



**DANIEL BRASIL FERREIRA PINTO**

**APLICAÇÃO DO MODELO SWAT (SOIL  
AND WATER ASSESSMENT TOOL) NA  
SIMULAÇÃO  
HIDROSEDIMENTOLÓGICA EM BACIA  
HIDROGRÁFICA DA SERRA DA  
MANTIQUEIRA, MG**

**LAVRAS - MG  
2011**

**DANIEL BRASIL FERREIRA PINTO**

**APLICAÇÃO DO MODELO SWAT (SOIL AND WATER ASSESSMENT  
TOOL) NA SIMULAÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA EM BACIA  
HIDROGRÁFICA DA SERRA DA MANTIQUEIRA, MG**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Engenharia de Água e Solo, para a obtenção do título de Doutor.

Orientador  
Prof. Dr. Antônio Marciano da Silva

LAVRAS - MG  
2011

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da  
Biblioteca da UFLA**

Pinto, Daniel Brasil Ferreira.

Aplicação do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na simulação hidrossedimentológica em bacia hidrográfica da Serra da Mantiqueira, MG / Daniel Brasil Ferreira Pinto. – Lavras : UFLA, 2011.

225 p. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2011.

Orientador: Antônio Marciano da Silva.

Bibliografia.

1. Modelos hidrológicos. 2. Modelos matemáticos. 3. Poluição difusa. 4. Qualidade da água. 5. Transporte de sedimentos. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 551.480113

**DANIEL BRASIL FERREIRA PINTO**

**APLICAÇÃO DO SWAT (SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL)  
NA SIMULAÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA EM BACIA  
HIDROGRÁFICA DA SERRA DA MANTIQUEIRA, MG**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Engenharia de Água e Solo, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 16 de maio de 2011

Prof. Dr. Carlos Rogério de Mello	UFLA
Prof. Dr. Gilberto Coelho	UFLA
Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu	UFLA
Prof. Dr. Fernando das Graças Braga da Silva	UNIFEI

Prof. Dr. Antônio Marciano da Silva  
(Orientador)

**LAVRAS - MG  
2011**

A Deus a quem devo meu caráter e determinação de nunca desistir e sempre  
acreditar,

Aos meus pais, Valéria e Paulo, e a minha irmã Adriana, que sempre estiveram  
ao meu lado, apoiando-me incondicionalmente, acreditando firmemente  
no meu potencial,

*Dedico*

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras e ao Setor de Engenharia de Água e Solo, pela oportunidade de realizar este trabalho.

À FAPEMIG (projeto CAG APQ 3828-3.12/07), pelos recursos disponibilizados.

À CEMIG/ANEEL (projeto P&D-176), pelos recursos disponibilizados.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos de abril de 2007 a março de 2008.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudos de abril de 2008 a fevereiro de 2010.

Ao professor Antônio Marciano da Silva, orientador, pelos conhecimentos transmitidos, pela paciência, confiança, amizade e pelo respeito durante todo o tempo.

Ao professor e coorientador Samuel Beskow, da Universidade Federal de Pelotas, pela ajuda durante todo o processo de modelagem, principalmente nos ensinamentos sobre o modelo SWAT.

Ao professor e coorientador Carlos Rogério de Mello, pela orientação, paciência e dedicação, que tornaram possível a realização deste trabalho.

Ao amigo professor Gilberto Coelho, pela amizade e convivência desde os tempos de graduação.

Ao professor Cláudio Montenegro, do laboratório de análise de água do Departamento de Engenharia (LAADEG), pelas análises contidas neste trabalho.

Aos amigos Márcio Adalberto (zé colméia), Natalino (mini craque), Gil Júlio, Marcelo Viola (viola), Bruno Montoani e Donizete, pela convivência, amizade e por terem me ajudado no levantamento de campo das informações contidas neste trabalho.

Aos amigos e colegas de curso Carolina Bilibio, Juliana Lourençoni Fábio Faria, Marcelo Furtini, Marcelo Viola, Lessandro Coll, Eduardo Vieira e Sergio.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia, Greice, Daniela, Sandra, Osvaldo e José Luis, pela amizade e convivência desde a graduação.

A todos que de alguma contribuíram para a realização deste trabalho.

*Muito Obrigado.*

## **BIOGRAFIA**

DANIEL BRASIL FERREIRA PINTO, filho de Paulo Rogério e Valéria, nasceu no dia 18 de agosto de 1981, em Lavras, interior de Minas Gerais. Morou sua infância e juventude em Pouso Alegre, interior de MG, onde cursou ensino básico, fundamental e médio no Colégio São José.

Em agosto de 2000 ingressou na Universidade Federal de Lavras, concluindo o curso de Engenharia Agrícola em julho de 2005. Neste mesmo ano iniciou o curso de Mestrado em Engenharia Agrícola, finalizando em março de 2007, onde imediatamente ingressou no curso de doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Engenharia de Água e Solo, concluindo-o em 16 de maio de 2011.

## RESUMO

Os modelos hidrológicos e de qualidade da água vem sendo amplamente aplicados na avaliação da poluição causada por fontes difusas em bacias hidrográficas. Neste sentido, objetivou-se com este trabalho, aplicar o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) na simulação do escoamento, produção e transporte de sedimentos e na qualidade da água, na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha, região da Serra da Mantiqueira. A aplicação do modelo requer a entrada de dados espacializados e mapas como o modelo digital de elevação hidrológicamente consistente (MDEHC), mapa de uso e ocupação do solo e mapa de solos. Foram obtidos dados climáticos, de vazão, de sedimentos, de nutrientes e de qualidade da água através do monitoramento realizado na bacia. Estruturou-se as séries históricas de vazão e sedimentos abrangendo o período de 2006 a 2010, sendo utilizados para a calibração, o período de setembro de 2006 a agosto de 2008 e para a validação o período de agosto de 2008 a setembro de 2010. Na simulação de nutrientes e da qualidade da água utilizou-se o período de setembro de 2007 a julho de 2009. Na avaliação do modelo foi utilizado o coeficiente estatístico de Nash-Sutcliffe (COE). Primeiramente foram realizadas simulações, com passo diário, para as variáveis vazão e sedimentos. Os resultados obtidos apresentaram COE de 0,81 e 0,79, para a variável vazão na fase de calibração e validação respectivamente. Na simulação de sedimentos o COE foi de 0,68 e 0,65, na calibração e validação respectivamente. Posteriormente realizou-se simulações com passo mensal, utilizando as médias mensais, de todas as variáveis. Os resultados obtidos pelo modelo, na simulação com passo mensal, mostram-se superiores, quando comparados na simulação de passo diário, para a variável vazão. O COE para a vazão foi de 0,85 e 0,82, para sedimentos de 0,68 e 0,66, na calibração e validação respectivamente. Na simulação de nutrientes, utilizaram-se as variáveis nitrogênio total (Nt) e fósforo total (Pt), apresentando um COE de 0,39 e 0,41, respectivamente. Na qualidade da água as simulações obtiveram um COE de 0,59 e 0,69, para as variáveis oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, respectivamente. A simulação de bactérias (*Echerichia coli*) apresentou COE igual a 0,64. Dois cenários de uso do solo foram testados: no cenário 1, fez-se a substituição de pastagens por eucalipto; no cenário 2 adotou-se o uso atual do solo porém implementando mata ciliar ao longo de toda a rede de drenagem. De acordo com os resultados obtidos, para o cenário 1, o modelo apresentou uma redução de 47% na produção de sedimentos. Para o cenário 2 uma redução de 38% na concentração de sedimentos na calha do ribeirão Lavrinha. Os resultados apresentados mostraram que o modelo SWAT foi capaz de simular com precisão as variáveis envolvidas no processo, mostrando ser uma

ótima ferramenta para o gerenciamento dos recursos hídricos na Serra da Mantiqueira.

Palavras-chave: modelos hidrológicos, SWAT, poluição difusa, qualidade da água, transporte de sedimentos.

## ABSTRACT

Hydrological and water quality models have been widely employed for evaluation of pollution caused by diffuse sources in watersheds. The goal of this study was to verify the performance of the SWAT model (*Soil and Water Assessment Tool*) with respect to the simulation of stream flow, sediment yield, suspended sediment concentration and water quality in the Lavrinha Creek Watershed (LCW), which is situated in the Mantiqueira Range region (Minas Gerais State, Brazil). This model requires some maps, such as Digital Elevation Model, land-use map and soil map. Temporal series associated to climatic variables, stream flow and suspended sediment concentration were obtained from an existing hydrological monitoring that has been conducted at or near the LCW's outlet since January of 2006. Eight months (January 2006 – August 2006) were chosen as warm-up period of the SWAT model, while two years (September 2006 – August 2008) were considered for the model calibration and two years (September 2008 – August 2010) for the model validation. September 2007 to July 2009 was the period used for nutrient and water quality simulation. A statistical index known as Nash-Sutcliffe (COE) was employed to evaluate the model performance. Firstly, simulations of stream flow and suspended sediment concentration were carried out on a daily basis. During daily stream flow simulations COE values were 0.81 and 0.79 for calibration and validation respectively. When simulating daily suspended sediment concentration the results indicated COE values of 0.68 and 0.65 for calibration and validation, respectively. The next step was to apply the SWAT model taking into account a monthly time step, resulting in the following COE values: calibration - 0.85 and 0.68 for stream flow and suspended sediment concentration, respectively; validation – 0.82 and 0.66 for the same hydrological variables. Relative to the variables associated to nutrients, SWAT model was applied to simulate total nitrogen (COE = 0.39) and total phosphorus (COE = 0.41). Such model was also used to analyze results of some water quality parameters, presenting COE of 0.59 for dissolved oxygen, 0.69 for biochemical oxygen demand and 0.64 for bacteria (*Echerichia coli*). Finally, two land-use change scenarios were tested as follows: Scenario 1 – conversion of areas with pasture into eucalyptus; Scenario 2 – current land use considering a riparian zone (30-m buffer) along the drainage network. According to the results obtained, Scenario 1 would result in a 47% reduction in sediment yield in the watershed and for Scenario 2, a 38% reduction in suspended sediment concentration in the creek. The SWAT model was considered adequate to simulate stream flow, sediment yield, suspended sediment concentration and water quality in the LCW, thus constituting in an important tool for water resources management in the Mantiqueira Range region.

Keywords: Hydrologic simulation, SWAT, diffuse pollution, water quality, sediment yield.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Representação dos componentes do ciclo hidrológico.....	34
Figura 2	Fluxograma dos processos representados no modelo SWAT...50	
Figura 3	Localização da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha no estado de Minas Gerais e na UPGRH - GD1.....	59
Figura 4	Representação da eliminação das distorções das grades de interpolação. ....	60
Figura 5	Modelo digital de elevação hidrologicamente consistente da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	61
Figura 6	Mapa de uso do solo, gerado a partir de imagem de satélite, na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	65
Figura 7	Mapa de solos e fases de relevo na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.....	68
Figura 8	Distribuição esquemática dos solos na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.....	69
Figura 9	Estação climatológica da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	71
Figura 10	Localização dos pontos de solo amostrados na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	73
Figura 11	Linígrafo instalado na seção controle da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha e data logger sendo descarregado. ....	76
Figura 12	Medição de velocidade com molinete na seção de controle da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	77
Figura 13	Amostrador de sedimentos USDH-48 e momento da amostragem na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	78

Figura 14	Aparelho portátil CONSORT C535 utilizado para monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.....	80
Figura 15	Turbidímetro digital modelo DIGIMED DM-TU.....	80
Figura 16	Uso do solo na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha para o cenário 1 .....	88
Figura 17	Uso do solo na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha para o cenário 2 .....	89
Figura 18	Bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha com a subdivisão em sub-bacias geradas pelo modelo SWAT.....	90
Figura 19	Mapa de classes de declividade presentes na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.....	91
Figura 20	Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs). .....	92
Figura 21	Ranking de sensibilidade dos parâmetros relacionados à vazão, para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	95
Figura 22	Calibração automática da vazão pelo modelo SWAT.....	97
Figura 23	Hidrogramas observado e calibrado para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.....	99
Figura 24	Hidrogramas observado e validado para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.....	101
Figura 25	Resumo do balanço hídrico realizado pelo modelo SWAT....	103
Figura 26	Calibração da concentração de sólidos suspensos para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	107
Figura 27	Diagrama de dispersão entre a concentração de sólidos suspensos observada e simulada na etapa de calibração do modelo SWAT.....	108
Figura 28	Validação da concentração de sólidos suspensos para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	110

Figura 29	Diagrama de dispersão entre a concentração de sólidos suspensos observada e simulada na etapa de validação do modelo SWAT. ....	111
Figura 30	Hidrogramas observado e calibrado, com passo mensal de simulação, na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	113
Figura 31	Hidrogramas observado e validado, com passo mensal de simulação, na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	113
Figura 32	Calibração da concentração de sólidos suspensos, com passo mensal de simulação, na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	115
Figura 33	Validação da concentração de sólidos suspensos, com passo mensal de simulação, na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	115
Figura 34	Curva de calibração do nitrogênio total para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	119
Figura 35	Diagrama de dispersão entre os valores observados e simulados do nitrogênio total para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	120
Figura 36	Curva de calibração do fósforo total para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	124
Figura 37	Diagrama de dispersão entre os valores observados e simulados do fósforo total para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	125
Figura 38	Simulação da demanda bioquímica de oxigênio na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	130
Figura 39	Simulação do oxigênio dissolvido na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	133

Figura 40	Simulação da concentração de <i>Echerichia coli</i> na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	138
Figura 41	Diagrama de dispersão entre os valores observados e simulados da bactéria <i>Echerichia coli</i> para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	139
Figura 42	Produção de sedimentos para o uso atual do solo. ....	140
Figura 43	Produção de sedimentos para o cenário 1.....	141
Figura 44	Concentração de sedimentos na calha do ribeirão Lavrinha para o uso atual do solo e para o cenário 2.....	142

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Qualidade da classificação associadas aos valores do índice Kappa. ....	64
Tabela 2	Uso atual do solo na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha..	66
Tabela 3	Classes de solo e suas respectivas fases de relevo na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. ....	70
Tabela 4:	Valores dos parâmetros físico-hídricos do solo. ....	75
Tabela 5	Parâmetros adotados pelo modelo SWAT na simulação da variável vazão. ....	94
Tabela 6	Valores dos parâmetros utilizados na simulação. ....	98
Tabela 7	Valores utilizados na simulação da concentração de sólidos suspensos. ....	105
Tabela 8	Valores adotados para SOL_ORGN. ....	117
Tabela 9	Parâmetros, faixa de variação, valor inicial e valor calibrado, dos parâmetros relacionados ao nitrogênio.....	118
Tabela 10	Valores adotados para o SOL_ORGP. ....	122
Tabela 11	Valores calibrados, faixa de variação e valor inicial dos parâmetros relacionados ao fósforo. ....	123
Tabela 12	Valores típicos de $k_1$ .....	127
Tabela 13	Valores de $k_2$ calculados para velocidades (vel.) e profundidades (prof.) nos dias de amostragem. ....	128
Tabela 14	Valores típicos de $k_4$ . ....	129
Tabela 15	Valores calibrados dos parâmetros relacionados à rotina DBO/OD.....	129
Tabela 16	Resultados obtidos nas amostragens de temperatura, oxigênio dissolvido medido em campo, a concentração de saturação do	

	oxigênio dissolvido e percentagem de saturação de oxigênio dissolvido.....	132
Tabela 18	Parâmetros utilizados pelo modelo SWAT na simulação de bactérias.....	135
Tabela 19	Parâmetros adotados na simulação de bactérias. ....	137

## LISTA DE ABREVIATURAS

Ac	Ascensão capilar
ANION_EXCL	Porosidade do solo
Ce	Condutividade elétrica da água
CLAY	Teor de argila
CN	Curva número
Css	Concentração de sólidos em suspensão
Colif	Coliformes fecais
Colit	Coliformes totais
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
Dp	Percolação
E	Evaporação
Es	Escoamento superficial
Esd	Escoamento superficial direto
Esub	Escoamento subterrâneo
Ess	Escoamento subsuperficial
I	Infiltração
IAF	Índice de área foliar
IDW	Modelo de interpolação de distância
IIL	Igual Incremento de Largura
INTERCON	Modelo de interpolação linear
IQA	Índice de qualidade da água
MDE	Modelo digital de elevação
MDEHC	Modelo digital de elevação hidrológicamente consistente
NLAYERS	Número de camadas
OD	Oxigênio dissolvido
P	Precipitação
pH	Potencial Hidrogeniônico
Pt	Fósforo total
SOL_ALB	Albedo do solo
SAND	Teor de areia
SOL_AWC	Capacidade de água disponível no solo
SOL_BD	Densidade do solo
SOL_CBN	Carbono orgânico
SILT	Teor de silte
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada
SOL_Z	Profundidade de cada camada
St	Sólidos totais
STD	Sólidos totais dissolvidos

STS	Sólidos totais em suspensão
T	Transpiração
T <sub>água</sub>	Temperatura da água
Tu	Turbidez da água
USLE_K	Erodibilidade do solo K <sub>USLE</sub>
WYLD	Quantidade de água que passa pela seção de controle no intervalo de tempo
SURQ	Representa a quantidade de água obtida pelo escoamento superficial
LATQ	Representa a contribuição do fluxo lateral
GWQ	Contribuição do escoamento subterrâneo para a vazão
TLOSS	Perda de água no sistema
abs	Abstrações do sistema
SC	Coefficiente de armazenamento

## LISTA DE SIGLAS

ARS	Agricultural Research Service
AGNPS	Agricultural Non-Point Source Model
CEMIG	Companhia Energética de Minas Gerais
COE	Coefficiente de Nash-Sutcliffe
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CREAMS	Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems
EPIC	Erosion Productivity Impact Calculator
GLEAMS	Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LAADDEG	Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia
LASH	Lavras Simulation of Hydrology
LISEN	Limburg Soil Erosion Model
LH	Latin Hypercube
MUSLE	Modified Universal Soil Loss Equation
NRCS	Natural Resource Conservation Service (U.S.)
OAT	One-Factor-At-a-Time
ROTO	Routing Outputs to Outlet
SCE	Shuffled Complex Evolution
SCS	Soil Conservation Service
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
SWRRB	Simulator for Water Resources in Rural Basin
UPGRH	Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos
UHE	Usina Hidroelétrica
UFLA	Universidade Federal de Lavras
USDA	United State Department of Agriculture
USLE	Universal Soil Loss Equation
WEPP	Water Erosion Prediction Project

## LISTA DE SÍMBOLOS

$m$	Metro (unidade de medida)
$ha$	Hectare (100m*100m)
$\%$	Porcentagem ou porcentagem
$km$	Quilômetros
$K$	Índice Kappa
$\Sigma$	Somatório
$Q$	Vazão
$SW_t$	Conteúdo final de água no solo
$SW_0$	Conteúdo inicial de água no solo
$R_{day}$	Precipitação
$Q_{surf}$	Escoamento superficial
$E_a$	Evapotranspiração
$w_{seep}$	Percolação
$Q_{gw}$	Fluxo de retorno, ou ascensão capilar
$I_a$	Abstração inicial
$S$	Parâmetro de retenção
$S_{max}$	Máximo valor do parâmetro de retenção que se pode armazenar por dia;
$SW$	Conteúdo de água no solo excluindo a quantidade de água armazenada no ponto de murcha;
$w_1$ e $w_2$	Coefficiente de forma
$Q'_{surf}$	Volume de escoamento superficial gerado em uma dada sub-bacia em um dado dia
$Q_{stor,i-1}$	Volume de escoamento superficial armazenado em um dia anterior
$surlag$	Coefficiente de atraso do escoamento superficial
$t_{conc}$	Tempo de concentração para uma dada sub-bacia
$q_{peak}$	Vazão de pico
$C$	Coefficiente de escoamento superficial;
$i$	Intensidade de precipitação
$A$	Área da sub-bacia
$t_{ov}$	Tempo de escoamento na superfície
$t_{ch}$	Tempo de escoamento no canal
$L_{spl}$	Comprimento de rampa
$n$	Coefficiente de rugosidade de Manning para o canal
$spl$	Declividade média na sub-bacia
$L$	Comprimento do canal na sub-bacia, desde a nascente até o exutório da sub-bacia
$slp_{ch}$	Declividade média do canal

$R_{tc}$	Lâmina de precipitação durante o tempo de concentração
$\alpha_{tc}$	Fração da precipitação que ocorre durante o tempo de concentração
$R_{day}$	Precipitação em um dado dia
$\alpha_{0,5}$	Fração da chuva intensa de 30 minutos
$\alpha_{0,5mon}$	Fração de chuva de 30 min máxima média para o mês
$rnd_1$	Número aleatório gerado pelo modelo a cada dia
$\alpha_{0,5L}$	Limite inferior da distribuição triangular
$\alpha_{0,5U}$	Limite superior da distribuição triangular
$adj_{0,5a}$	Fator de ajuste
$R_{0,5sm(mon)}$	Chuva máxima de 30 min para um dado mês
$\mu_{mon}$	Chuva diária média para o mês
$yrs$	Número de anos de dados de chuva utilizados para obter valores de chuvas intensas de 30 minutos máximas reais
$days_{wet}$	número de dias de chuva no mês
$R_{0,5x}$	Chuva máxima de 30 minutos para o mês especificado
$w_{perc,ly}$	Quantidade de água que percola para a próxima camada de solo
$SW_{ly,excess}$	Volume de água drenada na camada de solo
$\Delta t$	Duração do passo de tempo
$TT_{perc}$	Tempo de propagação através da camada de solo
$SW_{ly}$	Conteúdo de água na camada de solo
$FC_{ly}$	Conteúdo de água na camada de solo na capacidade de campo
$SAT_{ly}$	Volume de água na camada de solo quando completamente saturado
$K_{sat}$	Condutividade hidráulica do solo saturado
$Q_{lat}$	Quantidade de água que escoa subsuperficialmente
$\phi_d$	Porosidade drenável na camada de solo
$L_{hill}$	Comprimento do declive
$Q_{gw}$	Escoamento subterrâneo do canal principal
$L_{gw}$	Distância do divisor subterrâneo da bacia até o canal principal
$h_{wtbl}$	Altura do aquífero freático
$Q_{gw,i}$	Escoamento subterrâneo no canal principal no dia $i$
$Q_{gw,i-1}$	Escoamento subterrâneo no canal principal no dia $i-1$
$\alpha_{gw}$	Constante de recessão de escoamento de base
$w_{rchrg,sh}$	Quantidade de água de recarga entrando no aquífero freático no dia $i$
$aq_{hh}$	Quantidade de água inicial armazenada no aquífero freático no dia $i$

$aq_{shthr,q}$	Nível limiar de água no aquífero freático para que ocorra contribuição da água subterrânea para o canal principal
$Q_{gw,o}$	Escoamento subterrâneo no canal principal no início da recessão
$Q_{gw,N}$	Escoamento subterrâneo no canal principal no tempo N
$Q_{gw,0}$	Escoamento subterrâneo no canal principal no início da recessão
<b>BFD</b>	Número de dias com recessão do escoamento na bacia hidrográfica
$w_{revap,mx}$	Quantidade máxima de água movendo para a zona do solo em resposta à deficiência de água
$\beta_{rev}$	Coefficiente <i>revap</i>
$E_0$	Evapotranspiração potencial no dia
$w_{revap}$	Quantidade de água movendo para a zona do solo em resposta à deficiência de água
$aq_{shthr,rvp}$	Limite do nível de água no aquífero freático para <i>revap</i> ou percolação para o aquífero confinado
$w_{deep,mx}$	Quantidade máxima de água movendo para o aquífero confinado em um dia <i>i</i>
$\beta_{deep}$	Coefficiente de percolação do aquífero confinado
$w_{rchrg}$	Quantidade de recarga entrando no aquífero no dia <i>i</i>
$w_{deep}$	Quantidade atual de água movendo para o aquífero confinado no dia <i>i</i>
$h_{wtbl,i}$	Altura do aquífero freático no dia <i>i</i>
$h_{wtbl,i-1}$	Altura do aquífero freático no dia <i>i-1</i>
$\alpha_{gw}$	Constante de recessão
$\Delta t$	Intervalo de tempo
$w_{rchrg}$	Quantidade de recarga entrando no aquífero no dia <i>i</i>
$\mu$	Rendimento específico do aquífero freático
$aq_{dp,i}$	Quantidade de água armazenada no aquífero confinado no dia <i>i</i>
$aq_{dp,i-1}$	Quantidade de água armazenada no aquífero confinado no dia <i>i-1</i>
$w_{deep}$	Quantidade de água percolando do aquífero freático para o profundo no dia <i>i</i>
$w_{pump,dp}$	Quantidade de água removida do aquífero confinado por bombeamento no dia <i>i</i>
$\lambda$	Fluxo de densidade do calor latente
$E$	Taxa de transpiração
$\Delta$	Declividade da curva de saturação da pressão de vapor com a temperatura

$H_{net}$	Radiação líquida
$G$	Densidade de fluxo de calor do solo
$\rho_{air}$	Densidade do ar
$c_p$	Calor específico a pressão constante
$e_z^0$	Pressão de saturação do vapor no ar na altitude $z$
$e_z$	Pressão de vapor da água no ar na altitude $z$
$\gamma$	Constante psicrométrica
$r_c$	Resistência de interceptação vegetal
$r_a$	Resistência aerodinâmica
$E_{soil,z}$	Demanda de evaporação na profundidade $z$
$E_z''$	Evaporação máxima da água no solo
$z$	Profundidade da camada do solo a partir da superfície
$E_{soil,ly}$	Demanda evaporativa para a camada $ly$
$E_{soil,zl}$	Demanda evaporativa na camada inferior do solo
$E_{soil,zu}$	Demanda evaporativa na camada superior do solo
$sed$	Produção de sedimentos em um dado dia
$area_{hru}$	Área da HRU
$K_{USLE}$	Fator de erodibilidade do solo
$C_{USLE}$	Fator de cobertura e manejo do solo
$P_{USLE}$	Fator de práticas conservacionistas
$LS_{USLE}$	Fator topográfico
$C_{USLE,mn}$	Valor mínimo para o fator de cobertura e manejo do solo
$rsd_{surf}$	Quantidade de resíduo na superfície do solo
$C_{USLE,aa}$	Fator de cobertura e manejo médio anual
$m$	Fator exponencial
$\alpha_{hill}$	Ângulo da encosta
$NO_3_{conc,z}$	Concentração de nitrato no solo na camada $z$
$orgN_{hm,ly}$	Concentração de nitrogênio orgânico na camada
$orgC_{ly}$	Quantidade de carbono orgânico na camada
$orgN_{surf}$	Fonte de nitrogênio orgânico na camada de 10mm
$rsd_{surf}$	Quantidade de material no resíduo na camada de 10mm
$conc_N$	Concentração de nitrogênio na camada
$\rho_b$	Densidade do solo na camada
$depth_{ly}$	Profundidade da camada
$N_{rain}$	Concentração de nitrato adicionado ao solo pela chuva
$R_{NO_3}$	Concentração de nitrogênio na chuva
$orgP_{hm,ly}$	Concentração de fósforo orgânico húmico na camada
$orgP_{surf}$	Fonte de fósforo orgânico na camada de 10mm
$conc_P$	Concentração de fósforo na camada
$bact_{lpsol,i}$	Quantidade de bactérias persistentes presentes na camada superficial do solo em um dado dia

$bact_{lpsol,i-1}$	Quantidade de bactérias persistentes presentes na camada superficial do solo no dia i-1
$\mu_{lpsol,net}$	Taxa global constata para <i>die-off/re-growth</i> de bactérias no solo
$bact_{min,lp}$	Quantidade de bactérias presentes na camada superficial do solo em um dado dia
$\mu_{lpsol,die,20}$	Taxa constante de <i>die-off</i> (mortandade) a 20°C;
$\mu_{lpsol,grw,20}$	Taxa constante de <i>re-growth</i> (crescimento) a 20°C
$bact_{lp,perc}$	Quantidade de bactérias que sofre percolação
$w_{perc,surf}$	Quantidade de água percolada na camada superficial do solo em um dado dia
$K_{bact,perc}$	Coefficiente de percolação de bactérias
$cbod_{surf}$	Concentração de DBO no escoamento superficial
$orgC_{surf}$	Carbono orgânico no escoamento superficial
$\mathcal{E}_{C:sed}$	Taxa de adição de carbono pelo escoamento superficial
$Conc_{sed,surf}$	Concentração de sedimentos no escoamento superficial
$Ox_{surf}$	Concentração de oxigênio dissolvido no escoamento superficial
$Ox_{sat}$	Concentração de saturação de oxigênio
$k_l$	Coefficiente de desoxigenação
$T_{wat,K}$	Temperatura da água em Kelvin
$conc_{NO_3,mobile}$	Concentração de nitrato na fração de água móvel
$NO_3_{ly}$	Concentração de nitrato na camada
$\theta_e$	Fração da porosidade;
$SAT_{ly}$	Volume de água para saturar a camada de solo
$w_{mobile}$	Fração móvel de água
$NO_3_{surf}$	Concentração de nitrato no escoamento superficial
$\beta_{NO_3}$	Coefficiente de percolação do nitrato;
$orgN_{surf}$	Quantidade de nitrogênio orgânico transportado junto com os sedimentos para o canal principal pelo escoamento superficial
$conc_{orgN}$	Concentração de nitrogênio na camada superficial do solo
$\mathcal{E}_{N:sed}$	Razão de enriquecimento de nitrogênio orgânico pelo escoamento superficial.
$sedP_{surf}$	Quantidade de fósforo transportado junto com os sedimentos para o canal principal pelo escoamento superficial
$conc_{sedP}$	Concentração de fósforo na camada superficial do solo
$\mathcal{E}_{P:sed}$	Razão de enriquecimento de fósforo pelo escoamento superficial

$bact_{lp, sed}$	Quantidade de bactérias transportadas junto com os sedimentos pelo escoamento superficial para o canal principal
$conc_{sedlpbact}$	Concentração de coliformes na camada superficial do solo
$q_{ch}$	Taxa de fluxo em cada segmento do canal
$A_{ch}$	Área da seção transversal do canal
$R_{ch}$	Raio hidráulico do canal em uma dada profundidade
$slp_{ch}$	Declividade média do canal ao longo da sub-bacia
$n$	Coefficiente de Manning para o canal
$v_c$	Velocidade de fluxo no segmento de canal
$V_{ch}$	Volume de água armazenado no segmento de canal em um dia
$L_{ch}$	Comprimento do segmento de canal
$W_p$	Largura da seção transversal
$depth$	Profundidade da lâmina d'água no canal
$z_{ch}$	Ângulo inverso da declividade
$E_{ch}$	Evaporação no segmento de canal da sub-bacia
$coef_{ev}$	Coefficiente de evaporação;
$E_0$	Evaporação potencial
$fr_{\Delta t}$	Tempo que a água flui pelo segmento de canal
$V_{in}$	Volume acumulado na sub-bacia durante o passo de tempo assumido
$V_{out}$	Volume de saída na sub-bacia durante o passo de tempo assumido
$\Delta V_{stored}$	Variação do volume de armazenamento durante o passo de tempo
$v_{ch, pk}$	Velocidade máxima no canal principal da sub-bacia
$q_{ch, pk}$	Vazão máxima no canal principal da sub-bacia
$P_{rf}$	Fator de ajuste da vazão máxima;
$q_c$	Vazão média do canal na seção controle da sub-bacia
$conc_{sed, c, max}$	Concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado pelo canal
$SPEXP$	Expoente da equação de transporte de sedimentos
$SPCON$	Coefficiente da equação de transporte de sedimentos
$sed_{dep}$	Quantidade de sedimentos depositado na bacia
$conc_{sed, c, i}$	Concentração inicial de sedimentos
$V_c$	Volume de água total
$sed_{deg}$	Quantidade de sedimentos alocados
$C_c$	Fator de cobertura vegetal do canal
$K_c$	Fator de erodibilidade do canal
$sed_c$	Quantidade de sedimentos em suspensão

$sed_{c,i}$	Quantidade de sedimentos em suspensão em um dado período de tempo
$sed_{out}$	Quantidade de sedimentos que alcança o exutório da bacia
$\Delta orgN_{str}$	Variação na concentração de nitrogênio
$\alpha_1$	Fração da biomassa de algas nitrogenadas
$\rho_a$	Taxa de mortalidade de algas
$algae$	Concentração da biomassa de algas em um dado dia
$\beta_{N,3}$	Coefficiente de transformação do nitrogênio orgânico em amônia
$orgN_{str}$	Concentração de nitrogênio orgânico em um dado dia
$\sigma_4$	Coefficiente de sedimentação de nitrogênio orgânico
$TT$	Tempo para a água percorrer o canal
$fr_{NH4}$	Coefficiente de absorção da amônia pelas algas
$\sigma_3$	Coefficiente de fixação da amônia nos sedimentos
$\mu_a$	Taxa de crescimento de algas
$\beta_{N,1}$	Coefficiente de oxidação da amônia
$\Delta NH4_{str}$	Variação concentração de amônia
$NH4_{str}$	Concentração de amônia em um dado dia
$\Delta NO2_{str}$	Variação na concentração de nitrito
$NO2_{str}$	Concentração de nitrito em um dado dia
$\beta_{N,2}$	Coefficiente de oxidação do nitrito em nitrato
$\Delta NO3_{str}$	Variação na concentração de nitrato
$\Delta prgP_{str}$	Variação na concentração de fósforo orgânico
$\alpha_2$	Fração da biomassa de algas fosfatadas
$\beta_{P,4}$	Coefficiente de mineralização do fósforo orgânico
$\sigma_5$	Coefficiente de sedimentação do fósforo orgânico
$\Delta solP_{str}$	Variação na concentração de fósforo inorgânico solúvel
$\sigma_2$	Coefficiente de sedimentação do fósforo inorgânico
$\Delta cbod$	Variação na concentração de DBO em um dado dia
$k_1$	Coefficiente de desoxigenação
$k_3$	Coefficiente de decaimento da DBO
$k_{1,20}$	Coefficiente de desoxigenação a 20°C
$k_{3,20}$	Coefficiente de decaimento a 20°C
$\Delta Ox$	Variação de oxigênio dissolvido em um dado dia
$k_2$	Coefficiente de reaeração
$k_4$	Taxa de demanda de oxigênio no sedimento
$S_{i,j}$	Efeito parcial do parâmetro $\phi_1$ ao redor do ponto j;
$f$	Fração que o parâmetro $\phi_1$ é alterado

$SSE$	Somatório do erro quadrático.
$SSE$	Somatório do erro quadrático;
$x_{obs}$	Evento observado;
$x_{sim}$	Evento simulado
$E_{obs}$	Evento observado
$E_{sim}$	Evento simulado
$\bar{E}$	Média do evento observado
$n$	Número de eventos observados

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	29
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	32
2.1	Bacias hidrográficas .....	32
2.2	Ciclo hidrológico .....	33
2.3	Qualidade da água .....	35
2.4	Poluição difusa .....	38
2.5	Conceito e classificação dos modelos hidrológicos .....	39
2.6	Modelos hidrológicos e de qualidade da água.....	41
2.7	Modelo SWAT .....	46
2.8	Algumas aplicações do modelo SWAT.....	51
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	58
3.1	Localização da área de estudo .....	58
3.2	Material cartográfico .....	60
3.3	Caracterização da área de estudo.....	62
3.3.1	Uso do solo .....	62
3.3.2	Solos .....	66
3.3.3	Clima .....	70
3.4	Levantamento do plano de informações.....	71
3.4.1	Dados climáticos .....	71
3.4.2	Dados de características do solo.....	72
3.4.3	Vazão.....	75
3.4.4	Sedimentos .....	77
3.4.5	Qualidade da água .....	79
3.5	Descrição do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool).....	81

3.6	Análise de Sensibilidade .....	82
3.7	Calibração e validação.....	84
3.8	Simulação de cenários alternativos .....	87
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	90
4.1	Escoamento .....	90
4.1.1	Análises preliminares .....	90
4.1.2	Análise de sensibilidade .....	93
4.1.3	Calibração.....	97
4.1.4	Validação .....	101
4.2	Sedimentos .....	103
4.2.1	Análise de sensibilidade .....	103
4.2.2	Calibração.....	105
4.2.3	Validação .....	109
4.3	Parâmetros de qualidade de água .....	112
4.3.1	Nitrogênio.....	116
4.3.2	Fósforo.....	121
4.3.3	Demanda bioquímica de oxigênio e oxigênio dissolvido.....	126
4.3.4	Bactérias ( <i>Echerichia coli</i> ).....	134
4.4	Simulação de cenários .....	139
5	CONCLUSÕES.....	144
	REFERÊNCIAS .....	145
	ANEXOS.....	161

## 1 INTRODUÇÃO

Os recursos naturais representam insumos fundamentais à vida, configurando elementos insubstituíveis em diversas atividades humanas, além de manter o equilíbrio do meio ambiente. Com a rápida expansão populacional nas últimas décadas, a demanda por recursos naturais têm aumentado significativamente, seja ela para a produção de alimentos, abastecimento público ou industrial.

Atender essa demanda é um fator essencial para a manutenção da qualidade de vida em todo mundo, porém, essa prática afeta todo ecossistema que evoluiu num contexto de ciclo hidrológico natural. A minimização dos impactos causados no solo e na água, para atender essa demanda por recursos naturais, é o grande desafio do século XXI.

Os impactos no solo e na água, causados não só pela ação antrópica, mas também por processos naturais, têm sido alvo de pesquisas em todo mundo desde o século passado. Um melhor entendimento dos processos e um manejo adequado dos recursos naturais podem auxiliar na redução desses impactos.

Evidências científicas mostram que os impactos causados nos ambientes naturais são, principalmente, um uso e manejo inadequado do solo, afetando de forma significativa a vazão, os sedimentos, os nutrientes, as cargas de bactérias em uma bacia hidrográfica.

Todo o conjunto de ações voltadas para um gerenciamento mais racional dos recursos naturais, pode ser maximizado quando a escala de planejamento é a bacia hidrográfica, com todos os impactos a que esta sujeita, permitindo assim uma avaliação na calha fluvial e nos aspectos relacionados ao uso e ocupação do solo. Neste sentido a modelagem hidrológica, na escala de bacias hidrográficas, tem se constituído numa importante ferramenta para a avaliação dos processos hidrológicos, permitindo, por exemplo, prever o assoreamento de rios e

reservatórios, a deterioração dos solos, a qualidade da água para abastecimento e geração de energia assim como o aumento na ocorrência de feições erosivas.

Por meio da modelagem, é possível estimar cenários futuros de uso e ocupação do solo e conseqüentemente a demanda por recursos naturais, avaliando o grau de comprometimento dos recursos da bacia em foco. Ressalta-se ainda que o uso da modelagem a partir da inserção de diferentes cenários de uso e manejo do solo pode contribuir para o planejamento do uso racional dos recursos hídricos e, posteriormente, fornecer suporte à implementação de práticas conservacionistas para um desenvolvimento sustentável.

Diante disso, diversos modelos hidrológicos foram e vem sendo desenvolvidos no Brasil e no exterior. Dentre os modelos mais utilizados no gerenciamento dos recursos hídricos pode-se citar o *Erosion-Productivity Impact Calculator* (EPIC) (WILLIAMS; JONES; DYKE, 1984), o *Simulator for Water Resources in Rural Basins* (SWRRB) (WILLIAMS; NICKS; ARNOLD, 1985), o *Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems* (GLEAMS) (LEONARD; KNISEL; STILL, 1987), o *Water Erosion Prediction Project* (WEPP) (FLANAGAN; NEARING, 1995), o *Routing Outputs to Outlet* (ROTO) (ARNOLD; WILLIAMS; MAIDMENT, 1995), o *Limburg Soil Erosion Model* (LISEM) (ROO; WESSELING; RITSEMA, 1996), *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) (ARNOLD et al., 1998), e recentemente, o *Lavras Simulation of Hydrology* (LASH) (BESKOW, 2009).

Dentre os modelos hidrológicos apresentados destaca-se o modelo SWAT por ser um modelo completo. O SWAT é um modelo matemático semidistribuído que permite que vários processos físicos sejam simulados na bacia, com intuito de analisar os impactos causados pelas ações antrópicas e por processos naturais. O modelo possibilita avaliar alterações no uso e ocupação do solo na bacia, sobre o escoamento superficial e subterrâneo, a produção e

transporte de sedimentos e nutrientes e a qualidade da água (OD/DBO, bactérias, metais pesados e pesticidas).

Neste sentido, este trabalho teve como objetivo, calibrar e validar o modelo SWAT em vários processos, na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. Esta bacia deságua diretamente no Rio Grande, sendo este principal formador dos reservatórios das usinas UHE – Camargos/CEMIG com capacidade de geração de energia de 48MW, UHE – Itutinga/CEMIG com 52MW e da UHE – FUNIL com capacidade de 180MW. Além da importância na geração de energia, esta bacia hidrográfica situa-se na Serra da Mantiqueira, onde constantemente, nos últimos anos vem ocorrendo desastres naturais, como deslizamentos e soterramentos, tornando indispensável o conhecimento sobre o transporte de sedimentos nesta região.

Os objetivos com este trabalho foram: i) avaliar a aplicabilidade do modelo SWAT na simulação hidrológica, hidrossedimentológica e da qualidade da água na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha; ii) simular cenários alternativos de uso do solo, com intuito de reduzir a produção e o transporte de sedimentos na bacia.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Bacias hidrográficas

Bacias hidrográficas são definidas como áreas nas quais a água drena para um único ponto de saída. É uma área de captação natural da água de precipitação que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, seu exutório. A bacia hidrográfica compõe-se basicamente de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos de água que confluem até resultar um leito único no exutório (TUCCI, 2007).

Para Odum (1986 citado por BALTOKOSKI, 2008), o conceito de bacia hidrográfica ajuda a colocar em perspectiva muitos dos problemas e conflitos em torno de sua utilização e preservação. Por exemplo, as causas e as soluções da poluição da água não serão controladas olhando-se apenas para dentro da água, pois, geralmente, é o gerenciamento incorreto da bacia hidrográfica que destrói os recursos aquáticos. A bacia de drenagem inteira deve ser considerada como a unidade de gerenciamento.

Como lembra Santos (2004), o critério de bacia hidrográfica é comumente usado porque constitui um sistema natural bem delimitado no espaço, composto por um conjunto de terras topograficamente drenadas por um curso d'água e seus afluentes, onde as interações, pelo menos físicas, são integradas e, assim, mais facilmente interpretadas. Este mesmo autor relata ainda que esta unidade territorial é entendida como uma “caixa preta”, onde os fenômenos e interações podem ser interpretados, a priori, pelo input e output (entrada e saída de informações). Neste sentido, são tratadas como unidades geográficas, onde os recursos naturais se integram, constituindo-se numa unidade espacial de fácil reconhecimento e caracterização. Não há qualquer área de terra, por menor que seja, que não se integre a uma bacia hidrográfica e,

quando o problema central é a água, a solução deve estar estreitamente ligada ao seu manejo e manutenção.

Segundo Kobiyama (1999), a bacia hidrográfica e a unidade ideal (ótima) para o gerenciamento integrado dos recursos naturais. Vários autores têm utilizado a bacia hidrográfica como unidade de gerenciamento dos recursos hídricos (GOMES, 2005, 2008; JUNQUEIRA JUNIOR, 2006; PINTO, 2007; SILVA, 2006; VIOLA, 2008).

## **2.2 Ciclo hidrológico**

O ciclo hidrológico é o fenômeno global de circulação fechada da água entre a superfície terrestre e a atmosfera, impulsionado fundamentalmente pela energia solar associada à gravidade e à rotação terrestre (TUCCI, 2007).

O ciclo hidrológico corresponde à dinâmica da água, compreendendo seus diferentes estados físicos (líquido, vapor e sólido), ocupando diferentes ambientes terrestres, tais como solo, atmosfera, leitos naturais de corpos d'água, montanhas e outros. Esta dinâmica pode ser analisada em diferentes escalas como, global, continental, bacias hidrográficas internacionais, bacias hidrográficas nacionais, bacias com área de drenagem de centenas de hectares e microbacias experimentais.

O ciclo hidrológico pode ser melhor entendido e estudado tomando como referência uma bacia hidrográfica de menor magnitude (microbacia experimental), onde os componentes possam ser devidamente estabelecidos por meio de monitoramento, para melhor entendimento da dinâmica da água (SILVA, MELLO, 2005). Na Figura 1 representa-se o ciclo hidrológico com seus componentes principais.

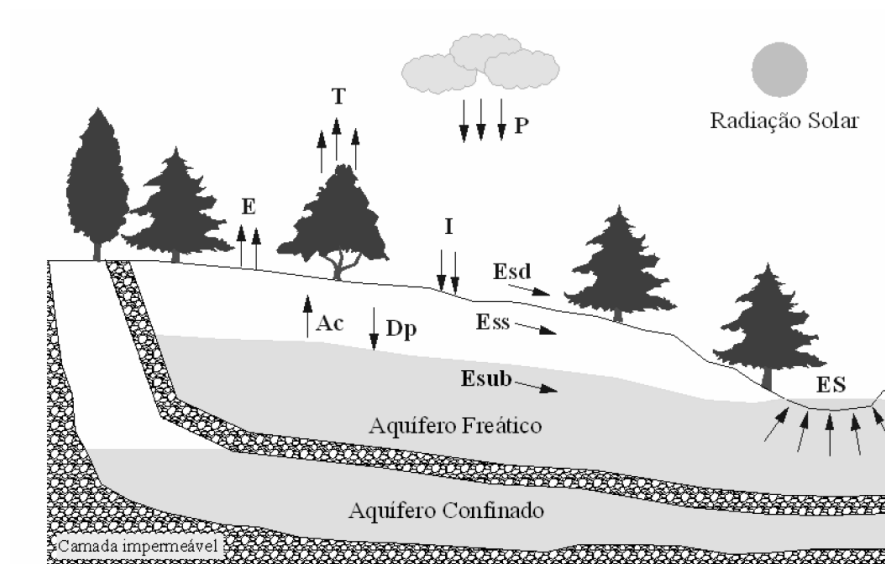


Figura 1 Representação dos componentes do ciclo hidrológico.  
Fonte: Adaptado de Viola (2008).

O principal componente de entrada no ciclo hidrológico é a precipitação (P) sendo responsável direta pela capacidade de produção de água da bacia. Ao precipitar-se parte da água pode ser retida pela cobertura vegetal, cuja quantidade depende das características da cobertura vegetal (índice de área foliar, IAF), retida pelas folhas, escorrer pelos troncos e atingir o solo ou sofrer evaporação direta, além da parcela que atinge diretamente os corpos hídricos.

Como lembra Viola (2008), da parcela da precipitação que atinge a superfície do solo, uma parte se infiltra (I), redistribuindo-se no perfil do solo e, dependendo das condições de umidade do solo, podem vir a percolar (Dp), promovendo a recarga do aquífero freático. Outra parcela, originada em situações onde a capacidade de infiltração é superada pela taxa de infiltração, escoam superficialmente, originando o escoamento superficial direto (Esd), que representa um dos constituintes do escoamento superficial (ES), restando ainda, uma contribuição do aquífero livre ao escoamento, denominado escoamento

subterrâneo (Esub), e a parcela que escoar pela camada superficial do solo, insaturada, junto às raízes, denominado escoamento subsuperficial (Ess). Este mesmo autor relata ainda, que pode haver, em situações de estresse hídrico das camadas superiores do solo, uma contribuição secundária, denominada ascensão capilar (Ac), oriunda de um fluxo ascendente originado do lençol freático.

