

**Modelagem hidrosedimentológica na bacia do córrego  
Santa Maria: Subsídios à Aplicação de Práticas de  
Conservação de Água e Solo no Noroeste Fluminense**

**Eberval Marchioro**

**UFRJ**

**2008**

**Modelagem hidrosedimentológica na bacia do córrego  
Santa Maria: Subsídios à Aplicação de Práticas de  
Conservação de Água e Solo no Noroeste Fluminense**

**Eberval Marchioro**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Geografia.

Orientador: Prof. Dr. Nelson Ferreira Fernandes  
Programa de Pós-Graduação em Geografia/UFRJ

Rio de Janeiro

2008

**Modelagem hidrosedimentológica na bacia do córrego Santa Maria:  
Subsídios à Aplicação de Práticas de Conservação de Água e Solo  
no Noroeste Fluminense**

Eberval Marchioro

Tese de doutorado submetida ao corpo docente do Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de doutor.

Aprovado Por

---

Prof. Dr. Nelson Ferreira Fernandes

Orientador e Prof. Dr. do Programa de Pós-Graduação em Geografia

---

Prof. Dr Antônio José Teixeira Guerra – PPGG/UFRJ

---

Prof. Dr. Evaristo Castro Junior - PPG/UFRJ

---

Dr. José Ronaldo Macedo – EMBRAPA/CNPS

---

Prof. Dr. Gerson Cardoso da Silva Jr. PPG/UFRJ

---

Prof<sup>a</sup>. Dra. Maria Naíse de Oliveira Peixoto - PPGG/UFRJ

Rio de Janeiro

Setembro de 2008

## FICHA CATALOGRÁFICA

Marchioro, Eberval.

Modelagem hidrosedimentológica na bacia do córrego Santa Maria: Subsídios à Aplicação de Práticas de Conservação de Água e Solo no Noroeste Fluminense.

189 páginas

Tese de Doutorado – Universidade Federal do Rio de Janeiro/Programa de Pós-Graduação em Geografia, 2008.

1 – Modelagem matemática; 2 - SWAT; 3 - Produção de sedimentos; 4 – Cenário Ambiental.

A minha filha Bárbara e a esposa  
Rosiane A. C. D. O. Marchioro

## AGRADECIMENTOS

Ao orientador, o Professor Nelson Ferreira Fernandes, pela dedicação na orientação do trabalho, pelas oportunidades que me proporcionou e, acima de tudo, pela amizade que nasceu deste relacionamento profissional.

Aos pesquisadores da EMBRAPA José Ronaldo de Macedo, Silvio Bhering, Rachel Prado, Elaine Fidalgo, Alexandre Ortega e Maria Zaroni, pela concessão dos dados e apoio ao desenvolvimento desse trabalho.

Ao prof. Dr. Marco Aurélio Caiado pela constante ajuda para conclusão da tese.

Ao Conselho Nacional de Ensino e Pesquisa - CNPq pela concessão de bolsa de doutorado, indispensável para conclusão desse trabalho.

Ao Programa de Apoio ao Desenvolvimento de Tecnologias Agropecuárias para o Brasil – PRODETAB, pelo investimento no projeto “Planejamento conservacionista das terras e modelagem preditiva de sistema aquíferos do cristalino, para recarga hídrica em bacias hidrográficas de relevo acidentado”.

Ao Instituto Nacional de Meteorologia – INMET pela concessão dos dados climatológicos da estação de Itaperuna/RJ.

A equipe do Soil and Water Assessment Tool – SWAT pela disponibilização do modelo de forma gratuita no site <http://www.brc.tamus.edu/swat> e pela solução das dúvidas e dos “bugs”, na execução do mesmo.

Ao Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Aos amigos do Núcleo de Estudos de Monitoramento e Modelagem Hidrológica em Solos – NEMPHEs/UFRJ, em especial a Andréa Paula Souza, João Paulo Miranda, Ivanilson Moreira, Ricardo Zaidan.

Aos amigos Adelmo Inácio Bertolde e Paulo Roberto Silva e à amiga Tereza Cristina Bertolde, pelo apoio e ajuda para conclusão dessa tese.

A Elizabeth Dell’Orto, Diogo Médici Poloni e Tiago Fernandes, pela ajuda no geoprocessamento e na utilização do SWAT.

A minha família que desde o início de minha caminhada acadêmica tem me apoiado.

A todos aqueles que, de uma forma ou de outra, contribuíram, direta ou indiretamente, para que fosse possível a realização desse trabalho.

## RESUMO

MARCHIORO, E. Modelagem hidrosedimentológica na bacia do córrego Santa Maria: Subsídios à Aplicação de Práticas de Conservação de Água e Solo no Noroeste Fluminense. Orientador: Prof. Dr. Nelson Ferreira Fernandes. Rio de Janeiro. 2008. Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia - PPGG/UFRJ.

A modelagem de processos hidrológicos na escala de bacia hidrográfica vem se constituindo em uma importante ferramenta para previsão hidro-sedimentológica associada aos diferentes usos e ocupações de solos. Nesse sentido, usando o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) foi realizada uma simulação para a vazão e produção de sedimentos para a bacia do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense, levando-se em consideração às variáveis uso/ocupação e tipo do solo atual. O modelo SWAT foi também usado para verificar a influência de uma prática conservacionista na produção de sedimentos e vazão fluvial na bacia citada. Para as simulações, o modelo usa um banco de dados especializado da bacia, constituído de informações geográficas, pedológicas, hidrológicas e climáticas. A manipulação dos dados de entrada foi realizada na interface do modelo SWAT com o Sistema de Informação Geográfica (ArcView 3.2 e *Spatial Analyst* 1.1), onde foi inserido o Modelo Digital de Elevação - MDE, mapa de uso e ocupação do solo, mapa pedológico e os dados climáticos, através de tabelas provenientes de arquivos com formato tipo “pdf”. Posteriormente, o modelo SWAT subdivide a bacia em diversas Unidades de Respostas Hidrológicas – URHs (sub-bacias), disponibilizando por meio de tabelas, informações dos parâmetros anteriormente citados. Os resultados das simulações foram comparados com os dados observados experimentalmente para a vazão durante o biênio 2006-2007 e, das concentrações de sólidos em suspensão entre dezembro de 2006 a 2007, no exutório da bacia. Para validar a previsão do modelo, foi utilizado o Coeficiente de Eficiência de *Nash e Sutcliffe* - *COE*, entre os dados simulados e experimentalmente observados. O *COE* para a vazão foi de 0,7188, classificado como satisfatório e com comportamento próximo do observado, enquanto o *COE* para a concentração de sólidos foi de -6,1136, indicando um ajuste ruim do modelo, com alto grau de disparidade entre valores observados e calibrados. Um cenário ambiental alternativo foi simulado levando-se em consideração o Código Florestal Brasileiro, visando comparar com a simulação com o uso e ocupação atual. A aplicação desse cenário contribuiu

para minimização da produção de sedimentos e concentração de sólidos, mostrando-se como uma ferramenta importante para melhoria da qualidade ambiental na bacia. Também, a recuperação ambiental com aplicação do Código Florestal Brasileiro é factível, apresentando conflito somente para a pastagem que é utilizada para pecuária, podendo ser amenizada com práticas de manejo adequadas para a região, visando à maximização da produção leiteira e a minimização do uso da terra. Foi constatado que o modelo SWAT é uma importante ferramenta para verificação das áreas mais sensíveis a produção de sedimentos e para aplicação de cenários alternativos na escala de bacia hidrográfica, permitindo avaliar, a curto prazo e com baixo custo, os reflexos dos mesmos sobre a paisagem.

Palavras chaves: Bacia Hidrográfica, Modelos Hidrológicos, Produção de Sedimentos, SWAT.

## ABSTRACT

MARCHIORO, E. Hydrosedimentologic modeling in Santa Maria creek basin: Support to Application of Water and Soil Conservation Practices in the Northwestern Rio de Janeiro. Advisor: Prof. Dr. Nelson Ferreira Fernandes. Rio de Janeiro. 2008. Doctoral thesis presented to the Geography Post-Graduation Program (*PPGG*) at UFRJ.

Hydrological process modeling at the hydrographic basin scale has shown to be an important tool in hydrosedimentologic prediction associated to different soil uses and occupations. In this regard, a simulation of stream flow and sediment yield was carried out for the Santa Maria creek basin using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model, taking the variables use/occupation and current type of soil into account. The SWAT model was also used to verify the influence of a conservationist practice on sediment yield and stream flow in this basin. In order to carry out the simulations, the model employs a special basin databank, made up of geographical, pedological, hydrological and climate information. Input data manipulation was performed on the SWAT model interface with the Geographic Information System (*ArcView 3.2 and Spatial Analyst 1.1*), into which the Digital Elevation Model (DEM), soil use and occupation map, pedological map and climate data were inserted through tables deriving from PDF files. After that, the SWAT model subdivides the basin into several Hydrologic Response Units – HRU (sub-basins), making the previously mentioned parameter information available by means of tables. The results of the simulation were compared to the stream flow data experimentally observed in 2006-2007 and the suspended solid concentration data obtained from December 2006 to December 2007 at the basin outlet. In order to validate the model prediction, the Nash-Sutcliffe Efficiency Coefficient (NS) was adopted between the simulated and experimentally observed data. NS for stream flow was 0.7188, classified as satisfactory and close to the value observed, whereas the NS for solid concentration was -6.1136, which indicates a poor adjustment of the model, with high rate of disparity between observed and calibrated values. An alternative environmental scenario was simulated taking the Brazilian Forest Code into consideration and aiming at comparing the simulation to the present use and occupation. The application of this scenario contributed to minimizing sediment yield and solid concentration, which shows how important this tool can be in improving environmental quality in the basin. Also, environmental recovery based on the Brazilian Forest Code is feasible. It may only present conflicts concerning pasture used for

animal husbandry, which can be reduced through adequate soil handling in area, so as to maximize milk production and minimize land use. The SWAT model was confirmed as an important tool in verifying areas more sensitive to sediment yield and in applying alternative scenarios at the hydrographic basin scale, which allows evaluating the reflections of these scenarios on the landscape in the short term and at low costs.

**Key-words:** Hydrographic Basin, Hydrologic Models, Sediment Yield, SWAT.

## LISTA DE ABREVIACÕES

- ADM - Área de Drenagem Mínima;
- ANSWERS - Source Basin Environmental Response Simulation;
- APP – Área de Preservação Permanente;
- ARCGIS - Geographic Information System;
- ARCVIEW - Geographic Information System;
- ARS - Agriculture Research Service;
- BHRSD - Bacia Hidrográfica do rio São Domingos;
- CBC - Código Florestal Brasileiro;
- CERJ - Companhia de Eletricidade do Rio de Janeiro;
- CN – Curva Número;
- CN2 – Curva Número
- CNPS - Centro Nacional de Pesquisa de Solos;
- COE - Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe;
- CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente;
- CREAMS - Chemicals, Runoff, Erosion from Agricultural Management Systems;
- CSS - Concentração de Sólidos em Suspensão;
- DRM - Departamento de Recursos Minerais do Rio de Janeiro;
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária;
- EPIC - Erosion Productivity Management Systems;
- ERDAS - Earth Resources Analyses Support Systems;
- EUROHARP - European Harmonised Procedures for Quantification of Nutrient Losses Diffuse Sources;
- GRASS - Geographical Resources Analysis Support Systems;
- HYMO – Problem-oriented computer language for building hydrologic models;
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia;
- $K_{sat}$  - Condutividade Hidráulica Saturada;
- $K_{usle}$  - Erodibilidade do Solo;
- LH – Método Latin Hypercube;
- MDE - Modelo Digital de Elevação;
- MUSLE - Equação de Perda Universal de Solo Modificada;

NEMPHEs/UFRJ - Núcleo de Estudos de Monitoramento e Modelagem Hidrológica em Solos do Departamento de Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro;

OAT – Método One-Factor – At-a-Time;

PRODETAB - Programa de Apoio ao Desenvolvimento de Tecnologias Agropecuárias para o Brasil;

ROTO - Routing Outputs to Outlet;

SCE/UA- Suffled Complex Evolution Method Algorithms;

SCS - Serviço de Conservação do solo dos Estados Unidos da América;

SIG - Sistema de Informação Geográfica;

SWAT - Soil Water Assessment Tool;

SWIM - Soil Water Integrated Model;

SWRRB - Simulator for Water Resources in Rural Basins;

SWRL - Soil and Water Reserach Laboratory;

URHs - Unidades de Respostas Hidrológicas;

USDA - United States Department;

USLE – Universal Soil Loss Equation;

WEPP - Water Erosion Prediction Project;

ZCAS - Zona de Convergência do Atlântico Sul;

## SUMÁRIO

1- INTRODUÇÃO.....	1
2 - REVISÃO TEÓRICA.....	5
2.1 – Manejo de solos e erosão na bacia hidrográfica.....	5
2.2 – A relevância do modelo digital de elevação – MDE, na modelagem hidrológica.....	11
2.3 - Modelos hidrológicos e produção de sedimentos nas bacias hidrográficas.....	14
2.3.1 - O desenvolvimento do modelo SWAT.....	22
3 – CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	29
3.1 – Características socioeconômicas do Município de São José de Ubá.....	29
3.2 – Localização da bacia do córrego Santa Maria.....	29
3.3 – Uso e ocupação do solo na bacia do córrego Santa Maria.....	31
3.4 – Aspectos climatológicos.....	32
3.5 – Geologia.....	35
3.6 – Geomorfologia.....	36
7 – Solos.....	40
4 – METODOLOGIA.....	44
4.1 - Ferramentas computacionais.....	44
4.2 – Definição das Unidades de Respostas Hidrológicas – URHs.....	45
4.3 – Geração dos planos de informação cartográficos.....	47
4.3.1 – Geração e inserção do mapa de uso e ocupação do solo no SWAT.....	47
4.3.2 – Geração e inserção do mapa de tipo de solo no SWAT.....	51
4.3. - Erodibilidade do solo.....	54
4.4 – Dados climatológicos.....	55
4.5 – Monitoramento dos dados hidro-sedimentológicos.....	62
4.6 - Simulação do cenário preditivo.....	65
4.7 – Equações utilizadas nas simulações contínuas do modelo SWAT.....	67
4.7.1 – Ciclo hidrológico dos solos nas vertentes.....	67
4.7.2 - Escoamento Superficial.....	68
4.7.3 - Condição de umidade antecedente.....	72
4.7.4 - Percolação de água no solo.....	73
4.7.5 - Máxima vazão das sub-bacias (Unidades de Respostas Hidrológica – URHs).....	74

4.7.6 - Tempo de concentração para ocorrência da vazão pico.....	75
4.7.7 - Produção de sedimentos.....	78
4.7.7.1 - Fator de crescimento das plantas.....	79
4.7.7.2 - Fator topográfico.....	80
4.8 - Rotinas referentes à fase do canal fluvial das sub-bacias.....	80
4.8.1 – Simulação do fluxo de água no canal fluvial.....	81
4.8.2 – Simulação do sedimento no canal fluvial.....	83
4.8.3 – Rotina das Variáveis climáticas.....	85
4.9 - Calibração/Validação do modelo.....	85
4.10 - Análise de sensibilidade.....	87
5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	89
5.1 – Uso e ocupação do solo.....	89
5.2 – A aplicação do Código Florestal Brasileiro como ferramenta para o Planejamento Ambiental.....	93
5.3 – Comportamento climático.....	93
5.4 – Análise do banco de dados hidro-sedimentológico da bacia do córrego Santa Maria (RJ), utilizados para calibração e validação do SWAT.....	103
5.4.1 – Análise da vazão fluvial.....	103
5.4.1.1 – Análise histográfica anual da vazão média na bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense.....	111
5.4.2 - Análise da concentração de sólidos em suspensão – CSS.....	114
5.5 – Modelagem hidro-sedimentológica com o SWAT.....	125
	125
5.5.2 – Análise da sensibilidade do modelo SWAT.....	131
5.5.2.1 – Análise da influência da variável CN2 nos processos hidrológicos simulados pelo SWAT.....	133
5.5.2.2 - Análise da influência da variável SOL_AWC nos processos hidrológicos simulados pelo SWAT.....	136
5.5.2.3. - Análise da influência da variável ESCO nos processos hidrológicos simulados pelo SWAT.....	138
5.5.3 – Validação mensal da vazão simulada pelo SWAT para condição de uso e ocupação atual do solo.....	138
5.5.4 – Validação da concentração de sólidos no canal – CSC.....	145

5.5.5 - A produção de sedimentos na bacia do córrego Santa Maria prevista pelo SWAT.....	149
5.6 - A influência do cenário ambiental na produção de sedimentos.....	158
6 – CONCLUSÕES.....	164
9- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	167

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Atividades antrópicas e suas implicações no processo de degradação dos solos (fonte: CARNELLAS <i>et al.</i> , 1994 <i>apud</i> MAFRA, 1999).....	7
Figura 2: Desenvolvimento do modelo SWAT e suas adaptações para algumas regiões ao longo do tempo.....	24
Figura 3: Localização geográfica do Município de São José de Ubá no noroeste do Rio de Janeiro e da bacia hidrográfica do rio São Domingos, onde insere-se a bacia do córrego Santa Maria (PRADO <i>et al.</i> , 2005).....	30
Figura 4: Figura 4: Uso e ocupação do solo da bacia do córrego Santa Maria, em São José de Ubá (RJ) (ZARONI, 2006).....	31
Figura 5: Figura 5: Uso e ocupação do solo da bacia do Rio São Domingos no Noroeste fluminense (FIDALGO e ABREU, 2005).....	32
Figura 6: Mapa Geológico da bacia do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá (RJ) (DRM, 2004; MENEZES, 2005).....	36
Figura 7: Mapa geomorfológico para parte da Região Noroeste Fluminense na escala original de 1:250.000 (Modificado por DANTAS, 2001).....	39
Figura 8: Mapa de solos da bacia do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá (RJ) (BHERING <i>et al.</i> , 2005).....	41
Figura 9: Mapa de erodibilidade dos solos da bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense (RJ) (ZARONI, 2006).....	42
Figura 10: Diagrama da metodologia utilizada para geração do banco de dados e simulações do modelo SWAT na interface SIG, segundo NEITSCH <i>et al.</i> (2005).....	45
Figura 11: Drenagem utilizada para definir a ADM das URHs da Bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense (RJ). Obs: Em azul claro drenagem fornecida por ZARONI (2006) e em Azul escuro, obtido do SWAT.....	46
Figura 12: Interface de entrada dos mapas de uso e ocupação de solo e dos solos, de cada unidade de mapeamento da bacia do córrego Santa Maria no SWAT.....	48
Figura 13: Interface de entrada dos parâmetros físico-hídricos dos perfis de solo no modelo SWAT.....	53
Figura 14: Interface de entrada dos dados para a criação da estação meteorológica no SWAT.....	57
Figura 15: Delimitação da seção transversal de monitoramento de vazão e sedimentos na bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense. FOTO: FERNANDES (2005).....	63

Figura 16: Sensores de sedimento e vazão utilizados na estação hidro-sedimentológica da bacia do córrego Santa Maria em São José de Ubá (RJ). Foto: MARCHIORO, 2007.....	64
Figura 17: Visão do uso e ocupação dos solos na bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense. Foto: Geparmbh (2005).....	66
Figura 18: Classificação da curva número dos diversos usos do solo na interface do SWAT.....	70
Figura 19: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia do córrego Santa Maria, modificado de ZARONI (2006) por MARCHIORO (2007).....	90
Figura 20: Erosão laminar do solo oriundos do processo de mau uso do solo na bacia do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense (Foto: Marchioro, 2007).....	92
Figura 21: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia do córrego Santa Maria aplicando o Código Florestal Brasileiro.....	95
Figura 22: Localização dos pontos de coleta de sólidos em suspensão na bacia do córrego Santa Maria no Noroeste fluminense (PRADO et al., 2006).....	123
Figura 23: Declividades das URHs utilizados pelo modelo SWAT nos cálculos hidrosedimentológicos.....	127
Figura 24: Uso e ocupação do solo da bacia do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense, reclassificados de acordo com o banco de dados do SWAT.....	129
Figura 25: Mapa de solos da bacia do córrego Santa Maria com classes reclassificadas para introdução no modelo SWAT.....	1130
Figura 26: Produção de sedimentos média para o período entre 2005 e 2007 na bacia do córrego Santa Maria no Noroeste fluminense.....	151
Figura 27: Produção de sedimentos média de 2005 da bacia do córrego Santa Maria, no noroeste fluminense, estimada pelo SWAT.....	155
Figura 28: Produção de sedimentos média de 2006 da bacia do córrego Santa Maria, no noroeste fluminense, estimada pelo SWAT.....	156
Figura 29: Produção de sedimentos média de 2007 da bacia do córrego Santa Maria, no noroeste fluminense, estimada pelo SWAT.....	157
Figura 30: Produção de sedimentos prevista pelo SWAT levando-se em consideração o Código Florestal Brasileiro, para o período entre 2005 – 2007.....	160

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Pluviosidade média mensal no Município de São José de Ubá para o período entre 1960-1990 (GONÇALVES et al., 2006).....	33
Gráfico 2: Temperaturas médias mensais do período de 1960 – 1990 no Município de São Jose de Ubá (RJ) (GONÇALVES et al., 2006).....	34
Gráfico 3: Balanço hídrico mensal no Município de São J. Ubá (RJ), de acordo com (GONÇALVES et al., 2006).....	34
Gráfico 4: Precipitação total anual e comportamento médio da precipitação para o período de 2005 a 2007, da bacia do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá.....	101
Gráfico 5: Comparação dos totais pluviométricos mensais obtidos por ORTEGA et al. (2006) em relação a precipitação média mensal de 2005 a 2007, utilizados neste trabalho.....	102
Gráfico 6: Índice pluviométrico anual de S. José de Ubá e Itaperuna para o período de 2005 a 2007.....	102
Gráfico 7: Comportamento da vazão do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá para o ano de 2005.....	105
Gráfico 8: Comportamento da vazão diária de abril a dezembro de 2006 da bacia do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá.....	107
Gráfico 9: Comportamento da vazão da bacia do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá, para o ano de 2007.....	110
Gráfico 10: Comportamento da vazão média mensal em relação à precipitação média mensal do ano de 2005, levando-se em consideração os períodos de ausência de dados fluviais do córrego Santa Maria, no Município de São José de Ubá.....	111
Gráfico 11: Comportamento da vazão média mensal em relação à precipitação média mensal do ano de 2006, levando-se em consideração os períodos de ausência de dados fluviais do córrego Santa Maria, no Município de São José de Ubá.....	112
Gráfico 12: Comportamento da vazão média mensal em relação à precipitação média mensal do ano de 2007, levando-se em consideração os períodos de ausência de dados fluviais do córrego Santa Maria, no Município de São José de Ubá.....	113
Gráfico 13: Sólidos em suspensão da bacia do córrego Santa Maria no noroeste fluminense do ano de 2005.....	115
Gráfico 14: Sólidos em suspensão do mês de dezembro de 2006 da bacia do córrego Santa Maria no noroeste fluminense.....	117

Gráfico 15: Sólidos em suspensão da bacia do córrego Santa Maria no noroeste fluminense do ano de 2007.....	118
Gráfico 16: Comportamento dos sólidos em suspensão em relação à precipitação do ano de 2005, levando-se em consideração os períodos de ausência de dados do córrego Santa Maria, no Município de São José de Ubá.....	121
Gráfico 17: Comportamento dos sólidos em suspensão em relação à precipitação do ano de 2006, levando-se em consideração os períodos de ausência de dados do córrego Santa Maria, no Município de São José de Ubá.....	121
Gráfico 18: Comportamento dos sólidos em suspensão em relação à precipitação do ano de 2007, levando-se em consideração os períodos de ausência de dados do córrego Santa Maria, no Município de São José de Ubá.....	122
Gráfico 19: Sólidos em suspensão da bacia do córrego Santa Maria, no Município de São José de Ubá (PRADO, et al., 2006).....	124
Gráfico 20: Comprimento das encostas da bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense.....	128
Gráfico 21: Apresentação da sensibilidade das variáveis do modelo SWAT para a bacia do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense.....	132
Gráfico 22: Análise da sensibilidade média de algumas variáveis hidrológicas do modelo SWAT para o período entre 2005-2007 no exutório da bacia do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense.....	135
Gráfico 23: Análise da sensibilidade média de algumas variáveis hidrológicas do modelo SWAT para o período entre 2005-2007 da bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense.....	137
Gráfico 24: Análise da sensibilidade média de algumas variáveis hidrológicas do modelo SWAT para o período entre 2005-2007 da bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense.....	138
Gráfico 25: Comportamento das variáveis em relação às alteração nos valores de CN2, ESCO e SOL_AWC.....	139
Gráfico 26: Sensibilidade mensal da vazão do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense, às mudanças nas variáveis CN2, SOL_AWC, ESCO e sem calibração com valores não alterados....	140
Gráfico 27: Comportamento sazonal da vazão do córrego Santa Maria simulado pelo modelo SWAT para o período entre 2006 a 2007.....	144
Gráfico 28: Comportamento sazonal da concentração de sólidos observada e simulada da bacia	

do córrego Santa Maria para o período entre 2006 a 2007, levando-se em consideração apenas os dias de funcionamento do sensor de concentração de sólidos.....	147
Gráfico 29: Concentração de sólidos na bacia do córrego Santa Maria para o período compreendido entre dezembro de 2006 a 2007.....	162

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Classificação das mudanças do uso do solo nas bacias hidrográficas (TUCCI, 2005).....	6
Tabela 2: Características gerais de alguns modelos matemáticos aplicados à produção de sedimentos.....	19
Tabela 3: Algumas características do modelo SWAT segundo ARNOLD e SRINIVASAN (1995).....	20
Tabela 4: Equipamentos utilizados na estação hidro-sedimentológica do córrego Santa Maria em São José de Ubá no Noroeste Fluminense (SILVA et al., 2005).....	65
Tabela 5: Valores das curvas números para bacias com ocupação agrícola para condições de umidade antecedente CUA II.....	71
Tabela 6: Uso e ocupação do solo da bacia do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense.....	91
Tabela 7: Uso e ocupação do solo considerando o Código Florestal Brasileiro (CFB).....	96
Tabela 8: Comportamento climático da bacia do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá no Noroeste Fluminense.....	100
Tabela 9: Número de dias chuvosos e secos na bacia do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá, no Noroeste Fluminense, para o período entre 2005 a 2007.....	101
Tabela 10: Características das unidades de respostas hidrológicas fornecidas pelo SWAT da bacia do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense.....	126
Tabela 11: Valores de curva número 2 calibrados automaticamente pelo modelo SWAT, a partir dos dados de vazão e sedimentos do ano de 2005.....	134
Tabela 12: Valores de SOL_AWC dos horizontes superficiais fornecidos originalmente por BHERING et al. (2005) para bacia do córrego Santa Maria, alterados no AVSWAT-X conforme NEITSCH et al. (2005).....	137
Tabela 13: Comportamento mensal de vazão monitorada, simulada sem calibração e com calibração automática do SWAT, para o período entre 2006 e 2007 (m <sup>3</sup> /s).....	141
Tabela 14: Concentração de sedimentos da bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense (RJ).....	146
Tabela 15: Produção de sedimentos em cada URHs simulada pelo SWAT na bacia do córrego Santa Maria.....	152
Tabela 16: Uso e ocupação do solo e Produção de sedimentos média de 2005-2007 por URHs, levando-se em consideração o Código Florestal Brasileiro.....	161

## 1 – INTRODUÇÃO

A modelagem hidro-sedimentológica na escala de bacias hidrográficas tem se constituído em uma importante ferramenta para avaliação de processos hidrológicos e da produção de sedimentos, permitindo, por exemplo, prever assoreamento de reservatórios, a deterioração dos solos, a diminuição de áreas agricultáveis e o aumento na ocorrência de feições erosivas.

Dentre os processos hidrológicos modelados atualmente, pode-se destacar a produção de sedimentos pela erosão de solo. Esse processo ocorre naturalmente devido às interações entre água e solo, que têm sido fortemente afetadas pela ação do homem, através da substituição da cobertura vegetal pela atividade agrícola, realizada na maioria das vezes sem práticas de manejo e conservação dos solos de maneira adequada. Em países localizados na Zona Intertropical, a produção de sedimentos é, ainda, agravada devido ao seu regime climático, que de maneira geral é caracterizado por chuvas concentradas de curta duração e alta intensidade.

A preocupação do homem com a erosão do solo pela ação hídrica é tão antiga como a própria agricultura, pois quando mudou do nomadismo para um sistema fixo de vida, teve necessidade de intensificar o uso do solo, levando à retirada da cobertura vegetal, acarretando na exposição do solo às forças erosivas (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999). Esses últimos autores também salientam que a erosão do solo constituiu-se num dos fatores que ocasionaram a queda das primeiras civilizações e impérios, como o romano. Autores como MORGAN (1980); HADLEY et al. (1985); ABDELHADI (1994); FLACH e LAFLEN (1989); WILCOX et al. (1992); GUERRA (1995); ZIMBONE et al. (1996); ADINARAYANA et al. (1999); ZEHE et al. (2001); VAN DER PUTTEN et al. (2004); GALE e HAWORTH (2005) e ZHANG e LUI (2006) destacam que no final do século XIX e o início do século XX, alguns países como a Grã-Bretanha, Bélgica, Alemanha e os Estados Unidos da América apresentavam elevadas taxas de erosão e esgotamento dos solos agrícolas, chamando a atenção para importância do planejamento e uso correto dos solos agricultáveis.

No Brasil, desde a chegada dos primeiros colonizadores, iniciou-se o processo de degradação dos solos devido à retirada da cobertura vegetal primitiva para exportação de madeiras e, posteriormente, para a implantação de sistemas agropecuários, expondo o solo à erosão hídrica. Na região sudeste do Brasil, por exemplo, um relatório do Instituto de Pesquisas Espaciais sobre a situação da cobertura vegetal do Estado do Rio de Janeiro para o período

entre 1985 e 1990, demonstrou que cerca de 30 mil hectares foram devastados, e substituídos por moradias e atividades agrícolas, com destaque na região da Serra do Mar, no Noroeste e no Nordeste Fluminense, contribuindo para o aumento nas taxas de erosão dos solos, aparecimento de feições erosivas e diminuição da disponibilidade hídrica.

O Noroeste Fluminense, mais especificamente o Município de São José de Ubá, há problemas como elevada produção de sedimentos, perda de áreas agricultáveis, diminuição da permeabilidade e da infiltração de água nos solos, deficiência hídrica, desaparecimento de rios, migração de nascentes, aumento da quantidade de poluentes que atingem os cursos fluviais e diminuição da recarga dos sistemas de aquíferos, decorrentes do uso e manejo inadequado dos solos, ao longo dos ciclos econômicos.

Esse panorama contribuiu para o estabelecimento de um processo de decadência econômica, ocasionando empobrecimento das famílias, êxodo rural e analfabetismo, entre outros problemas. Diante do contexto de degradação ambiental apresentado pelo Município, associado à ausência de orientação técnica aos produtores rurais, e às escassas as práticas de manejo e conservação do solo, foi elaborado o Projeto “Planejamento conservacionista das terras e modelagem preditiva de sistema aquíferos do cristalino, para recarga hídrica em bacias hidrográficas de relevo acidentado”, financiado pelo “Programa de Apoio ao Desenvolvimento de Tecnologias Agropecuárias para o Brasil - PRODETAB”, com o intuito de incentivar o planejamento e o gerenciamento ambiental das terras agrícolas sobre aquíferos, para minimização dos problemas verificados na área.

Esse projeto contou com a participação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Centro Nacional de Pesquisa de Solos – EMBRAPA/CNPS, do Núcleo de Estudos de Monitoramento e Modelagem Hidrológica em Solos do Departamento de Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – NEMPHES/UFRJ e do Departamento de Recursos Minerais do Rio de Janeiro – DRM/RJ e outros.

Para execução desse trabalho foi selecionada como área experimental a bacia do Córrego Santa Maria, que possui área total 13,5 km<sup>2</sup>, tendo como afluente a bacia do córrego Cambiocó. A escolha dessa bacia deve-se à sua representatividade em termos geológicos, geomorfológicos e de uso e ocupação do solo.

Assim sendo, esse trabalho possui como objetivo geral elaborar previsão da produção de sedimentos média entre 2005-2007 na bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense, levando-se em consideração às variáveis uso/ocupação e tipo do solo atual.

O trabalho também possui como objetivos específicos:

- \* Prever a concentração de sólidos e vazão média no canal, para o período entre 2006 a 2007, levando-se em consideração as características atuais da bacia do córrego Santa Maria.
- \* Analisar a distribuição espacial média da produção de sedimentos de 2005 a 2007 em função das variáveis uso/tipo do solo, assim como, para cada ano do intervalo.
- \* Analisar a sensibilidade do modelo a mudanças nas variáveis hidrológicas.
- \* Avaliar a influência do comprimento da encosta e da declividade na produção de sedimentos.
- \* Avaliar a aplicabilidade de parte do Código Florestal Brasileiro.
- \* Analisar a influência do cenário ambiental utilizando o Código Florestal Brasileiro na produção de sedimentos.

Com intuito de atingir os objetivos, o trabalho foi conduzido baseado em duas hipóteses: (i) o modelo matemático pode ser utilizado para a bacia hidrográfica do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá, com presença de aquífero fissural para previsão de vazão e produção de sedimentos; (ii) o cenário ambiental sugerido promove a redução da produção de sedimentos e concentração de sólidos média da bacia, contribuindo para a melhoria ambiental.

Para facilitar a compreensão desta pesquisa, este trabalho foi estruturado da seguinte maneira:

- a) No item I contextualiza-se o problema da produção de sedimentos pela erosão do solo; b) no item o II é realizada uma revisão bibliográfica destacando o papel da modelagem matemática em bacias hidrográficas, a importância do Modelo Digital do Terreno para a modelagem hidrológica, e, a caracterização e apresentação da evolução do modelo que foi utilizado para esse trabalho; c) no item III são apresentadas as caracterização da área de estudo; d) no item IV é apresentada a metodologia empregada no desenvolvimento desta

pesquisa, enfatizando como foram obtidos os dados de entrada no modelo, a calibração e simulação de cenários ambientais e destacado como o modelo simula os processos hidrológicos e de produção de sedimentos; e) no item V são apresentados e discutidos os resultados obtidos pelo modelo para a bacia do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá, no Noroeste Fluminense; f) no item VI é apresentado as considerações finais g); no item VII são apresentadas as referências bibliográficas utilizadas para elaboração do trabalho;

## **2 - REVISÃO TEÓRICA**

Nesse item será realizada uma revisão teórica sobre: a modelagem hidrológica na bacia hidrográfica; a relevância do modelo digital de elevação – MDE na modelagem hidrológica, e, Modelos hidrológicos e erosão dos solos nas bacias hidrográficas.

### **2.1 - Manejo de solos e erosão na bacia hidrográfica**

A bacia hidrográfica é uma célula básica nos estudos ambientais, pois permite conhecer e compreender os diversos elementos atuantes na mesma. Levando-se em consideração a visão sistêmica, CHORLEY (1962) classifica a bacia como um sistema não-isolado aberto, onde há constante entrada e saída de energia e matéria oriunda das atuações antrópicas e naturais.

A bacia hidrográfica é definida como uma área de captação natural de água proveniente das chuvas que drenam para uma única saída, sendo constituída de vertentes, topos ou cristas e fundos de vales, canais e corpos de água subterrânea, tendo seus limites superficiais definidos pelos interflúvios ou divisores de água. (DUNE e LEOPOLD, 1978; COELHO NETO, 1995; SILVEIRA, 2004).

Ocorrendo entrada e saída energia e matéria na bacia, pode-se deduzir que a mesma tenha um comportamento de auto-ajuste adaptado ao tipo e duração da alteração. O tipo de alteração pode ser classificado em antropogênica ou natural, ocasionando um auto-ajuste à nova condição, podendo persistir ou retornar à condição anterior, dependendo da duração e intensidade das alterações (DUNE e LEOPOLD, 1978; COELHO NETO, 1995; SILVEIRA, 2004).

As alterações de uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas promovidas pela ação antrópicas têm impactos significativos sobre o escoamento superficial, erosão de solos e produção de sedimentos, no comportamento das enchentes, das vazões máximas, mínimas e médias, bem como, sobre a propagação de poluentes.

Levando-se em consideração as alterações feitas pelo homem no uso e ocupação nas bacias hidrográficas TUCCI (2005) classifica as modificações quanto: (i) ao tipo de mudança; (ii) ao tipo de uso da superfície ou; (iii) à forma de alteração da superfície, como pode ser visto na tabela 1.

Tabela 1: Classificação das mudanças de uso do solo nas bacias hidrográficas (TUCCI, 2005).

<b>Classificação</b>	<b>Tipo</b>
Mudança da superfície	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Desmatamento</li> <li>• Reflorestamento</li> <li>• Urbanização</li> </ul>
Uso da superfície	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reflorestamento para exploração sistemática.</li> <li>• Abertura de estradas</li> <li>• Culturas agrícolas: de subsistência, anuais e permanentes.</li> </ul>
Método de alteração	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Queimada</li> <li>• Manual</li> <li>• Equipamentos</li> </ul>

Nas áreas agrícolas as principais alterações estão associadas à retirada da cobertura vegetal para que os solos sejam utilizados para a agricultura, realizado por meio de equipamentos automotivos e manuais. Essas alterações promovem alteração no equilíbrio natural representado pelo trinômio água-solo-planta, contribuindo para alterações na forma como a precipitação atinge o solo, nas características dos solos para o aumento da erosão, como pode ser visualizado na figura 1.

Para exemplificar a importância da cobertura vegetal no trinômio água-solo-planta, MIRANDA (1992) estudou o papel da Floresta Secundária da Tijuca, no Rio de Janeiro, na interceptação da precipitação, verificou que a interceptação foi de 24 % para um total pluviométrico anual de 2.300mm.

Na Mata Atlântica da Serra do Mar em São Paulo, FUJIEDA et al. (1997) observaram que para uma chuva média de 1.941 mm durante o período de 1982-1992, a interceptação média foi de 15%; em uma floresta *Pinus sylvestris* da região mediterrânea da Espanha LLORENS et al. (1997) encontraram interceptação de 24%, sendo que para chuvas maiores que 20 mm esse índice diminui para 15%; em plantações trigo, BUTLER e HUBAND (1985) encontraram interceptação de 44% e 33%; nas plantações de cana-de-açúcar no Município de

Campinas (SP), foi verificada por VIEIRA (1982) uma interceptação de 24%; RAO (1987) nas plantações de caju na região de Kottamparamba, na Índia, verificou que a interceptação atinge 31%.

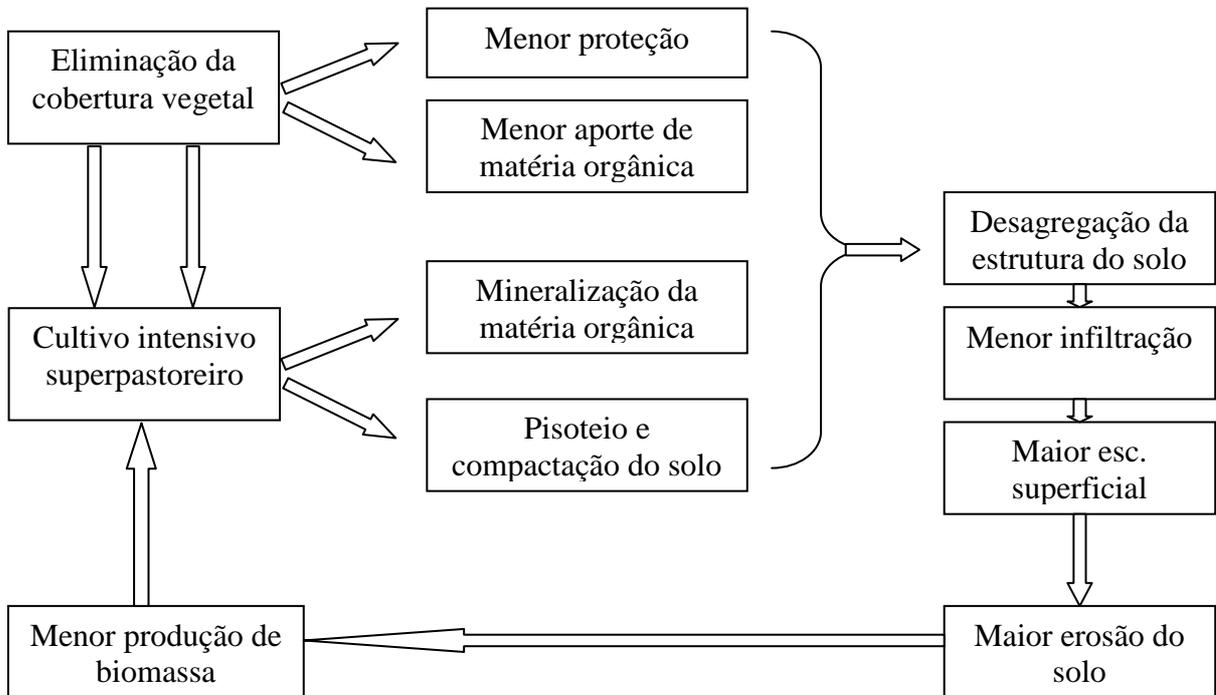


Figura 1: Atividades antrópicas e suas implicações no processo de degradação dos solos (fonte: CARNELLAS et al. 1994 in MAFRA, 1999).

Em relação à importância da cobertura vegetal, LAL (1990) avaliou o seu efeito na erosão do solo e no escoamento superficial para solos sob diversos usos do Município de Campinas/SP, verificando que a floresta apresentou 0,001 ton./ha./ano e escoamento superficial de 1,1%, na pastagem a erosão foi de 1,0 ton./ha./ano e escoamento de 1,6%, no Café foi de 1,4 ton./ha./ano e 1,6% escoamento superficial já no algodão foi de 36 ton./ha./ano e 8,2% escoamento superficial. SOUZA (2003) comparou o efeito da cobertura vegetal e práticas de manejo na produção de escoamento superficial por meio de parcelas em uma encosta do Município de Paty de Alferes (RJ), observando que a parcela sem cobertura vegetal e com arado de disco apresentou maior escoamento superficial (1.232 litros) em relação à parcela com plantação em nível (com 49 litros) e à parcela com cobertura vegetal (41,7 litros).

MARQUES (1949) estimou que o Brasil perdia cerca de quinhentos milhões de toneladas de solo por meio da erosão, representando, segundo o autor, uma perda de 15cm de espessura de

solo em uma área de 280.000 hectares de solo. Com base nas perdas estimadas por MARQUES (1949), e supondo-se que as terras brasileiras tenham 0,10% de nitrogênio, 0,15% de fósforo e 1,50% de potássio, BERTONI e LOMBARDI NETO (1999) salientam que se perde mais de oito milhões de toneladas desses elementos nutritivos para as plantas anualmente, diminuindo a produção das culturas.

O esgotamento dos solos pela erosão hídrica pode ser controlado, e todas as técnicas utilizadas para aumentar a resistência do solo ou diminuir as forças erosivas, denominam-se práticas conservacionistas (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999). Essas podem ser classificadas em mecânicas (plantio em nível, terraceamento e canais de escoadouro), edáficas (controle do fogo, adubação verde, adubação química, adubação orgânica, rotação de cultura, calagem) e vegetativas (reflorestamento, plantas de cobertura, culturas em faixas, cordões de vegetação, alternância de capinas e quebra-ventos), que podem ser utilizadas conjuntamente.

Entre as diversas práticas para conservação do solo em bacias hidrográficas, atualmente utiliza-se predominantemente o terraceamento e o plantio direto, pela sua maior eficiência no combate a produção de sedimentos. A primeira prática (uso do terraço) é realizada em nível, para direcionar o escoamento superficial e evitar a erosão e o dano às culturas, aumentando a infiltração nas chuvas baixas e médias, e conseqüentemente, a diminuição da produção de sedimentos. Contudo, é importante salientar que para instalação de um terraço devem ser observadas as condições de solo e declividade, pois em um solo pedregoso e muito raso, com subsolo adensado, é muito dispendioso e difícil manter um sistema de terraceamento. Esse fato é agravado à medida que ocorre o aumento da declividade do terreno, devido à dificuldade na sua construção e manutenção, levando praticamente impossibilidade de instalação.

Os terraços podem ser classificados em tipo Mangum, Nichols ou de base larga, os de base estreita, os de patamares e o individual. Segundo BERTONI e LOMBARDI NETO (1999), a menção aos terraços do tipo Mangum e Nichols deve-se ao fato de serem o início da evolução dos terraços de base larga.

Os terraços de base larga são indicados para terrenos de até 12% de declividade, podendo ser utilizado em solos de boa permeabilidade com declividade de até 20%, possuindo como vantagem a minimização da perda de área para cultura anual; os terraços de base estreita são

especialmente utilizados para áreas com declividades entre 12 a 20%, onde não é possível instalar os de base larga; os terraços em patamar são utilizados em terrenos com declividade acima de 20%, para proteção de culturas perenes de grande valor, tendo como inconveniente o seu elevado custo de construção; os terraços individuais são recomendados como prática mecânica de controle de erosão, nas culturas perenes já formadas, em terrenos de declividade muito forte. Essa prática é segundo MORGAN (1980) a primeira linha de defesa contra o escoamento superficial e a produção de sedimentos em áreas com problemas graves de erosão.

A segunda técnica, denominada plantio direto, possuindo como denominação em inglês “*no tillage*”, “*zero tillage*”, “*direct-planting*” e “*no-till,*” surgiu originalmente na Inglaterra na década de 1950, e as primeiras aplicações no Brasil iniciaram-se na década de 1970, em especial no Paraná e Rio Grande do Sul, possuindo como característica o não revolvimento do solo, sendo o plantio realizado diretamente sobre a palhada restou do plantio anterior. A tendência é que aumente a estabilidade dos agregados, aumente as taxas de infiltração e minimize o escoamento superficial. Contudo, esse tipo de manejo pode gerar problemas em áreas com elevada declividade, pois o escoamento sub-superficial, ao exfiltrar na superfície, pode gerar erosão em túnel (*piping*) (TUCCI, 2005).

STONE e SILVEIRA (1999) compararam o efeito do preparo do solo com grade aradora e plantio direto na compactação do solo, na disponibilidade de água e no desenvolvimento do sistema radicular em um Latossolo Vermelho-Escuro, na área experimental da Fazenda Capivara, no Município de Santo Antônio de Goiás-GO, sendo que a compactação ocorreu na profundidade entre 10 e 24 cm para preparo com grade, no plantio direto a maior compactação ocorreu entre 15 e 22 cm; em relação à produtividade, os melhores resultados ocorreram no sistema de plantio direto devido à menor variação da tensão matricial da água no solo.

BENATTI et al. (1977) compararam o comportamento hídrico e a perda de solo entre plantio convencional com aração e o direto, verificando que no Latossolo Roxo com 6,3% de declividade o escoamento superficial foi idêntico, mas em relação à perda de solo, o plantio direto diminuiu em 20%; já no Podzólico em Lins e Marília, o plantio direto reduziu o escoamento superficial em 33% e a perda de solo em 63%. CARVALHO et al. (1999) verificaram o comportamento físico-hídrico de um Argissolo Vermelho-Amarelo câmbico sob

alguns tratamentos, sendo arado de aiveca, arado de disco, grade pesada e plantio direto, sendo que esse último sistema de manejo proporcionou menor desagregação e maior retenção de água no solo. Outros trabalhos como de TORMENA e ROLOFF (1996), CORRÊA (1999), SECCO et al. (1999), COGO et al. (2003), VOLK (2004), SILVA et al. (2006), encontraram efeitos similares do plantio direto aos apresentados.

BERTOLINO (2004) estudando alterações nas propriedades físicas e micromorfológicas do solo em função de diferentes sistemas de manejo em parcelas experimentais (sistema sem cobertura - SC, sistema convencional - PC, sistema com utilização de tração animal - PN e sistema de cultivo mínimo - CM) de erosão em Paty do Alferes - Rio de Janeiro, verificou que as diferentes técnicas de manejo alteraram a dinâmica hidrológica dos sistemas de forma bastante distinta, estando isto associado, principalmente, às modificações físicas ocorridas nos diferentes solos. Nesse sentido, o sistema convencional apresentou um tempo de resposta logo após a chuva e uma taxa de drenagem diferenciada em relação aos outros sistemas demonstrando que o processo de irrigação na área tem que ser diferenciado em relação aos outros sistemas como uma medida para minimizar os processos erosivos na região.

BHERING (2007) avaliou a influência dos sistemas de manejo plantio direto, cultivo mínimo e cultivo convencional na retenção e distribuição da água no solo por meio de parcelas experimentais instaladas em uma vertente da bacia do rio Barro Branco, em São José de Ubá/RJ. Esse autor verificou que a retenção de água no solo não foi influenciada pelo sistema de produção adotado, contudo, quando foi avaliada a tensão de armazenamento de água no solo, e a sua disponibilidade para as plantas, o sistema de plantio direto apresentou resultados mais favoráveis. Com relação à distribuição de água nos solos nas profundidades de 20, 40, 60 e 80 cm, monitoradas durante o ciclo da cultura, pode-se concluir que o sistema de produção de plantio direto não apenas perdeu menos água para a atmosfera (disponibilizando essa água para as plantas) como, também contribuiu para a manutenção da água no sistema, uma vez que colaborou para a drenagem profunda e, conseqüentemente, para a recarga dos aquíferos.

Diante do exposto, é de fundamental importância a adoção de práticas de manejo do solo em bacias hidrográficas nas sociedades modernas, que estão pressionando o aumento da produção agrícola e a minimização dos efeitos negativos relacionados aos solos e aos corpos hídricos, envolvendo os fazendeiros e comunidades.

## **2.2 – A relevância do modelo digital de elevação – MDE na modelagem hidrosedimentológica**

Modelos hidrológicos de previsão de produção de sedimentos por meio da ação hídrica, tornaram-se ferramentas poderosas, uma vez que, cada vez são necessárias informações sobre a sua distribuição espacial e temporal, relacionadas às diferentes atividades antrópicas na bacia hidrográfica (CHAVES, 1996).

Para a representação dos processos hidrológicos e a produção de sedimentos em diferentes escalas espaço-temporais, foi necessária a integração com uma ferramenta computacional capaz de capturar, manipular, processar e apresentar os resultados em formas de gráficos e mapas, tal como é o Sistema de Informação Geográfica – SIG.

Os modelos hidrológicos integraram-se ao SIG na década de 1980, pois até então apresentavam raros conceitos de SIG. Posteriormente, modelos como o *Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation* – ANSWERS (BEASLEY et al., 1980), *Chemicals, runoff, Erosion from Agricultural Management Systems* – CREAMS (KNISEL, 1980), *Simulator for Water Resources in Rural Basins* – SWRRB (WILLIAMS et al., 1985; ARNOLD et al., 1990), *Water Erosion Prediction Project* – WEPP (RAWLS e FOSTER, 1987), *Erosion Productivity Management Systems* – EPIC (WILLIAMS et al., 1984) e mais recentemente, o *Soil Water Assessment Tool* - SWAT incorporaram essa ferramenta. Para a integração entre o SIG e os modelos hidrológicos foi necessário a incorporação de programas específicos tais como o *Geographical Resources Analysis Support Systems* – GRASS, *Earth Resources Analyses Support Systems* - ERDAS e o ARC/INFO.

A integração entre modelos e o SIG pode ser subdividida em três níveis distintos: (i) refere-se à manipulação dos dados separadamente entre o SIG e o Modelo, tal como é feito entre o SWAT e o SIG; (ii) refere-se ao processamento dos dados (entrada de dados) via SIG e apresentação dos resultados do modelo, tal como é feito pelo WEPP e ArcView (COCHRANE e FLANAGAN, 1999), ANSWERS e GRASS (CONNOLLY et al., 1997) e SWAT e GRASS e ArcView (DI LUZIO et al., 2002); e (iii) a incorporação de um sistema SIG ao modelo, tal como é apresentado pelo SWAT, possibilitando sua calibração, análise de sensibilidade e elaboração de cenários ambientais.

MENDES (1997) fez algumas considerações em relação ao uso em conjunto do SIG e os modelos hidrológicos. A primeira refere-se ao fato de que os modelos hidrológicos lidam com fenômenos contínuos e dinâmicos, enquanto os SIG's disponíveis no mercado atualmente tratam apenas com dados estáticos e discretos. A segunda consideração é que o SIG utiliza conceitos de pontos, linhas, polígonos, grades, redes de triângulos irregulares para representar a realidade, enquanto que na hidrologia, os sistemas a serem representados espacialmente são bacias, aquíferos, rios, canais e lagos entre outros. A terceira refere-se ao campo conceitual, pois no SIG a análise é feita através de manipulação e interpretação de dados geográficos, já nos modelos hidrológicos, a análise é realizada por meio de simulação de movimento de água e de seus constituintes, usando equações que representam leis físicas. Ainda segundo MENDES (1997), essas reflexões devem ser levadas em consideração pelos profissionais envolvidos na modelagem hidrológica, uma vez que é necessário que se compreendam as limitações e suposições da representação discreta da realidade e o uso destes dados em modelos.

No processo de captura e manipulação de dados aplicados às bacias hidrográficas, um dos elementos de importância fundamental nos modelos hidrológicos é a topografia, que é obtida através do SIG, sendo sua representação digital denominada de Modelo Digital de Elevação – MDE (GARBRUCH e MARTZ, 2000). Através do MDE podem ser elaborados modelos tridimensionais que permitem identificar vales, rede de canais, padrão superficial de drenagem, subdividir bacias hidrográficas, verificar comprimento, declividade, orientação das encostas, direção dos fluxos hidrológicos superficiais, que oscilam em função da qualidade e resolução do MDE, e do processamento dos algoritmos usados para extrair a informação necessária para construção do MDE.

Na modelagem hidrológica, tanto a qualidade como a resolução do MDE devem ser consideradas. Por definição apresentada por GARBRUCH e MARTZ (2000), a qualidade refere-se à exatidão dos dados de elevação, enquanto a resolução refere-se à precisão dos dados, especificando o tamanho da célula horizontal e o aumento na elevação vertical.

Segundo BEVEN (2001) a variabilidade da resolução do MDE afeta diretamente a direção dos fluxos hidrológicos em superfície, influenciando nos processos erosivos incorporados pelos modelos. Nesse sentido, trabalho conduzido por KALIN et al. (2003), em duas pequenas bacias hidrográficas experimentais dos Estados Unidos da América constatou que o aumento

da resolução do MDE propiciou o incremento das taxas de vazão e escoamento superficial da bacia sem afetar o tempo de ocorrência do escoamento. ZHANG e MONTGOMERY (1994) realizaram simulação hidrológica em duas bacias no oeste dos Estados Unidos da América, variando a resolução do MDE de 2 a 90 metros, e verificaram que a resolução de 10 metros deveria ser adotada para diversos estudos hidrológicos na área em questão, pois apresentou resultados mais compatíveis em relação às demais resoluções.

CHAPLOT (2005) avaliou o impacto da variação do tamanho da célula do MDE na simulação de escoamento e sedimentos na bacia do baixo Walnut Creek na porção central de Iowa (EUA), verificando que no caso da vazão a melhor resolução foi de 90 m, pois apresentou maior precisão quando comparado aos dados observados. Já para células com variação entre 20 e 500 m a vazão foi minimizada, uma vez que o gradiente topográfico que impulsiona a sua geração e propagação também foi minimizada; nas simulações da produção de sedimentos foi verificado pelo autor, que utilizando-se células entre 20 a 90 m a carga de sedimentos oscilou entre 62 e 72 t/mês, sendo que para células maiores que 90 metros, houve uma minimização da carga de sedimentos, chegando no caso de 500 m a 24 t/mensal, explicada pelo autor pela não linearidade entre os limites e os processos erosivos.

DI LUZIO et al. (2005) avaliou o impacto do tamanho da célula do MDE no comportamento da curva número (CN) e na condutividade hidráulica saturada ( $K_{sat}$ ) da bacia do Goodwin Creek por meio do SWAT, verificando que a resolução do MDE não influenciou nas respostas dessas variáveis. COTTER et al. (2003) avaliaram o impacto da resolução do MDE de 30, 100, 150, 200, 300, 500 e 1000 m na simulação de vazão e sedimentos na bacia do Moores Creek em Washington/Arkansas (EUA), verificando que as variáveis citadas foram muito afetadas pela resolução do MDE, sendo que a resolução mínima das variáveis deveria oscilar entre 30 e 300m, em virtude das melhores respostas obtidas quando comparado com os dados obtidos.

Mesmo sabendo da importância do MDE, GARBRECHT e MARTZ (2000) salientam que a resolução do MDE dependerá em grande parte dos processos hidrológicos e da escala espacial a serem modelados, cabendo ao pesquisador verificar a melhor resolução para sua área. Contudo, para esses autores a resolução do MDE está relacionada na prática, à disponibilidade de dados e recursos.

Outra contribuição importante do SIG para a modelagem hidrológica refere-se à possibilidade de se efetuar a transposição de escala espacial e temporal dos processos simulados, podendo ser representados pela extrapolação (*upscaling*) ou pela redução (*downscaling*). O termo escala espacial e temporal refere-se à extensão espacial e temporal em que os processos ocorrem, fato importante para a modelagem (STORE e JOKIMAKI, 2003).

A extrapolação, segundo STAYAERT (1993) é a apropriação de um dado gerado por uma parcela experimental em campo, que é usado para abastecer a simulação efetuada para uma escala regional ou global, e vice-versa. No processo de extrapolação podem-se verificar três níveis de informação: a) as referentes às escalas de campo, tais como a pedológica (textura, porosidade entre outros); b) as referentes ao desenvolvimento de teste de simulação; e c) generalização do padrão regional simulado. Dentre os modelos hidrológicos que podem exemplificar tal utilização, pode-se citar o WEPP, ANSWERS, CREAMS, EPIC e o SWAT entre outros.

Com a discussão acima, pode-se analisar a importância do GIS e da resolução do MDE na modelagem, contribuindo para uma reflexão sobre o tamanho da célula do MDE e sua relação com as simulações, minimizando os problemas de super-estimativa ou sub-estimativa das variáveis analisadas.

### **2.3 - Modelos hidrológicos e produção de sedimentos nas bacias hidrográficas**

HAGGETT e CHORLEY (1967) lançaram as bases para o uso de modelos na Geografia Física, definindo os mesmos como uma estruturação simplificada da realidade que supostamente apresenta, de forma generalizada, características ou relações importantes.

HARVEY (1975) definiu os modelos como uma lei, uma relação, uma hipótese ou uma equação matemática. KIRKBY (1987) definiu modelo como uma abstração da realidade, e dentro da Geografia é utilizada em termos quantitativos através de equações matemáticas, geralmente através de sistemas computacionais. MELLOTT et al. (1999) salientaram que modelo é uma representação da realidade sob a forma material e simbólica.

Seguindo a diversidade de definições do termo “modelo” que foi apresentada, verificou-se também, que a partir da década de 60 surgiram várias classificações de modelos, sendo que algumas dessas serão abordadas a seguir. CHORLEY (1975) classifica os modelos em

sistemas análogos naturais, sistemas físicos e sistema geral. Verifica-se nessa classificação que o autor utiliza o termo sistema como sinônimo de modelos, contudo, CHRISTOFOLETTI (1980, 1981 e 1999) salienta que sistema é um conjunto organizado de interações entre os elementos que interagem entre si, não permitindo simulações. Já os modelos simulam os sistemas em diferentes escalas espaciais e temporais, permitindo a validação ou refutação de hipóteses.

Outra classificação que se destaca é a de KIRKBY (1987), que distingue três tipos de modelos não mutuamente exclusivos: “*black box models*” ou modelos de caixa preta, modelos de balanço de massa e energia “*mass or energy balance models*” e os modelos estocásticos “*stochastic model*”. Os modelos de caixa preta caracterizam-se pela utilização da regressão múltipla a partir de um conjunto de dados criado, tendo como principal desvantagem, a pouca compreensão da função do sistema modelado pelo usuário, porque os parâmetros não têm uma interpretação física direta. Os modelos de balanço de massa e energia podem usualmente ser expressos em termos de equações de armazenamento, sendo aplicados, por exemplo, a uma bacia hidrográfica, ou para componentes individuais de seus componentes. Os modelos estocásticos são úteis em locais onde os dados de campo não foram levantados de forma detalhada, e podem ser estabelecidos a partir de aleatoriedade computacional. A principal desvantagem desses modelos é a confiabilidade das relações estabelecidas (KIRKBY, 1987).

