; CABRAL, O. M. R.; GOMES, B. M.; ESTEVES, J. L.; ROBERTS, J. M. Forest and pasture leaf-gas exchange in south-west Amazonia. In: GASH, J. H. C.; NOBRE, C. A.; ROBERTS, J. M.; VICTORIA, R. L. (eds) Amazonian deforestation and climate. **John Wiley & Sons**, p 265–286, 1996.

MINELLA, J.P.G; WALLING, D.E; MERTEN, G.H. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. **Journal of Hydrology**. Amsterdam, v.348, p.546-563.2008.

MONTANHER, O. C; MORAIS, E. S. de; SOUZA FILHO, E. E. de. Transporte e concentração de sedimentos em suspensão durante a recessão de uma onda de cheia no Córrego Zororó, **Mandaguacu** – Pr. 2009.

MORAES, J. M.; SCHULER, A. E.; GUANDIQUE, M. E. G.; MILDE, L. C.; GROppo, J. D.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L. Propriedades físicas dos solos na parametrização de um modelo hidrológico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.8, p.61-70, 2003.

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

NASH, J.E.; SUTCLIFFE, J.V. River flow forecasting through conceptual models Part I - A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v.10, p.282-290, 1970.

NEITSCH, S. L. et al. **Soil and water assessment tool theoretical documentation**: Version 2005. Agricultural Research Service / Texas Agricultural Experiment Station, Texas, E.U.A., 2005(a).

NETO, J. DE O. M. **Análise de sensibilidade escalar do modelo hidrológico SWAT**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras, Lavras -MG, 149p. 2013.

NETO, J. G. de C. **Modelagem Hidrossedimentológica da bacia do Riacho dos Namorados com o modelo SWAT**. 2011. 218p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

NIELSEN, S. A.; HANSEN, E.. Numerical simulation of the rainfall-runoff process on a daily basis, **Nordic Hydrology**. v.4, p.171–190, 1973.

PAIVA, J. B. D. (org.); PAIVA, E. M. C. D (org.) Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas. In: PAIVA, J. B. D. **Métodos de cálculo do transporte de sedimento em rios**. Porto Alegre: ABRH, 2001, cap 12, p. 313-15.

PERAZZOLI, M.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Efeitos de cenários de uso do solo sobre o regime hídrico e produção de sedimentos na bacia do ribeirão Concórdia – SC. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.37, n.5, p.859-869, 2013.

PEREIRA, D dos R . **Simulação Hidrológica na bacia hidrográfica do Rio Pomba, usando o modelo SWAT**. 2013. 142p. Tese (Doutorando em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013.

PIRES, L. S.; SILVA, M. L. N.; CURTI, N.; LEITE, F. P.; Brito, L. F. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na região centro-leste de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.41, p.687-695, 2006.

POLETO, C., e MERTEN, G. H. **Rede de Monitoramento e Coleta de Amostras**. Qualidade dos Sedimentos, ABRH, Ed., Porto Alegre, 2006. 397 p.

PUGLIESI, A. C. V.; MARINHO, M. A.; MARQUES, J. F. & LUCARELLI, J. R. F. Valoração econômica do efeito da erosão em sistemas de manejo do solo empregando o método custo de reposição. **Bragantia**, 70:113-121, 2011.

RADAMBRASIL. Folhas SF 23/24 Rio de Janeiro / Vitória: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. **Levantamento de Recursos Naturais**, v. 32, Rio de Janeiro, 1983. 775 p.

RANZINI, M. e LIMA, W. P. **Comportamento hidrológico, balanço de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com Eucaliptus, no Vale do Paraíba, SP**. SCIENTIA FORESTALIS, v. 612, 2002. P. 144-159.

REATTO, A.; CORREIA, J. R.; SPERA, S. T. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de (Ed.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa-CPAC, 1998. p.47-86

RESENDE, M.; CURI, N.; RESENDE, SB. CORRÊA, G. F. Pedologia: **Base para distinção de ambientes**. 5 ed. Lavras: UFLA, 2007. 322 p.

REUNGSANG, P.; KANWAR, R.S.; JHA, M.; GASSMAN, P.W.; AHMAD, K. & SALEH, A. Calibration and validation of SWAT for the upper Maquoketa River Watershed. **Intern. J. Agric. Eng.**, 16:35-48, 2009.

RIGHETTO, A. M. **Hidrologia e Recursos Hídricos**, São Carlos: Publicação EESC- USP, 1998.

RODRIGUES, C. A. G.; GREGO, C. R.; VALLADARES, G. S.; TORRESAN, F. E.; QUARTAROLI, C. F. Fertilidade do solo de pastagens com Brachiaria sob diferentes níveis de degradação em Guararapes (SP). In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO**, 33., 2011, Uberlândia, MG. Anais...Uberlândia, MG: CBCS, 2011. 4 p.