Para fechar o ciclo, a água absorvida pelas plantas e aquela presente no solo sofrem um processo conjunto conhecido como evapotranspiração, onde ocorre evaporação (E) da água direta do solo e transpiração (T) das plantas a partir de seus mecanismos fisiológicos. A evapotranspiração nada mais é que a transferência de água, na forma de vapor, para a atmosfera, mediante consumo de energia solar (SILVA, MELLO, 2005).

Estes processos que ocorrem na bacia hidrográfica estão intimamente ligados à qualidade da água no corpo hídrico. Em cada etapa do ciclo hidrológico a água entra em contato e, naturalmente, incorpora em sua composição, elementos existentes na atmosfera, solos, vegetação e rochas. Desta forma, a água que escoar na superfície ou no subsolo passa a ter impurezas orgânicas, inorgânicas e também traços de alguns metais dependendo da região abordada. Tais substâncias caracterizam qualitativamente as águas naturais.

### **2.3 Qualidade da água**

Pinto (2007) relata que quando se utiliza o termo “qualidade da água”, é necessário compreender que o mesmo não se refere, necessariamente, a um estado de pureza, mas sim às características químicas, físicas e biológicas, e que, conforme essas características são estipuladas, diferentes finalidades se aplicam para a água.

Na representação dessas características utilizam-se parâmetros que servem como indicadores da qualidade de um corpo d'água. Os parâmetros

podem representar estados físico-químicos em que se encontram os corpos d'água, substâncias ou organismos vivos. Quando a variável representar a concentração de algum poluente, como nutrientes, metais e sedimentos, ou microorganismos, como coliformes fecais, bactérias como *Echerichia coli*, ele pode ser chamado de constituinte (LARENTIS, 2004).

Dentre os parâmetros mais utilizados na avaliação e modelagem da qualidade da água estão: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Oxigênio Dissolvido (OD), Temperatura ( $T_{\text{água}}$ ), Nitrogênio Total (Nt), Nitrato ( $\text{NO}_3$ ), Nitrito ( $\text{NO}_2$ ), Nitrogênio Amoniacal ( $\text{NH}_4$ ), Óxido Nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), Nitrogênio Molecular ( $\text{N}_2$ ), Fósforo Total (Pt), Coliformes Totais (Ct), Coliformes Fecais (Cf), *Echerichia coli* (Ec), Condutividade Elétrica (Ce), Sólidos Totais (St), Sólidos Totais Dissolvidos (STD), Turbidez (Tu), Potencial Hidrogeniônico (pH), entre outros. Abordagens completas sobre o significado e utilização dos parâmetros de qualidade da água podem ser encontrados na literatura (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA, 2002; NOVOTNY, 2003; PINTO, 2007; SPERLING, 1996).

Quando se deseja monitorar, analisar ou modelar a qualidade da água em uma bacia hidrográfica deve-se selecionar os parâmetros a serem analisados. Larentis (2004) relata que para a definição dos parâmetros de qualidade a serem utilizados na modelagem matemática da qualidade da água alguns fatores devem ser considerados:

- facilidade de monitoramento do parâmetro e disponibilidade de equipamentos;
- as possibilidades de simulação do poluente através de um modelo que o represente;
- e a representatividade do parâmetro como indicador das fontes de poluição e dos processos que ocorrem na bacia e no corpo d'água.

A relevância de cada parâmetro de qualidade da água normalmente é determinada por padrões de qualidade estabelecidos por técnicos de acordo com a necessidade e anseios da sociedade, onde, os parâmetros que, a partir de dados coletados em campanhas de monitoramento, apresentarem valores em desacordo com padrões estipulados, indicarão aos planejadores as fontes de poluição na bacia que irão requerer maior atenção no seu controle.

No Brasil, o enquadramento e classificação dos corpos d'água segundo seus usos preponderantes, é realizado em função de limites de concentração de uma série de parâmetros de qualidade estabelecidos pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA (2005) através da resolução CONAMA 357/05.

Dentre os inúmeros parâmetros que possam representar a qualidade da água de um sistema, a DBO, o OD, os coliformes fecais, o nitrogênio e o fósforo indicam algumas características importantes a serem consideradas. Simulações de qualidade da água em bacias hidrográficas brasileiras (BOTTINO, 2008; GARCIA et al., 2006; LARENTIS, 2004) e de outros países (JARVIE et al., 2008; JHA; GASSMAN; ARNOLD, 2007) tem utilizado estes parâmetros.

Cabe ressaltar que apenas com o monitoramento da qualidade da água incertezas na interpretação dos resultados ocorrerão. Com isso é de extrema importância não só analisar o corpo hídrico e sim a bacia hidrográfica num todo, identificando as fontes de poluição, o uso e ocupação do solo, as características físicas do sistema e o comportamento hidrológico na bacia estudada.

Sperling (1996) relata que a interferência do homem na qualidade dos recursos hídricos é hoje tão significativa que pode ser definida em função do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica. Este fato reflete a relação entre as atividades predominantemente desenvolvidas na bacia e o tipo de poluição gerada por cada uma delas.

O presente estudo visa à modelagem hidrológica em uma bacia hidrográfica rural e por isso será feito apenas uma abordagem sobre a poluição difusa, visto que na bacia de estudo não se encontra fontes de poluição pontual.

## **2.4 Poluição difusa**

Sperling (1996) descreve como poluição das águas, a adição de substâncias ou formas de energia que, diretamente ou indiretamente, alterem a natureza do corpo d'água de uma maneira tal, que prejudiquem os legítimos usos que dele serão feitos.

As cargas difusas são aquelas geradas em áreas extensas e que, associadas às precipitações pluviométricas, chegam às águas superficiais de forma intermitente, em especial a partir de áreas rurais (MANSOR; TEIXEIRA FILHO; ROSTON, 2006). Este mesmo autor relata ainda que, a poluição difusa em áreas rurais é devido, em grande parte, à drenagem pluviométrica de solos agrícolas e ao fluxo de retorno da irrigação, sendo associada aos sedimentos (carreados quando há erosão do solo), aos nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) e aos defensivos agrícolas. A drenagem das precipitações em áreas de pecuária é associada, ainda, aos resíduos da criação animal – nutrientes, matéria orgânica e coliformes.

Segundo Novotny (2003) as fontes de poluição difusas têm diversas origens e formas de ocorrência. A forma com que ocorre e a rota de transporte dos poluentes difusos podem ser o ar (deposição atmosférica), o escoamento superficial direto, o escoamento subsuperficial, escoamento subterrâneo (contaminando aquíferos) e os sistemas de drenagem urbana.

O autor supra citado relata algumas condições que caracterizam as fontes de poluição não pontuais, ou difusas:

- o lançamento da carga poluidora é intermitente e está relacionado basicamente à precipitação e ao uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica;
- os poluentes são transportados por extensas áreas;
- as cargas poluidoras não podem ser monitoradas a partir do seu ponto de origem, pois não é possível identificar exatamente sua origem;
- o foco do monitoramento e abatimento de cargas de origem difusa deve ter caráter extensivo (sobre a bacia hidrográfica) e preventivo, com medidas do gerenciamento do escoamento superficial;
- é difícil o estabelecimento de padrões de qualidade para lançamento do efluente difuso, uma vez que a carga poluidora varia de acordo com a intensidade e a duração de eventos meteorológicos, a extensão da área de produção naquele específico evento, uso e ocupação do solo, entre outros fatores.

O entendimento dos mecanismos dos corpos d'água frente às condições de aporte de cargas poluentes, características físicas e morfológicas dos sistemas (bacia hidrográfica) e variáveis climáticas são determinantes na tentativa de representar os sistemas hídricos através de modelos matemáticos.

## **2.5 Conceito e classificação dos modelos hidrológicos**

Tucci (2005) define modelo como sendo a representação de algum objeto ou sistema, numa linguagem ou forma de fácil acesso e uso, com o objetivo de entendê-lo e buscar suas respostas para diferentes entradas.

Um modelo hidrológico pode ser definido como uma representação matemática do fluxo de água e seus constituintes em alguma parte da superfície do solo ou subsolo (MAIDMENT, 1993).

Os modelos hidrológicos vêm sendo desenvolvidos para prever o impacto da agricultura na qualidade e quantidade de águas superficiais e subterrâneas, com a vantagem de que a aplicação de modelos reside na possibilidade do estudo de vários cenários diferentes, tais como os piores cenários possíveis e diferentes tipos de manejo e práticas conservacionistas, com baixo custo e de forma rápida. O modelo de simulação, de um modo geral, pode ser definido como a representação de um sistema através de equações matemáticas, ou seja, consiste em representar matematicamente o que acontece na natureza a partir de um modelo conceitual, idealizado com base nos dados de observação do sistema real. O objetivo da modelagem é, então, compreender melhor o sistema e prever situações futuras, algumas vezes também reproduzir o passado, para direcionar as ações de decisão (MACHADO, 2002).

Segundo Tucci (2005) os modelos hidrológicos podem ser classificados sob diferentes aspectos. De maneira geral, são classificados, de acordo com tipo de variáveis utilizadas na modelagem (estocásticos ou determinísticos), tipo de relações entre essas variáveis (empíricos ou conceituais), a forma de representação dos dados (discretos ou contínuos), a existência ou não de relações espaciais (concentrados ou distribuídos) e a existência da dependência temporal (estacionários ou dinâmicos).

Para melhor entendimento dos modelos hidrológicos, estes foram agrupados de acordo com suas principais características conforme descrito em Tucci (2005). Abordagens completas sobre o assunto podem ainda ser encontradas em Dooge (1973), Maidment (1993) e Vertessy et al. (1993).

- Modelos estocásticos ou determinísticos: determinísticos são aqueles em que para uma mesma entrada, o sistema produz sempre uma mesma saída. Estocásticos são aqueles em que o relacionamento entre entrada e saída é estatístico.

- Modelos empíricos ou conceituais: conceitual é aquele em que as funções utilizadas na sua elaboração levam em consideração os processos físicos. Empíricos são modelos em que se ajustam os dados calculados aos observados através de funções que não tem nenhuma relação com os processos físicos envolvidos. Porém alguns autores utilizam uma subdivisão na classificação: semi-conceituais; referem-se aos modelos que relacionam características do processo, mas mantêm um razoável empirismo nos parâmetros das equações envolvidas.
- Modelos discretos ou contínuos: contínuos quando os fenômenos são contínuos no tempo; quando ocorrem em intervalos determinados, são denominados discretos.
- Modelos concentrados ou distribuídos: concentrados são os modelos em que os parâmetros variam somente em função do tempo; distribuídos são aqueles que também variam segundo o espaço geográfico.

## **2.6 Modelos hidrológicos e de qualidade da água**

Os modelos hidrológicos e de qualidade da água têm se desenvolvido satisfatoriamente nos últimos anos. Atualmente existem modelos que tratam apenas de alguns processos hidrológicos como escoamento, chamado de modelos chuva-vazão e modelos que envolvem diversos processos como escoamento, transporte de sedimentos, crescimento vegetal, qualidade da água entre outros, os quais são mais complexos e envolvem um número maior de variáveis de entrada.

A escolha do modelo a ser aplicado pelo usuário depende de diversos fatores como dados disponíveis, a capacidade de tal modelo representar as características do sistema em estudo, capacidade do usuário em operar o modelo, entre outros.

Neste item serão citados alguns modelos hidrológicos e de qualidade da água bastante difundidos atualmente.

SWRRB é a sigla de *Simulator for Water Resources in Rural Basins*. Este modelo hidrológico foi desenvolvido pela ARS (*USDA Agricultural Research Services*) para simulação e previsão de processos hidrológicos em bacias hidrográficas rurais. É bastante utilizado para prever os efeitos do uso e manejo do solo no volume de água escoada e produção de sedimentos.

Maldonado et al. (2001) realizou a calibração e validação do modelo SWRRB em uma bacia de 2,67 ha na Guatemala encontrando em uma análise de regressão linear entre os dados observados e simulados, coeficientes de correlação 0,98 e 0,88, na calibração e validação respectivamente, do escoamento superficial. A partir dos bons coeficientes encontrados, foram gerados diferentes cenários para vinte anos de desenvolvimento na bacia, considerando alternativas para seu gerenciamento.

O AGNPS (*Agricultural Non-Point Source Model*) é modelo desenvolvido no começo dos anos 80 também pela ARS em cooperação com outras agências ambientais dos EUA. Foi largamente aplicado em todo mundo na investigação de vários problemas de qualidade da água (BOSH et al., 1998).

Chowdary et al. (2001), Grunwald e Norton (2000), Kinnell (2000) e Lenzi e Di Luzio (1997), aplicaram o modelo AGNPS em bacias hidrográficas com diferentes áreas, utilizando para sua calibração e validação dados observados de até três anos. Utilizaram também técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto e todos consideraram um modelo apto na simulação do volume de escoamento, produção de sedimentos e qualidade da água (especialmente nutrientes).

Outro modelo bastante difundido é o WEPP (*Water Erosion Prediction Project*) desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA). É um modelo desenvolvido para pequenas bacias hidrográficas

baseado nos processos hidrológicos e de erosão. Utiliza parâmetros distribuídos e simulação contínua, dividindo a bacia em células e canais, possibilitando a determinação espacial e temporal da perda de solos (NATIONAL SOIL EROSION RESEARCH LABORATORY - NSERL, 2002).

Beskow et al. (2009) relatam que o modelo WEPP é capaz de simular o clima, o crescimento vegetal e decomposição de resíduos vegetais, plantio direto, infiltração, balanço de água no solo, escoamento superficial, perda de solos, deposição e transporte de sedimentos para diferentes intervalos de tempo.

Duiker, Flanagan e Lal (2001) aplicaram o modelo WEPP em uma bacia hidrográfica na região sul da Espanha com o objetivo de determinar as características da erodibilidade e da infiltração de cinco tipos de solos regionais, e concluíram que a perda de solo está altamente correlacionada com a quantidade de silte e areia fina, indicando que a erodibilidade desses solos é determinada por propriedades semelhantes a solos de mesma classe dos Estados Unidos. Contudo estes autores verificaram que a equação de erodibilidade entresulcos do modelo superestima a erodibilidade, indicando necessidade de desenvolver uma equação de erodibilidade para a região do Mediterrâneo.

O EPIC (*Erosion-Productivity Impact Calculator*) é um modelo desenvolvido para avaliar o efeito da erosão na produtividade do solo. O modelo pode ser utilizado para determinar o efeito das estratégias de manejo na produção agrícola e nos recursos hídricos. Os principais componentes do EPIC são a simulação do clima, hidrologia, erosão-sedimentação, ciclo de nutrientes, crescimento de plantas, temperatura do solo, colheita e controle ambiental, usando passo diário de simulação.

Bernardos et al. (2001), trabalhando na região dos Pampas Argentinos, realizaram a calibração e validação do EPIC com o objetivo de utilizar o modelo para descrever, comparar e interpretar mudanças funcionais dos agro-sistemas durante um período de 93 anos. Estes autores dividiram a simulação em sete

períodos buscando representar significantes combinações de clima, uso do solo e tecnologias utilizadas e concluíram que os distúrbios ecológicos de grande escala que ocorreram no período de simulação foram satisfatoriamente representados pelo modelo. Obtiveram também uma boa validação do modelo para os períodos mais recentes, quando havia um maior registro de dados. Por fim consideraram o EPIC uma ferramenta útil para fazer interpretações ecológicas seguras e testar as aplicações dos princípios ecológicos na atividade agrícola.

O LISEM (*Limburg Soil Erosion Model*) é outro modelo utilizado para simulação do comportamento hidrológico e transporte de sedimentos. É um modelo de base física que permite simular o comportamento hidrológico e o transporte de sedimentos durante e imediatamente após um evento único de chuva (BESKOW et al., 2009). Segundo Beskow et al. (2009), os processos incorporados no LISEM são: precipitação, interceptação, armazenamento de superfície em micro-depressões, infiltração, circulação vertical de água no solo, escoamento superficial e o fluxo do canal.

Gomes (2008) aplicou o modelo LISEM na bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela, região do Alto Rio Grande MG, Brasil, com objetivo de calibrar e validar o modelo para alguns eventos de precipitação e sedimentos. O autor concluiu que o LISEM apresenta alta sensibilidade ao conteúdo de umidade do solo antecedente aos eventos de precipitação, sendo este o principal parâmetro calibrado, e que o LISEM se mostra pouco confiável a simulações hidrológicas de eventos isolados de precipitação que utilizam diretamente os parâmetros de calibração obtidos de outros eventos, mesmo que de igual intensidade e volume precipitado. Constatou-se ainda que o LISEM não produziu resultados satisfatórios para eventos cuja intensidade de precipitação foi menor ou igual à capacidade de infiltração de água no solo, porém mostrou

adequado quando aplicados a eventos de precipitação cuja intensidade superou os 30 mm h<sup>-1</sup>.

Outro modelo recentemente desenvolvido é o LASH (*Lavras Simulation of Hydrology*). Este modelo foi desenvolvido por Beskow (2009) na Universidade Federal de Lavras. O autor considera-o como um modelo determinístico, semiconceitual, contínuo e distribuído que utiliza dados de longo termo e alguns mapas para prever a vazão total média diária em bacias hidrográficas. Os principais componentes simulados por este modelo, com passo de simulação diário são o escoamento superficial direto, escoamento subsuperficial, escoamento base, ascensão capilar, evapotranspiração, interceptação e disponibilidade de água no solo (BESKOW, 2009).

O modelo foi calibrado e validado pela primeira vez na bacia do ribeirão Jaguara, região sudeste do Brasil para simular a vazão total média diária. Beskow (2009) encontrou valores do coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) de 0,82 e 0,76, na calibração e validação respectivamente e concluiu que o modelo LASH tem grande potencial para ser aplicado para geração de séries de vazão afim de fornecer valores de projeto para o dimensionamento de diversas estruturas hidráulicas, assim como para conservação de solos.

Um modelo bem conhecido é o SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*). O SWAT foi desenvolvido em 1996, nos EUA, pelo Agricultural Research Service na Texas A&M University. O SWAT incorpora grande parte dos avanços dos contidos nos modelos citados anteriormente e objetiva prever o impacto do uso e manejo do solo sobre o ciclo hidrológico, transporte de sedimentos e qualidade da água em bacias hidrográficas.

Apesar de algumas limitações levantadas e por apresentar rotinas de sedimentos e qualidade da água associadas à rotina hidrológica, o SWAT foi o modelo escolhido para realização deste trabalho. Além disso, o modelo possibilita a divisão da bacia hidrográfica segundo critérios de distribuição

espacial fazendo com que alguns parâmetros possam ser obtidos de estudos anteriores. A seguir apresenta-se uma descrição do modelo SWAT.

## 2.7 Modelo SWAT

SWAT sigla para Soil and Water Assessment Tool, é um modelo hidrológico que foi desenvolvido pelo Dr. Jeff Arnold e sua equipe no *Agricultural Research Service* (ARS) no Grassland, *Soil and Water Research Laboratory*, em Tempe, Texas, USA, tendo suporte técnico do *US Department of Agriculture* (USDA). É um modelo matemático que permite que diferentes processos físicos sejam simulados, em escala de bacia hidrográfica. Tem o objetivo de analisar os impactos das alterações no uso e ocupação do solo sobre o escoamento superficial e subterrâneo, produção de sedimentos e qualidade da água em bacias hidrográficas rurais e urbanas, onde a poluição difusa é a principal causa de degradação dos recursos hídricos (NEITSCH et al., 2005).

Arnold et al. (1998) e Neitsch et al. (2005) relataram sobre algumas das características básicas do modelo SWAT.

- O modelo requer informações específicas sobre clima, propriedades do solo, a topografia, a vegetação e as práticas de manejo do solo que ocorrem na bacia hidrográfica. Os processos físicos associados ao movimento de água, movimento de sedimentos, crescimento das culturas, ciclagem de nutrientes, transporte de nutrientes no canal principal da bacia, entre outros, são diretamente modelados pelo SWAT.
- É um modelo computacionalmente eficiente, podendo simular desde bacias de escala experimental até extensas bacias hidrográficas sem gastos excessivos de tempo.

- É um modelo contínuo, capaz de simular os efeitos das mudanças no uso e manejo do solo em longos períodos de tempo. O modelo não foi desenvolvido para simular eventos isolados de precipitação.
- O modelo não requer calibração caso não existam informações disponíveis e de qualidade da água. O aspecto positivo dessa característica do modelo é que bacias hidrográficas sem dados de monitoramento também podem ser modeladas. Entretanto, em bacias hidrográficas monitoradas, é possível fazer a calibração e validação do modelo.

Neitsch et al. (2005) relatam que o modelo SWAT é o resultado da incorporação de vários modelos desenvolvidos pelo *Agricultural Research Service* (ARS) e uma evolução direta da união dos simuladores *Simulator for Water Resources in Rural Basins* (SWRRB) (ARNOLD et al., 1990; WILLIAMS; NICKS; ARNOLD, 1985) com o *Routing Outputs to Outlet* (ROTO) (ARNOLD; WILLIAMS; MAIDMENT, 1995). Outros modelos específicos de simuladores conhecidos também contribuíram para o desenvolvimento do SWAT como o *Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems* (CREAMS) (KNISEL, 1980), o *Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems* (GLEAMS) (LEONARD; KNISEL; STILL, 1987), o *Erosion-Productivity Impact Calculator* (EPIC) (WILLIAMS; JONES; DYKE, 1984).

Outro fato importante a ser destacado, é que desde a criação do SWAT, na década 90, o modelo tem sido continuamente aprimorado, resultando em novas versões do simulador, com rotinas específicas principalmente na simulação da qualidade da água. Entre as versões já testadas e aprovadas destacam-se: SWAT 94.2, SWAT 96.2, SWAT 98.1, SWAT 99.2, SWAT 2000 e SWAT 2005, versão esta adotada para os estudos deste trabalho. As melhorias mais significativas do modelo, entre as versões, podem ser encontradas na

documentação teórica do modelo, escrito por Neitsch et al. (2005). Além dessas modificações, foi desenvolvido também, uma interface em ambiente Windows para atuar como ferramenta do software ArcGis (ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE - ESRI, 1998). Ao utilizar a interface com o ArcGis o simulador recebe o nome de ArcSWAT. Diferentes versões do ArcSWAT são disponibilizadas gratuitamente compatibilizando-as com as versões do ArcGis adotadas pelo usuário.

Utilizando a classificação proposta por Tucci (2005), descrita anteriormente, Garrido (2003), identificou o SWAT como um modelo de simulação matemática contínuo, semidistribuído, determinístico e semiconceitual.

Segundo Neitsch et al. (2005), ao invés de trabalhar com equações de regressão, para descrever o relacionamento das variáveis, o modelo SWAT requer informações específicas sobre a qualidade da água, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de manejo que ocorrem na bacia. Fisicamente o processo é associado ao movimento de água, movimento de sedimentos, crescimento de plantas, ciclagem de nutrientes, os quais são diretamente modelados pelo SWAT.

O SWAT é baseado em uma estrutura de comandos para propagar o escoamento, sedimentos e agroquímicos através da bacia. Os maiores componentes do modelo incluem hidrologia, clima, sedimentos, temperatura do solo, crescimento de plantas, nutrientes, pesticidas e manejo agrícola. O componente hidrológico do modelo inclui sub-rotinas de escoamento superficial, percolação, fluxo lateral subsuperficial, fluxo de retorno do aquífero raso e evapotranspiração. O modelo requer dados diários de precipitação, temperatura máxima e mínima do ar, radiação solar e umidade relativa (NEITSCH et al., 2005).

O modelo é então composto pelos seguintes elementos: i – Clima: possibilita a geração estocástica de dados climáticos através de um algoritmo baseado na cadeia de Markov para uma localidade específica, tais como precipitação, temperatura, velocidade do vento e radiação solar; ii – Hidrologia: calcula infiltração, movimento da água no solo, umidade relativa, balanço hídrico diário, fluxo subsuperficial lateral, escoamento superficial e retorno do fluxo; iii – Crescimento das plantas: simula as mudanças temporais das plantas e resíduos, tais como altura da copa, profundidade da raiz e biomassa produzida pelas plantas; iv – Solos: requer parâmetros físicos (profundidade do perfil e horizontes, textura, entre outros) e hídricos como condutividade hidráulica e disponibilidade de água por horizonte; v – Processo de erosão/sedimentação: governado pela MUSLE (Equação de Perda Universal de Solo Modificada) que utiliza o escoamento para simular a erosão e produção de sedimentos; vi – Nutrientes e pesticidas: o modelo simula o comportamento para a variável encosta e a propagação no canal fluvial; vii – Manejo: permite que o usuário indique o tipo, início e fim do manejo para que o modelo possa simular sua variação temporal e viii – Irrigação: item opcional que está inserido no modelo (DURÃES, 2010).

O seu sistema hidrológico é composto por quatro volumes: (1) reservatório superficial; (2) reservatório subsuperficial; (3) reservatório subterrâneo – aquífero raso; (4) reservatório subterrâneo – aquífero profundo. A contribuição destes reservatórios para o escoamento superficial provém do escoamento lateral a partir do perfil do solo e do escoamento de retorno do aquífero raso. O volume que percola do reservatório subsuperficial, através do perfil do solo, representa a recarga do aquífero raso. A água que percola para o aquífero profundo não retorna para o sistema (MACHADO, 2002). Na Figura 2 pode-se visualizar os processos representados pelo modelo SWAT.

Como relatado por Garrido (2003) o SWAT é um modelo semidistribuído e permite a divisão da bacia hidrográfica em sub-bacias, as quais podem ser parametrizadas pelo modelo usando uma série de unidades de resposta hidrológica (*Hydrologic Response Units – HRUs*). Essa discretização permite ao modelo refletir diferenças na cobertura vegetal, tipos de solo, topografia uso atual do solo.

Essas HRUs são partes da sub-bacia que possuem uma única combinação de uso do solo/solo/manejo. Uma ou mais combinações de uso do solo/solo podem ser criadas para cada sub-bacia. Subdividir a bacia em áreas contendo combinações únicas possibilita ao modelo refletir diferenças na evapotranspiração e outras condições hidrológicas para diferentes usos e solos. O escoamento é calculado para cada HRU e propagado para obter o escoamento total para a sub-bacia. Isso pode aumentar a precisão das predições e fornecer uma melhor descrição física do balanço de água na bacia (ARNOLD et al., 1998).

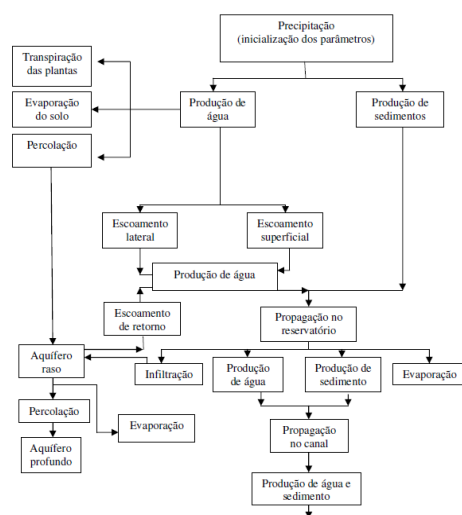


Figura 2 Fluxograma dos processos representados no modelo SWAT.  
Fonte: Adaptado de King et al. (1996).

## 2.8 Algumas aplicações do modelo SWAT

O SWAT é um modelo que gradualmente vem ampliando suas fronteiras no ambiente científico, pois possui um perfil de modelagem que engloba diversos componentes hidrológicos, tornando-o um modelo versátil para auxiliar órgãos públicos na tomada de decisão diante de situações conflitivas do uso do solo que resultam em intensos processos degradativos (CHU et al., 2005; SANTHI et al., 2003; VACHE; EILERS; SANTELMANN, 2002)..

Neste item serão apresentadas algumas aplicações do SWAT no Brasil e mundo envolvendo simulações de vazões, transporte de sedimentos e qualidade da água.

Um das primeiras aplicações do SWAT foi realizada por Heidenreich, Zhou e Prato (1996) em uma bacia hidrográfica de aproximadamente 78 km<sup>2</sup>. Estes autores puderam concluir que o modelo fornece bons resultados no que se refere à simulação do fluxo da bacia e também parâmetros de qualidade da água, sendo útil para determinar qual sub-bacia, dentro de uma bacia, pode ser particularmente vulnerável à contaminação da sua rede de drenagem.

Srinivansan, Arnold e Jones (1998), utilizando-se de bacias experimentais localizadas no Texas, EUA, validaram componentes hidrossedimentológicas do modelo SWAT. Nessa validação, foram obtidas taxas de escoamento superficial mensal próxima às observadas, porém, em alguns anos, durante a primavera e o verão, o modelo superestimou o escoamento superficial. Entretanto, essa superestimativa foi justificada devido a chuvas variáveis durante esses períodos. As simulações de produção e transporte de sedimentos realizadas neste estudo, foram consideradas satisfatórias, considerando as limitações do modelo. Nessa época o modelo ainda não era composto de rotinas aprimoradas para transporte de sedimentos.

Oliveira (1999) aplicou o modelo SWAT na bacia hidrográfica do rio Joanes, na Bahia, com área de aproximadamente 755 km<sup>2</sup>, para avaliar as alterações hidrossedimentológicas provocadas pelos diferentes usos do solo. O Autor concluiu que a redução da vegetação nativa e o aumento da urbanização incrementaram as perdas de solo em aproximadamente 17% em 13 anos de simulações. Dessa forma, os resultados obtidos permitiram avaliar de forma quantitativa os efeitos da alteração no uso do solo devido à substituição da vegetação nativa por outras, bem como os efeitos da urbanização na bacia hidrográfica.

Spruill, Workman e Taraba (2000) utilizaram o modelo SWAT em uma micro bacia experimental com área de 5,5 km<sup>2</sup>, localizada no centro de estudos da Universidade de Kentucky, nos EUA, com intuito de avaliar a aplicabilidade do modelo em reproduzir vazões diárias, num período de 2 anos de simulação. Ao analisarem os resultados obtidos pelo modelo, constaram que, devido ao rápido tempo de resposta da bacia, decorrente da área reduzida, o SWAT não apresentou resultados satisfatórios fornecendo um coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) que variou entre -0,04 a 0,19. Contudo estes mesmos autores também avaliaram o comportamento do modelo em reproduzir vazões médias mensais e encontraram valores de COE entre 0,58 e 0,89, em cada ano simulado. Desta forma puderam concluir que o modelo SWAT pode ser aplicado a pequenas bacias hidrográficas, porém, as análises comparativas mensais se mostram mais adequadas que as diárias.

Machado (2002) e Machado, Vettorazzi e Xavier (2003), utilizaram o modelo SWAT para simular cenários alternativos de uso do solo na micro-bacia do ribeirão Marins em Piracicaba (SP) obtendo uma redução na produção de sedimentos pela bacia de 10,8% no cenário 1, quando foram respeitadas as áreas de preservação permanente nas margens de rios e em lagoas e uma redução de 94% no aporte de sedimentos no cenário 2, quando a área de pastagem foi

substituída por vegetação nativa, mostrando dessa forma a necessidade de se tratar a paisagem de uma bacia num aspecto global, identificando as áreas sensíveis, onde são necessárias práticas de controle dos processos erosivos.

Com intuito de avaliar o comportamento do modelo SWAT para simular o escoamento superficial em 3 sub-bacias do sudoeste de Oklahoma nos Estados Unidos, Liew e Garbrecht (2003) consideraram diferentes condições climáticas: normais, com deficiência e com excesso hídrico. Seus resultados mostraram que o modelo foi capaz de simular de forma adequada o escoamento superficial em apenas uma sub-bacia, sendo que, para as demais, foi necessário utilizar o processo de calibração para conseguir resultados satisfatórios nas condições de clima normal e com deficiência hídrica. Para as condições de excesso hídrico, o escoamento superficial foi simulado de forma inadequada.

No mesmo sentido, Govender e Everson (2005), avaliando o comportamento hidrológico de duas pequenas bacias na África do Sul, também encontraram em seus trabalhos melhores resultados com o SWAT para anos mais secos que anos úmidos. Um consenso entre os autores para explicar esses resultados é que o SWAT possui limitações para quantificar a água disponível no solo.

Moro (2005) utilizou o SWAT para avaliar a produção de sedimentos e o volume de escoamento superficial em uma micro bacia na região de Piracicaba, SP. Os resultados encontrados mostram-se satisfatórios indicados pelo alto COE (0,90) na simulação do volume de escoamento superficial. Na produção de sedimentos o modelo também apresentou bons ajustes visto que o COE encontrado foi de 0,83, concluindo que o modelo SWAT é capaz de simular escoamento e sedimentos mesmo quando aplicados à pequenas bacias hidrográficas.

Baldissera (2005) aplicou o modelo SWAT na bacia hidrográfica do rio Cuiabá, Mato Grosso, com intuito de simular as vazões médias mensais. A

autora utilizou 5 postos fluviométricos instalados ao longo do rio Cuiabá para a calibração e validação do modelo e o período de 1994 a 1998 e 1999 a 2001 para calibração e validação respectivamente. Apesar do COE indicar valores abaixo de 0,5 na maioria dos postos de observação (3), a autora concluiu que em 2 postos o modelo foi adequado (COE=0,71) e que o modelo é uma ótima ferramenta de gestão dos recursos hídricos.

Bracmort et al. (2006) utilizaram o SWAT para avaliar o impacto das melhores práticas de gestão (*Best management practices* – BMP's) na qualidade da água e produção de sedimentos em duas bacias hidrográficas no estado de Indiana, EUA. Os autores concluíram que as BMP's em sua situação atual reduziram a produção anual de sedimentos em apenas 7 a 10% e a carga de fósforo em 7 a 17%. Contudo as BMPs em ótimo estado reduziram a produção anual de sedimentos em até 32% e a carga de fósforo em até 24%.

Jha, Gassman e Arnold (2007) calibraram e validaram alguns parâmetros do modelo SWAT para vazão, sedimentos e carga de nutrientes na bacia do rio Raccoon, EUA. Utilizaram o período de 1981 a 1992 para a calibração e de 2001 a 2003 na validação do modelo. As simulações de um modo geral apresentaram-se satisfatórias, em uma base mensal e anual, como indicado pelo coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e o coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE), que ultrapassou 0,7 na maioria dos casos. Estes mesmos autores ainda simularam cenários hipotéticos substituindo as áreas de lavoura de milho por reflorestamento nativo. Nesta simulação os autores concluíram que essa mudança no uso do solo propiciaria uma redução de 71% na produção de sedimentos, uma redução de 12 a 50% nas cargas de nitrato geradas na bacia e uma redução de 23 a 25% nas cargas de fósforo. Desta forma concluíram que a qualidade da água na bacia do rio Raccoon pode voltar a ter um ótimo estado de pureza se tais práticas forem adotadas.

Mishra, Kar e Singh (2007) simularam a vazão e a quantidade de sedimentos através do SWAT na bacia denominada Banha, no distrito de Jharhhand, localizada no nordeste da Índia com a intenção de auxiliar as tomadas de decisão e consequentemente o planejamento de seus recursos hídricos. Tendo como base as sub-bacias e seus respectivos usos do solo, os autores compararam as variáveis chuva, vazão e sedimento entre si, através de análise de regressão, e concluíram que as bacias que possuem as maiores porcentagens de área com mata nativa, apresentam vazões e carga de sedimentos menos variáveis, e assim, possuem melhor proteção contra a erosão.

Marchioro (2008) realizou uma simulação da vazão e da produção de sedimentos na bacia do córrego Santa Maria no noroeste Fluminense, RJ, com o modelo SWAT. Os resultados das simulações foram comparados com dados observados para a vazão durante o biênio 2006-2007, e para a concentração de sólidos em suspensão entre dezembro de 2006 a dezembro de 2007. O COE para a vazão mostrou satisfatório (COE=0,72), contudo para a concentração de sólidos em suspensão o COE variou entre -6,11 a 0,02, na calibração e validação respectivamente. O fato do alto grau de disparidade entre valores observados e simulados na concentração de sólidos foi atribuído pelo autor pela falta de uma série contínua de dados observados para melhor calibração.

Lino (2009) avaliou a dinâmica hidrossedimentológica da bacia hidrográfica do rio Preto, localizada no planalto norte de Santa Catarina, utilizando o modelo SWAT, através da simulação de cinco cenários de uso e ocupação do solo. Os resultados mostraram que a agricultura apresentou maior escoamento superficial e produção de sedimentos que os demais. A maior diferença na simulação do escoamento superficial foi de 118,17 mm entre os cenários de agricultura e mata nativa enquanto que para a produção de sedimentos a maior diferença foi de 36,8 ton.ha<sup>-1</sup> também entre os dois cenários citados. O autor ainda conclui que apesar dos baixos valores do COE

encontrados de 0,37 a 0,51 o modelo SWAT foi capaz de simular adequadamente tanto o escoamento superficial quanto a produção de sedimentos na bacia estudada.

Li et al. (2009) avaliaram os impactos da mudança na cobertura vegetal e da variabilidade climática na bacia do rio Heihe na China e mostraram que o modelo SWAT provou ser uma ferramenta importante quando se pretende avaliar os efeitos dos impactos das mudanças no meio ambiente, incluindo mudanças na cobertura vegetal.

O modelo SWAT foi aplicado por Uzeika (2009) em uma bacia hidrográfica rural no município de Arvorezinha, RS, com objetivo de avaliar a produção de sedimentos sob 3 condições de uso e manejo do solo. Os resultados mostraram não haver diferença no volume de escoamento superficial entre os cenários adotados e uma redução de até 30 % do aporte de sedimentos, quando o cenário foi o cultivo mínimo, comparando com o sistema convencional.

Baffaut e Sadeghi (2010) usaram o SWAT na simulação do transporte de bactérias, em especial coliformes fecais, em bacias hidrográficas que variam de 16 a 3870 km<sup>2</sup>, nos estados de Missouri, Kansas e Geórgia, EUA. Os autores utilizaram o COE para avaliar a precisão do modelo e este variou de 0,11 (Rock Creek, KS) a 0,73 (Litter River, GA). Os autores concluíram que devido a curta série observada em campo na maioria das bacias (2004-2006, uma amostragem mensal) não foi possível calibrar o modelo adequadamente, contudo na bacia do rio Litter, como a disponibilidade de dados era maior (7 anos), os dados simulados foram próximos aos observados elevando o valor do COE nessa bacia.

Vadas e White (2010) validaram a rotina de fósforo do modelo SWAT2005 baseados em 40 estudos publicados anteriormente. Com um total de 484 amostras de 35 estudos o modelo SWAT foi capaz de simular com precisão a concentração de fósforo na calha principal da bacia e em 5 estudos o modelo

superestimou as cargas de fósforo. Os autores concluíram que a rotina inserida no SWAT para simulação da concentração de fósforo é adequada para tal finalidade, contudo é necessário ter conhecimento nas estimativas de cargas no solo para o modelo simular adequadamente o transporte do nutriente até a calha.

Outro interessante estudo utilizando o modelo SWAT foi realizado por Kim, Shin e Lee (2010). Os autores investigaram a influência do método de propagação do escoamento na simulação da qualidade da água. O modelo SWAT possui dois métodos, o de Muskingum e o de armazenamento não linear. Os autores concluíram que apesar dos dois métodos apresentarem um bom ajuste podem interferir nas simulações de nitrogênio, fósforo e sedimento, uma vez que o volume de escoamento gerado em cada método é diferente.

Chiang et al. (2010) avaliaram os impactos causados pela pastagem na qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Lincoln, noroeste de Arkansas, EUA, através do modelo SWAT. Esta é uma das 13 bacias do CEAP (*Conservation Effects Assessment Project*), programa ambiental onde os órgãos americanos estão aplicando as BMPs para promover uma melhoria na qualidade da água. Dados de uso do solo de 1992 a 2004 foram utilizados na avaliação. Os resultados mostraram que alterações no uso do solo de vegetação nativa para pastagens propiciaram um aumento de  $499 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de sedimentos e de  $3,99 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  nas cargas de nitrato. Os autores concluíram que os impactos na alteração do solo e as práticas conservacionistas devem ser quantificadas para se ter uma imagem verdadeira do sucesso do programa CEAP nas bacias, pois desde sua implantação em 1992 na bacia do rio Lincoln, as alterações do uso do solo vem ocorrendo gradativamente a cada ano sem serem quantificadas.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Localização da área de estudo

O estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha, estando esta inserida na Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos do Alto Rio Grande (UPGRH - GD1) no estado de Minas Gerais. Localiza-se no município de Bocaina de Minas, na região sul do estado de Minas Gerais, deságua diretamente no Rio Grande, sendo este o principal formador dos reservatórios: UHE – Camargos/CEMIG com capacidade de geração de energia de 48MW, UHE – Itutinga/CEMIG com 52MW e da UHE – FUNIL com capacidade de 180MW. Além da grande importância na geração de energia a UPGRH – GD1 situa-se entre os grandes centros urbanos do Sudeste: Belo Horizonte, Rio de Janeiro e São Paulo.

A bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha é representativa da região da Serra da Mantiqueira, sendo caracterizada como bacia hidrográfica de cabeceira. Esta bacia é uma das monitoradas pela equipe de recursos hídricos da Universidade Federal de Lavras, sendo escolhida com base em estudos hidrológicos prévios (SILVA, MELLO, 2005), e também pelo fato de já haver algumas informações levantadas necessárias ao modelo aplicado neste estudo.

Situa-se entre as coordenadas N 7554424 m, E 553831 m e N 7551361 m, E 557856 m, no sistema de projeção UTM e Datum Córrego Alegre 23S. A bacia deste estudo possui área de 688 ha, com altitudes variando de 1159 m a 1704 m, sendo sua altitude média de 1364 m e declividade média de 39,5%. Na Figura 3 apresenta-se a localização da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha no estado de Minas Gerais e na UPGRH – GD1.

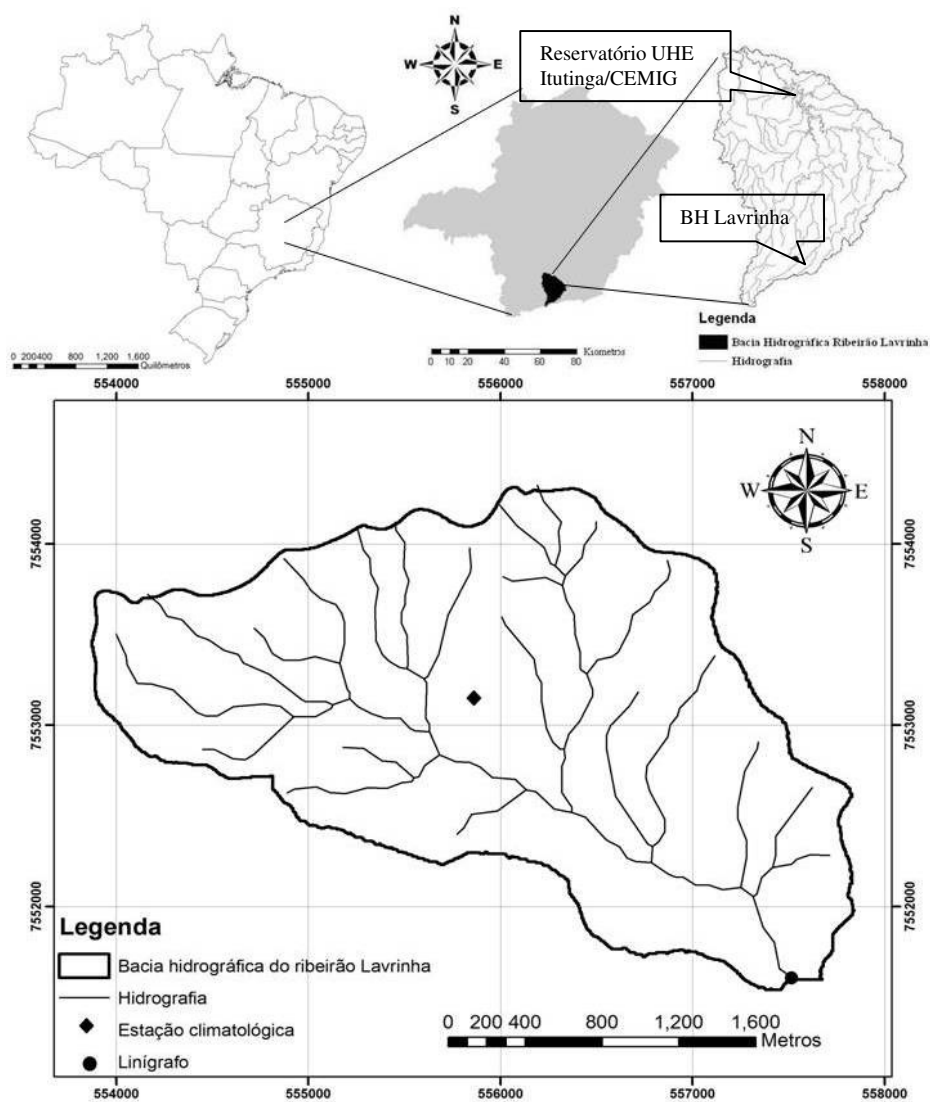


Figura 3 Localização da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha no estado de Minas Gerais e na UGRH - GD1.

### 3.2 Material cartográfico

A base cartográfica utilizada foi extraída das cartas topográficas vetoriais do mapeamento sistemático publicadas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), na escala 1:25.000, disponibilizadas no site do Instituto. Utilizou-se a carta SF- 23-2-A-II-1 (município de Bocaina de Minas) para a delimitação da sub-bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

A base cartográfica foi utilizada com o propósito de gerar um modelo digital de elevação (MDE) com valores representativos do relevo. Utilizou-se o software ArcGis® versão 9.3 com a ferramenta TOPOGRID na realização da interpolação com intuito de gerar o modelo digital de elevação.

Posteriormente à interpolação, deu-se início à eliminação das distorções da grade de interpolação, que consiste na correção da imagem gerada, por meio do preenchimento das depressões espúrias ou eliminação de picos gerados por erros na interpolação. Estes foram corrigidos atribuindo a eles um valor baseado nos valores médios das células da vizinhança, fazendo haver coincidência entre a drenagem derivada numericamente e a drenagem mapeada conforme descrito em Ribeiro (2003), demonstrado na Figura 4.



Figura 4 Representação da eliminação das distorções das grades de interpolação.  
Fonte: Adaptado de Ribeiro (2003).

Após o preenchimento das depressões espúrias e eliminação dos picos gerou-se o modelo digital de elevação hidrologicamente consistente (MDEHC) apresentado na Figura 4. O MDEHC foi gerado com resolução espacial de 5 m (células de 5m x 5m) compatível com os demais mapas utilizados na modelagem hidrológica, sendo representativa da bacia hidrográfica em estudo, visto que esta é uma microbacia experimental com uma área pequena de 688 ha necessitando de alta resolução. Na Figura 5 apresenta-se o modelo digital de elevação hidrologicamente consistente com resolução espacial de 5 m.