Levando em consideração todos os processos que contribuem para as saídas do sistema modelado, SINGH (1995) classifica os modelos em concentrados (*lumped*) e distribuídos (*distributed*). Os modelos concentrados analisam os processos modelados em seu conjunto, sem se preocupar com as variações espaciais, representando uma simplificação média das variáveis. Esses últimos utilizam apenas a variável tempo como independente. Já os modelos distribuídos, são aqueles que levam em consideração a variabilidade espacial dos componentes e dos valores das variáveis no interior da bacia hidrográfica.

LARSON et al. (1997) destacam que as vantagens do uso dos modelos distribuídos são: a maior precisão na simulação do escoamento e a representação da distribuição das áreas fontes de poluentes na superfície, melhorando a exatidão na sua identificação. Contudo, esse último autor salienta, também, que as principais dificuldades para esses modelos são a sua complexidade, volume de dados requeridos e a eficiência computacional.

CHRISTOFOLETTI (1999) salienta também que essa complexidade do banco de dados requerida é obstáculo à formulação plenamente de modelos distribuídos, resultando em diversas vezes, em modelos quase-distribuídos. Segundo CHRISTOFOLETTI (1999) e TUCCI (2005) na prática não existe modelo puramente distribuído, já que devido às limitações de dados de campo e experimentais, são utilizadas discretizações numéricas, que de alguma forma, tornam o modelo distribuído concentrado numa pequena subdivisão da bacia.

TUCCI (2005) propôs uma classificação dos modelos conforme o grau de discretização ou subdivisão das bacias hidrográficas, sendo: a) concentrado, b) distribuído por sub-bacias e, c) distribuídos por módulos (célula). Os modelos concentrados representam toda a bacia por uma precipitação média e os processos hidrológicos através de variáveis concentradas no espaço, sendo utilizado predominantemente para pequenas bacias hidrográficas, com mínimas variações espaciais dos parâmetros. Os modelos distribuídos por sub-bacias são aqueles que permitem a subdivisão da bacia em sub-bacias, de acordo com o exutório de cada sub-bacia em questão, sendo utilizados em função da disponibilidade dos dados, locais de interesse e variabilidade dos parâmetros físicos da bacia. Os modelos distribuídos por módulos subdividem a área espacial da bacia a partir de formas geométricas como quadrados, retângulos, sem relação direta com a forma da bacia, mas caracterizam internamente os componentes dos processos hidrológicos. Os parâmetros definidos para cada módulo nessa última classe levam em consideração características do relevo, tipo, uso e profundidade do solo, entre outros, tendo como principal problema associado, o elevado número de módulos, dificultando o melhor entendimento, por parte do usuário, da integração dos processos e ajustes dos parâmetros.

As definições e classificações apresentadas anteriormente são reflexos dos avanços na modelagem hidrológica, que ocorreram principalmente a partir das décadas de 1960 e 1970, uma vez que até então predominavam leis que descreviam os componentes dos ciclos hidrológicos, como a Lei de Darcy de 1856, o modelo de infiltração proposto por Horton na década de 30 (HORTON, 1933).

Seguindo esse avanço ZINGG (1940) e SMITH (1941) estabeleceram os impactos do comprimento e inclinação das encostas na erosão hídrica entre outros; O modelo de evapotranspiração de Penman em 1948, que posteriormente foi incorporado ao de Monteith

em 1965, dando origem ao modelo de evaporação potencial de Penman e Monteith, que tornou-se um importante componente dos modelos hidrológicos, uma vez que permite elaborar o balanço hídrico (NEITSCH et al., 2005).

Dentre os fatores que colaboraram para avanço na modelagem, pode-se destacar: (i) os avanços obtidos nos conhecimentos dos processos hidrológicos; (ii) os obtidos no sistema computacional, que aumentou e redirecionou certos usos; (iii) a entrada do geoprocessamento e do sensoriamento remoto, que possibilitou a representação da diversidade física da bacia hidrográfica; e (iv) a busca por resposta rápida e a baixo custo das alterações no uso e ocupação do solo, promovendo, na maioria das vezes, erosão dos solos e aumento da quantidade de sedimentos na bacia hidrográfica.

Mesmo com os múltiplos avanços ocorridos a partir da década de 1960, ARNOLD e SRINIVASAN (1995) destacam que até o início da década de 1970 predominavam estimativas de erosão dos solos utilizando-se modelo derivado de equações empíricas, tal com a Equação Universal de Perda de Solo – USLE, que servia originalmente como ferramenta para desenvolvimento de trabalhos conservacionista dos Estados Unidos da América (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

A partir do início da década 1970 e na de 1980, os modelos que simulavam produção de sedimentos e deslocamento de produtos químicos foram baseados no movimento da água no solo, pela remoção e transporte através da ação da chuva e do escoamento superficial, levando-se em consideração as leis de conservação de massa, energia e momento, sendo denominados de base física. Esses modelos são baseados em processos, possibilitando uma representação mais detalhada dos sub-processos e, permitem a descrição quantitativa espaço-temporalmente (FOSTER, 1988).

Dentre os modelos que se inserem nessa forma de simular os processos envolvidos na produção de sedimentos pela ação hídrica, destaque para o *Areal Nonpoint Source Watershed Enviromental Response Simulation – ANSWERS* (BEASLEY et al., 1980), *Erosion Productivity Management Systems – EPIC* (WILLIAMS et al., 1984), *Chemicals, runoff, Erosion from Agricultural Management Systems – CREAMS* (KNISEL, 1980), *Water Erosion Prediction Project – WEPP* (RAWLS e FOSTER, 1987) e *Simulator for Water Resources in Rural Basins - SWRRB* (WILLIAMS et al.,1985; ARNOLD et al.,1990) entre outros, tendo

algumas características apresentadas na tabela 2. Apesar dos avanços obtidos pelos modelos, ARNOLD et al. (1990) destacam que existem limitações por parte desses modelos devido à escala espacial de aplicação a grandes bacias hidrográficas.

A continuidade dos esforços para aprimorar e/ou desenvolver novos modelos em virtude da necessidade de análise dos processos hidrológicos, bem como de avaliar a influência das formas de manejo e conservação em grandes bacias hidrográficas e elaborar cenários ambientais preditivos persistiu, e o *United States Department of Agriculture Research Service (USDA - ARS)* e o *Soil and Water Reserach Laboratory – Temple – Texas* nos Estados Unidos da América, no início dos anos 90 desenvolveram o *Soil Water Assessment Tool – SWAT* (ARNOLD e SRINIVASAN, 1995).

O SWAT prevê o impacto das práticas de manejo e conservação do solo na água, produção de sedimentos, vazão fluvial, nutriente e de produtos químicos em bacias hidrográficas, com variação de uso e tipo de solo, para períodos de até 100 anos, como pode ser verificado na tabela 3.

Apesar do SWAT ser um modelo relativamente recente quando comparado aos demais apresentados, tem sido utilizado em diferentes partes do mundo e para diferentes tipos fins. Em aplicações voltadas para estudos hidrológicos, por exemplo, CHU e SHIRMOHAMMADI (2004) avaliaram a capacidade do SWAT em prever escoamento e fluxo sub-superficial para a bacia do rio Maryland (EUA) com 33,4 Km<sup>2</sup>, encontrando aceitável precisão para os valores mensais; ARNOLD et al. (2000) simularam recarga e fluxo subterrâneo para a parte alta da bacia do rio Mississippi (Illinois, Iowa, Missouri, Minnesota e Wisconsin) nos EUA, para o período de 1961 a 1985, encontrando resultados de acordo com os medidos; ROSENTHAL et al. (1995) utilizaram o modelo sem calibração para simular o comportamento mensal de escoamento para o rio Colorado no Texas (EUA), e verificaram que para eventos extremos de chuva o modelo sub-estima o escoamento no canal, mas obteve correlação bastante significativa, com índice de 0,75; SRINIVASAN et al. (1998) validaram o SWAT levando-se em consideração as variáveis escoamento e a produção de sedimentos no canal para ao Mill Creek no Texas, verificando que em termos mensais houve uma boa previsão, mas o modelo superestimou o escoamento e sedimentos no canal durante poucos anos para os meses de primavera e verão, em função variável precipitação.

Tabela 2: Características gerais de alguns modelos matemáticos aplicados à produção de sedimentos.

Modelo	Tipo	Escala	Entrada de dados	Saída de dados	Limitação	Referência
USLE	Empírico	Encosta e bacia hidrográfica	Chuva anual, estimativa de erodibilidade, uso do solo, topografia.	Erosão de solo	Não estima a deposição, a carga de sedimentos e a erosão no canal ou em voçorocas; não há precisão para simulação em um único evento chuvoso.	WISCHMEIER e SMITH (1978)
ANSWERS	Físico	Pequenas bacias	Solos e suas prop. físicas, uso do solo, elevação e aspecto da encosta e descrição do canal..	Escoamento, produção de sedimento/nutrientes.	É limitado a algumas bacias pela elevada necessidade de dados espaciais e temporais; não incorpora erosão em canais.	BEASLEY et al. (1980)
EPIC	Físico	Encosta/bacia hidrográfica	Precipitação, tipo e prop. físicas do solo, dados de vegetação.	Produção de sedimentos	Não simula escoamento sub-superficial e a rotina simula sedimentos detalhadamente	WILLIAMS et al. (1984)
WEPP	Físico	Encosta e bacia hidrográfica	Solos e suas prop. físicas, uso do solo, elevação e aspecto da encosta entre outros.	Escoamento e produção de sedimentos	A utilização da versão bacia hidrográfica pode ser limitada devido à elevada necessidade de dados; não simula erosão para voçorocas; o conceito de erosão em sulco e intra-sulco não é usado para solos que não foram cultivados.	RAWLS e FOSTER (1987)
CREAMS	Físico	Bacia entre 40 a 400 ha	Precipitação, tipo e prop. física do solo, dados de vegetação	Produção de sedimentos e qualidade de água.	Representa a variabilidade na direção da encosta abaixo e não fornece informações durante a chuva; a hidráulica do fluxo é aproximada para o fluxo gradualmente variado, desde que as equações de regressão sejam utilizadas.	KNISEL (1980)
SWRRB	Físico	Bacia hidrográfica	Dados climáticos, tipo e prop. dos solos, cob. vegetal entre outros´.	Produção de sedimentos, propagação de nutrientes e pesticidas por sub-bacia.	Não simula erosão para eventos isolados de chuva.	WILLIAMS et al. (1985).

Elaborado por MARCHIORO (2008).

Tabela 3: Algumas características do modelo SWAT segundo ARNOLD e SRINIVASAN (1995).

Modelo	Tipo	Escala	Entrada de dados	Saída de dados	Limitação	Referência
SWAT	Físico	Bacia hidrográfica (grandes média e pequenas).	Uso, tipo e prop. físicas e hídricas do solo; cob. vegetal; características climáticas; MDE.	Erosão/produção de sedimento e qualidade da água em forma de gráficos e mapas.	Não simula erosão para eventos isolados de chuva; indisponibilidade de dados para grandes bacias; assume a dimensão do canal como estática ao longo da simulação.	ARNOLD e SRINIVASAN (1995).

Elaborado por MARCHIORO (2008).

Para estudos envolvendo produção de sedimentos, testou-se a utilização do modelo em nove bacias no Texas (EUA) em estudos conduzidos por SRINIVASAN et al. (1998), ARNOLD et al. (1999), SANTHI et al. (2001), SALEH et al. (2000), ARNOLD et al. (1998) e em New York por BENAMAN e SHOEMAKER (2005). Nesses estudos variaram o tamanho da bacia, intervalo e duração das medidas de produção de sedimentos, critérios de validação, entretanto, todos mostraram que os valores simulados são similares aos valores observados. Também foi avaliado por BINGNER et al. (1997), FITZHUGH e MACKAY (2000), JHA et al. (2004) e CHEN e MACKAY (2004) o efeito da dimensão das sub-bacias (discretização por sub-bacia) no escoamento no canal, verificando que a predição de escoamento no canal foi insensível a dimensão das bacias hidrográficas. Contudo, BINGER et al. (1997) verificaram que a dimensão das sub-bacias afetou a simulação da produção de sedimentos, sugerindo a elaboração de uma análise de sensibilidade para definição da dimensão das sub-bacias.

JHA et al. (2004) verificaram que a predição do Nitrato foi sensível a variação da dimensão das sub-bacias. JHA et al. (2004) e CHEN e MACKAY (2004) salientam que os erros encontrados na produção de sedimentos ocorrem devido à incorporação ao modelo SWAT do componente erodibilidade da MUSLE.

WU e JOHNSTON (2007) em uma bacia de 901 Km<sup>2</sup> no norte do lago Michigan (EUA), avaliaram o efeito da calibração em relação aos dados observados, encontrando COE de 0,9, considerado excelente para o modelo.

Na Europa, o SWAT está sendo utilizado pelo projeto *European Harmonised Procedures for Quantification of Nutrient Losses Diffuse Sources* - EUROHARP com o objetivo de estimar perda de nutrientes difusos (N, P) pelo escoamento superficial (FOHRER et al., 2002). Também foi aplicado para analisar as mudanças de uso do solo na água e ciclo de nutriente nas bacias hidrográficas das baixas montanhas da parte central da Alemanha, pelo projeto *Joint Research SFB 2999* (FOHRER et al., 2002).

Na bacia do rio Colworth em Bedfordshire na Noruega, foi modelado por KANNANN et al. (2006) a perda de nutrientes e pesticidas para o canal, sendo observado valores similares entre o observado e o simulado pelo SWAT. PANAGOPOULOS et al. (2007) utilizou o SWAT para avaliar a mudanças no uso e ocupação do solo da bacia do rio Arachtos na Grécia, verificando que as ações antrópicas promoveram mudanças substanciais no comportamento hidro-sedimentológico da bacia. BOURAOUI e GRIZZETTI (2008) identificaram na bacia do rio Loire e Vilaine na França, que o escoamento subterrâneo é o que mais contribui para a perda de nitrato para o canal principal.

Na Índia, GOSAIN et al. (2005) avaliaram a habilidade do SWAT na simulação do fluxo de retorno depois da introdução da irrigação no canal da bacia do Rio Andra Pradesh e verificou boa previsão para a área, assim como auxiliou através da simulação de cenários ambientais no planejamento e manejo para que fossem tomadas medidas imediatas.

Na África, JAYAKRISHNAN et al. (2000) simularam o escoamento e sedimento para a bacia do rio Sondu no Kenia, para o período entre 1978-97, tendo os resultados indicado similaridade com os dados observados; entretanto, mostrou uma ampla variabilidade da chuva e dos parâmetros dos solos, sendo necessária melhoria na qualidade dos dados. GOVENDER e EVERSON (2005) na bacia do rio Kwazulu em Drakensberg na África do Sul encontrou resultados bastante satisfatórios para simulações de sedimento em relação ao observado.

No Brasil esse modelo foi aplicado por MACHADO (2002), MORO (2005), OLIVEIRA et al. (2005). MACHADO (2002) aplicou o modelo na bacia do Ribeirão Marins, afluente do Rio Piracicaba/SP, com o intuito simular a produção de sedimentos e elaborar cenários ambientais preditivos; no caso da produção de sedimentos verificou-se um índice de 0,83% de similaridade entre os resultados simulados e os verificados; já em relação aos cenários, verificou que se fossem introduzidas florestas nas classes superiores a 45° ou 100%, ocorreria

uma diminuição acentuada (84,4%) na produção de sedimentos e, no caso da introdução de mata ciliar em todas as nascentes e cursos fluviais, ocorreria uma redução de 10,8%.

OLIVEIRA et al. (2005) simularam escoamento no canal e o compararam com o medido na bacia do rio Salitre, no semi-árido da Bahia, encontrando resultados bastante satisfatórios. MORO (2005) utilizou o SWAT para simular e comparar a produção de sedimentos e a vazão na bacia do Ribeirão Marins/SP, afluente do Rio Piracicaba, encontrando também bons resultados em relação aos dados observados. MINOTTI (2006), simulando a produção de sedimentos e vazão com o SWAT na porção média-alta do rio Mogi-Guaçu, em São Paulo, não encontrou resultados satisfatórios. COUTINHO e TRINDADE (2008) avaliaram as simulações de Fósforo e Nitrogênio feito pelo SWAT, para uma bacia de 8.500 ha no Município de Aracruz (ES), verificando que o modelo simulou nutriente conforme o observado e, para Fósforo, encontraram fortes evidências que o modelo superestima as taxas de transformações entre as reservas de nitrogênio, resultando em quantidades de  $N-NO_3^-$  na bacia hidrográfica maiores do que as esperadas em sistemas naturais.

### **2.3.1 - O desenvolvimento do modelo SWAT**

O SWAT foi originalmente proposto no início da década de 1990 pelo Dr. Jeff Arnold, e tem sido mantido e aperfeiçoado pelo *United States Department - Agricultural Research Service (USDA - ARS)* e pelo *Soil and Water Reserach Laboratory – Temple – Texas*, nos Estados Unidos da América (EUA).

O SWAT é um descendente direto do SWRRB que teve início com a modificação do modelo hidrológico diário de chuva do CREAMS. As maiores mudanças no modelo hidrológico do CREAMS foram: a) expansão na eficiência computacional para permitir a simulação da vazão em diversas sub-bacias ao mesmo tempo; b) o fluxo subterrâneo e o de retorno foram adicionados; c) o armazenamento em lagos e reservatório foi incorporado, permitindo verificar seu efeito sobre o fluxo de água e sedimentos; d) o modelo de simulação do tempo incorporou dados de chuva, radiação solar e temperatura, facilitando simulações para longos períodos e fornecendo, temporariamente e espacialmente sua representação; e) o método que prevê a taxa pico de escoamento no canal foi melhorado; f) o modelo de crescimento dos vegetais do EPIC foi adicionado para contabilizar a variação anual no crescimento dos vegetais; g) a rotina para estimar a inundação foi adicionada; h) os componentes de transporte de sedimentos foram adicionados para simular o movimento de sedimentos através dos lagos,

reservatórios, canais e vales; e i) o cálculo de perda de transmissividade foi incorporado (NEITSCH et al., 2005).

O modelo SWRRB focalizava em 1980 a previsão da qualidade da água, e com o tempo foi sendo modificado, incluindo: a) o modelo de propagação de pesticidas proposto pelo GLEAMS; b) a opção da estimativa de vazão pico do Serviço Nacional de Conservação de Solo – SCS; e c) o desenvolvimento da equação da produção de sedimentos (NEITSCH et al., 2005).

Utilizando-se do modelo SWRRB, foi realizada no final dos anos 80 uma simulação do impacto da construção de um reservatório na bacia do Bureau na Índia e outra no Arizona (EUA). Enquanto o SWRRB foi facilmente utilizado no Arizona, para bacia com extensão um pouco maior que 100 km<sup>2</sup>, em Bureau tentou-se simular vazão e produção de sedimentos para bacia com mais de 1.000 km<sup>2</sup>, não obtendo êxito, levando à subdivisão em várias sub-bacias de até 100 km<sup>2</sup> (NEITSCH et al., 2005).

A limitação apresentada conduziu ao desenvolvimento do modelo denominado *Routing Outputs to Outlet* - ROTO, que se utilizou das respostas obtidas pelo SWRRB e novamente simulou vazão e sedimentos através do canal e reservatório (ARNOLD e ALLEN, 1996). O ROTO obteve sucesso, vencendo as limitações da subdivisão da bacia do SWRRB, ocasionando um constrangimento entre os pesquisadores, pois o SWRRB passou a simular o fluxo independente do ROTO e vice-versa. Para superar esse constrangimento, o SWRRB e o ROTO foram agrupados no início dos anos 90, em um único modelo, denominado SWAT, como pode ser visto na figura 2 (NEITSCH et al., 2005).

Entre a primeira e a versão de 2005, o SWAT passou e continua passando por revisões e expansão de sua capacidade simulação pelo Departamento de Agricultura - Serviço de Pesquisa em Agricultura dos Estados Unidos da América (*United States Department - Agricultural Research Service (USDA – ARS)*). As mais significativas alterações do modelo serão apresentadas a seguir:

\* SWAT 1994: incorporou as múltiplas respostas das unidades hidrológicas (sub-bacias).

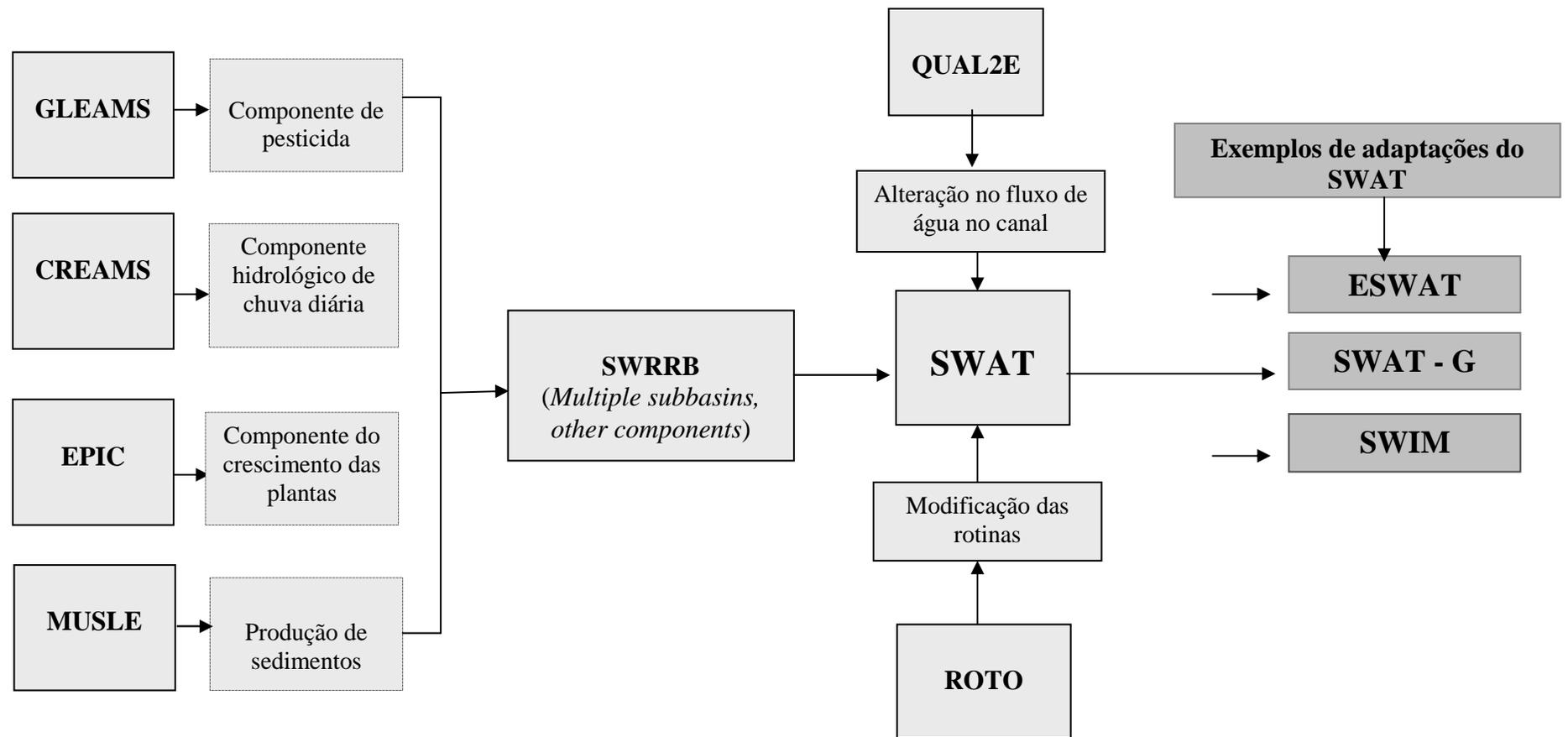


Figura 2: Desenvolvimento do modelo SWAT e suas adaptações para algumas regiões ao longo do tempo.

\* SWAT 1996: adicionou as opções fertilização e irrigação como função do manejo; incorporou o armazenamento de água nas copas das árvores; adicionou componentes de CO<sub>2</sub> para o modelo de crescimento das plantas para estudos de mudanças climáticas; adicionou a equação de evapotranspiração potencial de Penman-Monteith; incorporou o fluxo lateral de água no solo; adicionou equações para verificar qualidade de água e propagação de pesticidas no canal.

\* SWAT 1998: melhorou as rotinas de qualidade de água, expandiu as rotinas de ciclagem de nutrientes; adicionou o fluxo do canal como função do manejo e foi modificado para utilização em áreas tropicais.

\* SWAT 1999: melhorou as rotinas de ciclagem de nutriente, ocorrendo mudanças nas rotinas dos reservatórios e lagoas; foi incorporado o campo de armazenamento de água nas margens; toda referência aos anos passou de dois dígitos para quatro dígitos; a influência das áreas urbanas sobre o ciclo da água foi adicionada através de equações de regressão.

\* SWAT 2000: adicionaram-se rotinas de transporte de bactérias; adicionou-se o modelo de infiltração de Green e Ampt; melhorou o gerador de clima; permite que a radiação solar, umidade relativa e velocidade dos ventos sejam geradas; permite que os valores de evapotranspiração sejam lidos ou estimados; todos os métodos de evapotranspiração foram melhorados; tornou-se capaz de incorporar inúmeros reservatórios; e foi desenvolvido uma interface com o Sistema de Informação Geográfica usando o *Graphical Resources Analysis Support System* (GRASS) e o *ArcView* (DI LUZIO e ARNOLD, 2004; DI LUZIO et al., 2005; NEITSCH et al., 2005).

\* SWAT 2005 (AVSWAT – X): a rotina de transporte de bactérias, de nutrientes, de fósforo melhorou, pois adicionou-se o gerador de dados de precipitação por sub-bacia e o modelo de onda cinemática para propagação em canal do QAL2E, o parâmetro de retenção usado para o cálculo diário da curva número passou a ser função do conteúdo de água no solo ou pela evapotranspiração das plantas.

O modelo é composto pelos seguintes elementos:

1 – 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, radiação solar.

2 – Hidrologia: calcula infiltração, movimento da água no solo, umidade relativa, balanço hídrico diário, fluxo sub-superficial lateral, escoamento superficial e retorno do fluxo.

3 – Crescimento das plantas: simula as mudanças temporais das plantas e resíduos, tais como altura da copa, profundidade de raiz e biomassa produzida pelas plantas.

4 – Solos: requer parâmetros físicos (profundidade do perfil e dos horizontes, textura, entre outros) e hídricos como condutividade hidráulica e disponibilidade de água por horizonte.

5 – Processo de erosão/sedimentação: governado pela MUSLE que utiliza o escoamento para simular a erosão e produção de sedimentos.

6 – Nutrientes e pesticidas: o modelo simula o comportamento para a variável encosta e a propagação no canal fluvial.

7 – Manejo: permite que o usuário indique o tipo, início e fim do manejo para que o modelo possa simular sua variação temporal.

8 – Irrigação: item opcional que está no modelo

Para o propósito da modelagem por meio do SWAT, a bacia é fracionada em diversas sub-bacias, correspondendo às Unidades de Respostas Hidrológicas (URHs). O uso de URHs é particularmente benéfico quando diferentes áreas da bacia são dominadas por usos e tipos de solos diferentes, influenciando nas propriedades físicas e no ciclo hidrológico (NEITSCH et al., 2005).

A utilização das URHs possibilita simular escoamento no canal para cada sub-bacia, que contribui para maior precisão do escoamento total da bacia, assim como a produção de

sedimentos e vazão (ARNOLD et al., 1998). Para gerar as URHs é necessário utilizar um nível de sensibilidade, eliminando as classes de uso da terra menores que os valores arbitrados (BINGNER et al., 1997; ARNOLD et al., 1999; MACHADO, 2002).

Desde o seu surgimento, o SWAT sofreu adaptação para algumas áreas específicas e foi integrado ao Sistema de Informação Geográfica. Em relação ao SIG, foi desenvolvido para a primeira versão do SWAT uma interface com o ArcView, possibilitando a entrada do banco de dados, a elaboração e edição de cenários ambientais e sua representação em forma de gráficos e mapas, controle e simulações, extrair e organizar as saídas do modelo.

As adaptações para algumas áreas contribuíram para melhoria em alguns processos específicos modelados, tais como o ESWAT, que alterou o modelo de onda cinemática para o canal fluvial (VANDENBERGHE et al., 2001); *Soil Water Integrated Model* (SWIM) que é parcialmente baseado no SWAT e foi adaptado às condições semi-úmidas da bacia do rio Elber, utilizando-se processos hidro-ecológicos espacialmente distribuídos (KRYSANOVA et al., 2005); No SWAT-G que é uma modificação da versão SWAT99.2, melhorou-se o mecanismo de percolação e de condutividade hidráulica de água no solo para as regiões de baixas montanhas na Alemanha (ECKHARDT et al., 2002); SWATMOD, versão do SWAT/GRASS que foi desenvolvido com o GRASS no sistema raster para o SIG (SRINIVASAN e ARNOLD, 1994).

Mesmo com algumas adaptações, o modelo SWAT em sua versão original tem sido validado em diversas áreas agrícolas do mundo, apresentando elevado potencial para o uso em áreas agrícolas de regime Tropical Úmido com problemas ambientais, como é o caso da bacia do córrego Santa Maria em São José de Ubá, no Noroeste Fluminense, sendo por isso, selecionado para o presente estudo. Outros aspectos que levaram à escolha do modelo para elaboração desse trabalho foram: ser de base física, apesar de incorporar o método empírico da Curva Número no seu componente hidrológico para estimar o escoamento superficial; ter a sua capacidade de simular produção de sedimentos de modo contínuo para bacia, permitindo assim, a simulação para longos períodos de tempo (> 100 anos) ou para um dia; poder simular transporte e deposição no canal; poder simular vazão e qualidade de água obedecendo às leis de conservação de massa e energia; ser computacionalmente eficiente para operar em pequenas, médias e grandes bacias (> 1.000 km<sup>2</sup>), pois permite o fracionamento em diversas sub-bacias; e pela capacidade de elaborar cenários ambientais levando-se em consideração

práticas conservacionistas, que é um dos objetivos do trabalho, contribuindo para tomada de decisões por parte dos órgãos de planejamento ambiental.

### **3 – CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

#### **3.1 – Características socioeconômicas do Município de São José de Ubá**

O Município de São José de Ubá foi emancipado de Cambuci em 1995, pela Lei 2.495. A população no ano de 2000 era de aproximadamente 3.000 habitantes, o equivalente a 2,2% da população do Noroeste Fluminense. A densidade demográfica nesse ano era de 26 hab/km<sup>2</sup> por quilômetro quadrado, sendo que a apresentada pela Região Noroeste era de 56 hab/km<sup>2</sup> (MENEZES, 2005).

Comparando o total populacional de 1940, que era de 13.000 habitantes, com o citado para o ano de 2000, verifica-se uma expressa diminuição populacional no município (10.000 habitantes) provavelmente ocasionada pela deficiência nos postos trabalho e de condições de vida, promovendo o êxodo rural (MOURA, 2005).

A base econômica do município é a agropecuária. A pecuária é do tipo misto, sendo tanto a leiteira como a de corte de baixa produtividade. Do ponto de vista agrícola, há destaque para a olerícola de tomate, que em sua maioria era praticada sem manejo adequado, com quantidades significativas de fungicidas e inseticidas, entre outros, visando evitar a queda de sua produtividade, porém, poluindo os recursos hídricos como citado por PRADO et al. (2005) e BHERING et al. (2005). Contudo, com a adoção de práticas de manejo e conservação de solo e água em algumas áreas piloto do projeto Prodetab Aquífero, em parceria com os produtores rurais, verificou-se aumento de sua produtividade e minimização dos custos com fertilizantes e pesticidas, sendo a tecnologia recomendada para as demais propriedades.

Atualmente a produção de tomate é a segunda maior do Estado do Rio de Janeiro, sendo a principal fonte de emprego e renda para a maioria da população residente, sendo denominado por alguns, como o “ouro vermelho”. Apesar de sua importância para o município, o plantio agrícola ocupa pequenos espaços, com área média de dois hectares, situando-se na meia e baixa encosta (MOURA, 2005; SILVA et al., 2005; MACEDO et al., 2005).

#### **3.2 – Localização da bacia do córrego Santa Maria**

A bacia do córrego Santa Maria possui uma área de 13,5 km<sup>2</sup> ou 1.356 ha, situada entre as coordenadas 41°52' e 41°57'W e 21°22' e 21°25'S, no Município de São José de Ubá, no Noroeste do Estado do Rio de Janeiro, como pode ser visto na figura 3.

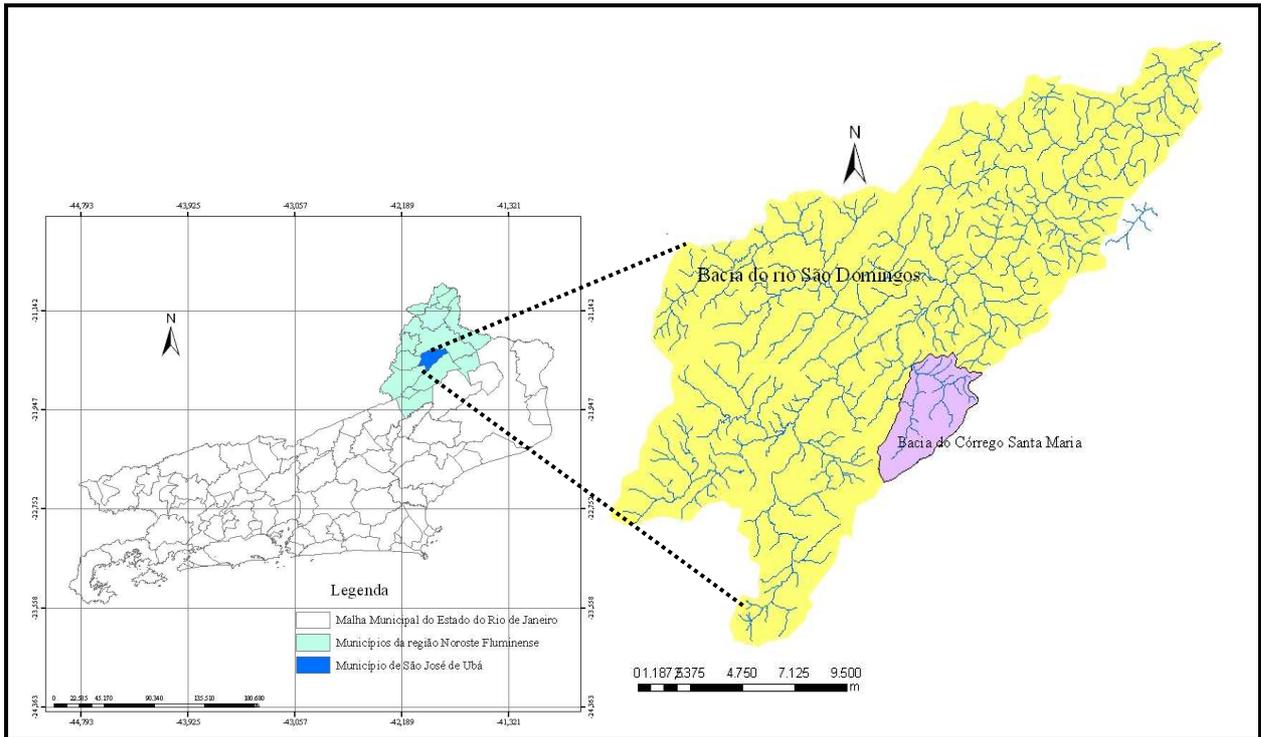


Figura 3: Localização geográfica do Município de São José de Ubá no noroeste do Rio de Janeiro e da bacia hidrográfica do rio São Domingos, onde se insere a bacia do córrego Santa Maria (PRADO et al., 2005).

A bacia do córrego Santa Maria é uma sub-bacia do Rio São Domingos, que por sua vez, é sub-bacia do rio Muriaé, que drena suas águas para a bacia do rio Paraíba do Sul. Esse último é um dos mais importantes sistemas hidrográficos do sudeste do Brasil.

A bacia hidrográfica do rio São Domingos (BHRSD) possui uma área de 280 km<sup>2</sup>, sendo 86,2% situado no Município de São José de Ubá e 13,8% em Itaperuna (FIDALGO e ABREU, 2005). Segundo SILVA et al. (2005) esse rio não apresenta vazões expressivas, o que, associado ao aumento do consumo de água desde a década de 1950 devido ao cultivo de tomate, bem como à carência de práticas de manejo adequadas, ocasionaram problemas de disponibilidade hídrica, caracterizando-a como uma das regiões mais secas e degradadas do Rio de Janeiro.

### 3.3 – Uso e ocupação do solo na bacia do córrego Santa Maria

De maneira geral, predominam na bacia do córrego Santa Maria pastagens para fins pecuários e florestas, sendo o restante constituído por cultura agrícola (olerícola), solo exposto e área urbana, como pode ser observado na figura 4.

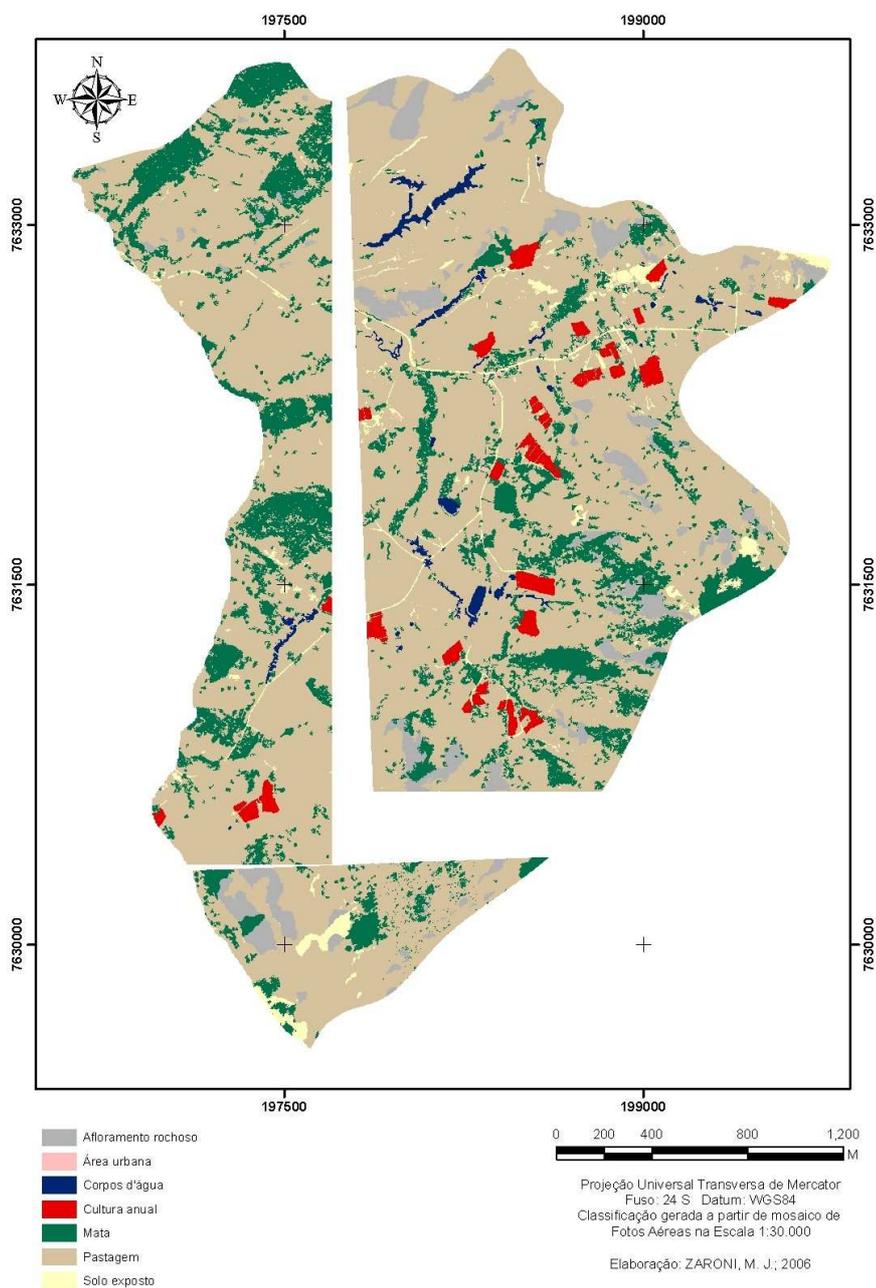


Figura 4: Uso e ocupação do solo da bacia do córrego Santa Maria, em São José de Ubá (RJ) (ZARONI, 2006).

De acordo com ZARONI (2006), a bacia do córrego Santa Maria possui uso predominante de pastagem (67,44%) e de mata (20,31%) para uma área mapeada de 1.282,11 ha (devido à ausência de sobrevôo em uma parte da bacia). O restante do uso e ocupação da área está distribuído entre afloramento rochoso, solo exposto, cultura anual, corpos de água e área urbana. Esse uso e ocupação é semelhante ao apresentado pela bacia do rio São Domingos, que possui 88,30% de sua área com pastagem e 9,23% é de vegetação natural, sendo o restante distribuídos entre ocupação urbana, solo exposto e afloramento rochoso, como pode ser verificado na figura 5 (ABREU e FIDALGO, 2006; FIDALGO e ABREU, 2005).

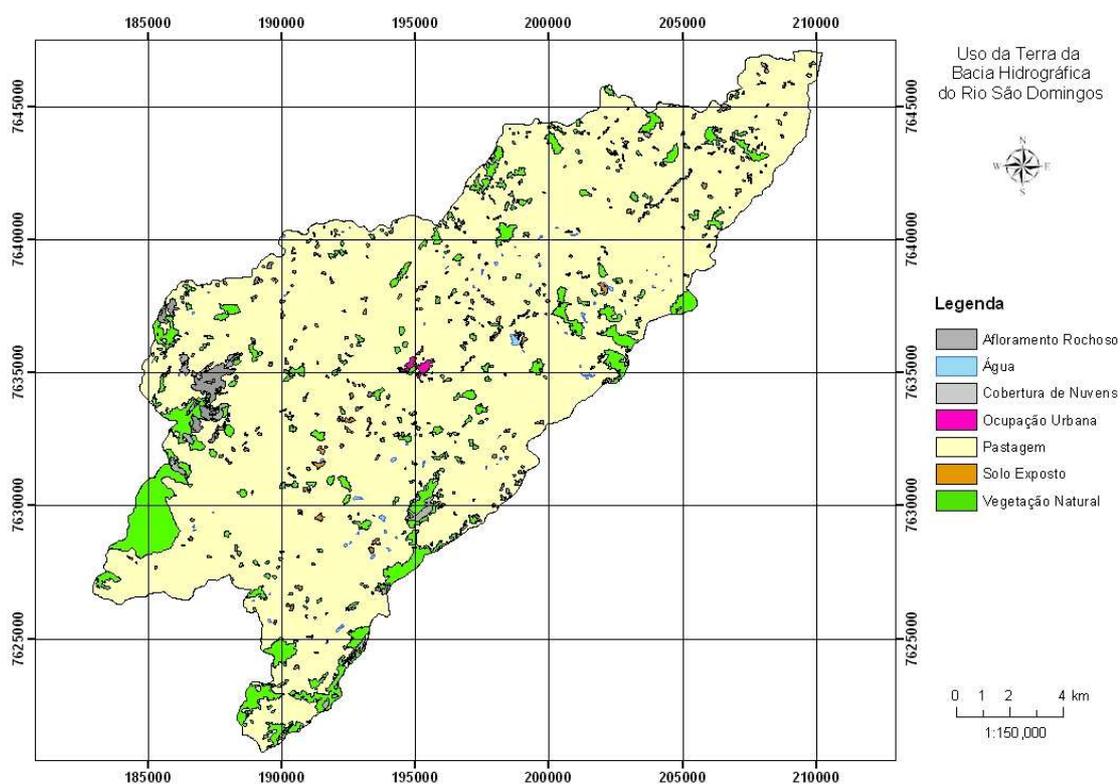


Figura 5: Uso e ocupação do solo da bacia do Rio São Domingos no Noroeste fluminense (FIDALGO e ABREU, 2005).

### 3.4 – Aspectos climatológicos

O clima de São José de Ubá foi classificado por GONÇALVES et al. (2006) como do tipo Aw, ou seja, Tropical quente e úmido com estações bem definidas. O período seco ocorre entre os meses de maio a outubro e o úmido durante o período entre novembro a abril.

Para a estimativa do total pluviométrico do município GONÇALVES et al. (2006) interpolou dados de estações de Cambuci, Itaperuna, Miracema, Santo Antônio de Pádua, Italva, Itaocara, Varresai, Porciúna e Muriaé para o período de 1960 – 1990. A partir da interpolação desses dados, verificou-se que o Município de São J. de Ubá possui um total pluviométrico de 1.171,8mm, sendo o trimestre mais chuvoso o compreendido entre novembro (com 180,8 mm), dezembro (com 218,8mm) e janeiro (com 191,8 mm), e o mais seco entre junho e agosto, como pode ser visto no gráfico 1.

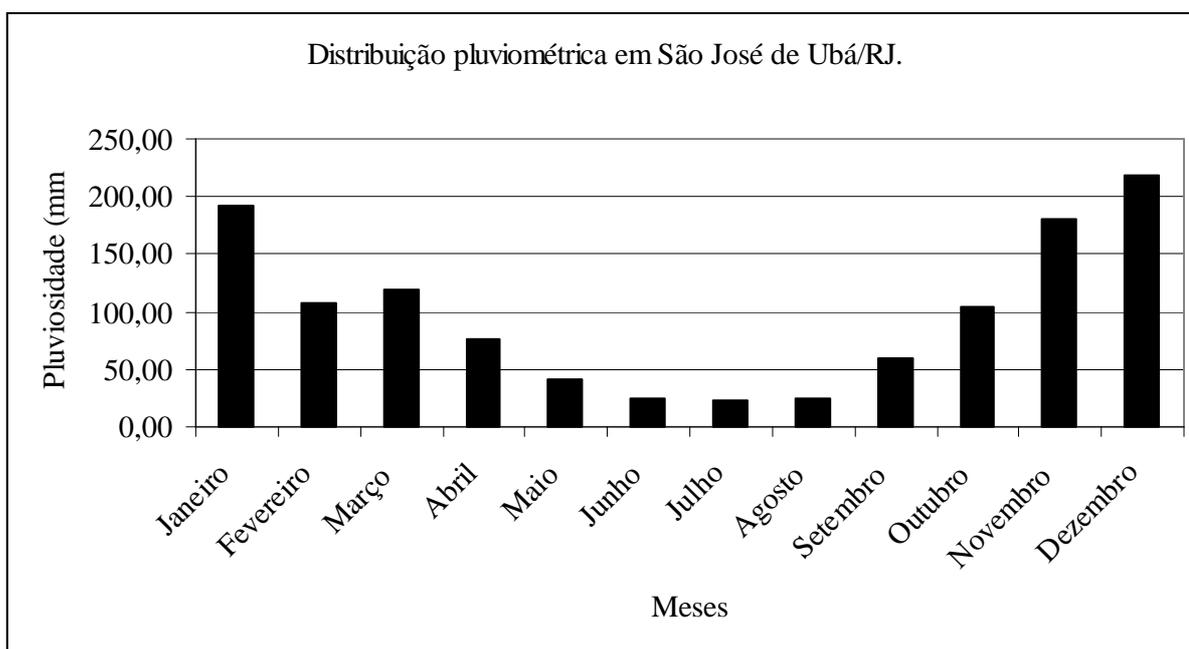


Gráfico 1: Pluviosidade média mensal no Município de São José de Ubá para o período entre 1960-1990 (GONÇALVES et al., 2006).

A temperatura média para o período de 1960 – 1990 é de 23,1°C, sendo o mês de fevereiro, com 26,4°C, o mais quente e o de junho, o mais frio, com 19,9°C, como pode ser verificado no gráfico 2. O trimestre mais quente é o compreendido entre janeiro e março, e o mais frio entre junho a agosto, como pode ser verificado no gráfico 2.

O balanço hídrico elaborado por GONÇALVES et al. (2006) baseado em metodologia de Thornwaite e Mather evidência deficiência hídrica para a maior parte do ano, sendo que apenas os meses de novembro, dezembro e janeiro ocorrem excedentes hídricos, como pode ser verificado no gráfico 3.

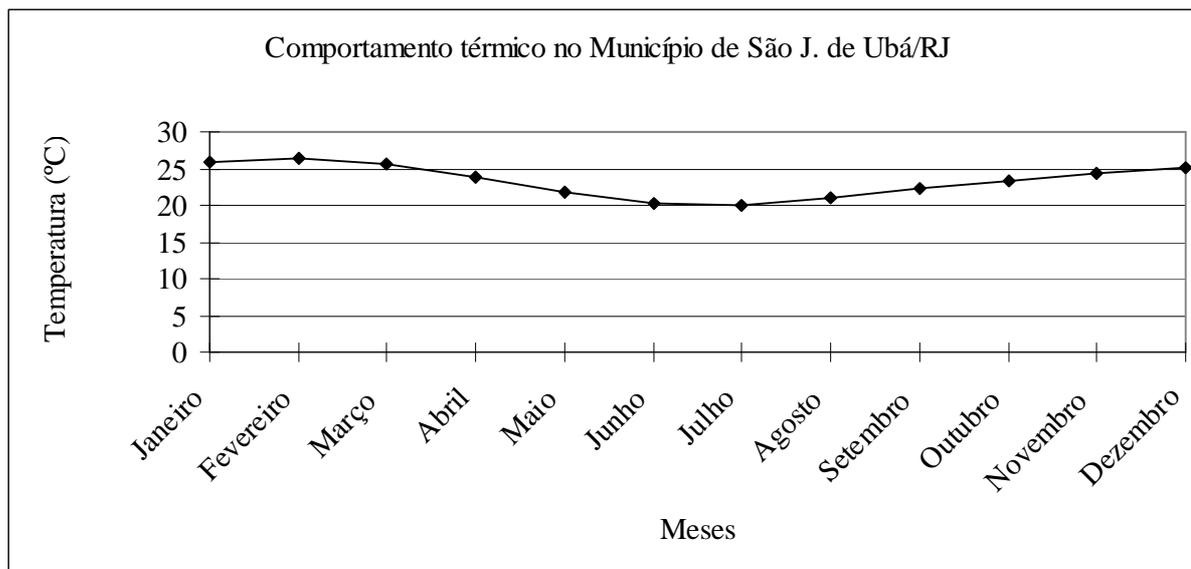


Gráfico 2: Temperaturas médias mensais do período de 1960 – 1990 no Município de São Jose de Ubá (RJ) (GONÇALVES et al., 2006).

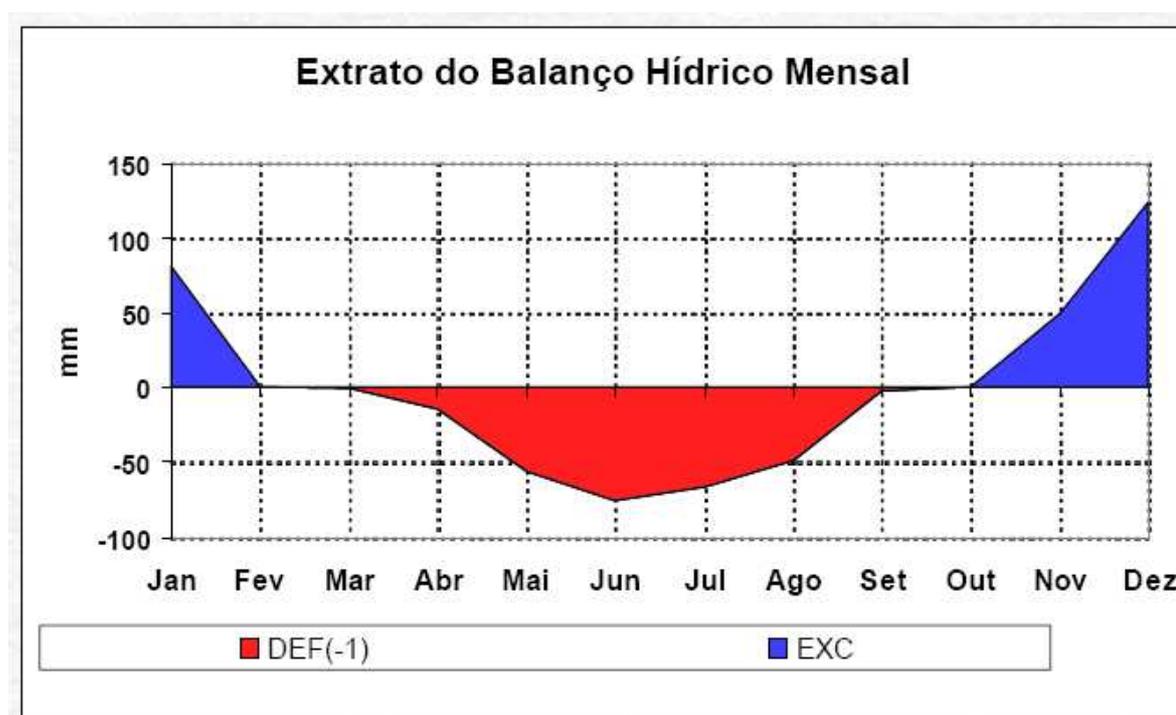


Gráfico 3: Balanço hídrico mensal no Município de São J. Ubá (RJ), de acordo com (GONÇALVES et al., 2006).

Os elementos climáticos do município de São José de Ubá são dinamizados pela chegada de frente fria polar e da formação da Zona de Convergência do Atlântico Sul –ZCAS. A frente

Polar Atlântica é a principal responsável pela mudança no comportamento térmico e pluviométrico do município, ocasionando diminuição térmica e aumento das chuvas. No caso de ocorrência de ZCAS, que por definição é uma faixa de nebulosidade persistente, orientada no sentido noroeste-sudeste, associada a um escoamento convergente na baixa troposfera, que se estende desde o sul da Amazônia ao Atlântico sul-central por alguns milhares de quilômetros, bem caracterizada nos meses de verão, ocasiona a invernada, diminuindo a temperatura e aumentando os índices pluviométricos (QUADRO, 1994). Outro fenômeno que afeta o comportamento termo-pluviométrico do município é o *El Niño*, pois em ano de sua ocorrência a temperatura média e a pluviosidade aumentam.

### 3.5 – Geologia

A bacia do rio São Domingos (BHRSD) é constituída por um substrato rochoso de idade Pré-Cambriana, formado no período compreendido entre 2.4 Ga e 500 Ma, integrante da Faixa Ribeira. Toda a estruturação das rochas da bacia reflete um importante episódio de colisão continental entre o Cráton do São Francisco e um arco magmático Neoproterozóico, ocorrido em 580 Ma (HEILBRON et al., 2005).

A BHRSD é formada por rochas metamórficas de alto grau, constituídas por blastomilonitos, granulitos noríticos, migmatitos, migmatitos mateatexíticos heterogêneos, metamórficos, milonito gnaiss e sedimentos aluvionares (DANTAS, 2000).

De acordo com HEILBRON et al. (2005) e REIS e MANSUR (1995) a BHRSD é formada pelos Complexos Paraíba do Sul e Juiz de Fora, e por sedimentos quaternários. O primeiro complexo é constituído das Unidades Catalunha (p€Id) e Santo Eduardo (p€IIs). O segundo complexo é formado pelas unidades São José de Ubá (p€ju), São João do Paraíso (p€IIIjp) e Vista Alegre (p€IIIva). Os sedimentos quaternários são representados pelos sedimentos fluviais (Qal).

Nos limites da bacia do córrego Santa Maria ocorrem os dois complexos citados, representados pelas unidades São José de Ubá e Vista Alegre (Complexo Juiz de Fora), Catalunha (Complexo Paraíba do Sul) e os Sedimentos Quaternários, como pode ser visto na figura 6. De acordo como REIS e MANSUR (1995) às características das unidades são:

- a) **Unidade São José de Ubá (pClju):** pertence ao Complexo Juiz de Fora, sendo constituída por rochas hiperstênio possuindo características metamórficas. Sua granulação é fina, coloração cinza esverdeada, maciça e foliada.

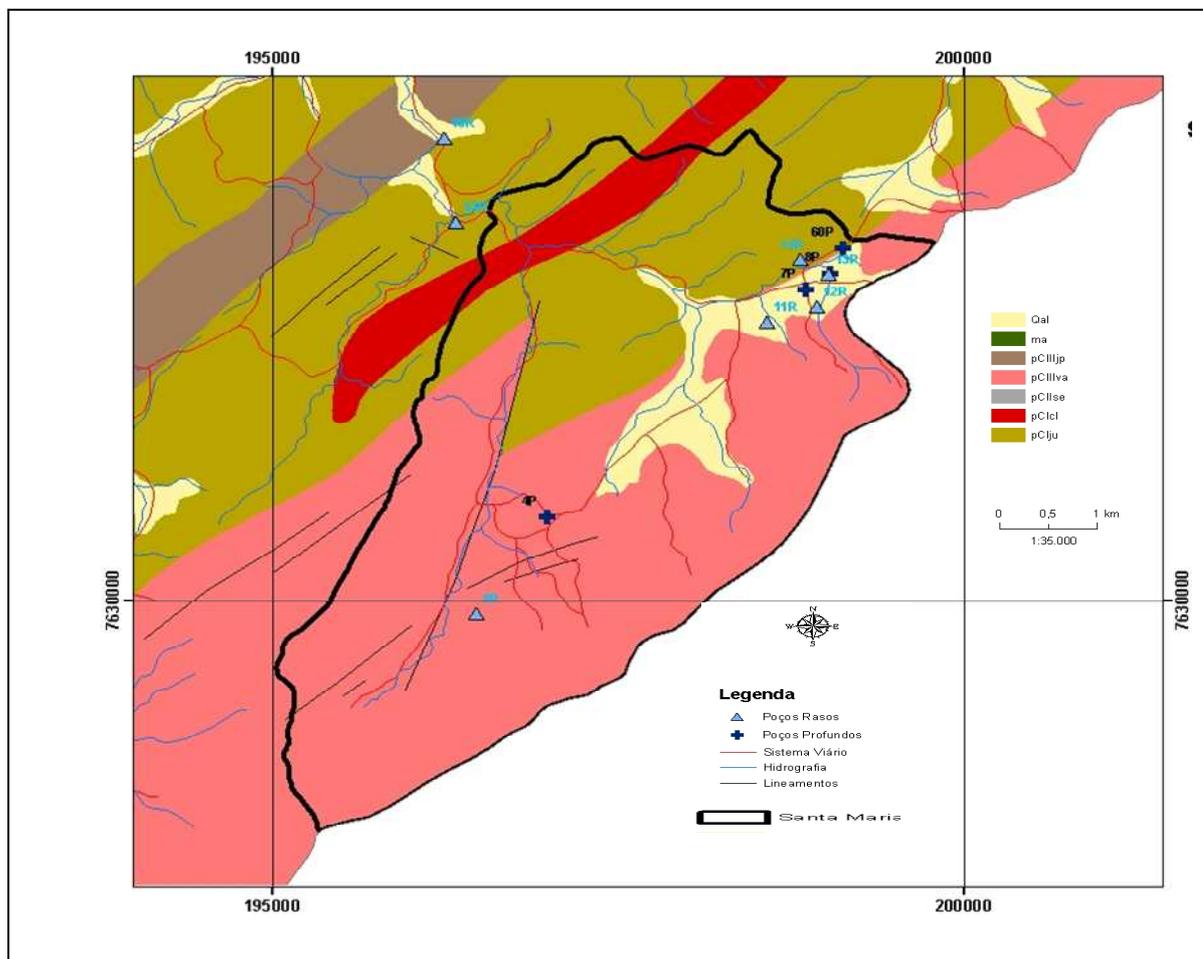


Figura 6: Mapa Geológico da bacia do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá (RJ) (DRM, 2004; MENEZES, 2005).

- b) **Unidade Vista Alegre (pClIva):** pertence ao Complexo Juiz de Fora, formada por uma complexa associação entre migmatitos e metamorfismo extremamente heterogêneos, nos quais destacam-se a (granada) – biotita – (ortoclásio) – (microclina) – plagioclásio gnaiss e leptinitos.
- c) **Unidade Catalunha (pClcl):** pertencente ao Complexo Paraíba do Sul, constituída por gnaisses e granada, sillimanita e ortoclásio, às vezes com grafita e cordierita.

- d) **Sedimentos Fluviais (Qal)**: são depósitos quaternários de origem fluvial, situados nas planícies de inundação.

Do ponto de vista hidrogeológico, ocorrem na bacia os aquíferos porosos e fissurais. Os aquíferos porosos são formados pelos depósitos sedimentares e mantos de intemperismo, que possibilitam fluir e armazenar água. Os fissurais estão associados a fraturas e fendas nas rochas, que segundo REIS e MANSUR (1995) são muito frequentes na BHRSD.