SADEGHI, S. H. R. Application of MUSLE in prediction of sediment yield in Iranian conditions. **International Erosion Control Association**, ISCO2004, Brisbane, Australia, 998, 1-4. 2004.

SADEGHI, S. H. R., T. MIZUYAMA, and B. GHADERI VANGAH. Conformity of MUSLE estimates and erosion plot data for storm-wise sediment yield estimation. **Terrestrial, Atmospheric and Oceanic Sciences.**, 18, 117-128, 2007.

SALLES, L. A. **Calibração e validação do modelo SWAT para a predição de vazões na bacia do Ribeirão Pípiriau**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais).Brasília: Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia, 130p. 2012.

SANTOS, H, T.; KOLLADI, R. & SURYA, T. Influence of Scale on SWAT Model Calibration for Streamflow in a River Basin in the Humid Tropics. **Water Res. Manage.**, 2010. Published online: 12/06/2010.

SANTOS, I. ; FILL, H. D.; SUGAI M. R.; BUBA, H.; KISHI, R. T.; MARONE, E.; LAUTERT, L. F. **Hidrometria aplicada**. Curitiba: CEHPAR, 2001.

SANTOS, R. DE O.; SCUDELARI, A. C.; CUNHA, C. DE L. DA N.; RIGHETTO, A. M. Avaliação da Produção e Aporte de Sedimentos para o Rio Potengi, RN. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 3, p. 149-163, 2013.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.10, n. 4, p. 05-18, 2005.

SCHAEFER, C. E. G.R.; *et al.* **Levantamento de Solos e Aptidão Agrícola das Terras da Bacia do Rio Paraíba do Sul**, Minas Gerais. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010.

SCHMALZ, B. & FOHRER, N. Comparing model sensitivities of different landscapes using the ecohydrological SWAT model. **Adv. Geosci.**, 21:91-98, 2009.

SCHULTZ, G. B.; SIEFERT, C. A. C.; SANTOS I. D. Avaliação do ARCMUSLE para estimativa da produção de sedimentos na bacia hidrográfica do alto rio negro, região sul brasileira. **Boletim de Geografia**, v.31, p.131-141, 2013.

SHARPLEY, AN.; WILLIAMS, JR. **Erosion productivity impact calculator**, 1. Model documentation. Washington, U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, 1990, 145p.

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. 2013.

SILVA, V. A.; MOREAU, M. S.; MOREAU, A. M. S. dos; REGO, N. A. C. Uso da terra e perda de solo na bacia hidrográfica do Rio Colônia, Bahia. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, p.310-315, 2011.

SIMÕES, S. J. C.; COIADO, E. M. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001. p.283-292.

SIMONS, D. G.; SENTRUK, F. **Sediment Transport Technology**. Fort Collins- Colorado: W. R. Publication, 1976. 805 p.

TONELLO, K. C.; TEIXEIRA FILHO, J. Ecofisiologia de três espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica do Brasil em diferentes regimes de água. **Revista Irriga**, v. 17, p. 85-101, 2012.

TUCCI, C. E. M. (org). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. Ed. Porto Alegre: Editora da Universidade – ABRH, 1997. 943 p.

UZEIKA, T. **Aplicabilidade do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na simulação da produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural**. Dissertação de Mestrado. UFRS. 129 pp. 2009.

VALE JÚNIOR, J. F.; BARROS, L. S.; SOUSA, M. I. L.; UCHÔA, S. K. P. Erodibilidade e suscetibilidade à erosão dos solos de cerrado com plantio de *Acacia mangium* em Roraima. **Agro@ambiente On-line**, 3: 1-8, 2009.

VANZELA, L. S. **Qualidade de Água para a Irrigação na Microbacia do Córrego Três Barras no Município de Marinópolis**. Dissertação (Mestrado em Sistema de Produção), Universidade Estadual Paulista, UNESP, Ilha Solteira. 2004.

VEITH, T.L.; LIEW, M.W. VAN; BOSCH, D.D.; ARNOLD, J.G. Parameter sensitivity and uncertainty in SWAT: A comparison across five USDA-ARS watersheds. **Transactions of the ASABE**, v.53, p.1477-1486, 2010.

VIOLA, M. R.; MELLO, C. R. de; ACERBI Jr, F. W.; SILVA, A. M da. Modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do Rio Aiuruoca, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, p.581–590, 2009.

WALZSON, T. A. L.; LIMA, J. E. F. W.; VIEIRA M. R.; DIAS F. S. Análise do Fluxo de Sedimentos em Suspensão na Bacia do Rio Iguaçu in anais do **XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, João Pessoa – PB. Nov. 2005.

WILLIAMS, J. R. The EPIC model. In: Computer models of watershed hydrology. Highlands Ranch, Co: **Water Resources Publications**, Cap. 25, p. 909-1000, 1995.