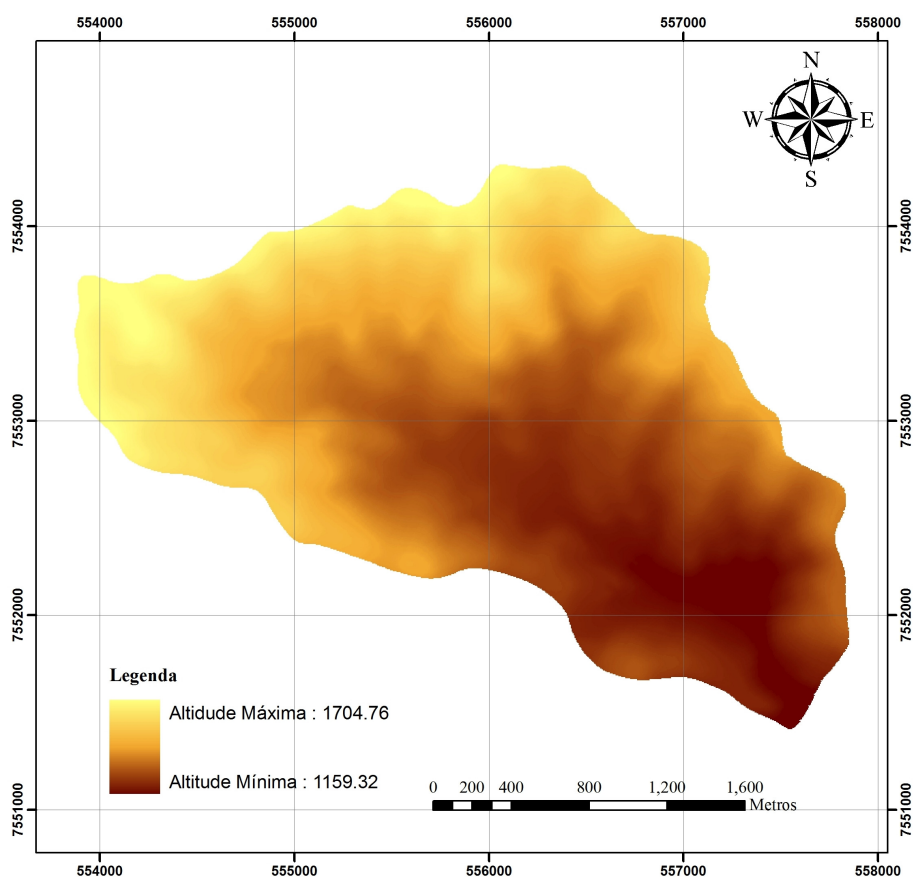


Figura 5 Modelo digital de elevação hidrologicamente consistente da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Observando a Figura 5 nota-se que a bacia apresenta um relevo bastante acidentado com uma diferença de nível entre a seção controle e a cabeceira da bacia de 545 m, sendo a altitude máxima de 1704 m e a altitude mínima de 1159m. O relevo acidentado é uma característica que se estende por toda região da Serra da Mantiqueira.

### **3.3 Caracterização da área de estudo**

#### **3.3.1 Uso do solo**

Na elaboração do mapa de uso do solo foi utilizada a classificação supervisionada de uma imagem IKONOS com resolução espacial de 5 m (células 5m x 5m). Foi utilizado o classificador estatístico da Máxima Verossimilhança (MaxVer) do software ENVI® versão 4.7. Após esta classificação, a imagem foi corrigida de acordo com a situação encontrada em campo por meio de levantamento de 198 pontos coletados com auxílio de um receptor GPS modelo 76CSx marca Garmim. Estes pontos são coincidentes com os pontos de amostragem de solo e podem ser visualizados na Figura 10.

Para a avaliação da acurácia do mapeamento do uso do solo adotou-se o coeficiente Kappa descrito por Cohen (1960). Este autor define Kappa como um coeficiente de concordância para escalas nominais que perde a proporção de concordância depois que a concordância atribuída à casualidade é retirada de consideração. O coeficiente Kappa considera todos os elementos da matriz de erros ao invés de apenas aqueles que se situam na diagonal principal da mesma, ou seja, estima a soma da coluna e linha marginais.

Segundo Cohen (1960), o coeficiente Kappa mede o grau de concordância em escalas nominais assumindo que:

- as unidades são independentes;
- as classes ou categorias da escala nominal são independentes e mutuamente exclusivas;
- o classificador e os pontos de referência operam de forma independente.

O coeficiente Kappa consiste de uma análise multivariada discreta tendo por base uma matriz de erro, também chamada de matriz de confusão ou de contingência. O coeficiente Kappa é uma forma de testar se as diferenças são devido ao acaso ou se realmente discordam. O índice Kappa é calculado de acordo com Cohen (1960) (Equação 1).

$$k = \frac{\theta_1 - \theta_2}{1 - \theta_2} \quad (1)$$

Sendo:

$$\theta_1 = \frac{\sum_{i=1}^r X_{ii}}{N} \quad (2)$$

$$\theta_2 = \frac{\sum_{i=1}^r X_{i+} * X_{+i}}{N^2} \quad (3)$$

r = dimensão da matriz quadrada;

$X_{ii}$  = número de observações na linha i e coluna i que se refere a diagonal principal;

$X_{i+}$  e  $X_{+i}$  = totais marginais da linha i e coluna i, respectivamente;

N = número total de observações da matriz de confusão.

Landis e Koch (1977) propuseram uma tabela para avaliação dos valores obtidos de Kappa. Assim o valor de Kappa encontrado foi analisado de acordo com a Tabela 1.

**Tabela 1** Qualidade da classificação associadas aos valores do índice Kappa.

<b>Valores de Kappa</b>	<b>Qualidade do mapeamento</b>
< 0,00	Péssimo
0,00 - 0,20	Ruim
0,20 - 0,40	Razoável
0,40 - 0,60	Bom
0,60 - 0,80	Muito Bom
0,80 - 1,00	Excelente

Fonte: Landis e Koch (1977 p.165).

Após a classificação supervisionada descrita anteriormente foi realizada a avaliação do mapeamento. Tal avaliação foi feita por meio da geração de pontos aleatórios no mapa para serem verificados com a imagem classificada. Pontos de amostragem aleatoriamente estratificados foram gerados através do módulo SAMPLE do ENVI® versão 4.7 e verificados através de conhecimentos de campo. Esta etapa é necessária para avaliação e treinamento do classificador.

Posteriormente confrontou-se a classificação supervisionada com os dados de campo através do coeficiente Kappa. O mapeamento realizado para o uso do solo obteve um índice Kappa de 0,86. Segundo classificação de Landis & Koch (1977) um índice Kappa acima de 0,80 é considerado como uma qualidade excelente de mapeamento, estando este apto para entrada no modelo SWAT.

Na Figura 6 apresenta-se o mapa de uso do solo com resolução espacial de 5 m e 4 classes distintas de uso: mata, regeneração natural, pastagem e várzea.

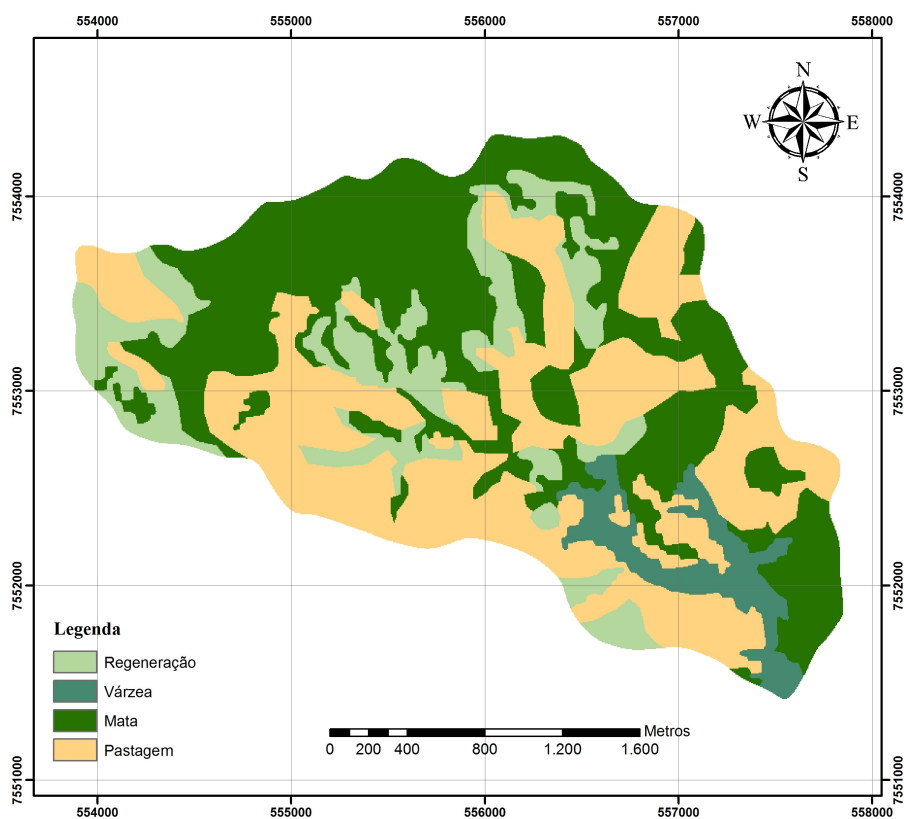


Figura 6 Mapa de uso do solo, gerado a partir de imagem de satélite, na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Verifica-se uma predominância de mata na bacia, com 41,5% do total da área (TABELA 2), cuja classificação, segundo Scolforo et al. (2008), para a região da Serra da Mantiqueira, é Floresta Ombrófila. A mata presente na bacia é fragmento de Mata Atlântica apresentando vegetação de porte alto com plantas características de sub-bosque.

Junqueira Junior (2006), trabalhando na mesma bacia relatou que esta área possui camadas de vegetação claramente definidas, com as copas das árvores formando uma cobertura, atingindo em determinados locais cerca de 20 m de altura. Há presença de bambus, samambaias e líquens; tanto nas árvores

mais altas como nas mais baixas encontram-se cipós, bromélias e orquídeas. No interior da mata o solo encontra-se protegido por serrapilheira, que chega a atingir até 0,5 m de espessura.

Seguido da classe de mata, encontra-se a classe pastagem, com predominância de pastagem natural, que segundo Menezes (2007) são de baixa capacidade de suporte. Há também a presença de pastagem plantada em menores proporções, ocorrendo principalmente na face sul, onde a incidência de radiação solar é maior ao longo do ano. As pastagens foram classificadas apenas como pastagens, não havendo distinção entre elas e ocorrendo em 40,4% da área total (TABELA 2).

A classe regeneração ocupa 13,2% (TABELA 2) da área da bacia e apresenta estádios médio e avançado de regeneração natural. Por fim, encontra-se a vegetação de várzea, esta não florestada, que se encontra perto da seção controle da bacia e representa 4,9% da área total da bacia (TABELA 2).

Tabela 2 Uso atual do solo na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha

<b>Uso do Solo</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Percentual (%)</b>
Mata	285,8	41,5
Pastagem	277,8	40,4
Regeneração	90,9	13,2
Várzea	33,5	4,9
<b>Total</b>	<b>688</b>	<b>100</b>

### 3.3.2 Solos

O levantamento de solos na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha foi realizado por Menezes (2007). Foram encontradas 3 classes de solo: Cambissolo Háptico, Gleissolo Háptico e Neossolo Flúvico.

Menezes (2007) descreve que os Cambissolos compreendem solos minerais, não hidromórficos, com horizonte B incipiente (Bi), ou seja, esses solos sofreram intemperismo que alteraram apenas parcialmente o material de origem, apresentando, como seqüências de horizontes, A, Bi e C.

Esta mesma autora ainda relata que devido a heterogeneidade do material de origem, formas de relevo e condições climáticas, as características desses solos variam muito de um local para outro. Desse modo, a classe comporta solos fortemente a imperfeitamente drenados, de rasos a profundos, de diferentes cores, de eutróficos a álicos e de diferentes atividades da fração argila. O horizonte B incipiente tem textura franco-arenosa ou mais fina e o *solum* geralmente apresenta teores uniformes de argila, podendo ocorrer um ligeiro aumento ou diminuição de argila do horizonte A para o B (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, 2006).

Para Araújo (2007), os Cambissolos da bacia do Alto Rio Grande, MG são, de maneira geral, rasos e pouco desenvolvidos. Apresentam permeabilidade mediana e são, muitas vezes, cascalhentos. Tendem a situarem-se em áreas de relevo movimentado e em terços inferiores de encosta. Os elevados teores de silte, aliados à pequena espessura do *solum* (horizontes A + B), a pobreza química em geral acentuada e o fato do relevo ser bastante acidentado tornam esses sistemas instáveis.

Os Neossolos são relatados por Menezes (2007) como solos em formação, pela reduzida atuação dos processos pedogenéticos. Possuem expressão insuficiente dos atributos diagnósticos que caracterizam os diversos processos de formação. Revelam exígua diferenciação de horizontes, com individualização de horizonte A seguido de C ou R.

Os Gleissolos são solos constituídos por material mineral com horizonte glei imediatamente abaixo do horizonte A ou de horizonte hístico com menos de 40 cm de espessura, ou horizonte glei começando dentro de 150 cm da superfície

do solo. Não apresentam horizonte plúntico ou vértico, acima ou coincidente com horizonte glei, nem qualquer tipo de horizonte B diagnóstico acima do horizonte glei (MENEZES, 2007). Ocorrem nas planícies fluviais e, no geral, possuem fertilidade natural e CTC variadas, apresentam restrições ao uso agrícola pois passam boa parte do ano com grande quantidade de água, por efeito da flutuação do nível do lençol freático.

Na Figura 7 apresenta-se o mapa das classes de solos com suas respectivas fases de relevo disponibilizado por Menezes (2007).

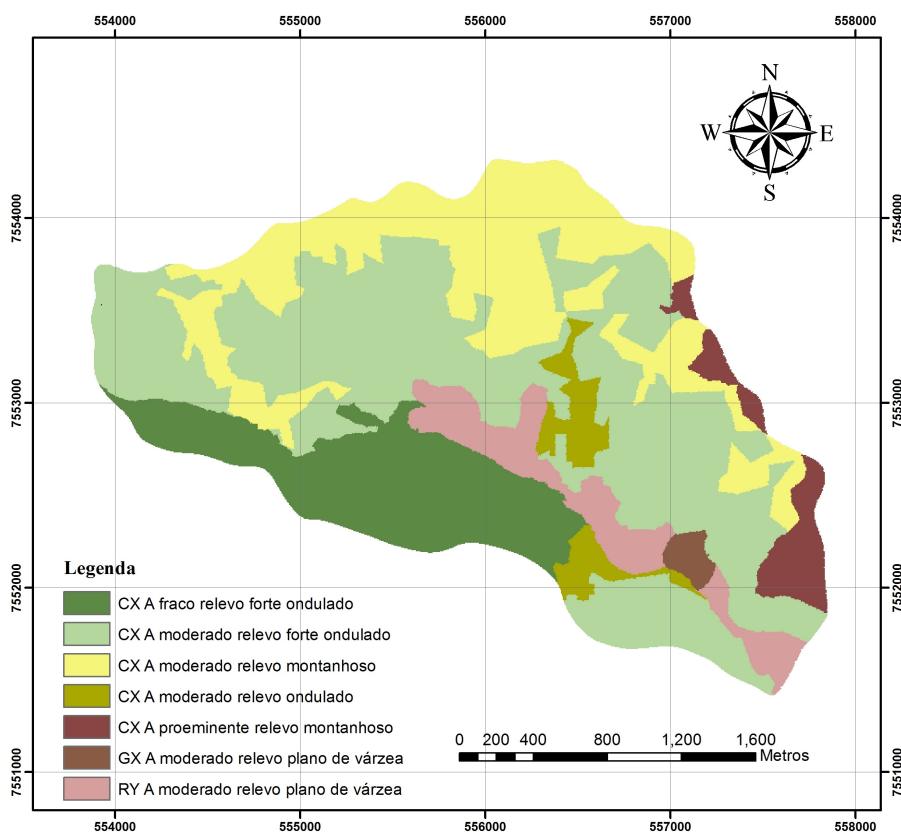
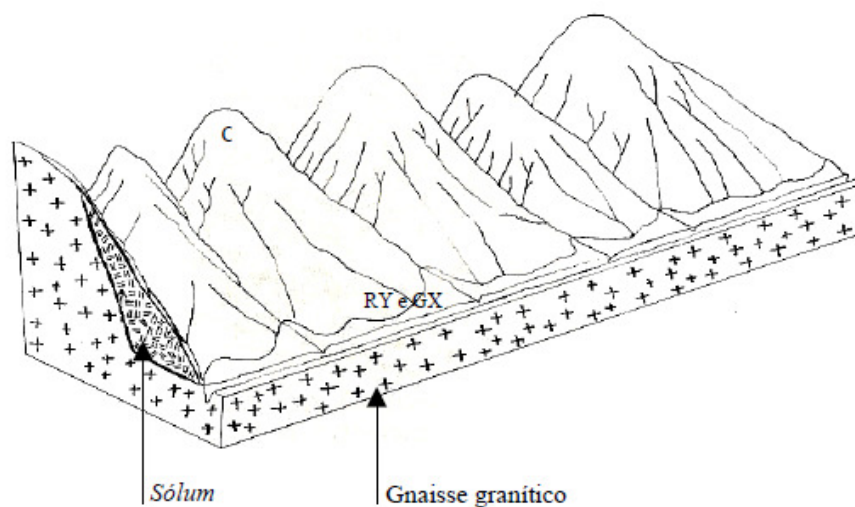


Figura 7 Mapa de solos e fases de relevo na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. Fonte: Adaptado de Menezes (2007).

Observa-se na Figura 7 o predomínio de Cambissolos Háplicos em 92% (TABELA 3) da área, presentes principalmente nas partes mais movimentadas e com pequena profundidade. Os Neossolos Flúvicos e os Gleissolos ocorrem nas áreas de várzea.

Nesta bacia, o relevo local é de fundamental importância na distribuição das classes de solos. A remoção de material por erosão geológica nas porções mais movimentadas da paisagem e o acúmulo de material por adição aluvial nas várzeas explicam a distribuição dos Cambissolos Háplicos, no primeiro caso e do Neossolo Flúvico e Gleissolo Háplico, no segundo caso (MENEZES, 2007). Esta sub-bacia está relacionada, no seu conjunto, a uma serra com todas as implicações desse fato. Apresenta relevo acidentado, geologia gnaisse-granítica e presença de solos hidromórficos, conforme Figura 8.



C – Cambissolo; RY – Neossolo Flúvico; GX – Gleissolo Háplico.

Figura 8 Distribuição esquemática dos solos na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. Fonte: Adaptado de Menezes (2007).

Na Tabela 3 encontra-se a distribuição dos solos na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha e suas respectivas fases de relevo.

Tabela 3 Classes de solo e suas respectivas fases de relevo na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

<b>Classes de solo</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>%</b>
CX A relevo forte ondulado	94,2	13,7
CX A moderado relevo forte ondulado	306,4	44,5
CX A moderado relevo montanhoso	183,0	26,6
CX A moderado relevo ondulado	23,0	3,3
CX A proeminente relevo montanhoso	27,0	3,9
GX A moderado plano de várzea	5,8	0,9
RY A moderado plano de várzea	48,6	7,1
<b>Total</b>	<b>688</b>	<b>100</b>

CX – Cambissolo Háplico; GX – Gleissolos Háplico; RY – Neossolo Flúvico. Fonte: Adaptado de Menezes (2007).

### 3.3.3 Clima

O clima na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha é do tipo Cwb conforme classificação de Köppen, caracterizado como mesotérmico de verões brandos chuvosos e estiagens de inverno. Conforme registros da estação meteorológica localizada na bacia, a precipitação média anual está em torno de 2100 mm e as temperaturas médias no mês mais quente e no mês mais frio são, respectivamente, de 19°C e 11°C., com ocorrência de temperaturas máxima e mínima diária ao longo do ano de 32,3 e 1,5°C respectivamente, com ocorrência de geadas anualmente.

### 3.4 Levantamento do plano de informações

#### 3.4.1 Dados climáticos

Conforme descrito anteriormente o modelo SWAT necessita de informações climáticas diárias. Para isso utilizou-se uma estação climatológica completa instalada na bacia (FIGURA 9).



Figura 9 Estação climatológica da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

A estação foi programada para registrar as informações a cada 20 minutos. Para a entrada de dados no modelo SWAT foram selecionados os dados referentes à precipitação, velocidade do vento, radiação solar, umidade relativa, temperatura máxima diária e temperatura mínima diária. O período dos dados compreende de janeiro de 2006 a setembro de 2010.

Os dados climáticos foram gerados num arquivo DBF através do software SigmaPlot® versão 10.0. Faz-se necessário a geração do arquivo em

DBF para leitura no software ArcGis® versão 9.3. A interface ArcSWAT tem uma janela de entrada dos dados climáticos no qual foi possível fazer a inserção destas informações no modelo.

### 3.4.2 Dados de características do solo

O modelo SWAT requer um grande número de parâmetros físico-hídricos do solo, tais como: capacidade de água disponível no solo (SOL\_AWC), densidade do solo (SOL\_BD), condutividade hidráulica saturada (SOL\_K), número de camadas (NLAYERS), profundidade de cada camada (SOL\_Z), textura – teor de areia (SAND), teor de silte (SILT), teor de argila (CLAY), albedo do solo (SOL\_ALB), porosidade do solo (ANION\_EXCL), erodibilidade do solo  $K_{USLE}$  (USLE\_K) e carbono orgânico (SOL\_CBN).

Junqueira Junior (2006) realizou o levantamento dessas e outras informações em 198 pontos na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha (FIGURA 10) os quais foram disponibilizados pelo próprio autor para a realização deste trabalho. Todos os métodos utilizados na determinação dos parâmetros supracitados encontram-se em Junqueira Junior (2006).

O levantamento de campo realizado pelo autor supracitado seguiu um GRID regular de 300 x 300 m com refinamento em GRIDs de 60 x 60 m e 20 x 20 m, além de dois transectos com distância de 20 m entre os pontos amostrados (FIGURA 10). O modelo SWAT requer as características de solo para cada classe de solo encontrada na bacia. Dessa forma separaram-se os pontos por classe de solo e calculou-se a média para cada parâmetro, exceto albedo do solo e o fator erodibilidade do solo  $K_{USLE}$ .

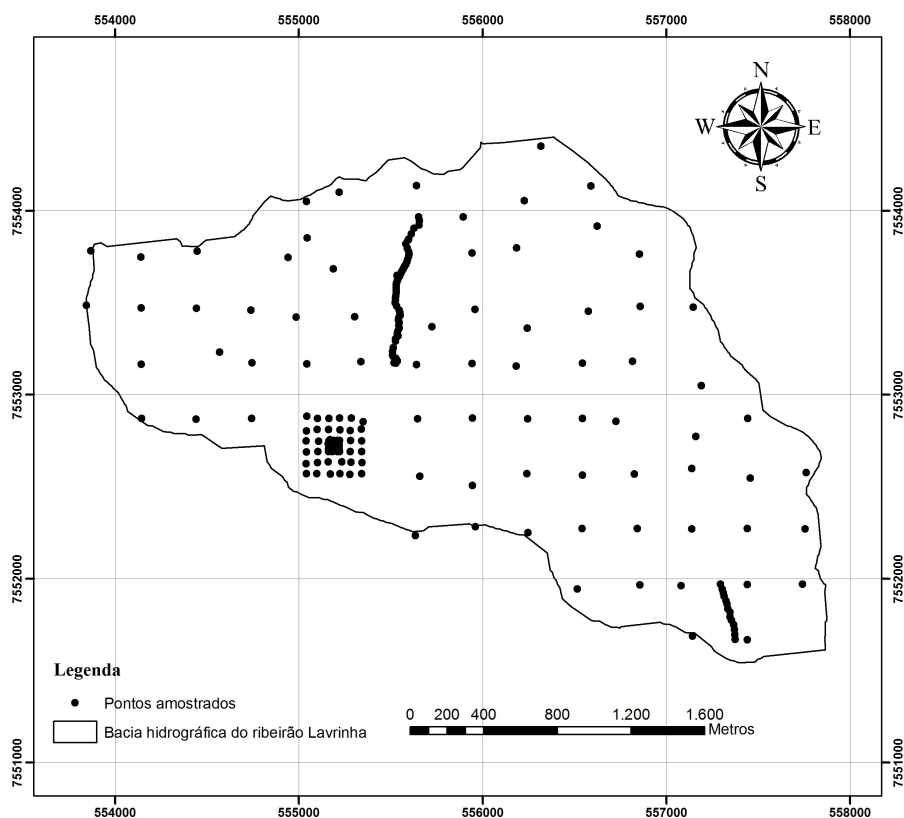


Figura 10 Localização dos pontos de solo amostrados na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Fonte: Adaptado de Junqueira Junior (2006).

Para o albedo do solo foi utilizado o valor encontrado na literatura para a região da Serra da Mantiqueira e cobertura semelhante à encontrada na bacia segundo trabalhos de Lopes e Valeriano (2007) e Silva e Valeriano (2003). O albedo do solo varia ao longo do ano sendo influenciado principalmente pela radiação solar. Neste trabalho, adotou-se um valor médio para o ano, visto que, a entrada deste parâmetro no modelo SWAT é única e sem variação ao longo do ano. O valor adotado é de 0,15 para o albedo do solo.

O fator de erodibilidade do solo  $K_{USLE}$  foi estimado com base na alternativa proposta por Williams (1995) descrito na equação 4 e recomendado pelo manual do SWAT descrito por Neitsch et al. (2005).

$$K_{USLE} = f_{csand} * f_{cl-si} * f_{orgc} * f_{hisand} \quad (4)$$

Onde:

$f_{csand}$  = fração de solos com alto conteúdo de areia grossa;

$f_{cl-si}$  = fração de solos com alta razão silte – argila;

$f_{orgc}$  = fração de solos com alto conteúdo de carbono orgânico;

$f_{hisand}$  = fração de solos com conteúdo extremamente alto de areia.

Sendo que:

$$f_{csand} = \left( 0,2 + 0,3 * \exp \left[ -0,256 * ms * \left( 1 - \frac{m_{silt}}{100} \right) \right] \right) \quad (5)$$

$$f_{cl-si} = \left( \frac{m_{silt}}{m_c + m_{silt}} \right)^{0,3} \quad (6)$$

$$f_{orgc} = \left( 1 - \frac{0,25 * orgC}{orgC + \exp[3,72 - 2,95 * orgC]} \right) \quad (7)$$

$$f_{hisand} = \left[ 1 - \frac{0,7 * \left( 1 - \frac{ms}{100} \right)}{\left( 1 - \frac{ms}{100} \right) + \exp \left[ -5,51 + 22,9 * \left( 1 - \frac{ms}{100} \right) \right]} \right] \quad (8)$$

Onde  $m_s$  é a fração de areia,  $m_{\text{sil}}$  é a fração de silte,  $m_c$  é a fração de argila e  $\text{orgC}$  é a porcentagem de carbono orgânico na camada de solo. Na Tabela 4 são apresentados os valores dos parâmetros físico-hídricos dos solos presentes na bacia.

Tabela 4: Valores dos parâmetros físico-hídricos do solo.

Sigla SWAT	Parâmetros						
SNAM	CX1	CX2	CX3	CX4	CX5	GX1	RY1
NLAYERS	1	1	1	1	1	1	1
HYDGRP	C	C	C	C	C	D	C
SOL_ZMX	1500	1500	1500	1500	1500	900	900
ANION_EXCL	0,5435	0,6205	0,6516	0,5459	0,5577	0,4641	0,5473
SOL_Z1	1500	1500	1500	1500	1500	900	900
SOL_BD1	1,15	0,93	0,90	1,11	1,09	1,32	1,11
SOL_AWC1	0,1777	0,1547	0,1747	0,2668	0,1096	0,2591	0,1981
SOL_K1	49	76	130	26	79	2	9
SOL_CBN1	8	10	9	9	10	8	10
CLAY1	32	28	27	33	39	29	21
SILT1	14	18	20	15	16	12	28
SAND1	54	54	53	52	45	59	51
SOL_ALB1	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
USLE_K1	0,10	0,11	0,12	0,11	0,10	0,10	0,13

CX1 – Cambissolo Háplico A fraco relevo forte ondulado; CX2 – Cambissolo Háplico A moderado relevo forte ondulado; CX3 – Cambissolo Háplico A moderado relevo montanhoso; CX4 – Cambissolo Háplico A moderado relevo ondulado; CX5 – Cambissolo Háplico A proeminente relevo montanhoso; GX1 – Gleissolo Háplico A moderado plano de várzea; RY1 – Neossolo Flúvico A moderado plano de várzea.

### 3.4.3 Vazão

Os dados de vazão observados são fundamentais na etapa de calibração de um modelo hidrológico, possibilitando a adequação dos parâmetros calibráveis a realidade da bacia na qual o modelo está sendo aplicado.

Na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha foi utilizado um linígrafo automático com sensor de pressão para o registro da lâmina d'água na seção controle da bacia ao longo do tempo, programado para coletar informações a cada 15 minutos. O linígrafo instalado na bacia pode ser visualizado na Figura 11.



Figura 11 Linígrafo instalado na seção controle da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha e data logger sendo descarregado.

Realizaram-se campanhas de campo para o monitoramento da velocidade com molinete (FIGURA 12). Através de um perfilógrafo determinou-se a área da seção, e conseqüentemente, a vazão. Posteriormente gerou-se a curva chave, por meio de regressão, relacionando a vazão com a lâmina de água, dada pela equação 9:

$$Q = 0,3788 * h^{2,1099} \quad R^2 = 0,82 \quad (9)$$

Onde:

$Q$  = vazão em  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ;

$h$  = lâmina registrada pelo linígrafo em m.



Figura 12 Medição de velocidade com molinete na seção de controle da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

De posse da curva chave gerou-se a série de vazão para o período de janeiro de 2006 a setembro de 2010.

#### **3.4.4 Sedimentos**

A dinâmica da água e dos sedimentos em uma bacia hidrográfica é hoje um aspecto fundamental para qualquer programa de planejamento e gestão dos

recursos hídricos, pois de acordo com seu comportamento pode-se avaliar se a bacia está em equilíbrio ou em processo de degradação.

Uma porção significativa dos sedimentos transportados até os rios provém das áreas agrícolas e a magnitude do processo é reflexo da degradação do solo. Contudo, esse processo numa bacia hidrográfica tem comportamento dinâmico, complexo e depende de variáveis que o monitoramento poderá elucidar.

Uma forma de realizar esse monitoramento de sedimentos é através da análise de sólidos totais (St), sólidos totais dissolvidos (STD) e sólidos totais em suspensão (STS). O SWAT utiliza os sólidos totais em suspensão (STS) para avaliar os sedimentos em uma bacia.

Para a determinação da concentração de sedimentos na seção controle da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha, utilizou-se de um amostrador de sedimentos, modelo USDH – 48 (FIGURA 13), por meio de amostras integradas na profundidade, pelo método de amostragem por Igual Incremento de Largura (IIL) descrito em Carvalho et al. (2000).



Figura 13 Amostrador de sedimentos USDH-48 e momento da amostragem na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

O método IIL por sua simplicidade é um dos mais utilizados. A área da seção transversal é dividida numa série de verticais igualmente espaçadas, no

caso da bacia em estudo foram 3 verticais devido à largura do ribeirão na seção controle apenas 1,05 m. Em cada vertical se utiliza a amostragem por integração no perfil (na vertical), mas com a mesma velocidade de trânsito em todas as verticais. As subamostras obtidas foram combinadas em uma amostra composta. A determinação da concentração de sólidos totais, sólidos totais dissolvidos e sólidos totais suspensos, foi realizada no Laboratório de Relação Água Solo Planta do Departamento Engenharia da Universidade Federal de Lavras (UFLA). Nas análises laboratoriais foram utilizados os métodos descritos pela American Public Health Association - APHA (1995). A concentração de sólidos suspensos é obtida da subtração dos sólidos totais dos sólidos dissolvidos.

A concentração de sólidos em suspensão ( $C_{ss}$ ) foi correlacionada com a vazão ( $Q$ ) e a curva de descarga de sedimentos estabelecida pelo método de regressão dada pela equação 10:

$$C_{ss} = 1975,2 * Q^{3,8254} \quad R^2 = 0,83 \quad (10)$$

Onde:

$C_{ss}$  = concentração de sólidos suspensos, em  $\text{mg.L}^{-1}$ ;

$Q$  = vazão, em  $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ .

### 3.4.5 Qualidade da água

O monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha foi realizado na seção de controle da bacia.

A metodologia adotada baseou-se no roteiro do *Standard of Methods 19th Edition*. Trata-se de uma metodologia específica de coleta e preservação de amostras para garantir o acondicionamento e armazenamento adequado, de

maneira a não comprometer a integridade das amostras. As amostragens foram realizadas mensalmente no período de setembro de 2007 a setembro de 2009.

Os parâmetros potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), temperatura da água ( $T_{\text{água}}$ ) e condutividade elétrica (Ce) foram analisados em campo por equipamento portátil modelo CONSORT 535 (FIGURA 14).



Figura 14 Aparelho portátil CONSORT C535 utilizado para monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

O parâmetro turbidez da água (Tu) também foi analisado em campo com auxílio de um equipamento portátil modelo DIGIMED DM-TU (FIGURA 15).



Figura 15 Turbidímetro digital modelo DIGIMED DM-TU.

Os parâmetros nitrogênio total (Nt), nitrogênio amoniacal (Nam), fósforo total (Pt), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), *Echerichia coli* (EC) foram analisados no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (LAADEG-UFLA) seguindo os métodos laboratoriais descritos pela APHA (1995).

### **3.5 Descrição do modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*)**

O modelo SWAT permite que diferentes processos físicos na bacia sejam simulados, com o objetivo de analisar os impactos das alterações ocorridas na bacia sobre o escoamento, a produção de sedimentos e a qualidade da água (NEITSCH et al., 2005).

Segundo Neitsch et al. (2005) não importa que tipo de problema esteja sendo estudado com o modelo SWAT, o balanço hídrico é a “força motriz” de todos os processos que ocorrem na bacia hidrográfica. Para prever com precisão o movimento de pesticidas, o transporte de sedimentos e nutrientes, o ciclo hidrológico simulado pelo modelo deve estar em conformidade com que realmente acontece na bacia.

A simulação hidrológica de uma bacia hidrográfica está dividida em dois grandes grupos pelo modelo SWAT: a) a fase terrestre do ciclo hidrológico, onde esta controla a quantidade de água, nutrientes, sedimentos e cargas de pesticidas que escoam para o canal principal, e b) a fase de propagação (*routing*) da água no ciclo hidrológico, a qual pode ser definida como o movimento de água, nutrientes, sedimentos e cargas de nutrientes através da rede de canais (hidrografia da bacia) para sua saída (exutório ou seção controle).

O modelo SWAT pode ser descrito ainda em 7 componentes: i) hidrologia; ii) clima; iii) sedimentos; iv) crescimento vegetal; v) manejo agrícola; vi) qualidade da água; e vii) pesticidas. Os componentes utilizados

neste trabalho estão descritos no ANEXO – A, de acordo Neitsch et al. (2005), os demais podem ser encontrados na documentação teórica do modelo na literatura supracitada.

### 3.6 Análise de Sensibilidade

A análise de sensibilidade é uma importante ferramenta na modelagem hidrológica, sendo um instrumento fundamental para a previsão dos parâmetros que possuem maior impacto sobre as simulações hidrológicas, sedimentológicas e de qualidade da água.

No modelo SWAT uma ferramenta (*Sensitivity Analysis*) foi inserida a interface ArcSwat no intuito de identificar quais os parâmetros são mais sensíveis ou que mais afetam a variável que se deseja calibrar no modelo (NEITSCH et al., 2005). A análise de sensibilidade do SWAT utiliza dois métodos, o *Latin Hypercube* (LH) e o *One-Factor-At-a-Time* (OAT).

O método *Latin Hypercube* é uma forma sofisticada de se realizar uma amostragem aleatória como o Método de Monte Carlo, permitindo uma análise mais robusta na sensibilidade, que requerem um elevado número de simulações, e, conseqüentemente uma exigência computacional elevada (tempo e memória de disco) (GRIENSVEN, 2005).

O método é baseado na simulação de Monte Carlo, porém utiliza uma amostragem estratificada que permite uma estimativa eficiente nos parâmetros de saída. O LH subdivide a distribuição de cada parâmetro em N intervalos, cada um com probabilidade de ocorrência igual a  $1/N$ . Valores aleatórios são gerados de forma que cada faixa seja amostrada apenas uma vez. O modelo é então executado N vezes com as combinações aleatórias dos parâmetros. Os resultados do modelo são tipicamente analisados com regressão multi-variada linear e métodos estatísticos de correlação. O método LH é comumente aplicado em

modelagem da qualidade da água devido a sua eficiência e robustez (GRIENSVEN, 2005).

O método *One-Factor-At-a-Time* foi proposto por Morris (1991) e é um exemplo de método de integração de sensibilidade do local para o global. No OAT apenas os parâmetros de entrada são modificados durante os *loopings* que o modelo realiza na análise. Em cada *loop* realizado pelo modelo, apenas somente um parâmetro é alterado por vez, assim, com as mudanças no resultado em cada *loop*, o modelo pode encontrar a solução para as ambigüidades que são atribuídas ao parâmetro de contribuição que foi alterado (GRIENSVEN, 2005).

A combinação dos métodos LH-OAT na análise de sensibilidade do modelo SWAT, proporciona a robustez do LH e assegura a precisão na solução de ambigüidade do OAT, tornando a análise mais eficiente e confiável.

A mudança na saída do modelo pode ser ambigüamente atribuída aos parâmetros modificados pela média elementar parcial do  $S_{i,j}$  conforme equação 11:

$$S_{i,j} = \frac{[SSE(\phi_1, \dots, \phi_i \times (1 + f), \dots, \phi_p) - SSE(\phi_1, \dots, \phi_i, \dots, \phi_p)]}{f} \quad (11)$$

Onde:

$S_{i,j}$  = efeito parcial do parâmetro  $\phi_1$  ao redor do LH do ponto j;

$f$  = fração que o parâmetro  $\phi_1$  é alterado (predefinição constante);

$SSE$  = somatório do erro quadrático.

O somatório do erro quadrático ( $SSE$ ) é utilizado como função objetiva na análise de sensibilidade do modelo SWAT, e é definido por:

$$SSE = \sum_{i=1}^N (x_{obs} - x_{sim})^2 \quad (12)$$

Onde:

$SSE$  = somatório do erro quadrático;

$x_{obs}$  = evento observado;

$x_{sim}$  = evento simulado.

Na execução do modelo, os parâmetros são aleatoriamente aumentados ou diminuídos com a fração de  $f$ , e considerado o parâmetro  $\phi_i$ . A performance do fator  $\phi_i$  envolve  $\phi_i + 1$ , obtendo o parcial efeito de cada parâmetro em um *loop*. O efeito final será estimado pela média do conjunto de “ $m$ ” efeitos parciais. O resultado final é fornecido por meio de um *ranking*, o modelo estima o alcance por meio de  $m(\phi_i + 1)$  para cada *loop* na simulação (GRIENSVEN, 2005).

### 3.7 Calibração e validação

A calibração de um modelo hidrológico é encontrar os valores dos parâmetros do modelo que melhor representem o comportamento hidrológico do sistema (COLLISHONN, 2001). Para Sammons e Neitsch (2000) a calibração é uma ferramenta que permite ao usuário editar o desempenho global das variáveis de entrada no modelo.

Segundo Arnold et al. (2000) o primeiro passo de uma calibração é dividir os valores observados em duas séries temporais, sendo uma para a calibração e outra para a validação.

Mello et al (2008) relatam que no início da simulação ocorrem grandes incertezas, devido ao desconhecimento das condições iniciais, principalmente a umidade do solo, justificando a utilização de um período de aquecimento do modelo conhecido também como *warm up*, para que, ao iniciar a simulação, as variáveis de estado estejam livres da influência das condições iniciais.

Na calibração, os dados de entrada são ajustados até que se obtenha uma resposta satisfatória de saída. Uma vez realizado tal procedimento, o modelo é rodado usando os mesmos parâmetros de entrada para o período de validação (ARNOLD et al., 2000).

O modelo SWAT utiliza uma calibração automática através do método *Shuffled Complex Evolution* (SCE) (ARNOLD; FOHRER, 2005, GRIENSVEN, 2005). No método SCE as variáveis são otimizadas usando o critério de otimização global a partir dos dados de entrada que compõe a calibração do modelo. O SCE combina a sistemática evolução dos parâmetros em direção a melhoria global compatível com os dados medidos.

De acordo com manual de calibração do SWAT (GRIENSVEN, 2005), o algoritmo SCE opera com uma população de pontos que evolui em direção ao ótimo global de uma única função, por meio de sucessivas interações e avaliações da função objetivo. Na etapa inicial é gerada, de forma aleatória, uma população de pontos espalhados entre os limites máximos e mínimos definidos para cada parâmetro. Essa população é separada em conjuntos (chamados de complexos) que evoluem baseados no processo de “reprodução”. Quanto maior a população, maiores são as chances de se encontrar o ótimo global da função objetivo, porém maior é o tempo de processamento e o número de interações necessárias para a convergência do algoritmo.

Os procedimentos de calibração e validação se dão na seguinte ordem (GRIENSVEN, 2005):

- Processos hidrológicos (escoamentos, vazão);
- Sedimentos (concentração de sólidos, carga de sedimentos);
- Qualidade da água (nutrientes como P e N, DBO, OD, Coliformes).

Na validação, o modelo SWAT adota o Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (COE) (ARNOLD; FOHRER, 2005; NEITSCH et al., 2005). O COE pode variar de menos infinito a 1, sendo 1 indicativo de uma calibração perfeita do evento simulado em relação ao evento observado.

O COE indica o ajustamento dos dados simulados aos observados na reta 1:1. Gotschalk & Motovilic (2000) apresentam a seguinte classificação para este coeficiente: COE = 1 corresponde a um ajuste perfeito; > 0,75 o modelo é considerado adequado e bom; 0,36 < COE < 0,75 o modelo é considerado aceitável. No entanto, Zaapa (2002), relata que valores do COE acima de 0,5 qualificam o modelo para as simulações.

O Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (COE) é calculado pela equação 13:

$$COE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (E_{obs} - E_{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (E_{obs} - \bar{E})^2} \quad (13)$$

Onde:

$COE$  = coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe;

$E_{obs}$  = evento observado;

$E_{sim}$  = evento simulado;

$\bar{E}$  = média do evento observado;

$n$  = número de eventos observados.

### 3.8 Simulação de cenários alternativos

Neistch et al. (2005) relatam que o modelo SWAT permite que diferentes processos físicos na bacia sejam simulados, com o objetivo de analisar os impactos das alterações ocorridas na bacia sobre o escoamento, a produção de sedimentos e a qualidade da água.

Como um dos objetivos do trabalho foi avaliar os impactos causados pela alteração do uso do solo na bacia, utilizaram-se dois cenários distintos para a avaliação da produção e transporte de sedimentos para a calha principal da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

É importante enfatizar que nesse estudo não há a intenção de caracterizar, de maneira completa, a efetividade das estratégias de manejo na microbacia em estudo. O objetivo foi exemplificar a aplicação e as vantagens da integração de modelos hidrológicos e de qualidade de água com SIG para avaliar alternativas de manejo e uso do solo em microbacias hidrográficas. As simulações para os cenários foram comparadas com as condições do cenário atual em termos de redução da produção e transporte de sedimentos.

Segundo Viola (2008), na região do Alto Rio Grande, a montante do reservatório da UHE de Camargos, tem ocorrido, a rápida expansão da cultura do eucalipto, visando basicamente à produção de celulose e carvão vegetal, em substituição, principalmente, a áreas de pastagens e, ocupando, inclusive, áreas de solos com aptidão para culturas anuais.

Neste sentido, adotou-se no cenário 1, a substituição de toda a área de pastagem por eucalipto. Este cenário foi adotado com o intuito de avaliar a redução da produção de sedimentos nas áreas mais significativas da bacia (FIGURA 16).

No cenário 2 considerou-se o uso atual do solo, porém atendendo uma determinação do Código Florestal, Lei nº 4771, de 15 de setembro de 1965, que

estabelece legalmente uma faixa de área que deve ser protegida ao redor dos corpos d'água. Essa faixa de área varia de acordo com a largura dos rios. A largura mínima de proteção a florestas e demais formas de vegetação natural, situadas ao longo dos cursos d'água, consideradas como Áreas de Preservação Permanente (APP's) é de 30 metros (para cursos d'água com largura de até 10m). Neste sentido criou-se a mata ciliar ao longo da rede de drenagem, com auxílio do software ArcGis® versão 9.3, através da ferramenta buffer, com o objetivo de reduzir o transporte de sedimentos para a calha conforme pode ser observado na Figura 17.

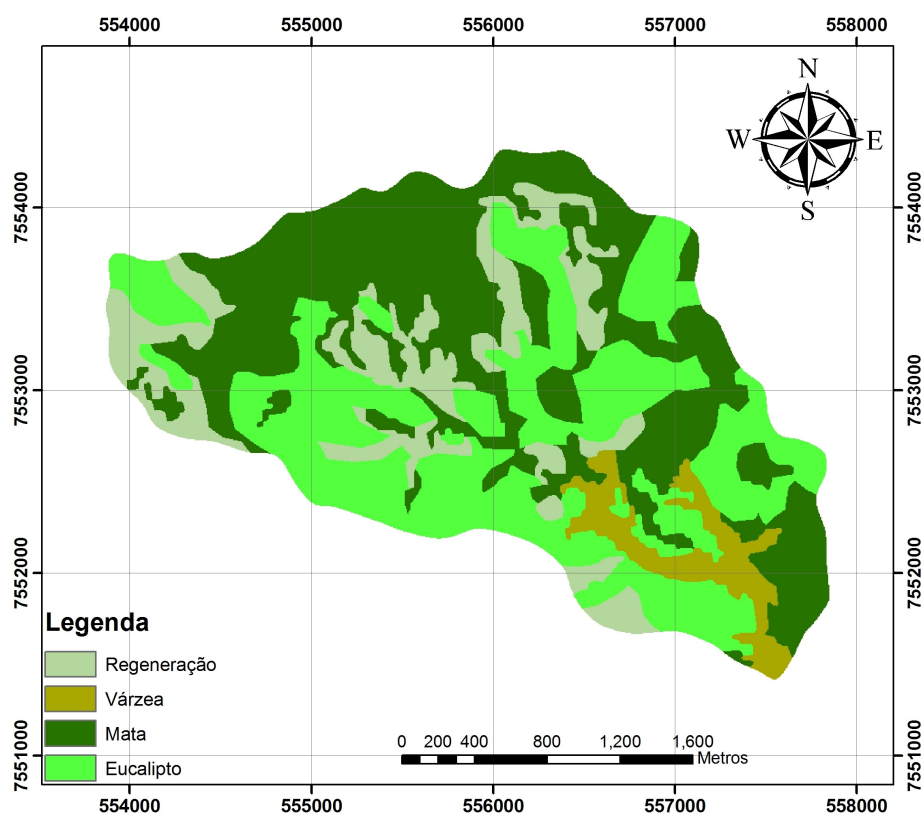


Figura 16 Uso do solo na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha para o cenário 1

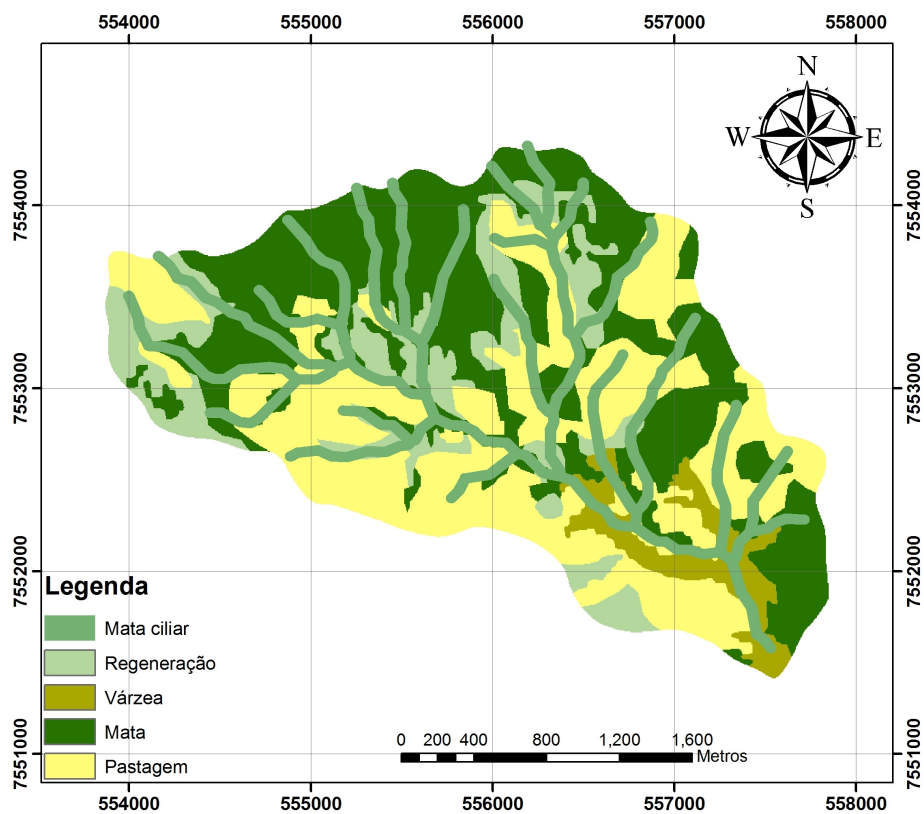


Figura 17 Uso do solo na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha para o cenário 2

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Escoamento

#### 4.1.1 Análises preliminares

Na estruturação do modelo SWAT alguns mapas são gerados para a realização das simulações, como o mapa de sub-bacias (FIGURA18) gerados a partir do modelo digital de elevação e da rede de drenagem.