Verifica-se na bacia do córrego Santa Maria importante descontinuidade geológica longitudinal, com rumo NE-SW. Observa-se também que as rochas encontram-se cortadas por conjunto de fraturas, predominando os *trends* NNW-SSE e NE-SW (concordante com a estruturação geológica da bacia) concentradas na parte norte da bacia (Domínio Juiz de Fora), devido à heterogeneidade das rochas e uma estruturação milonítica mais pronunciada (HEILBRON, et al., 2005).

MENEZES (2005) classificou as águas da BHRSD levando-se em consideração a origem e, verificou que em 90% das nascentes predominam o ânion bicarbonato, sendo que desses, em 70% das amostras predominaram o cátion sódio. Nos poços rasos, o bicarbonato é o ânion predominante em 77% das águas, sendo que o sódio é o cátion mais abundante em 55,55% das amostras. Em poços profundos, novamente ocorre a predominância do bicarbonato como ânion predominante, mas em 50% das amostras dessa origem nenhum cátion aparece como predominante, caracterizando as águas como mistas. Nos pontos superficiais o comportamento em relação ao ânion predominante é o mesmo dos pontos anteriores, sendo que em apenas 11% das amostras há predominância do cátion sódio.

### **3.6 – Geomorfologia**

O município de São José de Ubá está inserido na unidade geomorfológica Depressão Interplanáltica com Alinhamentos Serranos do Norte-Noroeste Fluminense, segundo DANTAS (2001). Essa unidade caracteriza-se por apresentar contraste brusco entre feições homogêneas de colinas, morros e morrotes associados aos alinhamentos serranos elevados, como pode ser visto na figura 7.

Esta unidade geomorfológica possui um alinhamento de direção predominante de WSW-ENE, que é marcante na região Noroeste do Rio de Janeiro, mantendo semelhanças com o alinhamento das cristas encontradas no médio Vale Paraíba do Sul (DANTAS, 2001; MENEZES, 2005).

A Unidade Geomorfológica Depressão Interplanáltica com Alinhamentos Serranos do Norte-Noroeste Fluminense consiste em numa extensa zona colinosa intercalada com alinhamentos serranos escalonados de direção predominante WSW-ENE, abrangendo grandes extensões do norte do estado. Essas serras mantêm semelhança morfológica e estrutural com os alinhamentos de cristas identificados no médio vale do rio Paraíba do Sul, sendo caracterizada como degraus ou contrafortes da Serra da Mantiqueira. O controle estrutural é marcante tanto sobre a rede de drenagem tributária aos canais principais, quanto no alinhamento das cristas serranas (DANTAS, 2001).

O relevo dessa unidade é caracterizado por colinas, morrotes e morros baixos (código 232 e 233), alternando-se bruscamente com alinhamentos serranos bastantes elevados (código 235) como pode ser visto na figura 7. O domínio colinoso é caracterizado por uma extensa Depressão Marginal compreendida entre os terrenos elevados interiores, destacando-se o Planalto de Varre-Sai (232), o Planalto Reverso da Região Serrana, o Domínio Colinoso da Zona da Mata Mineira os Tabuleiros Costeiros (código 211) e a Baixada Campista. Nessa unidade geomorfológica também estão inseridos o Morro do Coco e de Bom Jesus de Itabapoana.

A bacia do rio São Domingos, onde está inserida a sub-bacia do córrego Santa Maria está situada ao norte da serra das Freixeiras seguindo uma direção estrutural WSW-ENE. Já entre as planícies fluviais (código 111) dos rios Muriaé e Itabapoana e, na base da escarpa do planalto de Varre-Sai, situam-se os núcleos urbanos de Itaperuna, São José de Ubá entre outros.

Os alinhamentos serranos sofreram um processo de ocupação e substituição da vegetação original de Mata Atlântica por café no início do século XX, e posteriormente por pastagens, contribuindo para aumento na vulnerabilidade à produção de sedimentos pela erosão dos solos.



Figura 7: Mapa geomorfológico para parte da Região Noroeste Fluminense na escala original de 1:250.000 (Modificado por DANTAS, 2001) .

## 7 – Solos

De acordo com BHERING et al. (2005) as classes de solo predominantes na bacia do córrego Santa Maria são: Cambissolo Háplico léptico (CXbe2, CXve2, CXve3), Cambissolo Háplico lítico (CXbe1), Cambissolo Háplico gleico (CXve1), Argilossolo Vermelho-amarelo (PVAd e PVAe), Neossolo Litólico (RLve) e Gleissolo Háplico (GXve), como pode ser observado na figura 8.

Os Cambissolos Háplicos lépticos (CXbe2, CXve2, CXve3) abrangem 44% da área, seguido pelos Argilossolos Vermelho-Amarelos (PVAd e PVAe) com 18,5%, e pelo Neossolos Litólicos (RLve) com 16,7%. O demais solos abrangem 20,8% da área, figurando em relação à área ocupada em ordem decrescente os Cambissolos Háplicos (CXve1), os Gleissolos Háplicos (GXve) e Afloramentos de Rocha (AR). De maneira geral, os Cambissolos e Neossolos são solos rasos encontrados em terrenos acidentados e, no caso da bacia, associam-se ao plantio de tomate, contribuindo para a erosão quando não implantadas práticas conservacionistas, tais como cultivo mínimo, plantio direto, terraceamento entre outros.

Levando-se em consideração as características dos solos e os totais pluviométricos mensais, foi estimado por ZARONI (2006) a erosividade e erodibilidade dos solos. A erosividade média da bacia do córrego Santa Maria é de  $6.290 \text{ MJmm/ha}^{-1}\text{h}^{-1}$ , apresentando as maiores taxas durante o período de novembro a dezembro, coincidente ao período mais chuvoso (ZARONI, 2006). Para esta última autora, esse período é o mais crítico do ponto de vista da erosão natural, pois coincide também com o período de preparo das terras para o próximo cultivo de tomate. Já em relação à erodibilidade, a média dos solos da bacia do córrego Santa Maria é de  $0,030 \text{ Mg.ha.ano.MJ}^{-1}$ , como pode ser visto na figura 9.

Levando-se em consideração as classes de solo da bacia, a mesma autora estimou a erodibilidade de cada tipo de solo, sendo  $0,034458 \text{ Mg.h./MJ.mm}$  para os Neossolos Litólicos,  $0,030 \text{ Mg.h./MJ.mm}$  para a classe de Cambissolos e  $0,027 \text{ Mg.h./MJ.mm}$  para a classe Argilossolo Vermelho-Amarelos. Para a autora, as maiores taxas médias de erodibilidade dos Cambissolos e Neossolos Litólicos estão associadas aos altos teores de areia grossa, areia fina e silte dos horizontes superficiais. Apesar dos menores valores de erodibilidade para o Argilossolo, a autora salienta que esse solo deve ter cuidados especiais, uma vez que possui mudança textural abrupta que possibilita fluxos subsuperficiais e a erosão dos solos.

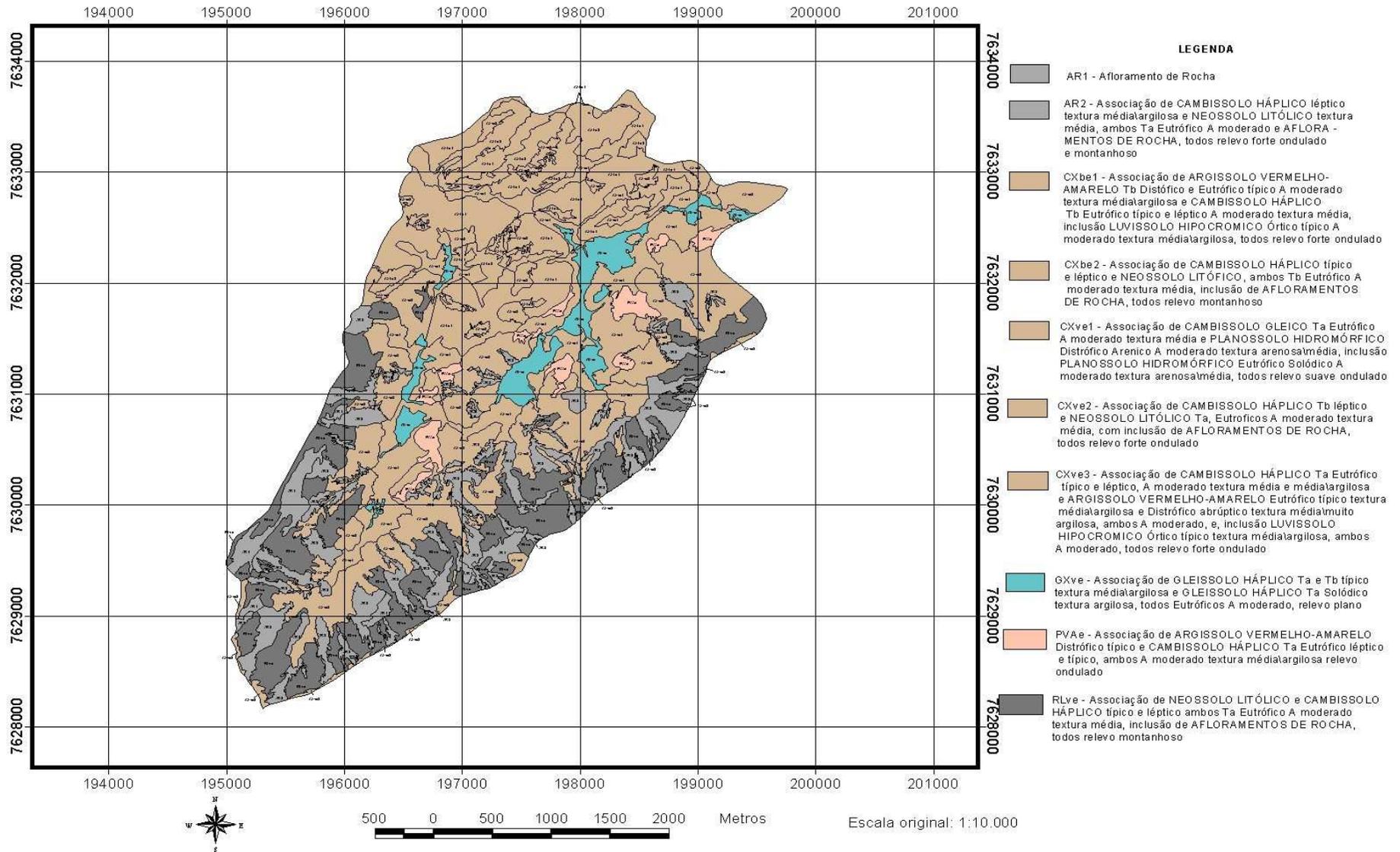


Figura 8: Mapa de solos da bacia do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá (RJ) (BHERING et al., 2005).

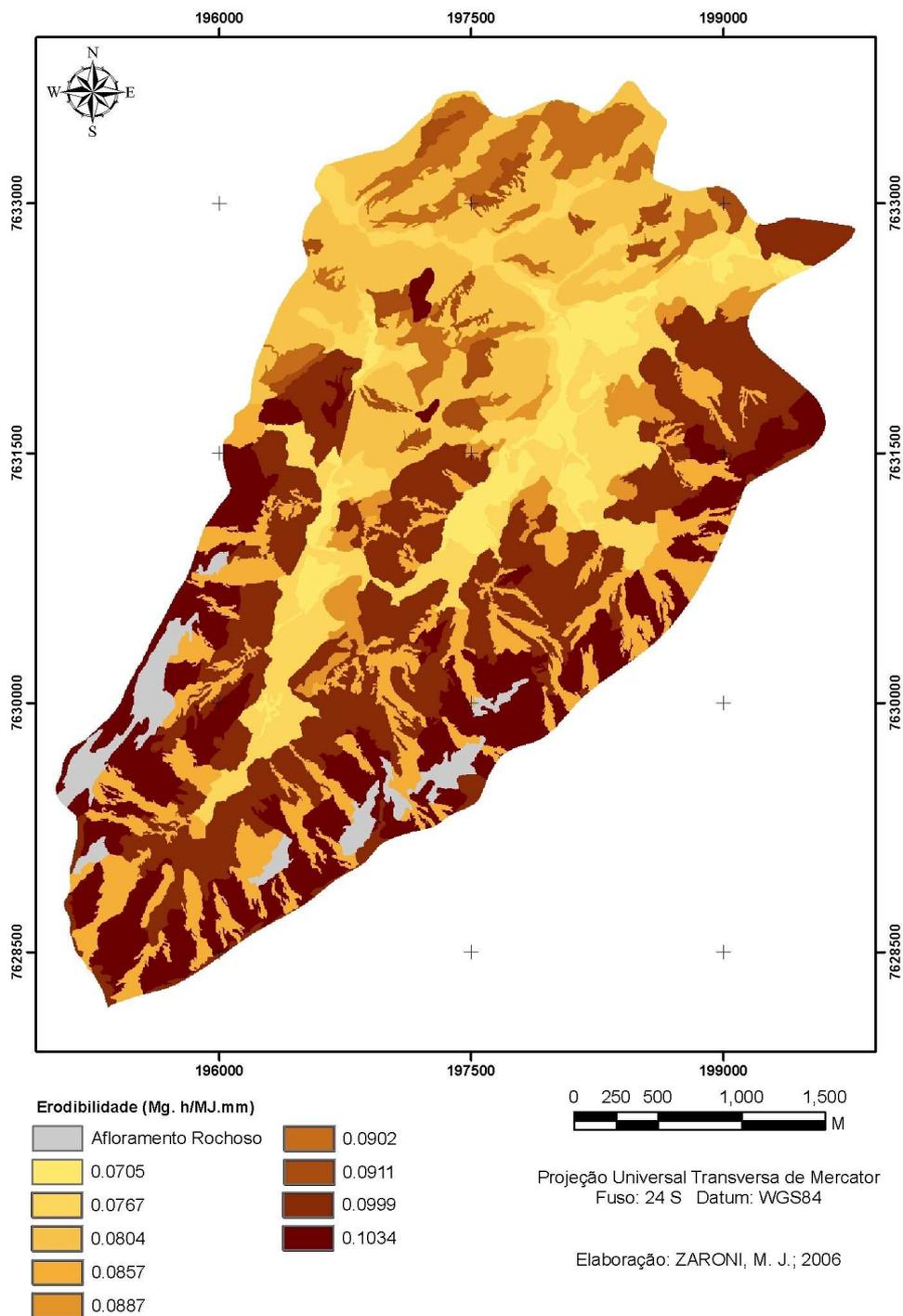


Figura 9: Mapa de erodibilidade dos solos da bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense (RJ) (ZARONI, 2006).

Os solos da bacia do córrego Santa Maria foram classificados levando-se em consideração as características físico-hídricas como: (i) o Cambissolo Háplico Léptico CXbe - mesaerado-mesaquífero truncado por rochas  $B_w\bar{R}$ /mesaerado-mesaquífero  $B_w\bar{}$ ; (ii) Cambissolo Háplico

gleico - mesaerado-aquícludo  $C_w^-$  moderadamente lento; (iii) Neossolo Litólico – solo mesaerado-aquícludo truncado por rocha  $C_w^- R$ /mesaerado-aquícludo  $C_w^-$  (OTTONI, 2005).

## 4 – METODOLOGIA

Para realização desse trabalho foi utilizada a versão do SWAT2005, também denominada AVSWAT-X, que possui uma interface como o Sistema de Informação Geográfica - ArcView 3.2.

Esta interface permite ao usuário a entrada dos planos de informação cartográfica, como o modelo digital de elevação (MDE), tipo de solo e uso do solo e dados tabulados de clima, sedimentos e vazão fluvial, como pode ser visto na figura 10. O AVSWAT-X delimita automaticamente a bacia hidrográfica a partir do Modelo de Elevação Digital – MDE. Posteriormente, são definidas as URHs levando-se em consideração os planos de informação de uso e tipo de solo que são adicionados ao modelo.

A entrada de dados de clima é realizada após a delimitação de URHs, permitindo a utilização de banco de dados de estações próximas ao local estudado, uma vez que o SWAT pondera tais informações. Uma vez realizado tal processo, o AVSWAT-X extrai do banco de dados relatórios por sub-bacias e para o exutório final definido pelo usuário. O modo de exibição do relatório final da bacia pode ser apresentado por meio de gráfico, tabelas e mapa.

Sabendo-se que o AVSWAT-X necessita de um conjunto de informações para elaboração das simulações e previsões, serão apresentados a seguir os procedimentos metodológicos para obtenção das mesmas e, posteriormente, as equações utilizadas para simulações contínuas do modelo SWAT.

### 4.1 - Ferramentas computacionais

As ferramentas computacionais utilizadas na análise dos dados obtidos para a bacia de estudo foram:

- ArcView versão 3.2 desenvolvido pelo ESRI (*Environmental Systems Research Institute*) e a extensão Spatial Analyst versão 1.1;
- A interface SIG do SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) na versão X foi desenvolvido pelo *Blackland Research Center do Texas Experiment Station e USDA Agricultural Research Service*;
- No tratamento dos dados dos arquivos vetoriais (*shape*) e imagem para elaboração dos mapas, foi utilizado o *ArcGIS 9.1* desenvolvido pelo ESRI ; e

- Na tabulação e tratamento dos dados para obtenção das informações estatísticas foi utilizado o *Microsoft Excel 2003* (MICROSOFT® EXCEL).

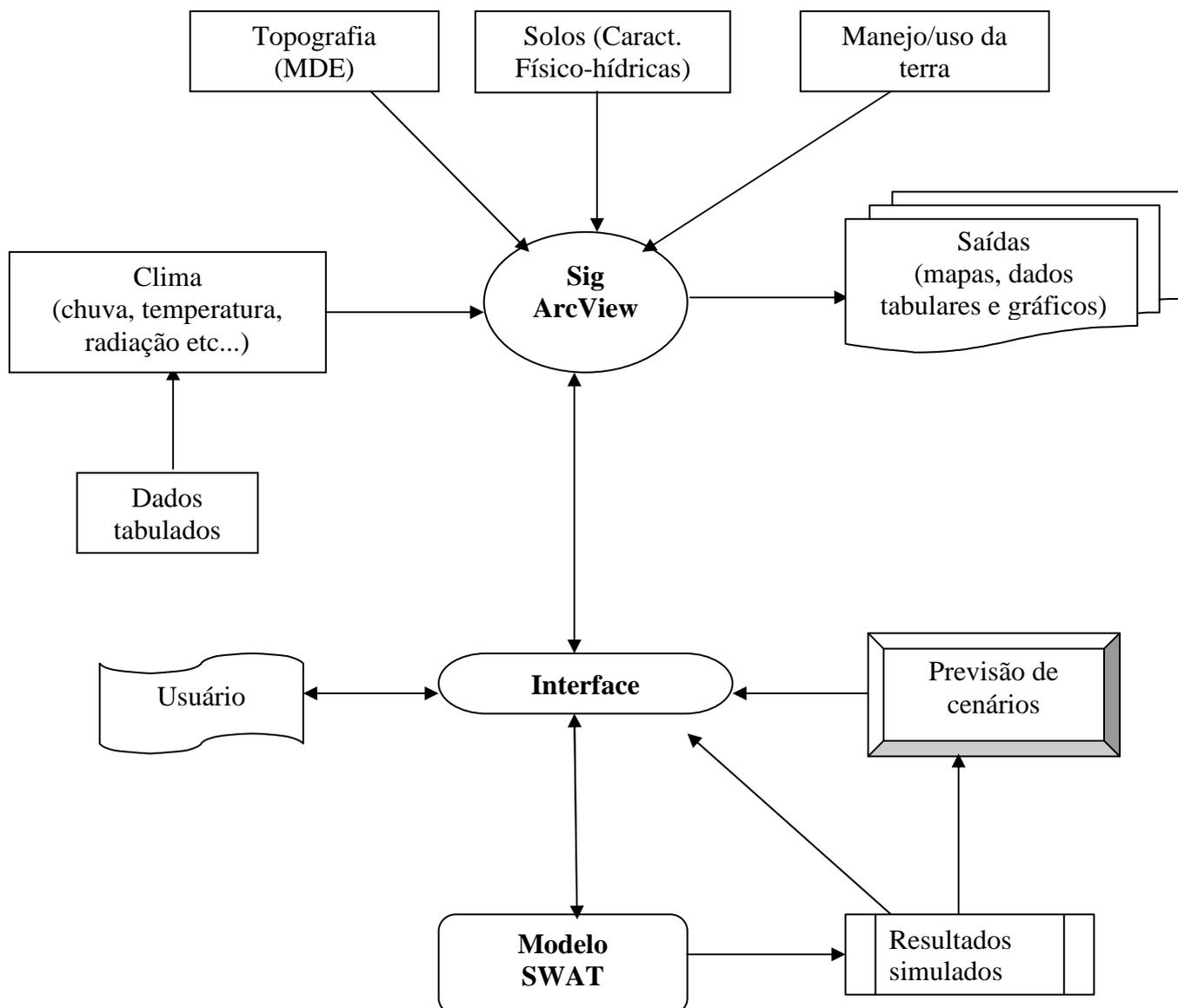


Figura 10: Diagrama da metodologia utilizada para geração do banco de dados e simulações do modelo SWAT na interface SIG, segundo NEITSCH et al. (2005).

#### 4.2 – Definição das Unidades de Respostas Hidrológicas – URHs

A definição das URHs (sub-bacia) é feita diretamente no SWAT levando-se em consideração a Área de Drenagem Mínima (ADM) requerida para formar um canal fluvial.

Inicialmente, o valor da ADM é fornecido diretamente pelo SWAT a partir das informações de declividade e área de drenagem obtidas do Modelo de Elevação Digital (MDE), levando-se em consideração toda a área da bacia. Isto possibilita o SWAT calcular e sugerir uma ADM para forma um canal fluvial.

No caso desse trabalho, o SWAT sugeriu ADM de 25 ha, contudo, quando comparou-se a drenagem definida com essa ADM, verificou-se uma discrepância muito elevada em relação a obtida e validada em campo por ZARONI (2006). Diante disso, definiu-se o valor da ADM com 15 ha como pode ser visto na figura 11, pois foi a que mais aproximou a drenagem definida pelo modelo em relação à fornecida por ZARONI (2006).

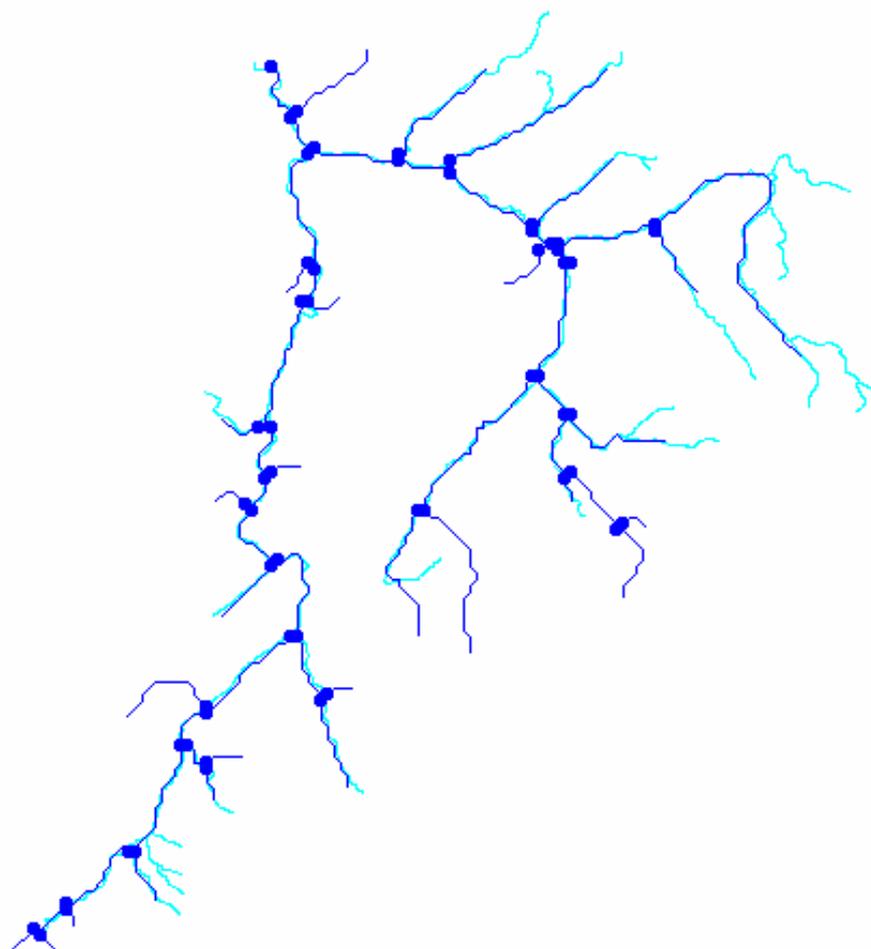


Figura 11: Drenagem utilizada para definir a ADM das URHs da Bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense (RJ). Obs: Em azul claro drenagem fornecida por ZARONI (2006) e em Azul escuro, obtido do SWAT.

### **4.3 – Geração dos planos de informação cartográficos**

As informações cartográficas da bacia do córrego Santa Maria foram obtidas a partir de restauração de fotografias pancromáticas na escala de 1:20.000 e 1:30.000 da Companhia de Eletricidade do Rio de Janeiro - CERJ, com restituição planialtimétrica na escala de 1:10.000 (FIDALGO e ABREU, 2005). Uma vez realizada a restituição, foi elaborado o Modelo de Elevação Digital - MDE, utilizando-se do *software* de Sistema de Informação Geográfica e o ArcView (*Environmental Systems Research Institute*).

#### **4.3.1 – Geração e inserção do mapa de uso e ocupação do solo no SWAT**

O mapa de uso e ocupação do solo da bacia do córrego Santa Maria foi elaborado preliminarmente por ZARONI (2006) baseado em fotografias aéreas pancromáticas na escala de 1:20.000 e 1:30.000 de 2000, fornecidos pela CERJ. Contudo, verificou-se um problema na sobreposição das fotografias aéreas, devido à ausência de sobrevôo em uma parte da bacia, ocasionado um vazio no uso e ocupação do solo em uma faixa do mapa, como pode ser observado na figura 12.

Para solucionar o problema, foram utilizadas fotografias aéreas disponibilizadas pelo Departamento de Recursos Minerais - DRM/RJ do Vôo da Força Área Brasileira – FAB de 1976, na escala de 1:10.000 para fazer foto interpretação, e preencher manualmente essa área. Visando validar o mapa de uso e ocupação do solo foi realizada uma análise prévia do uso de 1976 em relação ao de 2000 e, posteriormente, foi realizado trabalho de campo com intuito de fazer a constatação e documentação da faixa da ausência do sobrevôo e das demais áreas.

Também utilizou-se imagem de satélite disponibilizada pelo site [www.GoogleEarth.com](http://www.GoogleEarth.com) na escala 1:10.000, para validação da faixa de preenchimento da área. Para tal, utilizou-se uma extensão KML que permitiu exportar o *shape* de uso e ocupação do solo para a faixa de imagem do site citado anteriormente, propiciando a verificação.

É importante salientar que na faixa preenchida manualmente, a partir da foto-interpretação de 1976, não foi possível ter a mesma riqueza de detalhes verificada na classificação automática realizada por ZARONI (2006), uma vez que se buscou contornar polígonos com maior representatividade espacial.

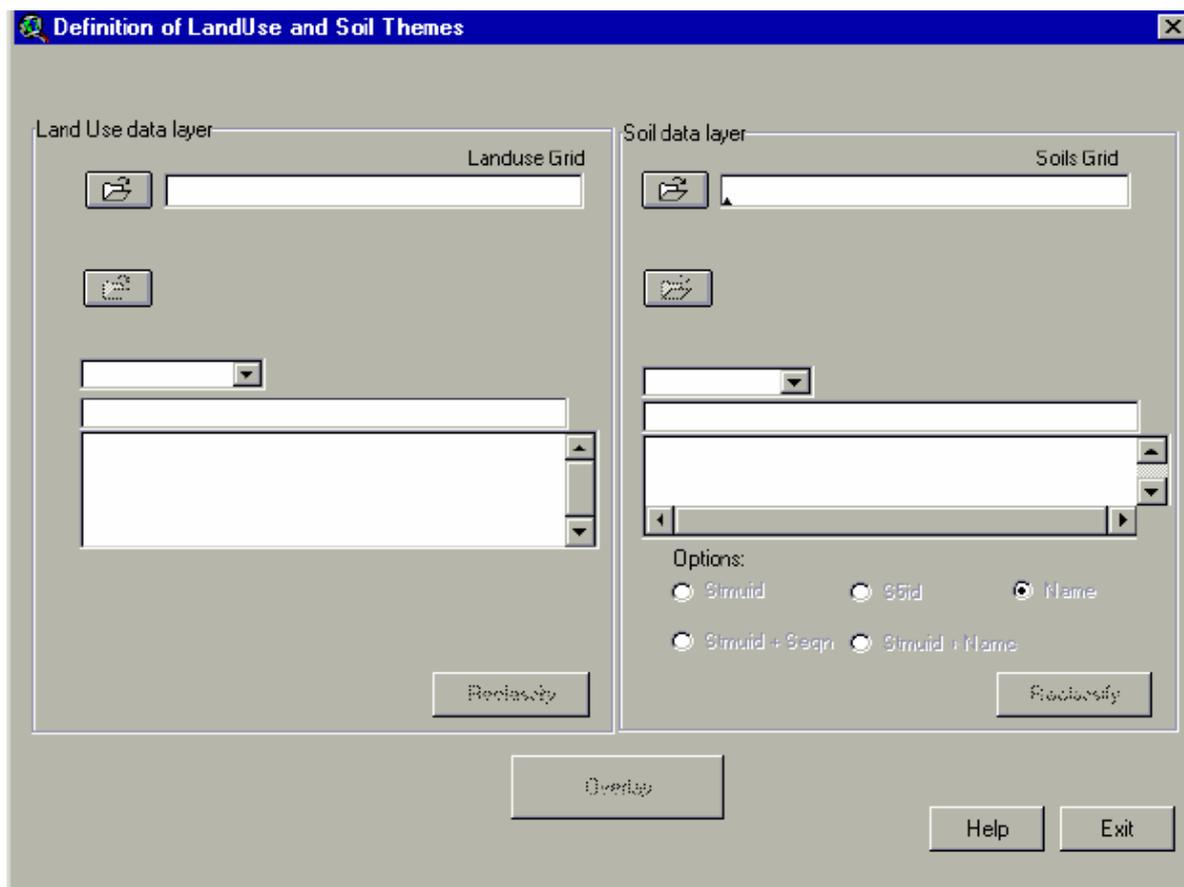


Figura 12: Interface de entrada dos mapas de uso e ocupação de solo e dos solos, de cada unidade de mapeamento da bacia do córrego Santa Maria no SWAT.

Para elaboração do mapa com a aplicação do Código Florestal Brasileiro e suas especificações do artigo 2, foi feita uma faixa de contorno “*buffer*” levando-se em consideração o modelo digital de elevação, drenagem, lagos e nascente. No caso da criação da área de proteção ambiental – APP para declividades iguais ou superiores a 45°, foi feita uma reclassificação do uso atual para APP.

Uma vez que foram especificados os usos e ocupações do novo mapa do solo que foi adaptado de ZARONI (2006), esse foi inserido ao SWAT por meio de sua interface. Para cada uso e ocupação o modelo requer as informações listadas a seguir para as simulações:

- 1) Para uso agrícola, solo exposto, pastagem e florestas.
  - a. Característica de cultivo;
  - b. Produção de biomassa [(kg/ha)/(MJ/m<sup>2</sup>)];

- c. Índice de colheita – *Harvest index* [(kg/ha)/(kg/ha)];
- d. Índice de área folhar - *Max leaf area index* [m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>];
- e. Fração de crescimento sazonal da planta correspondente ao 1<sup>o</sup> ponto de máximo desenvolvimento de área foliar (*Fraction of the plant growing season corresponding to the 1<sup>st</sup> Point on the optional leaf area development curve* – FRGRW1);
- f. Fração de máxima de área foliar correspondente ao 1<sup>o</sup> ponto da curva de desenvolvimento da foliar (*Fraction of the Max leaf area index corresponding to the 1<sup>st</sup> Point on the optional leaf area development curve* – LAIMX1);
- g. Fração de crescimento sazonal da planta correspondente ao 2<sup>o</sup> ponto de máximo desenvolvimento de área foliar (*Fraction of the plant growing season corresponding to the 2<sup>nd</sup> Point on the optional leaf area development curve* – FRGRW1);
- h. Fração de máxima de área foliar correspondente ao 2<sup>o</sup> ponto da curva de desenvolvimento da foliar (*Fraction of the Max leaf area index corresponding to the 2<sup>nd</sup> Point on the optional leaf area development curve* – LAIMX1);
- i. Fração da área foliar quando o crescimento sazonal está diminuindo (*Fraction of growing season when leaf area starts declining* – DLAI);
- j. Altura máxima de copa [m];
- k. Máxima profundidade de raiz [m];
- l. Temperatura ótima para crescimento da planta [°C];
- m. Fração de nitrogênio na semente [(kgN/kg semente)];
- n. Fração de fósforo na semente [(kgP/kg semente)];
- o. Fração de nitrogênio na planta em crescimento [kgN/kg biomassa];
- p. Fração de nitrogênio na planta no meio da maturidade [kgN/kg biomassa];
- q. Fração de nitrogênio na planta na maturidade [kgN/kg biomassa];
- r. Fração de fósforo na planta em crescimento [kgP/kg biomassa];
- s. Fração de fósforo na planta no meio da maturidade [kgP/kg biomassa];
- t. Fração de fósforo na planta na maturidade [kgP/kg biomassa];
- u. Mínimo índice de colheita [(kg/ha)/(kg/ha)];
- v. Menor fator C (manejo) de USLE aplicável à cultura;
- w. Máxima condutividade de estômatos [m/s] (*Max Stomatal Conductance*);

- x. Déficit de pressão de vapor correspondente à fração máxima da condutividade dos estômatos definido por FRGMAX [kpa] (*Vapor pressure deficit corresponding to the fractional maximum stomatal conductance*);
- y. Fração da máxima condutividade dos estômatos quando submetidos a elevado déficit de vapor (*Fractional maximum stomatal conductance that is achievable at a high vapor pressure deficit*)
- z. Taxa de declínio no uso eficiente da radiação por incremento de unidade no déficit de pressão de vapor;
- aa. Elevação da concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera [ $\mu\text{l/l}$ ];
- bb. Proporção de energia de biomassa correspondente ao 2º ponto da curva de uso eficiente de radiação; e
- cc. Coeficiente de decomposição residual da planta; e
- dd. CN-OVN: Coeficiente de Manning e Curva Número para os diversos tipos de grupos hidrológicos (Tabela interna).

## 2) Para uso urbano

FIMP *imptot*: fração de área urbana que é impermeável (*fraction of urban land type area that is impervious*);

FCIMP *impcon*: fração de solo impermeável conectada na área urbana (*fraction of urban land type area that is connected impervious*);

CURBDEN: densidade do comprimento urbano na área com solo urbano (*curb length ensity in urban land type* (km/ha);

URBCOEF *urbcoef*: coeficiente de escoamento (*wash off coefficient* (mm-1) urban.dat);

DIRTMX *SEDmx*: Quantidade máxima de sólidos que se depositou nas áreas impermeáveis (*maximum amount of solids allowed to build up on impervious areas* (kg/curb km));

THALF *thalf*: Número de dias onde a quantidade de sedimentos acumulado na porção impermeável é 0 (*number of days for amount of solids on impervious area to build up from 0 kg/curb km to 1/2 SEDmx*);

TNCONC: Concentração total de nitrogênio na carga de sólidos em suspensão das áreas impermeáveis (*concentration of total nitrogen in suspended solid load* (mg N/kg) urban.dat);

TNCONC: Concentração total de fósforo na carga de sólidos em suspensão das áreas impermeáveis (*concentration of total nitrogen in suspended solid load* (mg N/kg) urban.dat);

TNO3CONC: Concentração total de nitrato na carga de sólidos em suspensão das áreas impermeáveis (*concentration of nitrate in suspended solid load* (mg N/kg) urban.dat).

Como este banco de dados não estava disponível para os usos encontrados na bacia do córrego Santa Maria, foi utilizado o disponibilizado pelo próprio modelo. Outro fato importante foi à inserção do uso do solo denominado “solo exposto”, “rocha” e a mudança de “floresta Atlântica (Mata Atlântica)” para “Floresta Decídua”.

No caso do item rocha, presente no mapa foi criado uma nova classe, aumentando os valores de curva número, e zerando os valores de CURBDEN, URBCOEF, DIRTMX *SEDmx*, TNCONC, TNCONC, TNO3CONC, permitindo produzir relações de elevada impermeabilização, característica dessa litologia.

Para inserção de uma nova categoria e elaboração da reclassificação do uso do solo foi utilizada a própria interface do modelo, quando o mapa de uso e ocupação foi inserido no mesmo, culminando na produção de relatórios do uso e ocupação do solo por sub-bacias.

#### **4.3.2 – Geração e inserção do mapa de tipo de solo no SWAT**

O levantamento pedológico da bacia do córrego Santa Maria foi realizado por BHERING et al., (2005). Esses autores descreveram morfologicamente os horizontes dos solos baseando-se em LEMOS e SANTOS (1996) e as determinações analíticas seguiram o Manual de Métodos de Análise do Solo (EMBRAPA, 1997). A classificação obedeceu aos parâmetros estabelecidos pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999).

Para a elaboração do mapa de solos da bacia, foi necessário o tratamento, processamento geométrico e temático (a partir de regras de estratificação, reclassificação) e edição final por meio do ArcWiev (*Environmental Systems Research Institute*). O mapa e os dados tabulares foram adicionados ao modelo por meio de uma sub-rotina e geraram relatórios referentes ao tema para cada URHs.

Segundo BHERING et al. (2005) foram abertas 36 trincheiras na bacia do córrego Santa Maria, onde foi medido a profundidade do perfil de solo - Sol\_Z (mm), máxima profundidade das raízes - Sol\_Zmx (mm) e definido o número de horizontes por perfil (nº). Também, para cada horizonte coletaram-se amostras indeformadas para obtenção dos seguintes parâmetros

em laboratório: densidade dos horizontes - Sol\_Bd ( $\text{g/cm}^3$ ); condutividade hidráulica - Sol\_K ( $\text{mm/h}$ ), disponibilidade de água por horizonte - Sol\_Awc [ $\text{mm/mm}$ ], conteúdo de carbono orgânico - Sol\_Cbn (%) e análise textural (%). Esses parâmetros associados aos valores mínimos da fração de albedo do solo quando saturado [fração] (*SOL\_ALB*); Condutividade elétrica - Sol\_Es – [ $\text{Ds/m}$ ], fração de ânions presente no solo - ânion\_Excl [fração] que foram adicionados ao modelo pela sua interface com o ArcWiev.

Para entrada dos parâmetros de solo foram primeiramente determinados os perfis representativos de cada unidade de mapeamento, baseados em critérios morfológicos e de disponibilidade de parâmetros necessários para adicionar ao modelo. Diante dos critérios estabelecidos, o *shape* disponibilizado por BHERING et al. (2005) apresentou os seguintes tipos de solos:

1 - CAMBISSOLO HÁPLICO, Ta, Eutrófico lítico, A moderado, textura média/argilosa, fase floresta tropical subcaducifólia, relevo forte ondulado (CXbe1);

2- CAMBISSOLO HÁPLICO, Tb, Eutrófico típico, A moderado, textura média, fase floresta tropical subcaducifólia, relevo ondulado (CXbe2);

3- CAMBISSOLO HÁPLICO, Ta, Eutrófico gleico, A moderado, textura média fase floresta tropical subcaducifólia, relevo suave ondulado (CXve1);

4- CAMBISSOLO HÁPLICO, Ta, Eutrófico léptico, A moderado, textura média/argilosa, fase floresta tropical subcaducifólia, relevo forte ondulado (CXve2);

5 - CAMBISSOLO HÁPLICO, Tb, Eutrófico típico, A moderado, textura média, fase floresta tropical subcaducifólia, relevo ondulado (CXve3);

6 - GLEISSOLO HÁPLICO, Ta, Eutrófico típico, A moderado, textura média/argilosa, fase floresta tropical subperenifólia de várzea, relevo plano (GXve);

7 - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO, Eutrófico típico, A moderado, textura argilosa, fase floresta tropical subcaducifólia, relevo forte ondulado (PVae);

8 - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO, Distrófico típico, A moderado, textura média/argilosa, fase floresta tropical subcaducifólia, relevo forte ondulado (PVad);

9 - NEOSSOLO LITÓLICO, Eutrófico típico, A moderado, textura média, fase floresta tropical subcaducifólia, relevo forte ondulado (RLve); e

10 – Afloramento de rocha (Ar)

Assim, os perfis escolhidos para dar entrada no modelo foram: CXbe2 e CXve3 utilizou-se o perfil 10; CXbe1 utilizou-se o perfil 5; CXve1 utilizou-se o perfil 34; CXve2 utilizou-se o perfil 22; GXve1 utilizou-se o perfil 21; PVae utilizou-se o perfil 32; PVae utilizou-se o perfil 4; RLve perfil 24. Posteriormente os dados foram adicionados ao modelo por meio da Interface SWAT/ArcView como pode ser visto na figura 13.

Figura 13: Interface de entrada dos parâmetros físico-hídricos dos perfis de solo no modelo SWAT.

### 4.3. - Erodibilidade do solo

O modelo SWAT requer a estimativa da erodibilidade ( $K_{USLE}$ ) do solo por horizonte, uma vez que visa expressar a capacidade de produção de sedimentos na bacia, tendo sido calculado pela equação 1, proposta por WILLIAMS (1995).

$$K_{USLE} = f_{csand} \cdot f_{cl-si} \cdot f_{orgc} \cdot f_{hisand} \quad (\text{Equação 1})$$

onde:  $f_{csand}$  é fator de baixa erodibilidade de solos com elevados índices de areia grossa,  $f_{cl-si}$  é o fator de baixa erodibilidade de solos com altas taxas de silte e argila,  $f_{orgc}$  é o fator que reduz a erodibilidade de solos com altos teores de carbono orgânico e  $f_{hisand}$  é o fator que reduz a erodibilidade dos solos com altos teores de areia. Estes índices são calculados por meio das equações 2, 3, 4 e 5, respectivamente.

$$f_{csand} = \left\{ 0.2 + 0.3 \cdot \exp \left[ -0.256 \cdot m_s \cdot \left( 1 - \frac{m_{silt}}{100} \right) \right] \right\} \quad (\text{Equação 2})$$

$$f_{cl-si} = \left( \frac{m_{silt}}{m_c + m_{silt}} \right)^{0.3} \quad (\text{Equação 3})$$

$$f_{orgc} = \left[ 1 - \frac{0.25 \cdot orgC}{orgC + \exp(3.72 - 2.95 \cdot orgC)} \right] \quad (\text{Equação 4})$$

$$f_{hisand} = \left\{ 1 - \frac{0.7 \cdot \left( 1 - \frac{m_s}{100} \right)}{\left( 1 - \frac{m_s}{100} \right) + \exp \left[ -5.51 + 22.9 \cdot \left( 1 - \frac{m_s}{100} \right) \right]} \right\} \quad (\text{Equação 5})$$

onde:  $m_s$  é o percentual de areia,  $m_{silt}$  é o percentual de silte,  $m_c$  é o percentual de argila e  $orgC$  é o percentual de carbono orgânico contido no horizonte.

#### 4.4 – Dados climatológicos

O modelo SWAT requer um banco de dados climáticos composto por dados diários de Chuva (obrigatório), Temperatura (obrigatório), Radiação Solar (modelável), Umidade Relativa do Ar (modelável) e Velocidade do vento (modelável) e a criação de uma estação meteorológica com dados médios para um período mínimo de cinco anos.

Para suprir às necessidades do modelo, foram utilizados dados diários de precipitação, temperatura máxima e mínima, umidade relativa e velocidade do vento para o período de 1º de janeiro de 2005 a 31 de dezembro de 2007. Para a precipitação, foram utilizados dados diários da bacia do Córrego Santa Maria, fornecidos pelo projeto Prodetab Aquíferos e, pela decomposição de gráficos de chuva a partir de MORAES (2007). Para temperatura máxima e mínima, umidade relativa e velocidade do vento foram utilizados dados da estação pluviométrica convencional de Itaperuna/RJ, localizada entre as latitudes 21°12' S e 41°54' W, situada a uma altitude de 123 metros, que foram disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia – INMET de Brasília<sup>1</sup>, uma vez que na localidade de São José de Ubá esses dados não estavam disponíveis.

Para esses dados serem adicionados ao SWAT, foram elaboradas planilhas com os dados diários no formato “*dbase*”, sendo inseridas por meio de uma rotina do modelo climático do SWAT.

Em relação à radiação solar, como os dados de radiação não são monitorados pela estação do INMET de Itaperuna/RJ, foi necessário modelá-los, por meio do Modelo Gerador de Tempo - WXGEN (SHARPLEY e WILLIAMS, 1990) disponibilizado pelo SWAT.

A utilização dos dados dessa estação possibilitou utilizar o modelo do balanço hídrico de *Penman-Montheith* proposto pelo modelo, que leva em consideração o balanço energético e

---

<sup>1</sup> A escolha da estação de Itaperuna deve-se à proximidade com a área estudada, associado às características topográficas semelhantes.

aerodinâmico, em relação aos demais de *Priestley-Taylor* e *Hargreaves* fornecidos pelo SWAT. O método *Penman-Montheith* estima a evapotranspiração potencial pela equação 6:

$$\lambda E = \frac{\Delta \cdot (H_{net} - G) + \rho_{ar} \cdot c_p \cdot [e_z^o - e_z]}{\Delta + \gamma \cdot (1 + r_c / r_a)} \quad (\text{Equação 6})$$

Sendo:

$\lambda E$ : Fluxo de calor latente ( $\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ );

$\Delta$ : Curva de pressão de vapor de saturação para a água na temperatura média ( $\text{mm d}^{-1}$ );

$H_{net}$ : Radiação líquida ( $\text{MJ.m}^{-2} \text{d}^{-1}$ );

$G$ : Fluxo de calor na superfície ( $\text{Mj m}^{-2} \text{d}^{-1}$ );

$\rho_{ar}$ : Densidade do ar ( $\text{Kg m}^{-3}$ );

$c_p$ : Calor específico em uma pressão constante ( $\text{MJ K}^{-1} \text{°C}^{-1}$ );

$e_z^o$ : Pressão de vapor de saturação em uma dada altura  $z$  (kPa);

$e_z$ : Pressão do vapor de água em uma dada altura  $z$  (kPa);

$r_a$ : Resistência à difusão de uma camada de ar ( $\text{s m}^{-1}$ )

$\gamma$ : Constante psicométrica ( $\text{kPa °C}^{-1}$ ); e

$r_c$ : Resistência oferecida pelo dossel das plantas ( $\text{s m}^{-1}$ ).

O modelo SWAT requer também a criação de uma estação meteorológica, como pode ser visto na figura 14. Para tal, foram utilizados os dados médios de precipitação, temperatura máxima e mínima, velocidade do vento, umidade e radiação solar. Para a precipitação foram utilizados três anos de dados obtidos do projeto Prodetab Aquífero e decomposição de gráficos publicados por MORAES (2007), para o período de 1 de janeiro de 2005 a 31 de dezembro de 2007. A radiação solar média foi obtida da estação automática de Cambuci (INMET) (situada em altitude de 35 m) no Noroeste Fluminense e, as demais variáveis foram obtidas da estação do INMET de Itaperuna para o período de 1º de janeiro de 2003 a 31 de dezembro de 2007.

Os parâmetros necessários para criação da estação meteorológica são: Média mensal da temperatura máxima do ar [ $^{\circ}\text{C}$ ]; média mensal da temperatura mínima do ar [ $^{\circ}\text{C}$ ]; desvio padrão para temperatura máxima do ar no mês [ $^{\circ}\text{C}$ ]; desvio padrão para temperatura mínima

do ar no mês [°C]; média da precipitação mensal [mm]; desvio padrão para precipitação diária neste mês [mm]; coeficiente de distorção da chuva diária (*Skew coefficient*); probabilidade de um dia chuvoso seguido de um dia seco mensal; probabilidade de um dia chuvoso seguido de outro dia chuvoso mensal; média mensal dos dias chuvosos; chuva máxima no período de 30 minutos [mm] e seu período de retorno [anos]; média mensal da radiação solar diária [MJ/m<sup>2</sup>xdia]; média mensal do ponto de orvalho [°C]; e média mensal da velocidade do vento [m/s].

Figura 14: Interface de entrada dos dados para a criação da estação meteorológica no SWAT.

A ocorrência de chuva em um dia tem impacto na umidade relativa, temperatura e na radiação solar para o dia. O WXGEN gera a precipitação diária total e distribuição de chuva dentro do dia. A temperatura máxima, a temperatura mínima, a radiação solar e a umidade relativa são geradas com base na presença ou na ausência da chuva para o dia e a velocidade de vento é gerada independentemente (ARNOLD et al., 2005).

Para o cálculo da média do mensal dos três anos de precipitação, temperatura média máxima e mínima, velocidade do vento e umidade relativa para estação do SWAT, somaram-se os

valores no mês, e, dividiu-se pela quantidade de meses, como pode ser visto na equação 7 e seu desvio padrão estimado pela equação 8.

$$\bar{X}_{men} = \frac{\sum X_{dia,mês}}{N_{anos}} \quad (\text{Equação 7})$$

onde:  $X_{dia,mês}$  é a soma diária em um dado mês,  $N_{anos}$  é o número de anos da série histórica e  $\bar{X}_{men}$  é a média mensal.

$$\sigma_{mensal} = \sqrt{\frac{(\sum X_{dia,mês} - \bar{X}_{men})}{(N_{anos} - 1)}} \quad (\text{Equação 8})$$

onde:  $\sigma_{mensal}$  é o desvio padrão mensal de todos os anos.

A probabilidade da chuva em um dado dia é condicionada no status chuvoso ou seco do dia anterior. O dia chuvoso é definido como dia com 0.1 milímetro da chuva ou mais. A probabilidade de um dia chuvoso seguido por um dia seco foi calculada a partir dos dados diários mensais, utilizando a equação 9.

$$P_{C/S} = \frac{D_{C/S}}{N_{dias}} \quad (\text{Equação 9})$$

onde:  $P_{C/S}$  é a probabilidade de dia chuvoso seguido de dia seco,  $D_{C/S}$  é um dia chuvoso seguido de um dia seco em um dado mês e  $N_{dias}$  é o número de dias em um mês.

A probabilidade de um dia chuvoso seguido de outro dia chuvoso foi obtida por meio da equação 10.

$$P_{C/C} = \frac{D_{C/C}}{N_{dias}} \quad (\text{Equação 10})$$

onde:  $P_{C/C}$  é a probabilidade de dia chuvoso seguido de dia chuvoso,  $D_{C/C}$  é um dia chuvoso seguido de um dia chuvoso em um dado mês.

A chuva máxima diária foi obtida por meio da distribuição de Gumbel pela equação 11 e 12,

$$\frac{P(1dia;T) - \alpha}{\beta} = -\ln(\ln(1/F(P(dia;T))) \quad (\text{Equação 11}) \text{ e,}$$

$$F(P(dia;T) = 1 - (1/T) \quad (\text{Equação 12})$$

onde:  $T$  é o período de retorno.

O coeficiente de assimetria (*skew coefficient*) para precipitação máxima pode ser obtido pela equação 13.

$$PCPSKW = \frac{n \cdot \sum (P_{dia,mes} - P_a)^3}{(n-1) \cdot (n-2) \cdot (\sigma_{Pa})} \quad (\text{Equação 13})$$

onde:  $PCPSKW$  é o coeficiente de assimetria para precipitação máxima,  $n$  é o número de dias chuvosos no mês,  $P_{dia,mes}$  é a precipitação média no mês,  $P_a$  é a precipitação média anual e  $\sigma_a$  é do desvio médio da precipitação anual.

A temperatura no ponto de orvalho ( $DEWPT$ ) foi estimada utilizando dados de temperatura média ( $T_{ar}$ ) e umidade relativa do ar ( $UR$ ), uma vez que esta é a relação entre a quantidade de vapor existente no ar e a quantidade de vapor que existiria se o mesmo estivesse saturado à mesma temperatura, representado pela equação 14.

$$UR(\%) = \frac{e_a}{e_s} \cdot 100 \quad (\text{Equação 14})$$

onde:  $e_a$  representa a pressão exercida pela massa de vapor de água existente na atmosfera, que pode variar entre 0 e um valor máximo chamado pressão de saturação de vapor ( $e_s$ ).

A pressão de saturação de vapor foi estimada pela equação de *Tetens* (equação 15).

$$e_s = 0,6108 \cdot 10^{\left[ \frac{7,5 \cdot T_{ar}}{237,3 + T_{ar}} \right]} \quad (\text{Equação 15})$$

A temperatura do ponto de orvalho foi calculada por meio da equação 16.

$$DEWPT = \frac{\left[ 237,3 \cdot \log\left(\frac{e_a}{0,6198}\right) \right]}{\left[ 7,5 - \log\left(\frac{e_a}{0,6198}\right) \right]} \quad (\text{Equação 16})$$

Para estimar a radiação diária, o SWAT leva em consideração a condição de umidade e seca para o dia, posteriormente ajustada para o mês.

A média aritmética mensal fornecida para a estação SWAT foi obtida a partir de dados mensais disponibilizados pela estação automática de Cambuci/RJ. Posteriormente o SWAT simulou a radiação a partir da equação 17:

$$\mu\text{rad}_{\text{men}} \cdot \text{dias}_{\text{tot}} = \mu\text{wrad}_{\text{men}} \cdot \text{dias}_{\text{úmidos}} + \mu\text{Drad}_{\text{men}} \cdot \text{dias}_{\text{secos}} \quad (\text{Equação 17})$$

Sendo:

$\mu\text{rad}_{\text{men}}$ : Radiação solar diária média por mês ( $\text{MJ m}^{-2}$ );

$\text{dias}_{\text{tot}}$ : Número de dias no mês;

$\mu\text{wrad}_{\text{men}}$ : Média de radiação solar em período úmido por mês ( $\text{MJ m}^{-2}$ );

$\text{dias}_{\text{úmidos}}$ : Número de dias úmidos no mês;

$\mu\text{Drad}_{\text{men}}$ : Média de radiação solar em dias secos ( $\text{MJ m}^{-2}$ );

$\text{dias}_{\text{secos}}$ : Número de dias secos por mês.

Para o cálculo de radiação em dias úmidos, o modelo assume que a mesma é menor quando comparada aos dias secos, sendo realizado pela equação 18:

$$H_{\text{dia}} = \mu\text{wrad}_{\text{men}} + X_i (3) \sigma\text{rad}_{\text{men}} \quad (\text{Equação 18})$$

Sendo:

$H_{\text{dia}}$ : Número de dias úmidos no mês;

$\mu wrad_{men}$ : Média de radiação solar em período úmido por mês ( $MJ m^{-2}$ );

$X_i$ : Radiação solar residual em um dia ( $MJ m^{-2}$ ); e

$\mu Drad_{men}$ : Média de radiação solar em dias secos ( $MJ m^{-2}$ );

O cálculo da radiação em dias secos é efetuado pela equação 19:

$$H_{dia} = \mu Drad_{men} + X_i \cdot \sigma rad_{men} \quad (\text{Equação 19})$$

Sendo:

$H_{dia}$ : Número de dias secos no mês;

$\mu Drad_{men}$ : Média de radiação solar em dias secos ( $MJ m^{-2}$ );

$X_i$ : Radiação solar residual em um dia ( $MJ m^{-2}$ ); e

$\mu rad_{men}$ : Radiação solar diária média por mês ( $MJ m^{-2}$ ).

A velocidade de diária de vento é calculada no SWAT por equação exponencial modificada (equação 20).

$$\mu_{10m} = \mu wnd_{mes} \cdot (-\ln(rnd_1))^{0.3} \quad (\text{Equação 20})$$

onde:  $\mu_{10m}$  velocidade média diária ( $m.s^{-1}$ ),  $\mu wnd_{mes}$  é a velocidade média mensal ( $m.s^{-1}$ ) e  $rnd_1$  um número aleatório entre 0.0 e 1.0.

A equação da continuidade (equação 21) relaciona a radiação solar média ajustada para circunstâncias molhadas e secas à radiação solar média mensal.

$$\mu rad_{mes} \cdot N = \mu Wrad_{mes} \cdot N_c + \mu Drad_{mes} \cdot N_s \quad (\text{Equação 21})$$

onde:  $\mu rad_{mes}$  é a média da radiação solar mensal ( $MJ.m^{-2}$ ),  $N$  é o total de dias no mês,  $\mu Wrad_{mes}$  é a média mensal da radiação solar para dias chuvosos ( $MJ.m^{-2}$ ),  $N_c$  é o número de dias com chuva no mês,  $\mu Drad_{mes}$  é a média mensal da radiação para dias secos ( $MJ.m^{-2}$ ) e  $N_s$  é o número de dias secos no mês.

Para dias chuvosos, a radiação solar média é supostamente menor que para dias secos, sendo relacionada por uma fração. No caso do SWAT essa relação é considerada metade do dia seco (0,5)

#### **4.5 – Monitoramento dos dados hidro-sedimentológicos**

No exutório da bacia do córrego Santa Maria (imediatamente a jusante da confluência com a sub-bacia do córrego Cambiocó), na propriedade do senhor João Linhares, entre as coordenadas UTM de 0196838 e 7632887, a uma altitude de 149 m, está instalada a estação hidrosedimentológica, que faz leituras diárias de vazão e turbidez (que é transformada em sólidos). A escolha desse ponto deve-se à facilidade de acesso e a estabilidade da relação cota-descarga como salientado por MORAES (2007).

O local onde foi instalada a estação hidrosedimentológica do tipo Solar 2000MIM - Monitoramento Integrado em Micro-Bacias Hidrográficas, apresenta leito rochoso e vegetação nas margens.

Para a delimitação da seção de monitoramento foi construído um muro de concreto de 19 m de comprimento, por um metro de altura. No meio dessa seção foi construído o vertedouro do tipo Cipoletti, com comprimento de 1 m na base menor (soleira) e 1,08 m na base maior, estimado de acordo com TRINDADE NEVES (1979) por MORAES (2007) (figura 15).

Na seção do vertedouro foram instalados os sensores de turbidez e vazão (de forma imersa na coluna de água) que são conectados à estação SOLAR2000MIM por meio de cabo, como pode ser verificado na figura 16. O sensor de turbidez que é utilizado para estimar a concentração de sólidos: mede a luz que retorna ao sensor após a reflexão da mesma pelos sedimentos à sua frente, na faixa de luz infravermelho entre 800 a 860 nm.

A calibração desse equipamento foi realizada inserindo o mesmo em uma solução com concentração de sedimentos conhecida. A faixa de leitura de sedimentos é de 0 – 5000ppm, podendo ficar submerso até 10m (MORAES, 2007).

Para obtenção da vazão na seção é emitido um sinal elétrico pelo sensor imerso na coluna de água até a superfície livre (atmosfera) na faixa entre 0 a 3,5 m, quantificando-se a pressão do

volume da água no ponto determinado. O cálculo de vazão é feito diretamente pela estação a partir de uma calibração por meio da curva chave determinada por MORAES (2007).

A curva chave editada por MORAES (2007) para obtenção da vazão é apresentada nas equações 22 e 23:

$$Q = 1,86 * H^{1,5} \quad (\text{Equação 22})$$



Figura 15: Delimitação da seção transversal de monitoramento de vazão e sedimentos na bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense. Foto: FERNANDES (2005).

Onde:

Q= Vazão do vertedor, seção trapezoidal em  $m^3/s$ ; e

H= nível de água na soleira do vertedor (m).

$$Q = 4,5186 * H^{1,9017} \quad (\text{Equação 23})$$

Onde

$Q$  = vazão no vertedor, seção mista, vertedor afogado ( $m^3/s$ ); e

$H$  = nível dá água na soleira do vertedor (m).