WILLIAMS, J.R. HYMO flood routing. **Journal of Hydrology**, v.26, p.17-27, 1975.

WILLIAMS, J.R.; BERNDT, H.D. Sediment Based on Watershed Hydrology. **Transation of the ASAE**, v.20, p.1100-1104, 1977.

WILSON Jr. G.; ANDRADE R. C. Variações morfológicas e sedimentológicas do trecho da ilha da Ferradura, no Rio Paraguai. In: **Caracterização qualitativa da produção de sedimentos**. Santa Maria: ABRH – UFSm, 2000. p. 341-361.

WINCHELL, M.; SRINIVASAN, R.; DI LUZIO, M.; ARNOLD, J. **ARCSWAT 2.3.4 interface for SWAT2005: User's guide**. Grassland, Soil and Water Research Laboratory/ Agricultural Research Service/Blackland Research Center - Texas/Agricultural Experiment Station. 494p. 2009.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosin losses-a guide to conservation planning**. Washington: USDA, 1978, 58p. (USDA: Agricultural Handbook, 537).

WOOLHISER, D. A.; SMITH, R. E.; GOODRICH, D. C. **Kineros, a kinematic runoff and erosion model: Documentation and user manual**. Tucson: U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, 1990. 130p.

YOUNG, R.A.; ONSTAD, C.A.; BOSH, D.D.; ANDERSON, P. AGNPS A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. **Journal of Soil & Water Conservation**, Ankey, v.44, n.2, p.168-173, 1989.

ZONTA, J. H.; MARTINEZ, M. A.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D.; MONTEBELLER, C. A. Adequação dos parâmetros do modelo de Green-

Ampt-Mein-Larson em condições de campo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.1021-1029, 2010.

APÊNDICE

Tabela A. Características dos Argissolos utilizados na modelagem hidrossedimentológica.

Tipo de solo	Argissolo Vermelho Eutrófico (PVe)				
Número de camadas	4				
Grupo hidrológico	C				
SOL_ZMX (mm)	1900				
	Camadas				
	1	2	3	4	5
SOL_Z (mm)	150	450	1650	1900	-
SOL_BD (g cm ⁻³)	1,18	1,5	1,35	1,26	-
SOL_AWC (mm mm ⁻¹)	0,15	0,16	0,25	0,29	
SOL_K (mm h ⁻¹)	65	35	21	5	-
SOL_CBN (%)	0,76	0,2	0,3	0,13	
CLAY (%)	28	32	54	57	-
SILT (%)	11	10	9	12	-
SAND (%)	61	58	47	31	-
Tipo de solo	Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd)				
Número de camadas	2				
Grupo hidrológico	C				
	Camadas				
	1	2	3	4	5
SOL_ZMX (mm)	1200				
SOL_Z (mm)	200	1200	-	-	-
SOL_BD (g cm ⁻³)	1,19	1,5	-	-	-
SOL_AWC (mm mm ⁻¹)	0,19	0,28	-	-	-

SOL_K (mm h ⁻¹)	65	21	-	-	-
SOL_CBN (%)	0,79	0,19	-	-	-
CLAY (%)	42	61	-	-	-
SILT (%)	10	8	-	-	-
SAND (%)	48	61	-	-	-
Tipo de solo	Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico (PVAe)				
Número de camadas	3				
Grupo hidrológico	C				
	Camadas				
	1	2	3	4	5
SOL_ZMX (mm)	1900				
SOL_Z (mm)	150	300	1900	-	-
SOL_BD (g cm ⁻³)	1,19	1,35	1,29	-	-
SOL_AWC (mm mm ⁻¹)	0,21	0,29	0,34	-	-
SOL_K (mm h ⁻¹)	65	45	21	-	-
SOL_CBN (%)	1,62	0,94	0,36	-	-
CLAY (%)	23	35	53	-	-
SILT (%)	16	16	21	-	-
SAND (%)	61	49	26	-	-

NYLERS – número de camadas; HYDGRP – grupo hidrológico; SOL_ZMX – profundidade máxima das raízes; SOL_Z – profundidade da camada; SOL_BD – densidade do solo; SOL_AWC – capacidade de água disponível; SOL_K – condutividade hidráulica do solo saturado; SOL_CBN – carbono orgânico; CLAY – argila; SILT – silte e SAND- areia.

Tabela 2. Características dos Latossolos utilizados na modelagem hidrossedimentológica.