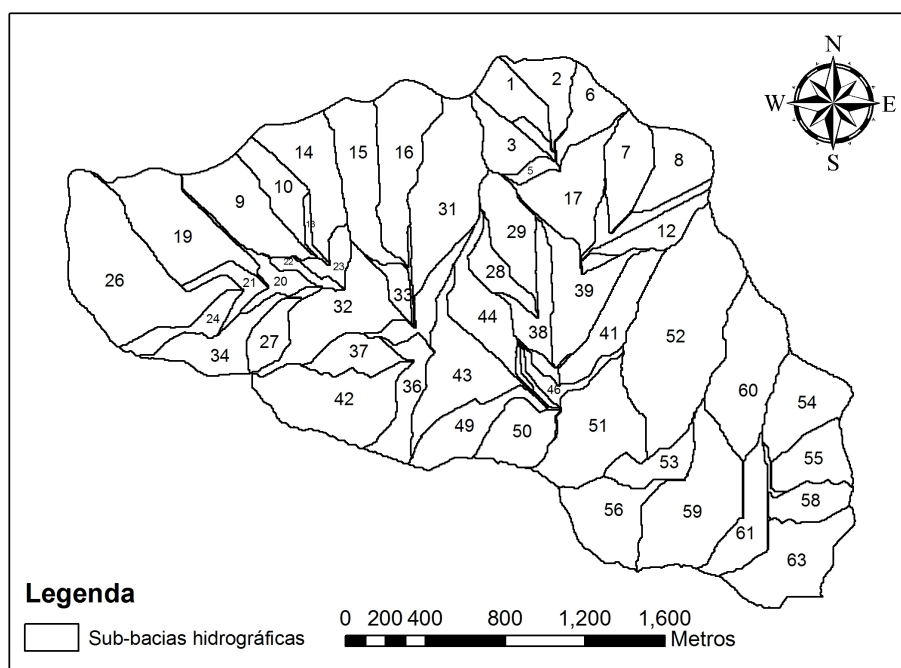


Figura 18 Bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha com a subdivisão em sub-bacias geradas pelo modelo SWAT.

O modelo SWAT também gera um mapa de classes de declividade (SLOPE) onde o usuário define as classes, de modo a serem representativas da bacia em estudo. Neste estudo foi adotado o método proposto pela EMBRAPA (1979), onde: 0-3% plano, 3-8% suave ondulado, 8-20% ondulado, 20-45% fortemente ondulado, 45-75% montanhoso e acima de 75% fortemente montanhoso. Como a interface ArcSWAT permite a inserção de apenas 5 classes, a classe plano foi adicionada na classe suave ondulado, visto que, na bacia em estudo as áreas planas representam aproximadamente 1% da área total. Na Figura 19 apresenta-se o mapa com as classes de declividade, gerado pelo SWAT.

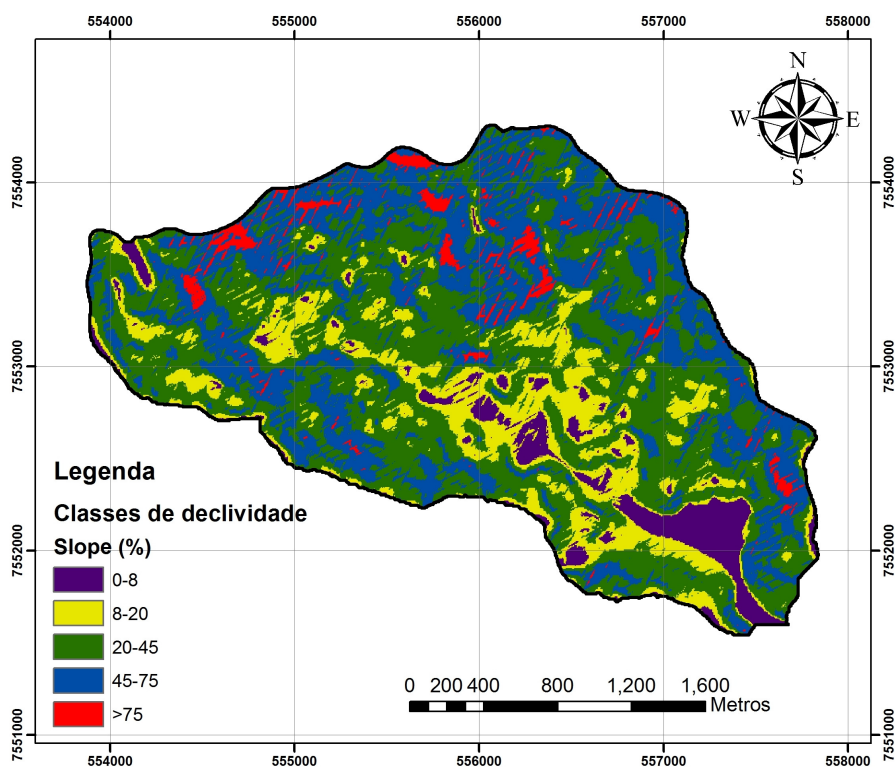


Figura 19 Mapa de classes de declividade presentes na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Após a definição das sub-bacias, foi realizado a definição das Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs). Na primeira análise utilizou-se múltiplas HRUs, com valor de área limite de 10%, ou seja, é considerado uma HRU, uma área com no mínimo 10% da área total da sub-bacia com mesmo uso do solo, classe de solo e classe de declividade. Esta definição gerou 611 HRUs, conforme pode ser visualizado na Figura 20.

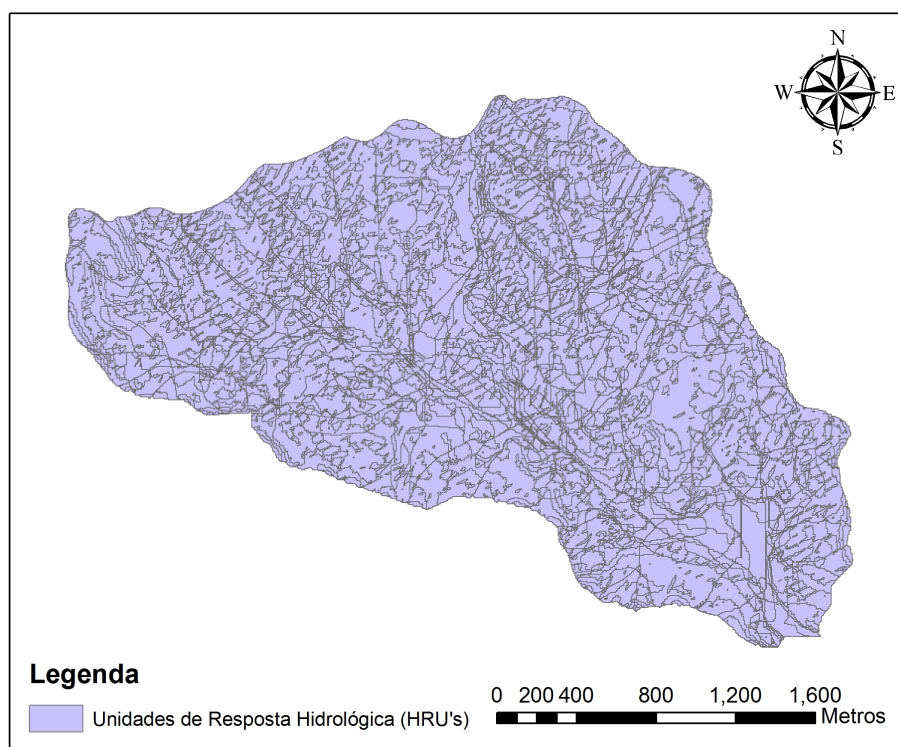


Figura 20 Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs).

Verificou-se um número muito alto de HRUs (611) para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha, visto que a bacia possui apenas 688 ha. Dessa forma considerou-se que cada sub-bacia seria uma Unidade de Resposta Hidrológica. Este comando no SWAT elimina as percentagens de área atribuída

e faz com que cada HRU tenha uso do solo, classe de solo e classe de slope predominante na sub-bacia. A análise de qual a melhor opção (dominante ou múltiplas HRUs) não foi objetivo deste trabalho, sendo adotado a opção dominante por razões práticas e lógicas, visto que, com 611 HRUs 1 HRU teria em média pouco mais que 1 ha, e com 63 HRUs 1 HRU tem em média 11 ha. Detalhes sobre a discretização a ser adotada podem ser encontrados em Machado (2002).

#### **4.1.2 Análise de sensibilidade**

Diversas incertezas na simulação hidrológica são causadas, basicamente, por erros na variável de entrada, limitação na estrutura do modelo e incertezas nas estimativas dos parâmetros, sendo que a maior incerteza está associada aos valores dos parâmetros calibráveis pelo modelo, obtidas no processo de calibração automática (TUCCI, 2005).

Na tentativa de minimizar as incertezas associadas aos parâmetros calibráveis pelo modelo realiza-se a análise de sensibilidade. A análise de sensibilidade é um instrumento para previsão dos parâmetros que possuem maior impacto sobre as simulações hidrológicas, sedimentológicas e de qualidade da água, proporcionando um conhecimento da influência do parâmetro sobre o modelo, o que possibilita a racionalização de etapas de calibração, bem como a fixação de parâmetros, nos quais o modelo é menos sensível (NEITSCH et al., 2005).

No modelo SWAT vinte e seis parâmetros são utilizados na simulação da variável vazão conforme pode ser visualizado pela Tabela 5.

Tabela 5 Parâmetros adotados pelo modelo SWAT na simulação da variável vazão.

<b>Parâmetro</b>	<b>Descrição</b>
Alpha_bf	Coefficiente do fluxo de base
Ch_K2	Condutividade hidráulica efetiva do canal
CN2	Curva número na condição II de umidade
SURLAG	Coefficiente de <i>lag</i> do escoamento superficial
Sol_K	Condutividade hidráulica saturada
Ch_N2	Coefficiente de Manning para o canal
GWQmn	Água do aquífero profundo que retorna ao canal
ESCO	Coefficiente de compensação de evaporação de água do solo
Slope	Declividade da encosta
GW_Delay	Tempo de fluxo da água subterrânea
Blai	Máxima área foliar potencial da cultura
Canmx	Máxima interceptação da cultura
Sol_AWC	Capacidade de água disponível no solo
Sol_Z	Profundidade do solo
GW_Revap	Coefficiente de retorno de água do aquífero para a zona radicular
Biomix	Eficiência biológica
Sol_AlB	Albedo do solo úmido
Revapmn	Tempo de retorno da água do aquífero para o canal
EPCO	Fator de crescimento da cultura
SlSubbsn	Comprimento médio da encosta na sub-bacia
Sftmp	Temperatura em q a precipitação é igual a neve - temperatura da neve
Smfmn	Fator para derreter a neve em 21 de dezembro
Smtmx	Fator para derreter a neve em 21 de junho
Smtmp	Temperatura base para derretimento da neve
Timp	Fator de retardo da temperatura na neve
Tlaps	Fator de temperatura

Assim, realizou-se a análise de sensibilidade para os 26 parâmetros, de forma automática e pelo método *Latin-Hypercube One Factor At-a-Time* (LH-OAT) que está disponibilizado pelo modelo SWAT através da interface ArcSWAT. Nessa análise, os parâmetros calibráveis, são rankeados de acordo

com a sensibilidade que proporcionam aos resultados do modelo. Na Figura 21 apresenta-se o ranking de sensibilidade dos parâmetros relacionados à variável vazão.

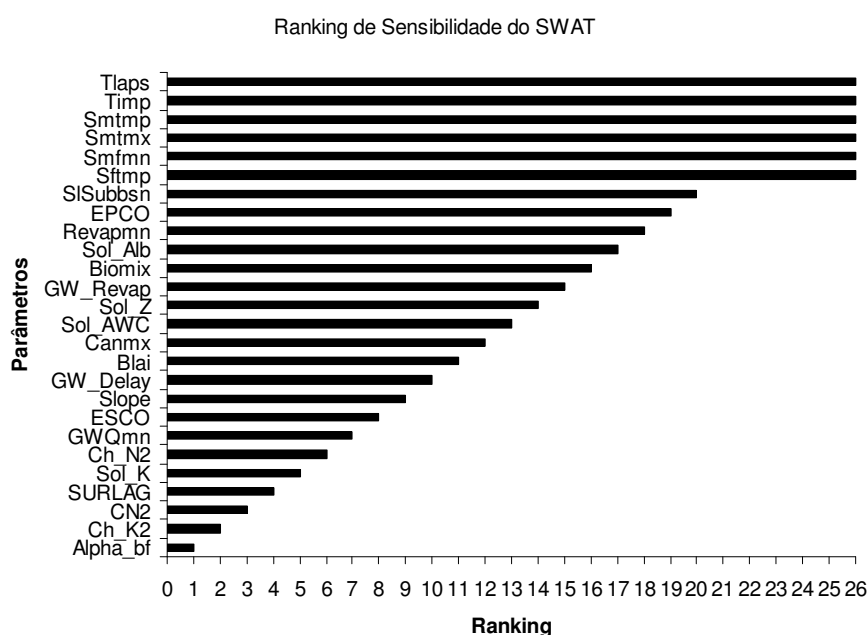


Figura 21 Ranking de sensibilidade dos parâmetros relacionados à vazão, para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Observa-se na Figura 21, que os parâmetros que apresentaram maior sensibilidade foram: o coeficiente de fluxo base (Alpha\_bf), condutividade hidráulica efetiva do canal (Ch\_K2), curva número na condição II de umidade (CN2), coeficiente de *lag* do escoamento superficial (*surlag*), condutividade hidráulica saturada (Sol\_K), coeficiente de Manning para o canal (Ch-N2), água do aquífero profundo que retorna ao canal (GWQmn), coeficiente de compensação da evaporação de água do solo (ESCO), declividade média da encosta (Slope) e o tempo de fluxo de água subterrânea (GW\_Delay).

Lino (2009) detectou para a bacia do rio Preto, em Santa Catarina, que os parâmetros mais sensíveis foram Alpha\_bf, CN2 e o ESCO. Marchioro (2008) aplicando o SWAT em uma bacia no noroeste fluminense, estado do Rio de Janeiro, encontrou como parâmetros mais sensíveis a CN2, Alpha\_bf e o *surlag*. Já Baldissera (2005), em trabalho realizado na bacia hidrográfica do rio Cuiabá, verificou que os parâmetros GWQmn, Alpha\_bf e Revapmn foram os parâmetros mais sensíveis.

Trabalhos realizados no exterior também verificaram parâmetros sensíveis como os apresentados neste trabalho. Griensven et al (2006), trabalhando na bacia do Sandusky, nos Estados Unidos, verificaram que os parâmetros mais sensíveis foram CN2, Alpha\_bf e *surlag*. Kannan et al. (2007) em uma bacia do rio Sharnbrook na Inglaterra, encontraram como parâmetros mais sensíveis a CN2, ESCO e Sol\_AWC.

Chiang et al (2010) para a bacia do rio Lincoln, noroeste da bacia do rio Illinois, nos Estados Unidos, verificaram que os parâmetros CN2, ESCO, GWQmn e Slope foram os mais sensíveis na simulação hidrológica da referida bacia. Srinivasan, Zhang e Arnold (2010) para ao alto da bacia do rio Mississippi, nos Estados Unidos encontram a CN2, o ESCO e o EPCO como os parâmetros mais sensíveis pela análise através do método LH-OAT da interface ArcSwat.

Cabe ressaltar, que os parâmetros obtidos pela análise de sensibilidade automática, também estão de acordo com o manual descrito por Neitsch et al. (2005). No referido manual os primeiros parâmetros a serem alterados, buscando um ajuste entre a vazão observada e a simulada são: CN2, Alpha\_bf, ESCO, *surlag*.

Dessa forma utilizaram-se os 10 parâmetros mais sensíveis apresentados pela análise de sensibilidade, para a calibração do modelo, no que se refere a variável vazão.

### 4.1.3 Calibração

O período de 1º de janeiro de 2006 a 31 de agosto de 2006 foi utilizado como período de aquecimento do modelo e o período de 1º de setembro de 2006 a 31 de agosto de 2008 foi utilizado para a calibração do modelo.

Primeiro foi realizado a calibração automática dos 10 parâmetros mais sensíveis, chegando a resultados não condizentes com a realidade, visto que o modelo subestimou a vazão em períodos de recessão e superestimou a vazão em alguns eventos de chuva, conforme pode ser visualizado pela Figura 22.

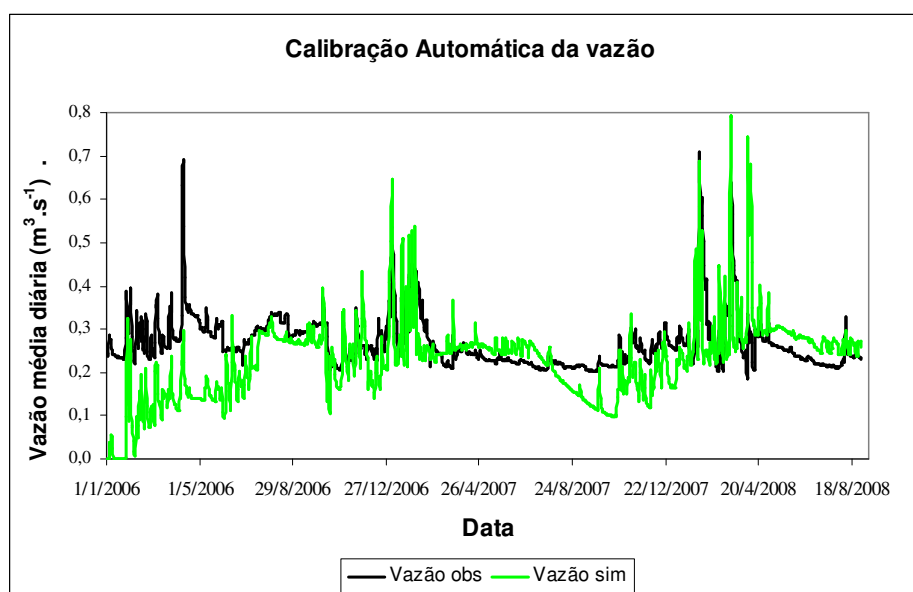


Figura 22 Calibração automática da vazão pelo modelo SWAT.

Pela Figura 22, nota-se visivelmente o período de aquecimento do modelo (*warm up*). Este fato também foi verificado por Duraes (2010) na bacia do rio Paraopeba, estado de Minas Gerais. O autor adotou um ano inteiro para aquecimento do modelo, encontrando resultados satisfatórios após este período.

Mello et al (2008) relata que no início da simulação ocorrem grandes incertezas, devido ao desconhecimento das condições iniciais, principalmente a umidade do solo, justificando a utilização de um período de aquecimento do modelo, conhecido também como *warm up*, para que, ao iniciar a simulação, as variáveis de estado estejam livres da influência das condições iniciais.

Neste sentido buscou-se um melhor ajuste da vazão observada em relação à vazão simulada através da calibração manual do modelo, alterando os parâmetros que governam as rotinas de escoamento, conforme descrito nos manuais no modelo SWAT (GRIENSVEN, 2005, NEITSCH et al., 2005, WINCHELL et al., 2007,).

Os parâmetros utilizados na calibração, assim como a faixa de variação de cada parâmetro, o valor inicial e o calibrado encontram-se na Tabela 6.

Tabela 6 Valores dos parâmetros utilizados na simulação.

<b>Parâmetro</b>	<b>Faixa de variação</b>	<b>Valor inicial</b>	<b>Valor Calibrado</b>
Alpha_bf	0 – 1	0,048	0,012
Ch_K2	0 – 150 mm.hr <sup>-1</sup>	0	24,130
CN2	-25% – 25%	-	-24,07
SURLAG	0 – 10 days	4	1,325
Sol_K	-25% – 25%	-	-25,00
Ch_N2	0 – 1	-	0,043
GWQmn	-1000 – 1000	0	-950,070
ESCO	0 – 1	0,95	0,685
Slope	-25% – 25%	-	-24,91
GW_Delay	-10 days – 10 days	0	9,056

Com todos os parâmetros fixados, executou-se o modelo novamente. As vazões simuladas foram confrontadas com as observadas conforme pode ser visualizado na Figura 23. A análise visual dos hidrogramas observado e simulado consiste numa ferramenta importante de avaliação de ajuste. Pela

Figura 23 observa-se um bom ajuste da vazão simulada em relação à observada após a calibração manual.

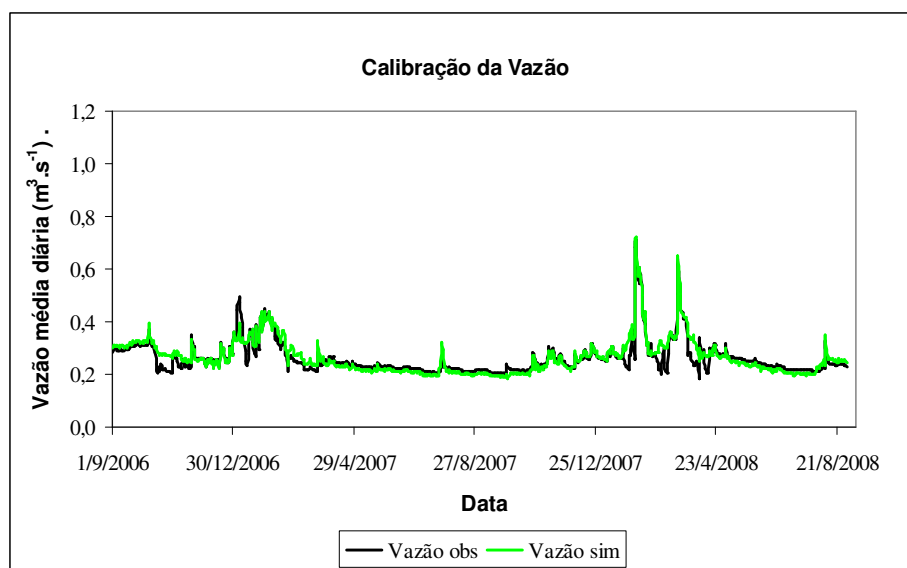


Figura 23 Hidrogramas observado e calibrado para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Na Figura 23 observa-se que o modelo SWAT subestimou as vazões no período de seca (abril a setembro) na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. No período chuvoso (outubro a março) verifica-se uma superestimação da vazão nos dias sem chuva. Este fato pode ser explicado pelo tempo de resposta da bacia ser baixo, fazendo com que o modelo não obtivesse essa resposta. Entretanto o coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) foi de 0,81 na calibração, considerado por Gotschalk e Motoviloc (2000) adequado e bom, e, por Zaapa (2002) qualificado para simulação da vazão.

Marchioro (2008) aplicou o modelo SWAT em uma bacia hidrográfica no noroeste fluminense, estado do Rio de Janeiro, e encontrou valores do COE da ordem de 0,72 para vazões, enquanto Confessor e Whittaker (2007)

calibraram o modelo SWAT para vazão diária e obtiveram um COE de 0,86 na bacia do rio Capoeira no Oregon.

Machado (2002) aplicou o SWAT na bacia hidrográfica do ribeirão Marins, no período de 1999-2000 utilizando dados de vazão média diária e obteve um COE de 0,92. Já Viola (2008) trabalhando com o modelo hidrológico LASH, na bacia do Rio Grande, com seção de controle em Madre de Deus de Minas, estado de Minas Gerais, obteve COE da ordem de 0,81 na versão semidistribuída do modelo e COE de 0,78 na versão concentrada do modelo. Em outra bacia estudada pelo mesmo autor, bacia hidrográfica do rio Aiuruoca os valores do COE foram de 0,92 e 0,82 para o modelo semidistribuído e concentrado respectivamente.

Beskow (2009), trabalhando em uma bacia hidrográfica experimental no sul de Minas Gerais, com o modelo LASH, obteve um COE da ordem de 0,82 durante o processo de calibração.

Chiang et al. (2010) utilizaram o SWAT para simulações hidrossedimentológicas na bacia do rio Lincoln, noroeste da bacia do rio Illinois, nos Estados Unidos e obtiveram um COE de 0,6 na calibração da vazão concluindo que o modelo está adequado para simulações.

Dessa forma, como o coeficiente de Nash-Sutcliffe é a estatística de precisão mais aplicada e importante para a simulação hidrológica, pode-se concluir, que o modelo produzirá bons resultados, quando aplicado em diferentes períodos dos adotados na calibração e a diferentes situações de uso do solo na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha, sendo uma ferramenta robusta para o planejamento e gestão dos recursos hídricos na região da Serra da Mantiqueira.

#### 4.1.4 Validação

Após a etapa de calibração do modelo SWAT para a variável vazão, fixou-se todos os parâmetros na estrutura do modelo e executou-se o modelo novamente, porém num período diferente do usado na calibração. O período adotado na validação compreendeu de 1º de setembro de 2008 a 31 de agosto de 2010. Na Figura 24 apresentam-se o hidrograma observado *versus* o hidrograma validado para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

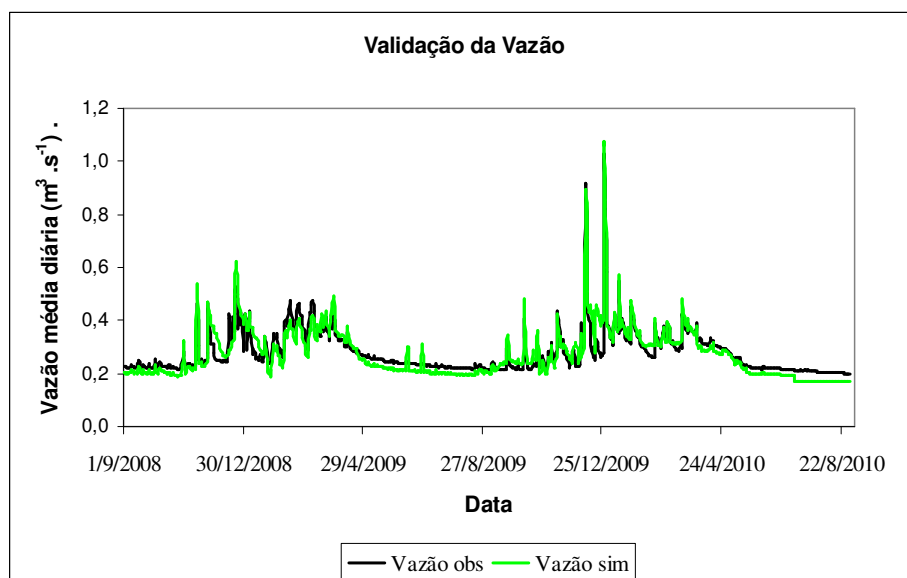


Figura 24 Hidrogramas observado e validado para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Analisando a Figura 24 nota-se o mesmo fato ocorrido na etapa de calibração do modelo, uma pequena subestimação da vazão em períodos de recessão e uma superestimativa da vazão em alguns eventos de chuva. Entretanto o coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) na validação foi de 0,79,

considerado por Gotschalk & Motovilic (2000) adequado e bom, e, por Zaapa (2002) qualificado para simulação.

Viola (2008) trabalhando com o modelo LASH concentrado e distribuído, encontrou valores de COE de 0,86 e 0,88 respectivamente, para a bacia do rio Grande na validação do modelo. Já na bacia do rio Aiuruoca, este mesmo autor encontrou valores de COE de 0,84 e 0,92 para os modelos concentrado e distribuído respectivamente, na etapa de validação do modelo. Viola (2008) ainda conclui que modelos distribuídos são capazes de realizar a simulação hidrológica de forma mais consistente que modelos concentrados.

Notter et al. (2007), desenvolvendo e aplicando um modelo semidistribuído, baseado no método CN-SCS, para a região do Monte Kenya na África, obtiveram COE de 0,51 na etapa de validação do modelo. Baldissera (2005) encontrou um COE de 0,78 na validação do modelo SWAT, para a bacia hidrográfica do rio Cuiabá, estado do Mato Grosso.

A Figura 25 apresenta os seguintes dados calculados pelo modelo SWAT, após a calibração e validação: o escoamento superficial total, o escoamento base, a precipitação, a evapotranspiração - potencial e real. Observa-se, que na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha, o escoamento base corresponde a aproximadamente 75% do escoamento superficial total e o escoamento superficial direto corresponde em média a 25% do escoamento superficial total. Neste sentido a subestimativa do modelo, tanto na etapa de calibração quanto na de validação, no período de estiagem na região, está diretamente relacionado com uma subestimativa do modelo no escoamento base e uma superestimativa da evapotranspiração real. Por isso foi necessário realizar a calibração manual.

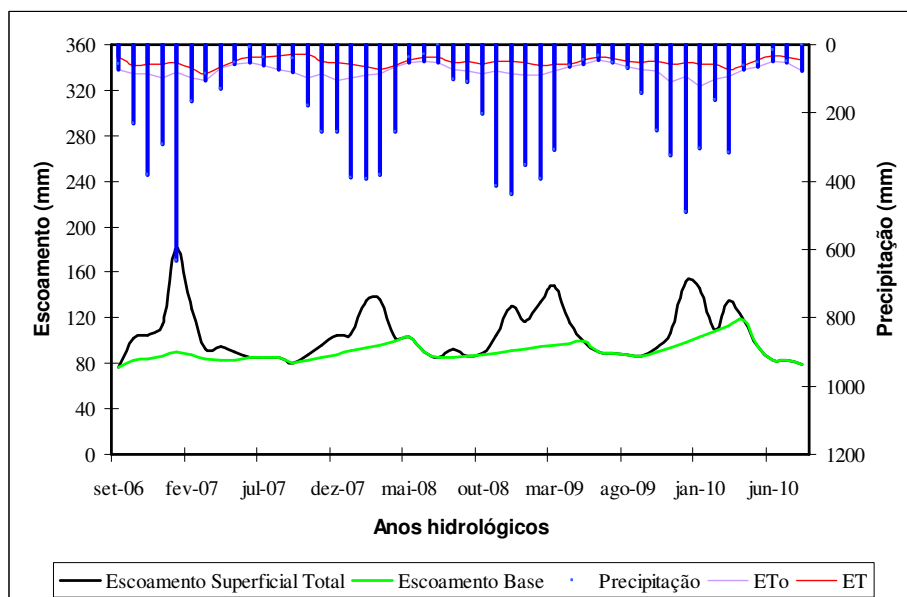


Figura 25 Resumo do balanço hídrico realizado pelo modelo SWAT.

## 4.2 Sedimentos

Após a calibração e validação da vazão simulada pelo modelo SWAT realizou-se a análise de sedimentos através da concentração de sólidos suspensos. Como descrito anteriormente foi gerada uma série de sólidos suspensos através de dados observados em campo, com periodicidade mensal e valores de vazão observada, constituindo a curva de descarga de sedimentos para a seção controle da bacia do ribeirão Lavrinha.

### 4.2.1 Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade dos parâmetros calibráveis pelo modelo SWAT para a variável sedimentos, foi realizada de forma automática da mesma

forma que foi realizado para a vazão. A seleção dos parâmetros para sedimentos é realizada em conjunto com os parâmetros para a vazão através da interface ArcSwat. Na Tabela 7 encontram-se os parâmetros usados pelo modelo SWAT na simulação de sedimentos.

Tabela 7 Parâmetros usados pelo modelo SWAT na simulação da variável sedimento.

<b>Parâmetro</b>	<b>Descrição</b>
Spcon	Coefficiente da equação de transporte de sedimentos
Spexp	Expoente da equação de transporte de sedimentos
USLE_P	Fator de prática de manejo
Ch_Cov	Fator de cobertura do canal
Ch_Erod	Fator de erodibilidade do canal
USLE_C	Fator mínimo para a cobertura do solo

Da mesma forma para que se realizou a análise para variável vazão, foi executada a análise de sensibilidade de forma automática para a variável sedimento. Nessa análise os parâmetros calibráveis são rankeados de acordo com a sensibilidade que apresentam nos resultados do modelo.

Os parâmetros que apresentaram maior sensibilidade no modelo foram: Spcon, Spexp e USLE P.

Chiang et al (2010) utilizaram o SWAT para simulações hidrossedimentológicas na bacia do rio Lincoln, noroeste da bacia do rio Illinois, nos Estados Unidos e utilizaram os parâmetros USLE\_P, slope e Spexp para a calibração do modelo, encontrando resultados condizentes com a realidade.

Kim et al (2010) aplicaram o SWAT na simulação de sedimentos na bacia do rio Chungju Dam, na região central da Coreia do Sul, com área de aproximadamente 6,6 km<sup>2</sup>, e utilizaram os parâmetros Spcon, Spexp, Ch\_Cov e Ch\_Erod na calibração dos sedimentos. Narasimhan et al. (2010) calibraram o SWAT utilizando os mesmos parâmetros adotados no trabalho de Kim et al.

(2010), e verificaram que o modelo foi capaz de simular adequadamente a concentração de sedimentos.

Em relação a trabalhos desenvolvidos no Brasil, Baltokoski (2008) aplicou o modelo SWAT na simulação hidrossedimentológica das sub-bacias dos rios Conrado e Pinheiro, município de Pato Branco, Estado do Paraná. Este autor encontrou pela análise de sensibilidade os parâmetros USLE\_P, USLE\_C e Spcon como os mais sensíveis.

Desta forma, para a variável sedimento, concluiu-se que os parâmetros Spcon, Spexp e USLE\_P, encontrados e definidos, neste trabalho, como os mais sensíveis, são capazes de simular adequadamente a concentração de sedimentos na calha principal.

#### 4.2.2 Calibração

Após a análise de sensibilidade procedeu-se a etapa de calibração da concentração de sólidos em suspensão pelo modelo. A etapa de calibração da concentração de sólidos em suspensão foi realizada apenas de forma automática visto que o modelo foi capaz de simular adequadamente as concentrações, conforme pode ser observado na Figura 26.

Os parâmetros utilizados na calibração, assim como a faixa de variação de cada parâmetro, o valor inicial adotado pelo modelo e o valor calibrado pelo SWAT encontram-se na Tabela 7.

Tabela 7 Valores utilizados na simulação da concentração de sólidos suspensos.

<b>Parâmetro</b>	<b>Faixa de variação</b>	<b>Valor inicial</b>	<b>Valor calibrado</b>
Spcon	0,0001 a 0,01	0,0001	0,0034
Spexp	1 a 2	1	1,8194
USLE_P	0 a 1	-	0,814

Os valores de USLE\_P são obtidos por tabelas inseridas no modelo SWAT e variam principalmente de acordo com a declividade e as práticas de manejo conservacionistas. Na bacia do ribeirão Lavrinha as pastagens encontram-se em sua maioria em estado de degradação devido principalmente a declividade acentuada e a falta de manejo adequado das mesmas, por isso o valor encontrado pelo modelo foi de aproximadamente 0,8. Nas tabelas citadas anteriormente verifica-se que os maiores valores para o parâmetro USLE\_P estão associados declividade acentuada e a falta de práticas de conservação do solo.

Chiang et al. (2010) relata que o parâmetro *slope* pode ser calibrado primeiro na etapa de vazão e ser alterado na etapa de sedimentos, visto que este parâmetro irá influenciar diretamente a produção de sedimentos, através do fator topográfico (*LS*) da MUSLE, comprometendo as simulações sedimentológicas. Entretanto a alteração deste parâmetro irá influenciar diretamente no escoamento superficial direto. Como a calibração automática dos sedimentos neste trabalho se apresentou de forma satisfatória, optou-se por não alterar mais este parâmetro.

Os parâmetros  $S_{pcon}$  e  $S_{pexp}$  são o coeficiente e o expoente da equação de transporte de sedimentos no canal principal, respectivamente. Dessa forma o modelo realiza inúmeras interações até que estes parâmetros representem a carga máxima de sedimentos que o canal pode transportar, associando aos dados observados de campo.

Na Figura 26 apresenta-se a calibração da concentração de sólidos suspensos, realizada pelo modelo SWAT, na seção de controle da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

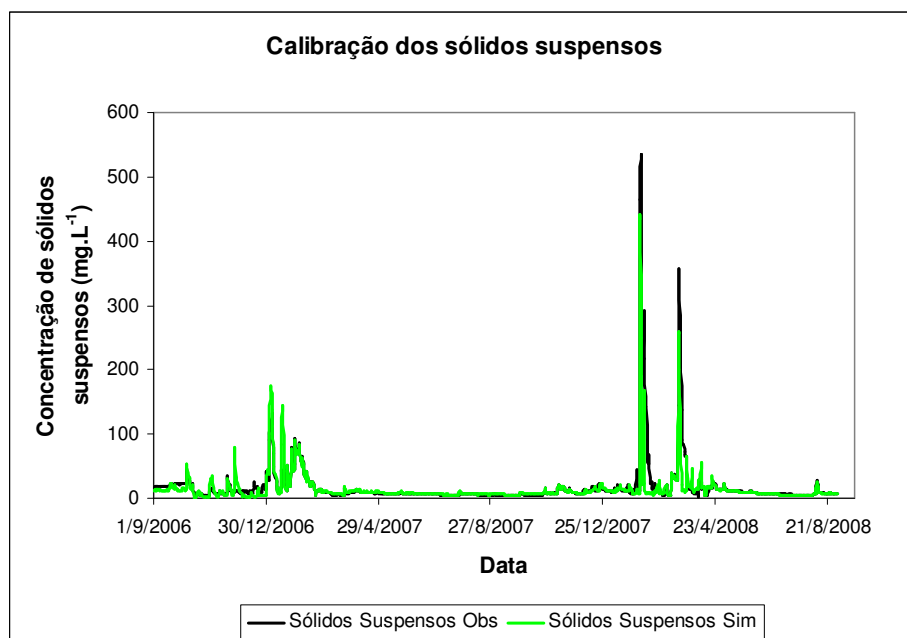


Figura 26 Calibração da concentração de sólidos suspensos para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Como a série de sedimentos foi gerada em função da vazão era de se esperar uma boa calibração dos sedimentos, visto que a calibração da vazão atingiu um bom COE. Observa-se pela Figura 26 que o modelo simulou adequadamente a concentração de sólidos suspensos. O coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) na calibração dos sólidos suspensos foi de 0,68, considerado um bom ajuste do modelo quando comparado a trabalhos similares.

Meng et al. (2010) encontrou valores de COE entre 0,50 e 0,63 na calibração de sedimentos, com o modelo SWAT, para a bacia do rio Rappahannock, localizada no norte do estado de Virginia, nos Estados Unidos. Já Chiang et al (2010), utilizaram o SWAT para simulações hidrossedimentológicas na bacia do rio Lincoln, noroeste da bacia do rio Illinois,

nos Estados Unidos, e encontraram valor do COE da ordem de entre 0,58 na calibração de sedimentos.

Já Kim et al (2010) encontraram um COE variando entre 0,55 e 0,65 na calibração de sedimentos para a bacia do rio Chungju Dam, na região central da Coréia do Sul, com o uso do modelo SWAT.

Em relação a trabalhos desenvolvidos no Brasil, Baltokoski (2008) encontrou um COE de 0,62 e 0,69 na simulação hidrossedimentológica das sub-bacias dos rios Conrado e Pinheiro respectivamente, ambas no município de Pato Branco, Estado do Paraná. Machado (2002) encontrou um COE variando de -0,13 a 0,78 na simulação de sedimentos, utilizando o modelo SWAT.

Na Figura 27 encontra-se o diagrama de dispersão entre a concentração de sólidos suspensos observada e a simulada na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha comparadas na reta 1:1.

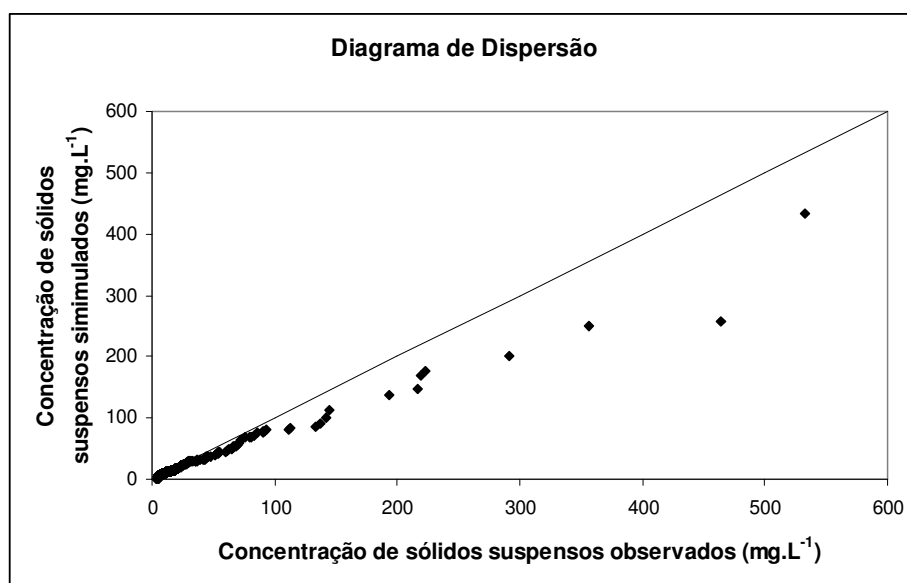


Figura 27 Diagrama de dispersão entre a concentração de sólidos suspensos observada e simulada na etapa de calibração do modelo SWAT.

Analisando o diagrama de dispersão (FIGURA 27) observa-se que o modelo subestima as concentrações de sólidos suspensos acima de 200 mg.L<sup>-1</sup>. Essas concentrações mais elevadas estão relacionadas a eventos isolados de precipitação, com alta intensidade. Nesse sentido, conclui-se que o modelo pode estar subestimando a produção de sedimentos, visto que, em função da carga gerada, a concentração de sedimentos pode aumentar ou diminuir. Outro fato a destacar, é que, no transporte de sedimentos, o modelo pode estar superestimando a deposição de sedimentos antes de atingir a calha principal do ribeirão Lavrinha. Entretanto os resultados obtidos são considerados satisfatórios, comprovados pelo COE encontrado.

Dessa forma conclui-se que o modelo SWAT foi capaz de simular a concentração de sólidos suspensos na seção controle da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha de maneira adequada, podendo ser utilizado como uma ferramenta na tomada de decisões do manejo sedimentológico da bacia.

#### **4.2.3 Validação**

A etapa de validação é um importante processo para saber se o modelo é capaz de simular os sedimentos em um período diferente do utilizado na etapa de calibração. Dessa forma empregou o período de 1º de setembro de 2008 a 31 de agosto de 2010 na validação do modelo SWAT. Na Figura 28 apresenta-se a validação da concentração de sólidos suspensos na calha principal do ribeirão Lavrinha.

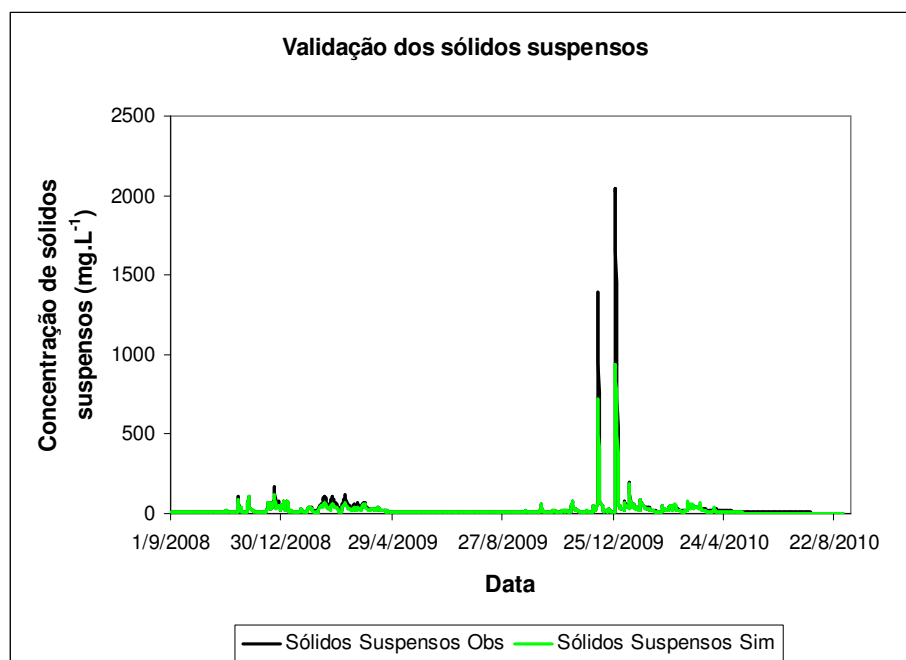


Figura 28 Validação da concentração de sólidos suspensos para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Apesar dos valores simulados apresentarem-se subestimados, com as vazões de pico, no período chuvoso do ano hidrológico 2009/2010, o coeficiente de Nash-Sutcliffe foi de 0,65, considerado um bom ajuste quando comparado a trabalhos similares.

Nos trabalhos de Machado (2002) e Machado, Vettorazzi e Xavier (2003), encontraram valores de COE variando entre -0,06 a 0,78, dependendo da discretização da área e método de seleção (dominante por sub-bacia ou múltiplas HRU's). Estes autores ainda relatam que como a USLE foi originalmente aplicada para rampas uniformes, uma de suas limitações é não considerar rampas desuniformes em bacias hidrográficas, e que este fato pode influenciar principalmente a simulação de sedimentos nos picos de vazão.

Para a bacia do rio Rappahannock, localizada no norte do estado de Virginia, nos Estados Unidos, Meng et al. (2010) utilizou o modelo SWAT na simulação hidrossedimentológica, encontrando valores de COE entre 0,32 e 0,58 na validação de sedimentos.

Já Kim et al (2010) encontraram um COE variando entre 0,03 e 0,54 na validação de sedimentos para a bacia do rio Chungju Dam, na região central da Coréia do Sul, valores este de COE para o modelo SWAT2005 e o modelo SWAT-NSR respectivamente, concluindo que o modelo SWAT foi adequado para simular os sedimentos naquela bacia.

Dessa forma os valores de COE obtidos neste trabalho para a validação da concentração de sólidos suspensos encontram-se em acordo com os resultados investigados na literatura. Na Figura 29 apresenta-se a dispersão da concentração de sólidos suspensos observados em relação aos simulados.