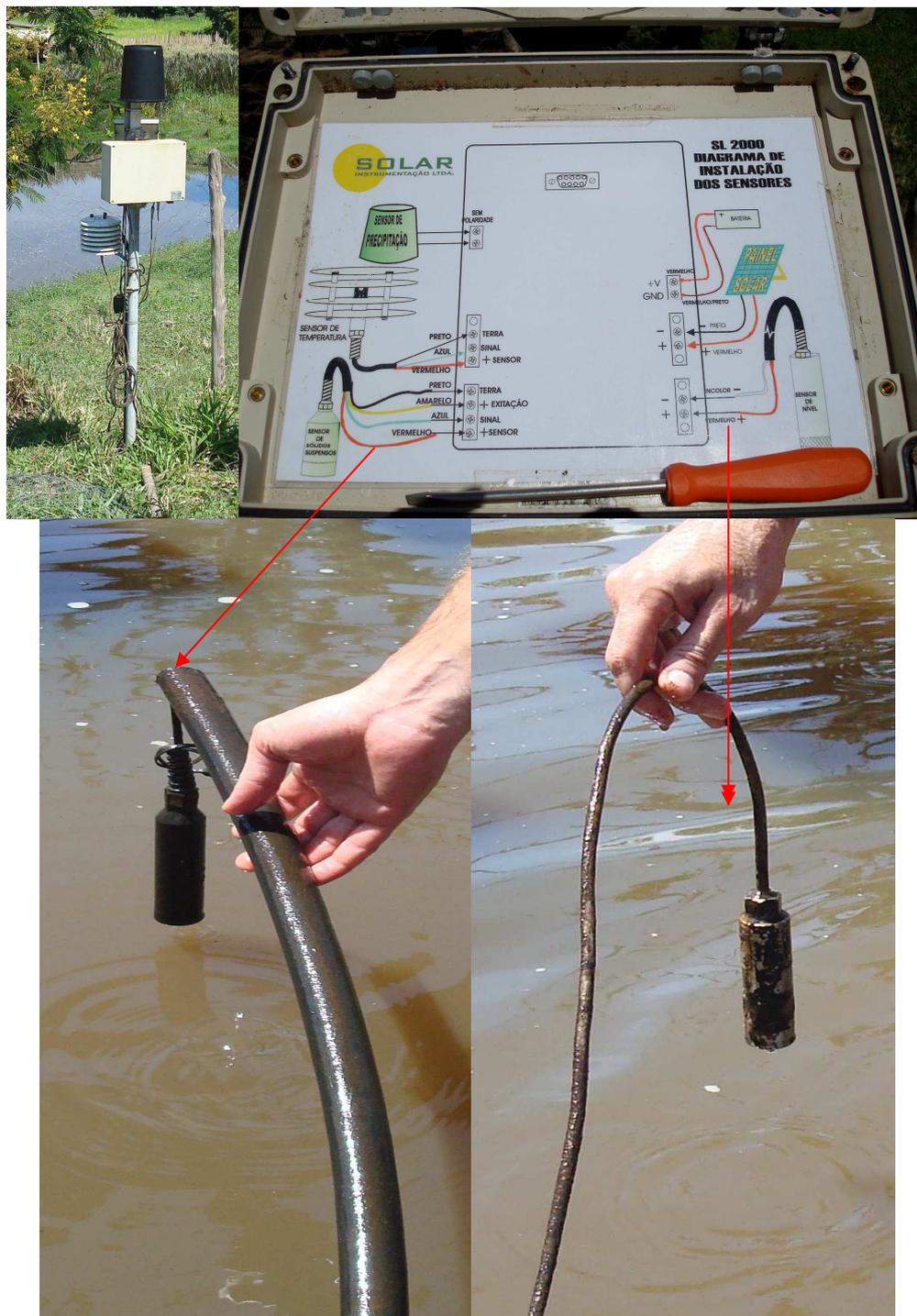


Figura 16: Sensores de sedimento e vazão utilizados na estação hidro-sedimentológica da bacia do córrego Santa Maria em São José de Ubá (RJ). Foto: MARCHIORO, 2007.

Uma vez que os sinais são emitidos para a estação, o microcontrolador da mesma calcula a concentração final via expressão de correlação editada na configuração existente no *datalogger*. Os equipamentos utilizados na estação hidro-sedimentológica são apresentados na tabela 4.

Tabela 4: Equipamentos utilizados na estação hidro-sedimentológica do córrego Santa Maria em São José de Ubá no Noroeste Fluminense (SILVA et al., 2005).

<b>Componentes</b>	<b>Definição</b>	<b>Especificação</b>
Coletor de dados	Transporta dados da estação para o laboratório	Comporta-se como um computador para a estação e como uma estação para o computador
Data-Logger	Armazena os dados	Memórias EEPROM (15min, 31750 registros)
Painel solar	Fonte de Energia	5 W ou 10 W
Bateria	Armazenador de energia	7,0 Ah, 12 v
Data-tempo	Relógio da própria estação	Programa o intervalo para totalização dos dados.

#### **4.6 - Simulação do cenário preditivo**

Como salientado anteriormente, o processo de degradação dos recursos naturais da região Noroeste Fluminense foi ocasionado pelos sucessivos ciclos econômicos, que promoveram a substituição da Mata Atlântica pela pastagem.

Esse processo de substituição da floresta primária para outros fins, bem como a ausência de práticas de manejo e conservação do solo associado à deficiência hídrica, contribuíram para que o Município de São José de Ubá, no Noroeste Fluminense, apresente um contexto de decadência econômica, com empobrecimento populacional, emigração, avançado processo de erosão de solo, excesso de produção de sedimentos e assoreamento dos rios.

Outro fato que também tem contribuído para agravar a situação dos recursos naturais é o cultivo do tomate realizado no município desde 1960, e a ausência de práticas conservacionistas adequada. Para exemplificar tal situação, verifica-se nas áreas que as

lavouras de tomate estão situadas na baixa a meia encosta, onde a aração é normalmente realizada em morro abaixo tornando os solos mais susceptíveis à erosão como pode ser visto na figura 17, sendo a irrigação realizada por meio de mangueiras utilizando excessivo volume de água (MOURA, 2005).



Figura 17: Visão do uso e ocupação dos solos na bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense. Foto: Geparmbh (2005).

Em função do quadro de degradação ambiental, foi realizada uma simulação utilizando o SWAT aplicando a Lei nº. 4.771 de 15 de setembro de 1965, que institui o código Florestal Brasileiro, parcialmente alterada pela Lei nº. 7.803 e 7.875 de 1989. No artigo 2º, a Lei, estabelece como área de preservação permanente as florestas e demais formas de vegetação natural situadas ao longo dos rios ou qualquer curso de água, variando de acordo com a largura do rio, tendo como mínimo de 30 metros. Para esse cenário, também foram protegidas com florestas (mata) as áreas com declividades superiores a 45° (100%) conforme estabelece o CFB.

#### 4.7 – Equações utilizadas nas simulações contínuas do modelo SWAT

A partir da entrada dos dados no SWAT por meio da interface SIG o modelo simula o comportamento das variáveis requeridas pelo usuário para o período estipulado. Para esse trabalho, foi utilizada a variável produção de sedimentos e vazão em função do uso e ocupação do solo, apesar do SWAT possibilitar ainda simular pesticidas, nutriente e comportamento climático que não foram realizadas, pois não constituíram interesse desse trabalho.

A simulação da produção de sedimentos na bacia hidrográfica pelo SWAT é subdividida em duas fases: (i) a primeira fase, refere-se a do ciclo hidrológico dos solos das vertentes, que controla a quantidade de água escoada e sedimentos das vertentes que atingem cada canal da sub-bacia; (ii) a segunda fase é a do canal, sendo definida como o movimento de água e sedimentos pela rede de canais até o exutório final da bacia (NEITSCH et al., 2005).

##### 4.7.1 – Ciclo hidrológico dos solos nas vertentes

A simulação do balanço de água nos solos das vertentes pelo modelo SWAT é realizado pela equação 24:

$$S_{Wt} = S_{wo} + \sum_{t=1}^t R_{diai} - Q_{sup} - E_a - W_{seep} - Q_{gw} \quad (\text{Equação 24})$$

Sendo:

$S_{Wt}$  : Conteúdo final de água no solo (mm);

$S_{wo}$  : Conteúdo inicial de água no solo em um dia (mm);

t: Tempo em dias;

$R_{diai}$  : Quantidade de precipitação em um dia (mm);

$Q_{sup}$  : Quantidade de escoamento superficial em um dia (mm);

$E_a$  : Quantidade de evapotranspiração em um dia (mm);

$W_{seep}$  : Quantidade de água na zona vadosa proveniente do perfil de solo em um dia (mm); e

$Q_{gw}$  : Fluxo de retorno em um dia (ascensão capilar – mm).

Essa equação permite estimar o balanço de água ao longo do perfil de solo em um dia, mensal ou anual, dependendo do interesse do trabalho, levando em consideração características do crescimento dos vegetais, escoamento superficial e percolação no perfil entre outros, contribuindo para estimar o fluxo de água no canal fluvial da bacia em questão (NEITSCH et al., 2005).

#### 4.7.2 - Escoamento Superficial

O escoamento superficial ocorre quando a taxa de água que atinge o solo é superior à capacidade do mesmo em absorvê-la (HILLEL, 1982). Quando a água que atinge o solo for igual ou inferior à capacidade de infiltração, não ocorrerá escoamento superficial. Quando o volume de água aplicado em um solo for maior que a capacidade de infiltração, parte será absorvida e a outra iniciará o preenchimento das micro-depressões no solo, e se persistir a precipitação, inicia-se o escoamento superficial (HORTON, 1945; GUERRA, 1995; NEITSCH et al., 2005).

O SWAT disponibiliza o método proposto por *Green Ampt* e o *Curve Number Procedure – Soil Conservation Service (SCS)*. A escolha da curva número para estimar o escoamento superficial deve-se à sua ampla utilização nas modelagens do SWAT, tais como NEARING et al. (1996); ARNOLD et al. (1999); KING et al. (1999); MACHADO (2002); BARLUND et al. (2007); KANNAN et al. (2007); MISHRA, et al. (2007); MINGBIN HUANG et al. (2007); VAN LIEW, et al. (2007); VON STACKELBERG, et al. (2007); WU e JOHNSTON (2007) e STENROD, et al. (2008).

A curva número do Serviço de Conservação do Solo (SCS - USA) é de base empírica, sendo produto de mais de vinte anos de pesquisa envolvendo as relações entre precipitação e vazão em pequenas bacias rurais nos Estados Unidos da América, sendo utilizada em todo o mundo devido ao reduzido número de parâmetros e à relação entre os parâmetros e as características físicas da bacia (TUCCI, 2005).

No modelo SWAT o escoamento superficial é estimado levando-se em consideração a curva número do SCS (NEITSCH et al., 2005) que é apresentado na equação 25:

$$Q_{\text{sup}} = \frac{(R_{\text{dia}} - I_a)}{(R_{\text{dia}} - I_a + S)} \quad (\text{Equação 25})$$

Sendo:

$Q_{\text{sup}}$ : Escoamento superficial acumulado em (mm);

$R_{\text{dia}}$ : Chuva em um dia (mm);

$I_a$ : Parâmetro abstrato que inclui o armazenamento superficial, interceptação e infiltração e escoamento; e

$S$ : Retenção de água no solo (mm).

A retenção de água no solo varia espacialmente devido a mudanças no uso e tipo de solo, manejo do solo, declividade da encosta e devido a mudanças temporais na retenção de água no solo. O parâmetro de retenção é definido pela equação 26:

$$S = 254 \left( \frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (\text{Equação 26})$$

Onde:

CN é a curva número para um dia.

A abstração inicial  $I_a$ , é comumente aproximada a  $0,2S$  e, substituindo na equação (equação 2) pode-se obter os valores através da equação 27:

$$Q_{\text{sup}} = \frac{(R_{\text{dia}} - 0,2S)^2}{(R_{\text{dia}} + 0,8S)} \quad (\text{Equação 27})$$

A equação pressupõe que o escoamento superficial ocorrerá quando  $R_{\text{dia}}$  for maior que  $I_a$ .

O SCS definiu os grupos hidrológicos dos solos em quatro categorias principais denominadas de A, B, C e D. Para tal classificação o SCS utiliza critérios de similaridade entre condições de tipo e uso de solo, tratamento do solo e condições de infiltração.

Em relação aos tipos de solo do SCS o SWAT utiliza os seguintes grupos:

- Solo do grupo A: possui baixo potencial de escoamento, alta taxa de infiltração quando completamente úmido e perfil profundo, geralmente arenoso, com pouco silte e argila. Alta percolação.

- Solo do grupo B: moderada taxa de infiltração quando completamente úmido e profundidade moderada. Moderada percolação.
- Solo do grupo C: baixa taxa de infiltração quando completamente úmido, camada de impedimento e considerável porcentagem de argila, com baixa percolação.
- Solo do grupo D: elevado potencial de escoamento, baixa taxa de infiltração e de camada impermeável, possuindo textura argilosa e baixo potencial de percolação

Para condição de umidade II (solos em capacidade de campo) a condição hidrológica é classificada de acordo com a tabela 5. A definição de boa, regular e má drenagem são:

\*Boa: em mais de 75% da área;

\* Regular: entre 50 e 75%; e

\*Má: em menos de 50% da área.

A classificação das curvas números é realizada por meio da interface do SWAT com o ArcWiev 3.2, sendo disponibilizados os tipos descritos na tabela 5 e figura 18.

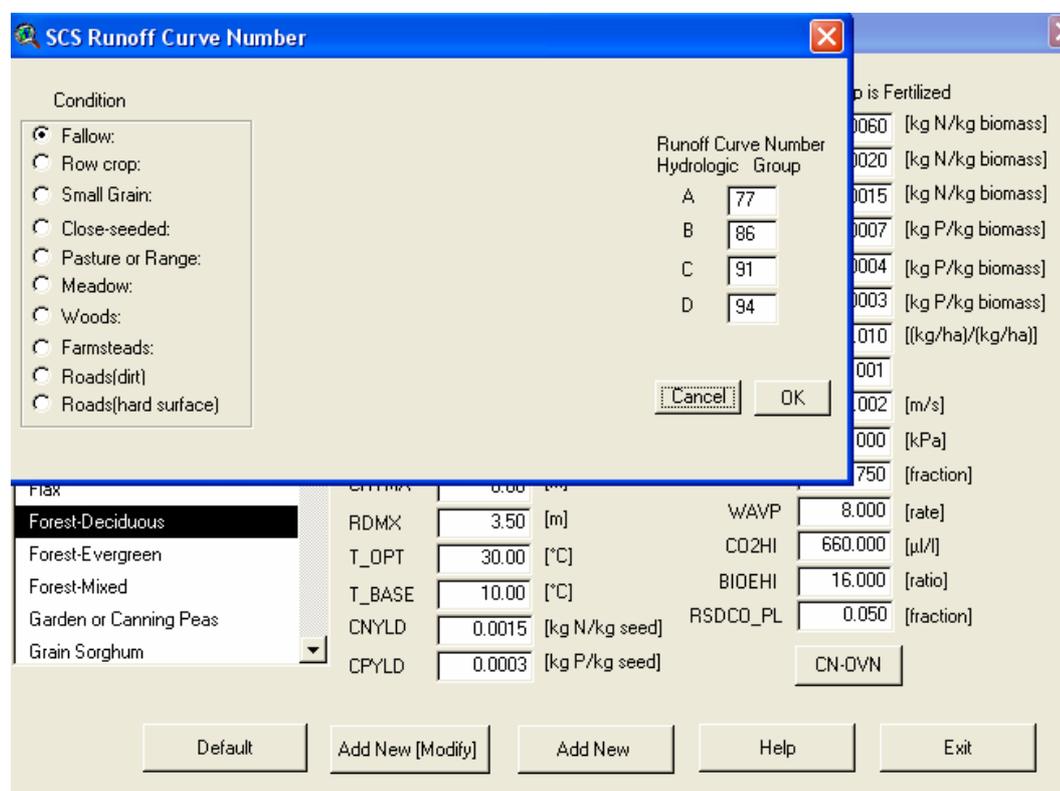


Figura 18: Classificação da curva número dos diversos usos do solo na interface do SWAT.

Tabela 5: Valores das curvas números para bacias com ocupação agrícola para condições de umidade antecedente CUA II.

USO DO SOLO	TRATAMENTO	CONDIÇÃO HIDROLÓGICA	TIPO DE SOLO				
			A	B	C	D	
SEM CULTIVO	FILEIRAS RETAS		77	86	91	94	
CULTIVO	FILEIRAS RETAS	MÁ	72	81	88	91	
		BOA	67	78	85	89	
	COM CURVAS DE NÍVEL	MÁ	70	79	84		
		BOA	65	75	82	86	
	COM CURVAS DE NÍVEL E TERRAÇOS	MÁ	66	74	80	82	
		BOA	62	71	78	81	
		MÁ	65	76	84	88	
		FILEIRAS RETAS	BOA	63	75	83	87
		COM CURVAS DE NÍVEL	MÁ	63	74	82	85
			BOA	61	73	81	84
	COM CURVAS DE NÍVEL E TERRAÇOS	MÁ	61	72	79	82	
		BOA	59	70	78	81	
LEGUMINOSAS EM FILEIRAS ESTREITAS		MÁ	66	77	85	89	
	FILEIRAS RETAS	BOA	58	72	81	85	
	COM CURVAS DE NÍVEL	MÁ	64	75	83	85	
		BOA	55	69	78	83	
	COM CURVAS DE NÍVEL E TERRAÇOS	MÁ	63	73	80	83	
		BOA	51	67	76	80	
PASTAGENS PARA PASTOREIO		MÁ	68	79	86	89	
		REGULAR	49	69	79	84	
		BOA	39	61	74	80	
	COM CURVAS DE NÍVEL	MÁ	47	67	81	88	
		REGULAR	25	59	75	83	
		BOA	6	35	70	79	
FLORESTA		MÁ	45	66	77	83	
		REGULAR	36	60	73	79	
		BOA	25	55	70	77	

### 4.7.3 - Condição de umidade antecedente

O SWAT utiliza três condições de umidade antecedente definidas pelo Serviço de Conservação do Solo – SCS, sendo uma (I) para condições de solo seco (ponto de murcha), (II) para condições de média umidade de solo e, (III) solos em capacidade de campo. Em condições de solo seco a curva número assume baixos valores. A curva número para condições de umidade I e III é calculada pelo modelo pela equação 28 e 29 (NEITSCH et al., 2002):

$$CN_1 = CN_2 - \frac{20.(100 - CN_2)}{(100 - CN_2 + \exp[2,533 - 0,0636(10 - CN_2)])} \quad (\text{Equação 28})$$

$$CN_3 = CN_2 \cdot \exp[0,00673.(100 - CN_2)] \quad (\text{Equação 29})$$

Sendo:

$CN_1$ : Condição de umidade I;

$CN_2$ : Condição de umidade II; e

$CN_3$ : Condição de umidade III.

As curvas números I e III são ajustadas para condições de declividade até 5% nas encostas pelo SWAT. Para tal, WILLIAMS (1995) desenvolveu uma equação para ajustar a curva número II para diferentes declividades das encostas conforme equação 30:

$$CN_{2s} = \frac{(CN_3 - CN_2)}{3} * [1 - 2 * \exp(-13.86.slp)] + CN_2 \quad (\text{Equação 30})$$

Sendo:

$CN_{2s}$  : Condições de umidade para curva número II ajustada para encosta;

$CN_2$  : Condições de umidade para curva número II ajustada para encosta com até 5% de declividade;

$CN_3$  : Condições de umidade para curva número II ajustada para encosta com mais 5% de declividade; e

$slp$  : Percentagem média das encostas de cada sub-bacia.

A retenção de água no solo de cada curva número varia com o conteúdo de água em cada perfil de solo, sendo estimado de acordo com a seguinte equação 31:

$$S = S_{\max} \cdot \left( 1 - \frac{SW}{SW + \exp(w_1 - w_2 \cdot SW)} \right) \quad (\text{Equação 31})$$

Onde:

$S$  : Parâmetro de retenção para uma dada condição de umidade (mm);

$S_{\max}$  : Máximo valor do parâmetro de retenção que pode ser armazenado em dia;

$SW$  : Conteúdo de água em todo o perfil de solo excluindo a quantidade de água armazenada no ponto de murcha;

$w_1$  e  $w_2$  : Coeficiente de forma.

#### 4.7.4 - Percolação de água no solo

O modelo SWAT estima a percolação para cada horizonte do perfil de solo, usando o mecanismo de propagação de armazenamento, associado a um modelo de fluxo para os horizontes e fendas no solo (ARNOLD e SRINAVASAN, 1995; NEITSCH et al., 2002). NEITSCH et al. (2005) salientam que, uma vez que a água ultrapassa a zona de raiz no perfil de solo acontecerá o seu armazenamento como subterrânea ou sofrerá à exfiltração a jusante do ponto de estudo.

O volume de água disponível para percolação em cada horizonte de solo é calculado pela equação 32:

$$\begin{aligned} SW_{ly, excess} &= SW_{ly} - FC_{ly} \quad \text{se } SW_{ly} > FC_{ly} \\ SW_{ly, excess} &= 0 \quad \text{se } SW_{ly} \leq FC_{ly} \end{aligned} \quad (\text{Equação 32})$$

Onde:

$SW_{ly, excess}$  : Conteúdo drenado de água no horizonte do solo em um dia (mm);

$SW_{ly}$  : Conteúdo de água em um horizonte do solo em um dia (mm);

$FC_{ly}$  : Conteúdo de água em um horizonte de solo na capacidade de campo (mm).

A quantidade de água que se desloca do horizonte superior para o inferior é estimada usando-se a rotina de armazenagem em cada horizonte. A quantidade de água que percola de um horizonte acima para o imediatamente abaixo é calculada pela equação 33:

$$W_{perc,ly} = SW_{ly,excess} \cdot \left( 1 - \exp \left[ \frac{-\Delta T}{TT_{perc}} \right] \right) \quad (\text{Equação 33})$$

Onde:

$W_{perc,ly}$  : Quantidade de água percolada para o horizonte subjacente em um dia (mm);

$SW_{ly,excess}$  : Quantidade drenada de água de um horizonte em um dia (mm);

$\Delta T$  : Variação do tempo gasto (horas); e

$TT_{perc}$  : Tempo gasto para percolação (horas)

O tempo gasto para percolação em horas do horizonte superior para a posterior é calculado pela equação 34:

$$TT_{perc} = \frac{SAT_{ly} - FC_{ly}}{K_{sat}} \quad (\text{Equação 34})$$

Sendo:

$TT_{perc}$  : Tempo gasto para percolação (horas);

$SAT_{ly}$  : Quantidade de água no horizonte do solo quando completamente saturado (mm);

$FC_{ly}$  : Conteúdo de água em um horizonte do solo na capacidade de campo; e

$K_{sat}$  : Condutividade hidráulica saturada para o horizonte do solo ( $\text{mm.h}^{-1}$ ).

#### 4.7.5 - Máxima vazão das sub-bacias (Unidades de Resposta Hidrológica – URHs)

O SWAT utiliza o Método Racional Modificado para estimar a taxa máxima de vazão nas URHs de acordo com a equação 35:

$$q_{pico} = \frac{\infty_{tc} * q_{sup} - A}{3.6 * t_{conc}} \quad (\text{Equação 35})$$

Sendo:

$q_{\text{pico}}$ : Taxa máxima de vazão das URHs ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ );

$\infty_{ic}$ : Fração total de chuva para um determinado tempo de concentração para cada URHs (bacia);

$q_{\text{sup}}$ : escoamento superficial em mm;

$A$ : Área de cada sub-bacia ( $\text{Km}^2$ );

$t_{\text{conc}}$ : Tempo de concentração da sub-bacia (h); e

3,6: Fator de conversão de unidade.

#### 4.7.6 - Tempo de concentração para ocorrência da vazão pico

O tempo de concentração para ocorrência da vazão pico é o tempo gasto para que a partir do início de um evento de chuva, um fluxo de água superficial leva para fluir de um ponto mais distante da sub-bacia até um canal, mais o tempo de percurso no canal até atingir o exutório da sub-bacia.

O tempo de concentração é estimado somando-se o escoamento superficial (que corresponde ao tempo do ponto mais distante onde se iniciou o escoamento superficial até atingir o canal) e o tempo do fluxo do canal (que corresponde ao ponto mais distante da sub-bacia onde iniciou-se o fluxo no canal da sub-bacia, até atingir o exutório final da sub-bacia) (ARNOLD et al., 2005; GALBIATI et al., 2006; NEITSCH et al., 2005; ARNOLD e SRINAVASAN, 1995). O cálculo desse tempo é representado na equação 36:

$$t_{\text{conc}} = t_{\text{ov}} + t_{\text{ch}} \quad (\text{Equação 36})$$

Onde:

$t_{\text{conc}}$ : Tempo de concentração para a sub-bacia (hr);

$t_{\text{ov}}$ : É o tempo concentração do escoamento superficial na vertente (hr); e

$t_{\text{ch}}$ : É o tempo de concentração do fluxo no canal (hr).

O tempo de concentração para que o escoamento superficial na encosta atinja o canal,  $t_{ov}$ , é estimado pelo modelo SWAT pela equação 37:

$$t_{ov} = \frac{L_{slp}^{0,6} \cdot n^{0,6}}{18 \cdot slp^{0,3}} \quad (\text{Equação 37})$$

Onde:

$L_{slp}$ : Comprimento da encosta para cada sub-bacia (m);

$n$ : Coeficiente de rugosidade para cada sub-bacia ( $m \cdot m^{-1}$ );

$slp$ : Declividade da sub-bacia ( $m \cdot m^{-1}$ ).

Para estimar o tempo de concentração do fluxo no canal,  $t_{ch}$  (hr), o modelo SWAT utiliza a equação 39:

$$t_{ch} = \frac{0,62 \cdot L \cdot n^{0,75}}{A^{0,125} \cdot slp_{ch}^{0,375}} \quad (\text{Equação 38})$$

Sendo:

$L$ : Comprimento do canal do ponto de maior extensão até o exutório da sub-bacia (km);

$n$ : Coeficiente de Manning para o canal (adimensional);

$A$ : Área da sub-bacia ( $km^2$ ); e

$slp_{ch}$ : Declividade da encosta (%).

O SWAT estima a fração de chuva,  $\alpha_{tc}$ , para um determinado tempo de concentração para cada sub-bacia,  $t_{conc}$  (hr) pela equação 39:

$$\alpha_{tc} = 1 - \exp[2 \cdot t_{conc} \cdot \ln(1 - \alpha_{0,5})] \quad (\text{Equação 39})$$

Sendo:

$\alpha_{0,5}$ : Fração de chuva em 30 minutos.

A máxima intensidade em 30 minutos é requerida pelo SWAT para estimar a vazão pico no canal. A máxima intensidade de chuva em 30 minutos é estimada apenas para os dias em que ocorreu escoamento superficial. Quando os dados diários de precipitação são usados pelo

modelo, a intensidade em 30 minutos é calculada usando a distribuição triangular mensal dos dados mensais máximos em 30 minutos (NEITSCH et al., 2005).

A distribuição triangular de um ou dois grupos de equações para geração da intensidade máxima em 30 minutos para um dia é apresentado na equação 40:

$$\begin{aligned}
 & \text{Se } rnd_1 \leq \left[ \frac{\alpha_{0,5men} - \alpha_{0,5l}}{\alpha_{0,5u} - \alpha_{0,5l}} \right] \text{ então,} \\
 & \alpha_{0,5} = \alpha_{0,5l} + [rnd_1 \cdot (\alpha_{0,5u} - \alpha_{0,5l}) (\alpha_{0,5men} \cdot \alpha_{0,5l})]^{0,5} \\
 & \text{Se } rnd_1 > \left( \frac{\alpha_{0,5men} - \alpha_{0,5l}}{\alpha_{0,5u} - \alpha_{0,5l}} \right) \text{ então,} \\
 & \alpha_{0,5} = \alpha_{0,5u} - (\alpha_{0,5u} - \alpha_{0,5men}) \left[ \frac{(\alpha_{0,5u} - 1 - rnd_1) - \alpha_{0,5l} (1 - rnd_1)}{\alpha_{0,5u} - \alpha_{0,5men}} \right] \quad \text{(Equação 40)}
 \end{aligned}$$

Sendo:

$rnd_1$  : Número aleatório gerado pelo modelo a cada dia;

$\alpha_{0,5men}$  : Máxima intensidade em 30 minutos em um dado mês;

$\alpha_{0,5}$  : Máxima intensidade em 30 minutos em um dia;

$\alpha_{0,5l}$  : Menor limite que é gerado em um dia (0,02083); e

$\alpha_{0,5u}$  : Maior limite que é gerado em um dia.

O cálculo da fração máxima de chuva em 30 minutos para um dado dia do mês é estimado pela equação 41:

$$\alpha_{0,5} = 1 - \exp \left[ \frac{-125}{R_{dia} + 5} \right] \quad \text{(Equação 41)}$$

Sendo:

$R_{dia}$ : Precipitação em um dia.

A máxima intensidade em 30 minutos para o mês é fornecida pelo usuário ao modelo, sendo utilizada para verificar a representatividade da fração no mês. O cálculo da representatividade máxima da fração de cada mês é realizada pelo modelo pela equação 42:

$$R_{0,5sm} = \frac{R_{0,5x}(men-1) + R_{0,5}(men) + R_{0,5}(men+1)}{3} \quad (\text{Equação 42})$$

Sendo:

$R_{0,5sm}$  : Precipitação em um determinado mês (mm); e

$R_{0,5x}$  : Precipitação extrema para um dado mês (mm);

A máxima precipitação média em 30 minutos em um dado mês,  $\alpha_{0,5men}$ , é estimada pela equação 43:

$$\alpha_{0,5men} = adj_{0,5\alpha} \left[ 1 - \exp \left( - \frac{R_{0,5sm(men)}}{\mu_{men} \cdot \ln \left( \frac{0,5}{ano.dias_{umid}} \right)} \right) \right] \quad (\text{Equação 43})$$

Sendo:

$\alpha_{0,5men}$  : Média da precipitação máxima em 30 minutos para o mês;

$adj_{0,5\alpha}$  : Fator de ajuste;

$R_{0,5sm(men)}$  : Máxima chuva em 30 minutos para um dado mês;

ano: Número de anos utilizados para obter os valores extremos de chuva em 30 minutos;

$dias_{umid}$  : Número de dias no mês;

$\mu_{men}$  : Média diária de precipitação para o mês.

#### 4.7.7 - Produção de sedimentos

O SWAT utiliza-se da Equação de Perda Universal de Solo Modificada – MUSLE, proposta por WILLIAMS (1995), para estimar a produção de sedimentos, levando-se em consideração a força do escoamento nas vertentes e no canal, pela equação 44:

$$sed = 11,8.(Q_{sup} \cdot q_{max} \cdot A_{hru})^{0,56} \cdot K_{usle} \cdot C_{usle} \cdot P_{usle} \cdot LS \quad (\text{Equação 44})$$

Sendo:

$sed$  : produção de sedimentos em um dia (t);

$Q_{sup}$  : volume de escoamento superficial (mm);

$q_{max}$  : Máxima vazão no canal (m<sup>3</sup>/s)

$A_{hru}$  : Área de cada unidade de resposta hidrológica (ha);

$K_{usle}$  : Fator de erodibilidade do solo (t m<sup>2</sup> hr/(m<sup>3</sup> t cm));

$C_{usle}$  : Fator de cobertura e manejo do solo;

$P_{usle}$  : Fator de práticas conservacionistas;

$LS$  : Fator topográfico.

#### 4.7.7.1 - Fator de crescimento das plantas

Uma vez indicado as condições de crescimento das plantas na interface com o SIG, o modelo SWAT simula as variações no crescimento das mesmas ao longo do ano por meio da equação 45, que foi proposta por WISCHMEIER e SMITH (1978):

$$C_{usle} = \exp([1n(0,8) - 1n(C_{usle})]) \cdot \exp[-0,00115 \cdot rsd_{sup}] + 1n[C_{usle, \min}] \quad (\text{Equação 45})$$

Sendo:

$C_{usle}$  : Fator de cobertura e manejo do solo;

$C_{usle, \min}$  : Valor mínimo para fator de crescimento das plantas e manejo; e

$rsd_{sup}$  : Quantidade de resíduo na superfície do solo (kg/ha).

O mínimo valor do fator C é estimado a partir do conhecimento médio anual do fator  $C_{usle}$ , pela equação 46:

$$C_{usle, \min} = 1,463 \ln[C_{usl, aa}] + 0,1034 \quad (\text{Equação 46})$$

Sendo:

$C_{usle,min}$  : Valor mínimo para fator de crescimento das plantas e manejo; e

$C_{usl,aa}$  : Fator C anual médio da cobertura.

#### 4.7.7.2 - Fator topográfico

O modelo SWAT estima o fator topográfico,  $LS$ , pela equação 47:

$$LS = \left( \frac{L_{enc}}{22,1} \right)^m \cdot (65.41 \cdot \sin^2(\alpha_{enc}) + 4.56 \cdot \sin \alpha_{enc} + 0,065) \quad (\text{Equação 47})$$

Sendo:

$L_{enc}$  : Comprimento da encosta;

m: fator exponencial;

$\alpha_{enc}$  : Ângulo da encosta

O fator exponencial, m, é calculado pela equação 48:

$$m = 0,6 \cdot (1 - \exp[-35.835 \cdot slp]) \quad (\text{Equação 48})$$

Sendo:

$slp$  : comprimento médio das URHs (m/m).

Já a relação entre o ângulo da encosta ( $\alpha_{enc}$ ) e a encosta ( $slp$ ) é calculada por:

$$slp = \tan \alpha_{enc}$$

#### 4.8 - Rotinas referentes à fase do canal fluvial das sub-bacias

Uma vez definida a carga de sedimentos e volume de água das vertentes que atingem o canal principal das sub-bacias, a propagação de sedimentos e a vazão é estimada para cada sub-bacia utilizando comando estruturado de modelagem hidrológica similar ao HYMO – Problem-oriented computer language for building hydrologic models (WILLIAMS e HANN, 1972) e ROTO (ARNOLD et al., 1995), que é uma variação do modelo da onda cinemática (NEITSCH et al., 2005).

#### 4.8.1 – Simulação do fluxo de água no canal fluvial

Para simulação do volume e da velocidade da água no canal, o SWAT utiliza a equação de Manning e o tempo de propagação é computado pela divisão do comprimento do canal pela velocidade (NEITSCH et al., 2005). Para tal, são necessários o comprimento, a profundidade, largura e o número de canais, declividade lateral dos canais, declividade e número de planície de inundação e o número total de canais.

A propagação de água no canal é realizada diariamente e não requer interação, fazendo com que o modelo seja eficiente também para longo período de tempo, como por exemplo, entre 50 e 100 anos em grandes ou médias bacias (ARNOLD et al., 1995 e 1998; NEITSCH et al., 2005).

A equação 49 e 50 de Manning são utilizadas para calcular o volume e a taxa de fluxo em cada segmento do canal:

$$q_{ch} = \frac{A_{ch} \cdot R_{ch}^{2/3} \cdot slp_{ch}^{1/2}}{n} \quad (\text{Equação 49})$$

$$v_c = \frac{R_{ch}^{2/3} \cdot slp_{ch}^{1/2}}{n} \quad (\text{Equação 50})$$

Sendo:

$q_{ch}$  : Taxa de fluxo em cada segmento do canal (m<sup>3</sup>/s);

$A_{ch}$  : Área da seção transversal da vazão do canal (m<sup>2</sup>);

$R_{ch}$  : Raio hidráulico para uma dada profundidade (m);

$slp_{ch}$  : Declividade ao longo do canal (m/m);

$n$  : Coeficiente de Manning “n” para o canal; e

$v_c$  : Velocidade do fluxo (m/s).

O cálculo diário da área da seção transversal da vazão do canal,  $A_{ch}$ , e feito pela equação 51:

$$A_{ch} = \frac{V_{ch}}{1000 \cdot L_{ch}} \quad (\text{Equação 51})$$

Sendo:

$V_{ch}$  : Volume de água armazenado em um canal ( $m^3$ ); e

$L_{ch}$  : Comprimento do canal (Km).

O perímetro úmido do canal,  $P_{ch}$ , é definido pela equação 52:

$$P_{ch} = W_p + 2 \cdot depth \cdot \sqrt{1 + z_{ch}^2} \quad (\text{Equação 52})$$

Sendo:

$W_p$  : Largura da seção transversal (m);

$depth$  : Profundidade da lâmina de água no canal (m);

$z_{ch}$  : Ângulo inverso da declividade.

O raio hidráulico do canal é estimado por meio da equação 53:

$$R_{ch} = \frac{A_{ch}}{P_{ch}} \quad (\text{Equação 53})$$

As perdas de água por evaporação no canal,  $E_{ch}$ , são estimadas por meio da equação 54:

$$E_{ch} = coef_{ev} \cdot E_o \cdot L_{ch} \cdot W \cdot fr_{\Delta t} \quad (\text{Equação 54})$$

Sendo:

$coef_{ev}$  : Coeficiente de evaporação;

$E_o$  : Evaporação potencial (mm);

$L_{ch}$  : Comprimento do canal (km ou m);

$W$  : Largura da lâmina de água no canal (m)

$fr_{\Delta t}$  : Tempo que a água flui pelo canal.

O tempo gasto para a água fluir pelo canal fluvial é calculado dividindo-se o tempo gasto pelo comprimento do rio.

#### 4.8.2 – Simulação do sedimento no canal fluvial

O transporte de sedimentos nos canais é função da deposição e degradação, que atuam simultaneamente. A deposição das partículas nos canais e nas áreas de planície de inundação 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 produção de sedimentos é estimada como função da velocidade da vazão pico em cada sub-bacia, como apresentado na equação 55:

$$v_{c,p} = \frac{q_{c,p}}{A_c} \quad (\text{Equação 55})$$

Sendo:

$v_{c,p}$  : Vazão máxima do Canal (m<sup>3</sup>/s);

$q_{c,p}$  : Vazão na área da seção transversal do canal (m<sup>2</sup>).

$A_c$  : Área da seção do fluxo do canal.

A taxa de vazão máxima é calculada pela equação 56:

$$q_{c,p} = p_{rf} \cdot q_c \quad (\text{Equação 56})$$

Sendo:

$p_{rf}$  : Fator de ajustamento da vazão máxima; e

$q_c$  : Vazão média do canal (m<sup>3</sup>/s).

A máxima quantidade de sedimentos que pode ser transportada em cada sub-bacia é calculada pela equação 57:

$$conc_{sed,c,max} = c_{sp} \cdot v_{c,p}^{sp\exp} \quad (\text{Equação 57})$$

Sendo:

$conc_{sed,c,max}$  : Concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado pelo canal (t/m<sup>3</sup> ou kg/L);

$c_{sp}$  : Coeficiente definido pelo usuário;

$v_{c,p}$  : Máxima velocidade do canal (m/s); e

$sp^{exp}$  : Expoente definido pelo usuário, normalmente variando de 1 e 2, tendo média de 1,5.

A máxima concentração de sedimentos é comparada com a concentração inicial de sedimentos em cada sub-bacia ( $conc_{sed,c,i}$ ), e se a  $conc_{sed,c,i} > conc_{sed,c,max}$ , a deposição será o processo dominante em cada sub-bacia, sendo calculado pela equação 58:

$$sed_{dep} = (conc_{sed,c,i} - conc_{sed,c,max}) * V_c \quad (\text{Equação 58})$$

Sendo:

$sed_{dep}$  : Quantidade de sedimento depositado em cada sub-bacia (ton);

$conc_{sed,c,i}$  : Concentração inicial de sedimento em cada sub-bacia (kg/L ou t/m<sup>3</sup>);

$conc_{sed,c,max}$  : Concentração máxima de sedimentos que pode sofrer transporte em cada sub-bacia (t/m<sup>3</sup> ou kg/L);

$V_c$  : Volume de água em cada sub-bacia (m<sup>3</sup>).

Se a  $conc_{sed,c,i} < conc_{sed,c,max}$ , predominará a erosão do canal e a alocação de sedimentos em cada sub-bacia, sendo calculado pela equação 59:

$$sed_{deg} = (conc_{sed,c,max} - conc_{sed,c,i}) V_c \cdot K_c \cdot C_c \quad (\text{Equação 59})$$

Sendo:

$sed_{deg}$  : Quantidade de sedimentos alocados em cada sub-bacia (ton);

$K_c$  : Fator de erodibilidade do canal (cm/hr/Pa); e

$C_c$  : Cobertura vegetal do canal (adimensional).

Uma vez que a quantidade de material depositado e erodido é calculada, a quantidade final de sedimentos é determinada pela equação 60:

$$sed_c = sed_{c,i} - sed_{dep} + sed_{deg} \quad (\text{Equação 60})$$

Sendo:

$sed_c$ : Quantidade de sedimento em suspensão em cada sub-bacia (ton); e

$sed_{c,i}$ : Quantidade de sedimentos em suspensão em um dado período de tempo.

A quantidade de sedimento transportado em cada sub-bacia é calculada pela equação 61:

$$sed_{out} = sed_c \cdot \frac{V_{out}}{V_c} \quad (\text{Equação 61})$$

Sendo:

$sed_{out}$ : Quantidade de sedimento que alcança o exutório da sub-bacia (ton); e

$V_{out}$ : Volume de água que flui pelo exutório em cada sub-bacia (m<sup>3</sup>).

#### 4.8.3 – Rotina das Variáveis climáticas

O SWAT requer dados diários e mensais de precipitação, temperatura máxima e mínima, radiação solar, umidade relativa e velocidade do vento. Com base nesse banco de dados climáticos, foi elaborado pelo modelo SWAT o balanço hídrico através do método de Penman-Montheith, que foi proposto originalmente por Montheith em 1965, que leva em consideração fator aerodinâmico e o balanço energético. Esse balanço é um importante componente nas simulações hidrológicas da bacia, uma vez que estima a taxas de perda de água para a atmosfera (NEITSCH et al., 2005).

#### 4.9 - Calibração/Validação do modelo

A calibração é uma ferramenta que permite ao usuário editar o desempenho global das variáveis de entrada do modelo (SAMMONS e NEITSCH, 2000). Segundo ARNOLD et al. (2000) o primeiro passo de uma calibração tradicional é dividir os valores medidos em duas séries temporais, sendo uma usada para calibração e outra para validação.

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).

Os resultados da verificação indicam se o modelo foi capaz de reproduzir a série de dados não usados em sua calibração permitindo elaborar simulações de cenários ambientais e taxas de produção de sedimentos para períodos diferentes dos monitorados (MACHADO, 2002).

Um passo importante na calibração e validação é a definição das variáveis que serão utilizadas e a série histórica disponível. Assim, como esse trabalho tem, entre outros objetivos, simular a produção de sedimentos na bacia do córrego Santa Maria, utilizou-se a concentração de sólidos e vazão no canal fluvial para calibração e verificação do modelo. Outro fato que corrobora para a escolha dessas variáveis é a disponibilidade de uma série de dados diários de abril de 2005 a dezembro de 2007 da bacia do córrego Santa Maria. Assim, foram utilizados para calibração do modelo os dados de sedimentos e vazão para o período entre abril a dezembro de 2005.

No que diz respeito à validação, o período de dados mensais de sedimentos disponibilizados por MORAES (2007) limitou-se ao intervalo entre dezembro de 2006 a dezembro de 2007; já em relação à vazão, esse mesmo autor disponibilizou dados para o período entre janeiro a dezembro de 2006, sendo que o ano de 2007 foi monitorado pela EMBRAPA/CNPS contando com recursos do projeto “Prodetab Aquíferos”.

Para calibrar automaticamente o modelo, foi elaborada uma tabela no formato bloco de notas (\*.txt) contendo o ano, dia, vazão e sedimentos no canal, que foi adicionado ao SWAT através da interface com o ArcView. Como em alguns dias ocorreram falhas na disponibilidade de dados, utilizou-se o código -99.00 para substituição, que é entendido pelo modelo como ausência de dados para o dia.

Para a calibração automática o modelo utiliza o método  $X^2$  - Suffled Complex Evolution Method Algorithms - SCE - UA. No SCE-UA as variáveis são otimizadas usando o critério de otimização global a partir de dados de entrada que compõem a calibração do modelo. O SCE combina a sistemática evolução dos dados de saída em direção a melhoria global compatível com os dados medidos.

Para avaliar a eficiência do AVSWAT-X utiliza-se o Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe – COE, podendo variar desde menos infinito até 1, sendo 1 o indicativo de simulação perfeita do evento simulado. O COE é calculado pela equação 62:

$$\text{COE} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Em - Es)^2}{\sum_{i=1}^n (Em - E)^2} \quad (\text{Equação 62})$$

Onde:

$Em$  é o evento observado;  $Es$  é o evento simulado;  $E$  é a média do evento observado; e  $n$ , é o número de eventos.

#### 4.10 - Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade é um instrumento para previsão dos parâmetros que possuem maior impacto sobre as simulações hidro-sedimentológicas, elaborados diretamente pelos modelos AVSWAT-X (NEITSCH et al., 2005).

Para tal, o modelo utiliza a combinação do Latin Hypercube (LH) e o One-Factor – At-a-Time (OAT). O LH utiliza o Método de Monte Carlo permitindo uma análise mais robusta na sensibilidade, pois requer um grande número de variáveis associadas (NEITSCH et al., 2005).

O LH subdivide cada parâmetro dentro de “m” alcance, cada um com probabilidade de ocorrência igual a  $1/m$ . Para cada combinação aleatória de “m” o modelo combina a verificação de uma volta e sua performance.

No OAT, apenas os parâmetros de entrada são modificados durante os “*looping*” que o modelo realiza na análise. Portanto, a mudança na saída do modelo pode ser ambigualmente atribuída aos parâmetros modificados pela média elementar parcial do  $S_{i,j}$  definido pela equação 63.

$$S_{i,j} = \frac{[SSE(\phi_1, \dots, \phi_i * (1 + f), \dots, \phi_p) - SSE(\phi_1, \dots, \phi_i, \dots, \phi_p)]}{f} \quad (\text{Equação 63})$$

Sendo:

$S_{i,j}$  : Efeito parcial do parâmetro  $\phi_i$  ao redor do LH ponto  $j$ ;

$f$  : Fração que o parâmetro  $\phi_i$  é alterado (predefinição constante);

$SSE$  : Somatória do erro ao quadrado.

Os parâmetros são aleatoriamente aumentados ou diminuídos com a fração de  $f$ , e considerando o parâmetro “ $p$ ”. A performance do fator “ $p$ ” envolve  $p+1$ , obtendo o parcial efeito de cada parâmetro em uma rodada. O efeito final será estimado pela média do conjunto de “ $m$ ” efeito parcial. O resultado final é fornecido por meio de um ranking, o LH estima o alcance por meio de  $m * (p + 1)$  para cada volta na simulação.

A análise de sensibilidade fornece um ranking dos parâmetros que possuem relação com a vazão fluvial, e sua listagem é fornecida pelo manual do SWAT elaborado por NEITSCH et al. (2005).

## **5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Os resultados serão discutidos numa seqüência que se inicia com uso e ocupação do solo, a aplicação do código florestal, o comportamento climático e o banco de dados hidro-sedimentológico utilizados para calibração e validação do SWAT.

Posteriormente, serão apresentados e discutidos os valores simulados de concentração de sólidos e vazão fluvial, levando-se em consideração o uso atual em relação e os dados observados, corroborando para a calibração e verificação desse modelo. Uma vez realizada tal fase, serão analisadas as principais fontes de sedimentos na bacia do córrego Santa Maria, e, verificado a influência de um cenário ambiental alternativo nas variáveis citadas.

### **5.1 – Uso e ocupação do solo**

Em relação ao uso e ocupação do solo, verifica-se na figura 19 que na bacia do córrego Santa Maria predominam pastagem com 68,31%, e mata (floresta) com 19,74% como pode ser visto na tabela 6, totalizando em conjunto 88,05% do uso e ocupação. Comparando o uso e ocupação do solo obtido nesse trabalho com o de ZARONI (2006), verifica-se comportamento análogo, uma vez que autora encontrou predomínio de pastagens e mata na mesma bacia, para o mapa com problemas de sobrevôo.

Apesar do comportamento análogo do uso e ocupação do solo, verifica-se na tabela 6 que o valor absoluto das áreas de pastagens, matas, afloramento rochoso, solo exposto apresentaram um aumento significativo para o mapa modificado por esse trabalho. Já em termos relativos (proporção em relação à área total) tal comportamento foi aleatório, pois nos casos de corpos de água, cultura anual a sua representatividade percentual foi minimizada em função do aumento da área total, e no caso de pastagem, houve um aumento relativo em relação à área total, devido um aumento areal desse último uso.

O comportamento do uso e ocupação da bacia do córrego Santa Maria é correspondente ao verificado por FIDALGO e ABREU (2005) para a bacia do Rio São Domingos, onde predominam a pastagem com 88,30% e mata com 9,23%, totalizando em conjunto, 97,53% da área dessa última bacia.

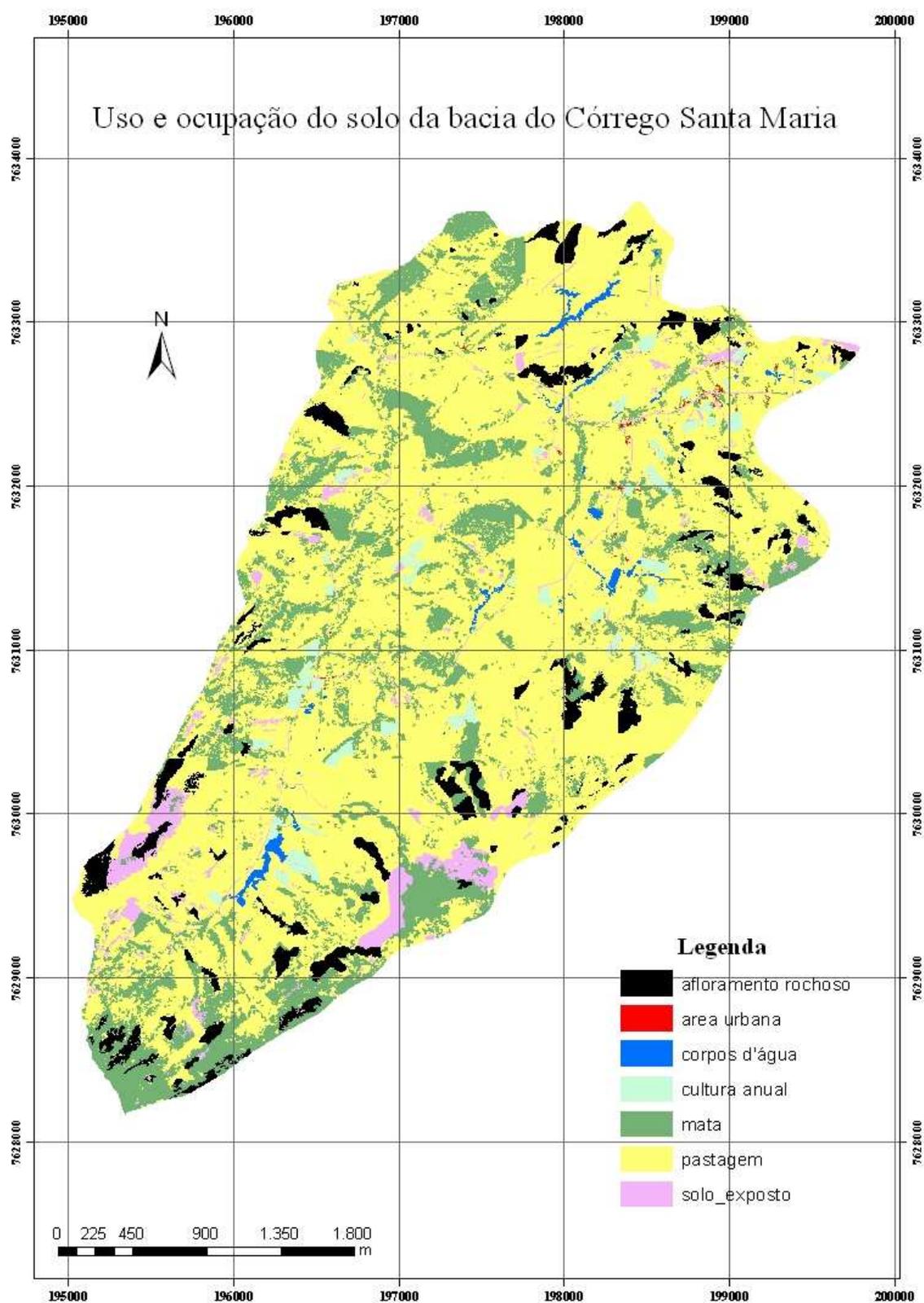


Figura 19: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia do córrego Santa Maria, modificado de ZARONI (2006) por MARCHIORO (2007).

Tabela 6: Uso e ocupação do solo da bacia do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense.

<b>Uso atual</b>				
Classe	<b>Modificado por Marchioro</b>		<b>ZARONI (2006)</b>	
	Área (ha)	Porcentagem (%)	Área (ha)	Porcentagem (%)
Área urbana	1,16	0,09	1,16	0,09
Corpo de água	10,32	0,76	10,31	0,80
Cultura anual	26,76	1,97	26,37	2,06
Solo Exposto	50,22	3,71	49,21	3,84
Afloramento Rochoso	73,52	5,42	70,07	5,47
Mata	267,72	19,74	260,37	20,31
Pastagem	926,78	68,31	864,63	67,44
<b>Total</b>	<b>1356,48</b>	<b>100,00</b>	<b>1282,11</b>	<b>100,00</b>

O predomínio da pastagem na bacia é reflexo dos diversos ciclos econômicos pelos quais passou a região Noroeste Fluminense, com destaque para o café, cana-de-açúcar, algodão e pecuária extensiva até a década de 60, resultando em uma intensa degradação ambiental.

O início desse processo ocorreu no século XIX com a introdução da economia cafeeira pelos mineiros, que migraram para a região buscando terras férteis para poderem se estabelecer. Isto ocasionou a derrubada e queimada avassaladora da floresta, introduzindo e expandindo repentinamente as áreas de cafeicultura.

Apesar do repentino ciclo econômico, essa prosperidade proporcionada pelo café no Estado do Rio de Janeiro acabou sendo ofuscada pela expansão dos cultivos para o planalto paulista, onde o café se desenvolveu em uma frente pioneira rápida, ocasionando a decadência ou quase total eliminação da produção no Rio de Janeiro (MOURA, 2005).

Em função do declínio do café no Noroeste Fluminense foi introduzida a pecuária leiteira extensiva (presente até os dias atuais), realizada sem nenhuma prática de conservação de solo, ocasionando a formação de terracetes por do pisoteio do gado que contribuem para a compactação do solo, o aumento do escoamento superficial e aceleração dos processos erosivos, como pode ser visto na figura 20.



Figura 20: Erosão laminar do solo oriundos do processo de mau uso do solo na bacia do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense (Foto: Marchioro, 2007).

A partir da década de 1960, a bacia do córrego Santa Maria apresentou uma característica peculiar em relação ao uso do solo do Noroeste Fluminense, pois teve início a atividade olerícola do tomate em áreas que pertenciam ao pastoreio. Contudo, um dos problemas relacionados a essa atividade agrícola é o elevado consumo de água, contribuindo para acentuação da seca na bacia, ocasionando o desaparecimento de canais fluviais. Esse último fato, associado à má utilização do solo, tem promovido a escassez de água na bacia, corroborando para que alguns produtores acabem construindo pequenos reservatórios, afetando o comportamento hidro-sedimentológico na mesma, e, também canalizem água cada vez mais próxima das nascentes do córrego Santa Maria para áreas agrícolas, podendo ocasionar disputas futuras por esse recurso (MOURA, 2005). Outro fato marcante em relação ao tomate é o seu caráter itinerante, deixando para trás um rastro de profundas alterações nas características físico-hídricas no solo.

Esse conjunto de necessidades geradas pelos ciclos econômicos pelos quais passou a bacia, ocasionaram déficit hídrico, aumento significativo da produção de sedimentos pela ação do efeito do respingo (*splash*) e pelo escoamento superficial nas encostas, promovendo o entulhamento nas áreas de planície e assoreamento dos canais.

Os fragmentos de Mata Atlântica que ainda existem estão em sua maioria em áreas de difícil acesso que não foram utilizadas ao longo dos diversos ciclos econômicos pelos quais passou a região, tendo importância fundamental para recarga do aquífero, na minimização das taxas de produção de sedimentos e movimentos de massa.

Diante do conjunto de problemas apresentados, CESAR (2001) salienta que apesar da consciência apresentada pelos fazendeiros sobre a degradação ambiental da bacia, ainda hoje, os mesmos utilizam sistemas tradicionais de uso do solo, contribuindo para agravar o quadro. Assim, é possível salientar que a bacia do córrego Santa Maria está em estágio elevado de degradação ambiental resultante dos sucessivos ciclos econômicos pelos quais passou a região Noroeste Fluminense.

## **5.2 – A aplicação do Código Florestal Brasileiro como ferramenta para o Planejamento Ambiental**

O planejamento ambiental tem se constituído em uma importante atividade para minimizar as ações impactantes promovidas pelas atividades antrópicas em diferentes escalas espaciais e temporais.

Em áreas de bacias hidrográficas rurais, propor medidas que visem minimizar os impactos das ações humanas não é tarefa fácil, pois envolve os interesses dos agricultores e da preservação ambiental, tendo na maioria das vezes uma perspectiva conflitante dos envolvidos.

Na tentativa de ordenar os diversos interesses envolvidos na utilização das bacias hidrográficas rurais, surge a figura do Estado com o papel regulador do uso e ocupação do solo. Para tal, criou a Lei nº. 4.771 de 15 de setembro de 1965, que instituiu o Código Florestal Brasileiro, parcialmente alterada pela Lei nº. 7.803 de 18 de julho de 1989, exigindo como característica geral, a manutenção da vegetação primitiva ou natural em áreas onde sua presença possui a função de proteger os solos, a água ou espécies vegetais e animais.

Em seu Artigo 2º, o Código Florestal Brasileiro (CFB) considera área de preservação permanente as florestas e demais formas de vegetação natural situadas:

a) ao longo dos rios ou qualquer curso de água desde o seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima seja:

1. de 30 (trinta) metros para os cursos de água de menos de 10 (dez) metros de largura;
  2. de 50 (cinquenta) metros para os cursos de água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;
  3. de 100 (cem) metros para os cursos de água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;
  4. de 200 (duzentos) metros para os cursos de água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura; e
  5. de 500 (quinhentos) metros para cursos de água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;
- b) ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios de água naturais ou artificiais;
- c) nas nascentes, ainda que intermitentes, e nos chamados “olhos de água”, qualquer que seja a sua situação topográfica, num raio mínimo de 50 (cinquenta) metros de largura;
- d) no topo de morros, montes e serras;
- e) nas encostas ou partes destas com declividade superior a 45°, equivalente a 100% na linha de maior declive;
- f) nas restingas, como fixadores de dunas ou estabilizadores de mangues;
- g) nas bordas dos tabuleiros ou chapadas, a partir de ruptura do relevo, em faixa nunca inferior a 100 (metros) cm projeções horizontais;

Levando-se em consideração o Artigo 2º, nos itens “a1, b, c, d, e”, foi elaborada uma proposta de uso e ocupação do solo para bacia do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense, a partir do mapa do ano de 2000, apresentado por ZARONI (2006), que foi alterado em 2006. Para tal, criou-se a categoria Área de Preservação Permanente – APP (representado pela implantação de floresta) conforme estabelecido nos itens citados anteriormente.

Conforme pode ser verificado na figura 21 e na tabela 7, e, levando-se em consideração a aplicação do CFB, a bacia do córrego Santa Maria possuiria 42,75% ou 579,56 ha de APP (incluindo as antigas áreas de mata ou floresta); 39,11% ou 530,50 ha de pastagem; área urbana 0,08% ou 1,06 ha; corpo de água 0,76% ou 10,32 ha; cultura anual com 1,70% ou 23,00 ha; solo exposto com 1,22% ou 16,59 ha e mata com 8,96% ou 121,54 ha, totalizando 1,350 ha ou 100%.