Tipo de solo	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd)				
Número de camadas	2				
Grupo hidrológico	A				
SOL_ZMX (mm)	1400				
	Camadas				
	1	2	3	4	5
SOL_Z (mm)	200	1400	-	-	-
SOL_BD (g cm ⁻³)	1,14	1,05	-	-	-
SOL_AWC (mm mm ⁻¹)	0,23	0,27	-	-	-
SOL_K (mm h ⁻¹)	75	33	-	-	-
SOL_CBN (%)	1,78	1,4	-	-	-
CLAY (%)	43	62	-	-	-
SILT (%)	10	7	-	-	-
SAND (%)	47	31	-	-	-
Tipo de solo	Latossolo Vermelho Distrófico (LVd)				
Número de camadas	2				
Grupo hidrológico	A				
	Camadas				
	1	2	3	4	5
SOL_ZMX (mm)	1300				
SOL_Z (mm)	350	1300	-	-	-
SOL_BD (g cm ⁻³)	1,14	1,14	-	-	-

SOL_AWC (mm mm ⁻¹)	0,29	0,29	-	-	-
SOL_K (mm h ⁻¹)	75	33	-	-	-
SOL_CBN (%)	1,43	0,81	-	-	-
CLAY (%)	76	82	-	-	-
SILT (%)	12	7	-	-	-
SAND (%)	12	11	-	-	-
Tipo de solo	Latossolo Amarelo Distrófico (Lad)				
Número de camadas	4				
Grupo hidrológico	A				
	Camadas				
	1	2	3	4	5
SOL_ZMX (mm)	1960				
SOL_Z (mm)	200	400	1600	1960	-
SOL_BD (g cm ⁻³)	1,14	1,14	1,03	1,15	-
SOL_AWC (mm mm ⁻¹)	0,18	0,25	0,24	0,24	-
SOL_K (mm h ⁻¹)	75	50	19	19	-
SOL_CBN (%)	1,36	0,64	0,30	0,20	-
CLAY (%)	38	56	56,5	56	-
SILT (%)	7	5	6	5	--
SAND (%)	55	39	37,5	39	

NYLERS – número de camadas; HYDGRP – grupo hidrológico; SOL_ZMX – profundidade máxima das raízes; SOL_Z – profundidade da camada; SOL_BD – densidade do solo; SOL_AWC – capacidade de água disponível; SOL_K – condutividade hidráulica do solo saturado; SOL_CBN – carbono orgânico; CLAY – argila; SILT – silte e SAND- areia.

Tabela 3. Características dos Cambissolos utilizados na modelagem hidrossedimentológica.

Tipo de solo	Cambissolo Háplico Tb Eutrófico (CXBe)				
Número de camadas	5				
Grupo hidrológico	C				
SOL_ZMX (mm)	1380				
	Camadas				
	1	2	3	4	5
SOL_Z (mm)	200	520	880	1200	1380
SOL_BD (g cm ⁻³)	1,08	1,10	1,16	1,36	1,42
SOL_AWC (mm mm ⁻¹)	0,18	0,17	0,19	0,16	0,29
SOL_K (mm h ⁻¹)	45	20	20	20	20
SOL_CBN (%)	0,89	0,16	0,07	0,07	0,10
CLAY (%)	20	19	20	18	27
SILT (%)	15	23	25	18	38
SAND (%)	65	58	57	64	35
Tipo de solo	Cambissolo Háplico Tb Distrófico (CXbd)				
Número de camadas	2				
Grupo hidrológico	C				
	Camadas				
	1	2	3	4	5
SOL_ZMX (mm)	700				
SOL_Z (mm)	200	700	-	-	-
SOL_BD (g cm ⁻³)	1,08	1,10	-	-	-
SOL_AWC (mm mm ⁻¹)	0,24	0,27	-	-	-
SOL_K (mm h ⁻¹)	45	20	-	-	-

SOL_CBN (%)	1,77	0,92	-	-	-
CLAY (%)	54	57	-	-	-
SILT (%)	11	12	-	-	-
SAND (%)	35	31	-	-	-
Tipo de solo	Cambissolo Húmico Distrófico (CHd)				
Número de camadas	2				
Grupo hidrológico	C				
	Camadas				
	1	2	3	4	5
SOL_ZMX (mm)	1000				
SOL_Z (mm)	700	1000	-	-	-
SOL_BD (g cm ⁻³)	1,08	1,10	-	-	-
SOL_AWC (mm mm ⁻¹)	0,24	0,27	-	-	-
SOL_K (mm h ⁻¹)	45	20	-	-	-
SOL_CBN (%)	1,77	0,92	-	-	-
CLAY (%)	18	22	-	-	-
SILT (%)	20	31	-	-	-
SAND (%)	62	47	-	-	-

NYLERS – número de camadas; HYDGRP – grupo hidrológico; SOL_ZMX – profundidade máxima das raízes; SOL_Z – profundidade da camada; SOL_BD – densidade do solo; SOL_AWC – capacidade de água disponível; SOL_K – condutividade hidráulica do solo saturado; SOL_CBN – carbono orgânico; CLAY – argila; SILT – silte e SAND- areia.