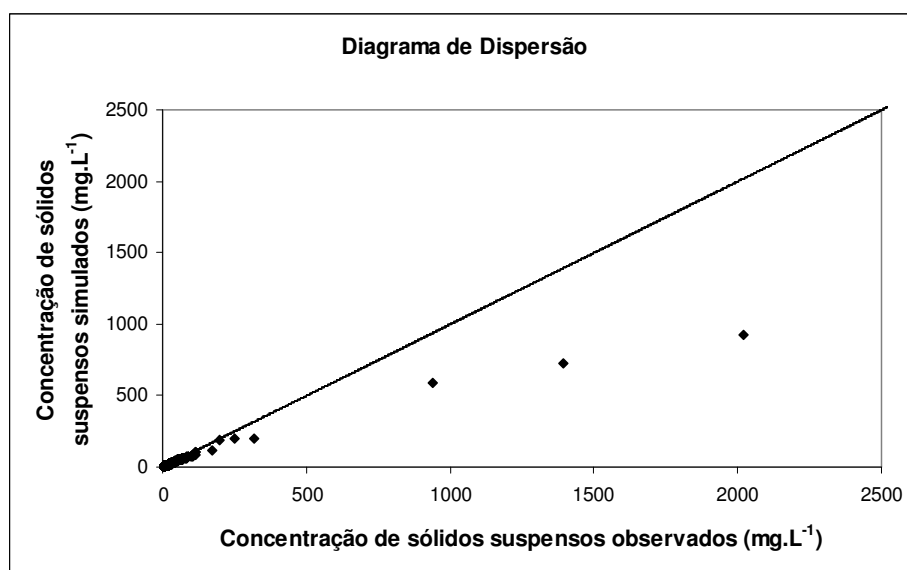


Figura 29 Diagrama de dispersão entre a concentração de sólidos suspensos observada e simulada na etapa de validação do modelo SWAT.

Analisando a Figura 29, observa-se que há uma tendência do modelo subestimar a concentração de sólidos. Este fato também foi observado por Lino (2009) trabalhando com o modelo SWAT na bacia hidrográfica do rio Preto, no estado de Santa Catarina. Verifica-se ainda que a concentração de sólidos suspensos na bacia do ribeirão Lavrinha é baixa, com exceção durante alguns eventos de chuva, onde tanto o valor observado quanto o simulado ultrapassam  $1000\text{mg.L}^{-1}$ . Segundo a resolução CONAMA 357 (CONAMA, 2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, a concentração máxima permitida para um rio de classe 1 é de  $500\text{mg.L}^{-1}$  e turbidez inferior a 40 unidades nefelométricas de turbidez (UNT), em pelo menos 80% das amostras. Nota-se que apenas um valor, na etapa de calibração, excedeu esse limite, e, apenas três valores, excederam na etapa de validação. A turbidez observada em campo variou entre 1,61 a 5,49 UNT, enquadrando o ribeirão Lavrinha como classe 1.

#### **4.3 Parâmetros de qualidade de água**

O estudo e o levantamento dos parâmetros de qualidade da água têm se tornado importantes aliados na busca do desenvolvimento sustentável e na preservação dos recursos hídricos. A compreensão da dinâmica destes parâmetros tem sido alcançada por meio de modelos de qualidade da água.

Para a realização das simulações de qualidade da água foi necessário realizar uma calibração hidrossedimentológica, como a apresentada anteriormente, porém com passo mensal de simulação. A calibração foi realizada de forma automática pelo modelo SWAT utilizando os mesmos valores dos parâmetros da calibração com passo diário, alterando somente o arquivo observado de diário para médias mensais. As Figuras 30 e 31 representam as hidrógrafas calibrada e validada considerando um passo mensal de simulação.

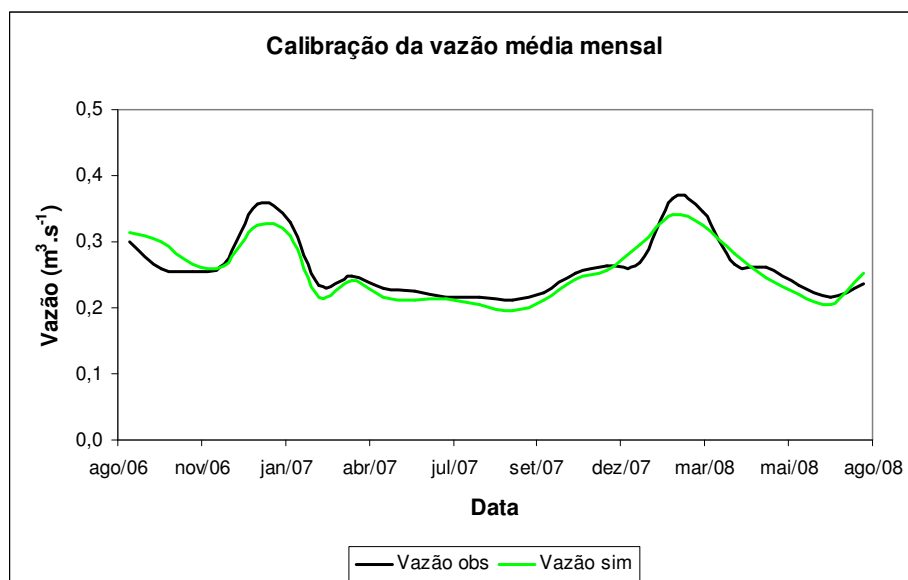


Figura 30 Hidrogramas observado e calibrado, com passo mensal de simulação, na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

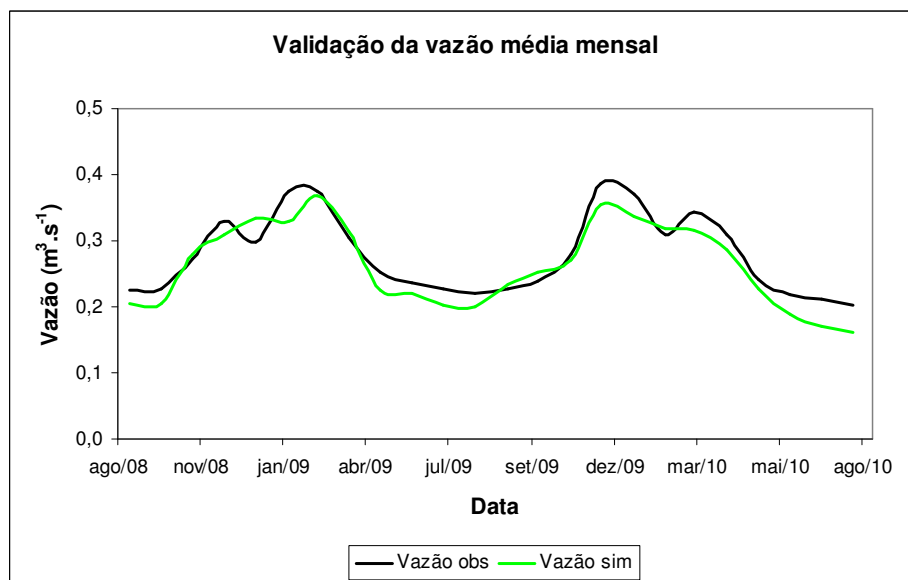


Figura 31 Hidrogramas observado e validado, com passo mensal de simulação, na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

O coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) foi de 0,85 e 0,82 para a calibração e validação respectivamente. O fato do COE na simulação com passo mensal ter sido superior o da simulação com passo diário ocorre pelo fato da suavização das variações diárias, principalmente no período chuvoso. Como a bacia deste estudo apresenta um tempo de resposta muito rápido, os picos observados em períodos chuvosos são amenizados pela média, favorecendo as simulações do modelo.

Este fato também foi observado por Spruill, Workman e Taraba (2000) utilizando o modelo SWAT em uma microbacia experimental com área de 5,5 km<sup>2</sup>, localizada no centro de estudos da Universidade de Kentucky, nos EUA, com intuito de avaliar a aplicabilidade do modelo em reproduzir vazões, num período de 2 anos de simulação. Ao analisarem os resultados obtidos pelo modelo, constaram que, devido ao rápido tempo de resposta da bacia, decorrente da área reduzida, o SWAT não apresentou resultados satisfatórios, fornecendo um COE que variou entre -0,04 a 0,19. Contudo estes mesmos autores também avaliaram o comportamento do modelo em reproduzir vazões médias mensais e encontraram valores de COE entre 0,58 e 0,89, em cada ano simulado. Desta forma puderam concluir que o modelo SWAT pode ser aplicado a pequenas bacias hidrográficas, porém, as análises comparativas mensais se mostram mais adequadas que as diárias. Apesar de Spruill, Workman e Taraba (2000) terem encontrado resultados insatisfatórios, com o modelo SWAT operando com passo diário de simulação, este estudo demonstrou que bons resultados podem ser atingidos desde que o levantamento de campo seja o mais preciso possível, evitando utilizar dados aproximados encontrados na literatura.

Após a calibração e validação da vazão, com passo mensal de simulação, realizou-se a calibração e validação dos sedimentos também com passo mensal, da mesma forma realizada com passo diário. Nas Figuras 32 e 33 apresenta-se a calibração e validação respectivamente da variável sedimento.

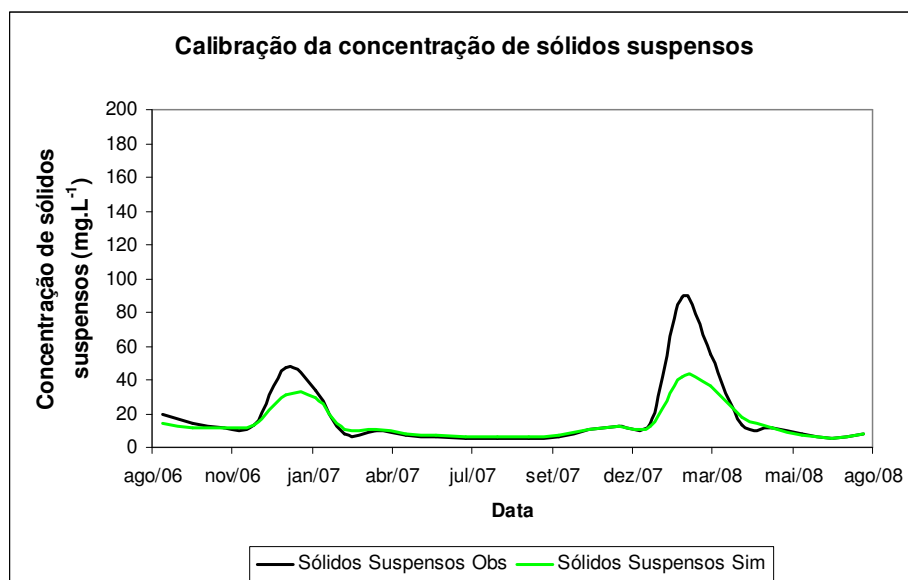


Figura 32 Calibração da concentração de sólidos suspensos, com passo mensal de simulação, na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

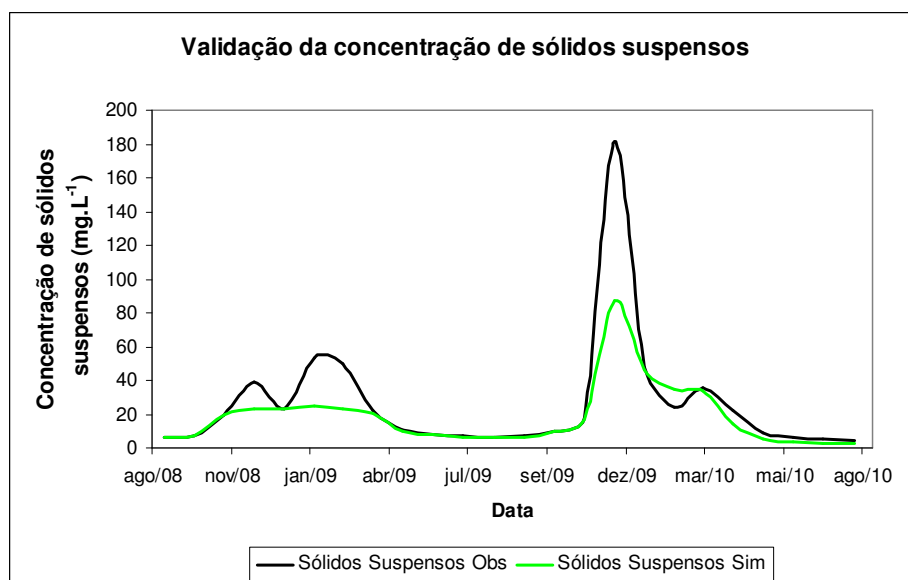


Figura 33 Validação da concentração de sólidos suspensos, com passo mensal de simulação, na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Analisando as Figuras 32 e 33, nota-se que o SWAT subestimou as concentrações de sólidos suspensos tanto na calibração quanto na validação do modelo. Apesar da subestimativa do modelo em períodos de chuva, os coeficientes de Nash-Sutcliffe foram de 0,68 e 0,66 na calibração e validação respectivamente, mostrando bons ajustes do modelo em ambas as etapas.

O fato de o modelo ter subestimado a concentração de sólidos suspensos no período de chuva, esta diretamente relacionado ao fato do modelo ter subestimado o escoamento superficial direto neste mesmo período, visto que a carga de sedimentos transportadas até o canal principal, é oriunda do escoamento superficial direto.

De posse das simulações de escoamento e sedimentos, realizadas com passo mensal de simulação, realizou-se as simulações para os nutrientes nitrogênio total e fósforo total, OD/DBO e bactérias (*Echerichia coli*) na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Dessa forma aplicou-se o modelo SWAT com intuito de investigar a capacidade do modelo em simular as condições de qualidade realmente existentes na bacia. Como descrito anteriormente os dados de qualidade foram coletados mensalmente no período de setembro de 2007 a julho de 2009. Um fato importante a destacar é que foi coletado apenas uma amostra por mês, e estas foram consideradas como médias mensais no período.

#### **4.3.1 Nitrogênio**

Na simulação do nitrogênio é necessário inserir no modelo SWAT a concentração de nitrogênio orgânico na camada superficial do solo (SOL\_ORGN). O modelo SWAT disponibiliza essa concentração apenas para solos americanos. Dessa forma, adotou-se os valores encontrados no

levantamento de solos na região, realizado por Araújo (2006) e Menezes (2007), conforme pode ser visualizado na Tabela 8.

Tabela 8 Valores adotados para SOL\_ORGN.

<b>Classe de solo</b>	<b>SOL_ORGN (mg.kg<sup>-1</sup>)</b>
Cambissolo Háplico	5,41
Neossolo Flúvico	6,43
Gleissolo Háplico	*

\*Não foi realizada análise para essa classe de solo.

Os valores adotados para a classe Gleissolo Háplico foram os mesmos valores da classe Neossolo Flúvico, devido à proximidade destes solos dentro da bacia e por esta classe de solo (Gleissolo Háplico) estar presente em apenas 5,8ha da bacia, o que corresponde a 0,8 % do total da área, não influenciando assim as simulações do nutriente nitrogênio.

No modelo SWAT ainda é possível inserir valores da concentração de nitrato na camada superficial do solo (SOL\_NO3). O modelo utiliza a equação 72 (ANEXO – A) para estimar a concentração de nitrato no solo por camada. Por exemplo: para a camada de 20 cm foi estimado pelo modelo o valor de 7,14mg.kg<sup>-1</sup>. Essa estimativa é muito superficial visto que não envolve o tipo de solo nem o uso do solo no cálculo. Entretanto por falta de informações sobre a concentração de nitrato na camada superficial do solo, adotou o valor inicial proposto pelo modelo.

Para a calibração do nitrogênio o SWAT adota os parâmetros: coeficiente de percolação do nitrato (NPERCO), concentração de nitrato no aquífero raso (SHALLST\_N), concentração de nitrato na camada superficial do solo (SOL\_NO3), concentração de nitrogênio orgânico na camada superficial do solo (SOL\_ORGN), coeficiente de percolação do nitrogênio total para o aquífero (RCHRG\_DP).

Na Tabela 9 são apresentados os parâmetros adotados na simulação, a faixa de valores de cada parâmetro, o valor inicial do modelo e os valores calibrados dos parâmetros relacionados ao nitrogênio.

Tabela 9 Parâmetros, faixa de variação, valor inicial e valor calibrado, dos parâmetros relacionados ao nitrogênio.

<b>Parâmetro</b>	<b>Faixa de valor</b>	<b>Valor inicial</b>	<b>Valor calibrado</b>
NPERCO	0 a 1	0,2	0,543
SHALLST_N	0 a 10	0	1,235
SOL_NO3	-25% a 25%	-	9,487
SOL_ORGN	-25% a 25%	-	-4,327
RCHRG_DP	0 a 1	0,05	0,05

Os parâmetros SOL\_NO3 e SOL\_ORGN não apresentam valores iniciais porque estes representam a variação que cada elemento pode ter em relação à concentração inicial. Como o valor calibrado para o SOL\_NO3 foi de 9,487, isto significa que, a concentração inicial de nitrato na camada superficial do solo irá variar com acréscimo de aproximadamente 9,5% entre as sub-bacias. Já o valor de -4,327 calibrado para o parâmetro SOL\_ORGN, significa que a concentração inicial de nitrogênio orgânico no solo irá diminuir aproximadamente 4,3% entre as sub-bacias.

Na Figura 34 apresentam-se as curvas de concentração de nitrogênio total observada e calibrada na calha principal do ribeirão Lavrinha.

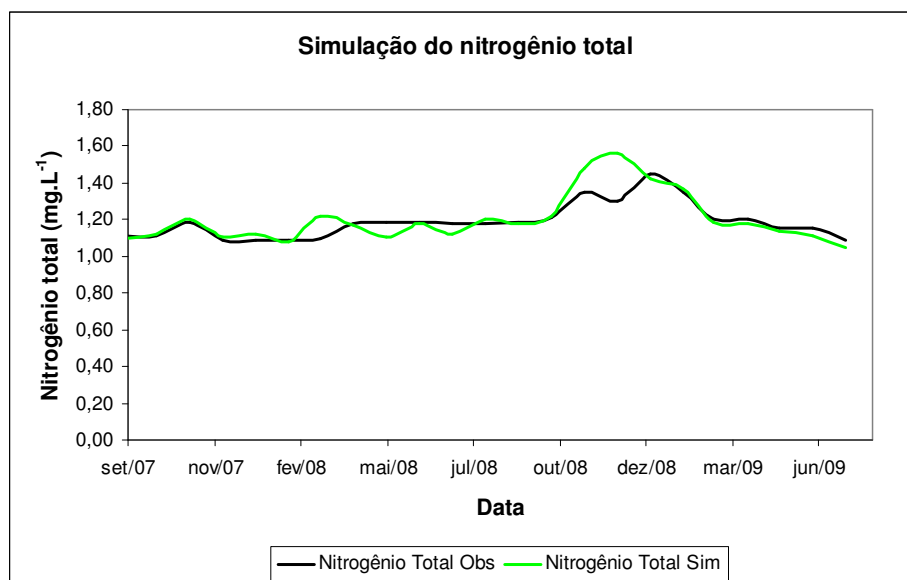


Figura 34 Curva de calibração do nitrogênio total para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Observa-se pela Figura 34 que a calibração da concentração de nitrogênio total sofre discrepâncias em relação aos valores observados, fato este comprovado pelo coeficiente de Nash-Sutcliffe  $COE = 0,39$ . Apesar do baixo valor do COE nessa simulação, conclui-se que o modelo SWAT foi capaz de simular de forma satisfatória a concentração de nitrogênio total na água, visto que, em estudos similares, os COE encontrados foram dessa magnitude.

Meng et al. (2010), utilizando o modelo SWAT na simulação apenas do nitrato, encontraram um COE de 0,57, contudo estes pesquisadores utilizaram uma série de 167 observações o que elevou o valor do COE. Já Chiang et al. (2010) encontraram um COE variando entre 0,33 a 0,5 na calibração do nitrogênio total para a bacia do rio Lincoln, no estado do Arkansas, US, utilizando um passo de simulação mensal. Estes mesmos autores ainda identificaram que as áreas de pastagens foram as que mais contribuíram para as cargas de sedimentos e nitrogênio encontradas na calha principal do rio.

Na Figura 35 apresenta-se o diagrama de dispersão entre os valores observados e simulados do nitrogênio total no exutório da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

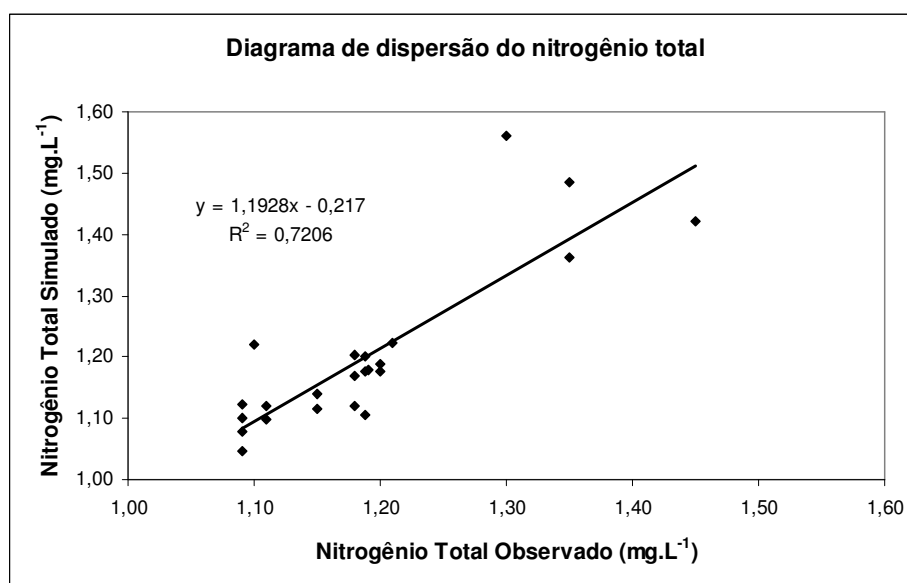


Figura 35 Diagrama de dispersão entre os valores observados e simulados do nitrogênio total para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Douglas-Mankin et al. (2010) utilizaram o SWAT para simular a concentração de nitrogênio no escoamento superficial numa área experimental de apenas 4,7 ha, no sudeste de Franklin County, estado do Kansas. Este estudo foi realizado em 8 terraços experimentais (testemunha, terraços com diferentes comprimentos e terraços com diferentes práticas de manejo) e foram encontrados valores do COE variando entre 0,25 a 0,60. Os autores concluíram que o modelo SWAT foi capaz de simular a concentração de nitrogênio total no escoamento superficial, contudo o coeficiente de percolação de nitrogênio no solo precisa ser estudado com intuito de obter melhores resultados na simulação.

De maneira geral a concentração de nitrogênio total na água do ribeirão Lavrinha apresenta-se baixa. Segundo a resolução CONAMA 357 (CONAMA, 2005), o valor máximo permitido da concentração de nitrogênio total é de 10 mg.L<sup>-1</sup>, para a classe 1. Como todos os valores observados foram inferiores a 2 mg.L<sup>-1</sup>, a qualidade da água no ribeirão Lavrinha pode ser enquadrada em classe 1.

Apesar do baixo valor do COE encontrado neste estudo (COE = 0,39) o modelo SWAT foi capaz de simular a concentração de nitrogênio na calha principal do rio. A continuidade do monitoramento torna-se indispensável para se obter melhores resultados.

#### **4.3.2 Fósforo**

Assim como na modelagem do nitrogênio, no modelo SWAT é possível inserir valores da concentração de fósforo orgânico (SOL\_ORGP) e fósforo solúvel, ou fósforo na solução (SOL\_SOLP ou SOL\_LABP) da camada superficial do solo. O modelo considera que o valor de 5 mg.kg<sup>-1</sup> para SOL\_SOLP é representativo para áreas sob vegetação nativa (NEITSCH et al., 2005 p.197). Já os valores para a concentração SOL\_ORGP podem ser calculados (ANEXO – A) ou serem inseridos pelo usuário. Na Tabela 10 apresenta-se os valores calculados pela equação proposta pelo modelo e os valores da amostragem do levantamento de solos na região, realizados por Araújo (2006) e Menezes (2007).

Tabela 10 Valores adotados para o SOL\_ORGP.

Classes de solo	Literatura	Calculado
	SOL_ORGP (mg.kg <sup>-1</sup> )	SOL_ORGP (mg.kg <sup>-1</sup> )
Cambissolo Háptico	0,35	0,67
Neossolo Flúvico	0,60	0,80
Gleissolo Háptico	*	*

As diferenças apresentadas são significativas, sendo os valores encontrados na literatura, aproximadamente 40% inferiores ao calculado pelo modelo. Cabe ressaltar que na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha, não há aplicação deste nutriente no solo, e que o fósforo em condições tropicais tem um comportamento diferente do que em condições temperadas, condições estas, para qual o modelo foi desenvolvido. O valor adotado para o Gleissolo Háptico foi o mesmo valor da classe Neossolo Flúvico pelo mesmo motivo descrito anteriormente para o parâmetro SOL\_ORGN. Dessa forma procedeu a calibração para a concentração de fósforo total na calha principal do ribeirão Lavrinha.

O modelo SWAT adota os parâmetros: coeficiente de percolação do fósforo (PPERCO); concentração de fósforo orgânico na camada superficial do solo (SOL\_ORGP), concentração inicial de fósforo solúvel na camada superficial do solo (SOL\_SOLP ou SOL\_LABP), coeficiente de “partição” do fósforo no solo (PHOSKD). O PHOSKD este coeficiente é a relação entre a concentração de fósforo solúvel na camada superficial do solo com a concentração de fósforo solúvel no escoamento superficial.

Na Tabela 11 são apresentados os parâmetros adotados, a faixa de valores, os valores iniciais e os calibrados dos parâmetros relacionados ao fósforo.

Tabela 11 Valores calibrados, faixa de variação e valor inicial dos parâmetros relacionados ao fósforo.

<b>Parâmetro</b>	<b>Faixa de valor</b>	<b>Valor inicial</b>	<b>Valor calibrado</b>
PPERCO	10 a 18	10	10
SOL_ORGP	-25% a 25%	-	-1,426
SOL_LABP	-25% a 25%	-	-25
PHOSKD	100 a 200	175	175

Observa-se pela tabela 11 que o modelo não alterou os valores iniciais para os parâmetros PPERCO e PHOSKD. Este fato também foi observado no trabalho de Douglas-Mankin et al. (2010). Segundo o manual do modelo desenvolvido Neitsch et al. (2005), o parâmetro PHOSKD é associado ao mecanismo de movimento do fósforo por difusão. A difusão é a migração de íons em pequenas distâncias (1-2mm) na solução do solo em resposta a um gradiente de concentração. Devido à baixa mobilidade do fósforo solúvel, apenas parte do escoamento superficial irá interagir com a concentração de fósforo solúvel da camada superficial do solo. Desta forma o modelo calcula a quantidade de fósforo solúvel que irá interagir com o escoamento superficial utilizando este coeficiente (PHOSKD). Já o PPERCO é o coeficiente de percolação do fósforo. Basso et al. (2005), estudando o comportamento do fósforo, em solos brasileiros, concluiu que, a mobilidade deste elemento em solos brasileiros é muito pequena, razão pela qual a percolação é considerada insignificante.

O valor calibrado de -1,426 para o parâmetro SOL\_ORGP, significa que ocorrerá uma redução de aproximadamente 2% no valor na concentração inicial de fósforo orgânico na camada superficial do solo. Já o valor de -25 para o parâmetro SOL\_LABP, significa que ocorrerá uma redução de 25 % na concentração inicial de fósforo solúvel.

Na Figura 36 apresentam-se as curvas de concentração de fósforo total observada e calibrada na calha principal do ribeirão Lavrinha..

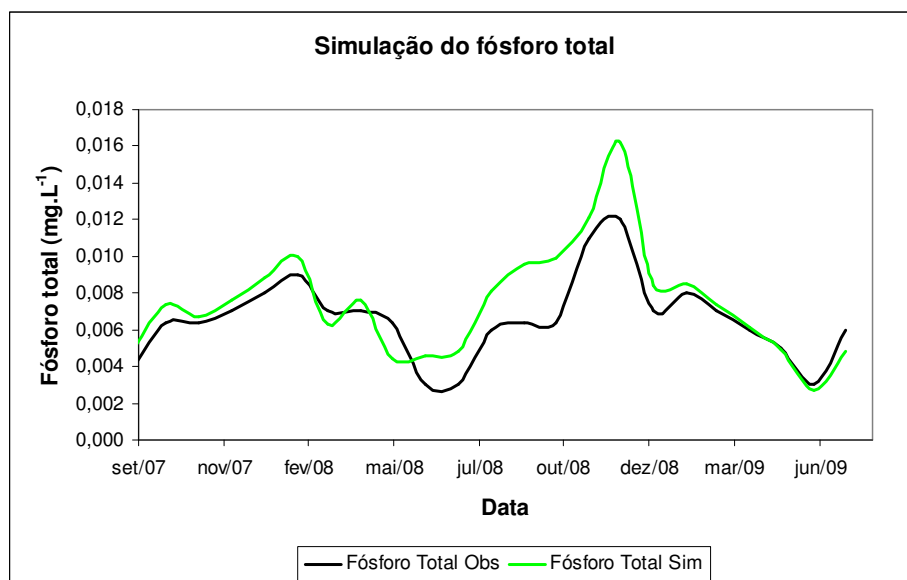


Figura 36 Curva de calibração do fósforo total para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

O coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) encontrado foi de  $COE = 0,41$ . Analisando a Figura 36 observa-se que o modelo superestimou as concentrações de fósforo. Porém no final do período de calibração os valores simulados foram bem próximos aos observados.

Meng et al. (2010) encontraram valores do COE de 0,50 e 0,19 na calibração e validação do fósforo total respectivamente, com 167 observações, durante os anos de 2001-2005, na bacia do rio Rappahannock, no norte do estado da Virginia, nos EUA. Estes autores concluíram que o modelo não foi capaz de simular adequadamente as concentrações de fósforo total devido ao baixo COE encontrado na validação. Douglas-Mankin et al. (2010), estudando a concentração de fósforo no escoamento superficial, em terraços experimentais, encontraram um COE de 0,42, concluindo que o modelo teve de baixa a média capacidade de simular a concentração de fósforo total no escoamento.

Chiang et al. (2010) avaliando a relação de aplicação de nutrientes em pastagens com a qualidade da água, encontraram valores do COE de 0,60 e 0,73 na calibração e validação da concentração de fósforo total respectivamente.

As concentrações de fósforo total no ribeirão Lavrinha variaram entre 0,004 a 0,012 mg.L<sup>-1</sup>. Segundo a resolução CONAMA 357 (CONAMA, 2005), em ambientes lóticos a concentração de fósforo total não deve ultrapassar 0,1mg.L<sup>-1</sup> na calha do rio em nenhuma amostragem. Dessa forma o ribeirão Lavrinha enquadra-se em classe 1 da resolução.

Na Figura 37 encontra-se o diagrama de dispersão entre os valores observados e simulados do fósforo total no exutório da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

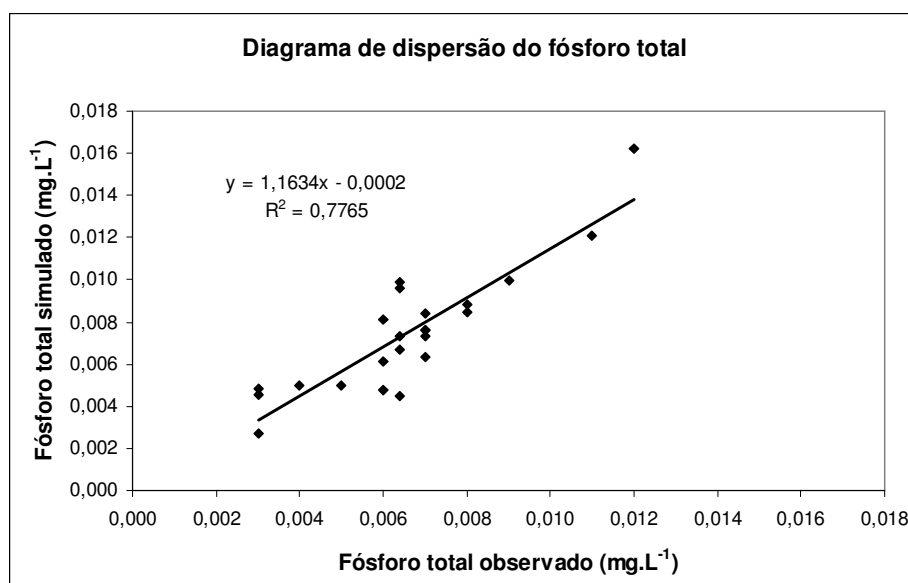


Figura 37 Diagrama de dispersão entre os valores observados e simulados do fósforo total para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Observa-se no diagrama de dispersão que o valor máximo observado foi de 0,012, enquanto que o valor máximo simulado pelo modelo foi de 0,016. Essa

superestimativa foi de aproximadamente 33% no período de dez/08 a jan/09, período de chuvas na região. Já em períodos de estiagem o modelo simulou adequadamente as concentrações de fósforo total.

De maneira geral, comparando o resultado encontrado neste estudo com os da literatura supracitados, pode-se concluir que o modelo SWAT simulou adequadamente as concentrações de fósforo no ribeirão Lavrinha.

#### **4.3.3 Demanda bioquímica de oxigênio e oxigênio dissolvido**

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) representa a medida da quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica presente na água, mediante processos biológicos aeróbicos. A  $DBO_5^{20}$  é convencionalmente usada, pois considera a medida em 5 dias, a 20°C, associada a fração biodegradável dos componentes orgânicos carbonáceos (SPERLING, 1996).

Antes de executar a etapa de DBO e OD é necessário ativar essas rotinas na guia “*Edit General Watersheds Parameters*”. Após essa ativação alguns parâmetros da rotina foram alterados na guia “*Edit Stream Water Quality Parameters*” como o coeficiente de desoxigenação ( $k_1$ ) (RK1) e o coeficiente de reaeração ( $k_2$ ) (RK2). Os valores *default* do modelo são 1,71 dia<sup>-1</sup> e 50 dia<sup>-1</sup> para os coeficientes  $k_1$  e  $k_2$ , respectivamente.

Segundo Sperling (2005) o coeficiente de desoxigenação  $k_1$  varia entre 0,09 a 0,21.dia<sup>-1</sup> em rios com águas limpas sem descarga de efluentes, sendo adotado o valor médio de 0,15 dia<sup>-1</sup>. A Tabela 12 apresenta os valores citados por Sperling (2005).

Tabela 12 Valores típicos de  $k_1$ .

<b>Origem</b>	<b><math>k_1</math> (dia<sup>-1</sup>)</b>
Águas residuárias concentradas	0,35 - 0,45
Águas residuárias de baixa concentração	0,30 - 0,40
Efluente primário	0,30 - 0,40
Efluente secundário	0,12 - 0,24
Rios com águas limpas	0,09 - 0,21
Água de abastecimento público	< 0,12

Adaptado de Sperling (2005)

O coeficiente de reaeração  $k_2$  foi calculado segundo Churchill et al (1962, citados por SPERLING, 2005) conforme equações 13 e 14:

$$k_{2,20} = 5,03 * v_c^{0,969} * depth^{-1,673} \quad (13)$$

$$k_2 = k_{2,20} * 1,024^{(T_{water}-20)} \quad (14)$$

Onde:

$v_c$  = velocidade média na seção (m.s<sup>-1</sup>);

$depth$  = profundidade média na seção (m);

$T_{water}$  = temperatura da água (°C).

No modelo SWAT não é possível inserir diferentes valores para  $k_2$  ao longo do período de simulação. Dessa forma foi realizado o calculo de  $k_2$  para todas as datas de amostragem de qualidade da água e utilizado o valor médio, apresentado na Tabela 13.

Tabela 13 Valores de  $k_2$  calculados para velocidades (vel.) e profundidades (prof.) nos dias de amostragem.

Data	T (°C)	Vel. (m/s)	Prof. (m)	$K_{2,20}$	$K_2$
24/09/07	14,9	0,18	0,40	4,4226	3,9188
29/10/07	16,8	0,19	0,51	3,1040	2,8771
11/12/07	18,5	0,34	0,65	3,6355	3,5085
07/01/08	20,1	0,42	0,89	2,6373	2,6436
11/02/08	19,1	0,44	0,91	2,6583	2,6021
10/03/08	17,6	0,46	0,82	3,3035	3,1207
14/04/08	15,9	0,47	0,81	3,4430	3,1240
02/06/08	14,7	0,31	0,57	4,1411	3,6520
14/07/08	13,5	0,26	0,48	4,6554	3,9903
31/08/08	14,1	0,27	0,51	4,3631	3,7934
27/10/08	17,8	0,24	0,45	4,7992	4,5552
24/11/08	17,9	0,49	0,79	3,7380	3,5564
15/12/08	18,1	0,41	1,01	2,0851	1,9932
05/01/09	19,1	0,74	1,09	3,2527	3,1840
03/02/09	18,2	0,75	1,10	3,2453	3,1097
11/03/09	17,3	0,78	0,91	4,6295	4,3423
12/04/09	15,2	0,37	0,53	5,5519	4,9545
17/05/09	14,9	0,36	0,49	6,1649	5,4626
21/06/09	14,2	0,37	0,47	6,7879	5,9156
19/07/09	13,1	0,31	0,47	5,7184	4,8552
				<b>Média</b>	<b>3,7580</b>

Segundo Sperling (2005) o coeficiente de reaeração  $k_2$  varia entre 2 a 8  $\text{dia}^{-1}$  em rios de águas limpas sem despejo de efluentes, estando o valor médio calculado de acordo com a literatura citada.

Outros coeficientes precisam ser alterados antes de se iniciar a simulação da DBO pelo SWAT a fim de se obter bons ajustes, o coeficiente de perda de resolução da DBO  $k_3$  (RK3) e o coeficiente de demanda bentônica de oxigênio  $k_4$  (RK4). Segundo Sperling (2005) o  $k_3$  nada mais é que o coeficiente de sedimentação da matéria orgânica em suspensão, o que forma o chamado lodo de fundo. A demanda de oxigênio originada por este lodo de fundo é a demanda bentônica de oxigênio ( $k_4$ ). Esses dois coeficientes estão interligados.

Em um primeiro momento, com a sedimentação, ocorre um decaimento da DBO devido à formação de lodo de fundo. Uma vez ocorrida a sedimentação, uma parcela desses sedimentos passa a não consumir oxigênio, sendo apenas o lodo de fundo responsável pela demanda de oxigênio. O coeficiente  $k_3$  foi inicializado com o valor *default* do modelo ( $k_3 = 0,36 \text{ dia}^{-1}$ ).

Thomann e Muller (1987) citados por Rodrigues (2005) apresentam uma tabela com faixas de valores para o  $k_4$  (TABELA 16).

Tabela 14 Valores típicos de  $k_4$ .

<b>Tipo de leito e situação local</b>	<b>Faixa de <math>k_4</math> (<math>\text{mg.m}^{-2}\text{dia}^{-1}</math>)</b>
Lodo de esgoto - ponto de lançamento	2 - 10
Lodo de esgoto - a jusante do lançamento	2 - 4
Águas limpas com leito estuariano	1 - 3
Águas limpas com leito arenoso	1 - 2
Águas limpas com leito de solo mineral	1 - 2

Fonte: Thomann e Muller (1987, citados por Rodrigues, 2005).

Adotou-se o valor médio para águas limpas com leito de solo mineral, sendo  $k_4 = 1,5 \text{ mg.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ . Dessa forma selecionaram-se os coeficientes RK1, RK2, RK3 e RK4 para a calibração do modelo de forma automática. Na Tabela 15 são apresentados os parâmetros, as faixas de valores, os valores iniciais e os valores calibrados.

Tabela 15 Valores calibrados dos parâmetros relacionados à rotina DBO/OD.

<b>Parâmetro</b>	<b>Faixa de valores</b>	<b>Valor inicial do modelo</b>	<b>Valor inicial adotado</b>	<b>Valor Calibrado</b>
RK1 ( $\text{dia}^{-1}$ )	0,02 - 3,4	1,71	0,150	0,187
RK2 ( $\text{dia}^{-1}$ )	0 - 100	50,00	3,758	3,758
RK3 ( $\text{dia}^{-1}$ )	-0,36 - 0,36	0,36	0,360	0,254
RK4 ( $\text{mg.m}^{-2}\text{.dia}^{-1}$ )	0 - 100	2,00	1,500	1,861

Na Figura 38 apresenta-se a curva de calibração para a DBO no exutório da bacia do ribeirão Lavrinha.

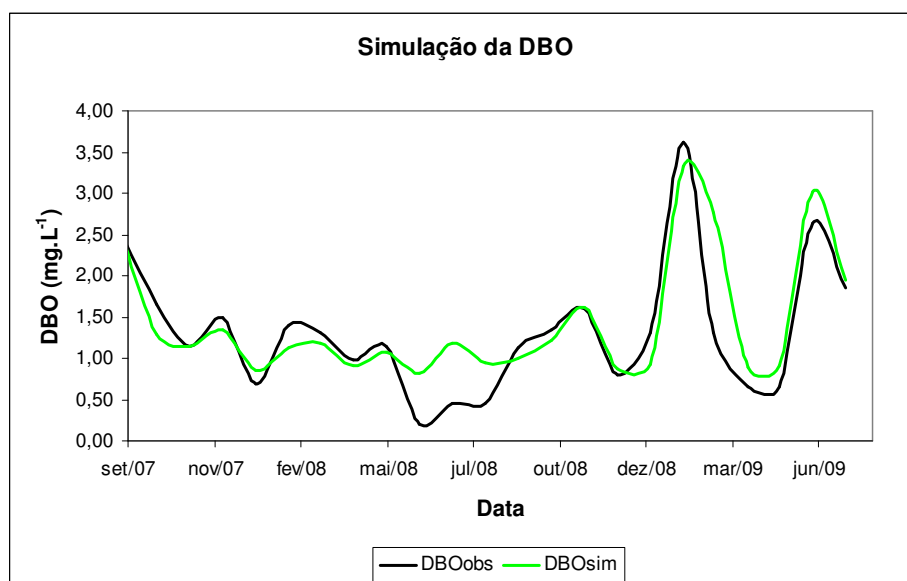


Figura 38 Simulação da demanda bioquímica de oxigênio na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

A comparação da DBO observada com a simulada foi realizada pelo coeficiente de Nash-Sutcliffe e foi de  $COE = 0,69$ . Pela Figura 38 observa-se um bom ajuste do modelo SWAT na simulação da DBO.

De acordo com a resolução CONAMA 357 valores abaixo de  $3 \text{ mg.L}^{-1}$ , enquadram o rio em classe 1, de 3 a  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  em classe 2. O ribeirão Lavrinha apresentou valores acima de  $3 \text{ mg.L}^{-1}$  apenas na amostragem de fevereiro de 2009, portanto faz com que, segundo a DBO, seja de classe 2 (CONAMA, 2005).

É importante ressaltar que não foram encontrados trabalhos na literatura (*SWAT Literature Database for Peer-Reviewed Journal Articles*) utilizando o SWAT na simulação de DBO e OD. Dessa forma buscou-se na literatura

trabalhos usando os modelos da série QUAL para uma discussão mais aprofundada, visto que a rotina inserida no modelo SWAT é a mesma do modelo QUAL2E.

Oppa (2007) aplicou o modelo QUAL2E na bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, localizada da região central do estado do Rio Grande do Sul. Os parâmetros selecionados para a calibração da DBO/OD foram  $k_1$ ,  $k_2$  e  $k_4$ . Nas simulações de DBO/OD, este autor concluiu que o modelo QUAL2E foi capaz de simular as variáveis satisfatoriamente.

Bottino (2008) estudando o afluente rio da Canha, na bacia do rio Ribeira de Iguape, localizada entre os estados do Paraná e São Paulo, utilizou o modelo QUALK na simulação da qualidade da água. A autora concluiu que o modelo apresentou excelentes resultados apresentando um Dv (desvio dos dados simulados em relação aos observados) de 0,05 na calibração da DBO e de 0,03 na calibração do OD. Concluiu também que o escoamento superficial exerce grande influência na qualidade da água, e que, se fosse inserido uma rotina de escoamento para estimar as cargas difusas o modelo poderia apresentar resultados ainda melhores.

Cabe ressaltar que o modelo SWAT faz as melhorias propostas por Bottino (2008), de inserir rotinas de escoamento para estimativas de cargas difusas e posteriormente utiliza o modelo QUAL2E na propagação no canal. Outro fato interessante é que a bacia hidrográfica do trabalho de Bottino (2008), apresenta vegetação composta por mata nativa (Mata Atlântica), pastagens e agricultura, semelhante à encontrada na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha, com excessão da área de agricultura.

Na Tabela 16 apresentam-se os resultados das análises para o oxigênio dissolvido e a concentração de saturação do OD.

Tabela 16 Resultados obtidos nas amostragens de temperatura, oxigênio dissolvido medido em campo, a concentração de saturação do oxigênio dissolvido e percentagem de saturação de oxigênio dissolvido.

<b>Data</b>	<b>T (°C)</b>	<b>OD (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Ox SAT (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>% de SAT</b>
24/09/07	14,9	5,25	10,11	52
29/10/07	16,8	5,3	9,71	55
11/12/07	18,5	5,45	9,37	58
07/01/08	20,1	6,05	9,07	67
11/02/08	19,1	5,45	9,26	59
10/03/08	17,6	5,65	9,55	59
14/04/08	15,9	5,95	9,89	60
02/06/08	14,7	8,35	10,15	82
14/07/08	13,5	5,87	10,42	56
31/08/08	14,1	6,95	10,28	68
27/10/08	17,8	5,45	9,51	57
24/11/08	17,9	5,35	9,49	56
15/12/08	18,1	5,95	9,45	63
05/01/09	19,1	5,65	9,26	61
03/02/09	18,2	5,15	9,43	55
11/03/09	17,3	5,75	9,60	60
12/04/09	15,2	6,05	10,04	60
17/05/09	14,9	6,15	10,11	61
21/06/09	14,2	5,15	10,26	50
19/07/09	13,1	5,25	10,51	50

T = temperatura da água (°C = Celsius); OD = oxigênio dissolvido amostrado em campo;  $O_{xSAT}$  = concentração de saturação do oxigênio dissolvido; % de SAT = percentagem de saturação do oxigênio dissolvido.

Observa-se na Tabela 16 que o oxigênio dissolvido variou entre 5,05 a 9,35 mg.L<sup>-1</sup>. Segundo a resolução CONAMA 357 (CONAMA, 2005) um rio que apresenta OD não inferior a 5mg.L<sup>-1</sup>, em nenhuma das amostragens, é enquadrado na classe 2. Dessa forma o ribeirão Lavrinha se enquadra nessa classificação, podendo suas águas serem destinadas ao abastecimento público após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas,

culturas arbóreas, cerealíferas, forrageiras, à dessedentação de animais, à aqüicultura e a atividade de pesca.

As simulações de DBO e OD ocorrem simultaneamente, visto que essas variáveis estão interligadas. Os parâmetros de calibração para o oxigênio dissolvido são os mesmos da DBO e foram apresentados na Tabela 15.