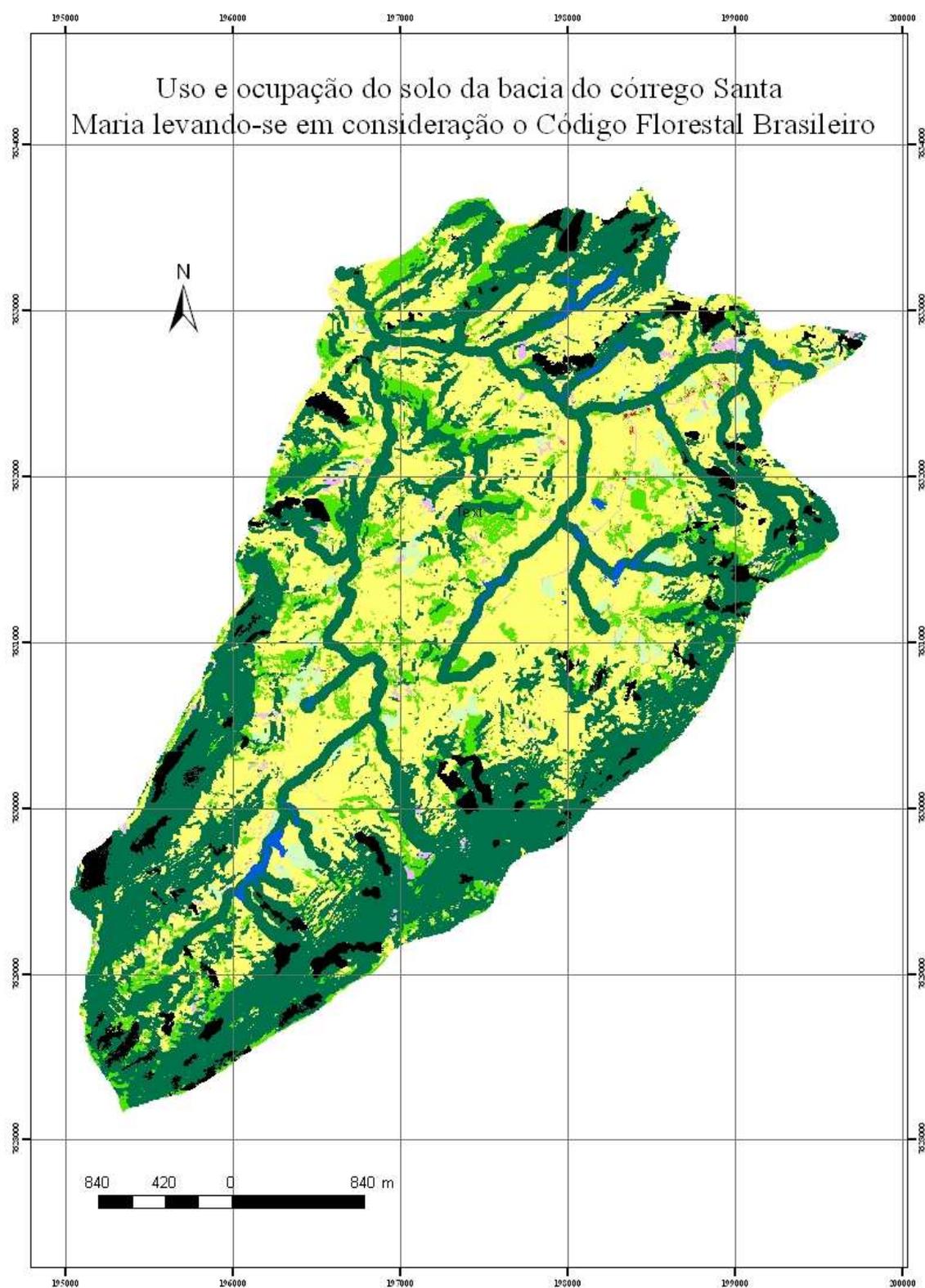


Figura 21: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia do córrego Santa Maria aplicando o Código Florestal Brasileiro.

Tabela 7: Uso e ocupação do solo considerando o Código Florestal Brasileiro (CFB).

Classe	Código Florestal Brasileiro		Uso e ocupação Atual	
	Área (ha)	Porcentagem (%)	Área (ha)	Porcentagem (%)
APP	579,96	42,75	*	*
Área urbana	1,06	0,08	1,16	0,09
Corpo de água	10,32	0,76	10,32	0,76
Cultura anual	23,00	1,70	26,76	1,97
Solo Exposto	16,59	1,22	50,22	3,71
Afloramento Rochoso	73,52	5,42	73,52	5,42
Mata	121,54	8,96	267,72	19,74
Pastagem	530,50	39,11	926,78	68,31
<b>Total</b>	<b>1356,48</b>	<b>100,00</b>	<b>1356,48</b>	<b>100,00</b>

\* No uso e ocupação do solo atual, a classe área de preservação permanente é inexistente.

Comparando os resultados obtidos pela aplicação de parte do CFB com o uso do solo atual, verifica-se que a principal área de conflito de uso ocorreu no item pastagens, com uma diminuição de 389,79 ha ou 29,06% de seu uso original. Outra categoria que teve uma redução expressiva foi a de solo exposto que originalmente possuía 50,22 ha ou 3,72% do uso atual, passando para 16,59 ha ou 1,22% do uso e ocupação com o CFB. A classe área urbana sofreu uma alteração de 1,16 ou 0,09 para 1,06 ou 0,08%, totalizando 10 ha. As classes corpo de água e afloramento rochoso não tiveram nenhuma alteração no que diz respeito a sua representatividade espacial da bacia.

Em relação à diminuição da área de solo exposto com a aplicação do CFB, isto promoveria aumento da infiltração de água no solo, contribuindo para a minimização da erosão do solo e aumento da recarga do aquífero. O aumento da infiltração também ocasionaria uma minimização das taxas pico de vazão (minimizando enchentes) e maximização da vazão média durante o período de diminuição da precipitação. Já do ponto de vista da categoria área urbana, a principal área conflitante refere-se às margens dos rios, lagoas e nascentes, que pode ser amenizada com a realocação para áreas próximas as atuais, mas que não estejam dentro das áreas de APP.

Uma das principais preocupações no uso do CFB para bacias rurais refere-se à diminuição das áreas agrícolas. Contudo, observa-se que considerando somente a aplicação de parte do CFB na bacia do córrego Santa Maria, as áreas atualmente utilizadas para a agricultura (olerícola de tomate, principalmente) apresentariam uma diminuição de apenas 3,76 ha. Como essa

atividade agrícola na bacia é realizada de forma itinerante, restariam ainda para a rotação agrícola as áreas ocupadas pela pastagem.

Admitindo tal situação, poderiam ocorrer apenas conflitos entre as áreas ocupadas para pastagens em relação à voltada para agricultura, sendo solucionada com a difusão de práticas de manejo e conservação adequadas na bacia, que vêm sendo implementada pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa, apresentado resultados bastante satisfatórios, como demonstrados por BHERING (2007).

Ainda em relação à pecuária, o conflito com as áreas de APP pode ser solucionado com práticas que possibilitem uma diminuição de área necessária para pastagem e ao mesmo tempo, possibilitem o aumento da produção leiteira da bacia.

Apesar da aplicação do CFB na bacia do córrego Santa Maria não ocasionar conflito significativo em relação às terras utilizadas atualmente para agricultura, em outras bacias está ocorrendo o contrário. Na bacia do rio Alegre no Espírito Santo, NASCIMENTO et al. (2005), verificaram que de um total de 9.566,9 ha pertencentes a áreas de APP, 7.749,9 ha possuem uso conflitando com a pastagem (10,24%) e cafezais, com 64,49 %.

PEROTTO (2007), aplicando o CFB na bacia do rio Maquine, no Rio Grande do Sul, verificou que no setor de nascente entre o período de 1964/65 houve um aumento da preservação ambiental; no setor 2 (curso médio) e 3 (curso inferior) foram registradas alterações significativas, mantendo-se altos os níveis de ocupação antrópica das APP e baixos índices de conservação ambiental, sendo que no setor 3, ocorreu aumento de 17,13% nos usos agropecuários.

GERDENITS et al. (2007) avaliaram as áreas de conflitos resultantes na aplicação do CFB na divisa estadual de São Paulo e Minas Gerais, envolvendo os seguintes municípios: São José dos Campos, Monteiro Lobato, Camanducaia, Gonçalves e Sapucaí Mirim, verificando que de 118.401,00 ha, 39,79% deveriam estar preservadas segundo o CFB, mas estão degradadas pelo uso para a pecuária extensiva.

TRENTINI (2004) abordou o conflito existente em relação à aplicação do CFB no meio rural do alto Uruguai no Oeste Catarinense, especificamente em seus artigos 2º e 3º, e verificou que

a maior parte da pecuária suína ocupa áreas de APP. TOURINHO (2005) analisou o impacto do CFB na microbacia do rio Miringüava no Paraná que possui uma área de 161,75 km<sup>2</sup>, e encontrou situação de degradação das áreas de APP.

Outros trabalhos como de JÚNIOR (2001), CATELANI et al. (2003), NASCIMENTO et al. (2005) e VESTANA e THOMAS (2006), FERREIRA et al. (2007) verificaram transgressões ao Código Florestal Brasileiro em outras áreas do País.

Diante da situação atual de transgressão ao Código Florestal Brasileiro na maior parte do Brasil, verifica-se uma situação de conflito entre a sociedade e a natureza, que é pautada fundamentalmente na apropriação e transformação do espaço geográfico pela ação humana, baseada nos princípios econômicos vigentes atualmente.

Em função desse conflito, o Código Florestal Brasileiro tem sofrido ataques para alterações em seus artigos. Diante disso, em 1996, através da medida provisória nº 1.511 foi realizada uma das tentativas para alteração, que não teve êxito, pois o congresso brasileiro não se reuniu para votação. Em 1999, a medida provisória de nº 1.736 foi uma nova tentativa de alteração do Código Floresta Brasileiro, que gerou uma forte mobilização da sociedade civil, levando o governo a solicitar ao Conselho Nacional de Meio Ambiente – Conama, a elaboração de um projeto alternativo.

Em relação à demanda criada, o CONAMA através da resolução de número 369 de 28 de março de 2006, estabeleceu critérios para intervenção ou supressão eventual e de baixo impacto ambiental da vegetação em Áreas de Proteção Ambiental – APP, através do seu artigo 1. Contudo não foram realizadas mudanças na área de APP em torno de rios, lagos etc.. e para áreas com declividades acima de 45° que foram utilizadas para elaboração do cenário ambiental desse trabalho.

Diante desse conflito, é importante ocorrerem ações que permitam a difusão de técnica de manejo e conservação do solo pelos órgãos governamentais responsáveis, visando contribuir para aumento da produção agropecuária, sem necessariamente, incorporarem novas áreas agrícolas, minimizando a pressão e os conflitos sobre a terra.

### 5.3 – Comportamento climático

Os dados de precipitação que serão apresentados e discutidos nesse item, referem-se ao período de 2005 até 2007, obtidos por meio de monitoramento com estação meteorológica situada nos limites da bacia do córrego Santa Maria. Em relação aos demais elementos climáticos, foram utilizados dados para o período de 2005 a 2007 fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia – INMET de Brasília, que controla a estação de Itaperuna no Noroeste Fluminense, os quais foram utilizados para a criação da estação meteorológica do SWAT.

A precipitação média anual da bacia do córrego Santa Maria para o período de 2005 a 2007 é de 1.283,72 mm. O trimestre consecutivo mais chuvoso é de novembro a janeiro, totalizando 663,29 mm, o equivalente a 51,66% do total pluviométrico. O mês mais chuvoso é janeiro, com 314,38mm, representando 24,48% do total pluviométrico. O trimestre consecutivo seco ocorre entre o período de junho, julho e agosto, com índices pluviométricos de 28,17 mm; 28,34 mm e 7,28 mm, representando em termos percentuais o equivalente a 4,97% do índice pluviométrico médio do período citado, como pode ser visto na tabela 8.

O desvio padrão – DP entre os meses para o período citado é representado na tabela pela Pcpstd, evidenciou que o mês de janeiro possui a maior irregularidade na distribuição das chuvas com o D.P. de 163,31. O mês de agosto foi o que apresentou o menor D.P. de 4, 20 e caracterizando-se como um mês de escassez de chuva. Tal comportamento é esperado devido à maior concentração de chuvas no mês de Janeiro, típico de ambiente Tropical Quente e úmido que é caracterizado por chuvas concentradas.

O número de dias chuvoso e seco da bacia é apresentado na tabela 9, onde se pode verificar que nos meses de junho, julho e agosto, predominam os dias secos em relação aos úmidos, enquanto que, em janeiro, fevereiro e março, predominam os chuvosos sobre os secos, refletindo o comportamento pluviométrico da região Noroeste Fluminense.

Comparando os totais pluviométricos anuais do período citado, pode-se observar no gráfico 4 que o ano de 2005 foi o mais chuvoso, enquanto que o ano de 2007 o menos chuvoso.

Tabela 8: Comportamento climático da bacia do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá no Noroeste Fluminense<sup>2</sup>.

Variáveis	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Mai	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
Pcpmm (mm)	314,34	149,38	150,61	106,72	47,39	28,17	28,34	7,28	36,89	65,66	157,05	191,86
Pcpstd	163,31	52,51	41,53	25,13	10,88	24,53	16,86	4,20	29,16	36,88	92,82	30,80
Pcpskw	0,09	0,38	-0,07	1,41	1,65	0,78	-0,81	1,73	0,39	1,50	1,58	-0,42
Pr_w1	0,63	0,54	0,33	0,48	0,31	0,26	0,40	0,45	0,64	0,52	0,57	0,62
Pr_w2	0,60	0,53	0,36	0,50	0,25	0,26	0,40	0,45	0,52	0,57	0,57	0,64
Pcpd	17,51	9,01	10,31	7,85	4,34	2,56	2,58	0,68	6,67	4,98	7,98	12,52
Rainhmx	56,57	34,52	47,69	30,10	17,77	4,10	7,73	3,71	20,37	22,29	32,75	44,20
Tpmx (°C)	32,06	31,62	30,62	28,68	27,35	27,17	18,74	19,46	20,88	20,26	21,08	31,45
Tpmn (°C)	23,37	22,30	22,22	20,91	17,91	16,41	14,98	16,73	18,09	20,06	20,94	21,67
Tmpstdmx	1,60	1,60	0,90	5,10	0,30	1,50	1,80	1,10	1,80	1,40	1,10	0,70
Tmpstdmn	0,50	0,60	0,70	0,50	0,90	0,80	0,70	0,60	0,70	0,60	0,30	0,70
Solarav (MJ/m <sup>2</sup> dia)	19,05	17,20	13,12	15,73	14,36	15,52	17,71	17,61	22,87	18,50	19,92	21,25
Dewpt (°C)	22,07	20,25	18,50	17,14	16,14	16,97	18,33	19,61	21,03	21,68	22,07	22,45
Wndav (m/s)	1,58	0,90	1,06	0,94	0,97	0,84	0,91	1,20	1,57	1,56	1,45	1,19
Hmd (%)	76,48	76,85	77,97	75,13	71,52	69,92	70,15	73,60	76,51	76,96	74,49	75,89

Obs: Os dados apresentados nessa tabela foram utilizados para criação da estação meteorológica no modelo SWAT; na média do período entre janeiro e setembro foram utilizados dados do ano de 2004.

<sup>2</sup> Pcpmm - média da precipitação mensal [mm]; Pcpstd - desvio padrão para precipitação diária neste mês [mm]; Pcpskw - coeficiente de distorção da chuva diária (*Skew coefficient*); Pr\_w1 - probabilidade de um dia chuvoso seguido de um dia seco mensal; Pr\_w2 - probabilidade de um dia chuvoso seguido de outro dia chuvoso mensal; Pcpd - média mensal dos dias chuvosos; Rainhmx - chuva máxima no período de 30 minutos [mm] e seu período de retorno [anos]; Tpmx - Média mensal da temperatura máxima do ar [°C]; Tpmn - média mensal da temperatura mínima do ar [°C]; Tmpstdmx - desvio padrão para temperatura máxima do ar no mês [°C]; Tmpstdmn - desvio padrão para temperatura mínima do ar no mês [°C]; Solarav - média mensal da radiação solar diária [MJ/m<sup>2</sup>xdia]; Dewpt (°C) - média mensal do ponto de orvalho [°C]; e Wndav - média mensal da velocidade do vento [m/s]. Hmd – média mensal de umidade relativa (%).

Tabela 9: Número de dias chuvosos e secos na bacia do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá, no Noroeste Fluminense, para o período entre 2005 a 2007.

Dias/Meses	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Chuvosos	16	13	12	8	6	6	7	6	7	11	14	10
Secos	15	15	19	23	25	24	25	25	24	20	16	21

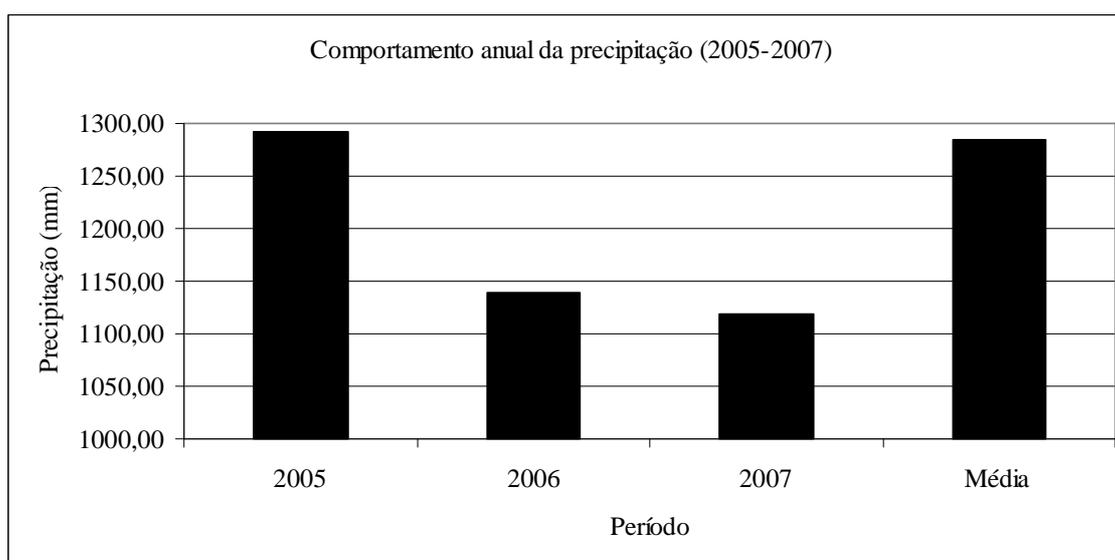


Gráfico 4: Precipitação total anual e comportamento médio da precipitação para o período de 2005 a 2007, da bacia do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá.

Analisando a média mensal dos dados de precipitação desse trabalho em relação aos obtidos por ORTEGA et al. (2006), a partir da interpolação de dados das estações Cambuci, Itaperuna, Miracema, S. Ant. Pádua, Italva, São Fidélis, Itaocara, Varresai, Porciúncula e Muriaé, verifica-se que o primeiro possui 1.283,72 mm e o segundo de 1.171,70 mm, respectivamente, com uma diferença de 112,02 mm para o primeiro grupo de dados.

Observou-se também que os meses com maiores índices pluviométricos para ORTEGA et al. (2006), são coincidentes com os obtidos nesse trabalho, apresentando apenas diferença nos valores absolutos, como pode ser visto no gráfico 5.

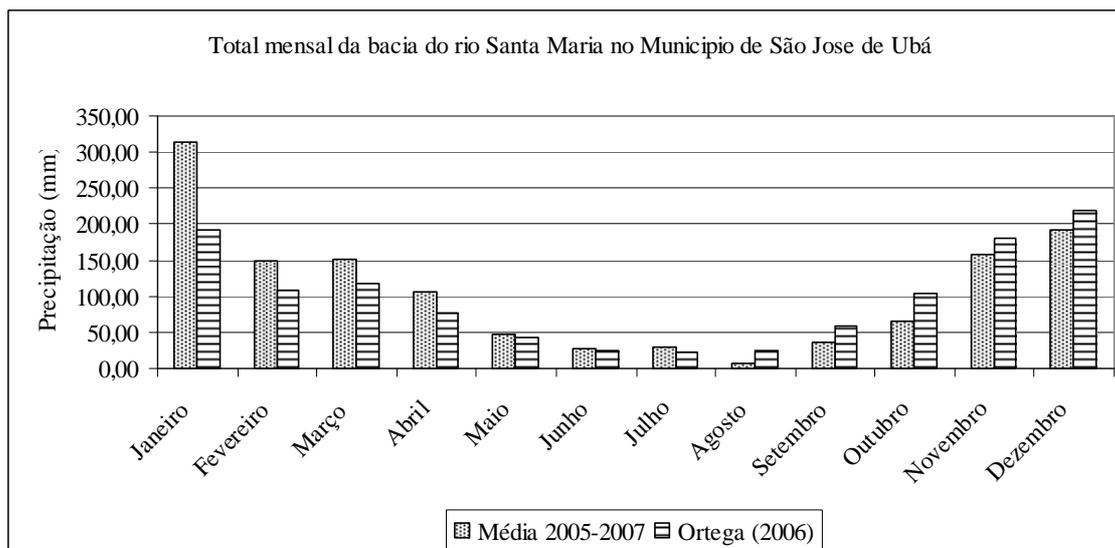


Gráfico 5: Comparação dos totais pluviométricos mensais obtidos por ORTEGA et al. (2006) em relação a precipitação média mensal de 2005 a 2007, utilizados neste trabalho.

Avaliando os totais pluviométricos anuais de 2005 a 2007 entre São José de Ubá e Itaperuna apresentados no gráfico 6, pode-se verificar que possuem comportamentos bastante similares. Apesar dos maiores índices pluviométricos anuais entre 2005 e 2006 ocorrerem em Itaperuna, a diferença é pouco significativa, fato também verificado para o ano 2007, quando São José de Ubá teve maior índice pluviométrico que Itaperuna.

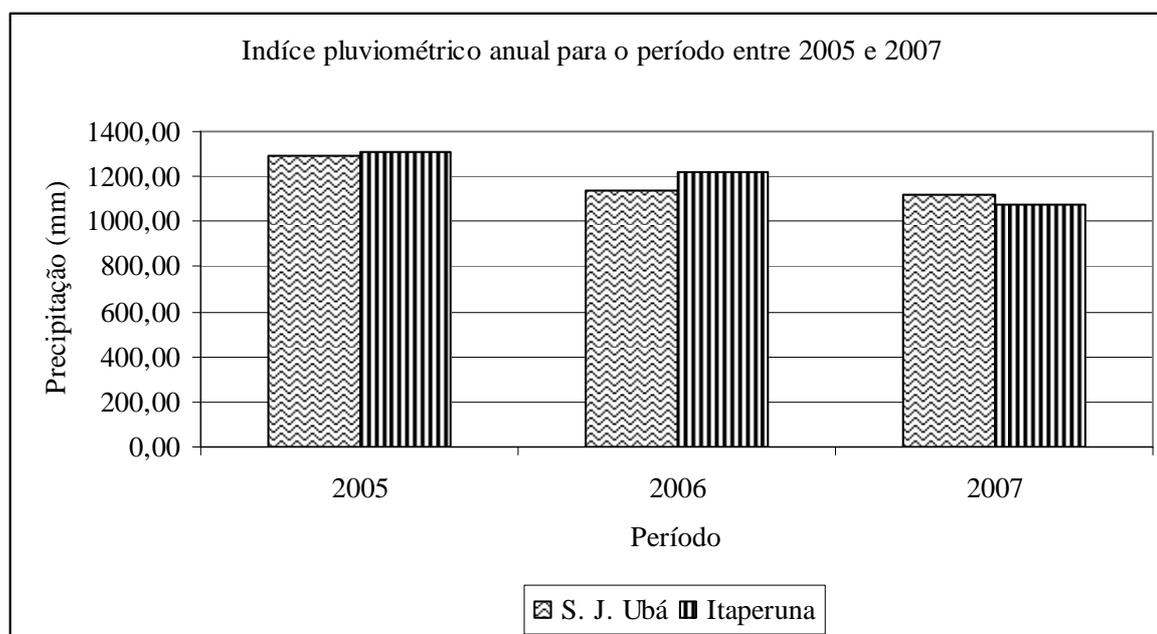


Gráfico 6: Índice pluviométrico anual de S. José de Ubá e Itaperuna para o período de 2005 a 2007.

O comportamento térmico da região indica que o trimestre consecutivo mais quente ocorre entre os meses de janeiro a março e o mais frio entre julho a agosto. O mês mais quente da região levando-se em consideração a média entre as máximas e mínimas térmicas é janeiro, com 27,71 °C e o mais frio é julho, com 16,86°C. Os meses consecutivos que apresentam maiores temperaturas máximas foram dezembro, janeiro e fevereiro, sendo janeiro o mês mais quente, com 32,85° C. O trimestre consecutivo com menor temperatura ocorreu entre junho e agosto, sendo julho o mês de menor temperatura, com 14,98° C. Em termos de umidade, verificou-se que o período entre os meses de janeiro a março foi mais úmido e o compreendido entre maio, junho e julho o menos úmido, sendo que junho teve a menor umidade, com 69,92%, como pode ser observado na tabela 8.

Em termos de velocidade média do vento da região, o mês com maior velocidade média do vento é janeiro com 1,58m/s, sendo a menor em junho com 0,84m/s. Já em relação ao ponto de orvalho, o mês de maio foi o de menor temperatura (16,14°C) e o de dezembro, de maior temperatura com 22,45°C, como pode ser verificado na tabela 8.

#### **5.4 – Análise do banco de dados hidro-sedimentológico da bacia do córrego Santa Maria (RJ), utilizados para calibração e validação do SWAT**

Foi analisado o comportamento da vazão fluvial e da concentração de sólidos em suspensão – CSS, para o período diário e mensal de 2005 a 2007 da bacia hidrográfica do córrego Santa Maria. Os dados hidrosedimentológicos diários de 2005 e 2006 foram obtidos por meio da decomposição de gráficos de MORAES (2007), portanto, são dados secundários, e de 2007, do monitoramento diário da bacia (dados primários).

##### **5.4.1 – Análise da vazão fluvial**

Primeiramente serão apresentados os dados diários e, posteriormente, os mensais para o período citado no item anterior.

No mês de abril de 2005 as máximas vazões ocorreram nos dias 27 e 28 com 0,25 e 0,23 m<sup>3</sup>/s, associadas respectivamente às chuvas diárias de 25 e 23 mm, ocorrendo um decréscimo para 0,05 m<sup>3</sup>/s nos dois dias seguintes. No dia 25 ocorreu um evento pluviométrico de 20 mm

depois de 24 dias sem chuvas havendo um ligeiro acréscimo de volume de 0,01 para 0,04 m<sup>3</sup>/s como pode ser visto no gráfico 7.

Mo mês de maio a vazão máxima foi de 0,035 m<sup>3</sup>/s e a mínima de 0,01 m<sup>3</sup>/s. Nos dias 22, 29 e 30 ocorreram respectivamente 15 mm, 5 mm e 25 mm havendo um ligeiro aumento sobre a vazão. No dia 22/05/05 ocorreu a máxima vazão para uma chuva de 15 mm como pode ser visto no gráfico 7.

Em junho a máxima vazão foi de 0,340 m<sup>3</sup>/s para um evento de chuva de 15 mm no dia 3. A vazão mínima ao longo do mês foi de 0,01 m<sup>3</sup>/s. No dia 22 ocorreu um evento de chuva de 15 mm depois de 13 dias de seca, não se refletindo em aumento significativo da vazão quando comparado ao dia 3, como pode ser visto no gráfico 8. O comportamento apresentado no dia 3 deve-se à condição de umidade antecedente alta, em função de chuvas diárias de 4 e 5 mm. MORAES (2007) salienta que nesse mês aconteceu oscilação no sensor de nível, que pode ter contribuído para alterações nos dados obtidos.

O mês de julho é caracterizado por uma grande lacuna de dados entre o período do dia 7 ao dia 26, onde aconteceram as chuvas diárias. A vazão média do mês foi de 0,0146 m<sup>3</sup>/s, a máxima de 0,02 m<sup>3</sup>/s entre os dias 2 e 3, atingindo 0,01 m<sup>3</sup>/s no final do mês.

O mês de agosto apresentou problema semelhante ao de julho, com ausência de dados entre os dias 3 e 8. A vazão máxima foi de 0,01 m<sup>3</sup>/s e mínima de 0,0001 m<sup>3</sup>/s em vários dias do mês.

Para o mês de setembro a vazão máxima foi de 0,541 m<sup>3</sup>/s no dia 26, quando ocorreu uma precipitação de 35 mm. Um dia após esse dia chuvoso a vazão atingiu 0,001 m<sup>3</sup>/s e os três dias posteriores, atingiram 0,0001 m<sup>3</sup>/s. Essa mudança abrupta na vazão provavelmente está associado a baixa capacidade de armazenamento de água na bacia, devido aos solos pouco profundos.

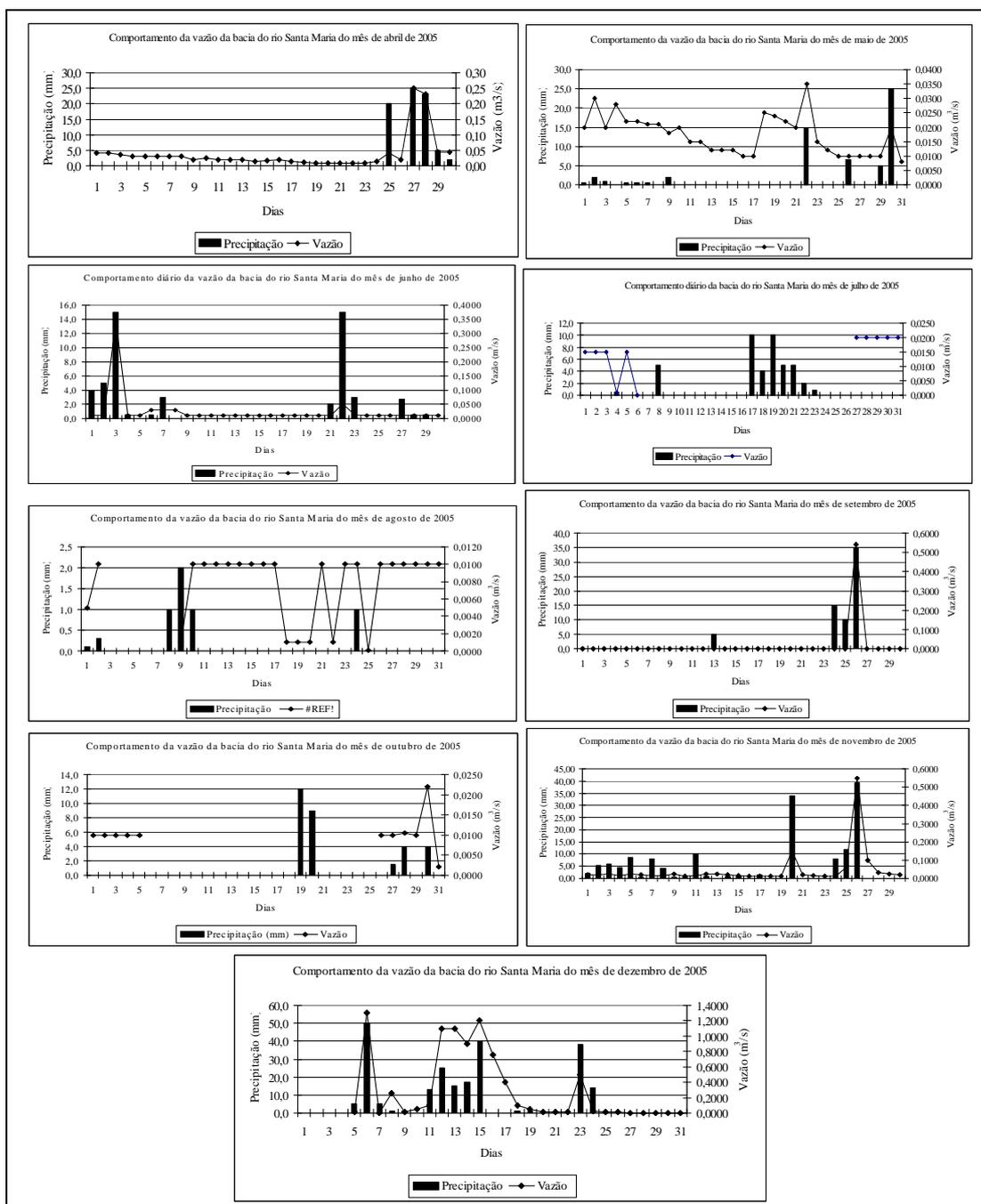


Gráfico 7: Comportamento da vazão do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá para o ano de 2005.

Novamente no mês de outubro ocorreram problemas com o sensor de nível, promovendo a ausência de dados entre os dias 6 e 25. A vazão máxima para o período monitorado foi de  $0,02 \text{ m}^3/\text{s}$  e mínima de  $0,002 \text{ m}^3/\text{s}$ . Durante o período entre os dias 19 e 20 ocorreu problemas no sensor de nível, deixando de registrar 68,85 % do total de chuva do mês.

Em novembro a vazão média foi de  $0,044 \text{ m}^3/\text{s}$ , a máxima foi de  $0,55 \text{ m}^3/\text{s}$  para o dia 26 do mesmo mês, com um total pluviométrico de 39,26 mm. No dia 24 a chuva total foi de 34 mm, promovendo o aumento da vazão para  $0,15 \text{ m}^3/\text{s}$  em relação à anterior de  $0,001 \text{ m}^3/\text{s}$ . A diferença verificada no aumento da vazão deve-se entre outros fatores, ao aumento da umidade no solo promovido pelas chuvas de 8 e 12 mm anteriores ao dia 26, minimizando o potencial de infiltração de água no solo e possibilitando o aumento do escoamento superficial.

O mês de dezembro apresentou também ausência de dados entre os dias 1 e 4, sendo que a máxima vazão ocorreu no dia 6, com  $1,30 \text{ m}^3/\text{s}$  para um total pluviométrico diário de 50 mm, depois de um dia de chuva de 5 mm. Nesse mês verificaram-se vazões expressivas no período entre 11 e 15, refletindo o período chuvoso, com vazões médias de  $1,10 \text{ m}^3/\text{s}$ , como pode ser visto no gráfico 7.

No mês de janeiro de 2006 a vazão média foi de  $0,0672 \text{ m}^3/\text{s}$ , sendo a máxima vazão ocorrida no dia 24/01/2006 com  $1,85 \text{ m}^3/\text{s}$  para um total pluviométrico diário de 47 mm. As menores vazões ocorreram entre os dias 9 a 22, com  $0,001 \text{ m}^3/\text{s}$ , tendo ocorrido durante o período, apenas 7,3 mm, como pode ser verificado no gráfico 8.

O mês de fevereiro apresentou uma vazão média de  $0,1023 \text{ m}^3/\text{s}$ , sendo que a vazão máxima ocorreu no dia 22 com  $1,271 \text{ m}^3/\text{s}$  para uma chuva diária de 33,3 mm. As menores vazões aconteceram durante o período de 8 e 9, com  $0,001 \text{ m}^3/\text{s}$ , como pode ser verificado no gráfico 8.

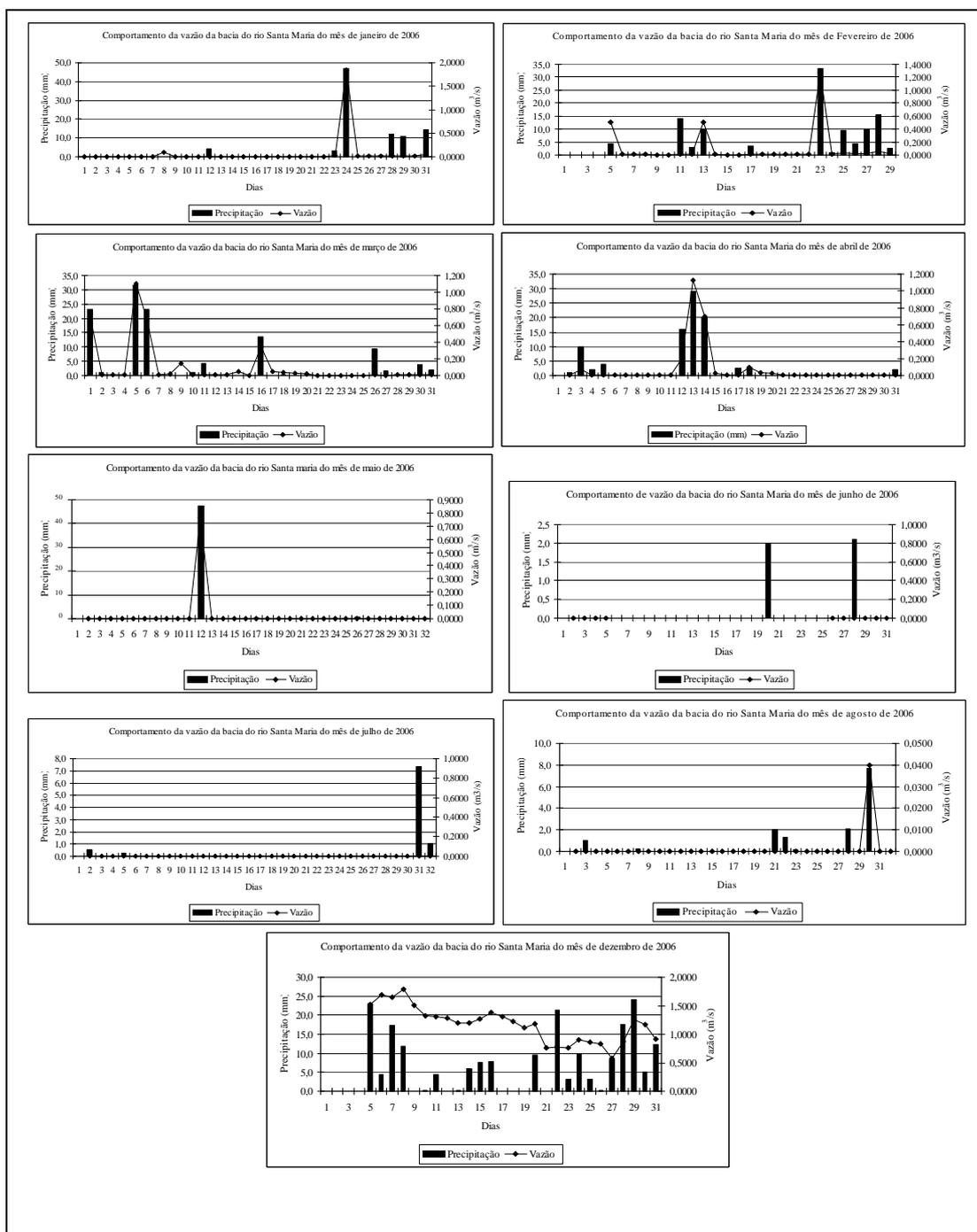


Gráfico 8: Comportamento da vazão diária de abril a dezembro de 2006 da bacia do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá.

Ainda em fevereiro, no dia 4, depois de três dias secos, o total pluviométrico diário foi de 4,4 mm, contribuindo para uma vazão diária de 0,5000 m<sup>3</sup>/s. Contudo, no dia 10, para um total diário de 14 mm, após cinco dias sem chover, a vazão aumentou de 0,001 para 0,01 m<sup>3</sup>/s. O menor aumento na vazão provavelmente está associado à condição de umidade antecedente do solo e à distribuição da chuva ao longo do dia.

No mês de março a vazão média foi de 0,1067 m<sup>3</sup>/s, sendo que a maior vazão de 1,10 m<sup>3</sup>/s no dia 5 para um total de 31,5 mm, e no dia 6 a vazão foi de 0,66 m<sup>3</sup>/s para um total de 23 mm, correspondendo os dois dias a 47,80% do total mensal de precipitação.

O mês de Abril apresentou uma vazão média de 0,0841 m<sup>3</sup>/s, ocorrendo entre os dias 11 a 13 as vazões máximas, respectivamente de 0,200 m<sup>3</sup>/s, 1,130 m<sup>3</sup>/s e 0,700 m<sup>3</sup>/s. Nesse período a chuva total foi de 53,00 mm, equivalendo em termos percentuais a 72,62% do total mensal.

Em maio a vazão média foi de 0,0256 m<sup>3</sup>/s, apresentando uma vazão máxima de 0,765 m<sup>3</sup>/s no dia 11, para um total pluviométrico de 47,30 mm, correspondendo a 98,13% das chuvas ocorridas no mês, ou seja, altamente concentrada. Com exceção do dia 11, as vazões permaneceram em 0,0001 m<sup>3</sup>/s.

Os meses de junho e julho apresentaram vazões médias de 0,00001 m<sup>3</sup>/s, para um total pluviométrico distribuído ao longo do mês de 4,10 mm e 9,144 mm, respectivamente. Em função de problemas no sensor, em junho existe uma ausência de dados do dia 5 ao 24.

Em agosto a vazão média foi de 0,0013 m<sup>3</sup>/s, sendo que no dia 29 ocorreu a vazão máxima de 0,04 m<sup>3</sup>/s para um total diário de 7,7 mm, representando 53,03% do índice pluviométrico do mês. No período entre 10 a 19 e 21 e 28 a vazão média foi de 0,00001 m<sup>3</sup>/s, para baixos índices pluviométricos.

Para o período entre setembro e novembro existe uma lacuna nos dados devido a problemas no sensor, relatados por MORAES (2007). Em dezembro de 2006 a vazão média foi de 1,1716 m<sup>3</sup>/s para um total pluviométrico de 197,74 mm. A vazão máxima de 1,70 m<sup>3</sup>/s ocorreu no dia 8, para um total diário de 11,80 mm. Contudo, anterior a esse dia ocorreram 44,8 mm de chuva distribuído em entre o período de 5 a 7. Outro período de vazões elevadas

foi entre os dias 27 a 31, com um total de precipitação de 67,3 mm e vazão média de 0,95 m<sup>3</sup>/s, como pode ser verificado no gráfico 8.

Analisando os dados diários de 2007, pode-se verificar que no mês de janeiro a vazão média foi de 1,21 m<sup>3</sup>/s, sendo a vazão máxima de 1,57 m<sup>3</sup>/s ocorrida no dia 4, com uma precipitação de 17,8 mm. Contudo, essa última vazão foi influenciada pelo total pluviométrico acumulado de 101,60 mm entre 1 e 3 desse mês. Importante salientar que a partir do dia 22 de janeiro até 13 de fevereiro, o sensor foi removido pelas fortes chuvas que ocorreram nesse período. Para o período entre 22 e 31 de janeiro, ocorreu um total de 174,95 mm, sendo que nos dias 22, 30 e 31 ocorreram totais diários de chuva de 44,05 mm, 30,54 mm e 43,30 mm, respectivamente.

De acordo com MORAES (2007) as vazões máximas entre os dias 2 e 3 de janeiro foram minimizadas, devido ao afogamento do vertedouro promovido pelos elevados índices pluviométricos diários.

Em fevereiro, a vazão média foi de 0,139 m<sup>3</sup>/s. A vazão máxima foi de 0,21 m<sup>3</sup>/s e mínima de 0,08 m<sup>3</sup>/s. Como salientado no parágrafo anterior, fevereiro apresentou uma ausência de dados para o período de 1 a 14, ocorrendo nesse intervalo um total de 105,38 mm ou 95,03% do total mensal. Os dias que mais choveram foram o dia 6 com 39,80 mm; o dia 11 com 28,5 mm e o dia 12 com 24 mm, que provavelmente contribuiriam para o aumento das vazões máximas e médias mensal. Nesse mês, durante os dias 27 e 28, a vazão saltou de 0,08 m<sup>3</sup>/s para respectivamente 0,12 e 0,16 m<sup>3</sup>/s, sem ocorrerem chuvas diárias superiores a 1 mm desde o dia 16, como pode ser visto no gráfico 9.

No mês de março a vazão média foi de 0,1584 m<sup>3</sup>/s e a máxima foi de 0,21 m<sup>3</sup>/s no dia 20, para um total de chuva diária de 54,57 mm. As vazões mais baixas ocorreram entre o período de 12 a 15, com 0,114 m<sup>3</sup>/s. Nesse mês para o período entre 5 e 7 ocorreram 74,6 mm de precipitação, havendo uma diminuição da vazão de 0,16 para 0,13 m<sup>3</sup>/s, que pode ter sido ocasionado por algum problema no sensor de nível.

O mês de abril a vazão média mensal foi de 0,25181 m<sup>3</sup>/s, tendo a vazão máxima ocorrido no dia 16 com 0,3812 m<sup>3</sup>/s. As menores vazões ocorreram entre o período de 1 a 5 do mês, com uma taxa de 0,16 m<sup>3</sup>/s. As chuvas nesse mês estiveram concentradas nos dias 6, 9, 16, 22 e 30, totalizando 117,6 mm ou 91,27%.

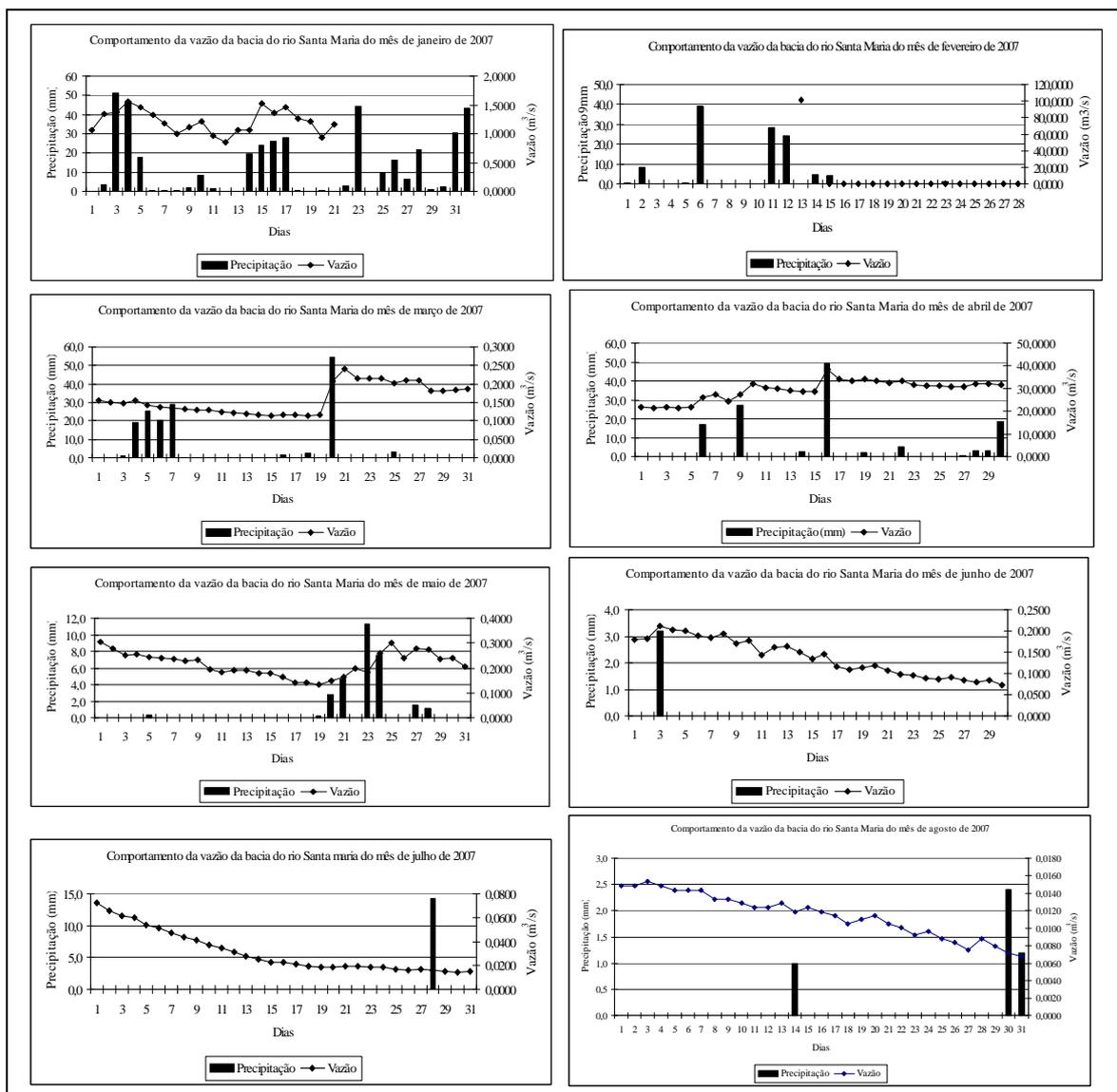


Gráfico 9: Comportamento da vazão da bacia do córrego Santa Maria no Município de São José de Ubá, para o ano de 2007.

Em maio a vazão média foi de  $0,2164 \text{ m}^3/\text{s}$ , tendo a máxima vazão de  $0,301 \text{ m}^3/\text{s}$  ocorrida no dia 25. De maneira geral a vazão no mês oscilou entre  $0,139 \text{ m}^3/\text{s}$  e  $0,301 \text{ m}^3/\text{s}$ , sendo que o maior número de dias teve vazão entre  $0,20$  e  $0,25 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Os meses de junho e julho mesmo apresentando precipitação bastante semelhante, tiveram vazões respectivamente de  $0,1379$  e  $0,0310 \text{ m}^3/\text{s}$ . A maior vazão verificada no início do mês de junho deve-se ao fato do volume acumulado de água (na casa de  $0,20 \text{ m}^3/\text{s}$ ) do mês anterior, como pode ser verificado no gráfico 9. As vazões relativamente altas, ainda nesses

meses, podem estar associadas à forma de monitoramento por represamento associado a oscilações nos sensores de nível, causado por problemas na bateria do mesmo.

Seguindo a tendência de minimização da vazão, o mês de agosto com 4,60 mm apresentou uma vazão de  $0,0115 \text{ m}^3/\text{s}$ , a máxima de  $0,015 \text{ m}^3/\text{s}$  no início do mês e  $0,007 \text{ m}^3/\text{s}$  ao final do mês. Setembro segue a tendência de minimização das vazões, tendo no primeiro dia do mês  $0,0075 \text{ m}^3/\text{s}$  e na última medida do mês (21)  $0,0003 \text{ m}^3/\text{s}$ . A partir desse dia até o 31 de dezembro o sensor apresentou problemas, não podendo registrar o fluxo de água no canal e o comportamento do novo período chuvoso que se iniciava.

#### 5.4.1.1 – Análise histográfica anual da vazão média na bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense

A vazão média da bacia do córrego Santa Maria para o ano de 2005 foi de  $0,0519 \text{ m}^3/\text{s} \pm 0,0915$ . A vazão máxima ocorreu no mês de dezembro com  $0,2936 \text{ m}^3/\text{s}$  e a mínima em agosto com  $0,0076 \text{ m}^3/\text{s}$ , como pode ser observado no gráfico 10. Nesse ano, em janeiro, fevereiro e março não foram registrados dados, o que poderia contribuir para o aumento da vazão média anual, pois como apresentado nos dados climáticos, esse período corresponde ao mais chuvoso. Nesse ano, foram verificados constantes problemas no sensor de nível relatados por MORAES (2007), que podem ter influenciado na consistência dos resultados obtidos.

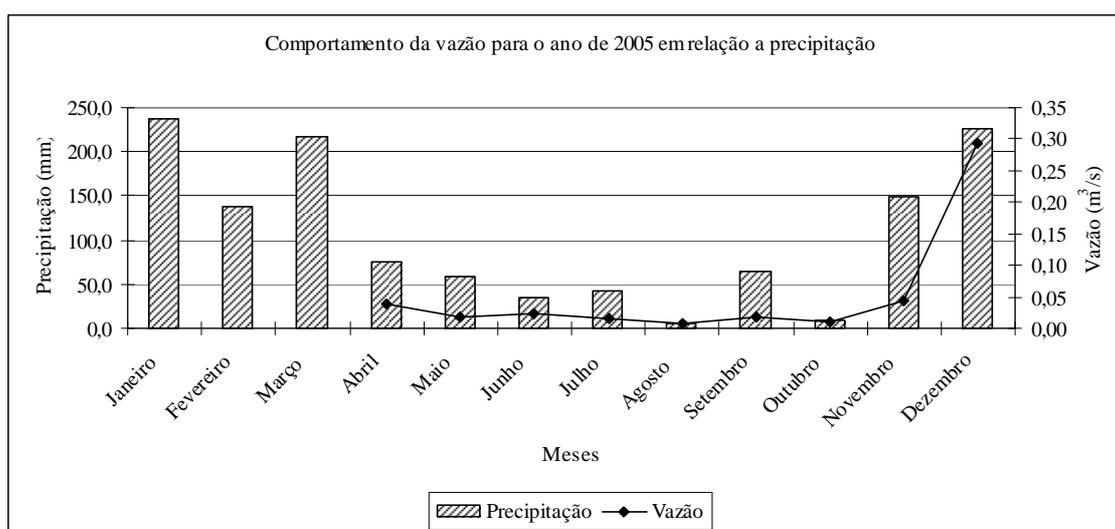


Gráfico 10: Comportamento da vazão média mensal em relação à precipitação média mensal do ano de 2005, levando-se em consideração os períodos de ausência de dados fluviais do córrego Santa Maria, no Município de São José de Ubá.

Para o ano de 2006, a vazão média foi de  $0,2138 \pm 0,2138 \text{ m}^3/\text{s}$ , sendo que a vazão máxima ocorreu no mês de dezembro com  $1,1716 \text{ m}^3/\text{s}$  e a mínima nos meses de junho e julho com  $0,0001 \text{ m}^3/\text{s}$ , como pode ser verificado no gráfico 11. Novamente, nesse ano devido a problemas no sensor de nível, foi verificada ausência de dados entre os meses de setembro a novembro, que possuem índices pluviométricos bastante significativos, e poderiam auxiliar na verificação comportamental da vazão.

A vazão média da bacia do córrego Santa Maria para o ano de 2007 foi de  $0,2410 \text{ m}^3/\text{s} \pm 0,375$ . A vazão máxima ocorreu no mês de janeiro com  $1,2131 \text{ m}^3/\text{s}$  e a mínima em outubro com  $0,0042 \text{ m}^3/\text{s}$ . Contudo, por problema no sensor no final de janeiro e início de fevereiro, e ausência de dados em outubro, novembro e dezembro, a vazão média pode ter sido subestimada, como pode ser observada no gráfico 12.

No geral, levando-se em consideração os dados monitorados, verifica-se nos gráficos 10 e 11 que o comportamento médio da vazão mensal dos anos de 2005 e 2006 oscilou em função da precipitação. Para o ano de 2007, esse fato não é verificado, pois, por exemplo, a vazão de abril e maio são inferiores apenas ao mês de janeiro e superiores aos demais meses, mesmo apresentando precipitação inferior. No caso de abril, provavelmente a vazão esteja associado à alta concentração das chuvas nos dias 6, 9, 16, 22 e 30, totalizando 117,6 mm ou 91,27% do mensal que associado ao tempo de concentração de água na bacia, contribuem para tal comportamento, que pode permanecer até alguns meses posteriores.

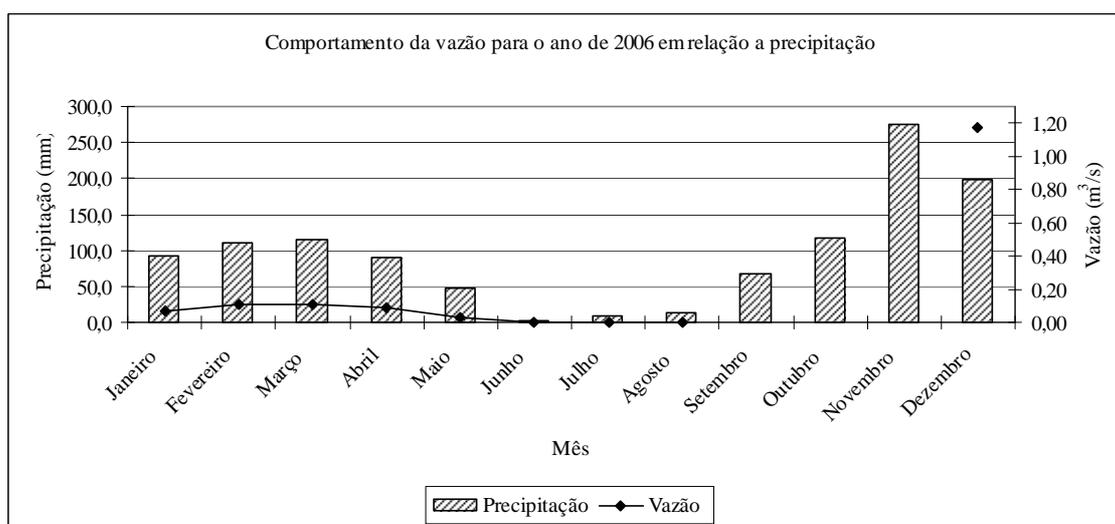


Gráfico 11: Comportamento da vazão média mensal em relação à precipitação média mensal do ano de 2006, levando-se em consideração os períodos de ausência de dados fluviais do córrego Santa Maria, no Município de São José de Ubá.

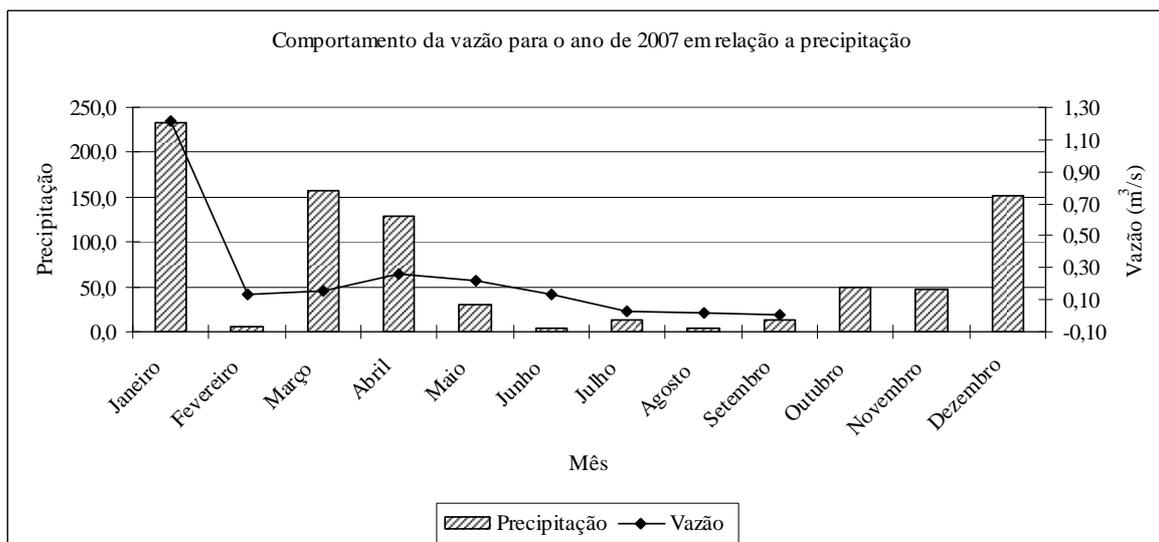


Gráfico 12: Comportamento da vazão média mensal em relação à precipitação média mensal do ano de 2007, levando-se em consideração os períodos de ausência de dados fluviais do córrego Santa Maria, no Município de São José de Ubá.

Outro aspecto envolvido na análise é o comportamento do sensor de nível, que de acordo com SILVA et al. (2005) pode apresentar inconsistência devido a distúrbios promovidos pela ação do vento (que acumula água na parede da barragem sendo lido pelo sensor), assim como a travessia de animais e a utilização da barragem para lazer, muito freqüente durante o verão, na região onde está instalado o sensor. Também, MORAES (2007) destaca que, durante o período chuvoso que é compreendido entre dezembro e fevereiro, ocorre o afogamento do vertedouro, fato que para o autor contribui para a minimização das vazões máximas e da média mensal.

Outro aspecto que pode contribuir para o comportamento do ano de 2007 são as represas clandestinas, que podem ser estouradas pelas chuvas acumuladas, como por exemplo, em abril, desencadeando um efeito dominó na bacia e promovendo aumento na vazão fluvial para abril e maio, tendo uma ligeira repercussão no início de junho. Contudo, para a maior época do ano o represamento de água para irrigação durante o período entre março e outubro, afeta negativamente a vazão, pois promove o acúmulo de água, minimizando suas máximas e maximizando suas mínimas, como é salientado por CHRISTOFOLLETI (1981), CRUZ (2004), SALATI et al. (2006), SUGUIO (1992).

#### 5.4.2 - Análise da concentração de sólidos em suspensão - CSS

Serão analisados os dados diários de concentração de sólidos em suspensão - CSS da bacia do córrego Santa Maria para os anos de 2005, 2006 e 2007.

No ano de 2005, entre o período de janeiro a março não existem dados disponíveis. Em abril, a concentração máxima de sólidos ocorreu no primeiro dia do mês com 5,66 mg/l, diminuindo até o dia 19 para 1,23 mg/l. Contudo, a partir do dia 20 a CSS aumentou substancialmente, atingindo o ápice no dia 24 com 5,60 mg/l, iniciando uma queda, que no dia 31, atingiu CSS de 1,32 mg/l.

Considerando que os sólidos são geralmente são provenientes do escoamento superficial das encostas, devido à remoção de partículas dos solos, chama a atenção nesse mês o fato de que durante o período entre os dias 17 e 24 que a CSS aumentou sem haver precipitação no período. Tal situação ocorreu devido a construção uma represa na comunidade de Cambiocó (nos limites de bacia e a 2 km do ponto de monitoramento) que alterou o comportamento da CSS, como salientado por MORAES (2007). Também durante o período entre os dias 25 e 29 ocorreram 68 mm de chuva (90,82% do mês), acarretando uma diminuição dos sólidos.