Na Figura apresenta-se a simulação do oxigênio dissolvido na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

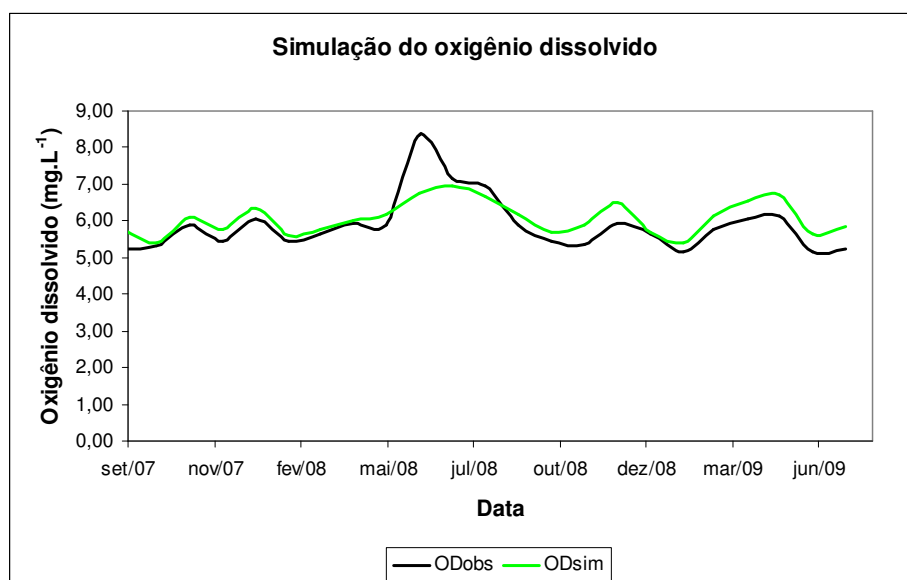


Figura 39 Simulação do oxigênio dissolvido na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Observa-se na Figura 39 que o modelo SWAT simulou de forma adequada o oxigênio dissolvido na bacia do ribeirão Lavrinha, fato este confirmado pelo coeficiente de Nash-Sutcliffe encontrado  $COE = 0,55$ . Dessa forma a simulação demonstrou que o modelo QUAL2E inserido no SWAT é capaz de realizar as simulações OD/DBO.

Para Bárbara (2006) o modelo QUAL2E também é capaz de simular a qualidade da água. Este estudo foi realizado na bacia do rio Araguari, região Amazônica, empregando diversos parâmetros de qualidade da água, entre eles DBO e OD.

Larentis (2004) aplicou o modelo QUAL2E para avaliar a qualidade da água nas bacias do sistema Taquari-Antas, no RS. O autor relata os valores simulados de OD foram aceitáveis, com 95% de confiança, quando comparado com os valores observados em campo. Este trabalho ainda utilizou o modelo para simulações de DBO, N, P e coliformes fecais, e segundo o autor para todas as variáveis o modelo teve um comportamento satisfatório.

#### **4.3.4 Bactérias (*Echerichia coli*)**

As fontes de poluição por bactérias não pontuais, são de difícil identificação, sendo as mais comuns provenientes de unidades de produção animal, aplicação de esterco em áreas agrícolas e de animais selvagens.

A bactéria *Echerichia coli* tem sido utilizada como indicador de contaminação por patógenos potenciais tanto no monitoramento quanto na modelagem da qualidade da água. O modelo SWAT considera a *Echerichia coli* como um indicador de contaminação por organismos patogênicos. Dessa forma utilizou-se os dados do monitoramento da qualidade da água na simulação de bactérias pelo modelo.

Como descrito na metodologia o SWAT (ANEXO – A) envolve inúmeros parâmetros relacionados a rotina de bactérias, sendo alguns envolvidos no processo das bactérias presentes na vegetação e o restante de bactérias presentes na camada superficial do solo. Além disso o modelo trabalha com as bactérias menos persistentes, ou seja, aquelas que necessitam de condições

ótimas para sobreviver, e bactérias persistentes, ou seja, que em condições mínimas são transportadas para a calha do rio. Na Tabela 18 encontram-se os parâmetros utilizados pelo modelo SWAT na simulação de bactérias.

Tabela 17 Parâmetros utilizados pelo modelo SWAT na simulação de bactérias.

<b>Parâmetro</b>	<b>Descrição</b>
WDPQ	Die-off factor for persistent bacteria in soil solution at 20°C
WGPQ	Growth factor for persistent bacteria in soil solution at 20°C
WDLPQ	Die-off factor for less persistent bacteria in soil solution at 20°C
WGLPQ	Growth factor for less persistent bacteria in soil solution at 20°C
WDPS	Die-off factor for persistent bacteria adsorbed to soil particles at 20°C
WGPS	Growth factor for persistent bacteria adsorbed to soil particles at 20°C
WDLPS	Die-off factor for less persistent bacteria adsorbed to soil particles at 20°C
WGLPS	Growth factor for less persistent bacteria adsorbed to soil particles at 20°C
BACTKDQ	Bacteria soil partitioning coefficient
THBACT	Temperature adjustment factor for bacteria die-off/growth
WOF_P	Wash-off fraction for persistent bacteria
WOF_LP	Wash-off fraction for less persistent bacteria
WDPF	Die-off factor for persistent bacteria on foliage at 20°C
WGPF	Growth factor for persistent bacteria on foliage at 20°C
WDLPF	Die-off factor for less persistent bacteria on foliage at 20°C
WGLPF	Growth factor for less persistent bacteria on foliage at 20°C
BACT_SWF	Fraction of manure applied to land areas that has active bacteria
BACTMX	Bacteria percolation coefficient
BACTMINLP	Minimum daily loss of less persistent bacteria
BACTMINP	Minimum daily loss of persistent bacteria
WDLPRCH	Die-off factor for less persistent bacteria in streams at 20°C
WDPRCH	Die-off factor for persistent bacteria in streams at 20°C

Fonte: Adaptado de Neitsch et al. (2005).

O modelo SWAT não disponibiliza a análise de sensibilidade na interface ArcSwat para a simulação de bactérias. Dessa forma buscou-se na literatura trabalhos usando o modelo SWAT na simulação de bactérias, principalmente trabalhos em áreas de pastagens, como referência na simulação.

Kim et al (2010) verificou a inexistência do método LH-OAT, de análise de sensibilidade, para os parâmetros relacionados à bacterias. Dessa forma

implementou o modelo LH-OAT em MATLAB para a rotina de bactérias. Os resultados apontaram como parâmetros mais sensíveis BACTKDQ e BACT\_SWF.

Baffaut e Sadeghi (2010) adotaram os parâmetros BACTKDQ, BACT\_SWF, WDPQ e WDPS na simulação da *Echerichia coli* em diferentes bacias nos Estados Unidos e na França. Coffey et al. (2010) aplicaram o modelo SWAT na simulação da bactéria *Cryptosporidium* e observaram que os parâmetros BACTKDQ, BACTKDDB, THBACT foram os que mais influenciaram na simulação.

Bougerard et al. (2011) utilizaram o SWAT junto com um modelo hidrodinâmico (MARS 2D) na simulação de bactérias, na bacia hidrográfica e no estuário Daoulas, França. Neste trabalho foram utilizados os parâmetros BACTKDQ, BACT\_SWF, THBACT e outros relacionando as bactérias menos persistentes como WDL PQ, WGL PQ, WDLPS e WDL PF.

Sadeghi e Arnold (2002, citados por Coffey et al., 2010) relatam que bactérias como a *Echerichia coli* são consideradas como bactérias persistentes, e que na simulação deste tipo de bactérias deve adotar apenas os parâmetros relacionados a bactérias persistentes.

Parajuli (2007) aplicou o modelo SWAT na simulação de vazão, sedimentos, nutrientes e bactérias em bacias hidrográficas nos Estados Unidos. Foi adotado no trabalho os parâmetros WDPQ, WDPS, BACTKDQ e THBACT nas simulações. O autor realizou a calibração utilizando apenas os parâmetros BACTKDQ e THBACT, relatando que o impacto dos parâmetros WDPQ e WDPS são quase nulos, podendo ser adotado 0,23 para WDPQ e 0,023 para WDPS sem afetar negativamente os resultados.

Diante do exposto, adotou-se parâmetros descritos nas literaturas citadas, para a simulação de bactérias na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha. A simulação considerou apenas a concentração de bactérias presentes na

superfície do solo como nos trabalhos (BAFFAUT; SADEGHI, 2010; BOUGEARD et al., 2011; COFFEY et al., 2010; PARAJULI, 2007).. A percolação de bactérias e a concentração de bactérias no aquífero não foi simulada. Na Tabela 19 encontram-se os parâmetros adotados.

Tabela 18 Parâmetros adotados na simulação de bactérias.

<b>Parâmetro</b>	<b>Faixa de variação</b>	<b>Valor Inicial</b>	<b>Fonte</b>
WDPQ	0 - 1	0,4	Baffaut e Sadeghi (2010)
WDPS	0 - 1	0,1	Parajuli (2007)
BACTKDQ	0 - 500	175	Parajuli (2007), Coffey et al (2010)
THBACT	0 - 10	1,07	Parajuli (2007)
BACT_SWF	-	0,15	Baffaut e Sadeghi (2010)
WDPRCH	-	0,35	Bougeard et al. (2011)

Foi executado o modelo com os valores dos parâmetros descritos na Tabela 19. Posteriormente buscou-se um ajuste entre os dados observados e os simulados alterando alguns parâmetros. O parâmetro BACT\_SWF esta relacionado com a concentração de bactérias no esterco animal. Kim et al. (2010) verificaram que para bovinos este valor pode variar de 0,5 a 1, sendo que na calibração da bacia do rio Little Cove, sul da Pensilvânia, o valor foi de 0,97. O parâmetro WDPRCH está relacionado a quantidade de bactérias que morrem no curso d'água. Estes dois parâmetros foram sendo alterados até se conseguir um bom ajuste entre os dados. O valor final para o BACT\_SWF foi de 0,85 e para WDPRCH foi de 0,30.

Dessa forma chegou-se a resultados satisfatórios na simulação da bactéria *Echerichia coli* na seção de controle da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha, conforme pode ser observado na Figura 40.

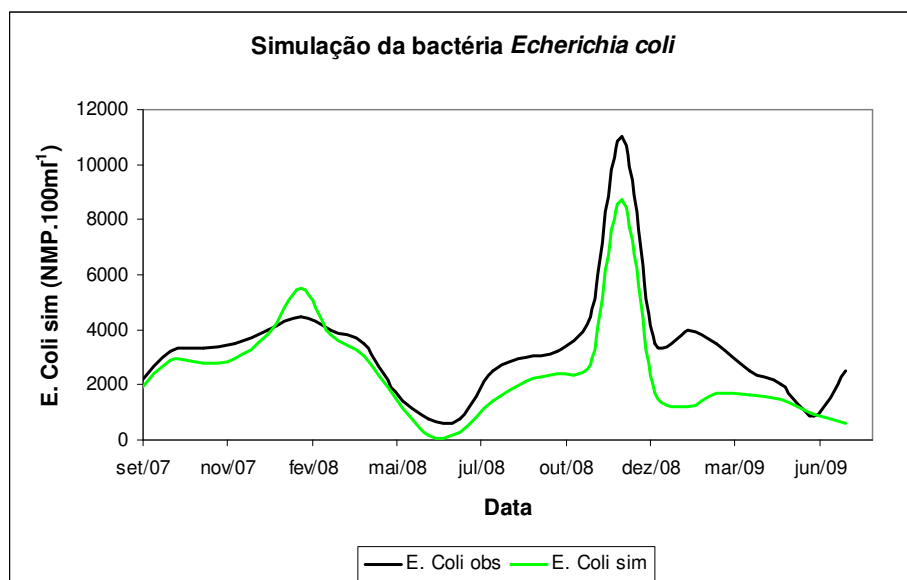


Figura 40 Simulação da concentração de *Echerichia coli* na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Na avaliação da precisão de modelo em simular as concentrações de *Echerichia coli* utilizou-se o coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE). O COE calculado foi de 0,64.

Bougeard et al. (2011) utilizaram o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) na avaliação do modelo e encontraram valores de até  $R^2 = 0,99$  nas simulações. O mesmo coeficiente foi utilizado por Coffey et al. (2010), encontrado valores entre 0,25 – 0,7 nas simulações. Entretanto quando o autor adotou o COE na avaliação encontrou valores de 0,59.

Na Figura 41 apresenta-se o diagrama de dispersão entre os valores observados e simulados da concentração de *Echerichia coli* na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

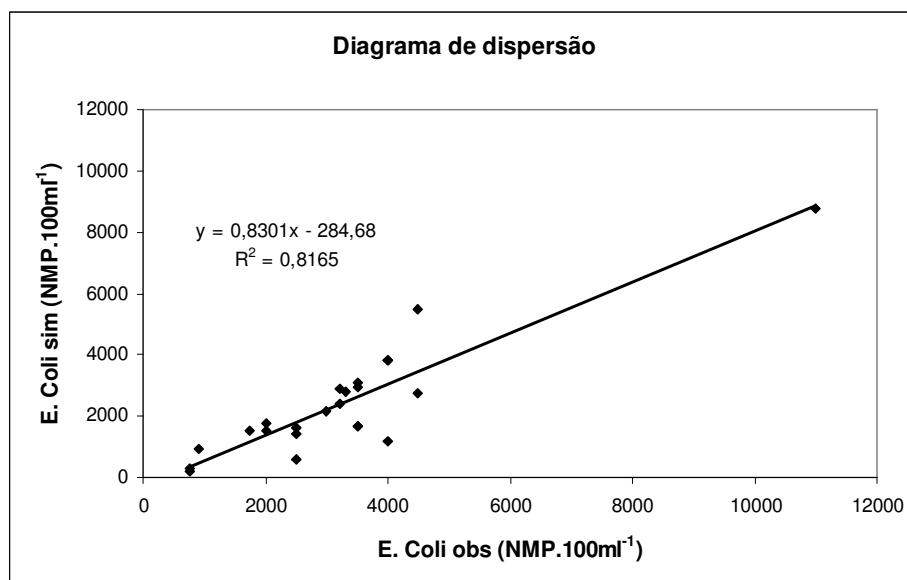


Figura 41 Diagrama de dispersão entre os valores observados e simulados da bactéria *Echerichia coli* para a bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha.

Observa-se na Figura 41 que o coeficiente de determinação encontrado foi de  $R^2 = 0,82$  mostrando que o modelo SWAT foi capaz de simular a concentração de bactérias na bacia.

A utilização de dados médios mensais possibilitou a simulação de bactérias, entretanto os resultados demonstram o alto nível de incertezas que existem na modelagem de patógenos quando se considera fontes de poluição difusa.

#### 4.4 Simulação de cenários

A simulação de cenários teve como objetivo avaliar a produção (cenário 1) e transporte (cenário 2) de sedimentos em dois cenários distintos. Na Figura 42 apresenta-se a produção anual de sedimentos para o uso atual do solo. A produção de sedimentos apresentada corresponde a média anual calculada para

os quatros anos hidrológicos adotados no trabalho (2006/2007, 2007/2008, 2008/2009, 2009/2010).

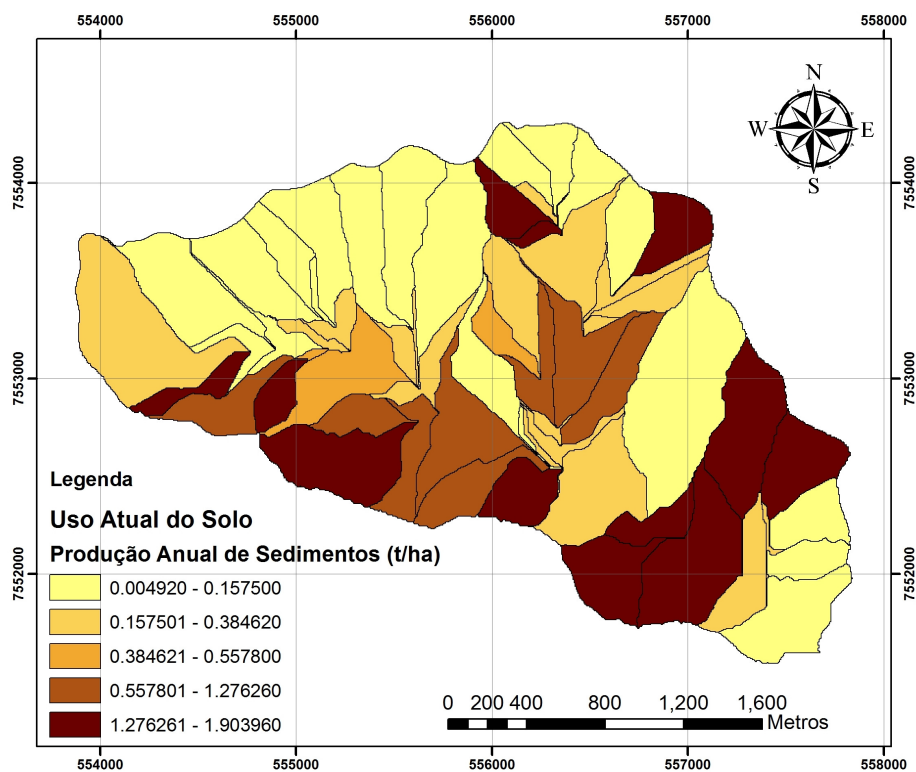


Figura 42 Produção de sedimentos para o uso atual do solo.

Analisando os mapas, de uso atual do solo (FIGURA 6 p.65), o mapa de classes de declividade (FIGURA 19 p.91) e o mapa de produção de sedimentos (FIGURA 42 p.140), observa-se que a maior produção de sedimentos, ocorre em áreas de pastagens com declividades acima de 45%. Entretanto, mesmo nessas áreas, a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha, é considerada baixa. Beskow et al. (2009), aplicaram a USLE (Equação Universal de perda de solo), na região do Alto Rio Grande (GD-1), utilizando um modelo distribuído desenvolvido em PCRaster e, encontraram valores de perda de solo

entre 0 e 20 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> em áreas de Cambissolo Háplico. Esses autores ainda relatam que a tolerância a perda de solo, em Cambissolo Háplico, é em torno de 7,95 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. Minoti (2006) relata que a tolerância à perda de solos, em Cambissolos, em áreas de relevo movimentado, é de 7,1 t.ha<sup>-1</sup>.

Na Figura 43 apresenta-se a produção anual de sedimentos para o cenário 2, que corresponde à substituição de toda área ocupada por pastagens por eucalipto.

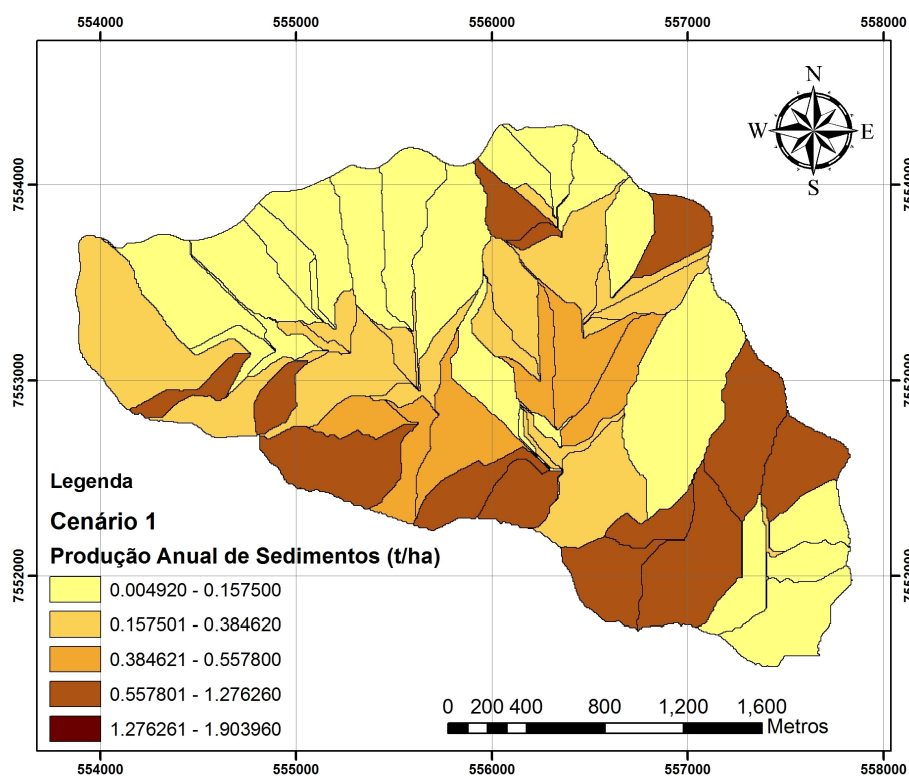


Figura 43 Produção de sedimentos para o cenário 1.

Observa-se pela Figura 43 uma redução da produção anual de sedimentos no cenário 2 quando comparado com a produção anual de sedimentos para o uso atual do solo. Essa redução foi de aproximadamente 47%,

nas sub-bacias quem eram ocupadas por pastagens e foram substituídas por eucalipto. Quando o uso do solo é alterado, alguns parâmetros do SWAT como a curva número (CN2), o índice de área foliar (IAF) e fator C da equação MUSLE (USLE\_C) são modificados.

A alteração no parâmetro CN2, juntamente com as alterações nos parâmetros IAF e USLE\_C, propiciaram uma redução no escoamento superficial direto. Segundo Neitsch et al. (2005), uma minimização do parâmetro CN2, indica uma redução no escoamento superficial direto e aumento do volume de água infiltrado na bacia. Outro fato importante a ser destacado é em relação ao IAF, onde sob o uso de eucalipto nas áreas de pastagens, há uma proteção contra o impacto direto das gotas no solo, diminuindo o desprendimento de partículas do solo. Já o fator C interfere diretamente na produção de sedimentos, visto que, este é um dos fatores da equação MUSLE.

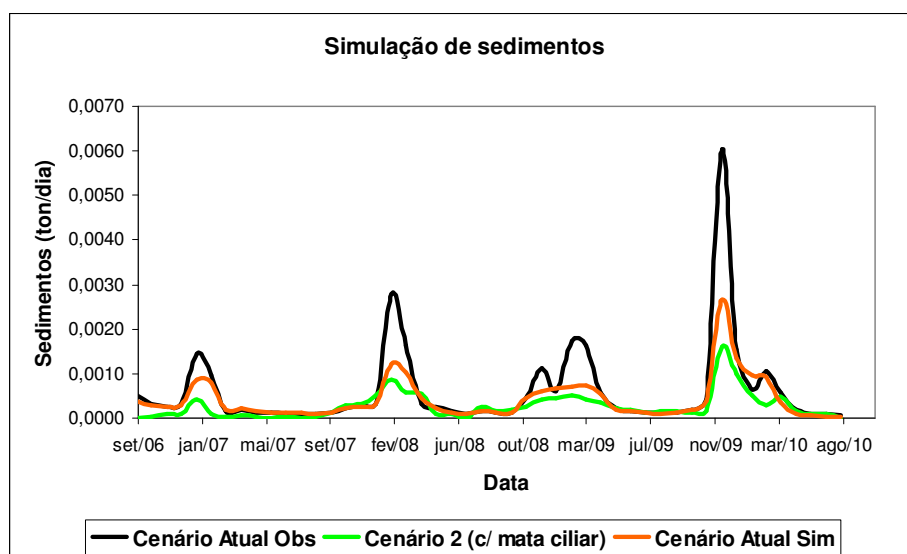


Figura 44 Concentração de sedimentos na calha do ribeirão Lavrinha para o uso atual do solo e para o cenário 2.

Na Figura 44 encontra-se a simulação de sedimentos na calha do ribeirão Lavrinha (seção de controle), para o cenário de uso atual do solo (observado e simulado) e para o cenário 2, uso atual do solo, porém com a implementação de matas ciliares conforme o Código Florestal.

Analisando a Figura 44 verifica-se uma redução substancial na concentração de sedimentos na calha do ribeirão Lavrinha. Apesar do modelo subestimar a concentração de sedimentos durante o processo de calibração e validação, nota-se que, mesmo comparando a concentração de sedimentos para o cenário 2 com a simulada pelo modelo para o cenário atual, a redução na concentração de sedimentos ocorre com a adoção de mata ciliares, principalmente em períodos de chuva. Essa redução foi em média de 74%% ao longo dos anos hidrológicos simulados (2006/2007, 2007/2008, 2008/2009, 2009/2010), quando comparadas com os valores observados em campo, e em 38% quando comparada com os valores simulados pelo modelo.

Pelos resultados obtidos, com a adoção do cenário 2, pode-se inferir que esta prática de manejo, estaria atuando como uma barreira contra os sedimentos, principalmente no sentido de reduzir a velocidade do escoamento superficial direto, durante os eventos de chuva significativos, e, conseqüentemente agir como um filtro, retendo parte dos sedimentos. Cabe ressaltar que para esta simulação foi considerado que a mata ciliar, ao longo de toda rede de drenagem na bacia, encontra-se em bom estado de conservação e implementada há 10 anos na bacia. Isto foi necessário para o modelo calcular o volume de resíduo orgânico sob o solo nas áreas de mata de ciliar, fato este que contribuiu significativamente para a infiltração de água no solo.

## 5 CONCLUSÕES

a) A aplicação do modelo SWAT na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha (6,88km<sup>2</sup>), mostrou-se adequada nas simulações de escoamento, de produção e transporte de sedimentos, e estimativa de indicadores de qualidade da água, fato comprovado para cada processo, pelos valores calculados para os coeficientes de Nash-Sutcliffe.

b) No caso específico do escoamento, o modelo mostrou-se adequado tanto para simulações diárias, quanto mensais, sinalizando sua aplicabilidade para pequenas bacias hidrográficas.

c) Na simulação de diferentes cenários, também foi comprovada sua eficácia e sensibilidade, seja na avaliação da produção, como do transporte de sedimentos. A substituição de pastagem, por eucalipto (cenário 1), resultou na redução da produção de sedimentos. Já a simulação com a adoção de matas ciliares, ao longo de toda a rede de drenagem (cenário 2), evidenciou a redução da concentração de sedimentos na calha do Ribeirão Lavrinha.

d) Nas simulações dos indicadores de qualidade de água (nitrogênio total e fósforo total, OD/DBO e *Echerichia coli*) os resultados foram satisfatórios para períodos mensais.

## REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard of methods for the examination of water and wastewater**. Washington: American Water Works Association Environment Federation, 1995. 1268 p.

ARAÚJO, A. R. **Solos da bacia do Alto Rio Grande, MG**: base para estudos hidrológicos e aptidão agrícola. 2006. 345 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

ARNOLD, J. G.; ALLEN, P. M.; BERNHARDT, G. A comprehensive surface-groundwater flow model. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 142, n. 1, p. 47-69, Jan. 1993.

ARNOLD, J. G. et al. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **Journal of the American Water Resources Association**, Illinois, v. 34, n. 3, p. 73-89, Feb. 1998.

ARNOLD, J. G. et al. Regional estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi river basin. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 227, n. 1/4, p. 21-40, Mar. 2000.

ARNOLD, J. G. et al. **SWRRB**: a basin scale simulation model for soil and water resources management. College Station: Texas A&M University, 1990. 56 p.

ARNOLD, J. G.; FOHRER, N. SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 19, n. 3, p. 563-572, Feb. 2005.

ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; MAIDMENT, D. R. Continuous-time water and sediment routing model for large basins. **Journal of Hydraulic Engineering**, New York, v. 121, n. 2, p. 171-183, Apr. 1995.

BAFFAUT, C.; SADEGHI, A. Bacteria modeling with SWAT for assessment and remediation studies: a review. **Transactions of the ASAE**, Saint Joseph, v. 53, n. 5, p. 1585-1594, May 2010.

BALDISSERA, G. C. **Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para a bacia hidrográfica do rio Cuiabá/MT**. 2005. 132 p. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2005.

BALTOKOSKI, V. **Modelo SWAT 2005 aplicado às sub-bacias dos rios Conrado e Pinheiro, Pato Branco, PR**. 2008. 120 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2008.

BÁRBARA, V. F. **Uso do modelo QUAL2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Araguari, AP, Amazônia**. 2006. 174 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2006.

BASSO, C. J. et al. Dejeito líquido de suínos: II., perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1305-1312, nov./dez. 2005.

BERNARDOS, J. N. et al. The use of EPIC model to study the agroecological change during 93 years of farming transformation in the Argentine Pampas. **Agricultural Systems**, Essex, v. 69, n. 3, p. 215-234, Sept. 2001.

BESKOW, S. **LASH model: a hydrological simulation tool in GIS framework**. 2009. 118 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

BESKOW, S. et al. Estimativa do escoamento superficial em uma bacia hidrográfica com base em modelagem dinâmica e distribuída. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Campinas, v. 33, n. 1, p. 169-178, jan./fev. 2009.

BESKOW, S. et al. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, Amsterdam, v. 79, n. 1, p. 49-59, Oct. 2009.

BOSCH, D. D. et al. **Evaluation of the AnnAGNPS water quality model**. Orlando: ASAE, 1998. 12 p.

BOTTINO, F. **Estudo experimental e matemático de qualidade da água com base na ecologia fluvial de pequenas bacias: estudo de caso do rio Canha, Baixo Ribeira de Iguapé, SP**. 2008. 188 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

BOUGEARD, M. et al. Modeling of *Echerichia Coli* fluxes on a catchment and the impact on coastal water and shellfish quality. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 47, n. 2, p. 350-366, Apr. 2011.

BRACMORT, K. S. et al. Modeling long-term water quality impact of structural BMPs. **Transactions of the ASAE**, Saint Joseph, v. 49, n. 2, p. 367-374, Apr. 2006.

CARVALHO, N. O. et al. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília: ANEEL, 2000. 132 p.

CHIANG, L. et al. Differentiating impacts of land use changes from pasture management in a CEAP watershed using SWAT model. **Transactions of the ASAE**, Saint Joseph, v. 53, n. 5, p. 1569-1584, Sept. 2010.

CHOWDARY, V. M. et al. Assessment of non-point source pollution on watershed basis using remote sensing, GIS and AGNPS Model. In: ASIAN CONFERENCE ON REMOTE SENSING, 22., 2001, Singapura. **Proceedings...** Singapura: ACRS, 2001. 1 CD-ROM.

CHU, T. W. et al. Watershed level BMP evaluation with SWAT model. In: ASAE ANNUAL INTERNATIONAL MEETING, 52., 2005, Saint Joseph. **Proceedings...** Saint Joseph: ASAE, 2005. p. 25.

COFFEY, R. et al. Analysis of the soil and water assessment tool (SWAT) to model Cryptosporidium in surfacewatersources. **Biosystems Engineering**, London, v. 106, n. 3, p. 303-314, July 2010a.

COFFEY, R. et al. Development of a pathogen transport model for Irish catchments using SWAT. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 97, n. 1, p. 101-111, Jan. 2010b.

COHEN, J. A coefficient of agreement for nominal scales. **Educational and Measurment**, New York, v. 20, n. 1, p. 37-46, 1960.

COLLISHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. 2001. 194 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

CONFESOR JUNIOR, R. B.; WHITTAKER, G. **Sensitivity analysis and interdependence of the SWAT model parameters**. Saint Joseph: ASAE, 2007. 40 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília, 2005. Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/praias/res\\_conama\\_357\\_05.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/praias/res_conama_357_05.pdf)>. Acesso em: 10 fev. 2011.

DOOGE, J. C. **Linear theory of hydrologis systems**. Washington: USDA, 1973. 327 p.

DOUGLAS-MANKIN, K. R. et al. Modeling nutrient runoff yields from combined in-field crop management practices using SWAT. **Transactions of the ASAE**, Saint Joseph, v. 53, n. 5, p. 1557-1568, Sept. 2010.

DUIKER, S. W.; FLANAGAN, D. C.; LAL, R. Erodibility and infiltration characteristics of five major soils of southwest Spain. **Catena**, Amsterdam, v. 45, n. 2, p. 103-121, Aug. 2001.

DURÃES, M. F. **Caracterização e avaliação do estresse hidrológico da Bacia do Rio Paraopeba, por meio de simulação chuva-vazão de cenários atuais e prospectivos de ocupação e uso do solo utilizando um modelo hidrológico distribuído**. 2010. 147 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Súmula da X reunião técnica de levantamento de solos**. Rio de Janeiro, 1979. 83 p. (EMBRAPA-SNLCS. Miscelânea, 1).

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **National management measures for the control of nonpoint pollution from urban areas (Draft)**. Washington, 2002. 518 p.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. **ESRI shapefile technical discription**. Readlands, 1998. 29 p.

FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. (Ed.). **Water erosion prediction project (WEPP) hillslope profile and watershed model documentation**. West Lafayette: USDA, 1995. 298 p. (NSERL Report, 10).

GARCIA, G. J. et al. Impacto do uso da terra na erosão do solo e no balanço e qualidade da água na bacia do rio Corumbataí, SP. **HOLOS Environment**, Rio Claro, v. 6, n. 2, p. 118-120, 2006.

GARRIDO, K. M. **Aplicação do modelo matemático de simulação com utilização de SIG à bacia do rio Jiquiriçá, Bahia**. 2003. 186 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2003.

GOMES, N. M. **Aplicação do LISEN (limburg soil erosion model) para simulação hidrológica em bacia hidrográfica tropical**. 2008. 191 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

GOMES, N. M. **Variabilidade espacial de atributos físico-hídricos do solo da sub-bacia hidrográfica do ribeirão Marcela na região do Alto Rio Grande, MG**. 2005. 124 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

GOTTSCHALK, L.; MOTOVILOV, Y. Macro-scale hydrological modeling: a Scandinavian experience. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON: CAN SCIENCE AND SOCIETY SAVE THE WATER CRISIS IN THE 21ST CENTURY: REPORTS FROM THE WORLD, 1., 2000, Tokyo. **Proceedings...** Tokyo: Japan Society of Hydrology and Water Resources, 2000. p. 38-45.

GOVENDER, M.; EVERSON, C. S. Modelling streamflow from two small South African experimental catchments using the SWAT model. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 19, n. 3, p. 683-692, Feb. 2005.

GRIENSVEN, A. van. **Sensitivity, auto-calibration, uncertainty and model evaluation in SWAT2005**. Disponível em:  
<<http://groups.google.com/group/swatuser/files>>. Acesso em: 23 dez. 2010.

GRIENSVEN, A. van et al. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 324, n. 1/4, p. 10-23, Apr. 2006.

GRUNWALD, S.; NORTON, L. D. Calibration and validation of a non-point source pollution model. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 45, n. 1, p. 17-39, June 2000.

HEIDENREICH, L. K.; ZHOU, Y.; PRATO, T. **Economic and environmental assessment of alternative farming systems at the watershed scale**. Columbia: CARES, 1996. 40 p. (Research Report, 19).

JARVIE, H. P. et al. Influence of rural land use on streamwater nutrients and their ecological significance. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 350, n. 3/4, p. 166-186, Feb. 2008.

JHA, M. K.; GASSMAN, P. W.; ARNOLD, J. G. Water quality modeling for the racoon river watershed using SWAT. **Transaction of the ASAE**, Saint Joseph, v. 50, n. 2, p. 479-493, 2007.

JUNQUEIRA JÚNIOR, J. A. **Escoamento de nascentes associado à variabilidade espacial de atributos físicos e uso do solo em uma bacia hidrográfica de cabeceira do Rio Grande, MG**. 2006. 84 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

KIM, J. W. et al. Effect of streambed bacteria release on *E. coli* concentrations: monitoring and modeling with the modified SWAT. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 221, n. 12, p. 1592-1604, June 2010.

KIM, N. W.; SHIN, A. H.; LEE, J. Effects of streamflow routing schemes on water quality with SWAT. **Transactions of the ASAE**, Saint Joseph, v. 53, n. 5, p. 1457-1468, Sept. 2010.

KING, K. W. et al. **Soil and Water Assessment Tool - SWAT**. Temple: USDA, 1996. 450 p.

KINNELL, P. I. A. AGNPS-UM: applying the USLE-M within the agricultural non point source pollution model. **Environmental Modelling & Software**, Oxfordshire, v. 15, n. 3, p. 331-341, Mar. 2000.

KNISEL, W. G. **CREAMS**: a field-scale model for chemical, runoff, and erosion from agricultural management systems. Washington: USDA, 1980. 96 p.

KOBIYAMA, M. **Manejo de bacias hidrográficas**: conceitos básicos. Curitiba: UFPR, 1999. Apostila. Disponível em: <<http://www.labhidro.ufsc.br/Artigos/bacia.pdf>>. Acesso em: 15 jun. 2010.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, Washington, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977.

LARENTIS, D. G. **Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias**: sistema Taquari-Antas, RS. 2004. 159 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

LENZI, M. A.; DI LUZIO, M. Surface runoff, soil erosion and water quality modelling in the alpone watershed using AGNPS integrated with a geographic information system. **European Journal of Agronomy**, London, v. 6, n. 1/2, p. 1-14, Mar. 1997.

LEONARD, R. A.; KNISEL, W. G.; STILL, D. A. GLEAMS: groundwater loading effects of agricultural management systems. **Transactions of ASAE**, Saint Joseph, v. 30, n. 5, p. 1403-1418, 1987.

LI, Z. et al. Impacts of land use change and climate variability on hydrology in an agricultural catchment on the Loess Plateau of China. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 377, n. 1/2, p. 35-42, Oct. 2009.

LIEW, M. W. van; GARBRECHT, J. Hydrologic simulation of the Little Washita River experimental watershed using SWAT. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 39, n. 4, p. 977-986, 2003.

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

LOPES, P. M. O.; VALERIANO, D. M. Validação do albedo da superfície terrestre obtido dos dados do sensor MODIS em regiões montanhosas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: INPE, 2007. p. 2805-2812.

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 Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2002.

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**, Campinas, v. 27, n. 4, p. 727-733, jul./ago. 2003.

MAIDMENT, D. R. GIS and hydrologic modeling. In: GOODCHILD, M. F.; PARKS, B. O.; STEYAERT, L. T. (Ed.). **Environmental modeling with GIS**. New York: Oxford University, 1993. p. 147-167.

MALDONADO, O. A. et al. Empleo modelo SWRRB generar alternativas de manejo em La Cuenca Itzapa, Guatemala. **Agrociência**, Ciudad del México, v. 35, p. 335-345, 2001.

MANSOR, M. T. C.; TEIXEIRA FILHO, J.; ROSTON, D. M. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma sub-bacia do rio Jaguari, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 3, p. 715-723, jul./set. 2006.

MARCHIORO, E. **Modelagem hidrossedimentológica na bacia do córrego Santa Maria**: subsídios à aplicação de práticas de conservação de água e solo no noroeste Fluminense. 2008. 196 p. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MARQUES, R. et al. Ensaio preliminares e monitoramento da acidez da chuva em Cuiabá, MT. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 21, n. 17, p. 225-236, fev. 2006.

MELLO, C. R. de et al. Development and application of a simple hydrologic model simulation for a Brazilian headwater basin. **Catena**, Amsterdam, v. 75, n. 3, p. 235-247, Nov. 2008.

MENEZES, M. D. **Levantamento de solos em sub-bacias hidrográficas como apoio para avaliação do uso da terra e da potencialidade de recarga de aquíferos**. 2007. 107 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

MENG, H. et al. Modeling rappahannock river basin using SWAT: pilot for chesapeake bay watershed. **Transactions of the ASAE**, Saint Joseph, v. 26, n. 5, p. 795-805, Sept. 2010.

MINOTI, R. T. **Abordagens qualitativa e quantitativa de micro-bacias hidrografias e áreas alagáveis de um compartimento do médio mogi-superior, SP**. 2006. 231 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

MISHRA, A.; KAR, S.; SINGH, V. P. Prioritizing structural management by quantifying the effect of land use and land cover on watershed runoff and sediment yield. **Water Resource Management**, Ann Arbor, v. 21, n. 11, p. 1899-1913, Nov. 2007.

MORO, M. **A utilização da interface SWAT- SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos**. 2005. 100 p. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2005.

MORRIS, M. D. Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. **Technometrics**, Washington, v. 33, n. 2, p. 161-174, 1991.

NARASIMHAN, B. et al. A comprehensive modeling approach for reservoir water quality assessment and management due to point and non-point source pollution. **Transactions of the ASAE**, Saint Joseph, v. 53, n. 5, p. 1605-1617, Sept. 2010.

NATIONAL SOIL EROSION RESEARCH LABORATORY. **WEPP software water erosion prediction project**. Disponível em: <<http://topsoil.nserl.purdue.edu/nserlweb/weppmain/wepp.html>>. Acesso em: 1 set. 2010.

NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE SOIL SURVEY STAFF. **National soil survey handbook**. Washington, 1996. 22 p.

NEITSCH, S. L. et al. **Soil and water assessment tool: theoretical documentation version 2005**. Temple: Blackland Research Center, 2005. 541 p.

NOTTER, B. et al. Impacts of environmental change on water resources in the Mt. Kenya Region. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 343, n. 3/4, p. 266-278, Sept. 2007.

NOVOTNY, V. **Water quality: diffuse pollution and watershed management.** New York: J. Wiley, 2003. 888 p.

OLIVEIRA, M. Q. C. **Impacto de mudanças no uso do solo nas características hidrossedimentológicas da bacia hidrográfica do rio Joanes e sua repercussão na zona costeira.** 1999. 145 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 1999.

OPPA, L. F. **Utilização do modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim.** 2007. 129 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

PARAJULI, P. B. **SWAT bacteria sub-model evaluation and application.** 2007. 231 p. Thesis (Ph.D. in Philosophy) - Kansas State University, Manhattan, 2007.

PEREIRA, D. dos R. **Evapotranspiração em área de Mata Atlântica na região da Serra da Mantiqueira, MG.** 2009. 105 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

PINTO, D. B. F. **Qualidade dos recursos hídricos superficiais em sub-bacias hidrográficas da região Alto Rio Grande, MG.** 2007. 89 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

RIBEIRO, C. A. A. S. **Tópicos avançados em sistemas de informações geográficas.** Viçosa, MG: UFV, 2003. 22 p.

RODRIGUES, R. B. **SSD RB sistema de suporte a decisão proposto para a gestão quali-quantitativa dos processos de outorga e cobrança pelo uso da água.** 2005. 155 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

ROO, A. P. J. de; WESSELING, C. G.; RITSEMA, C. J. LISEM: a single event physically-based hydrology and soil erosion model for drainage basins: I., theory, input and output. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 10, n. 8, p. 1107-1117, Aug. 1996.

SAMMONS, N.; NEITSCH, S. L. **Until interface for SWAT2000**: user guide. Washington: GUAR, 2000. 14 p.

SANTHI, C. et al. **A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plants implemented in the Big Cypress Creek watershed**. Saint Joseph: ASAE, 2003. 701 p. (ASAE Publication, 1503).

SANTOS, R. F. **Planejamento ambiental**: teoria e pratica. São Paulo: Oficina de Textos, 2004. 184 p.

SCOLFORO, J. R. S. et al. Amostragem e caracterização dos fragmentos inventariados. In: SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M.; OLIVEIRA, A. D. (Org.). **Inventário florestal de Minas Gerais**: cerrado: florística, estrutura, diversidade, similaridade, distribuição diamétrica e de altura, volumetria, tendências de crescimento e áreas aptas para manejo florestal. Lavras: UFLA, 2008. v. 1, p. 1-76.

SILVA, A. M.; MELLO, C. R. **Estudos hidrológicos sobre o regime de escoamento das sub-bacias hidrográficas de drenagem da região do Alto Rio Grande à montante da UHE de Camargos/CEMIG**. Belo Horizonte: CEMIG/ANEEL, 2005. 500 p.

SILVA, B. S. G.; VALERIANO, D. M. Georreferenciamento e análise da correção atmosférica para o cálculo de albedo usando sensor LandSat ETM+. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., 2003, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: INPE, 2003. p. 2143-2150.

SILVA, P. M. de O. **Modelagem do escoamento superficial e da erosão na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela, Alto Rio Grande, MG.** 2006. 155 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

SINGH, V. P. **Computer models of watershed hydrology.** Washington: Water Resources, 1995. 1000 p.

SLOAN, P. G. et al. **Modeling surface and subsurface storm flow on steeply sloping forested watersheds.** Lexington: University of Kentucky, 1983. 122 p. (Report, 142).

SLOAN, P. G.; MOORE, I. D. Modeling subsurface stormflow on steeply sloping forested watersheds. **Water Resources Research**, Ann Arbor, v. 20, n. 12, p. 1815-1822, 1984.

SPERLING, M. von. **Introdução à qualidade das água e ao tratamento de esgotos.** 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996. 243 p.

SPERLING, M. von. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias:** Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. v. 1, 452 p.

SPRUILL, C. A.; WORKMAN, S. R.; TARABA, J. L. Simulation of daily and monthly stream discharge from small watersheds using the SWAT model. **Transactions of the ASAE**, Saint Joseph, v. 43, n. 6, p. 1431-1439, Dec. 2000.

SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G.; JONES, C. A. Hydrologic modeling of the United States with the Soil and Water Assessment Tool. **International Journal of Water Resources Development**, Dublin, v. 14, n. 3, p. 315-325, 1998.

SRIVINASAN, R.; ZHANG, X.; ARNOLD, J. SWAT ungauged: hydrological budget and crop yield predictions in the upper Mississippi River Basin. **Transactions of the ASAE**, Saint Joseph, v. 53, n. 5, p. 1533-1546, Sept. 2010.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2007. 943 p.

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

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **National engineering handbook: part 630 hydrology**. Washington, 1972. 42 p.

UZEIKA, T. **Aplicabilidade do modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) na simulação da produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural**. 2009. 130 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

VACHE, K. B.; EILERS, J. M.; SANTELMANN, M. V. Water quality modeling of alternative agricultural scenarios in the U.S. Corn Belt. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 38, n. 3, p. 773-787, 2002.

VADAS, P. A.; WHITE, M. J. Validating soil phosphorus routines in the SWAT model. **Transaction of the ASAE**, Saint Joseph, v. 53, n. 5, p. 1469-1476, Sept. 2010.

VERTESSY, R. A. et al. Predicting water yield from a montain ash forest catchment using a terrain analysis based catchment model. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 150, n. 2/4, p. 665-700, Oct. 1993.

VIOLA, M. R. **Simulação hidrológica nas bacias de drenagem para o reservatório da UHE de Camargos/CEMIG**. 2008. 120 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Água e Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

WILLIAMS, J. R. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In: **SEDIMENT YIELD WORKSHOP**, 1., 1975, Oxford. **Proceedings...** Oxford: USDA Sedimentation Laboratory, 1975. p. 244-252.

WILLIAMS, J. R.; JONES, C. A.; DYKE, P. T. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. **Transaction of ASAE**, Saint Joseph, v. 27, n. 1, p. 129-144, Apr. 1984.

WILLIAMS, J. R.; NICKS, A. D.; ARNOLD, J. G. Simulator for water resources in rural basins. **Journal of Hydraulic Engineering**, New York, v. 111, n. 6, p. 970-986, Dec. 1985.

WINCHELL, M. J. et al. **ArcSWAT interface for SWAT 2005: user's guide**. Temple: Blackland Research Center, 2007. 431 p.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains**. Washington: USDA-ARS, 1965. 52 p. (Agriculture Handbook, 282).

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. 1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. **Agricultural Handbook**. Washington: U.S. Department of Agriculture 58 p. (Agricultural handbook n. 537).

ZAPPA, M. **Multiple-response verification of a distributed hydrological model at different spatial scales**. 2002. 167 p. Thesis (Ph.D. in Natural Science) - Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, 2002.

**ANEXOS**

## ANEXO A – Equacionamento do modelo SWAT

### Balço hídrico

No modelo SWAT a determinação da produção de água na bacia hidrográfica tem como base a equação do balanço hídrico:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - w_{seep} - Q_{gm}) \quad (1)$$

Onde:

$SW_t$  = conteúdo final de água no solo (mm);

$SW_0$  = conteúdo inicial de água no solo (mm);

$R_{day}$  = precipitação (mm);

$Q_{surf}$  = escoamento superficial total (mm);

$E_a$  = evapotranspiração (mm);

$w_{seep}$  = percolação (mm);

$Q_{gw}$  = fluxo de retorno, ou ascensão capilar (mm).