No mês de maio, a máxima CSS ocorreu no dia 30 (9,28 mg/l) para um total diário de chuva de 25 mm, diminuído a CSS no dia 31 para 7,40 mg/l. Fato que também chama atenção, é que durante o período do dia 10 aos 21, a CSS saltou de 1,55 mg/l para 4,39 mg/l, mesmo que durante esse período não tenha ocorrido nenhuma precipitação, o que provavelmente reflete a movimentação de sedimentos de fontes pontuais próximas ou a floculação de partículas no assoalho da represa onde está o sensor de sólidos.

Durante o mês de junho, nos primeiros sete dias, a CSS manteve-se em 0,98 mg/l, mesmo ocorrendo no dia 3 um total diário de 15 mm, que refletiu-se sobre a vazão, indicando ocorrência de escoamento superficial nas encostas, que não modificou a concentração de sólidos. Nos dois dias anteriores ao citado, os totais diários foram de 4 e 5 mm, contribuindo para minimização da capacidade de infiltração e aumento da produção do escoamento superficial. Também, foi verificado que no dia 31 de maio a CSS era de 7,40 mg/l resultante da chuva do dia anterior de 25 mm, e no dia 01 de junho, a CSS atingiu a marca de apenas 0,98 mg/l, indicando algum problema no sensor.

Já em julho, existe uma falha de dados entre os dias 21 e 26 onde ocorreram 7,88 mm de chuva. A CSS média nesse mês foi de 5,48 mg/l, sendo que as mais baixas concentrações ocorreram no início do mês e, no final do mês, a CSS atingiu 7,91 mg/l como pode ser verificado no gráfico 13. Também, nesse mês, entre os dias 6 e 7 a CSS saltou de 3,27 mg/l para 5,53 mg/l, com apenas dois eventos diários de 0,5mm de chuva.

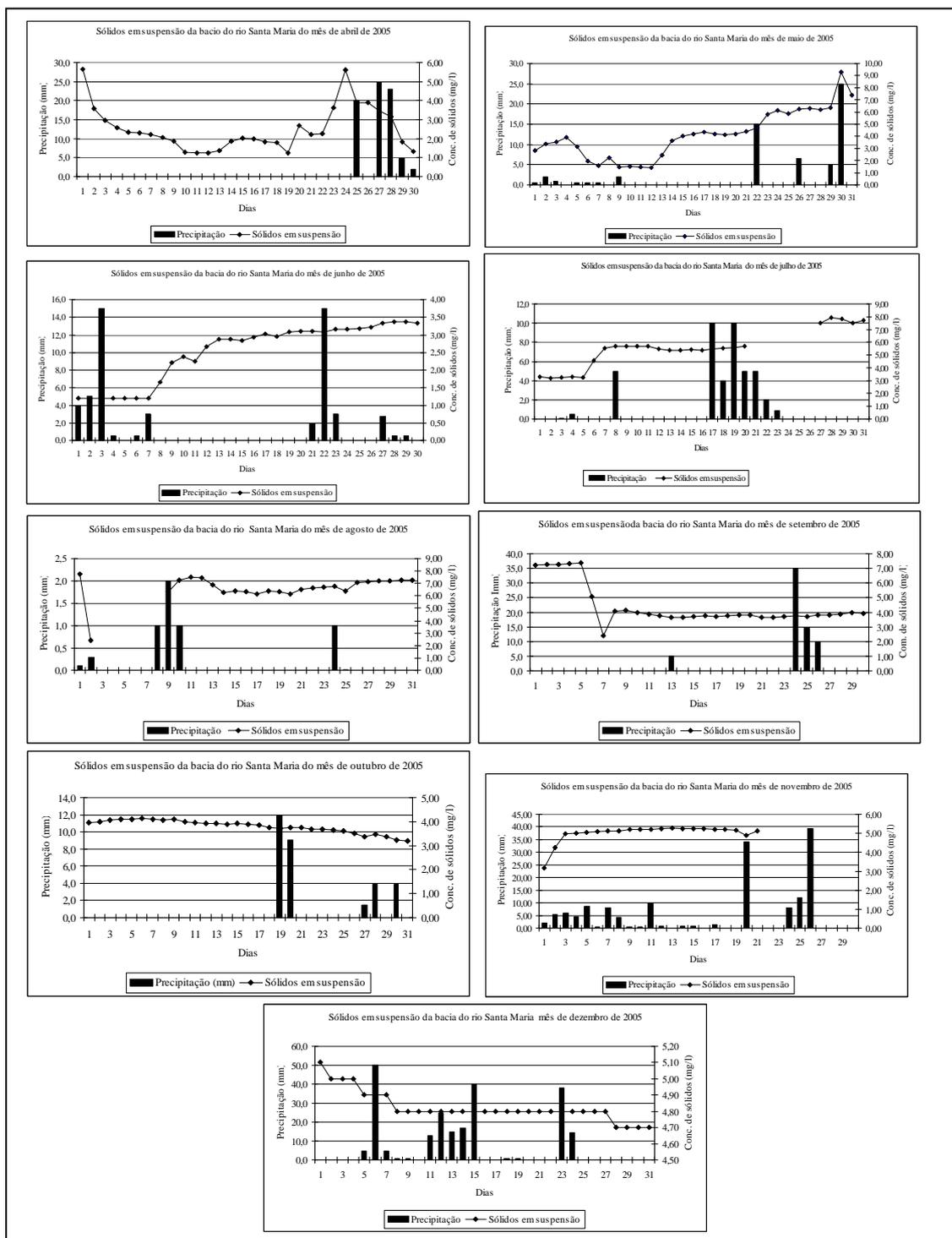


Gráfico 13: Sólidos em suspensão da bacia do córrego Santa Maria no noroeste fluminense do ano de 2005.

Em agosto, a CSS média foi de 6,77 mg/l. A máxima CSS foi de 7,77 mg/l e mínima de 2,43 mg/l. Essa última CSS ocorreu no segundo dia do mês, sucedendo uma concentração de 7,77 mg/l; posteriormente, entre os dias 3 e 8 o sensor apresentou problemas.

MORAES (2007) salienta que os dados de sólidos entre junho e agosto mostraram-se inconsistentes, pois ocorreram alterações bruscas na CSS indicando falha no sensor, que são atribuídas à baixa carga de energia no sistema.

No mês de setembro, a CSS média foi de 4,38 mg/l, a máxima de 7,37 mg/l e a mínima de 2,40 mg/l no dia 7. A CSS entre os dias 1 e 5 ficou na casa de 7,30 mg/l e muda bruscamente para 2,40 mg/l. Durante o período entre os dias 24 e 26 ocorreram 60 mm de chuva e os sólidos em suspensão não apresentaram alterações significativas, permanecendo entre 3,76 mg/l e 3,84 mg/l. Nesse período ocorreu aumento na vazão indicando a ocorrência de escoamento superficial e provavelmente erosão dos solos.

O mês de outubro teve uma CSS média de 3,79 mg/l, atingindo seu máximo de 4,12 mg/l no dia 31 e mínimo de 3,20 mg/l no dia 31. Durante o período de 2 a 10 a CSS permaneceu na casa dos 4,10 mg/l, diminuindo até final do mês.

A média de CSS do mês de novembro foi de 5 mg/l, a máxima de 5,27 mg/l e mínima de 3,17 mg/l no primeiro dia do mês. Entre os dias 1 e 10 houve um ligeiro aumento na CSS, que permaneceu até o dia 19, devido às chuvas do período, e a CSS girou em torno de 5,10 mg/l. Contudo, no dia 20, para um total diário de precipitação de 34 mm, a CSS diminuiu de 5,10 mg/l para 4,89 mg/l, e, dois dias depois, o sensor apresentou problemas, contribuindo para ausência de dados até o dia 30.

Assim como os meses anteriores, a CSS do mês de dezembro não possui qualquer relação com a precipitação como pode ser visto no gráfico 13. Para exemplificar tal fato, para um total diário de 50 mm do dia 6, de 40 mm no dia 15 e 38 mm no dia 23 a CSS foi de 4,9 mg/l, 4,8 mg/l e 4,8 mg/l, sendo inferior ao início do mês com 5,1 mg/l, e apresentando comportamento análogo a CSS média do mês que foi de 4,7963 mg/l.

A análise dos dados de sólidos em suspensão de janeiro a novembro de 2006 não foi possível, uma vez que segundo MORAES (2007), os valores para esse ano permanecem constantes

entre 4,8 e 5,3 mg/l. Contudo, o comportamento pluviométrico mensal oscilou desde 4,10 mm a 274,98 mm, que se repercutiu sobre a vazão e, não sobre os sólidos, indicando novamente algum problema no sensor.

Em dezembro de 2006, a CSS média foi de 12,3267 mg/l, sendo que a máxima concentração ocorreu no dia 5 com 18,5 mg/l e a mínima no dia 18 com 11,55 mg/l. De maneira geral, nesse mês verifica-se uma boa relação entre CSS e precipitação como pode ser observado no gráfico 14. Nesse mês os primeiros quatro dias não foram monitorados em função de problemas no sensor, que estava em reparo.

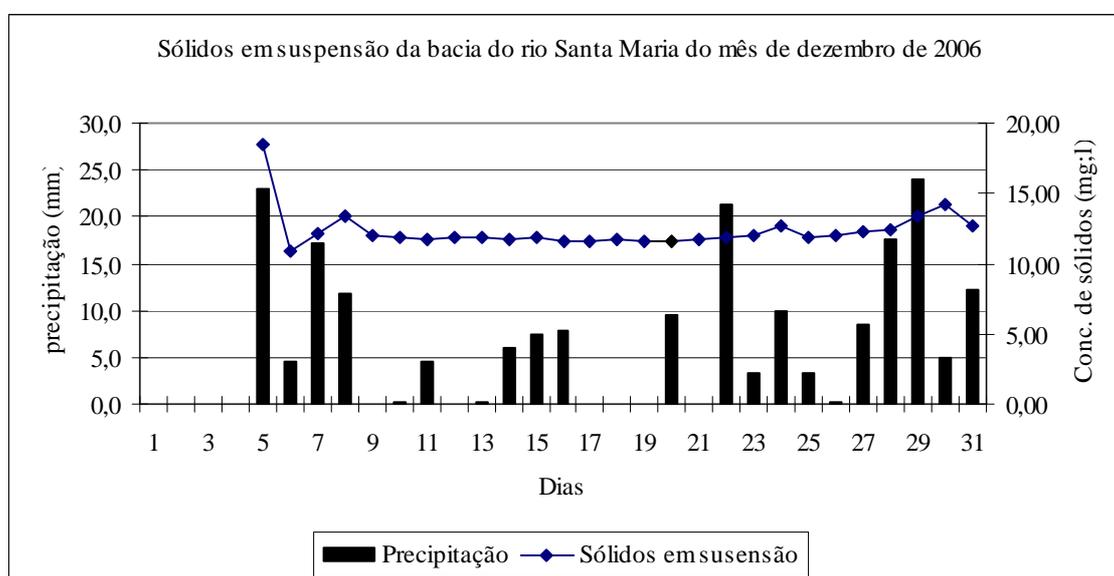


Gráfico 14: Sólidos em suspensão do mês de dezembro de 2006 da bacia do córrego Santa Maria no noroeste fluminense.

No ano de 2007, a concentração de sólidos média foi de 11,650 mg/l, sendo a máxima concentração verificada no dia 4 de janeiro, com 15,91 mg/l. Essa máxima CSS deve-se a erosão dos solos nas vertentes, ocasionada pela chuva acumulada de 101,60 mm entre os dias 1 e 3 de janeiro, como pode ser visto no gráfico 15. Durante o período entre 6 a 16, a CSS diminuiu, mesmo ocorrendo entre os dias 13 e 16 um total de chuva acumulada de 98,11mm, tendo uma CSS inferior ao período anterior e posterior. Nesse mês o sensor de CSS apresentou problemas entre 22 a 31, totalizando 174,96mm o que provavelmente ocasionaria aumento na CSS mensal.

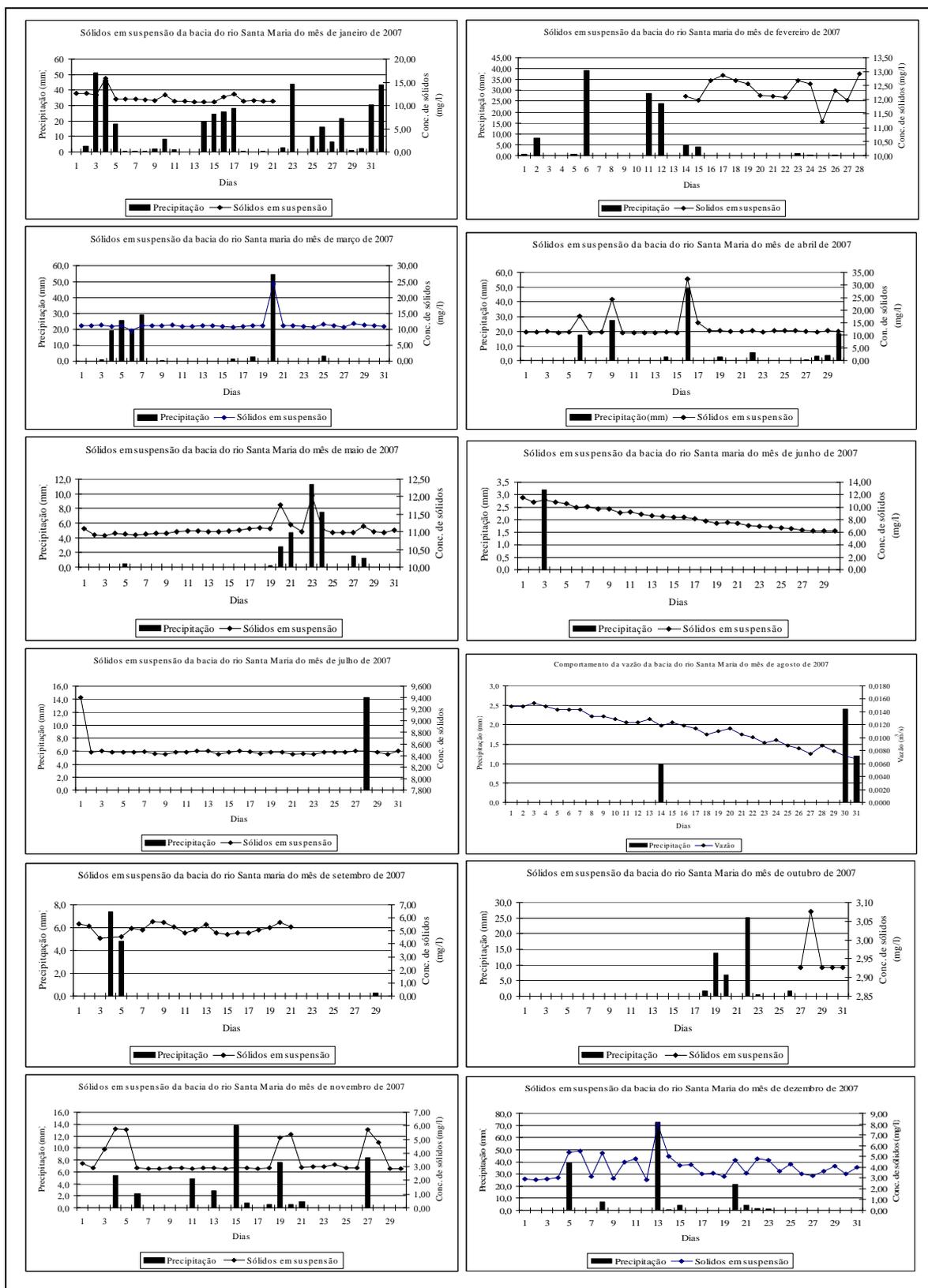


Gráfico 15: Sólidos em suspensão da bacia do córrego Santa Maria no noroeste fluminense do ano de 2007.

Em fevereiro, a CSS foi de 12,32 mg/l, sendo que durante o período entre 1 a 14 desse mês, o sensor apresentou defeito, não obtendo dados de sólidos, minimizando a média do mês, já que nesse período ocorreram os maiores índices pluviométricos.

No mês de março a CSS média foi de 11,48 mg/l, a máxima foi de 24,30 mg/l no dia 20, para um total diário de 54,57 mm. Durante o período entre 12 a 15 ocorreram 94 mm de chuva, promovendo um comportamento caótico na CSS.

No mês de abril a CSS média foi de 12,892 mg/l, a máxima de 0,3812 mg/l e mínima de 0,1589 mg/l. Como pode ser visto no gráfico 15, as maiores CSS estiveram associados aos maiores índices pluviométricos diários, As chuvas nesse mês estiveram concentradas nos dias 6, 9, 16, 22 e 30, totalizando 117,6 mm ou 91,27%. Nesse mês ocorre o preparo da terra para o plantio de tomate, deixando os solos das encostas expostos a ação das águas pluviais, fato que pode contribuir para o acréscimo de sólidos.

Já maio, apresentou nos primeiros 15 dias uma CSS variando entre 10,93 a 11,11 mg/l, com escassez de precipitação. No dia 23, para um dia com de 11,30 mm de precipitação a CSS atingiu 12,04 mg/l (mais alta concentração do mês). A CSS média foi de 11,07 diminuindo gradualmente nos últimos dias do mês.

Em junho, a tendência de queda na CSS continua, já que no início do mês a concentração era de 11,57 mg/l, e no final atingiu 6,19 mg/l. A concentração média foi de 8,435 mg/l. O comportamento apresentado em junho persiste em julho, pois no início do mês verificou-se valores de 9,40 mg/l e no final 8,48 mg/l. A média desse mês foi de 8,484 mg/l para um total pluviométrico de 14,20 mm ocorrido apenas no dia 28, não representando nenhum acréscimo de sólidos no canal.

Em agosto, o comportamento dos sólidos em suspensão diário variou entre 6,27 mg/l a 7,47 mg/l, apresentando comportamento aleatório, como pode ser visto no gráfico 15.

O mês de setembro apresentou uma oscilação diária de 4,51 mg/l a 5,68 mg/l, com uma CSS média de 5,112 mg/l. Nos dias 4 e 5 ocorreram, respectivamente 7,40 a 4,80 mm de chuva diária não ocasionando aumento na CSS em relação aos dias anteriores e posteriores sem chuvas.

Entre 22 de setembro e 26 de outubro, a capacidade de armazenamento do equipamento foi ultrapassada, promovendo a perda de dados durante esse período. Em outubro, para o período de ausência de dados ocorreu o total de chuvas do mês. Entre os dias 29 e 31, provavelmente o sensor teve problemas, e a CSS máxima e mínima foram idênticas.

No mês de novembro a concentração média de sólidos foi de 3,472 mg/l, sendo que a máxima CSS ocorreu nos dias 4 e 27 para totais diários de chuva 5,41 e 8,40 mm depois de pelos menos quatro dias sem chuva. No dia 15, ocorreu chuva diária de 13,80 mm, posterior a dois dias de chuva e não houve qualquer alteração na CSS. Durante o período entre os dias 6 e 18, a concentração máxima e mínima de sólidos foi 2,9 mg/l, indicando provavelmente um novo problema no equipamento.

Em dezembro, a CSS média foi de 4,02 mg/l, a máxima de 8,00 mg/l e mínima de 3,22 mg/l. Em geral, os picos de CSS acompanharam o comportamento diário da precipitação como pode ser visto no gráfico 15.

No que diz respeito à CSS anual, em 2005 o mês de agosto apresentou a máxima CSS e abril a mínima como pode ser visto no gráfico 16, apresentando um comportamento aleatório devido a problemas técnicos. No ano de 2006, não foi verificada qualquer variação dos sólidos em suspensão durante o período de janeiro a novembro, tendo média de 4,80 mg/l para todos os meses (gráfico 17). Em 2007, a máxima CSS ocorreu no mês de abril com 12,892 mg/l e a mínima em outubro com 2,956 mg/l, como observado no gráfico 18. A menor CSS de janeiro em relação a abril, justifica-se pela ausência de dados no período mais chuvoso de janeiro.

Os meses de abril e maio de 2007 com menores índices pluviométricos que março, apresentou concentrações de sólidos elevada, resultante da exposição de solo devido ao seu preparo para a agricultura aumentando a erosão devido às chuvas concentradas do período. Outro fato em relação a março é que, mesmo ocorrendo 93,90 mm ou 59,77% de precipitação mensal entre os dias 4 e 7 do mês, o sensor de CSS mediu uma queda na concentração, o que possivelmente indique variabilidade momentânea no sensor.

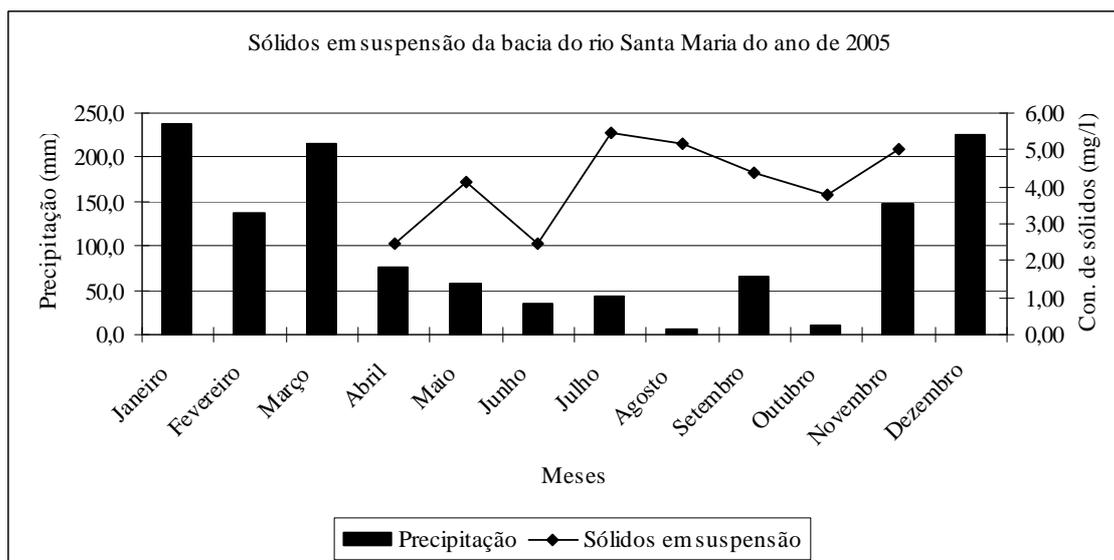


Gráfico 16: Comportamento dos sólidos em suspensão em relação à precipitação do ano de 2005, levando-se em consideração os períodos de ausência de dados do córrego Santa Maria, no Município de São José de Ubá.

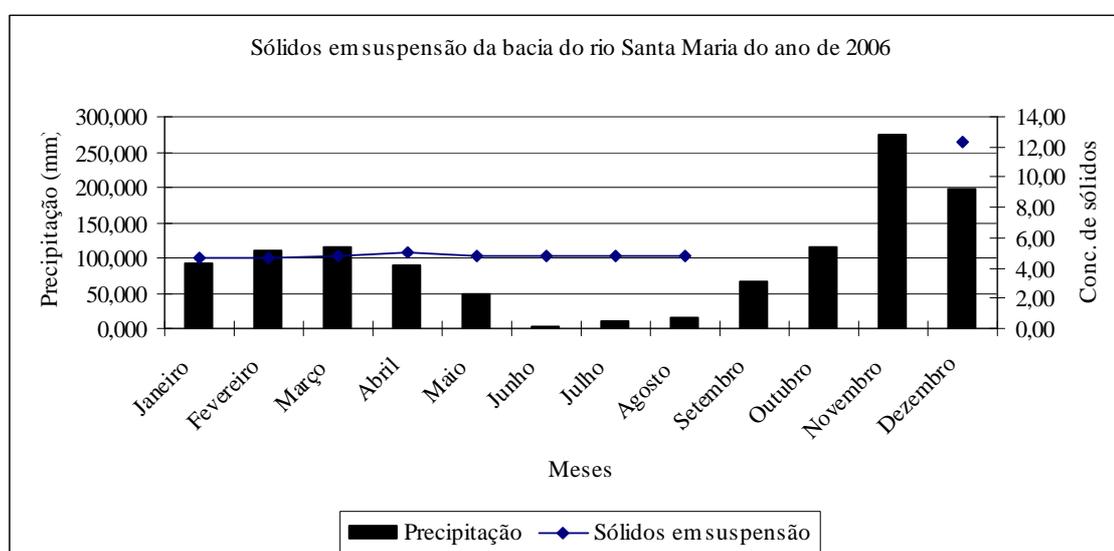


Gráfico 17: Comportamento dos sólidos em suspensão em relação à precipitação do ano de 2006, levando-se em consideração os períodos de ausência de dados do córrego Santa Maria, no Município de São José de Ubá.

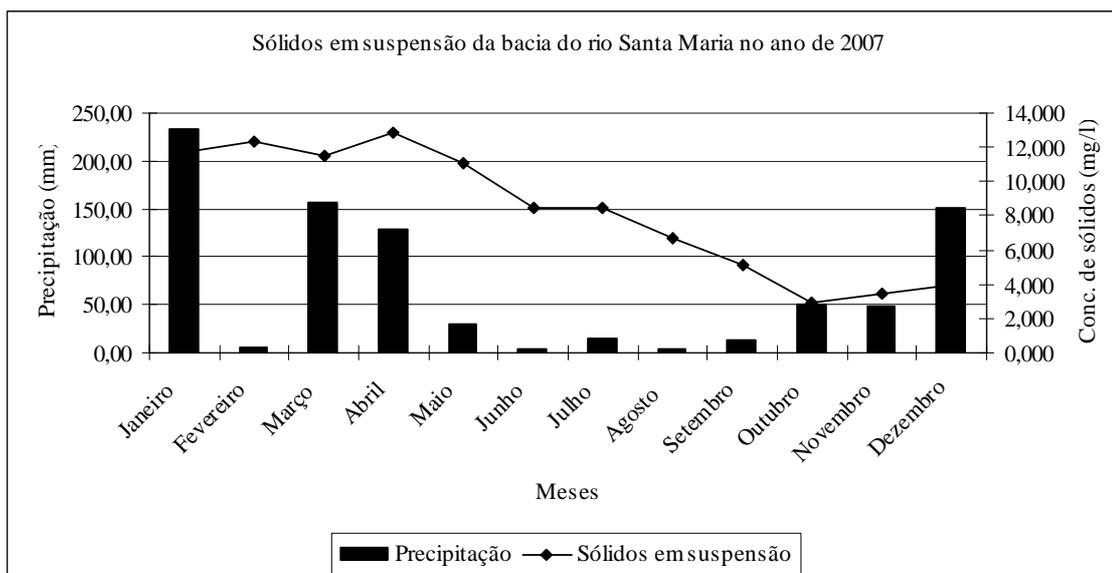


Gráfico 18: Comportamento dos sólidos em suspensão em relação à precipitação do ano de 2007, levando-se em consideração os períodos de ausência de dados do córrego Santa Maria, no Município de São José de Ubá.

PRADO et al. (2006) também na bacia do córrego Santa Maria mediu a CSS para o período de janeiro a julho de 2004 (da bacia do córrego Santa Maria), com a frequência de uma coleta por mês, nos dias 26 de janeiro (três dias antes choveu 76,10 mm), 20 de fevereiro (quatro dias antes choveu 22,2 mm), 25 de março (quatro dias sem chuvas) 27 de abril (dois dias anteriores choveu 37,20 mm), 15 de maio (não chovia há 17 dias), 20 de junho (não chovia há cinco dias) e 29 de julho (não chovia há quatro dias), para um total de 9 pontos amostrais, sendo que desses, serão analisadas os pontos E9, SM 1 o CB 6 e 8. A distribuição dos pontos pode ser vista na figura 22 e as características são apresentadas a seguir:

**Ponto E9:** Situado no exultório da microbacia de estudo, na confluência entre os córregos Santa Maria e Cambiocó, (local utilizado para banho, a 70 do m local de instalação do sensor de nível e de sedimentos).

**Ponto SM1:** Córrego Santa Maria na nascente onde parte da comunidade capta água para abastecimento doméstico.

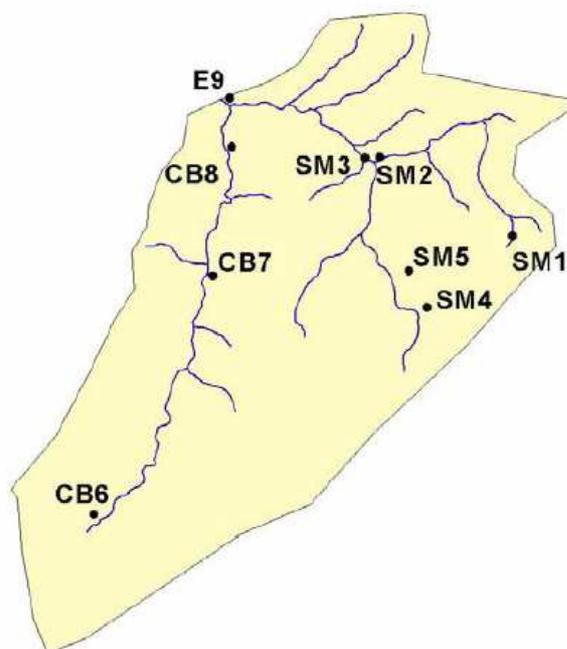


Figura 22: Localização dos pontos de coleta de sólidos em suspensão na bacia do córrego Santa Maria no Noroeste fluminense (PRADO et al., 2006).

**Ponto CB6:** Córrego Cambiocó na nascente; e

**Ponto CB8:** Córrego Cambiocó, antes de se encontrar com o Santa Maria, próximo a uma cascata utilizada para banho e lazer.

Como pode ser visto no gráfico 19, os três primeiros meses para todos os pontos apresentaram concentração de sólidos inferiores a 5 mg/l, mesmo tendo índice pluviométrico de 520 mm, 238,30 mm e 115,00 mm, sendo que os pontos CB8 e E9 obtiveram maiores valores.

RANZINI e LIMA (2002) mediram a CSS de duas bacias hidrográficas de respectivamente 7,2 e 5,5 ha, sendo a primeira com 3,3 % de mata ciliar e 19,6% de declividade média e a segunda, como 2,1% de mata ciliar e 28,9% de declividade média, predominando em ambas o cultivo de eucalipto. Nessas duas bacias a CSS anual foi 0,03 e 0,08 t/ha, apresentando variação mensal em função do comportamento pluviométrico. CAMARA (2004) estudou a CSS em microbacias com floresta nativa e eucalipto no rio Cavalto Morto na região do Município de Imperatriz/MA e verificou que as maiores concentrações de CSS durante o

período de abril de 2002 e 2003 estiveram associados às bacias com plantação de eucalipto e com a distribuição das chuvas.

VANZELA (2004) estudando o córrego Três Barras, que possui área de 40,03 km<sup>2</sup> e pastagens, localizado no perímetro rural do município de Marinópolis - SP encontrou valor médio anual da bacia de 31,25 mg/l, tendo o comportamento anual associado à distribuição da precipitação, com altas concentrações no período chuvoso e baixa, no seco.

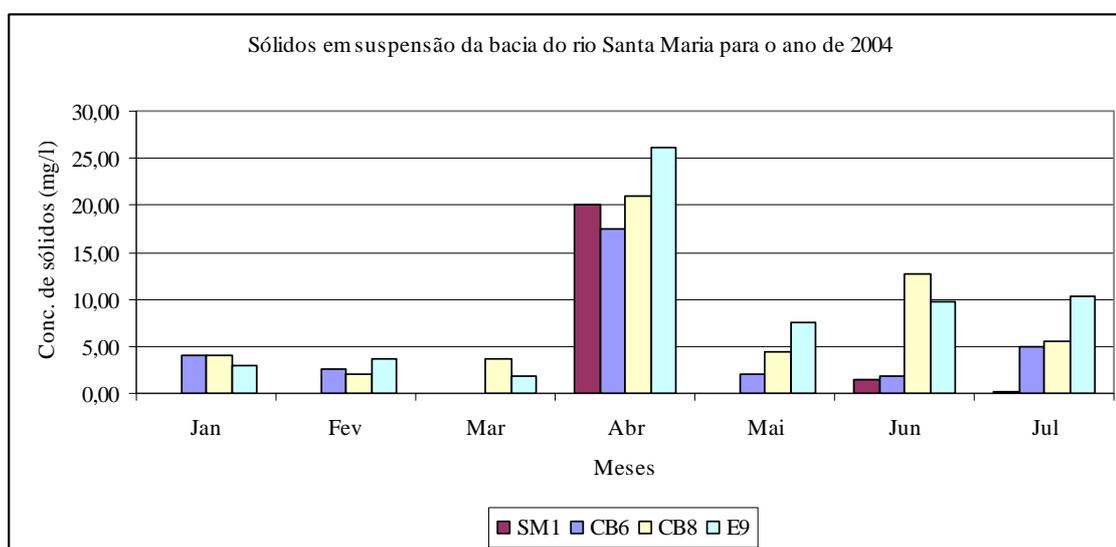


Gráfico 19: Sólidos em suspensão da bacia do córrego Santa Maria, no Município de São José de Ubá (PRADO, et al., 2006)

Algumas oscilações diárias repentinas nos valores absolutos de CSS da bacia do córrego Santa Maria, relatadas ao longo desse item, provavelmente estão associadas a diversos fatores, tais como: 1) a localização do ponto de monitoramento que muitas vezes é utilizado como área de lazer pela comunidade; 2) as constantes construções e destruição de pequenas barragens clandestinas para armazenamento e irrigação de água para o tomate, que movimentam material no canal; 3) a passagem de gado nos locais próximos do ponto de monitoramento, disponibilizando sólidos.

Outro fato importante é o sistema de monitoramento, pois o sensor estava disposto horizontalmente no fundo da represa, lendo todo material particulado à sua frente, que associado à baixa regularidade de limpeza do sensor (geralmente realizada uma vez por mês, e

em alguns casos, prorrogando-se para até dois meses), em conjunto com as baixas vazões nos meses mais secos, que não movimentavam o fundo do remanso, contribuíram para aumentos na CSS devido ao tempo de residência das partículas no fundo do leito e à flocculação das mesmas a frente do leitor do sensor.

### 5.5 – Modelagem hidro-sedimentológica com o SWAT

Para a modelagem hidro-sedimentológica, foi realizada primeiramente a análise de sensibilidade e calibração, para posteriormente ser realizada a validação em relação aos dados medidos em campo.

Na tabela 10 são apresentados os valores utilizados pelo SWAT no processo de modelagem hidro-sedimentológica, envolvendo as variáveis: altitude, desvio padrão da altitude, declividade e comprimento da encosta.

A menor altitude ocorre na URHs número 1 (exutório) e a máxima nas 54, 56 e 57. A altitude média mínima e máxima das URHs é de 145,96 e 330,04 m respectivamente, sendo que a URHs número 54 possui maior desvio padrão com 329,57 m, evidenciando uma elevando gradiente altimétrico, e relevo escarpado. As bacias 56 e 57, também possuem valores de desvio padrão elevados em relação ao comportamento médio das URHs.

A declividade média da URHs é de 27,36%, sendo que a máxima declividade ocorre na URHs 54 e a mínima na 17, como pode ser verificado na tabela 10. As URHs com as mais elevadas declividades estão entre as 52 e 57, onde verifica-se escarpas desenvolvidas em área de forte controle litológico e vales estreitos que foram dissecados pela ação fluvial, como pode ser visto na figura 23.

Com relação ao comprimento das encostas das URHs, verifica-se na tabela 10 que as maiores extensões ocorrem nas URHs 17, 25 e 26, associadas a baixos valores de declividade. A maior concentração de comprimento de rampa está na classe de 0,05 m e com declividades mais elevadas, como pode ser visto no gráfico 20.

Tabela 10: Características das unidades de respostas hidrológicas fornecidas pelo SWAT da bacia do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense.

URHs	Área	Alt. Mín.	Alt. Máx.	Alt. Média	D. P.	Comp. da	Decliv.
------	------	-----------	-----------	------------	-------	----------	---------

	(ha)	(m)	(m)	(m)	Alt	encosta (m)	(%)
1	4,50	121,66	166,59	136,42	13,46	24,39	8,00
2	29,45	125,00	285,00	184,09	38,32	0,05	36,00
3	7,29	123,25	197,63	149,24	22,21	0,05	25,60
4	18,02	130,56	218,49	159,90	25,79	0,05	29,50
5	22,95	128,79	226,53	162,90	26,89	0,05	28,90
6	34,22	132,53	331,65	199,45	46,18	0,05	38,20
7	7,92	133,02	232,64	162,63	30,51	15,24	20,50
8	53,34	133,69	372,33	198,28	54,43	0,05	35,10
9	25,83	132,94	236,96	165,36	26,70	15,24	25,00
10	26,28	134,03	261,23	175,07	29,42	0,05	27,10
11	78,48	138,74	420,90	211,02	78,63	15,24	23,20
12	1,89	134,56	151,18	138,50	5,36	36,59	11,50
13	21,96	138,46	336,08	199,11	56,14	0,05	25,30
14	0,18	135,00	139,37	137,19	2,19	36,59	11,10
15	7,74	137,06	172,92	147,79	9,75	24,39	13,80
16	18,99	135,00	250,60	178,02	27,70	0,05	30,30
17	0,90	135,00	137,25	135,37	0,68	91,46	2,50
18	26,01	134,56	295,19	192,86	42,26	0,05	33,10
19	29,70	135,00	202,30	146,01	12,71	60,98	9,00
20	25,40	135,00	254,85	153,88	23,07	36,59	5,40
21	1,26	134,77	143,47	136,83	2,41	60,98	8,20
22	20,52	136,67	243,55	170,54	26,87	0,05	28,30
23	20,52	136,89	261,36	188,22	35,58	0,05	33,00
24	48,51	137,63	265,12	166,05	27,00	18,29	19,00
25	9,37	136,85	161,09	140,73	4,32	91,46	3,40
26	5,68	138,60	157,24	142,33	4,03	91,46	3,90
27	44,85	139,22	400,56	203,54	65,81	0,05	26,80
28	26,55	142,80	301,86	189,15	35,57	0,05	32,60
29	12,24	140,00	237,78	162,16	23,22	24,39	15,60
30	20,25	145,00	262,98	181,61	27,04	18,29	19,50
31	6,03	142,81	267,42	182,33	32,20	15,24	23,70
32	2,61	145,00	172,06	150,34	6,95	60,98	9,90
33	20,34	143,30	307,74	184,10	42,02	15,24	22,60
34	16,65	150,00	369,89	228,95	55,52	0,05	40,50
35	8,82	146,21	199,13	159,49	14,20	24,39	12,10
36	65,25	145,00	593,70	214,33	92,51	0,05	28,10
37	47,34	145,00	597,62	309,42	111,47	0,05	39,10
38	24,93	150,00	342,09	218,38	50,25	0,05	36,20
39	66,52	150,00	462,98	272,11	73,93	0,05	42,70
40	19,35	146,75	201,73	164,23	14,59	18,29	17,70
41	44,56	145,98	419,35	202,92	68,12	0,05	27,10
42	11,25	150,00	183,44	160,14	9,82	24,39	14,00
43	12,24	150,00	223,94	173,85	16,77	18,29	19,00
44	16,38	172,19	587,91	363,35	116,91	0,05	50,10
45	36,74	157,91	602,24	383,74	123,45	0,05	50,00
46	38,27	150,69	539,23	316,97	95,13	0,05	55,70
47	7,11	150,00	217,32	166,41	16,49	18,29	18,20
48	49,14	155,00	565,17	264,95	109,91	0,05	38,30
49	3,96	155,00	182,35	164,54	8,82	60,98	7,70
50	20,75	158,28	484,14	259,82	78,83	0,05	38,80
51	17,46	160,00	558,40	304,55	110,89	0,05	48,70
52	38,30	164,84	565,59	280,55	102,92	0,05	45,20
53	29,54	165,00	526,79	341,79	102,06	0,05	51,20
54	28,67	184,06	650,00	344,53	329,47	0,05	57,40
55	18,00	190,98	542,00	386,40	87,58	0,05	49,10
56	27,60	209,00	650,00	373,13	311,84	0,05	48,60
57	26,70	215,38	650,06	410,71	307,37	0,05	48,20
58	1,17	125,00	155,33	135,20	9,12	18,29	17,50

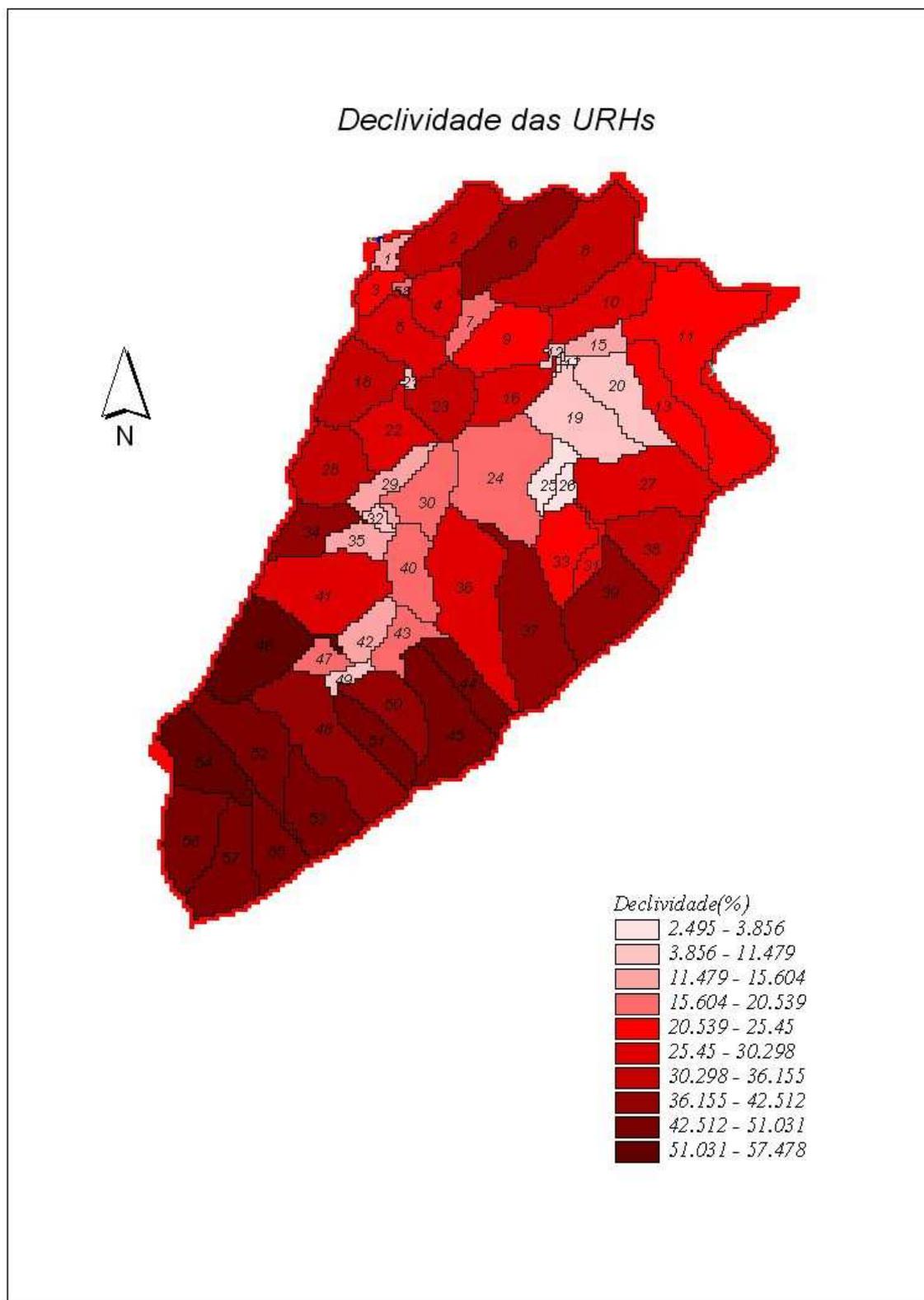


Figura 23: Declividades das URHs utilizados pelo modelo SWAT nos cálculos hidrosedimentológicos.

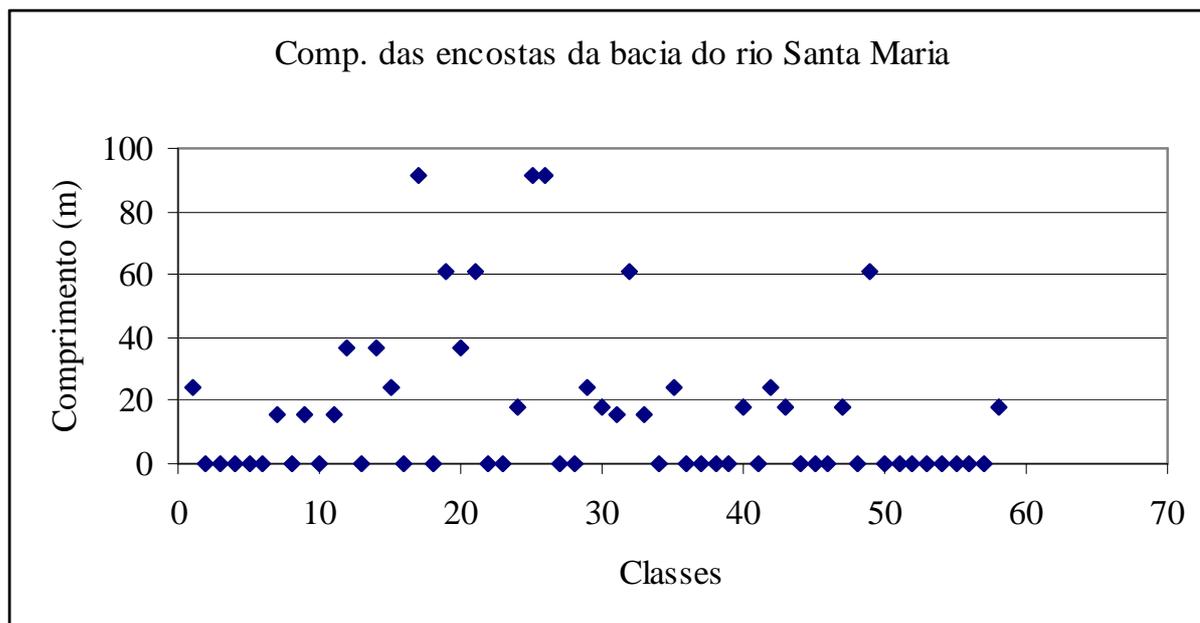


Gráfico 20: Comprimento das encostas da bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense.

Os comprimentos de encosta fornecidos pelo SWAT não são equivalentes ao verificado por ZARONI (2006), pois a autora encontrou como classe predominante 20-50 m utilizando o sistema de cálculo do Idrisi, e, de 100-200 m utilizando o ArcGis, sendo que as diferenças são atribuídas pela autora aos algoritmos utilizados para o cálculo. Os baixos comprimentos de encostas para as URHs obtidas para bacia do córrego Santa Maria pelo SWAT, estão baseados no conceito do modelo, que considera o comprimento de encosta como qualquer concentração de fluxo pela água superficial (escoamento superficial), do ponto que se inicia até a sua concentração.

O mapa de uso e ocupação do solo utilizado pelo SWAT nas simulações hidro-sedimentológicas é apresentado na figura 24. Contudo, na simulação, serão utilizados apenas o uso dominante de cada URHs, podendo-se excluir alguns usos que não forem dominantes, tais como solo exposto, cultura anual (tomate entre outros) e área urbana.

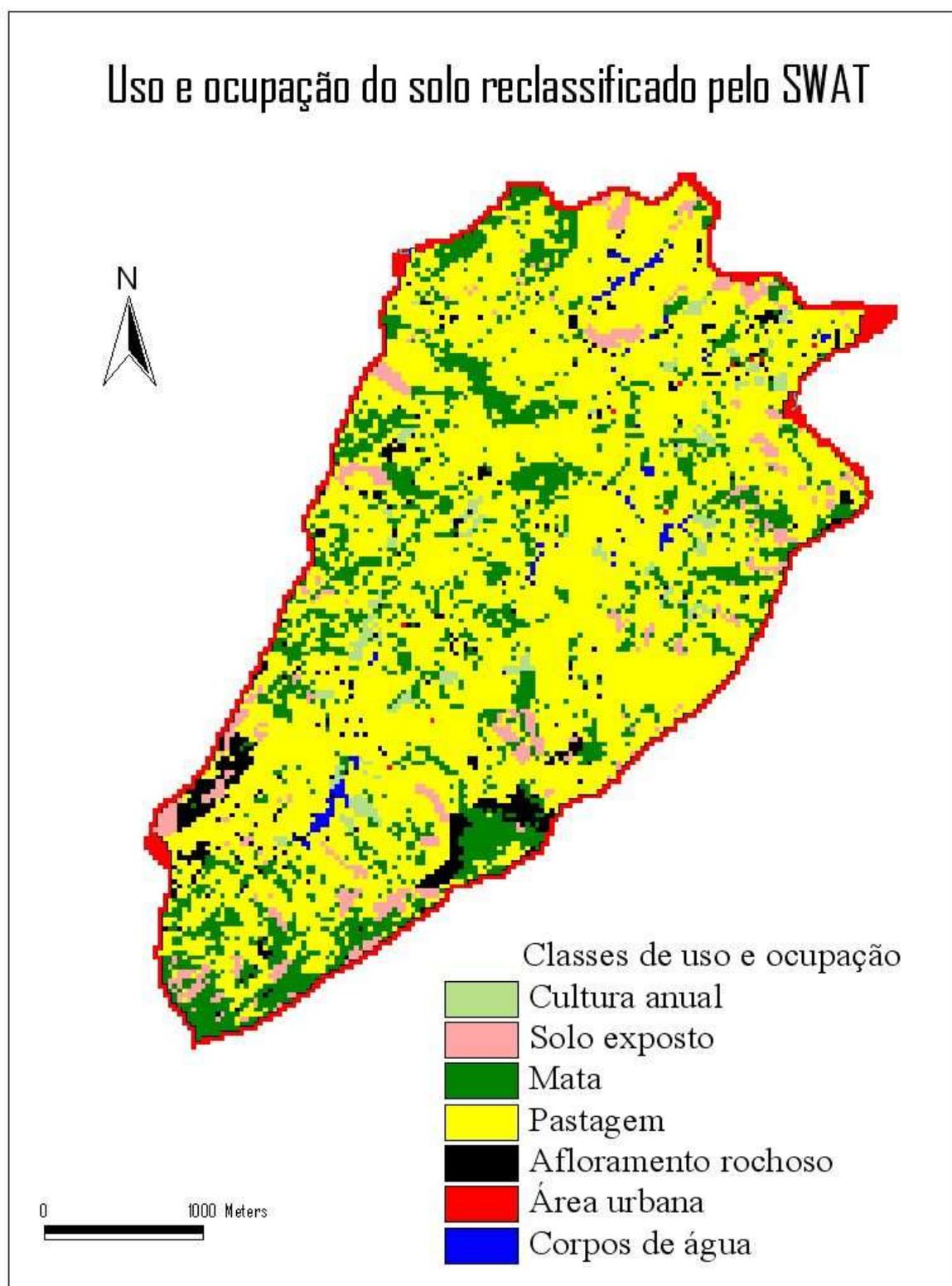


Figura 24: Uso e ocupação do solo da bacia do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense, reclassificados de acordo com o banco de dados do SWAT.

O mapa de solos utilizado no modelo SWAT pode ser visualizado na figura 25, onde aparecem apenas os solos representativos de cada unidade de mapeamento do mapa de solos fornecido por BHERING et al. (2005). Esses foram reclassificados quando o SWAT delimita as URHs, não ocorrendo a utilização de alguns dos solos apresentados.

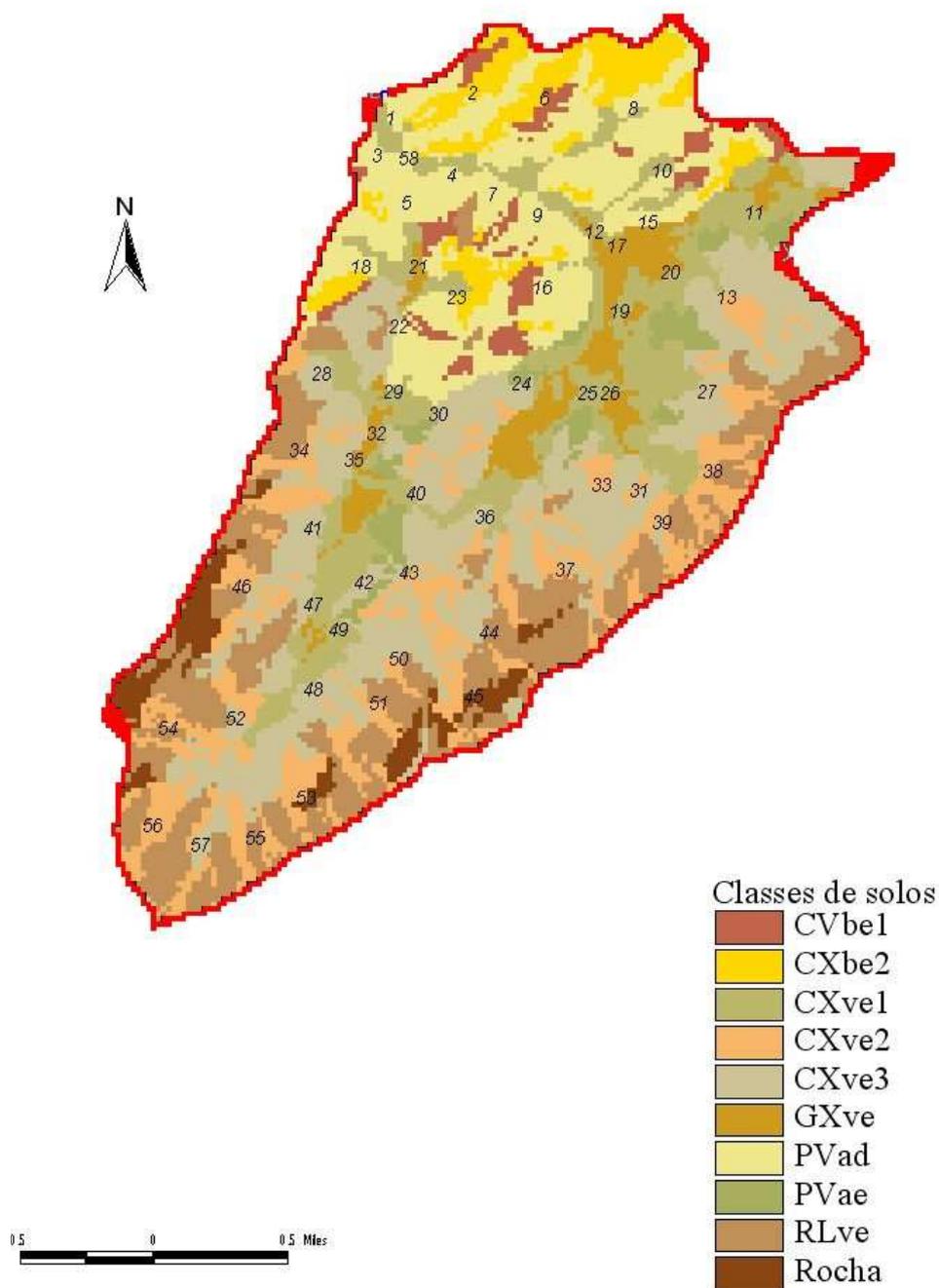


Figura 25: Mapa de solos da bacia do córrego Santa Maria com classes reclassificadas para introdução no modelo SWAT.

### 5.5.2 – Análise da sensibilidade do modelo SWAT

A análise de sensibilidade das variáveis foi realizada de forma automática pelo método Latin-Hypercube One Factor AT-a-Time – LH-OAT, que é disponibilizado pelo modelo SWAT.

Nessa análise, as variáveis são classificadas de 0 a 1, sendo que às próximas de 1 são mais sensíveis e vice-versa. As variáveis disponibilizadas para serem calibradas automaticamente, possuem relação com o comportamento hidro-sedimentológico do modelo.

No gráfico 21 são apresentadas e classificadas às variáveis com maior e menor sensibilidade no SWAT. Verifica-se, no mesmo, que as variáveis com maior sensibilidade no modelo para a bacia do córrego Santa Maria são a Curva Número - CN2, Fluxo de base - ALPHA\_BF, tempo para que o escoamento atinja o canal fluvial - SURLAG, declividade da encosta - SLOPE, coeficiente de compensação de evaporação de água no solo - ESCO e capacidade de água disponível no solo - SOL\_AWC.

A sensibilidade das variáveis encontradas nesse trabalho está compatível com as obtidas por HOLVOET et al. (2005), para a bacia do rio Nill no sudoeste da Bélgica, que verificou que as variáveis CN2, ALPHA\_BF e SURLAG foram as mais sensíveis; com Van GRIENSVEN et al. (2006) na bacia do rio Sandusky no Texas (Estados Unidos da América), também verificou que as variáveis mais sensíveis foram CN2, ALPHA\_BF e SURLAG; com KANNAN, et al. (2007) na bacia do rio Sharnbrook (UK), onde encontrou maior sensibilidade das variáveis CN2, ESCO, AWC. Trabalhos conduzidos por HUISMAN et al. (2004), MULETA e NICKLOW (2005), CONFESOR JR. e WHITTAKER (2007), KIM et al. (2007), MASKI et al. (2007) entre outros, obtiveram resultados semelhantes em relação à análise de sensibilidade.

Também, as variáveis mais sensíveis obtidas nesse trabalho estão de acordo com as recomendações do manual de AVSWAT-X elaborado por NEITSCH et al. (2005) para calibração automática e manual. Nesse manual, a primeira variável que deve ser alterada buscando um ajuste entre a vazão observada e simulada é a CN2, seguido de SOL\_AWC e ESCO, e para fluxo subterrâneo as variáveis ALPHA\_BF, SURLAG e GW\_REVAP.

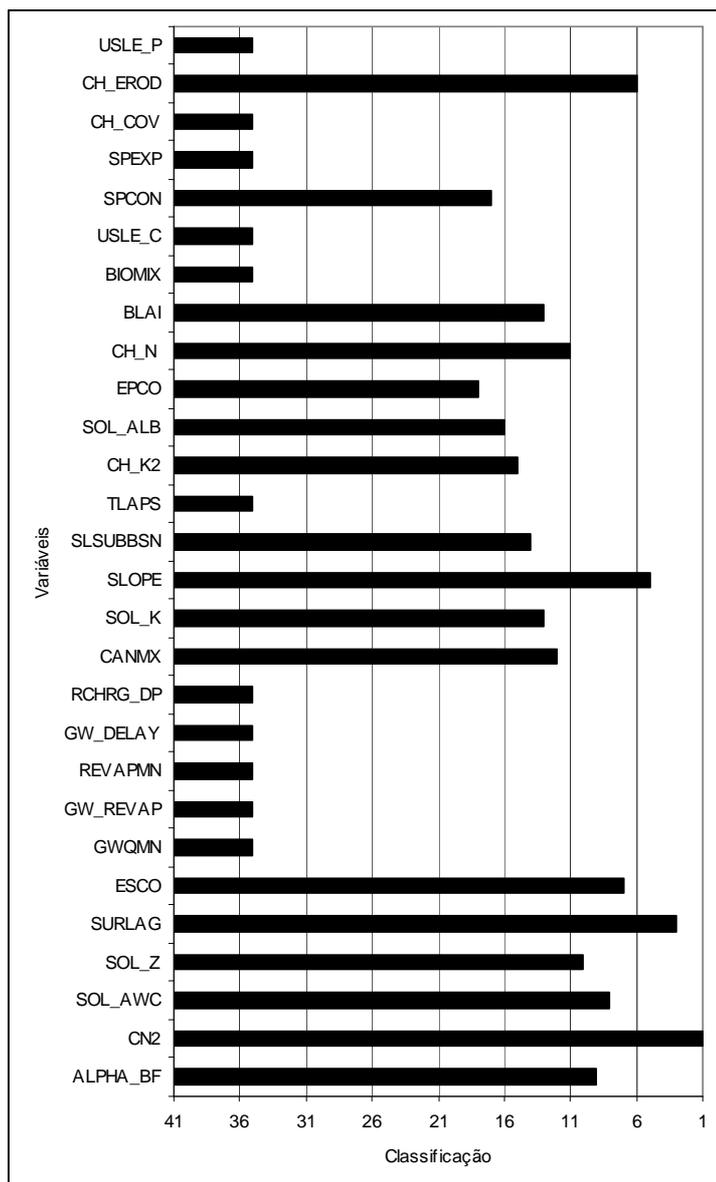


Gráfico 21: Apresentação da sensibilidade das variáveis do modelo SWAT para a bacia do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense<sup>3</sup>.

<sup>3</sup>USLE\_P fator de prática de manejo; CH\_EROD: fator de erodibilidade do canal; CH\_COV - fator canal; SPEXP - Exp. Recolocação dos parâmetros do canal para rotina sedimento; SPCON - Lin. Recolocação dos parâmetros do canal para rotina sedimento; USLE\_C - Fator mínimo de cobertura de solo; BIOMIX - eficiência biológica; BLAI – máxima área foliar potencial da planta; CH\_N – Coeficiente de Manning’s para o canal; EPCO – Fator de crescimento da planta; SOL\_ALB - Albedo do solo úmido; CH\_K2 – Condutividade hidráulica efetiva do canal (mm/hr); TLAPS – fator temperatura(°C/hr); SLSUBBSN – Comprimento média da encosta (m); SLOPE - Declividade da encosta (m/m); SOL\_K – Condutividade hidráulica saturada (mm/hr); CANMX – Máxima interceptação na copa da árvore(mm); RCHRG\_DP – Fração de água que percola para aquífero profundo; GW\_DELAY – Tempo de fluxo de água subterrânea (dias); REVAPMN – Tempo de retorno de água do aquífero para o ao canal (mm); GW\_REVAP – Coeficiente de retorno de água do aquífero; GWQMN - Água de aquífero profundo que retorna ao canal (mm); ESCO – Coeficiente de compensação de evaporação de água no solo; SURLAG – Tempo para que o escoamento superficial atinja o canal fluvial (dias); SOL\_Z – profundidade do solo (mm); SOL\_AWC – Capacidade de água disponível no solo (mm/mm); CN2 - Curva número II; ALPHA\_BF – Fator alpha do fluxo de base (dias).

Levando-se em consideração a análise de sensibilidade obtida, foi realizada a calibração automática no AVSWAT-X. Como indicado na análise de sensibilidade, a curva número II foi a que apresentou maior sensibilidade, sendo sua calibração automática realizada pelo AVSWAT-X. Posteriormente, foi realizada uma nova simulação para verificar o reflexo sobre algumas variáveis hidrológicas do período entre 2005 a 2007, em relação aos valores não calibrados.

#### **5.5.2.1 – Análise da influência da variável CN2 nos processos hidrológicos simulados pelo SWAT**

No tabela 11 são apresentados os valores de CN2 calibrados e não calibrados e, no gráfico 22, os valores das variáveis SW (quantidade de água no perfil de solo), PERC (percolação de água no solo), SURQ (Contribuição do escoamento superficial para a vazão) e GW\_Q (Contribuição da água subterrânea para a vazão).

O comportamento dos valores de curva número 2 para os solos da bacia do córrego Santa Maria, pode ser observado na tabela 11. No geral predominam a curva número II de valor 30, indicando segundo NEITSCH et al. (2005) uma minimização do escoamento superficial e aumento na taxa de infiltração.

Também, no gráfico 22, pode-se verificar como a alteração da CN2 contribuiu para aumento da percolação, da minimização da contribuição do escoamento superficial, corroborando para a diminuição das taxas de produção de sedimentos média anual nas URHs de 18,192 t/ha (sem calibração) para 2,462 t/ha (calibrado).

O aumento na contribuição da água subterrânea e a minimização do escoamento superficial verificado coma alteração da curva número II, possibilita para a bacia um acréscimo na disponibilidade hídrica durante o período seco, minimizando a escassez hídrica.

Com o comportamento das variáveis apresentado no gráfico 22, obtido após a calibração e alteração da CN2 pelo SWAT, pode-se constatar a forte influência dessa variável nos demais processos simulados nas bacias pelo modelo.

Tabela 11: Valores de curva número 2 calibrados automaticamente pelo modelo SWAT, a partir dos dados de vazão e sedimentos do ano de 2005.

URHs	Uso e ocupação do solo	Solos	C. Número II	
			Calibrado	Sem calibração
1	Pastagem	PVad	40,00	89,00
2	Pastagem	CXbe2	35,00	79,00
3	Pastagem	PVad	40,00	89,00
4	Pastagem	PVad	40,00	89,00
5	Pastagem	PVad	40,00	89,00
6	Pastagem	CXbe2	35,00	79,00
7	Pastagem	PVad	40,00	89,00
8	Pastagem	PVad	40,00	89,00
9	Pastagem	PVad	40,00	89,00
10	Pastagem	PVad	40,00	89,00
11	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
12	Pastagem	CXve1	30,00	79,00
13	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
14	Pastagem	CXve1	30,00	79,00
15	Pastagem	PVad	40,00	89,00
16	Pastagem	PVad	40,00	89,00
17	Pastagem	GXve	46,00	86,00
18	Pastagem	PVad	40,00	89,00
19	Pastagem	CXve1	30,00	79,00
20	Pastagem	GXve	46,00	86,00
21	Pastagem	GXve	46,00	86,00
22	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
23	Pastagem	PVad	40,00	89,00
24	Pastagem	CXve3	40,00	79,00
25	Pastagem	GXve	46,00	86,00
26	Pastagem	CXve1	30,00	79,00
27	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
28	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
29	Pastagem	PVad	40,00	89,00
30	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
31	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
32	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
33	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
34	Pastagem	RLve	79,00	86,00
35	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
36	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
37	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
38	Pastagem	CXve2	55,00	86,00
39	Pastagem	CXve2	55,00	86,00
40	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
41	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
42	Pastagem	CXve1	30,00	79,00
43	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
44	Pastagem	RLve	79,00	86,00
45	Pastagem	CXve2	55,00	79,00
46	Pastagem	Rocha 4	99,00	99,00
47	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
48	Pastagem	RLve	79,00	86,00
49	Pastagem	CXve1	30,00	79,00
50	Pastagem	CXve3	30,00	79,00
51	Pastagem	RLve	79,00	86,00
52	Pastagem	RLve	79,00	86,00
53	Pastagem	CXve2	55,00	86,00
54	Pastagem	RLve	79,00	86,00
55	Floresta	CXve2	25,00	86,00
56	Pastagem	RLve	79,00	86,00
57	Floresta	RLve	25,00	86,00
58	Pastagem	PVad	40,00	89,00

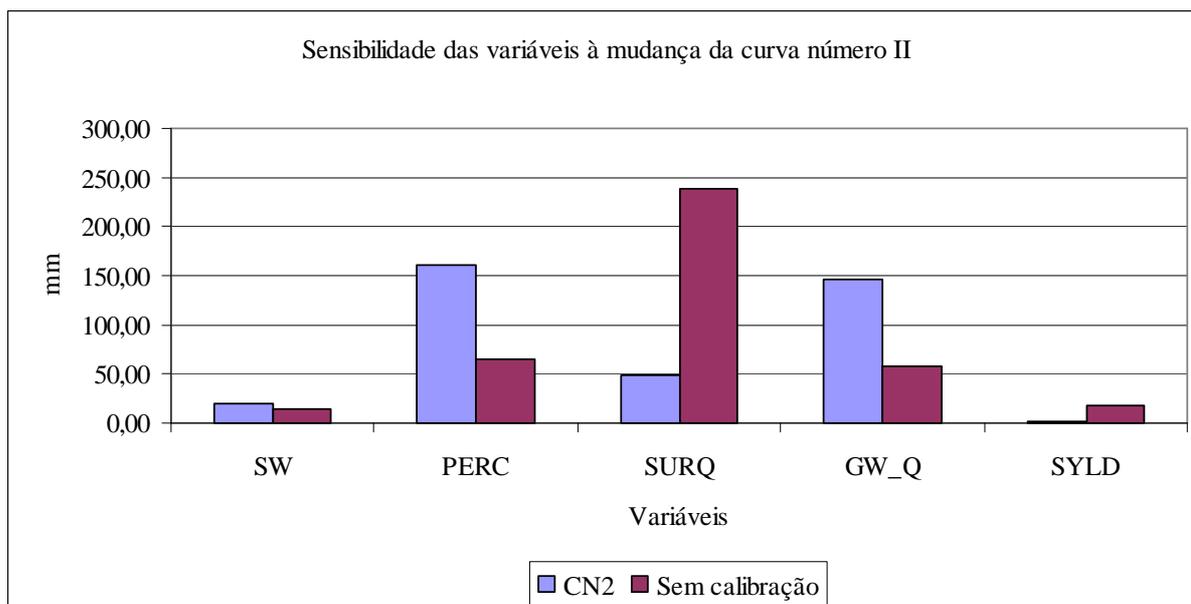


Gráfico 22: Análise da sensibilidade média de algumas variáveis hidrológicas do modelo SWAT para o período entre 2005-2007 no exutório da bacia do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense<sup>4</sup>.

A alteração do comportamento das variáveis hidrológicas apresentadas no gráfico 22 está de acordo com os pressupostos pelo SWAT, estando compatível com o observado por EL-NASR et al. (2005) na bacia do rio Jeker na Bélgica, avaliando que o ajuste da CN2 contribuiu para maior compatibilidade entre os dados observados e calibrados, devido à mudança nas variáveis hidrológicas; CHOI et al. (2005) encontraram para bacia do rio Bosque valores de COE de 0,6 após o ajuste da CN2. TORRES-BENITES et al. (2005), no rio Laja em Guanajuato, no México, obtiveram COE de 0,93 para vazão, proporcionado pela alteração no comportamento das variáveis hidrológicas devido a alteração na CN2; CHAPONNIÈRE et al. (2007), para uma bacia no semi-árido na cadeia do Atlas no Marocos, verificaram que a calibração da CN2 melhorou o ajuste das variáveis hidrológicas, resultando em melhor COE. REUNGSANG et al. (2007) na bacia do rio Maquoketa no noroeste de Iowa (EUA) verificaram COE de 0,73 após a calibração da CN2.

A influência da CN2 nos parâmetros hidrológicos também foi observada em outros estudos conduzidos por LENHART et al. (2002), CONFESOR et al. (2007), KIM et al. (2007),

<sup>3</sup> CN2 - Curva número II; SW Conteúdo de água no solo; ESCO – Coeficiente de compensação de evaporação de água no solo; PERC: Percolação de água no solo; SURQ: Contribuição do escoamento superficial para vazão. GW\_Q: Contribuição da água subterrânea para a vazão; SYLD: Produção de sedimentos média por URHs.

MASKI et al. (2007); PARAJULI et al. (2007), BORMANN et al. (2008) GREEN e VAN GRIENSVEN (2008) e IMMERZEEL e DROOGERS (2008).

PETERSON e HAMLETT (1998) confirmaram essa tendência da maior sensibilidade do modelo SWAT à variação da curva número 2, pois a mesma apresenta forte relação entre as variáveis do solo com a vegetação, refletindo o potencial de escoamento superficial que pode ser ocasionado a partir do evento de precipitação.

Apesar do indicativo da influência da CN2 no balanço hidrológico do SWAT, KANNAN et al. (2007) estudando a bacia do rio Sharnbrook (UK), não encontrou tal relação, pois os componentes do modelo não se mostraram sensíveis à modificação da CN2, devido ao alcance da mesma e à atualização da CN2 para cada simulação, alterando o conteúdo de água no perfil de solo. A atualização nos valores de CN2 para cada simulação feita a partir da introdução de um novo *shape* ou MDE também foi verificada nesse trabalho, pois quando foram introduzidos novos mapas ou MDE para realização de simulação de cenário ambiental (que serão discutidos posteriormente), foi necessário ajustar manualmente novamente a curva número II de cada tipo de uso e ocupação do solo.

Apesar da CN2 ter fundamental importância no processo de calibração do SWAT, também foi realizada uma verificação da influência da variável SOL\_AWC sobre o conteúdo de água no solo - SW, Percolação de água no solo - PERC, Contribuição do escoamento superficial para vazão - SURQ e Contribuição da água subterrânea para a vazão - GW\_Q, conforme propostos no manual do SWAT por NEITSCH et al. (2005) e do resultado obtido na análise de sensibilidade.

#### **5.5.2.2 - Análise da influência da variável SOL\_AWC nos processos hidrológicos simulados pelo SWAT**

Para tal verificação, adotou-se às curvas número II de cada solo sem a calibração automática do AVSWAT-X, alterando apenas os valores originais do SOL\_AWC para 0,04 mm/mm, como pode ser visto na tabela 12. Os resultados médios do período entre 2005-2007 que foram obtidos com a alteração dos valores de SOL\_AWC podem ser visto no gráfico 23.

Tabela 12: Valores de SOL\_AWC dos horizontes superficiais fornecidos originalmente por BHERING et al. (2005) para bacia do córrego Santa Maria, alterados no AVSWAT-X conforme NEITSCH et al. (2005).

Solos	Valores originais SOL_AWC (mm/mm)	Valores alterados de SOL_AWC (mm/mm)
CXve1	0,12	0,04
CXve2	0,11	0,04
CXve3	0,09	0,04
GXve	0,16	0,04
PVad	0,10	0,04
RLve	0,12	0,04
Rocha	0,00	0,00

Obs: A classe rocha (que não é entendido como solo), está adicionada ao modelo SWAT).

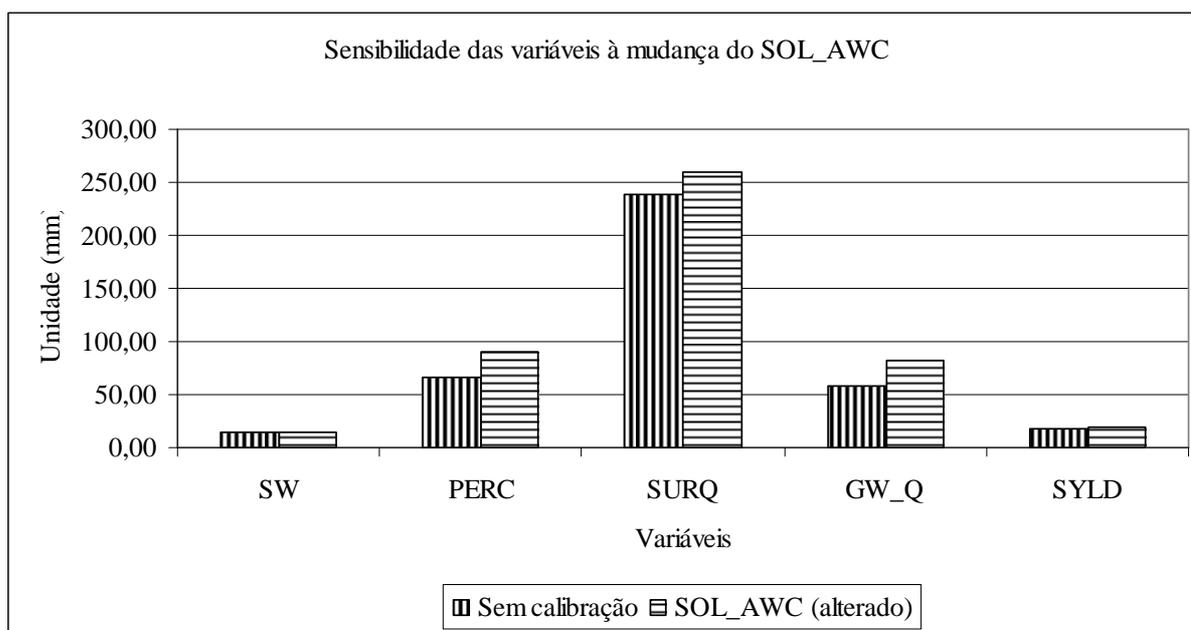


Gráfico 23: Análise da sensibilidade média de algumas variáveis hidrológicas do modelo SWAT para o período entre 2005-2007 da bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense.

Observa-se no gráfico 23 que as variáveis mostraram-se sensíveis a mudança no valor de SOL\_AWC, ocorrendo aumento em quase todas as variáveis, à exceção do SW, quando comparada à simulação sem calibração. No caso das variáveis PERC e GW\_Q ocorre um aumento significativo devido à maior percolação de água no perfil de solo, aumentando o fluxo subterrâneo. Em relação à produção de sedimentos por hectare, a alteração no

SOL\_AWC promoveu um aumento de 18,192 t/ha para 20,013 t/ha, devido ao aumento da contribuição do escoamento superficial, promovido pela baixa capacidade de armazenamento de água no perfil do solo.

O comportamento encontrado nesse trabalho está compatível ao trabalho de KANNAN et al. (2007), que ao aumentar os valores de SOL\_AWC verificou uma diminuição nos valores de SURQ, GW\_Q e alteração no padrão de drenagem.

### 5.5.2.3. - Análise da influência da variável ESCO nos processos hidrológicos simulados pelo SWAT

Outra variável recomendada pelo manual do SWAT proposto por NEITSCH et al. (2005) para ser alterada é a ESCO. Segundo o manual, essa variável possui índice mínimo igual a “zero” e máximo de “um”, sendo que, quanto mais próximo de “zero”, há um aumento na evapotranspiração no perfil de solo, e no caso de diminuição da ESCO, ocorre à relação inversa. Sendo assim, todos os valores das URHs foram alterados para o índice máximo estipulado pelo manual do SWAT e sua resposta pode ser verificada no gráfico 24.

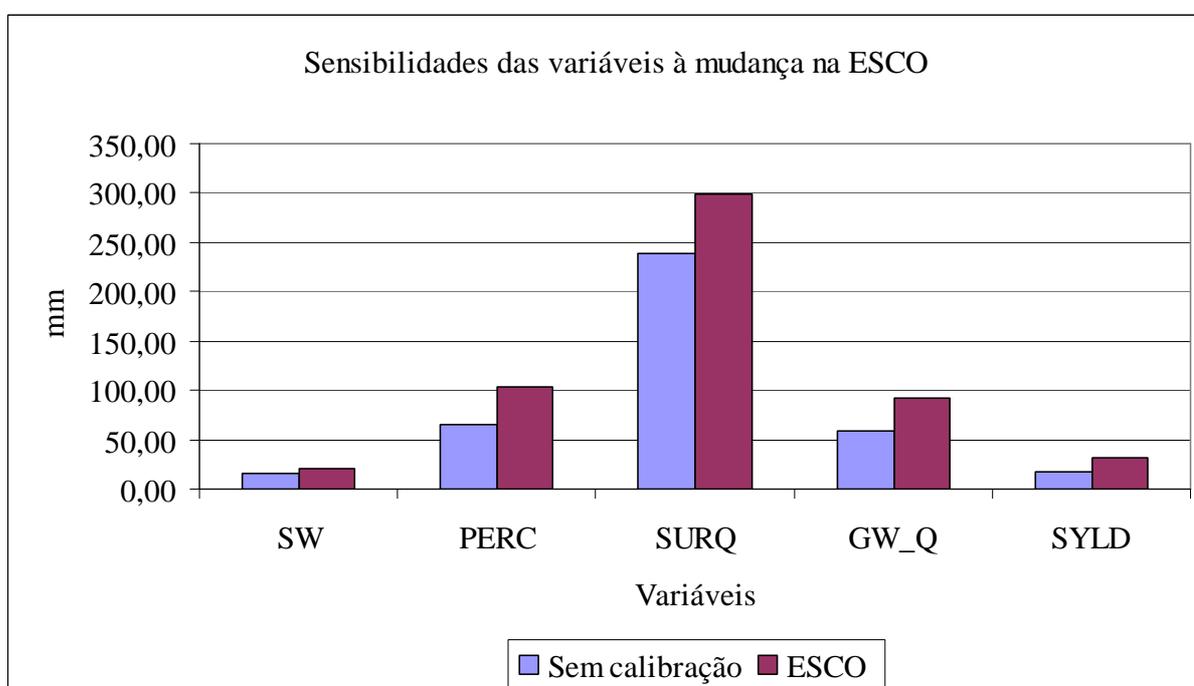


Gráfico 24: Análise da sensibilidade média de algumas variáveis hidrológicas do modelo SWAT para o período entre 2005-2007 da bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense.

Verifica-se no gráfico 24 que todas às variáveis foram afetadas pela mudança no índice de ESCO em relação à simulação sem calibração. Essa variável proporcionou um aumento no conteúdo de água no solo, uma maior percolação, um aumento na contribuição do escoamento superficial para a vazão e um ligeiro aumento na recarga do aquífero, devido a menor evapotranspiração do solo. Isto ocorreu devido à minimização nas taxas de evapotranspiração potencial como salientado por NEITSCH et al. (2005).

As variações observadas nesse trabalho são similares às encontradas por KANNAN et al. (2007), que aumentou o índice de ESCO proporcionando o aumento no fluxo de base e aumento nos valores de escoamento superficial.

Nos gráficos 25 e 26 pode-se verificar a sensibilidade das variáveis em conjunto em função das mudanças da CN2, SOL\_AWC e ESCO. A variável responsável pelas mudanças mais abruptas em SW, PERC, SURQ, GW\_Q e SYLD e vazão foi a CN2, comprovando que essa é a principal responsável para um melhor ajuste dos dados observados em relação aos simulados pelo SWAT, fato que é salientado por NEITSCH et al. (2005).

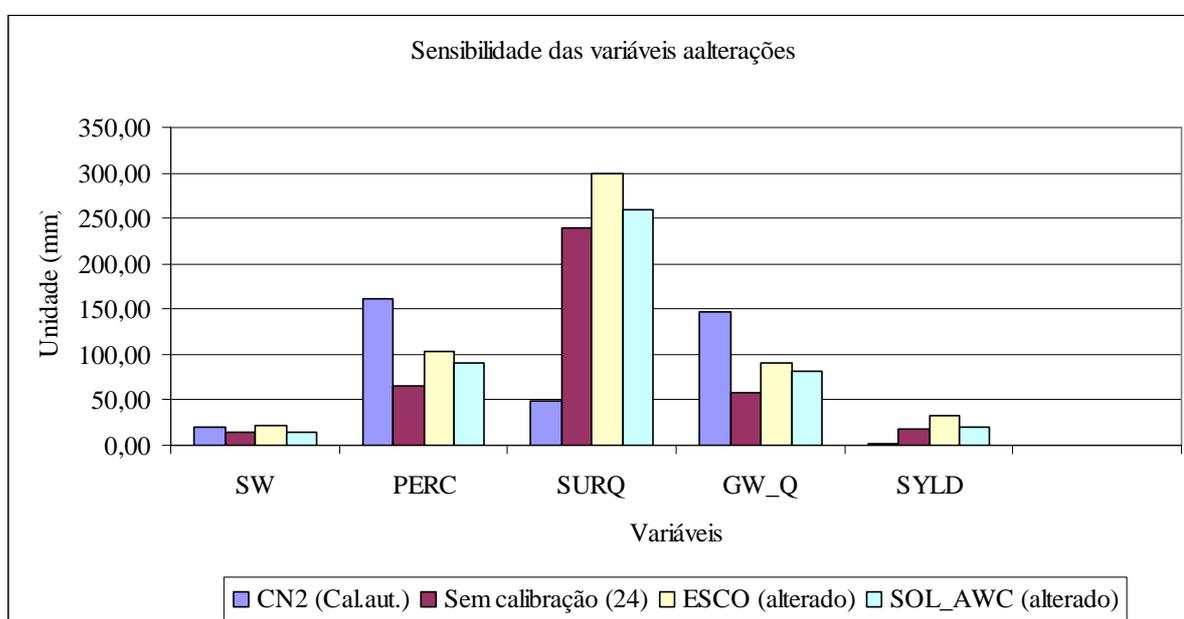


Gráfico 25: Comportamento das variáveis em relação às alteração nos valores de CN2, ESCO e SOL\_AWC.

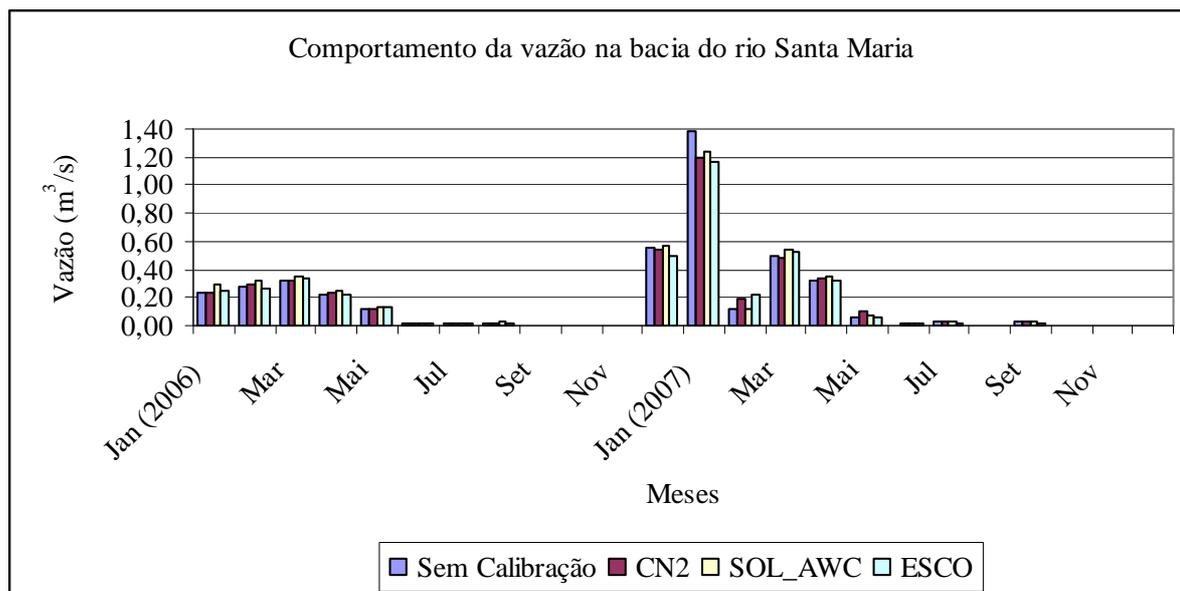


Gráfico 26: Sensibilidade mensal da vazão do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense, às mudanças nas variáveis CN2, SOL\_AWC, ESCO e sem calibração com valores não alterados.

Cada uma dessas variáveis ajustadas, sendo a curva número 2 com ajuste automático pelo modelo, o SOIL\_AWC e o ESCO manualmente, refletiram-se sobre o COE de vazão e concentração de sólidos, respectivamente, de CN2 (0,7188 e -6,1136), SOIL\_AWC (0,5409 e -14,32) e ESCO (0,6768 e -35,3128) e sem calibração de 0,7047 e -12,4516.

Apesar das três variáveis mostrarem-se importantes e alterarem o comportamento hidro-sedimentológico do SWAT para a bacia do córrego Santa Maria, DI LUZIO et al. (2005) salientam que deve ser dada maior ênfase na CN2 no processo de auto-calibração elaborado na interface do AVSWAT-X com ArcView. Em virtude disso, no AVSWAT-X, essa variável é automaticamente assinalada, cabendo ao usuário modificá-la manualmente caso os resultados obtidos não sejam razoáveis, corroborando para melhorar a sensibilidade do modelo e do valor do COE.

### 5.5.3 – Validação mensal da vazão simulada pelo SWAT para condição de uso e ocupação atual do solo

Como constatado no item 5.5.2.1 que trata da análise de sensibilidade, a CN2 é a principal responsável pelas alterações nas variáveis hidrológicas para modelagem e obteve melhor COE

na bacia do córrego Santa Maria no Noroeste Fluminense, sendo, portanto, alterada automaticamente pelo SWAT, levando-se em consideração os dados de vazão observados de 2005 e a interface do modelo SWAT (NEITSCH et al., 2005).

Na tabela 13, pode-se verificar os valores observados, simulados sem calibração e calibrados automaticamente para a vazão mensal, bem como o Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe – COE, para o período de janeiro a agosto, e dezembro de 2006, e janeiro a setembro de 2007.

Tabela 13: Comportamento mensal de vazão monitorada, simulada sem calibração e com calibração automática do SWAT, para o período entre 2006 e 2007 (m<sup>3</sup>/s).

<b>Meses</b>	<b>Observado</b>	<b>Sem Calibração</b>	<b>Calibrado</b>
Jan (2006)	0,0672	0,2427	0,2415
Fev	0,1023	0,2870	0,2868
Mar	0,1067	0,3258	0,3257
Abr	0,0841	0,2802	0,2269
Mai	0,0256	0,1218	0,1211
Jun	0,0001	0,0068	0,0133
Jul	0,0000	0,0125	0,0143
Ago	0,0014	0,0184	0,0190
Set	*		
Out	*		
Nov	*		
Dez	1,1716	0,5631	0,5497
Jan (2007)	1,2131	1,3488	1,2064
Fev	0,1386	0,1073	0,2098
Mar	0,1584	0,5000	0,4885
Abr	0,2582	0,3274	0,3363
Mai	0,2164	0,0600	0,0941
Jun	0,1379	0,0067	0,0155
Jul	0,0310	0,0244	0,0263
Ago	0,0115	0,0049	0,0052
Set	0,0042	0,0026	0,0296
Out	*	*	*
Nov	*	*	*
Dez	*	*	*
<b>COE</b>		<b>0,7047</b>	<b>0,7188</b>

\* Ausência de dados por problemas técnicos no sensor de vazão.

Quanto melhor ajustado o modelo, mais resultará em um valor de COE próximo de um, indicando que a variância do ajuste (média de diferenças quadráticas dos valores calibrados e observados) é um valor relativamente pequeno em relação à variância dos dados observados; enquanto que zero, indica um ajuste regular, onde o grau de variabilidade do ajuste é próximo da variabilidade dos dados observados. Um COE com sinal negativo, indica um ajuste ruim do modelo, com alto grau de disparidade entre valores observados e calibrados, significando que a variância do ajuste resultou em um valor muito alto em relação à variância dos dados observados, produzindo um COE negativo.

O COE da vazão simulada sem calibração foi inferior à calibrada, como pode ser visto na tabela 13. A vazão calibrada foi a que mais se aproximou da observada no mês de janeiro de 2007, quando atingiu 1, 2064 m<sup>3</sup>/s, enquanto que a sem calibração, obteve 1,3488 m<sup>3</sup>/s, em relação a 1,2131 m<sup>3</sup>/s observada.

A menor vazão verificada nos meses chuvosos da simulação calibrada em relação à sem calibração, deve-se a maior infiltração e a menor escoamento superficial de água no solo, promovidos pelos baixos valores de curva número 2. Isto permite uma recarga da água subterrânea, que contribui para vazões mais elevadas durante o período de junho a agosto, que na bacia é de escassez hídrica. Esse comportamento da vazão é compatível com os dados de água subterrânea apresentados nos gráficos 22 e 25, onde se comprovou o aumento da recarga da bacia.

No ano de 2006, durante o período entre janeiro e maio, e dezembro, a vazão calibrada foi inferior à sem calibração, e de junho a agosto, ocorre o inverso. No ano de 2007, com exceção de janeiro, março e abril, a vazão calibrada dos demais meses foram superiores à sem calibração, tendo apresentado um comportamento contrário ao de 2006.

Considerando o melhor ajuste encontrado na simulação calibrada em relação à sem calibração, expresso pelo COE, que é utilizado como parâmetro para os trabalhos que utilizam o SWAT, serão discutidos os resultados obtidos da simulação calibrada em relação aos dados observados.

Para o ano de 2006, com exceção do mês de dezembro, o SWAT superestimou todos os valores de vazão em relação aos dados observados. Já para o ano de 2007, com exceção de

fevereiro, março, abril e setembro, o SWAT superestimou a vazão, e, nos demais meses, o modelo subestimou os valores de vazão.

Verificam-se nos dados calibrados de 2006 e 2007 em relação aos observados, que os índices pluviométricos de 2006 foram ligeiramente superiores aos de 2007, apresentando vazão sempre superior ao observado, quando comparado ao ano de 2007.

Durante o período entre janeiro de 2006 até março de 2007 o comportamento da vazão foi equivalente ao observado. Contudo, o SWAT não foi capaz de reproduzir a oscilação da vazão a partir do mês de maio até agosto de 2007, quando os valores observados foram superiores aos simulados. Também, no gráfico 27, pode-se verificar que a previsão de vazão pelo SWAT esteve diretamente associada ao comportamento pluviométrico, fato não verificado nos dados observados a partir de maio, como discutido no item 5.4.1.

Em março, mesmo os índices pluviométricos sendo superiores aos de abril, a vazão observada foi inferior. Dentre os fatores que podem ter contribuído para esse comportamento, pode-se destacar problemas no sensor, pois em março ocorreram quatro dias chuvosos durante o período entre 04 a 07 que totalizaram 93,90 mm (57% das chuvas do mês), bem como ao represamento de água pelas pequenas represas clandestinas na região, que posteriormente pode ter sido liberada, maximizando a vazão em abril, fato não simulado pelo SWAT.

Apesar de algumas oscilações no comportamento entre o observado e o simulado a partir de maio de 2007, o COE de 0,7188, obtido nesse estudo está compatível com alguns trabalhos desenvolvidos até a presente data no Brasil por MACHADO (2002), que obteve um COE de 0,93 para o período entre 1999 e 2000 na bacia do ribeirão Marins em Piracicaba, muito superior ao encontrado nesse trabalho; por BALDISSERA (2005), na bacia do rio Cuiabá, no Mato Grosso obteve um COE com valores variando entre 0,72 e 0,78, semelhante a esse trabalho; por MINOTTI (2006), utilizando o SWAT em um compartimento da bacia do rio Mogi-Guaçu na região central do Estado de São Paulo, concluiu que a carência de dados de sua bacia referentes aos processos hidrosedimentológicos contribuiu para limitar o refinamento dos resultados produzidos pelo SWAT.

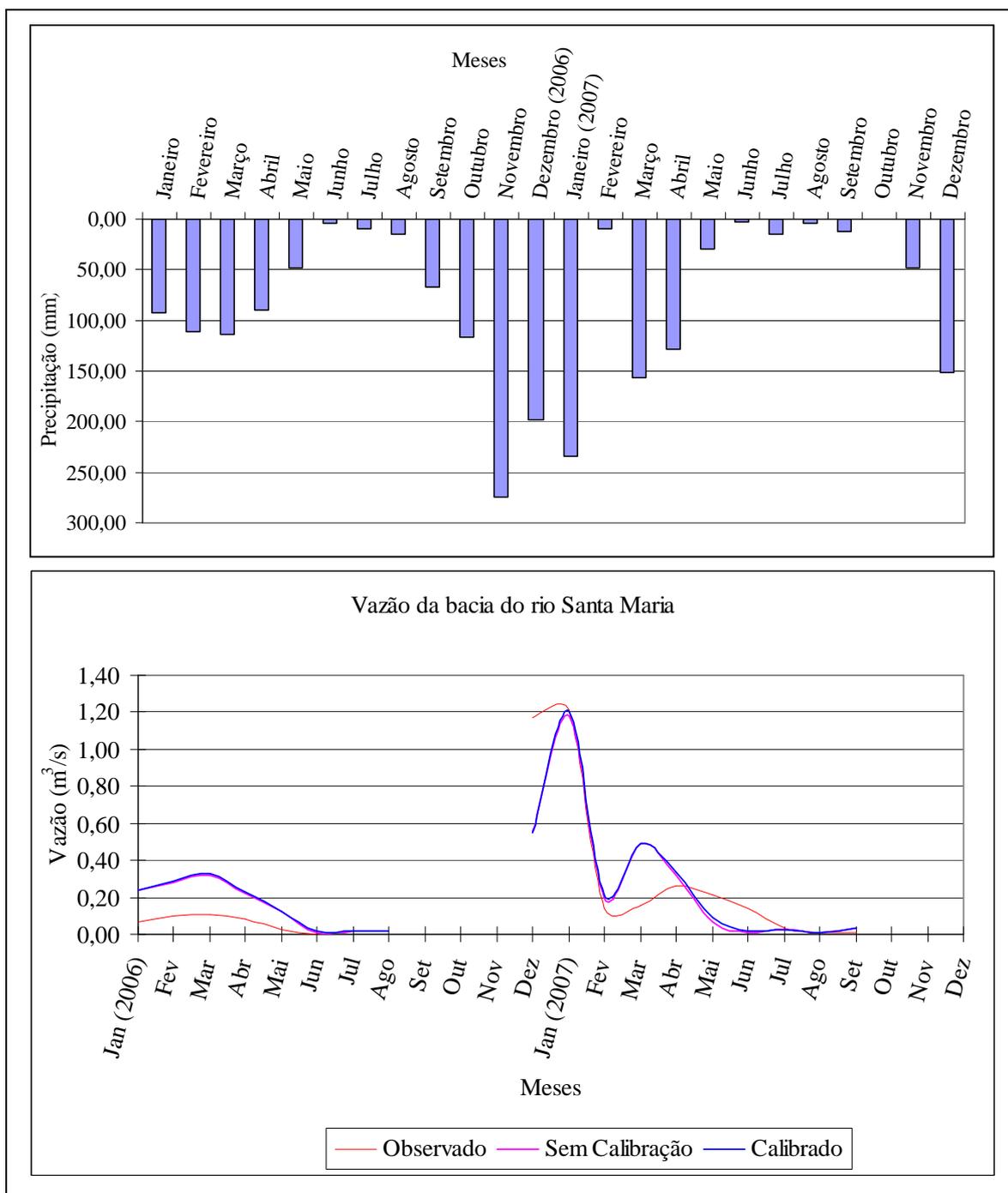


Gráfico 27: Comportamento sazonal da vazão do córrego Santa Maria simulado pelo modelo SWAT para o período entre 2006 a 2007.

O COE desse trabalho também está compatível aos resultados obtidos nos Estados Unidos da América (EUA), por SRINIVASAN et al. (1998) na bacia do rio Mill Creek na Pensilvânia obteve um COE de 0,84; por ROSENTHAL e HOFFMAN (1999) em uma bacia de 900km<sup>2</sup> na região central do Texas, obtiveram um COE de apenas 0,57 entre os dados observados e

calibrados para o período de 1972 a 1984; por SPRUILL et al. (2000) em uma pequena bacia na região central de Kentucky, obteve um COE de 0,89 para os anos de 1995 e 1996; por SRINIVASAN et al. (1998) que obteve um COE de 0,77 para uma bacia de mesoescala; por CONFESSOR e WHITTAKER (2007) calibraram o SWAT para vazão diária, e obtiveram um COE de 0,86 para a bacia do rio Capopeia no Oregon; e por LIN e RADCLIFFE (2006) obtiveram um COE de 0,87 para vazão mensal e diária da bacia do rio Etowah em Canton (GA), para o período de 1993 – 2001.

Os resultados do COE obtidos nesse trabalho também estão compatíveis a outras regiões do mundo, como na China, na bacia do rio Chão, SU et al. (2006) conseguiu um COE de 0,77 utilizando a calibração automática; também por XU et al. (2006) na bacia do rio Maoping na China encontrou um COE de 0,71; já XU et al. (2007) obtiveram um COE de 0,83 para vazão mensal da bacia do rio Daning para o período de 2000-2004. Em duas pequenas bacias do sul da África, GOVENDER e EVERSON (2005) obtiveram um COE de apenas 0,68, que segundo os autores deve-se à disponibilidade dos bancos de dados. Na Europa diversos trabalhos têm conseguido COE superiores a 0,7, tais como BOURAOUI et al. (2002), FOHER et al. (2002), HOWITT et al. (2002), CONAN et al. (2003), GRIZZETTI et al. (2005); SALVETTI et al. (2008), entre outros.

#### **5.5.4 – Validação da concentração de sólidos no canal - CSS**

Em relação à concentração de sólidos, na tabela 14 são apresentados os resultados da simulação sem calibração e calibrada, assim como os valores observados da bacia do córrego Santa Maria para o mesmo período.

Pode-se constatar na tabela 14, que os valores simulados com e sem calibração para os meses secos foram praticamente nulos, devido provavelmente à alta infiltração de água no solo assumida pelo modelo, favorecida pela condição de baixa umidade antecedente, ocasionando uma baixa produção escoamento superficial, de sedimentos e concentração de sólidos para essa época do ano, em relação ao observado.

O COE obtido para as simulações sem e com calibração foram negativos, e respectivamente de -12,4516 e -6,1136, demonstrando que o SWAT não foi capaz de simular valores de concentração de sólidos próximos dos observados em campo.

Tabela 14: Concentração de sedimentos da bacia do córrego Santa Maria, no Noroeste Fluminense (RJ).

<b>Meses</b>	<b>Observado</b>	<b>Sem Calibração</b>	<b>Calibrado</b>
Dez	12,3267	28,52880	6,2765
Jan (2007)	11,6498	51,43182	35,9370
Fev	12,3260	1,78500	0,0027
Mar	11,4858	21,5300	6,6460
Abr	12,8924	10,4440	2,0910
Mai	11,0714	0,0493	0,0139
Jun	8,4352	0,1840	0,0517
Jul	8,4835	0,4384	0,1504
Ago	6,7005	0,1291	0,3156
Set	5,1118	0,1237	0,1270
Out	2,9560	0,24896	0,24579
Nov	3,4766	0,1581	0,1197
Dez	4,0216	3,9430	1,7790
COE	-	-12,4516	-6,1136

O COE obtido nesse trabalho mostra que a variância interna dos valores simulados foi superior ao observado, sendo que para a versão sem calibração a variação foi de 184,6885, e, com calibração de 97,6681.

A variância na CSS da simulação sem calibração foi fortemente influenciada pelos totais mensais elevados de dezembro de 2006, janeiro e março de 2007. As CSS absolutas que mais se aproximaram da observada foram as de abril e dezembro de 2007 para a simulação sem calibração.

Em função do melhor COE obtido na simulação calibrada, serão discutidos apenas os dados calibrados em reação aos dados observados. No gráfico 28, verifica-se o comportamento sazonal da concentração de sólidos no canal, e constata-se que não existe qualquer relação próxima entre o comportamento simulado pelo SWAT e os observados em campo.

A concentração de sólidos simulada pelo modelo SWAT superestimou o mês de janeiro e subestimou os demais meses analisados durante dezembro de 2006 a 2007, ou seja, com exceção do mês de Janeiro de 2007, todos os demais valores observados foram superiores aos simulados pelo SWAT.

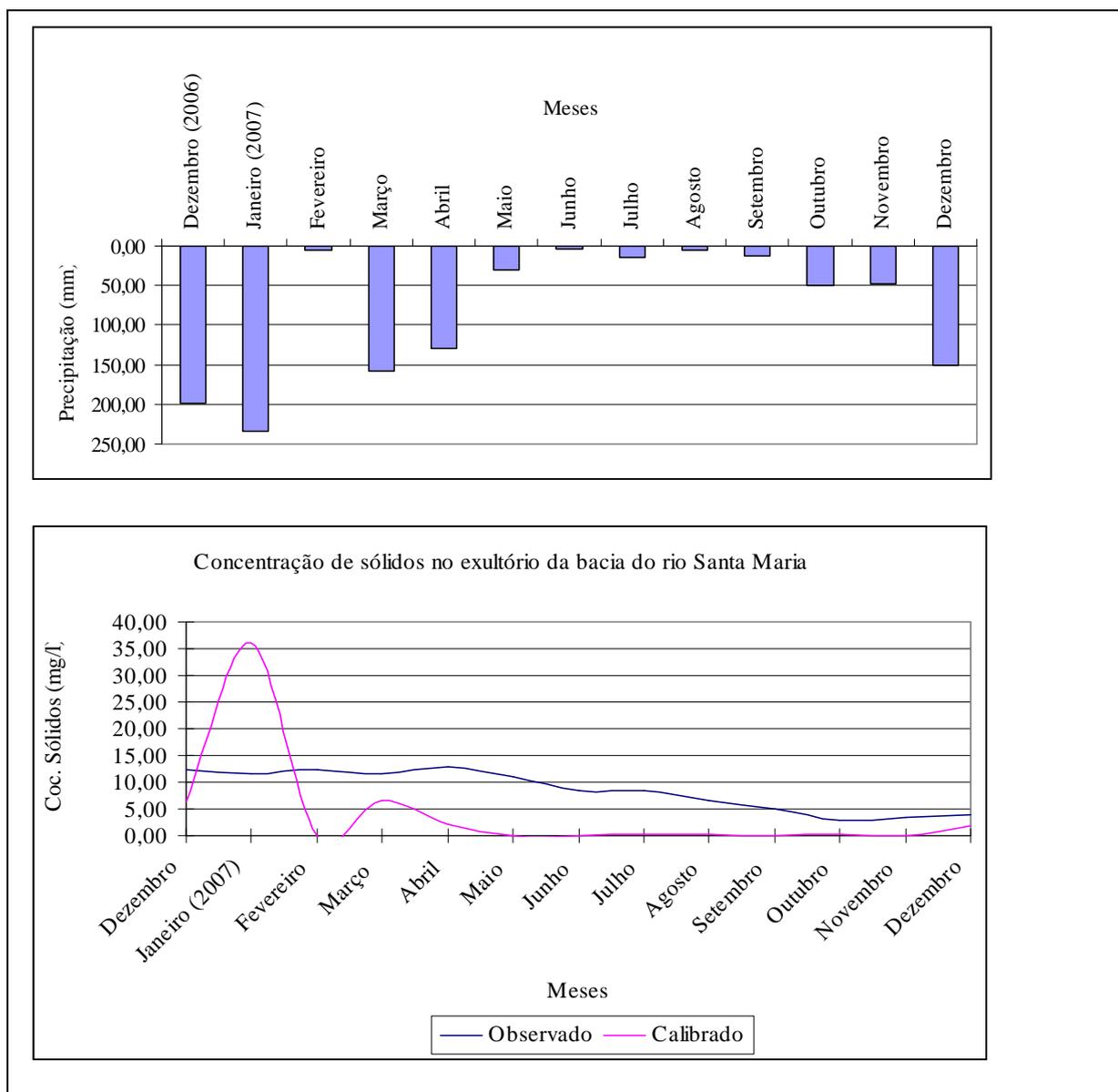


Gráfico 28: Comportamento sazonal da concentração de sólidos observada e simulada da bacia do córrego Santa Maria para o período entre 2006 a 2007, levando-se em consideração apenas os dias de funcionamento do sensor de concentração de sólidos.

O comportamento dos valores de CSS simulados oscilou bruscamente em função dos dados pluviométricos e apresentaram alta sensibilidade às chuvas concentradas de janeiro de 2007, quando comparados aos observados, que apresentaram declínio suave da CSS ao longo do período monitorado, discutidos no item 5.4.2.

A maior discrepância entre o simulado e o observado ocorreu no mês de fevereiro, onde constata-se que existe uma diferença absoluta de 12,3234 mg/l a favor dos dados observados. Isto ocorre devido à ausência de dados durante os primeiros quatorze dias de chuva do mês, quando o sensor não funcionou como discutido no item 5.4.1. Isto também contribuiu para verificar que provavelmente o modelo está simulando um baixo tempo de concentração de sedimentos, quando comparado ao observado.

O COE de concentração de sólidos encontrado nesse trabalho é incompatível aos outros trabalhos que utilizaram o SWAT e apresentaram uma excelente adaptação. MACHADO (2002) na bacia do ribeirão Marins em Piracicaba, obteve um COE de 0,83 para o período entre 1999 e 2000. MORO (2005) na bacia do rio o ribeirão Marins em Piracicaba, obteve um COE de 0,83 de concentração de sedimentos. LENHART et al. (2002) na bacia do rio Dill localizada no Noroeste de Frankfurt na Alemanha, com uma área de 692 km<sup>2</sup>, encontrou um COE de 0,83 depois da calibração. CHOI et al. (2005) na porção superior do rio Bosque, obteve apenas um COE de 0,6; GOLLAMUDI et al. (2007) na bacia do rio Pike no sul do Canadá, obteve um COE de 0,89;

Apesar dos resultados positivos da aplicação do SWAT, alguns trabalhos não obtiveram o mesmo êxito. PETERSON e HAMLLET (1997), aplicando o modelo à bacia do rio Ariel Creek no nordeste da Pensilvânia, nos Estados Unidos da América, encontrou COE diário e mensal de apenas 0,30 e 0,14 respectivamente, que segundo os autores, foram afetados pelo volume de neve excessivo para a região. MINGBIN et al. (2006) utilizando o SWAT nos platôs da China, incorporou a declividade do terreno ao método da Curva Número, melhorando os valores de produção de sedimentos e vazão fluvial, que segundo os autores deveria ser incorporado às demais simulações.

ALMENDINGER e MURPHY (2007), na bacia do rio Willow, com 735km<sup>2</sup> em Wisconsin (EUA), verificaram que para a primeira simulação do efeito da prática de manejo associado à alfafa, a quantidade de nutrientes adicionada foi incorporada, fato não verificado para a segunda e terceira simulação no SWAT. HORVOET et al. (2008), buscando melhorar o desempenho do SWAT para diversas bacias da Europa, alteraram o código fonte, dando especial atenção ao balanço de massa e ao componente de perda direta de solo, contribuindo para melhores resultados entre o simulado e o verificado.

Já MINOTTI (2006), no Brasil, utilizando o SWAT para o curso médio e superior da bacia do rio Mogi em São Paulo, obteve resposta semelhante à encontrada nesse último trabalho, e segundo o autor, a não adaptação do modelo foi devido ao banco de dados utilizado tanto para calibração como para verificação.

Considerando os dados de concentração de sólidos observados e simulados e o COE, o SWAT não se adaptou à bacia do córrego Santa Maria. Contudo, existem alguns fatores que podem estar contribuindo para esse comportamento, dentre eles os dados de calibração, os dados de entrada de uso do solo e o sistema de monitoramento. O efeito do sistema de monitoramento foi abordado no item 5.4.2, e apenas serão enfatizados nesse item os dados de calibração e de entrada de uso e ocupação do solo.

Os dados utilizados para calibração do modelo SWAT foram discutidos no item 5.4.2, e verificou-se alguns problemas em relação ao sistema de monitoramento, ocasionados por problemas da bateria do equipamento e o uso da área para banho. Em função dos dados de entrada, o SWAT calculou uma incerteza nos dados de 97,5% para o ano 2005, refletindo-se sobre o ajuste do modelo para posterior verificação entre os anos de 2006 e 2007.

Já no que diz respeito ao item “solo degradado” “área urbana” e a “agricultura anual” encontrados no mapa de uso e ocupação do solo da bacia, não aparecem como dominante em nenhuma das URHs, minimizando a verificação do seu efeito sobre produção de sedimentos nas encostas e, sua repercussão sobre a concentração de sólidos no canal fluvial.

#### **5.5.5 - A produção de sedimentos na bacia do córrego Santa Maria prevista pelo SWAT**

Para a discussão da produção de sedimentos na bacia do córrego Santa Maria, foi levado em consideração a simulação calibrada do SWAT, já que apresentou melhor COE em relação à sem calibração, mesmo não obtendo índice razoável quando comparado a outros trabalhos que foram discutidos no item anterior. Diante disso, realizou-se a simulação da produção de sedimentos da bacia do córrego Santa Maria em escala de reconhecimento, de uma primeira aproximação da quantificação da produção de sedimentos, levando em consideração o uso do solo dominante (critério mais utilizado nas simulações com o SWAT para subdivisão em URHs, que é recomendado pelo manual elaborado por (NEITSCH et al., 2005).

Na figura 26 é apresentada a produção de sedimentos média para o período entre 2005 e 2007 na bacia do córrego Santa Maria. A produção de sedimento máxima na bacia do córrego Santa Maria foi de 16,517 t/ha, para o comprimento de encosta de 15,24 m e declividade de 25%, predominando produção de sedimentos variando entre 0 e 0,011 t/ha.

A produção de sedimentos obtida nesse trabalho é semelhante à encontrada por MACHADO (2002) que utilizou o SWAT na bacia do rio Marins em São Paulo, que possui uma área de 5,973 ha, e uso dominante de cana-de-açúcar e pastagem, tendo produção média de sedimentos entre 1999 e 2000 de 16,935 t/ha. GROSSI (2003) na bacia do rio Pardo em Botucatu/SP, com área de 1.291,64 ha e uso predominante agrícola e pastagem, obteve uma produção de sedimentos média para o período entre 1997 e 2001 de 44,01 t/ha.

MINOTTI (2006) nas bacias Guarirobas, com área de 7,983 ha e uso predominante de cana-de-açúcar e eucalipto e, Beija-Flor, com 5,145 ha e uso dominante de cana-de-açúcar (60%), ambas em São Paulo, obteve, respectivamente, uma produção máxima de sedimentos de 26,85 t/há e 285,37 t/ha por meio do SWAT para o período entre 1999 e 2003.

Utilizando a Equação Universal de Perda de Solo, ZARONI (2006) estimou a produção de sedimentos o ano de 2000 para a bacia do córrego Santa Maria, obtendo valor de 10,40 t/ha, com as maiores taxas de produção associadas às mais elevadas declividades. Esse resultado está próximo ao obtido com o SWAT para o ano de 2007 e a média de 2005 a 2007.

De maneira geral, foi verificado que para toda a bacia existe uma tendência entre as maiores taxas de produção de sedimentos pela erosão dos solos estarem associadas às URHs com altas declividades, comprimento de encosta médias (entre 15 e 28 metros), associadas as condições hidrológicas, como pode ser visto na tabela 15.

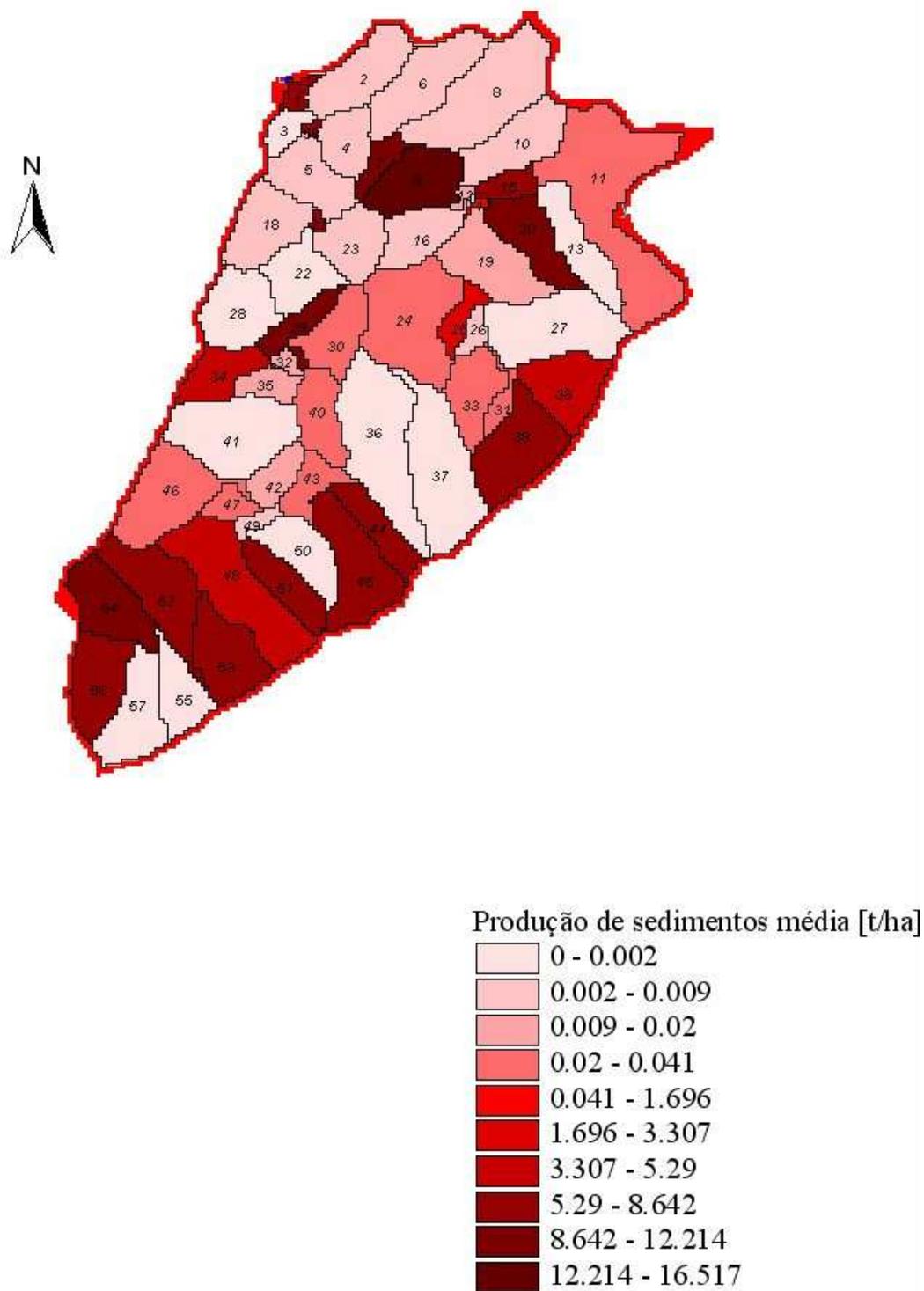


Figura 26: Produção de sedimentos média para o período entre 2005 e 2007 na bacia do córrego Santa Maria no Noroeste fluminense.

Tabela 15: Produção de sedimentos em cada URHs simulada pelo SWAT na bacia do córrego Santa Maria.

URHs	Solos	Comp. da encosta (m)	Declividade (%)	Produção Média de Sedimentos
1	PVad	24,39	8,00	7,7970
2	CXbe2	0,05	36,00	0,0060
3	PVad	0,05	25,60	0,0020
4	PVad	0,05	29,50	0,0030
5	PVad	0,05	28,90	0,0030
6	CXbe2	0,05	38,20	0,0060
7	PVad	15,24	20,50	10,5090
8	PVad	0,05	35,10	0,0050
9	PVad	15,24	25,00	16,5170
10	PVad	0,05	27,10	0,0030
11	CXve3	15,24	23,20	0,0410
12	CXve1	36,59	11,50	0,0110
13	CXve3	0,05	25,30	0,0000
14	CXve1	36,59	11,10	0,0020
15	PVad	24,39	13,80	7,3470
16	PVad	0,05	30,30	0,0030
17	GXve	91,46	2,50	1,6960
18	PVad	0,05	33,10	0,0040
19	CXve1	60,98	9,00	0,0140
20	GXve	36,59	5,40	12,2140
21	GXve	60,98	8,20	8,2130
22	CXve3	0,05	28,30	0,0000
23	PVad	0,05	33,00	0,0040
24	CXve3	18,29	19,00	0,0340
25	GXve	91,46	3,40	3,3070
26	CXve1	91,46	3,90	0,0040
27	CXve3	0,05	26,80	0,0000
28	CXve3	0,05	32,60	0,0000
29	PVad	24,39	15,60	9,4940
30	CXve3	18,29	19,50	0,0330
31	CXve3	15,24	23,70	0,0330
32	CXve3	60,98	9,90	0,0200
33	CXve3	15,24	22,60	0,0360
34	RLve	0,05	40,50	5,1210
35	CXve3	24,39	12,10	0,0180
36	CXve3	0,05	28,10	0,0000
37	CXve3	0,05	39,10	0,0000
38	CXve2	0,05	36,20	5,0390
39	CXve2	0,05	42,70	6,7060
40	CXve3	18,29	17,70	0,0280
41	CXve3	0,05	27,10	0,0000
42	CXve1	24,39	14,00	0,0130
43	CXve3	18,29	19,00	0,0300
44	RLve	0,05	50,10	7,0430
45	CXve2	0,05	50,00	8,5880
46	Rocha	0,05	55,70	0,0290
47	CXve3	18,29	18,20	0,0270
48	RLve	0,05	38,30	5,2900
49	CXve1	60,98	7,70	0,0090
50	CXve3	0,05	38,80	0,0000
51	RLve	0,05	48,70	6,8480
52	RLve	0,05	45,20	6,5770
53	CXve2	0,05	51,20	8,6420
54	RLve	0,05	57,40	9,1890
55	CXve2	0,05	49,10	0,0000
56	RLve	0,05	48,60	7,1580
57	RLve	0,05	48,20	0,0000
58	PVad	18,29	17,50	7,3390

Apesar da tendência verificada, cada grupo de solos possui particularidades que serão discutidas a seguir.

Nas URHs com classe de solo RLVE (NEOSSOLO LITÓLICO - Eutrófico típico, A moderado, textura média), CXve2 (CAMBISSOLO HÁPLICO - Ta, Eutrófico léptico, A moderado, textura média/argilosa) e CXve1 (CAMBISSOLO HÁPLICO Ta, Eutrófico gleico, A moderado, textura média), a declividade propiciou o aumento na produção de sedimentos, contribuindo para que a URHs de número 54 esteja entre as maiores produtoras de sedimentos. As URHs de número 55 e 57 não seguem a tendência verificada, pois sua produção de sedimentos é nula, devido à proteção do solo exercida pela cobertura vegetal dominante.