### Escoamento superficial direto

A subdivisão da bacia hidrográfica permite ao modelo refletir diferenças da evapotranspiração para diversas culturas e classes de solo. O escoamento é previsto separadamente para cada HRU e encaminhado para obter o escoamento total da bacia. Isto aumenta a precisão e oferece uma descrição mais detalhada do balanço hídrico na bacia (ARNOLD, et al., 1998).

O escoamento superficial ocorre quando a taxa de aplicação de água no solo supera a taxa de infiltração. Quando a água é inicialmente aplicada no solo

seco, a taxa de infiltração é geralmente elevada, no entanto irá diminuir a medida que o solo se torna mais úmido. Quando a taxa de aplicação supera a taxa de infiltração as depressões do solo começam a encher. Se a taxa de aplicação continua superior, uma vez que todas as depressões do solo tenham se preenchido, dá-se o início do escoamento superficial.

O modelo SWAT disponibiliza dois métodos para estimar o escoamento superficial: 1) Método da Curva-Número (CN) do *Soil Conservation Service* (SCS) (USDA-SCS, 1972) e 2) Método de infiltração de *Green & Ampt* (1911). Neste trabalho foi selecionado o método da Curva Número (SCS-CN) devido à disponibilidade das informações, ampla aplicação mundial como pode ser observado nos trabalhos de Arnold et al. (1998), Machado (2002), Machado et al. (2003), Mishra (2007), Marchioro (2008), Durães (2010) entre outros, e pela precisão do método em estimar o escoamento superficial.

O Método Curva-Número (CN), do *Soil Conservation Service* – SCS (USDA-SCS, 1972) inserido no SWAT, para calcular o escoamento superficial em função do tipo, uso e manejo do solo, é dado pela equação 2:

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

Onde:

$Q_{surfD}$  = escoamento superficial direto diário (mm);

$R_{day}$  = precipitação diária (mm);

$I_a$  = abstração inicial, que inclui o armazenamento superficial, interceptação e a infiltração antes do escoamento, (mm);

$S$  = parâmetro de retenção (mm).

A abstração inicial ( $I_a$ ) é comumente aproximada a  $0,2S$  e, substituindo na equação 2 tem-se:

$$Q_{surfD} = \frac{(R_{day} - 0,2S)^2}{(R_{day} + 0,8S)} \quad (3)$$

O parâmetro de retenção ( $S$ ) varia espacialmente devido as classes de solo, cobertura, manejo, declividade e temporalmente devido as mudanças no conteúdo de água no solo (NEITSCH et al., 2005). O parâmetro de retenção é descrito pela equação 4:

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

A escala de CN não é linear e varia de 1 a 100. Os extremos correspondem respectivamente a uma cobertura permeável até uma cobertura impermeável.

Desse modo, para os valores de CN, são consideradas 3 condições de umidade, conforme o *Soil Conservation Service* (SCS):

CN<sub>1</sub>: curva número para a condição 1, situação em que os solos estão abaixo da capacidade de campo;

CN<sub>2</sub>: curva número para a condição 2, situação em que os solos encontram-se próximos a capacidade de campo;

CN<sub>3</sub>: curva número para a condição 3, situação em que os solos estão acima da capacidade de campo.

Para computar os valores corrigidos de  $CN_1$  e  $CN_3$ , estes foram relacionados com  $CN_2$  por meio das equações 5 e 6:

$$CN_1 = CN_2 - \frac{20 * (100 - CN_2)}{(100 - CN_2 + \exp[2,533 - 0,0636 * (100 - CN_2)])} \quad (5)$$

$$CN_3 = CN_2 * \exp[0,00673 * (100 - CN_2)] \quad (6)$$

Segundo o *Natural Resource Conservation Service* (NRCS) os solos são classificados em 4 grupos hidrológicos segundo características de infiltração: A, B, C e D. Foi definido como grupo hidrológico um grupo de solos que tem similaridade em termos de potencial de geração de escoamento superficial sobre a similaridade de condições de tormenta e cobertura do solo.

Os grupos hidrológicos e suas respectivas características segundo *NRCS* (1996) podem ser:

**Grupo A:** possui baixo potencial de escoamento, alta taxa de infiltração quando completamente úmido e perfil profundo, geralmente arenoso, com pouco silte e argila.

**Grupo B:** moderada taxa de infiltração quando completamente úmido e profundidade moderada. Moderada percolação.

**Grupo C:** baixa taxa de infiltração quando completamente úmido, camada de impedimento e considerável porcentagem de argila, com baixa percolação.

**Grupo D:** elevado potencial de escoamento superficial, baixa taxa de infiltração e camada impermeável, possuindo textura argilosa e baixo potencial de percolação.

Com o escoamento superficial direto calculado pelo método da Curva Número, o volume de escoamento liberado para o canal principal é calculado pela equação 7:

$$Q_{surf} = (Q'_{surf} + Q_{stor,i-1}) * \left( 1 - \exp\left(\frac{-surlag}{t_{conc}}\right) \right) \quad (7)$$

Onde:

$Q_{surf}$  = volume de escoamento superficial descarregado no canal principal em um dado dia (mm);

$Q'_{surf}$  = volume de escoamento superficial gerado em uma dada sub-bacia em um dado dia (mm);

$Q_{stor,i-1}$  = volume de escoamento superficial armazenado em um dia anterior (mm);

$surlag$  = coeficiente de atraso do escoamento superficial;

$t_{conc}$  = tempo de concentração para uma dada sub-bacia (horas).

Segundo a documentação teórica do modelo descrita por Neitsch et al.

(2005) a expressão  $\left( 1 - \exp\left[\frac{-surlag}{t_{conc}}\right] \right)$  representa a fração total de água

disponível que será permitida entrar no canal em um dia qualquer. Os valores para esta expressão, com diferentes valores de  $surlag$  e tempos de concentração podem ser visualizados na Figura 1A.

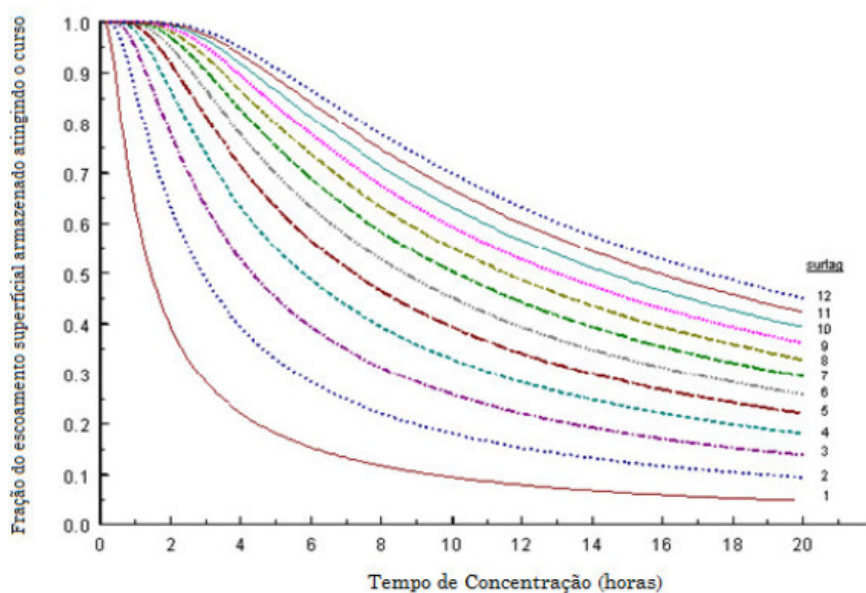


Figura 1A Influência do parâmetro *surlag* e do tempo de concentração na fração de escoamento que atinge o canal. Adaptado de Neitsch et al. (2005).

Observa-se que para um dado tempo de concentração, como o *surlag* decai em valor, mais água é retida no armazenamento. O atraso na liberação do escoamento superficial direto suavizará as variações da vazão simulada no curso d'água (DURAES, 2010).

### Vazão de pico

A vazão de pico é a vazão máxima de escoamento superficial que ocorre com um determinado evento de chuva. O modelo SWAT calcula a vazão de pico através do método racional. Este método é amplamente utilizado nos projetos hidráulicos, previsão de enchentes, chuva de projeto e controle da vazão.

O método racional é baseado na suposição de que se uma chuva com intensidade de precipitação ( $i$ ) começa no tempo ( $t=0$ ) e continua

indefinidamente, a taxa de escoamento irá aumentar até o tempo de concentração ( $t_{conc}$ ), quando toda sub-bacia estará contribuindo para o fluxo na saída. O método racional é dado pela equação 8:

$$q_{peak} = \frac{C * i * A}{3,6} \quad (8)$$

Onde:

$q_{peak}$  = vazão de pico ( $m^3.s^{-1}$ );

$C$  = coeficiente de escoamento superficial;

$i$  = intensidade de precipitação ( $mm.h^{-1}$ );

$A$  = área da sub-bacia ( $km^2$ );

3,6 = fator de correção de unidades.

### **Tempo de concentração**

O tempo de concentração ( $t_{conc}$ ) é o tempo desde o início de evento de chuva até que toda a bacia esteja contribuindo para o fluxo no exutório. Em outras palavras o  $t_{conc}$  é o tempo gasto para uma gota de chuva fluir desde o ponto mais remoto da bacia até o exutório. O  $t_{conc}$  é calculado somando o tempo que a água flui na superfície a partir do ponto mais distante na sub-bacia até atingir um canal, mais o tempo de percurso no canal até atingir a saída da sub-bacia, representado na equação 9:

$$t_{conc} = t_{ov} + t_{ch} \quad (9)$$

Onde:

$t_{conc}$  = tempo de concentração na sub-bacia (h);

$t_{ov}$  = tempo de escoamento na superfície (h);

$t_{ch}$  = tempo de escoamento no canal (h).

O tempo de escoamento na superfície é calculado pela equação 10:

$$t_{ov} = \frac{L_{spl}^{0,6} * n^{0,6}}{18 * spl^{0,3}} \quad (10)$$

Onde:

$t_{ov}$  = tempo de escoamento na superfície (h);

$L_{spl}$  = comprimento de rampa (m);

$n$  = coeficiente de rugosidade de Manning para o canal;

$spl$  = declividade média na sub-bacia ( $m.m^{-1}$ ).

Para o calculo do tempo de escoamento no canal, o modelo SWAT utiliza a equação 11:

$$t_{ch} = \frac{0,62 * L * n^{0,75}}{A^{0,125} * spl_{ch}^{0,375}} \quad (11)$$

Onde:

$t_{ch}$  = tempo de escoamento no canal (h);

$L$  = comprimento do canal na sub-bacia, desde a nascente até o exutório da sub-bacia (km);

$n$  = coeficiente de rugosidade de Manning para o canal;

$A$  = área da sub-bacia ( $km^2$ );

$spl_{ch}$  = declividade média do canal ( $m.m^{-1}$ ).

### **Coefficiente de escoamento superficial**

No cálculo do coeficiente de escoamento da equação da vazão de pico (Equação 8), o modelo SWAT adota a equação 12:

$$C = \frac{Q_{surf}}{R_{day}} \quad (12)$$

Onde:

$C$  = coeficiente de escoamento superficial;

$Q_{surf}$  = volume de escoamento superficial descarregado no canal principal em um dado dia (mm);

$R_{day}$  = precipitação em um dado dia (mm).

A intensidade de precipitação é a taxa de precipitação média durante o tempo de concentração. Com base nesta definição o SWAT calcula a intensidade de precipitação pela equação 13:

$$i = \frac{R_{tc}}{t_{conc}} \quad (13)$$

Sendo que:

$i$  = intensidade de precipitação ( $\text{mm.h}^{-1}$ );

$R_{tc}$  = taxa de precipitação durante o tempo de concentração (mm);

$t_{conc}$  = tempo de concentração na sub-bacia (h).

A lâmina de precipitação durante o tempo de concentração é calculada pelo SWAT com base na equação 14:

$$R_{ct} = \alpha_{tc} * R_{day} \quad (14)$$

Onde:

$R_{tc}$  = lâmina de precipitação durante o tempo de concentração (mm);

$\alpha_{tc}$  = fração da precipitação que ocorre durante o tempo de concentração.

$R_{day}$  = precipitação em um dado dia (mm).

O SWAT estima a fração da chuva que ocorre durante o tempo de concentração ( $\alpha_{tc}$ ), como uma função da fração da chuva intensa de 30 minutos conforme descrito na equação 15:

$$\alpha_{tc} = 1 - \exp[2 * t_{conc} * \ln(1 - \alpha_{0,5})] \quad (15)$$

Onde:

$t_{conc}$  = tempo de concentração da sub-bacia (h);

$\alpha_{0,5}$  = fração da chuva intensa de 30 minutos.

A chuva intensa de 30 min é calculada a partir da distribuição triangular, usando dados de precipitação diária e a maior chuva intensa de 30 min ocorrida em um dado mês. A chuva intensa de 30 min é calculada somente para os dias em que o escoamento superficial direto tenha sido gerado. A distribuição triangular usa as equações 16, 17, 18 e 19 para gerar a fração da chuva intensa de 30 min:

$$\text{se } rnd_1 \leq \left( \frac{\alpha_{0,5mon} - \alpha_{0,5L}}{\alpha_{0,5U} - \alpha_{0,5L}} \right) \quad \text{então,} \quad (16)$$

$$\alpha_{0,5} = \alpha_{0,5L} + [rnd_1 * (\alpha_{0,5U} - \alpha_{0,5L}) * (\alpha_{0,5mon} - \alpha_{0,5L})]^{0,5} \quad (17)$$

$$\text{se } rnd_1 > \left( \frac{\alpha_{0,5mon} - \alpha_{0,5L}}{\alpha_{0,5U} - \alpha_{0,5L}} \right) \quad \text{então,} \quad (18)$$

$$\alpha_{0,5} = \alpha_{0,5U} - (\alpha_{0,5U} - \alpha_{0,5mon}) * \left[ \frac{\alpha_{0,5U}(1 - rnd_1) - \alpha_{0,5L}(1 - rnd_1)}{\alpha_{0,5U} - \alpha_{0,5mon}} \right]^{0,5} \quad (19)$$

Sendo que:

$\alpha_{0,5mon}$  = fração de chuva de 30 min máxima média para o mês;

$rnd_1$  = número aleatório gerado pelo modelo a cada dia;

$\alpha_{0,5L}$  = limite inferior da distribuição triangular;

$\alpha_{0,5U}$  = limite superior da distribuição triangular, calculado pela equação 20;

$$\alpha_{0,5U} = 1 - \exp\left(\frac{-125}{R_{day} + 5}\right) \quad (20)$$

onde:

$R_{day}$  = precipitação em um dado dia (mm).

A fração da chuva de 30 min máxima média para o mês,  $\alpha_{0,5mon}$ , é calculada pela equação 21:

$$\alpha_{0,5mon} = adj_{0,5\alpha} \left[ 1 - \exp\left(\frac{R_{0,5sm(mon)}}{\mu_{mon} * \ln\left(\frac{0,5}{yrs * days_{wet}}\right)}\right) \right] \quad (21)$$

Sendo:

$adj_{0,5\alpha}$  = fator de ajuste;

$R_{0,5sm(mon)}$  = chuva máxima de 30 min para um dado mês;

$\mu_{mon}$  = chuva diária média para o mês (mm);

$yrs$  = número de anos de dados de chuva utilizados para obter valores de chuvas intensas de 30 min máximas reais;

$days_{wet}$  = número de dias de chuva no mês.

$$R_{0,5sm(mon)} = \frac{R_{0,5x(mon-1)} + R_{0,5x(mon)} + R_{0,5x(mon+1)}}{3} \quad (22)$$

Sendo:

$R_{0,5x}$  = chuva máxima de 30 min para o mês especificado.

### Percolação

No SWAT a percolação é calculada para cada camada de solo no perfil. O modelo utiliza uma técnica de propagação do armazenamento, combinado com um modelo de fluxo de fendas no solo para simular o escoamento através de cada camada de solo. Uma vez que a água percolou abaixo da zona radicular, este volume é armazenado como água subterrânea ou surge como escoamento de retorno à jusante do ponto considerado. A equação utilizada para calcular a quantidade de água que penetra na próxima camada é dada por:

$$w_{perc,ly} = SW_{ly,excess} * \left( 1 - \exp \left[ \frac{-\Delta t}{TT_{perc}} \right] \right) \quad (23)$$

Onde:

$w_{perc,ly}$  = quantidade de água que percola para a próxima camada de solo (mm);

$SW_{ly,excess}$  = volume de água drenável na camada de solo (mm);

$\Delta t$  = duração do passo de tempo (h);

$TT_{perc}$  = tempo de propagação através da camada de solo (h).

O volume disponível para percolação na camada de solo ( $SW_{ly,excess}$ ), é calculado com base nas equações 24 e 25:

$$SW_{ly,excess} = SW_{ly} - FC_{ly} \quad \text{se} \quad SW_{ly} > FC_{ly} \quad (24)$$

$$SW_{ly,excess} = 0 \quad \text{se} \quad SW_{ly} < FC_{ly} \quad (25)$$

Sendo que:

$SW_{ly}$  = conteúdo de água na camada de solo (mm);

$FC_{ly}$  = conteúdo de água na camada de solo na capacidade de campo (mm).

O tempo de propagação da percolação através da camada de solo ( $TT_{perc}$ ) é calculado através da equação 26:

$$TT_{perc} = \frac{SAT_{ly} - FC_{ly}}{K_{sat}} \quad (26)$$

Onde:

$SAT_{ly}$  = volume de água na camada de solo quando completamente saturado (mm);

$K_{sat}$  = condutividade hidráulica do solo saturado ( $\text{mm.h}^{-1}$ )

### Escoamento lateral ou subsuperficial

Na documentação teórica do modelo (NEITSCH et al., 2005) os autores afirmam que o escoamento lateral pode ser significativo em áreas de solos com alta condutividade hidráulica nas camadas superficiais (0 a 2 m) e uma camada impermeável ou semipermeável rasa após esta. Em tal sistema, a precipitação irá percolar verticalmente até encontrar a camada impermeável. O volume de água que fica retido acima desta camada impermeável forma a zona saturada, sendo esta a fonte de água para o escoamento lateral também chamado de escoamento subsuperficial.

Segundo Neitsch et al. (2005), o modelo SWAT incorpora um modelo de onda cinemática para o escoamento lateral desenvolvido por Sloan et al. (1983) e resumidos por Sloan e Moore (1984). Este modelo é baseado no balanço de massa líquido onde o seguimento em declive (encostas) é utilizado como volume de controle, calculando dessa forma o escoamento lateral em cada camada de solo.

A equação utilizada pelo modelo SWAT no cálculo do escoamento lateral é dada por:

$$Q_{lat} = 0,024 * \left( \frac{2 * SW_{ly,excess} * K_{sat} * slp}{\phi_d * L_{hill}} \right) \quad (27)$$

Onde:

$Q_{lat}$  = quantidade de água que esco subsuperficialmente (mm)

$SW_{ly,excess}$  = volume de água drenada na camada de solo (mm);

$K_{sat}$  = condutividade hidráulica do solo saturado (mm.h<sup>-1</sup>);

$slp$  = declividade média da sub-bacia (m.m<sup>-1</sup>);

$\phi_d$  = porosidade drenável na camada de solo (mm.mm<sup>-1</sup>);

$L_{hill}$  = comprimento do declive (m).

Em grandes bacias hidrográficas, com tempo de concentração nas sub-bacias maior que 1 dia, apenas uma parte do escoamento lateral vai chegar a rede de drenagem no mesmo dia em que é gerado. Dessa forma o SWAT incorpora um recurso de armazenamento de escoamento lateral, que faz com que uma parte chegue a rede de drenagem no mesmo dia e outra chegue a rede de drenagem posteriormente. Este recurso é chamado de “lag” do escoamento lateral (*Lateral Flow Lag*).

Como este estudo foi realizado em uma bacia hidrográfica pequena (688ha), com tempo de concentração menor que um dia, para todas as sub-bacias geradas, não será descrito as rotinas do “*Lateral Flow Lag*”, podendo ser encontradas em Neitsch et al. (2005).

### **Escoamento base ou subterrâneo**

Em termos de escoamento subterrâneo, o modelo simula dois tipos de aquíferos em cada sub-bacia: freático (não confinado) e confinado. O aquífero freático ou não confinado contribui para o escoamento no canal ou trecho das sub-bacias, sendo a contribuição da água subterrânea para a vazão total simulada nas seções de controle, feita criando-se um armazenamento no aquífero não confinado (ARNOLD et al., 1998). No caso do aquífero confinado, admite-se que o mesmo contribui para o escoamento de água para fora da bacia hidrográfica simulada (ARNOLD; ALLEN; BERNHARDT, 1993).

O escoamento de base ou subterrâneo somente entra no trecho do canal se a quantidade de água armazenada no aquífero exceder um valor limiar especificado pelo usuário. A água armazenada do estado estacionário do

escoamento subterrâneo até a recarga é dada pela equação 28 (HOOGHOUDT, 1940 citado por NEITSCH et al., 2005):

$$Q_{gw} = \frac{8000 * K_{sat} * h_{wtbl}}{L_{gw}^2} \quad (28)$$

Onde:

$Q_{gw}$  = escoamento subterrâneo do canal principal (mm);

$K_{sat}$  = condutividade hidráulica do solo saturado (mm.h<sup>-1</sup>);

$L_{gw}$  = distancia do divisor subterrâneo da bacia até o canal principal (m);

$h_{wtbl}$  = altura do lençol freático (m).

Quando ocorre a recarga do aquífero, o escoamento subterrâneo pode ser calculado conforme as equações 29 e 30:

$$\begin{aligned} \text{Se} \quad & aq_{sh} > aq_{shthr,q} \\ Q_{gw,i} &= Q_{gw,i-1} * \exp[-\alpha_{gw} * \Delta t] + w_{rchrg,sh} * (1 - \exp[-\alpha_{gw} * \Delta t]) \end{aligned} \quad (29)$$

$$\begin{aligned} \text{Se} \quad & aq_{sh} \leq aq_{shthr,q} \\ Q_{gw,i} &= 0 \end{aligned} \quad (30)$$

Sendo:

$Q_{gw,i}$  = escoamento subterrâneo no canal principal no dia  $i$  (mm);

$Q_{gw,i-1}$  = escoamento subterrâneo no canal principal no dia  $i-1$  (mm);

$K_{sat}$  = condutividade hidráulica saturada (mm h<sup>-1</sup>);

$\alpha_{gw}$  = constante de recessão de escoamento de base;

$\Delta t$  = passo de tempo;

$W_{rchrg,sh}$  = quantidade de água de recarga entrando no aquífero freático no dia  $i$  (mm);

$aq_{hh}$  = quantidade de água inicial armazenada no aquífero freático no dia  $i$  (mm);

$aq_{shthr,q}$  = nível limiar de água no aquífero freático para que ocorra contribuição da água subterrânea para o canal principal (mm).

Quando não ocorre recarga do aquífero, o escoamento subterrâneo pode ser calculado conforme as equações 31 e 32:

$$Q_{gw} = Q_{gw,0} * \exp[-\alpha_{gw} * t] \quad \text{se} \quad aq_{sh} > aq_{shthr,q} \quad (31)$$

$$Q_{gw,i} = 0 \quad \text{se} \quad aq_{sh} \leq aq_{shthr,q} \quad (32)$$

Sendo:

$Q_{gw}$  = escoamento subterrâneo no canal principal no tempo  $t$  (mm);

$Q_{gw,0}$  = escoamento subterrâneo no canal principal no início da recessão (mm);

$\alpha_{gw}$  = constante de recessão de escoamento de base;

$t$  = tempo passado desde o início da recessão;

$aq_{sh}$  = quantidade de água inicial armazenada no aquífero freático no dia  $i$  (mm);

$aq_{shthr,q}$  = nível limiar de água no aquífero freático para que ocorra contribuição da água subterrânea para o canal principal (mm).

A constante de recessão do escoamento base é calculada pela equação 33:

$$\alpha_{gw} = \frac{1}{N} * \ln \left[ \frac{Q_{gw,N}}{Q_{gw,0}} \right] = \frac{1}{BFD} * \ln[10] = \frac{2,3}{BFD} \quad (33)$$

Onde:

$Q_{gw,N}$  = escoamento subterrâneo no canal principal no tempo N (mm);

$Q_{gw,0}$  = escoamento subterrâneo no canal principal no início da recessão (mm);

$BFD$  = número de dias com recessão do escoamento na bacia hidrográfica.

A água pode mover-se do aquífero freático para zona não saturada adjacente. Em períodos quando essa camada do aquífero está seca, a água da franja capilar que separa as zonas saturadas e não saturadas vai evaporar e mover para cima de forma difusa. Como a água é removida da franja capilar por evaporação, ela é substituída pela água do aquífero subjacente. A água também pode ser retirada do aquífero por plantas com raízes profundas, as chamadas freatófitas, as quais são capazes de captar água diretamente do aquífero saturado (NEITSCH et al., 2005, p.170).

O movimento de água para as camadas adjacentes não saturadas é modelado pelo SWAT como uma função da demanda de água para a evapotranspiração. Para evitar confusão com a evaporação de água do solo e a transpiração, este processo é chamado de *revap* pelo SWAT. Este processo é significativo em bacias onde a zona saturada não está muito abaixo da superfície ou em locais onde plantas com raízes profundas se desenvolvem. Como o tipo da cobertura vegetal irá afetar a importância do *revap* no balanço de água, os parâmetros que governam essa variável geralmente variam com o uso do solo.

A quantidade máxima de água que será removida do aquífero via *revap* em um dado dia é calculado pela equação 34:

$$w_{revap, mx} = \beta_{rev} * E_0 \quad (34)$$

Onde:

$w_{revap,mx}$  = quantidade máxima de água movendo para a zona do solo em resposta à deficiência de água (mm H<sub>2</sub>O);

$\beta_{rev}$  = coeficiente *revap*;

$E_0$  = evapotranspiração potencial no dia (mm H<sub>2</sub>O).

Se  $w_{revap,mx}$  é a quantidade máxima de água movendo para a zona do solo em resposta à deficiência de água, a quantidade atual de *revap* que irá ocorrer em um dado dia pode ser escrita como:

$$w_{revap} = 0 \quad \text{se } aq_{sh} \leq aq_{shthr,rvp} \quad (35)$$

$$w_{revap} = w_{revap,mx} - aq_{shthr,rvp} \quad \text{se } aq_{shthr,rvp} < aq_{sh} < (aq_{shthr,rvp} + w_{revap,mx}) \quad (36)$$

$$w_{revap} = w_{revap,mx} \quad \text{se } aq_{sh} \geq (aq_{shthr,rvp} + w_{revap,mx}) \quad (37)$$

Onde:

$w_{revap}$  = quantidade de água movendo para a zona do solo em resposta à deficiência de água (mm H<sub>2</sub>O);

$w_{revap,mx}$  = quantidade máxima de água movendo para a zona do solo em resposta à deficiência de água (mm H<sub>2</sub>O);

$aq_{sh}$  = quantidade de água armazenada no aquífero freático no início do dia *i* (mmH<sub>2</sub>O);

$aq_{shthr,rvp}$  = limite do nível de água no aquífero freático para *revap* ou percolação para o aquífero confinado (mm H<sub>2</sub>O).

Uma fração do total diário da recarga pode ser dirigida para o aquífero confinado. No modelo SWAT a quantidade máxima de água que pode ser removida do aquífero freático para o aquífero confinado via percolação em um dado dia é apresentado pela equação 38:

$$w_{deep, mx} = \beta_{deep} * w_{rchrq} \quad (38)$$

$w_{deep, mx}$  = quantidade máxima de água movendo para o aquífero confinado em um dia  $i$  (mm H<sub>2</sub>O);

$\beta_{deep}$  = coeficiente de percolação do aquífero confinado;

$w_{rchrq}$  = quantidade de recarga entrando no aquífero no dia  $i$  (mm H<sub>2</sub>O).

$$w_{deep} = 0 \quad \text{se} \quad aq_{sh} \leq aq_{shthr} \quad (39)$$

$$w_{deep} = w_{deep, mx} - aq_{shthr, rvp} \quad \text{se} \quad aq_{shthr} < aq_{sh} < (aq_{shthr} + w_{revap, mx}) \quad (40)$$

$$w_{deep} = w_{deep, mx} \quad \text{se} \quad aq_{sh} \geq (aq_{shthr} + w_{revap, mx}) \quad (41)$$

Onde:

$w_{deep}$  = quantidade atual de água movendo para o aquífero coninado no dia  $i$  (mmH<sub>2</sub>O);

$w_{deep, mx}$  = quantidade máxima de água movendo para o aquífero coninado em um dia  $i$  (mmH<sub>2</sub>O);

$aq_{sh}$  = quantidade de água armazenada no aquífero freático no começo do dia  $i$  (mmH<sub>2</sub>O);

$aq_{shthr, rvp}$  = limite do nível de água no aquífero freático para que ocorra *revap* ou percolação para o aquífero coninado (mmH<sub>2</sub>O).

Na documentação teórica do modelo Neitsch et al (2005) relatam que embora o SWAT não disponibilize a altura de água subterrânea em seus arquivos de saída, essa altura é atualizada diariamente pelo modelo. Essa altura é relacionada com o fluxo de água subterrânea conforme:

$$Q_{gw} = \frac{8000 \cdot K_{sat}}{L_{gw}^2} \cdot h_{wtbl} = \frac{8000 \cdot \mu}{10} \cdot \frac{10 \cdot K_{sat}}{\mu \cdot L_{gw}^2} \cdot h_{wtbl} = 800 \cdot \mu \cdot \alpha_{gw} \cdot h_{wtbl} \quad (42)$$

Substituindo na equação 29 tem-se:

$$h_{wtbl,i} = h_{wtbl,i-1} \cdot \exp[-\alpha_{gw} \cdot \Delta t] + \frac{w_{rchrq} \cdot (1 - \exp[-\alpha_{gw} \cdot \Delta t])}{800 \cdot \mu \cdot \alpha_{gw}} \quad (43)$$

Sendo:

$h_{wtbl,i}$  = altura do aquífero freático no dia  $i$  (m);

$h_{wtbl,i-1}$  = altura do aquífero freático no dia  $i-1$  (m);

$\alpha_{gw}$  = constante de recessão;

$\Delta t$  = intervalo de tempo;

$w_{rchrq}$  = quantidade de recarga entrando no aquífero no dia  $i$  (mm H<sub>2</sub>O);

$\mu$  = rendimento específico do aquífero freático (m.m<sup>-1</sup>).

Logo pode-se descrever o balanço de água para o aquífero confinado pela equação 44:

$$aq_{dp,i} = aq_{dp,i-1} + w_{deep} - w_{pump,dp} \quad (44)$$

Onde:

$aq_{dp,i}$  = quantidade de água armazenada no aquífero confinado no dia  $i$  (mmH<sub>2</sub>O);

$aq_{dp,i-1}$  = quantidade de água armazenada no aquífero confinado no dia  $i-1$  (mmH<sub>2</sub>O);

$w_{deep}$  = quantidade de água percolando do aquífero freático para o confinado no dia  $i$  (mm H<sub>2</sub>O);

$w_{pump,dp}$  = quantidade de água removida do aquífero confinado por bombeamento no dia  $i$  (mm H<sub>2</sub>O).

### **Evapotranspiração**

A evapotranspiração é um termo coletivo que inclui todos os processos onde a água na superfície terrestre é convertida em vapor d'água. Inclui evaporação do dossel da vegetação, transpiração, sublimação e evaporação do solo. Cerca de 62% da precipitação que ocorre sobre os continentes é evapotranspirada (NEITSCH et al., 2005).

O modelo SWAT oferece três opções para a estimativa da evapotranspiração potencial: Penman & Monteith, Hargreaves & Samani e Priestley & Taylor. O método mais utilizado no modelo SWAT é o de Penman & Monteith, que requer dados de radiação solar, temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento. É possível ainda inserir a série de evapotranspiração de referência na interface ArcSWAT.

Neste trabalho foi inserida a série de evapotranspiração de referência calculada pelo método de Penman-Monteith-FAO. Este método foi escolhido neste trabalho em virtude das informações disponíveis. O método combina componentes que representam a energia necessária para manter a evaporação, a força do mecanismo necessária para remover o vapor d'água e condições de resistência aerodinâmica e de superfície (NEITSCH et al., 2005). A equação de Penman & Monteith é dada por:

$$E_0 = \frac{0,408 \cdot \Delta \cdot (R_n - G) + \gamma \cdot \frac{900}{T + 273} \cdot v_2 \cdot (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma \cdot (1 + 0,34 \cdot v_2)} \quad (45)$$

Onde:

$E_0$  = Evapotranspiração potencial (mm dia<sup>-1</sup>);

$\Delta$  = declividade da curva da pressão de saturação de vapor com a temperatura (kPa.°C<sup>-1</sup>);

$R_n$  = saldo de radiação, ou radiação líquida (MJ m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>);

$G$  = densidade de fluxo de calor do solo (MJ m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>);

$\gamma$  = constante psicrométrica (kPa °C<sup>-1</sup>);

$v_2$  = velocidade do vento na altura da estação (2 metros de altura)(m.s<sup>-1</sup>);

$e_s$  = pressão de saturação do vapor d'água (kPa);

$e_a$  = pressão atual de vapor d'água (kPa);

$T$  = temperatura média do ar (°C).

A declividade da curva da pressão de saturação de vapor com a temperatura é estimada pela equação 46:

$$\Delta = \frac{4098 \cdot e_s}{(T + 237,3)^2} \quad (46)$$

A pressão de saturação do vapor d'água ( $e_s$ ) é estimada com base na equação 47:

$$e_s = 0,6108 \cdot e^{\left(\frac{17,27 \cdot T}{T + 237,3}\right)} \quad (47)$$

A pressão atual de vapor d'água ( $e_a$ ) é calculada pela equação 48:

$$e_a = e_s \cdot \frac{UR}{100} \quad (48)$$

Onde UR é a umidade relativa do ar (%), média diária.

O saldo de radiação ou radiação líquida ( $R_n$ ) é estimado pela equação 49:

$$R_n = OC + OL \quad (49)$$

Onde OC é o balanço de ondas curtas e OL o balanço de ondas longas.

O balanço de ondas curtas (OC) é calculado pela equação 50:

$$OC = R_s \cdot (1 - \alpha) \quad (50)$$

Em que  $R_s$  é a radiação solar ( $\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ ) e  $\alpha$  é o albedo do solo.

O balanço de ondas longas (OL) é estimado com base na equação 51:

$$OL = -\left[0,56 - 0,09 \cdot (e_a)^{0,5}\right] 20,17 \cdot 10^{-10} \cdot T^4 \cdot \left[0,1 + 0,9 \cdot \frac{n}{N}\right] \quad (51)$$

onde T é a temperatura média do ar (K), n é a insolação (horas),  $e_a$  é a pressão de vapor d'água (mmHg), N é o fotoperíodo (horas):

$$N = \frac{2H}{15} \quad (52)$$

Onde  $H$  é o ângulo horário do nascer ou pôr do solo (graus), estimado pela equação 53:

$$H = \arccos.(-\tan \varphi. \tan \delta) \quad (53)$$

Em que  $\varphi$  é a latitude local (graus) e  $\delta$  é a declinação solar (°C). A declinação solar é estimada com base na equação 54:

$$\delta = 23,45.\text{sen}\left(\frac{360}{365} \cdot (284 + D_j)\right) \quad (54)$$

Onde  $D_j$  corresponde ao dia juliano.

A insolação é estimada por:

$$n = \left(\frac{R_s}{Q_0} - a\right) \cdot \frac{N}{b} \quad (55)$$

Sendo  $Q_0$  a radiação solar extraterrestre ( $\text{MJ.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ ),  $R_s$  é a radiação solar ( $\text{MJ.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ ),  $N$  é o fotoperíodo (horas),  $b = 0,52$  e  $a$  é estimado com base na latitude local pela equação 56:

$$a = 0,29.\cos(\varphi) \quad (56)$$

A radiação solar extraterrestre é estimada pela equação 57:

$$Q_0 = \frac{0,0864}{\pi} \cdot S.Dr.(H.\text{sen}(\varphi).\text{sen}(\delta) + \cos(\varphi).\cos(\delta).\text{sen}(H)) \quad (57)$$

Onde  $S$  é a constante solar ( $1367 \text{ W.m}^2$ ),  $Dr$  é a distância relativa terra-sol,  $H$  é o ângulo horário do nascer ou pôr do solo (radianos). A distância relativa terra-sol é estimada pela equação 58:

$$Dr = 1,0001 + 0,0342 \cdot \cos(x) + 0,0012 \cdot \text{sen}(x) + 0,0007 \cdot \cos(2x) \quad (58)$$

sendo  $x$  calculado pela equação 59:

$$x = \frac{2 \cdot \pi (D_j - 1)}{365} \quad (59)$$

A constante psicromática ou coeficiente psicrométrico ( $\gamma$ ) é estimado pela equação 60:

$$\gamma = 0,0016286 \cdot \frac{Patm}{\lambda} \quad (60)$$

Sendo  $Patm$  a pressão atmosférica (kPa) e  $\lambda$  o calor latente de vaporização ( $\text{MJ.kg}^{-1} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$ ).

Determinada a evapotranspiração potencial, o modelo calcula a evapotranspiração total primeiramente considerando a evaporação de toda a precipitação interceptada pela cobertura vegetal e depois, a quantidade máxima de transpiração e a quantidade máxima de evaporação do solo.

A evaporação é determinada a partir da evapotranspiração de referencial separada em duas condições. Se a evapotranspiração potencial ( $E_o$ ) é menor que a quantidade de água livre retida nas copas ( $R_{int}$ ), então, utiliza-se a equação 61. Se a evapotranspiração potencial ( $E_o$ ) é maior que a quantidade de água livre mantida nas copas ( $R_{int}$ ) é utilizada a equação 62.

$$E_a = E_{can} = E_0 \Rightarrow R_{int(f)} = R_{int(i)} - E_{can} \quad (61)$$

$$E_a = R_{int(f)} \Rightarrow R_{int(f)} = 0 \quad (62)$$

Onde:

$E_a$  = quantidade de evapotranspiração real que ocorre numa bacia hidrográfica (mm dia<sup>-1</sup>);

$E_{can}$  = quantidade de evaporação de água livre nas copas (mm dia<sup>-1</sup>);

$E_0$  = evapotranspiração potencial (mm dia<sup>-1</sup>);

$R_{int(i)}$  = quantidade inicial de água livre mantida nas copas (mm dia<sup>-1</sup>);

$R_{int(f)}$  = quantidade final de água livre mantida nas copas (mm dia<sup>-1</sup>).

No modelo SWAT a quantidade de água evaporada do solo é estimada por funções exponenciais conforme a profundidade do solo e da quantidade de água. Dessa forma o SWAT divide a demanda evaporativa para as diferentes camadas de solo. A distribuição da profundidade utilizada para determinar a quantidade máxima de água que pode evaporar é calculada pela equação 63:

$$E_{soil,z} = E_s'' * \frac{z}{z + \exp(2,374 - 0,00713 * z)} \quad (63)$$

Onde:

$E_{soil,z}$  = demanda de evaporação na profundidade  $z$  (mm);

$E_s''$  = evaporação máxima da água no solo (mm dia<sup>-1</sup>);

$z$  = profundidade da camada do solo a partir da superfície (mm).

Segundo Neitsch et al. (2005) os coeficientes desta equação foram selecionados de forma que 50% da demanda evaporativa é extraída dos 10mm

iniciais da camada de solo e que 95% da demanda evaporativa é extraída dos 100mm iniciais da camada de solo. Sendo assim a quantidade de demanda evaporativa para uma camada de solo é determinada pela diferença entre as demandas evaporativas calculadas nas camadas superiores e inferiores do perfil do solo.

$$E_{soil,ly} = E_{soil,zl} - E_{soil,zu} \quad (64)$$

Onde:

$E_{soil,ly}$  = demanda evaporativa para a camada ly (mm H<sub>2</sub>O);

$E_{soil,zl}$  = demanda evaporativa na camada inferior do solo (mm H<sub>2</sub>O);

$E_{soil,zu}$  = demanda evaporativa na camada superior do solo (mm H<sub>2</sub>O).

O modelo SWAT não permite uma camada diferente para compensar a incapacidade de uma outra camada atender sua demanda evaporativa. A demanda evaporativa não sendo atingida por uma camada pode resultar em redução real na evapotranspiração dentro de uma HRU.

Dessa forma um coeficiente de compensação denominado *esco* foi incorporado na equação 64 para permitir que o usuário modifique a distribuição em profundidade usada para atender a demanda evaporativa do solo, conforme a equação 64:

$$E_{soil,ly} = E_{soil,zl} - E_{soil,zu} * esco \quad (64)$$

Onde:

*esco* = coeficiente de compensação da demanda evaporativa do solo.

A Figura 2A mostra a solução da equação 64 para diferentes valores de  $esco$ , em que a sua redução, permite extração maior de água pela demanda evaporativa a partir de camadas mais baixas.

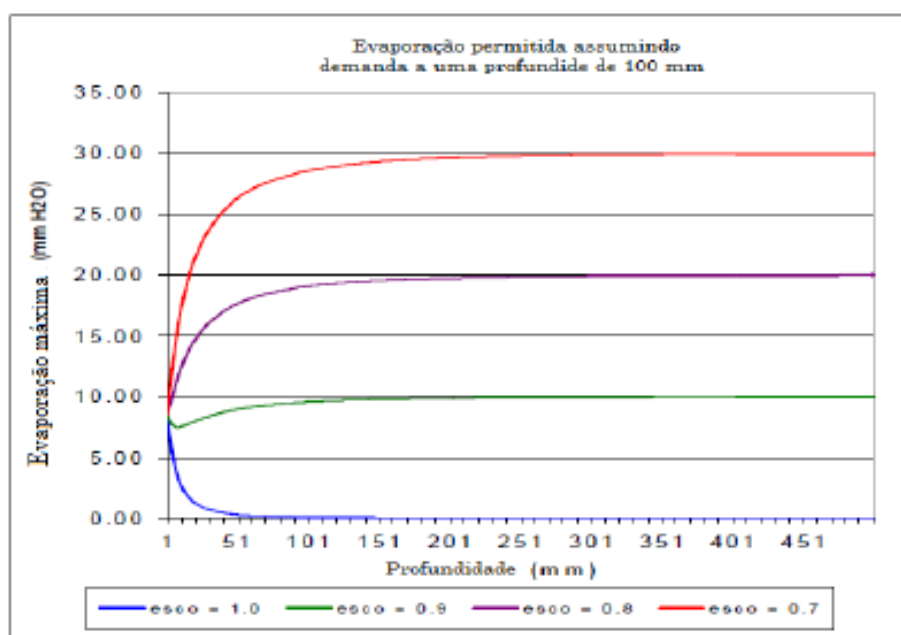


Figura 2A Distribuição da demanda evaporativa do solo. Adaptado de Neitsch et al. (2005).

## Sedimentos

No modelo SWAT a erosão causada pela chuva é estimada através da Equação Universal de Perda de Solos Modificada (*Modified Universal Soil Loss Equation – MUSLE*) desenvolvida por Williams (1975). A MUSLE é a versão modificada da USLE desenvolvida por Wischmeier e Smith (1965). Enquanto a USLE prediz a erosão média em função da energia da chuva, a MUSLE utiliza a quantidade de escoamento para simular a erosão e a produção de sedimentos,

representando a energia usada no destacamento e transporte de sedimentos. Segundo Neitsch et al. (2005) a substituição resulta em um número de benefícios para o modelo SWAT: a precisão aumenta, a necessidade de razão de transporte é eliminada e permite a equação ser aplicada para eventos de chuvas individuais, ou seja, utilizar um passo diário de simulação conforme o SWAT adota.

A Equação Universal de Perda de Solos Modificada (MUSLE) proposta por Williams (1975,1995) é dada por:

$$sed = 11,8 * (Q_{surf} * q_{peak} * area_{hru})^{0,56} * K_{USLE} * C_{USLE} * P_{USLE} * LS_{USLE} \quad (65)$$

Onde:

$sed$  = produção de sedimentos em um dado dia (ton);

$Q_{surf}$  = volume de escoamento superficial (mm);

$q_{peak}$  = vazão de pico ( $m^3 \cdot s^{-1}$ );

$area_{hru}$  = área da HRU (Unidade de Resposta Hidrológica) (ha);

$K_{USLE}$  = fator de erodibilidade do solo;

$C_{USLE}$  = fator de cobertura e manejo do solo;

$P_{USLE}$  = fator de práticas conservacionistas;

$LS_{USLE}$  = fator topográfico.

Os parâmetros da equação 51 já foram mencionados anteriormente com exceção do  $C_{USLE}$ ,  $P_{USLE}$  e  $LS_{USLE}$ .

Para o calculo do fato de cobertura e manejo do solo o SWAT utiliza a equação proposta por Wischmeier e Smith (1978), conforme equação 66:

$$C_{USLE} = \exp([\ln(0,8) - \ln(C_{USLE, mn})]) \cdot \exp[-0,00115 \cdot rsd_{surf}] + \ln[C_{USLE, mn}] \quad 66$$

Onde:

$C_{USLE}$  = fator de cobertura e manejo do solo;

$C_{USLE,mm}$  = valor mínimo para o fator de cobertura e manejo do solo;

$rsd_{surf}$  = quantidade de resíduo na superfície do solo ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ).

O mínimo valor para o fator de cobertura e manejo do solo pode ser estimado com base na equação 67:

$$C_{USLE,mm} = 1,463 \cdot \ln[C_{USLE,aa}] + 0,1034 \quad (67)$$

Onde:

$C_{USLE,aa}$  = fator de cobertura e manejo médio anual (valores tabelados em função da cobertura e manejo).

O fator de práticas conservacionistas ( $P_{USLE}$ ), é definido como a relação de perda de solo com uma prática conservacionista específica e a declividade no local. Essas práticas incluem, preparo em nível, sistemas de terraços entre outras. Wischmeier e Smith (1978) apresentaram tabelas relacionando a declividade, comprimento de rampa, largura de terraços com o  $P_{USLE}$ . O SWAT adota essa metodologia para adotar um valor. Um exemplo das tabelas utilizadas no modelo SWAT para estimativa do fato de práticas conservacionistas pode ser visualizado nas Tabelas 1A e 2A.

Tabela 1A Fator de práticas conservacionistas  $P_{USLE}$  em função da declividade.

Declividade (%)	$P_{USLE}$	Comprimento máximo (m)
1 a 2	0,6	122
3 a 5	0,5	91
6 a 8	0,5	61
9 a 12	0,6	37
13 a 16	0,7	24
17 a 20	0,8	18
21 a 25	0,8	15

Fonte: Adaptado de Neitsch et al. (2005).

Tabela 2A Fator de práticas conservacionistas  $P_{USLE}$  em função da largura da faixa de plantio e declividade.

Declividade %	$P_{USLE}$			Largura da faixa (m)	Comprimento máximo (m)
	A	B	C		
1 a 2	0,30	0,45	0,60	40	244
3 a 5	0,25	0,38	0,50	30	183
6 a 8	0,25	0,38	0,50	30	122
9 a 12	0,30	0,45	0,60	24	73
13 a 16	0,35	0,52	0,70	24	49
17 a 20	0,40	0,60	0,80	18	37
21 a 25	0,45	0,60	0,90	15	30

OBS: A, B C são práticas de manejo da cultura, detalhes em Wischmeier & Smith (1978). Fonte: Adaptado de Neitsch et al. (2005).

Outras tabelas associando declividade com terraços, comprimento de rampa nos terraços associados ao fator também são utilizadas pelo modelo SWAT e podem ser encontradas em Neitsch et al. (2005).

O modelo SWAT estima o fator topográfico ( $LS_{USLE}$ ) pela equação 68:

$$LS_{USLE} = \left( \frac{L_{hill}}{22,1} \right)^m \cdot (65,41 \cdot \text{sen}^2(\alpha_{hill}) + 4,56 \cdot \text{sen}\alpha_{hill} + 0,065) \quad (68)$$

Onde:

$LS_{USLE}$  = fator topográfico;

$L_{hill}$  = comprimento do declive (m);

$m$  = fator exponencial;

$\alpha_{hill}$  = ângulo da encosta;

O termo exponencial ( $m$ ) é calculado pela equação 69:

$$m = 0,6.(1 - \exp[-35,835.sl_p]) \quad (69)$$

E a declividade média na sub-bacia é calculada pela equação 70:

$$sl_p = \tan \alpha_{hill} \quad (70)$$

Além do escoamento superficial direto o SWAT considera que o escoamento lateral e o subterrâneo contribuem para a carga de sedimentos na calha principal da bacia. A quantidade de sedimentos fornecido pelo escoamento lateral e pelo escoamento base é calculada pela equação 71:

$$sed_{lat} = \frac{(Q_{lat} + Q_{gw}) * area_{hru} * conc_{sed}}{1000} \quad (71)$$

Onde:

$sed_{lat}$  = quantidade de sedimentos carregados pelo escoamento lateral e base (ton);

$conc_{sed}$  = concentração de sedimentos no escoamento lateral e base em um dado dia ( $mg.L^{-1}$ ).

### Nutrientes (Nitrogênio e Fósforo)

O SWAT simula o ciclo completo para os nutrientes nitrogênio e fósforo. O ciclo de nitrogênio é simulado utilizando cinco diferentes formas de N no solo, sendo duas formas inorgânicas, amônia e nitrato, e as outras três são orgânicas.

O ciclo do nitrogênio é um sistema dinâmico que inclui a atmosfera, o solo e a água. O modelo SWAT simula o nitrogênio no perfil do solo, nos cursos d'água e no aquífero raso. Este estudo visa simular o nitrogênio na calha principal da bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha, através de dados coletados em campo na seção controle da bacia.

O SWAT utiliza a equação 72 para iniciar o ciclo de nitrogênio no solo através do nitrato em diferentes profundidade pela relação:

$$NO3_{conc,z} = 7 * \exp\left(\frac{-z}{1000}\right) \quad (72)$$

Onde:

$NO3_{conc,z}$  = concentração de nitrato no solo na camada z ( $mg.kg^{-1}$ ) ou (ppm);

z = profundidade da camada superficial

O SWAT considera que apenas a camada superficial contribui para a carga do nutriente no escoamento superficial e no escoamento lateral.

Os níveis de nitrogênio orgânico no solo são atribuídos assumindo que a relação C:N de ácidos húmicos é de 14:1. Dessa forma a concentração de nitrogênio orgânico em uma camada de solo é expressa por:

$$orgN_{hm,ly} = 10^4 * \left( \frac{orgC_{ly}}{14} \right) \quad (73)$$

Onde:

$orgN_{hm,ly}$  = concentração de nitrogênio orgânico na camada ( $mg.kg^{-1}$ ) ou (ppm);

$orgC_{ly}$  = quantidade de carbono orgânico na camada (%).

A quantidade de carbono orgânico ( $orgC = SOL\_CBN$ ) é inserida no SWAT antes das simulações conforme já descrito no plano de informações, parâmetros do solo.

A fonte de nitrogênio orgânico é ajustada pelo SWAT em zero para todas as camadas, exceto a superficial (10mm). Na camada superficial a fonte de nitrogênio orgânico é ajustada para 0,15% da quantidade inicial total da superfície, conforme equação 74:

$$orgN_{surf} = 0,0015 * rsd_{surf} \quad (74)$$

Onde:

$orgN_{surf}$  = fonte de nitrogênio orgânico na camada de 10mm ( $kgN.ha^{-1}$ );

$rsd_{surf}$  = quantidade de material no resíduo na camada de 10mm ( $kg.ha^{-1}$ ).

No SWAT a amônia ( $NH_4$ ) no solo é inicializada com valor 0. É utilizado este valor considerando condições naturais, caso seja uma área de lavoura, onde o produtor aplica o nutriente ao solo, este valor pode ser alterado pelo usuário especificando a aplicação anual do nutriente no solo. No caso particular deste estudo o valor 0 foi mantido na inicialização do ciclo de nitrogênio, pois não há aplicação de nitrogênio em nenhuma área da bacia.

O SWAT permite inserir os níveis de nutrientes como concentrações e realizar todos os cálculos em uma base de massa. Para converter em concentração de massa adota-se a equação 75:

$$\frac{conc_N * \rho_b * depth_y}{100} = \frac{kgN}{ha} \quad (75)$$

Onde:

$conc_N$  = concentração de nitrogênio na camada superficial ( $mg.kg^{-1}$ );

$\rho_b$  = densidade do solo na camada ( $mg.m^3$ );

$depth_y$  = profundidade da camada (mm).

Os dados das concentrações de nitrogênio no solo foram extraídos de Araújo (2006) e Menezes (2007), que realizaram levantamentos de solos na região do Alto Rio Grande e na bacia hidrográfica do ribeirão Lavrinha, com trincheiras e análises químicas das classes de solo.

Após a inserção destes dados relacionados a nitrogênio, o modelo SWAT realiza os cálculos de mineralização, decomposição, imobilização, nitrificação e desnitrificação do nitrogênio assim como a volatilização da amônia. Para mais detalhes das transformações do nitrogênio no solo consultar Neistch et al. (2005) seção 3 capítulo 1.

O SWAT ainda considera que uma descarga do relâmpago converte  $N_2$  atmosférico em ácido nítrico, que pode então ser transferido para o solo através da precipitação. A quantidade de nitrato adicionado ao solo pela precipitação é estimada com base na equação 76:

$$N_{rain} = 0,01 * R_{NO3} * R_{day} \quad (76)$$

Onde:

$N_{rain}$  = concentração de nitrato adicionado ao solo pela chuva ( $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ );

$R_{NO_3}$  = concentração de nitrato na chuva ( $\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ );

$R_{day}$  = precipitação em um dado dia (mm).

Para concentração de nitrato na chuva foi adotado o valor de  $0,01\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  sugerido pelo próprio modelo. Considera-se este valor adequado para as simulações visto que Marques et al. (2006) analisando diversas amostras de água da chuva em diferentes cenários, constatou que em áreas urbanas a concentração de nitrato na água da chuva variou de 0,58 a  $5,48\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ , em áreas agrícolas de 0,12 a  $0,98\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  e em áreas de preservação de 0,007 a  $0,012\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ . Apesar deste estudo ser realizado em outra região em relação ao estudo de Marques et al. (2006) considera-se o valor adotado adequado para a simulação.

Embora a demanda de fósforo seja consideravelmente menor pelas plantas do que o nitrogênio, este nutriente é necessário para muitas funções essenciais. A mais importante destas é o seu papel no armazenamento de energia e de transferência. A energia obtida a partir da fotossíntese e do metabolismo dos carboidratos é armazenada em compostos de fósforo para posterior utilização em processos de crescimento e reprodução (NEITSCH et al., 2005).

Como no ciclo de nitrogênio o modelo SWAT monitora seis conjuntos diferentes de fósforo no solo, sendo três inorgânicas e três orgânicas. O modelo considera que o fósforo orgânico está associado aos resíduos de culturas e biomassa microbiana, e o fósforo inorgânico associado a fertilizantes.

Os usuários podem definir a quantidade de fósforo solúvel e fósforo orgânico contidos nas substâncias húmicas para todas as camadas de solo no início da simulação. Caso contrário o SWAT irá iniciar a simulação com base em concentrações experimentais (NEITSCH et al., 2005).

A concentração de fósforo inicialmente definida pelo modelo é de  $5\text{mg.kg}^{-1}$  para áreas de vegetação nativa e de  $25\text{mg.kg}^{-1}$  em áreas cultivadas, sendo estes valores definidos por Cope et al. (1981 citados por NEITSCH et al., 2005).

Os níveis de fósforo orgânico são atribuídos considerando uma razão N:P para materiais húmicos de 8:1. Dessa forma a concentração de fósforo orgânico no material húmico é calculado pela equação 77:

$$orgP_{hm,ly} = 0,125 * orgN_{hm,ly} \quad (77)$$

Onde:

$orgP_{hm,ly}$  = concentração de fósforo orgânico húmico na camada ( $\text{mg.kg}^{-1}$ );

$orgN_{hm,ly}$  = concentração de nitrogênio orgânico na camada ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ).

A fonte de fósforo orgânico é ajustada pelo SWAT em zero para todas as camadas, exceto a superficial (10mm). Na camada superficial a fonte de fósforo orgânico é ajustada para 0,03% da quantidade inicial total da superfície, conforme equação 78:

$$orgP_{surf} = 0,0003 * rsd_{surf} \quad (78)$$

Onde:

$orgP_{surf}$  = fonte de fósforo orgânico na camada de 10mm ( $\text{kgN.ha}^{-1}$ );

$rsd_{surf}$  = quantidade de material no resíduo na camada de 10mm ( $\text{kg.ha}^{-1}$ ).

O SWAT permite inserir os níveis de nutrientes como concentrações e realizar todos os cálculos em uma base de massa. Para converter em concentração de massa adota-se a equação 79:

$$\frac{conc_P * \rho_b * depth_y}{100} = \frac{kgP}{ha} \quad (79)$$

Onde:

$conc_P$  = concentração de fósforo na camada ( $mg.kg^{-1}$ );

$\rho_b$  = densidade do solo na camada ( $mg.m^3$ );

$depth_y$  = profundidade da camada (mm).

Assim como os dados de nitrogênio, as concentrações de fósforo no solo foram extraídos dos trabalhos de Araújo (2006) e Menezes (2007).

Após a inserção destes dados relacionados ao fósforo, o modelo SWAT realiza os cálculos de mineralização, decomposição e lixiviação deste nutriente. Para mais detalhes das transformações do fósforo no solo consultar Neistch et al. (2005).

### **Bactérias (*Echerichia Coli*)**

A contaminação dos mananciais por organismos patogênicos é uma das principais preocupações ambientais. Semelhante à poluição das águas por excesso de nutrientes, a poluição causada por patógenos microbianos também pode ser causada por fontes pontuais e difusas. A contaminação da água de origem pontual é resultante de uma entrada direta de águas residuárias provenientes de sistemas de tratamento de água ou tratamento de águas industriais. As fontes de poluição de origem difusa são de difícil identificação e

basicamente são provenientes de unidades de produção animal, aplicação de esterco em áreas agrícolas e defecação de animais silvestres (NEITSCH et al, 2005).

Coliformes fecais e bactérias como *Echerichia coli*, habitualmente têm sido utilizados como indicadores de contaminação por patógenos tanto para monitoramento quanto efeitos de modelagem. O modelo SWAT considera a bactéria *Echerichia coli* como um indicador de contaminação por patógenos (NEITSCH et al., 2005).

O SWAT considera que as bactérias na camada superficial do solo podem estar em solução ou associadas à fase sólida. Dessa forma o modelo monitora duas populações de bactérias. Se por exemplo for aplicado um esterco em uma área o SWAT considera que parte da população de bactérias irá ficar retida na folhagem e parte cairá no solo sendo considerado os 10mm iniciais da superfície do solo. A parte que fica retida nas folhagens o SWAT considera que um evento de precipitação superior a 2,54 mm irá leva-las ao solo.

A lei de Chik's, equação de decaimento de 1º ordem é utilizada para determinar a quantidade de bactérias removidas do sistema através de “*die-off*” e adicionado ao sistema através de “*re-growth*”. A equação de “*die-off/re-growth*” adotada no SWAT foi descrita por Reddy et al. (1981), alterada por Crane e Moore (1986) e mais tarde modificada por Moore et al. (1989), todos citados por Neitsch et al. (2005).

O “*die-off/re-growth*” é modelado no SWAT para as duas populações, bactérias em folhagens e bactérias no solo, carregadas através do escoamento superficial.

$$bact_{lpsol,i} = bact_{lpsol,i-1} * \exp(-\mu_{lpsol,net}) - bact_{min,lp} \quad (80)$$

Onde:

$bact_{lpsol,i}$  = quantidade de bactérias persistentes presentes na camada superficial do solo em um dado dia  $i$  (#cfu.m<sup>2</sup>);

$bact_{lpsol,i-1}$  = quantidade de bactérias persistentes presentes na camada superficial do solo no dia  $i-1$  (#cfu.m<sup>2</sup>);

$\mu_{lpsol,net}$  = taxa global constante para *die-off/re-growth* de bactérias no solo (dia<sup>-1</sup>);

$bact_{min,lp}$  = quantidade de bactérias presentes na camada superficial do solo em um dado dia (#cfu.m<sup>2</sup>).

Para calculo da taxa global constante de *die-off/re-growth* o SWAT adota as equações propostas por Mancini (1978, citado por NEITSCH et al., 2005):

$$\mu_{lpsol,net} = \mu_{lpsol,die,20} - \mu_{lpsol,grw,20} \quad (81)$$

Onde:

$\mu_{lpsol,die,20}$  = taxa constante de *die-off* (mortalidade) a 20°C;

$\mu_{lpsol,grw,20}$  = taxa constante de *re-growth* (crescimento) a 20°C.

As bactérias podem ser transportadas por percolação no perfil do solo. Somente bactérias presentes na solução do solo são susceptíveis a lixiviação. O SWAT assume que bactérias removidas da camada superficial do solo por lixiviação só vão morrer em camadas mais profundas do solo, caso contrário serão carregadas pelo escoamento superficial (NEITSCH et al., 2005).

A quantidade de bactérias que sofre percolação nos primeiros 10mm de solo é dada pela equação 82:

$$bact_{lp,perc} = \frac{bact_{lpsol} * w_{perc,surf}}{10 * \rho_b * depth_{surf} * K_{bact,perc}} \quad (82)$$

Onde:

$bact_{lp,perc}$  = quantidade de bactérias que sofre percolação (#cfu.m<sup>2</sup>);

$bact_{lpsol}$  = quantidade de bactérias persistentes presentes na camada superficial do solo em um dado dia  $i$  (#cfu.m<sup>2</sup>);

$w_{perc,surf}$  = quantidade de água percolada na camada superficial do solo em um dado dia (mm)

$\rho_b$  = densidade do solo na camada superficial (mg.m<sup>3</sup>);

$depth_{surf}$  = profundidade da camada (mm), adotado pelo modelo 10mm;

$K_{bact,perc}$  = coeficiente de percolação de bactérias (m<sup>3</sup>.mg), adotado pelo modelo 10 m<sup>3</sup>.mg.

### Parâmetros de qualidade da água

Além de sedimentos e nutrientes o modelo SWAT possibilita a estimativa das quantidades de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) que entrarão no canal principal a partir do escoamento superficial.

Segundo Neitsch et al. (2005) a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é definida como a quantidade de oxigênio necessária para decompor a matéria orgânica, neste caso transportada no escoamento superficial. O modelo SWAT utiliza uma relação proposta por Tomann e Mueller (1987, citado por NEITSCH et al., 2005), para o transporte da DBO via escoamento superficial para o canal principal, expressa pela equação 83:

$$cbod_{surq} = \frac{2,7 * orgC_{surq}}{Q_{surf} * area_{hru}} \quad (83)$$

Onde:

$cbod_{surq}$  = concentração de DBO no escoamento superficial (mgDBO.L<sup>-1</sup>);  
 $orgC_{surq}$  = carbono orgânico no escoamento superficial (kg orgC);  
 $Q_{surf}$  = volume de escoamento superficial em um dado dia (mm);  
 $area_{hru}$  = área da HRU (km<sup>2</sup>).

Para a estimativa do carbono orgânico presente no escoamento superficial o SWAT baseia-se no carbono orgânico presente na camada superficial do solo conforme equação 84:

$$orgC_{surq} = 1000 * \frac{orgC_{surf}}{100} * sed * \epsilon_{C:sed} \quad (84)$$

Onde:

$orgC_{surq}$  = carbono orgânico no escoamento superficial (kg orgC);  
 $orgC_{surf}$  = carbono orgânico na camada superficial do solo (%);  
 $sed$  = carga de sedimentos gerada pela MUSLE (ton);  
 $\epsilon_{C:sed}$  = taxa de adição de carbono pelo escoamento superficial.

A taxa de adição de carbono pelo escoamento superficial é estimada com base nas equações 85 e 86:

$$\epsilon_{C:sed} = 0,78 * (conc_{sed,surq})^{-0,2468} \quad (85)$$

$$conc_{sed,surq} = \frac{sed}{10 * area_{hru} * Q_{surf}} \quad (86)$$

Onde:

$conc_{sed,surq}$  = concentração de sedimentos no escoamento superficial ( $mg.m^3$ ).

O SWAT assume que a chuva está saturada de oxigênio. Para determinar a concentração de oxigênio dissolvido no escoamento superficial, o modelo subtrai a DBO da saturação de oxigênio, conforme equação 87:

$$Ox_{surf} = Ox_{sat} - k_1 * cbod_{surq} * \frac{t_{ov}}{24} \quad (87)$$

Sendo que:

$Ox_{surf}$  = concentração de oxigênio dissolvido no escoamento superficial ( $mg.L^{-1}$ );

$Ox_{sat}$  = concentração de saturação de oxigênio ( $mg.L^{-1}$ );

$k_1$  = coeficiente de desoxigenação ( $dia^{-1}$ );

$t_{ov}$  = tempo de concentração do escoamento superficial (horas).

O tempo de concentração do escoamento superficial já foi apresentado no item do tempo de concentração.

O coeficiente de desoxigenação assumido pelo SWAT é de  $1,71 \text{ dia}^{-1}$ . Diversas literaturas apresentam este coeficiente, como Novonoty (2003), Pinto (2007) e Sperling (1995).

O calculo da concentração de saturação de oxigênio é baseado nas equações propostas por APHA (1985 citado por NEITSCH et al., 2005), equação 88:

$$Ox_{sat} = \exp \left[ \begin{array}{l} -139,34410 + \frac{1,575701x10^5}{T_{wat,K}} - \frac{6,642308x10^7}{(T_{wat,K})^2} + \\ + \frac{1,243800x10^{10}}{(T_{wat,K})^3} - \frac{8,621949x10^{11}}{(T_{wat,K})^4} \end{array} \right] \quad (88)$$

Onde:

$Ox_{sat}$  = concentração de saturação de oxigênio ( $mg.L^{-1}$ );

$T_{wat,K}$  = temperatura da água em Kelvin ( $273,15+^{\circ}C$ ).

### Transporte de nutrientes

O transporte de nutrientes provenientes das áreas rurais para calha principal do ribeirão, é um processo normal e resultante do intemperismo e do processo de erosão. No entanto, um carregamento excessivo de nutrientes para o ribeirão pode acelerar o processo de eutrofização e tornar a água imprópria para consumo.

Entre os nutrientes mais importantes que podem ser carreados estão o nitrogênio e o fósforo. O nitrato, uma forma do nitrogênio presente no solo e na água, pode ser transportado pelo escoamento superficial, escoamento lateral e pelo escoamento subterrâneo ou base.

### Nitrogênio

No SWAT o nitrato na fração móvel da água é calculado pela equação 89:

$$conc_{NO3,mobile} = \frac{NO3_{ly} * \left( 1 - \exp \left[ \frac{-w_{mobile}}{(1 - \theta_e) * SAT_{ly}} \right] \right)}{w_{mobile}} \quad (89)$$

Onde:

$conc_{NO3,mobile}$  = concentração de nitrato na fração de água móvel ( $kg. mm^{-1}$ );

$NO3_{ly}$  = concentração de nitrato na camada ( $kg.ha^{-1}$ );

$\theta_e$  = fração da porosidade;

$SAT_{ly}$  = volume de água para saturar a camada de solo (mm);

$w_{mobile}$  = fração móvel de água (mm) (soma dos escoamentos).

A concentração de nitrato no escoamento superficial é calculada pela equação 90:

$$NO3_{surf} = \beta_{NO3} * conc_{NO3,mobile} * Q_{surf} \quad (90)$$

Onde:

$NO3_{surf}$  = concentração de nitrato no escoamento superficial ( $kg \cdot ha^{-1}$ );

$\beta_{NO3}$  = coeficiente de percolação do nitrato;

$conc_{NO3,mobile}$  = concentração de nitrato na fração de água móvel;

$Q_{surf}$  = volume de escoamento superficial em um dado dia (mm).

O coeficiente de percolação do nitrato é um dos parâmetros calibráveis do modelo para o nutriente nitrato. Chamado dentro do modelo de NPERC permite que o usuário ajuste a concentração de nitrato do escoamento superficial para uma fração na concentração percolada, caso o modelo esteja superestimando os valores de nitrato na calha principal.

A concentração de nitrato no escoamento lateral é calculada pela equação 91:

$$NO3_{lat} = \beta_{NO3} * conc_{NO3,mobile} * Q_{lat} \quad (91)$$

Onde:

$NO3_{lat}$  = concentração de nitrato no escoamento lateral ( $kg \cdot ha^{-1}$ );

$\beta_{NO_3}$  = coeficiente de percolação do nitrato;

$conc_{NO_3,mobile}$  = concentração de nitrato na fração de água móvel;

$Q_{surf}$  = volume de escoamento lateral em um dado dia (mm).

O nitrogênio orgânico ligado às partículas do solo pode ser transportado pelo escoamento superficial para o canal principal. A quantidade de nitrogênio orgânico transportado no modelo SWAT, segundo Neitsch et al. (2005), é uma função de carga desenvolvido por McElroy et al. (1976) e modificado por Williams e Hanns (1978 citados por NEITHSCH et al., 2005).

$$orgN_{surf} = 0,001 * conc_{orgN} * \frac{sed}{area_{hru}} * \epsilon_{N:sed} \quad (92)$$

Sendo:

$orgN_{surf}$  = quantidade de nitrogênio orgânico transportado junto com os sedimentos para o canal principal pelo escoamento superficial direto (kg.ha<sup>-1</sup>);

$conc_{orgN}$  = concentração de nitrogênio na camada superficial do solo (g.ton<sup>-1</sup>);

$sed$  = quantidade de sedimentos em um dado dia (ton);

$area_{hru}$  = área da HRU (ha);

$\epsilon_{N:sed}$  = razão de enriquecimento de nitrogênio orgânico pelo escoamento superficial.

A taxa de adição de nitrogênio pelo escoamento superficial é estimada com base nas equações 93 e 94:

$$\epsilon_{N:sed} = 0,78 * (conc_{sed,surq})^{-0,2468} \quad (93)$$

$$conc_{sed,surf} = \frac{sed}{10 * area_{hru} * Q_{surf}} \quad (94)$$

Onde:

$conc_{sed,surf}$  = concentração de sedimentos no escoamento superficial ( $mg.m^3$ ).

### **Fósforo**

O fósforo orgânico e mineral (fósforo total) estão ligados a partículas do solo e podem ser transportados pelo escoamento superficial para o canal principal. Estas formas de fósforo estão associadas com a carga de sedimentos da HRU. A quantidade de fósforo transportado junto com os sedimentos para o canal é calculado no SWAT conforme Williams e Hanns (1978 citados por NEITSCH et al., 2005) pela equação 95:

$$sedP_{surf} = 0,001 * conc_{sedP} * \frac{sed}{area_{hru}} * \epsilon_{P:sed} \quad (95)$$

Onde:

$sedP_{surf}$  = quantidade de fósforo transportado junto com os sedimentos para o canal principal pelo escoamento superficial ( $kg.ha^{-1}$ );

$conc_{sedP}$  = concentração de fósforo na camada superficial do solo ( $g.ton^{-1}$ );

$sed$  = quantidade de sedimentos em um dado dia (ton);

$area_{hru}$  = área da HRU (ha);

$\epsilon_{P:sed}$  = razão de enriquecimento de fósforo pelo escoamento superficial.

A taxa de adição de fósforo pelo escoamento superficial é estimada com base nas equações 96 e 97:

$$\varepsilon_{P.sed} = 0,78 * (conc_{sed,surq})^{-0,2468} \quad (96)$$

$$conc_{sed,surq} = \frac{sed}{10 * area_{hru} * Q_{surf}} \quad (97)$$

Onde:

$conc_{sed,surq}$  = concentração de sedimentos no escoamento superficial (mg.m<sup>3</sup>).

### Transporte de bactérias

O transporte de bactérias oriundas principalmente de áreas de pecuária intensiva é uma grande preocupação ambiental. Cargas excessivas de bactérias nos cursos d'água podem causar surtos de infecção entre a população a partir da água.

Visou-se simular a carga de bactérias (*Echerichia coli*) neste trabalho visto que grande parte da bacia é constituída por pastagens, e estas sem manejo adequado. Observou-se, nas campanhas de campo, o gado junto a calha principal do rio e próximos as nascentes, causando contaminação direta na água.

Devido a baixa mobilidade dessa classe de bactérias (*Echerichia coli*) na solução de solo, o escoamento superficial irá apenas interagir parcialmente com as bactérias. A quantidade de bactérias transportadas pelo escoamento superficial até a rede de drenagem no modelo SWAT é calculada pela equação 98:

$$bact_{lp,sed} = 0,0001 * conc_{sedlpbact} * \frac{sed}{area_{hru}} * \varepsilon_{bact.sed} \quad (98)$$

Onde:

$bact_{lp, sed}$  = quantidade de bactérias transportadas junto com os sedimentos pelo escoamento superficial direto para o canal principal (#cfu.m<sup>-2</sup>);

$conc_{sedlpbact}$  = concentração de coliformes na camada superficial do solo (#cfu.ton<sup>-1</sup>);

$sed$  = quantidade de sedimentos em um dado dia (ton);

$area_{hru}$  = área da HRU (ha);

$\mathcal{E}_{bact, sed}$  = razão de enriquecimento de bactérias pelo escoamento superficial direto.

### Vazão no canal principal

O modelo SWAT adota dois métodos de propagação da vazão na calha principal da sub-bacia: 1) Método de armazenamento variável e 2) Método de Muskingum. Os dois métodos são variações do método de onda cinemática descrito por Chow et al. (1988 citado por NEITSH et al, 2005). Neste trabalho foi adotado o método de armazenamento variável e, portanto, somente este será descrito. A descrição dos dois métodos podem ser encontradas com mais detalhes em Neitsch et al. (2005).

Para aplicar o método de armazenamento variável o SWAT calcula alguns parâmetros hidráulicos do canal através da equação de Manning, sendo a vazão em cada segmento do canal (vazão em cada trecho – em cada sub-bacia) calculado por:

$$q_{ch} = \frac{A_{ch} * R_{ch}^{2/3} * slp_{ch}^{1/2}}{n} \quad (99)$$

$$v_c = \frac{R_{ch}^{2/3} * slp_{ch}^{1/2}}{n} \quad (100)$$

Onde:

$q_{ch}$  = vazão em cada segmento do canal ( $m^3 \cdot s^{-1}$ );

$A_{ch}$  = área da seção transversal do canal ( $m^2$ );

$R_{ch}$  = raio hidráulico do canal em uma dada profundidade (m);

$slp_{ch}$  = declividade média do canal ao longo da sub-bacia ( $m \cdot m^{-1}$ );

$n$  = coeficiente de Manning para o canal;

$v_c$  = velocidade de fluxo no segmento de canal ( $m \cdot s^{-1}$ ).

A área da seção transversal do canal é atualizada pelo modelo SWAT diariamente em função do volume armazenado no canal em cada dia conforme equação 101:

$$A_{ch} = \frac{V_{ch}}{1000 * L_{ch}} \quad (101)$$

Sendo:

$V_{ch}$  = volume de água armazenado no segmento de canal em um dia ( $m^3$ );

$L_{ch}$  = comprimento do segmento de canal (km).

O perímetro úmido do canal é calculado por:

$$P_{ch} = W_p + 2 * depth * \sqrt{1 + z_{ch}^2} \quad (102)$$

Onde:

$W_p$  = largura da seção transversal (m);

$depth$  = profundidade da lâmina d'água no canal (m);

$z_{ch}$  = ângulo inverso da declividade.

O raio hidráulico do canal é estimado no modelo SWAT pela equação 103:

$$R_{ch} = \frac{A_{ch}}{P_{ch}} \quad (103)$$

O SWAT ainda faz uma estimativa da evaporação de água no canal através da equação 104:

$$E_{ch} = coef_{ev} * E_0 * L_{ch} * W_p * fr_{\Delta t} \quad (104)$$

Onde:

$E_{ch}$  = evaporação no segmento de canal da sub-bacia (mm);

$coef_{ev}$  = coeficiente de evaporação;

$E_0$  = evaporação potencial (mm);

$L_{ch}$  = comprimento do segmento de canal (km ou m);

$W_p$  = largura da seção transversal (m);

$fr_{\Delta t}$  = tempo que a água flui pelo segmento de canal (hr).

De um modo geral, a quantidade de água que passa pela seção controle, no intervalo de tempo assumido, é calculada pelo SWAT pela equação 105:

$$W_{yld} = SURQ + LATQ + GWQ - TLOSS - abs \quad (105)$$

Onde:

$W_{YLD}$  = quantidade de água que passa pela seção de controle no intervalo de tempo (mm);

$SURQ$  = representa a quantidade de água obtida pelo escoamento superficial (mm);

$LATQ$  = representa a contribuição do fluxo lateral (mm);

$GWQ$  = contribuição do escoamento subterrâneo para a vazão (mm);

$TLOSS$  = perda de água no sistema (mm) ,

abs = são as abstrações de água no sistema (mm).

Segundo Neitsch et al. (2005) o método de armazenamento variável foi desenvolvido por Williams (1969) e utilizado nos modelos HYMO e ROTO. Para um dado segmento de canal o armazenamento é baseado na equação da continuidade:

$$V_{in} - V_{out} = \Delta V_{stored} \quad (106)$$

Onde:

$V_{in}$  = volume acumulado na sub-bacia durante o passo de tempo assumido ( $m^3$ );

$V_{out}$  = volume de saída na sub-bacia durante o passo de tempo assumido ( $m^3$ );

$\Delta V_{stored}$  = variação do volume de armazenamento durante o passo de tempo ( $m^3$ );

Baseado na equação da continuidade o SWAT expressa todos os valores em volume e multiplica ambos os lados da equação pelo passo de tempo assumido pelo usuário. Desta forma a equação pode ser descrita como:

$$V_{out} = SC * (V_{in} + V_{stored}) \quad (107)$$

Onde:

$V_{out}$  = volume de saída na sub-bacia durante o passo de tempo assumido ( $m^3$ );

$SC$  = coeficiente de armazenamento;

$V_{in}$  = volume acumulado na sub-bacia durante o passo de tempo assumido ( $m^3$ );

$V_{stored}$  = volume de água armazenado no canal ( $m^3$ ).

### **Propagação dos sedimentos no canal principal**

A propagação de sedimentos na calha principal é função de dois processos, deposição e degradação, operando simultaneamente. A deposição das partículas nos canais e nas áreas de planície de inundação (várzeas) de cada sub-bacia é baseada na queda de sua velocidade segundo Lei de Stokes e no tempo de deslocamento da mesma ao longo do canal. A velocidade máxima no canal é calculada pela equação 108:

$$v_{ch,pk} = \frac{q_{ch,pk}}{A_{ch}} \quad (108)$$

Onde:

$v_{ch,pk}$  = velocidade máxima no canal principal da sub-bacia ( $m.s^{-1}$ );

$q_{ch,pk}$  = vazão máxima no canal principal da sub-bacia ( $m^3.s^{-1}$ );

$A_{ch}$  = área da seção transversal no exutório da sub-bacia ( $m^2$ ).

A vazão máxima no canal é calculada por:

$$q_{ch,pk} = P_{rf} * q_c \quad (109)$$

Onde:

$P_{rf}$  = fator de ajuste da vazão máxima;

$q_c$  = vazão média do canal na seção controle da sub-bacia ( $m^3.s^{-1}$ ).

A quantidade máxima de sedimentos que pode ser transportado pelo canal em cada sub-bacia é expressa por:

$$CONC_{sed,c,max} = c_{sp} * v_{ch,pk}^{spexp} \quad (110)$$

Onde:

$CONC_{sed,c,max}$  = concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado pelo canal ( $ton.m^{-3}$  ou  $kg.L^{-1}$ );

$c_{sp}$  =  $SPCON$  = coeficiente da equação, parâmetro de calibração;

$SPEXP$  = expoente da equação, parâmetro de calibração.

A máxima concentração de sedimentos é comparada com a concentração inicial de sedimentos ( $conc_{sed,c,i}$ ), se a  $conc_{sed,c,i} > conc_{sed,c,max}$ , a deposição será o processo dominante, sendo calculado pela equação 111:

$$sed_{dep} = (conc_{sed,c,i} - conc_{sed,c,max}) * V_c \quad (111)$$

Onde:

$sed_{dep}$  = quantidade de sedimentos depositado na bacia (ton);

$conc_{sed,c,i}$  = concentração inicial de sedimentos ( $ton.m^{-3}$  ou  $kg.L^{-1}$ );

$conc_{sed,c,max}$  = concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado pelo canal ( $ton.m^{-3}$  ou  $kg.L^{-1}$ );

$V_c$  = volume de água total ( $m^3$ ).

Se a  $conc_{sed,c,i} < conc_{sed,c,max}$ , predominará a erosão e alocação de sedimentos no canal, sendo calculado pela equação 112:

$$sed_{deg} = (conc_{sed,c,max} - conc_{sed,c,i}) * V_c * K_c * C_c \quad (112)$$

Onde:

$sed_{deg}$  = quantidade de sedimentos alocados (ton ou mg);

$K_c$  = fator de erodibilidade do canal ( $cm.hr^{-1}.Pa^{-1}$ );

$C_c$  = fator de cobertura vegetal do canal (adimensional).

Uma vez calculado a quantidade de material depositado e alocado (erodido), é calculado a quantidade final de sedimentos pela equação 113:

$$sed_c = sed_{c,i} - sed_{dep} + sed_{deg} \quad (113)$$

Onde:

$sed_c$  = quantidade de sedimentos (ton ou mg);

$sed_{c,i}$  = quantidade de sedimentos em um dado período de tempo (ton ou mg).

Por fim o SWAT determina a quantidade de sedimentos em suspensão transportado na seção controle da bacia conforme equação 114:

$$sed_{out} = sed_c * \frac{V_{out}}{V_c} \quad (114)$$

Onde:

$sed_{out}$  = quantidade de sedimentos que alcança o exutório da bacia (ton ou mg);

### Qualidade da água no canal principal

Na propagação de nutrientes, OD, DBO e bactérias, o SWAT adota o modelo QUAL2E proposto por Brown e Barnwell (1987 citados por NEITSCH et al., 2005).

#### *Nitrogênio*

Na aeração da água ao longo do rio, o nitrogênio orgânico sofre transformação a amônia, a nitrito, e finalmente a nitrato. A quantidade de nitrogênio orgânico pode ser aumentada pela conversão da biomassa de algas em NO e pode diminuir pela conversão de nitrogênio orgânico da matéria orgânica em amônia (NH<sub>4</sub>) ou pela fixação de nitrogênio orgânico nos sedimentos. A mudança na quantidade de nitrogênio orgânico em um determinado dia é estimada pela equação 115:

$$\Delta orgN_{str} = (\alpha_1 * \rho_a * algae - \beta_{N,3} * orgN_{str} - \sigma_4 * orgN_{str}) * TT \quad (115)$$

Sendo:

$\Delta orgN_{str}$  = variação na concentração de nitrogênio (mg.L<sup>-1</sup>);

$\alpha_1$  = fração da biomassa de algas nitrogenadas (mg.mg<sup>-1</sup>);

$\rho_a$  = taxa de mortalidade de algas (dia<sup>-1</sup>);

$algae$  = concentração da biomassa de algas em um dado dia (mg.L<sup>1</sup>);

$\beta_{N,3}$  = coeficiente de transformação do nitrogênio orgânico em amônia (dia<sup>-1</sup>);

$orgN_{str}$  = concentração de nitrogênio orgânico em um dado dia (mg.L<sup>-1</sup>);

$\sigma_4$  = coeficiente de sedimentação de nitrogênio orgânico (dia<sup>-1</sup>);

$TT$  = tempo para a água percorrer o canal (dia<sup>-1</sup>).

A quantidade de amônia na água pode aumentar pela mineralização do nitrogênio orgânico e difusão de amônia a partir de sedimentos no leito. Essa concentração pode diminuir decorrente da conversão da amônia em nitrito  $\text{NO}_2$  ou por absorção pelas algas. A mudança na concentração de amônia em um determinado dia é estimado pela equação 116:

$$\Delta \text{NH}_4_{str} = \left( \begin{array}{l} \beta_{N,3} \cdot \text{orgN}_{str} - \beta_{N,1} \cdot \text{NH}_4 + \frac{\sigma_3}{1000 \cdot \text{depth}} - \\ - fr_{\text{NH}_4} \cdot \alpha_1 \cdot \mu_a \cdot \text{algae} \end{array} \right) \cdot TT \quad (116)$$

Onde:

$\Delta \text{NH}_4_{str}$  = variação concentração de amônia ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

$\beta_{N,3}$  = coeficiente de transformação do nitrogênio orgânico em amônia ( $\text{dia}^{-1}$ );

$\text{orgN}_{str}$  = concentração de nitrogênio orgânico em um dado dia ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

$\beta_{N,1}$  = coeficiente de oxidação da amônia ( $\text{dia}^{-1}$ );

$\text{NH}_4_{str}$  = concentração de amônia em um dado dia ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

$\sigma_3$  = coeficiente de fixação da amônia nos sedimentos ( $\text{mg.m}^2.\text{dia}^{-1}$ );

$\text{depth}$  = profundidade do canal no dia (m);

$fr_{\text{NH}_4}$  = coeficiente de absorção da amônia pelas algas;

$\alpha_1$  = fração da biomassa de algas nitrogenadas ( $\text{mg.mg}^{-1}$ );

$\mu_a$  = taxa de crescimento de algas ( $\text{dia}^{-1}$ );

$\text{algae}$  = concentração da biomassa de algas em um dado dia ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

$TT$  = tempo para a água percorrer o canal ( $\text{dia}^{-1}$ ).

A concentração de nitrito no fluxo d'água na calha principal pode aumentar pela conversão de  $\text{NH}_4$  em  $\text{NO}_2$  e diminuir pela conversão de  $\text{NO}_2$  em  $\text{NO}_3$ . A conversão de  $\text{NO}_2$  em  $\text{NO}_3$  ocorre mais rápido que a conversão de  $\text{NH}_4$  em  $\text{NO}_2$ , e por isso, as concentrações de nitrito geralmente encontradas em

cursos d'água é baixa. A alteração na concentração de nitrito para um determinado dia pode ser calculada pela equação 117:

$$\Delta NO2_{str} = (\beta_{N,1} NH4_{str} - \beta_{N,2} \cdot NO2_{str}) \cdot TT \quad (117)$$

Onde:

$\Delta NO2_{str}$  = variação na concentração de nitrito ( $mg.L^{-1}$ );

$\beta_{N,1}$  = coeficiente de oxidação da amônia ( $dia^{-1}$ );

$NH4_{str}$  = concentração de amônia em um dado dia ( $mg.L^{-1}$ );

$\beta_{N,2}$  = coeficiente de oxidação do nitrito em nitrato ( $dia^{-1}$ );

$NO2_{str}$  = concentração de nitrito em um dado dia ( $mg.L^{-1}$ );

$TT$  = tempo para a água percorrer o canal ( $dia^{-1}$ ).

A concentração de nitrato ( $NO_3$ ) pode aumentar pela oxidação do nitrito ( $NO_2$ ) e diminuir pela fixação de  $NO_3$  pelas algas, conforme equação 118:

$$\Delta NO3_{str} = (\beta_{N,2} \cdot NO2_{str} - (1 - fr_{NH4}) \cdot \alpha_1 \cdot \mu_a \cdot algae) \cdot TT \quad (118)$$

Onde:

$\Delta NO3_{str}$  = variação na concentração de nitrato ( $mg.L^{-1}$ );

$\beta_{N,2}$  = coeficiente de oxidação do nitrito em nitrato ( $dia^{-1}$ );

$NO2_{str}$  = concentração de nitrito em um dado dia ( $mg.L^{-1}$ );

$fr_{NH4}$  = coeficiente de absorção da amônia pelas algas;

$\alpha_1$  = fração da biomassa de algas nitrogenadas ( $mg.mg^{-1}$ );

$\mu_a$  = taxa de crescimento de algas ( $dia^{-1}$ );

$algae$  = concentração da biomassa de algas em um dado dia ( $mg.L^{-1}$ );

$TT$  = tempo para a água percorrer o canal ( $dia^{-1}$ ).

### ***Fósforo***

O ciclo do fósforo é semelhante ao do nitrogênio. A concentração de fósforo orgânico pode aumentar pela conversão da biomassa algal em fósforo orgânico, ou seja, a morte de algas gera uma carga de fósforo orgânico no leito. E pode diminuir pela conversão do fósforo orgânico em fósforo inorgânico solúvel. A alteração na concentração de fósforo orgânico é calculada pela equação 119:

$$\Delta orgP_{str} = (\alpha_2 \cdot \rho_a \cdot algae - \beta_{p,4} \cdot orgP_{str} - \sigma_5 \cdot orgP_{str}) \cdot IT \quad (119)$$

Sendo que:

$\Delta prgP_{str}$  = variação na concentração de fósforo orgânico (mg.L<sup>-1</sup>);

$\alpha_2$  = fração da biomassa de algas fosfatadas (mg.mg<sup>-1</sup>);

$\rho_a$  = taxa de mortandade de algas (dia<sup>-1</sup>);

$algae$  = concentração da biomassa de algas em um dado dia (mg.L<sup>-1</sup>);

$\beta_{p,4}$  = coeficiente de mineralização do fósforo orgânico (dia<sup>-1</sup>);

$orgP_{str}$  = concentração de fósforo orgânico em um dado dia (mg.L<sup>-1</sup>);

$\sigma_5$  = coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico (dia<sup>-1</sup>);

A concentração de fósforo inorgânico solúvel pode aumentar pela mineralização do fósforo orgânico e pela fixação nos sedimentos do leito, e pode diminuir pela absorção de fósforo inorgânico pelas algas. A alteração na concentração de fósforo inorgânico solúvel é calculada pela equação 120:

$$\Delta solP_{str} = \left( \beta_{p,4} \cdot orgP_{str} + \frac{\sigma_2}{(1000 \cdot depth)} - \alpha_2 \cdot \mu_a \cdot algae \right) \cdot IT \quad (120)$$

Onde:

$\Delta solP_{str}$  = variação na concentração de fósforo inorgânico solúvel ( $mg.L^{-1}$ );

$\beta_{p,4}$  = coeficiente de mineralização do fósforo orgânico ( $dia^{-1}$ );

$orgP_{str}$  = concentração de fósforo orgânico em um dado dia ( $mg.L^{-1}$ );

$\sigma_2$  = coeficiente de sedimentação do fósforo inorgânico ( $mg.m^{-2}.dia^{-1}$ );

$depth$  = profundidade do canal no dia (m);

$\alpha_2$  = fração da biomassa de algas fosfatadas ( $mg.mg^{-1}$ );

$\mu_a$  = taxa de crescimento de algas ( $dia^{-1}$ );

$algae$  = concentração da biomassa de algas em um dado dia ( $mg.L^{-1}$ );

$TT$  = tempo para a água percorrer o canal ( $dia^{-1}$ ).

#### ***Demanda Bioquímica de Oxigênio***

Como já relatado a DBO é a quantidade de oxigênio necessária para decompor a matéria orgânica presente na água. A concentração de DBO pode aumentar pelo escoamento superficial ou fontes pontuais. A alteração da concentração de DBO num determinado dia é calculado pela equação 121:

$$\Delta cbod = -(k_1.cbod + k_3.cbod).TT \quad (121)$$

Onde

$\Delta cbod$  = variação na concentração de DBO em um dado dia ( $mg.L^{-1}$ );

$k_1$  = coeficiente de desoxigenação ( $dia^{-1}$ );

$k_3$  = coeficiente de decaimento da DBO ( $dia^{-1}$ );

$cbod$  = concentração de DBO num dado dia ( $mg.L^{-1}$ ).

$TT$  = tempo para a água percorrer o canal ( $dia^{-1}$ ).

O coeficiente de desoxigenação e o de decaimento podem ser ajustados para a temperatura do instante da amostragem, pelos respectivos coeficientes a 20°C, conforme equações 122 e 123:

$$k_1 = k_{1,20} * 1,047^{(T_{water}-20)} \quad (122)$$

$$k_3 = k_{3,20} * 1,024^{(T_{water}-20)} \quad (123)$$

Onde:

$k_{1,20}$  = coeficiente de desoxigenação a 20°C (dia<sup>-1</sup>);

$k_{3,20}$  = coeficiente de decaimento a 20°C (dia<sup>-1</sup>).

$T_{water}$  = temperatura média da água no instante da amostragem (°C).

### ***Oxigênio Dissolvido***

Uma concentração adequada de oxigênio dissolvido no curso d'água, é um requisito básico para um ecossistema aquático saudável. A concentração de oxigênio dissolvido num rio é função da reaeração atmosférica, fotossíntese, respiração vegetal e animal, demanda de sedimentos bentônicos, DBO, nitrificação, salinidade e temperatura. As alterações na concentração de oxigênio dissolvido em um dado dia é calculado pela equação 124:

$$\Delta Ox = (k_2 \cdot (Ox_{sat} - Ox) + (\alpha_3 \cdot \mu_a - \alpha_4 \cdot \rho_a) \cdot a \lg ae - k_1 \cdot cbod - \frac{k_4}{1000 \cdot depth} - \alpha_5 \cdot \beta_{N,1} \cdot NH_4 - \alpha_6 \cdot \beta_{N,2} \cdot NO_2) \cdot IT \quad (124)$$

Onde:

- $\Delta O_x$  = variação de oxigênio dissolvido em um dado dia ( $\text{mg.L}^{-1}$ );
- $k_2$  = coeficiente de reaeração ( $\text{dia}^{-1}$ );
- $O_{x_{sat}}$  = concentração de saturação de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ );
- $O_x$  = concentração de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ );
- $\alpha_3$  = taxa de produção de  $O_2$  por unidade de fotossíntese das algas ( $\text{mg.mg}^{-1}$ );
- $\mu_a$  = taxa de crescimento de algas ( $\text{dia}^{-1}$ );
- $\alpha_4$  = taxa de consumo de oxigênio por unidade de alga ( $\text{mg.mg}^{-1}$ );
- $\rho_a$  = taxa de mortalidade de algas ( $\text{dia}^{-1}$ );
- $algae$  = concentração da biomassa de algas em um dado dia ( $\text{mg.L}^{-1}$ );
- $k_1$  = coeficiente de desoxigenação ( $\text{dia}^{-1}$ );
- $cbod$  = concentração de DBO num dado dia ( $\text{mg.L}^{-1}$ );
- $k_4$  = taxa de demanda de oxigênio no sedimento ( $\text{mg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ );
- $depth$  = profundidade do canal no dia (m);
- $\alpha_5$  = taxa de absorção de  $O_2$  na oxidação da  $NH_4$  ( $\text{mg.mg}^{-1}$ );
- $\beta_{N,1}$  = coeficiente de oxidação da amônia ( $\text{dia}^{-1}$ );
- $NH_4$  = concentração de amônia em um dado dia ( $\text{mg.L}^{-1}$ );
- $\alpha_6$  = taxa de absorção de  $O_2$  na oxidação do  $NO_2$  ( $\text{mg.mg}^{-1}$ );
- $\beta_{N,2}$  = coeficiente de oxidação do nitrito em nitrato ( $\text{dia}^{-1}$ );
- $NO_2$  = concentração de nitrito em um dado dia ( $\text{mg.L}^{-1}$ );