Nas URHs associadas às classes de solos PVad (ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO - Distrófico típico, A moderado, textura média/argilosa) e CXVE<sub>3</sub> (CAMBISSOLO HÁPLICO - Tb, Eutrófico típico, A moderado, textura média, fase floresta tropical subcaducifólia relevo ondulado); o comprimento da encosta foi o fator mais determinante para produção de sedimentos que a declividade. Assim, as URHs com comprimento de encosta entre 15 m e 25 m e declividade oscilando entre 8 a 25%, foram as que apresentaram a maior produção de sedimentos. Nas demais URHs, o comprimento das encostas foi de 0,05 m e declividades variaram entre 25,10% a 40,00%, atingindo no caso do CXve3 valores nulos e, de 0,0020 t/ha e 0,0050 t/ha para o PVad.

Para as URHs onde os solos dominantes são o GXve (GLEISSOLO HÁPLICO - Ta Eutrófico típico, A moderado, textura média/argilosa), a maior produção de sedimentos esteve associada ao comprimento da encosta de 36,59 m; para valores maiores, ocorre a diminuição na mesma, evidenciando o predomínio da deposição sobre a erosão.

Em relação às URHs de número 2 e 6, onde predominaram os solos CXbe2 (CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Eutrófico típico A moderado textura média), não foi verificada uma forte influência de umas dessas variáveis para a produção de sedimentos, pois tanto o comprimento da encosta quanto a declividade são muito próximas, sendo a produção de sedimentos de 0,0060 t/ha.

A tendência entre o aumento de declividade e produção de sedimentos verificada nesse trabalho é compatível ao proposto por MORGAN (1980) e por HADLEY et al. (1985), que salientam que o acréscimo na declividade contribui para o aumento na velocidade do escoamento superficial e sua capacidade de erosão, associada à erosão em ravinamento (causado pelo escoamento superficial) e entre ravinas (pelo impacto da gota de chuva).

Nesse sentido, LUK (1979) estudando os solos do Canadá, também verificou que a maior erosão do solo estava associada a encostas com declividade de 30°. Contudo, EVANS (1980) salienta que é necessário ter cuidado com esta tendência, visto que em severas declividades é possível haver diminuição da erosão em função do decréscimo do material disponível.

Também, o aumento do comprimento das encostas contribuiu para o acréscimo na produção de sedimentos. Contudo, não existe consenso na literatura sobre o assunto, pois segundo KRAMER e MEYER (1969) as encostas longas têm velocidade de escoamento alta, e, portanto, maior erosão que as encostas curtas. YOUNG e MUTCHLER (1969) observaram que as encostas longas produzem mais sedimentos devidos principalmente ao aumento das ravinas. Já WISCHMEIER (1969) e WISCHMEIER e SMITH (1978) indicam que o aumento no comprimento da encosta tem efeito negligenciável sobre a produção de escoamento e sedimento.

Nesse contexto, LAL (1983) verificou em solos sem cobertura vegetal que houve um decréscimo do escoamento superficial e da produção de sedimentos com o aumento do comprimento da encosta de 5 para 20 m. De acordo com BROWN et al. (1981) e JONG et al. (1983) quando as rampas são consideradas não uniformes, quanto maior o comprimento de rampa, maior a possibilidade de haver deposição de sedimentos ao longo dela, portanto, minimizando a produção de sedimentos.

Apesar da discussão envolvendo o aumento do comprimento da encosta e a produção de sedimentos, GROSSI (2003), ao aplicar o SWAT na bacia do rio Pardo em Botucatu/SP, onde predominam agricultura e pastagem, verificou que existe uma relação direta entre o aumento do comprimento das encostas e a produção de sedimentos.

O comportamento médio anual de 2005, 2006 e 2007 da produção de sedimentos é observado na figura 27, 28 e 29. Verifica-se que a maior produção de sedimentos média ocorreu no ano

de 2005, seguido de 2007 e 2006. O ano de 2005 apresentou o maior total pluviométrico anual em relação aos demais anos, tendo a maior produção de sedimentos nos meses de janeiro, fevereiro e março que responderam pela maior quantidade de chuvas mensais.

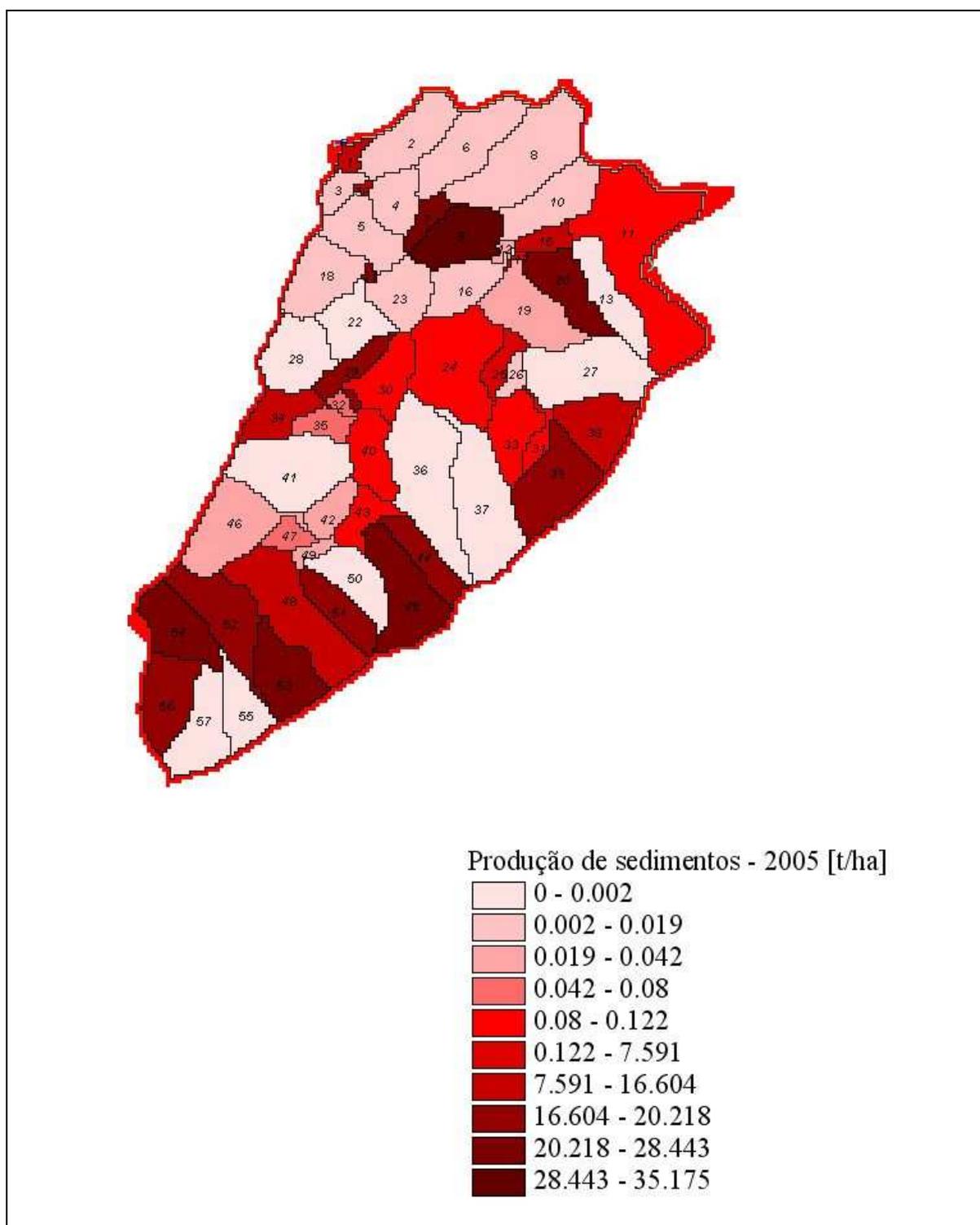


Figura 27: Produção de sedimentos média de 2005 da bacia do córrego Santa Maria, no noroeste fluminense, estimada pelo SWAT.

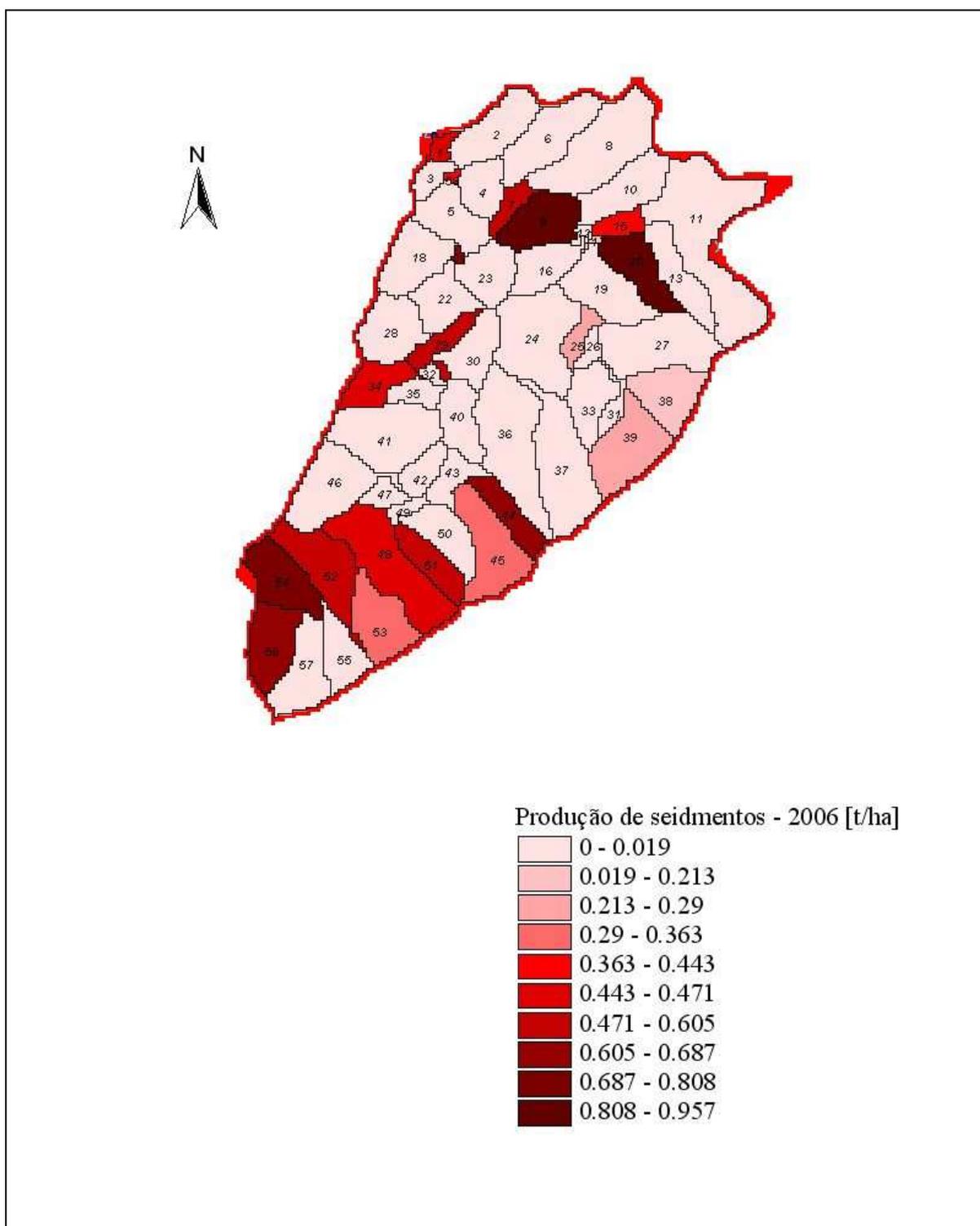


Figura 28: Produção de sedimentos média de 2006 da bacia do córrego Santa Maria, no noroeste fluminense, estimada pelo SWAT.

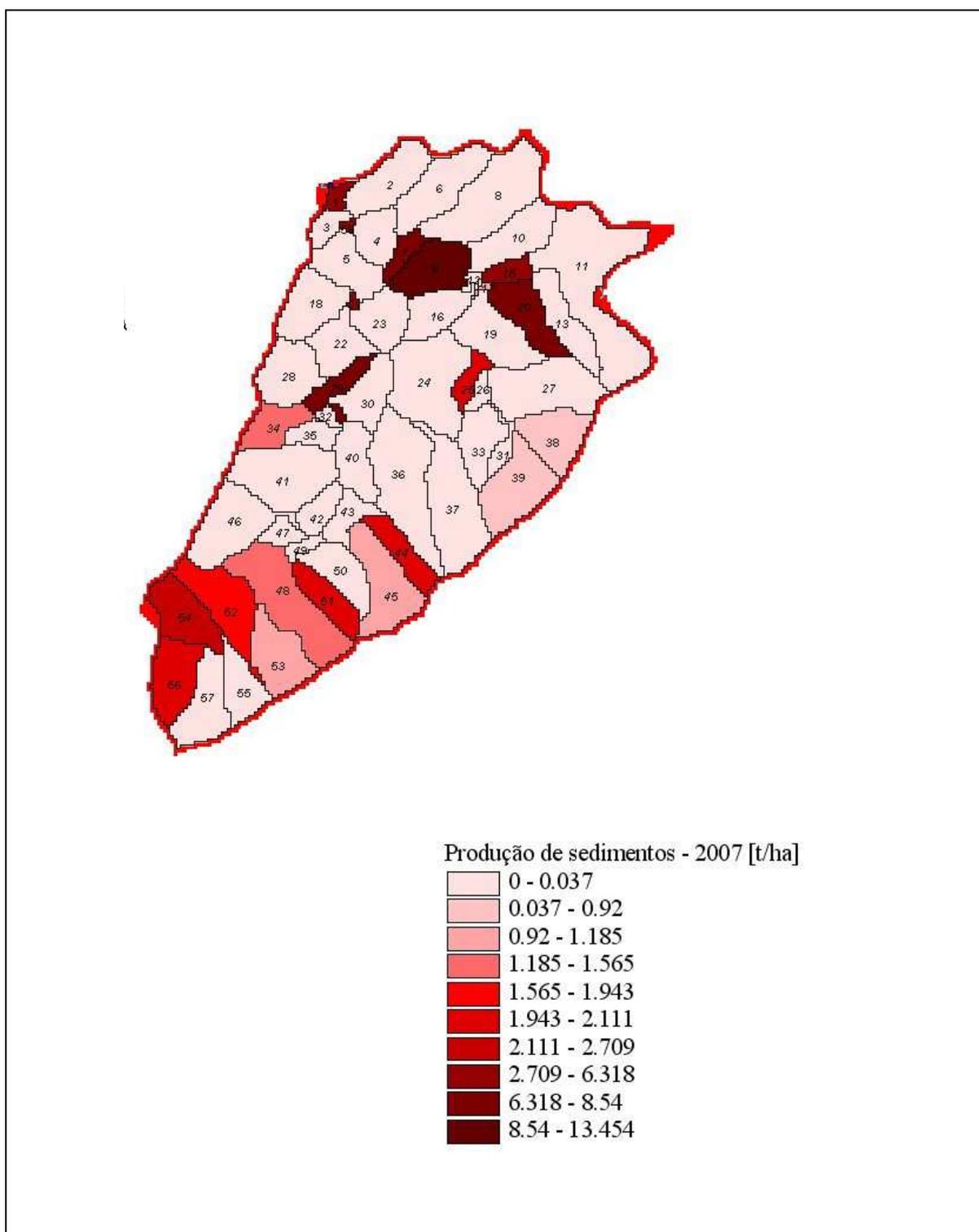


Figura 29: Produção de sedimentos média de 2007 da bacia do córrego Santa Maria, no noroeste fluminense, estimada pelo SWAT.

A maior produção de sedimentos encontrada entre janeiro e março de 2005 ocorre devido ao impacto das gotas de chuva, que associados ao escoamento superficial, propiciam o aumento da erosão dos solos e produção de sedimentos, em relação aos demais anos analisados.

Já para o período entre junho e agosto do período estudado, a produção de sedimentos nas encostas foi praticamente nula, devido à diminuição da precipitação, minimização do efeito do salpicamento (*splash*), das condições hidrológicas do solo e do escoamento superficial, resultando em baixas concentrações de sólidos.

Comparando a produção de sedimentos de 2007 em relação à de 2006, observou-se que o ano de 2007 apresentou maior produção de sedimentos que 2006, devido à alta concentração de chuvas no período entre janeiro e abril, promovendo maior erosão de solos e elevando a produção média anual.

A relação entre totais pluviométricos e produção de sedimentos apresentada nesse trabalho, foi encontrada por MACHADO (2002) na bacia do ribeirão Marins, em Piracicaba, utilizando o SWAT, constatando que 94% dos sedimentos produzidos estavam associados ao período chuvoso. Tal relação também foi verificada por BEHERA et al. (2006) em uma bacia situada no Distrito de Mindinapore, no oeste de Bengal, na Índia; por LAURENTE et al. (2007) em uma bacia de 352 km<sup>2</sup> no oeste da França; por JONES et al. (2008) na bacia do rio Tigres e Eufrates; por HE et al. (2008) no rio Hei na província de Shaanki, na China; por ZHANG et al. (2008) na porção superior do rio Amarelo na China.

## **5.6 - A influência do cenário ambiental na produção de sedimentos**

Conforme apresentado anteriormente, serão discutidos os resultados obtidos de concentração de sólidos e produção de sedimentos utilizando-se o Código Florestal Brasileiro, conforme apresentado no item 5.2.

O mapa utilizado para essa simulação é apresentado na figura 21, contudo, quando o SWAT subdivide as URHs para simulação utilizando uso e ocupação dominante, as classes área urbana, solo exposto e cultura anual desaparecem. Também, para efeito de comparação, será utilizada como parâmetro a simulação calibrada, discutida anteriormente.

Na tabela 16, são apresentados as URHs com uso e ocupação atual e como a simulação utilizando o Código Florestal Brasileiro. Nessa tabela, observa-se um aumento significativo das áreas de floresta (mata) (Tabela 6), ocasionado pelo item de Área de Proteção Ambiental – APP, que foi assumido pelo SWAT para simulação hidro-sedimentológica.

A aplicação do CFB afetou significativamente a produção de sedimentos média para o período entre 2005 e 2007, devido à modificação do uso e ocupação do solo para floresta, que minimizou o efeito do impacto das gotas de chuva e a ação do escoamento superficial sobre as encostas, atingindo em algumas URHs, valores nulos, como pode ser visto na figura 30 e tabela 16.

Apesar dos valores baixos de produção de sedimentos propiciados pela utilização do CFB em relação ao uso atual, verificam-se em algumas URHs altas taxas de produção de sedimentos. Isto ocorre, pois a aplicação do CFB não resultou em mudança no uso dominante para floresta.

Como evidenciado na simulação usando o CFB, as áreas de florestas têm efeitos significativos na produção de sedimentos. Em conformidade com o verificado, LAL (1990) comparou o efeito da floresta em relação a outros usos, para os itens erosão do solo e no escoamento superficial, respectivamente, em Campinas (SP), verificando que a erosão na floresta foi de 0,001 t/ha/ano e 1,1%, na pastagem foi de 1,0 t/ha/ano e escoamento de 1,6% ano, no café foi de 1,4 t/ha/ano e 1,6% no algodão de 36 t/ha/ano e 8,2% de escoamento superficial.

BERTONI e LOMBARDI NETTO (1999) avaliaram que no Estado de São Paulo o efeito da floresta contribuiu para uma produção de sedimentos de apenas 0,004 t/ha, em relação à pastagem com 0,40 t/ha, o café com 0,9 t/ha e algodão com 26,6 t/ha. FRANCO et al. (2002), na Zona da Mata Mineira, observou que os sistemas agroflorestais perdem em média 0,2173 t/ha/ano de solo, inferior à perda dos sistemas convencionais, que apresentaram perda média de 2,6119 t/ha/ano.

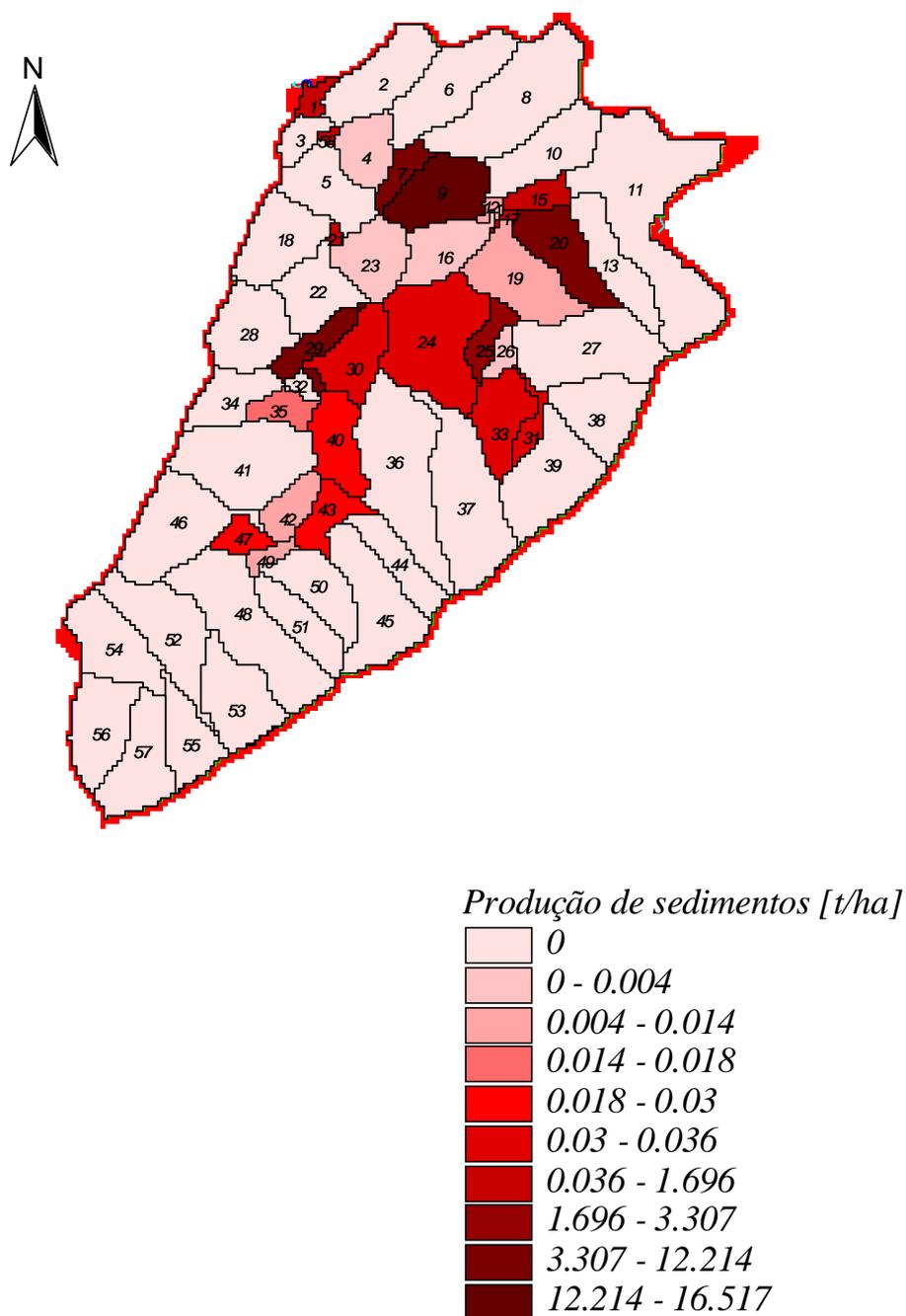


Figura 30: Produção de sedimentos prevista pelo SWAT levando-se em consideração o Código Florestal Brasileiro, para o período entre 2005 – 2007.

Tabela 16: Uso e ocupação do solo e Produção de sedimentos média de 2005-2007 por URHs, levando-se em consideração o Código Florestal Brasileiro.

URHs	Solos	Uso atual	CFB	Uso atual (t/ha)	CFB (t/ha)	Diferença (t/ha)
1	PVad	Pastagem	Floresta	7,797	1,392	6,405
2	CXbe2	Pastagem	Floresta	0,006	0,000	0,006
3	PVad	Pastagem	Floresta	0,002	0,000	0,002
4	PVad	Pastagem	Pastagem	0,003	0,003	0,000
5	PVad	Pastagem	Floresta	0,003	0,000	0,003
6	CXbe2	Pastagem	Floresta	0,006	0,000	0,006
7	PVad	Pastagem	Pastagem	10,509	10,509	0,000
8	PVad	Pastagem	Floresta	0,005	0,000	0,005
9	PVad	Pastagem	Pastagem	16,517	16,517	0,000
10	PVad	Pastagem	Floresta	0,003	0,000	0,003
11	CXve3	Pastagem	Floresta	0,041	0,000	0,041
12	CXve1	Pastagem	Pastagem	0,011	0,011	0,000
13	CXve3	Pastagem	Floresta	0,000	0,000	0,000
14	CXve1	Pastagem	Floresta	0,002	0,002	0,000
15	PVad	Pastagem	Floresta	7,347	1,314	6,033
16	PVad	Pastagem	Pastagem	0,003	0,003	0,000
17	Gxve	Pastagem	Pastagem	1,696	1,696	0,000
18	PVad	Pastagem	Floresta	0,004	0,000	0,004
19	CXve1	Pastagem	Pastagem	0,014	0,014	0,000
20	Gxve	Pastagem	Pastagem	12,214	12,214	0,000
21	Gxve	Pastagem	Floresta	8,213	0,914	7,299
22	CXve3	Pastagem	Floresta	0,000	0,000	0,000
23	PVad	Pastagem	Pastagem	0,004	0,004	0,000
24	CXve3	Pastagem	Pastagem	0,034	0,034	0,000
25	GXve1	Pastagem	Pastagem	3,307	3,307	0,000
26	CXve1	Pastagem	Pastagem	0,004	0,004	0,000
27	CXve3	Pastagem	Floresta	0,000	0,000	0,000
28	PVad	Pastagem	Floresta	0,000	0,000	0,000
29	CXve3	Pastagem	Pastagem	9,494	9,494	0,000
30	CXve3	Pastagem	Pastagem	0,033	0,033	0,000
31	CXve3	Pastagem	Pastagem	0,033	0,033	0,000
32	CXve3	Pastagem	Floresta	0,020	0,000	0,020
33	CXve3	Pastagem	Pastagem	0,036	0,036	0,000
34	Rlve	Pastagem	Floresta	5,121	0,000	5,121
35	CXve3	Pastagem	Pastagem	0,018	0,018	0,000
36	CXve3	Pastagem	Floresta	0,000	0,000	0,000
37	CXve3	Pastagem	Pastagem	0,000	0,000	0,000
38	CXve2	Pastagem	Floresta	0,513	0,000	0,513
39	CXve2	Pastagem	Floresta	0,682	0,000	0,682
40	CXve3	Pastagem	Pastagem	0,028	0,028	0,000
41	CXve1	Pastagem	Floresta	0,000	0,000	0,000
42	CXve3	Pastagem	Pastagem	0,013	0,013	0,000
43	CXve3	Pastagem	Pastagem	0,030	0,030	0,000
44	Rlve	Pastagem	Floresta	7,043	0,000	7,043
45	CXve2	Pastagem	Floresta	0,872	0,000	0,872
46	Rocha	Pastagem	Floresta	0,003	0,000	0,003
47	CXve3	Pastagem	Pastagem	0,027	0,027	0,000
48	Rlve	Pastagem	Floresta	5,290	0,000	5,290
49	CXve1	Pastagem	Pastagem	0,009	0,009	0,000
50	CXve3	Pastagem	Floresta	0,000	0,000	0,000
51	Rlve	Pastagem	Floresta	6,848	0,000	6,848
52	Rlve	Pastagem	Floresta	6,577	0,000	6,577
53	Rlve	Pastagem	Floresta	0,878	0,000	0,878
54	Rlve	Pastagem	Floresta	9,189	0,000	9,189
55	CXve2	Floresta	Floresta	0,787	0,000	0,787
56	Rlve	Pastagem	Floresta	7,158	0,000	7,158
57	Rlve	Floresta	Floresta	7,065	0,000	7,065
58	PVad	Pastagem	Floresta	7,339	1,280	6,059

A utilização do SWAT na elaboração de cenários ambientais preditivos, visando analisar o efeito da floresta na produção de sedimentos e pesticida, tem apresentado êxito também em outros locais. Na bacia do rio Marins em São Paulo, MACHADO (2002) utilizou o SWAT para verificar o efeito da cobertura vegetal nas áreas com declividade superiores a 45° (100%) e em outro cenário, utilizou uma faixa de 30 m de Mata Ciliar ao longo do canal, encontrando respectivamente uma diminuição de 84,4% e 10,8% na produção de sedimentos. MORO (2005) também na bacia do ribeirão Marins em São Paulo, utilizou o SWAT para avaliar alguns cenários ambientais, dentre eles, o utilizando floresta em solo Argissolo, promovendo uma diminuição na produção de sedimentos e escoamento em relação ao uso atual.

QIU e PATO (1998) utilizaram o SWAT para analisar o efeito da proteção mata ciliar na chegada do herbicida “Atrazine” em uma bacia agrícola do meio-oeste americano, onde verificaram uma diminuição da concentração de 45 para 24 ppb.

Em virtude da minimização na produção de sedimentos nas encostas, verificou-se uma diminuição na concentração de sólidos no canal, como pode ser visto no gráfico 29. A concentração total de sólidos na simulação calibrada para o período entre dezembro de 2006 a 2007 foi de 53,76 mg/l, passando com o uso do Código Florestal Brasileiro para 27,92 mg/l, apresentando uma redução de 51,94%.

MONTAGNINI (1992) estabeleceu máximos valores de produção de sedimentos aceitáveis para florestas tropicais de 0,09 t/ha/ano, para culturas agrícolas 4 t/ha/ano, para o milho de 11 t/ha/ano e para o arroz de 1,20 t/ha/ano. Utilizando esta classificação, as URHs que apresentaram mudança de pastagem para floresta em função da utilização do CFB estão em sua maioria dentro dos limites estabelecidos para as Florestas Tropicais Quentes e úmidas.

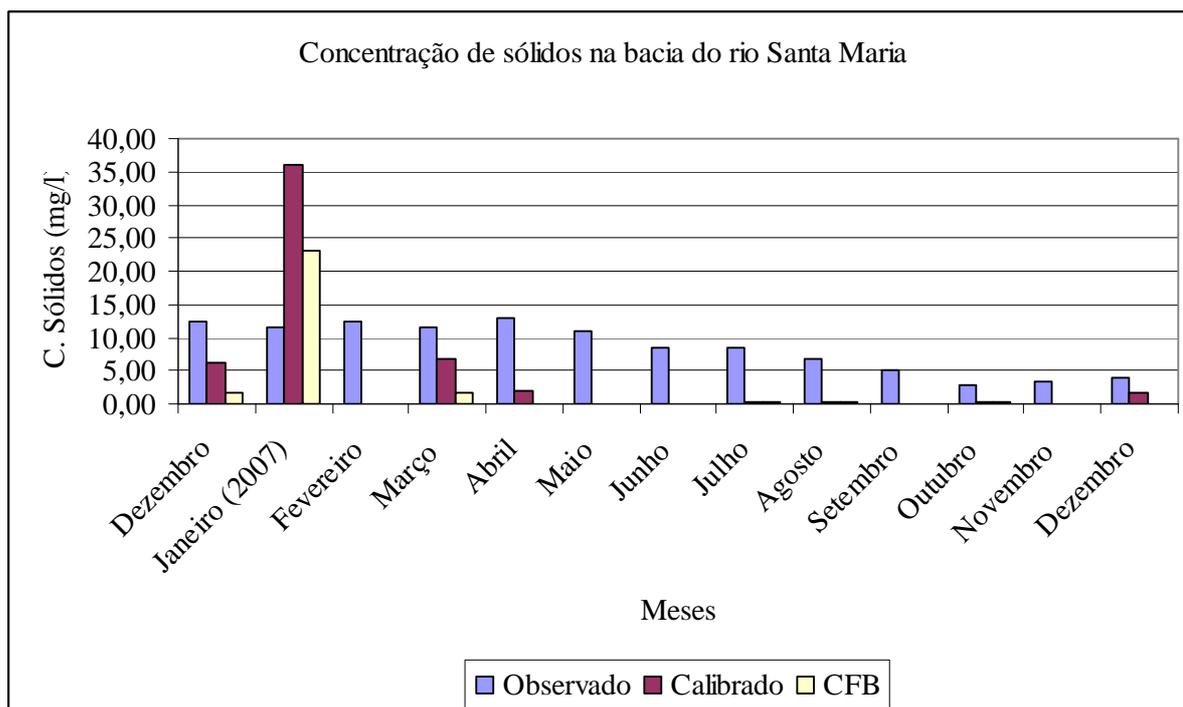


Gráfico 29: Concentração de sólidos na bacia do córrego Santa Maria para o período compreendido entre dezembro de 2006 a 2007.

## 6 - CONCLUSÕES

A partir dos dados climatológicos de Itaperuna e da bacia do córrego Santa Maria em São José de Ubá, pode-se observar um comportamento pluviométrico bastante similar, e representativo da região para os três anos analisados.

A aplicação do Código Florestal Brasileiro é perfeitamente factível na bacia do córrego Santa Maria, pois o uso conflitante em relação à agricultura é baixo, e, do ponto de vista pecuário, pode ser amenizado com ações que propiciem menor uso da terra para o pastoreio extensivo.

A bacia do córrego Santa Maria possui diversas intervenções antrópicas que afetam seu comportamento hidrosedimentológico, que associados aos problemas com o sistema de monitoramento, dificultam o estabelecimento de um comportamento padrão da mesma.

O SWAT mostrou-se sensível ao ajuste das variáveis hidrológicas curva número – CN2, coeficiente de compensação de evaporação de água no solo - ESCO e capacidade de água disponível no solo - SOL\_AWC, simulando o comportamento das variáveis para ambiente Tropical Quente e Úmido, de acordo com o estabelecido pela literatura.

A curva número II apresentou o melhor COE em relação às variáveis hidrológicas SOIL\_AWC e ESCO, justificando a busca do melhor ajuste dessa variável nas simulações hidro-sedimentológicas.

O SWAT superestimou os valores de concentração de sólidos no canal fluvial para o período chuvoso e subestimou no período de seca, mostrando uma alta sensibilidade a chuvas concentradas. Para vazão, no período chuvoso houve uma minimização da vazão nos meses de dezembro de 2006 e janeiro de 2007, havendo uma superestimativa para a maior parte do período seco em relação ao observado.

As URHs que apresentaram a maior produção de sedimentos simulada pelo modelo SWAT foram afetadas pela maior declividade e comprimento da encostas, associadas aos solos RLve, GXve e PVad.

Para uma primeira utilização do SWAT na bacia do córrego Santa Maria, o modelo apresentou resultados satisfatórios indicados pelo COE de vazão, mostrando-se ajustáveis às características físicas da área.

Em relação à concentração de sólidos no canal, o COE obtido indica um ajuste ruim do modelo, que provavelmente está associado às constantes alterações encontradas da bacia e aos dados de calibração e validação disponibilizados.

A interpretação do cenário ambiental utilizando o Código Florestal Brasileiro em relação ao uso atual apresentou em termos de concentração de sólidos e produção de sedimentos, uma minimização significativa, indicando que a aplicação desse cenário na bacia do córrego Santa Maria contribuiria para minimizar a produção de sedimentos.

O uso e ocupação do solo utilizando o CFB para simulação de erosão dos solos pelo SWAT apresentaram alterações significativas nas porções de maior declividade da bacia, enquanto que, nas margens dos rios, tal efeito foi não verificado, devido a não alteração do uso e ocupação do solo dominante.

A utilização do SWAT na escala de bacia hidrográfica é afetada pelas variáveis climatológicas e pedológicas. No caso das variáveis climáticas, é necessário ampla rede de estações, possibilitando o monitoramento das oscilações no comportamento de suas variáveis, com destaque para a precipitação, que pode ocorrer em pontos isolados na unidade experimental, refletindo sobre a dinâmica fluvial e a produção de sedimentos.

O uso e ocupação do solo dominante utilizado nos trabalhos com SWAT para definir às URHs, limitou, no caso desse estudo, a interpretação e discussão do cenário ambiental proposto, pois onde o uso e ocupação do solo não foram dominantes, não ocorreu alteração nas taxas de produção de sedimentos, concentração de sólidos e vazão. Sendo assim, é recomendável a utilização de múltiplas resposta hidrológicas como critério de definição das URHs..

Para futuros estudos, é aconselhável esgotar todas as possibilidades de calibração e simulação utilizando as múltiplas respostas hidrológicas como critério para definição das URHs, pois

permite uma melhor aplicação de cenários ambientais, já que todos os usos e ocupação são considerados, independente de sua representatividade espacial.

O SWAT não leva em consideração em suas simulações à forma do relevo, afetando o comportamento hidrológico e da produção de sedimentos.

A impossibilidade de simular o comportamento da vazão para eventos isolados de chuva, não permite conhecer o comportamento da hidrográfa do canal ao longo de um evento de precipitação.

Para utilização do SWAT é necessário de um banco de dados climático, vazão e concentração de sólidos em suspensão de no mínimo 5 a 10 anos, minimizando as incertezas durante o processo de calibração e validação.

Em casos de indisponibilidade de dados diários das variáveis climáticas, de vazão e concentração de sedimentos, recomenda-se utilizar o código -99.00, que o SWAT reconhece como ausência de dados, possibilitando fazer simulações com o modelo. Contudo, a utilização em demasia dessa alternativa influencia no grau de incerteza do modelo, que se propaga nas repostas que serão verificadas em relação aos dados observados.

Para utilização do SWAT na elaboração de cenários ambientais que necessitem inserir um novo mapa, o usuário deve atualizar os valores de curva número 2 manualmente, e verificar os demais parâmetros envolvidos na simulação, contribuindo para o aumento das incertezas.

O SWAT é uma importante ferramenta para simulação de produção de sedimentos e vazão fluvial, contribuindo para que órgãos responsáveis pelo planejamento ambiental, possam simular cenários que apontem caminhos para minimização dos efeitos degradantes da ação antrópica na escala de bacia hidrográfica, buscando uma melhoria ambiental.

## 7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDELHADI, M. L. Relationship between erosion and energy in North Africa. Renewable energy, v.5, 1994. p. 1520-1529.

ABREU, M. B. e FIDALGO, E. C. C. Mapeamento do uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do rio São Domingos. Anais do Workshop de integração de informações obtidas no âmbito do projeto Prodetab Aquíferos - Embrapa solos. Rio de Janeiro: Embrapa 2006. p. (Anais do Workshop de integração de informações obtidas no âmbito do projeto Prodetab Aquíferos - Embrapa solos. )

ADINARAYANA, J.; GOPAL RAO, K.; RAMA KRISHNA, N.; VENKATACHALAM, P. e SURI, J. K. A rule-based soil erosion model for a hilly catchment. CATENA, v.37, n.3-4, 1999. p. 309-318.

AKSOY, H. e KAVVAS, M. L. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. CATENA, v.64, n.2-3, 2005. p. 247-271.

ALMEIDA-FILHO, R. e MIRANDA, F. P. Mega capture of the Rio Negro and formation of the Anavilhanas Archipelago, Central Amazônia, Brazil: Evidences in an SRTM digital elevation model. Remote Sensing of Environment, v.110, n.3, 2007. p. 387-392.

ALMENDINGER, J. E. e MURPHY, M. S. Problems and Solutions in Applying SWAT in the Upper Midwest - USA. Paper presented at the 4th International SWAT Conference. Netherlands: UNESCO-IHE Institute for Water Education, 2007. p. (Paper presented at the 4th International SWAT Conference).

ARABI, M.; GOVINDARAJU, R. S. e HANTUSH, M. M. A probabilistic approach for analysis of uncertainty in the evaluation of watershed management practices. Journal of Hydrology, v.333, n.2-4, 2007. p. 459-471.

ARNOLD, J. G. e ALLEN, P. M. Estimating hydrologic budgets for three Illinois watersheds. Journal of Hydrology, v.176, n.1-4, 1996. p. 57-77.

ARNOLD, J. G.; ALLEN, P. M. e MORGAN, D. S. Hydrologic model for design and constructed wetlands. Wetlands, v.21, n.2, 2001. p. 167-178.

ARNOLD, J. G.; MUTTIAH, R. S.; SRINIVASAN, R. e ALLEN, P. M. Regional estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi river basin. Journal of Hydrology, v.227, n.1-4, 2000. p. 21-40.

ARNOLD, J. G.; POTTER, K. N.; KING, K. W. e ALLEN, P. M. Estimation of soil cracking and the effect on surface runoff in a Texas Blackland Prairie watershed. Hydrological Processes, v.19, n.3, 2005. p. 589-603.

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S. e ALLEN, P. M. Continental scale simulation of the hydrologic balance. Journal of the American Water Resources Association, v.35, n.5, 1999. p. 1037-1051.

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S. e WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. Journal of the American Water Resources Association, v.34, n.1, 1998. p. 73-89.

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; RAMANARAYANAN, T. S. e DILUZIO, M. Water resources of the Texas Gulf basin. Water Science and Technology, v.39, n.3, 1999. p. 121-133.

ARNOLD, J. G. e SRINIVASAN, R. A. Continuous catchment-scale erosion model. In: BOARDMAN, J. e FAVIS-MORTLOCK, D. (Ed.). Modelling soil erosion by water. Oxford 1995a. p.413 - 428.

\_\_\_\_\_. Continuous catchment-scale erosion model. In: BOARDMAN, F.-M., D. (Ed.). Modelling soil erosion by water. Oxford 1995b. p.413 - 428.

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

ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; NICKS, A. D. e SAMMONS, N. B. SWRRB - A basin scale simulation model for soil and water resources management. TEXAS A & M PRESS. COLLEGE STATION, T.: 255 p. 1990.

BALDISSERA, G. C. Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do rio Cuiabá Instituto de Ciências exatas e da Terra, UFMT, Mato Grosso, 2005. 132p.

BÄRLUND, I.; KIRKKALA, T.; MALVE, O. e KÄMÄRI, J. Assessing SWAT model performance in the evaluation of management actions for the implementation of the Water Framework Directive in a Finnish catchment. Environmental Modelling & Software, v.22, n.5, 2007. p. 719-724.

BARROS, F.; HATJE, V.; FIGUEIREDO, M. B.; MAGALHÃES, W. F.; DÓREA, H. S. e EMÍDIO, E. S. The structure of the benthic macrofaunal assemblages and sediments characteristics of the Paraguaçu estuarine system, NE, Brazil. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v.In Press, Corrected Proof p.

BEASLEY, C. B.; HUGGINS, L. F. e MONKE, E. J. ANSWERS - a model for watershed planing. Trans. Am. Soc. Agric. Eng., v.23 (8), 1980. p. 938 - 944.

BEHERA, S. e PANDA, R. K. Evaluation of management alternatives for an agricultural watershed in a sub-humid subtropical region using a physical process based model. Agriculture, Ecosystems & Environment, v.113, n.1-4, 2006. p. 62-72.

BENAMAN, J. e SHOEMAKER, C. A. An analysis of high-flow sediment event data for evaluating model performance. Hydrological Processes, v.19, n.3, 2005. p. 605-620.

BENATTI, J. R.; BERTONI, J. e MOREIRA, C. A. Perda por erosão em plantio direto e convencional de milho em dois solos de São Paulo. Rev. Bras. de Ciência do Solo, 1977. p. 121 - 123.

BENATTI, J. R.; BERTONI, J.; MOREIRA, C. A. Perda por erosão em plantio direto e convencional de milho em dois solos de São Paulo. Rev. Bras. de Ciência do Solo, 1977. p. 121 - 123.

BERTOLINO, A. V. F. A. Influência do manejo na hidrologia de solos agrícolas em ambiente serrano: Paty do Alferes - RJ. Departamento de Geografia/ Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004. 179p.

BERTONI, J. e LOMBARDI NETO, F. L. Conservação do solo. 4ªed. São Paulo v.1. 1999. 355 p.

BEVEN, K. J. Rainfall-runoff modelling. New York: John Wiley & Sons, 2001. 360 p.

BHERING, S. Influência do manejo do solo e da dinâmica da água no sistema de produção do tomate de mesa: subsídios a sustentabilidade agrícola do Noroeste Fluminense. Departamento de Geografia/Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007. 180 p.

BHERING, S. B.; PEREIRO, N. R.; MACEDOS, J. R.; CHAGAS, C. S.; SILVA, E. F.; PRADO, R. B. e NETO, N. C. S. Caracterização edafoambiental das microbacias de Cambiocó e Santa Maria no Município de São José de Ubá, região noroeste do Estado do Rio de Janeiro para fins de planejamento conservacionista. Rio de Janeiro: Anais do IV Workshop do projeto gestão participativa da sub-bacia do rio São Domingos/RJ - Geparmbh. , 2005. p.

BINGNER, R. L.; GARBRECHT, J.; ARNOLD, J. G. e SRINIVASAN, R. Effect of watershed subdivision on simulation runoff and fine sediment yield. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, v.40, n.5, 1997. p. 1329-1335.

BITOM, D.; VOLKOFF, B.; BEAUVAIS, A.; SEYLER, F. e NDJIGUI, P.-D. Rôle des héritages latéritiques et du niveau des nappes dans l'évolution des modelés et des sols en zone intertropicale forestière humide. Comptes Rendus Geosciences, v.336, n.13, 2004. p. 1161-1170.

BORDAS, M. e SEMMELMANN, F. R. Elementos de engenharia de sedimentos. In: TUCCI, C. E. M. (Ed.). Hidrologia: ciência e aplicação. Rio Grande do Sul: Editora da UFRGS, 1993. p.915 - 943.

BORMANN, H. e DIEKKRÜGER, B. A conceptual, regional hydrological model for Benin (West Africa): validation, uncertainty assessment and assessment of applicability for environmental change analyses. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, v.29, n.11-12, 2004. p. 759-768.

BOURAOUI, F.; GALBIATI, L. e BIDOGLIO, G. Climate change impacts on nutrient loads in the Yorkshire Ouse catchment (UK). Hydrology and Earth System Sciences, v.6, n.2, 2002. p. 197-209.

BROWN, R. B.; CUSTHALL, N. H. e KLINGER, G. F. Agricultural erosion indicated by 137 Cs redistribution. Soil and Science Society of American Journal, v.45, 1981. p. 1184 - 1190.

BUTLER, D. R. e HUBAND, N. D. S. Throughfall and stem-flow in wheat. Agricultural and Forest Meteorology, v.35 n.1-4, 1985. p. 329-338.

CAMARA, C. D. Critérios e identificadores para o monitoramento hidrológico de florestas plantadas. Escola de Engenharia, UFSC, São Carlos, 2004. 170p.

CÂMARA, C. D. Critérios e identificadores para o monitoramento hidrológico de florestas plantadas. Departamento de Engenharia, USP, São Carlos, 2004. 170p.

CARVALHO, E. J. M.; FIGUEIREDO, M. S.; COSTA, L. M. Comportamento físico-hídrico de um Podzólico Vermelho-Amarelo Câmbico fase Terraço sob diferentes sistemas de manejo. Rev. Bras. de Ciência do Solo, v.34, 1999. p. 257 - 265.

CATELANI, C. S.; BATISTA, G. T. e PEREIRA, W. F. Adequação do Uso da Terra em Função da Legislação Ambiental. XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Belo Horizonte-MG 2003. 559-566. p. (XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto).

CHAPONNIÈRE; A., G. B.; M., C. e ARESMOUK. Understanding hydrological processes with scarce data in a mountain environment. Hydrological Processes, v.9999, n.9999, 2007. p. n/a.

CEZAR, L. H. S. A horticultura do tomate e a organização do território de São José de Ubá - Noroeste Fluminense. Instituto de Ciências Humanas e Naturais -UFRJ., UFRJ, Rio de Janeiro, 2001. 92p.

CHAPLOT, V. Impact of DEM mesh size and soil map scale on SWAT runoff, sediment, and NO<sub>3</sub>-N loads predictions. Journal of Hydrology, v.312, n.1-4, 2005. p. 207-222.

CHAVES, H. M. L. Modelagem matemática da erosão hídrica: passado, presente e futuro. O solo nos grandes Domínios Morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentável. Viçosa/MG: Editora UFV1996.

CHEN, E. e MACKAY, D. S. Effects of distribution-based parameter aggregation on a spatially distributed agricultural nonpoint source pollution model. Journal of Hydrology, v.295, n.1-4, 2004. p. 211-224.

COUTINHO, L. F. N. e TRINDADE, P. B. C. B. Avaliação do desempenho do modelo SWAT na modelagem de Nitrogênio e Fósforo em condições Tropicais. Tecnologia em Saneamento Ambiental. CEFETES, Vitória, 2008. 94 p.

CHOI, I.; MUNSTER, C. L.; VICTOR, D. M.; WHITE, R. H.; STEWART, G. A. e RICHARDS, C. E. Calibration and validation of the SWAT model on a field-scale watershed for turfgrass sod establishment. Proceedings of the 3rd Conference on Watershed Management to Meet Water Quality Standards and Emerging TMDL 2005. 338-347 p. (Proceedings of the 3rd Conference on Watershed Management to Meet Water Quality Standards and Emerging TMDL)

CHORLEY, R. Geomorphology and general systems theory. Theoretical papers in the hydrologic and geomorphic sciences, v.1, 1962. p. 1 - 10.

CHU, T. W. e SHIRMOHAMMADI, A. Evaluation of the SWAT model's hydrology component in the Piedmont physiographic region of Maryland. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, v.47, n.4, 2004. p. 1057-1073.

CIVEROLO, K. L.; HOGREFE, C.; LYNN, B.; ROSENZWEIG, C.; GOLDBERG, R.; ROSENTHAL, J.; KNOWLTON, K. e KINNEY, P. L. Simulated effects of climate change on summertime nitrogen deposition in the eastern US. Atmospheric Environment, v.42, n.9, 2008. p. 2074-2082.

COCHRANE, T. A. e FLANAGAN, D. C. Assessing water erosion in small watersheds using WEPP with GIS and digital elevation models. Journal of Soil and Water Conservation, v.54, 1999. p. 678-685.

COCHRANE, T. A., FLANAGAN, D. C. Assessing water erosion in small watersheds using WEPP with GIS and digital elevation models. Journal of Soil and Water Conservation, v.54, n.4, 1999. p. 678-685.

COELHO NETO, A. L. Overlandflow production in a tropical rainforest catchment: the role of the litter cover. CATENA, v.14, n.3, 1987a. p. 213 - 231.

\_\_\_\_\_. Hidrologia de encosta na interface com a Geomorfologia. In: GUERRA, A. J. T. e CUNHA, S. B. (Ed.). Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos. Rio de Janeiro: Editora Edgard Blücher.1, 1995. p.93 - 148.

COGO, N. P.; EVIEN, R. e SCHUARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declividade e níveis de fertilidade do solo. Rev. Bras. de Ciência do Solo, v.27, 2003. p. 743 - 753.

CONAN, C.; DE MARSILY, G.; BOURAOUI, F. e BIDOGLIO, G. A long-term hydrological modelling of the Upper Guadiana river basin (Spain). Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, v.28, n.4-5, 2003. p. 193-200.

CONFESOR JR, R. B. e WHITTAKER, G. Sensitivity analysis and interdependence of the SWAT model parameters. 2007 ASABE Annual International Meeting, Technical Papers 2007a. p. (2007 ASABE Annual International Meeting, Technical Papers)

CONFESOR JR, R. B. e WHITTAKER, G. W. Automatic calibration of hydrologic models with multi-objective evolutionary algorithm and Pareto optimization. Journal of the American Water Resources Association, v.43, n.4, 2007b. p. 981-989.

CONNOLLY, R. D.; CIESIOLKA, C. A. A.; SILBURN, D. M. e CARROLL, C. Distributed parameter hydrology model (Answers) applied to a range of catchment scales using rainfall simulator data. IV Evaluating pasture catchment hydrology. Journal of Hydrology, v.201, n.1-4, 1997. p. 311-328.

COOK, H. L. The infiltration approach to the calculation of surface runoff. Trans. Am. Geophys, v.27, 1946. p. 726 - 743.

CORRÊA, A. A. Degradação dos recursos naturais brasileiros. Cadernos de Geociências, v.14, 1995. p. 73 - 82.

CORRÊA, J. C. Efeito de sistemas de cultivo na estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho-Amarelo em Querência, MT. Pesq. Agropec. Bras., v.37, 1999. p. 203 - 209.

COTTER, A. S.; CHAUBEY, I.; COSTELLO, T. A.; SOERENS, T. S. e NELSON, M. A. Water quality model output uncertainty as affected by spatial resolution of input data. Journal of the American Water Resources Association, v.39, n.4, 2003. p. 977-986.

CRISTOFOLETTI, A. Análise de sistemas em Geografia. São Paulo 1979. 106 p.

\_\_\_\_\_. Geomorfologia. São Paulo: Editora Edgard Blücher, 1980. 188 p.

\_\_\_\_\_. Geomorfologia Fluvial. São Paulo: Editora Edgard Blücher, v.1. 1981. 149p p.

\_\_\_\_\_. Modelagem de sistemas ambientais. São Paulo: Edgard Blücher, 1999. 236 p.

DANTAS, M. E. Geomorfologia do Estado do Rio de Janeiro - Texto explicativo do mapa Geomorfológico do Estado do Rio de Janeiro na Escala 1:50.000. CPRM/DRM. 60 p. 2000.

\_\_\_\_\_. Mapa de favorabilidade hidrogeológica do Rio de Janeiro. CPRM/DRM. 12001.

DI LUZIO, M., R. SRINIVASAN, *et al.* ArcView interface for SWAT2000 - User's Guide. Temple, Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station.: 337 p. 2001.

DI LUZIO, M. e ARNOLD, J. G. Formulation of a hybrid calibration approach for a physically based distributed model with NEXRAD data input. Journal of Hydrology, v.298, n.1-4, 2004. p. 136-154.

DI LUZIO, M.; ARNOLD, J. G.;SRINIVASAN, R. Integration of SSURGO maps and soil parameters within a geographic information system and nonpoint source pollution model system. Journal of Soil and Water Conservation, v.59, n.4, 2004. p. 123-133.

\_\_\_\_\_. Effect of GIS data quality on small watershed stream flow and sediment simulations. Hydrological Processes, v.19, n.3, 2005. p. 629-650.

DI LUZIO, M.; SRINIVASAN, R.;ARNOLD, J. G. Integrated user interface for SWAT using ArcView and AVENUE. Paper - American Society of Agricultural Engineers. Minneapolis, MN, USA: ASAE, 1997. p. (Paper - American Society of Agricultural Engineers)

\_\_\_\_\_. Integration of watershed tools and SWAT model into BASINS. Journal of the American Water Resources Association, v.38, n.4, 2002. p. 1127-1141.

\_\_\_\_\_. A GIS-coupled hydrological model system for the watershed assessment of agricultural nonpoint and point sources of pollution. Transactions in GIS, v.8, n.1, 2004. p. 113-136.

DRM. Mapeamento da bacia hidrográfica do rio São Domingos. PRELIMINAR, D. D. R. M. D. E. D. R. D. J. V., 12004.

DUNE, T. e LEOPOLD, L. B. Water: in environmental planning. United State of America 1978. 818 p.

EL-NASR, A. A.; ARNOLD, J. G. e BERLAMONT, J. F. J. Modelling the hydrology of a catchment using a distributed and a semi-distributed model. Hydrological Processes, v.19, n.3, 2005. p. 573-587.

ECKHARDT, K.; HAVERKAMP, S.; FOHRER, N.; FREDE, H. G. SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, v.27, n.9-10, 2002a. p. 641-644.

\_\_\_\_\_. SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments. Physics and Chemistry of the Earth, v.27, n.9-10, 2002b. p. 641-644.

EMBRAPA, E. B. D. P. A.-. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro v.1. 1997. 212 p.

\_\_\_\_\_. Sistema brasileiro de classificação de solo. Rio de Janeiro v.1. 1999. 412 p.

EVANS, R. Mechanics of water erosion and their spatial and temporal controls: an empirical viewpoint. In: KIRKBY, M. J. e MORGAN, R. P. C. (Ed.). Soil Erosion. 1980. p.109 - 129.

FAVIS-MORTLOCK, D. T. e GUERRA, A. J. T. The implications of general circulation model estimates of rainfall for future erosion: a case study from Brazil. CATENA, v.37, n.3-4, 1999. p. 329-354.

FERREIRA, L. G.; FERREIRA, N. C. e IGLIORI, D. Sistema de reserva legal extra-propriedade em Goiás: análise de custos e benefícios econômicos e ambientais à escala da paisagem. Boletim Goiano de Geografia, v.27, 2007. p. 11 - 47.

FEYEREISEN, G. W.; STRICKLAND, T. C.; BOSCH, D. D. e SULLIVAN, D. G. Evaluation of SWAT manual calibration and input parameter sensitivity in the little river watershed. Transactions of the ASABE, v.50, n.3, 2007. p. 843-855.

FIDALGO, E. C. C. e ABREU, M. B. Uso de imagens áster para o mapeamento do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio São Domingos, RJ. . Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Goiânia 2005. 3747 – 34753 p. (Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto.).

FITZHUGH, T. W. e MACKAY, D. S. Impacts of input parameter spatial aggregation on an agricultural nonpoint source pollution model. Journal of Hydrology, v.236, n.1-2, 2000. p. 35-53.

FLACH, K. W. e LAFLEN, J. M. New research directions in agricultural hydrology and erosion. 1989. p.

FOHRER, N.; HAVERKAMP, S.; ECKHARDT, K. e FREDE, H. G. Hydrologic Response to land use changes on the catchment scale. Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere, v.26, n.7-8, 2001. p. 577-582.

FOHRER, N.; MÖLLER, D. e STEINER, N. An interdisciplinary modelling approach to evaluate the effects of land use change. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, v.27, n.9-10, 2002. p. 655-662.

FOSTER, G. R. Soil erosion research methods. In: LAL, R. (Ed.). Modeling soil erosion and sediment yield. 1988.

FRANCO, F. S.; COUTO, L.; CARVALHO, A. F.; JUCKSCH, I.; FERNANDES FILHO, E. I. F.; SILVA, E. e NETO, J. A. A. M. Quantificação de erosão em sistemas agroflorestais e convencionais na Zona da Mata de Minas Gerais. R. Árvore, v. n.6. 26, 2002. p. 751-760.

FUJIEDA, M.; KUDOH, T.; DE CICCIO, V.; DE CALVARCHO, J. L. Hydrological processes at two subtropical forest catchments: the Serra do Mar, São Paulo, Brazil. Journal of Hydrology, v.196 n.1-4, 1997. p. 26-46.

GALBIATI, L.; BOURAOU, F.; ELORZA, F. J. e BIDOGLIO, G. Modeling diffuse pollution loading into a Mediterranean lagoon: Development and application of an integrated surface-subsurface model tool. Ecological Modelling, v.193, n.1-2, 2006. p. 4-18.

GALE, S. J. e HAWORTH, R. J. Catchment-wide soil loss from pre-agricultural times to the present: transport- and supply-limitation of erosion. Geomorphology, v.68, n.3-4, 2005. p. 314-333.

GARBRECHT, J. e MARTZ, L. Digital elevation model issues in water resources modeling. In: MAIDMENT, D. e DJOKIC, D. (Ed.). Hydrologic and hydraulic: modelling support. New York 2000. p.1 -27.

GERDENITS, A.; AFFONSO, A. e STECH, M. L. Cenários de ocupação do solo fundamentados no Código Florestal Brasileiro em um fragmento contínuo de Mata Atlântica localizado na divisa estadual de Minas Gerais e São Paulo mediante aplicação de técnicas de geoprocessamento. XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Florianópolis 2007. 2673 - 2680 p. (XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto)

GOLLAMUDI, A.; MADRAMOOTOO, C. A. e ENRIGHT, P. Water quality modeling of two agricultural fields in southern Quebec using SWAT. Transactions of the ASABE, v.50, n.6, 2007. p. 1973-1980.

GONÇALVES, A. O.; FIDALGO, E. C. C.; BASTOS, C. L. e ABREU, M. B. Caracterização climática da bacia do rio São Domingos. Anais do Workshop de integração de informações obtidas no âmbito do projeto Prodetab Aquíferos - Embrapa solos. Rio de Janeiro: CD, 2006. p. (Anais do Workshop de integração de informações obtidas no âmbito do projeto Prodetab Aquíferos - Embrapa solos.).

GOODCHILD, M. F. The state of GIS for environmental problem-solving. In: GOODCHILD, M. F. P.; PARKS, B. O. e STAYAERT, L. T. (Ed.). Environmental modeling with GIS. New York: Oxford University Press, 1993. p.6 -15.

GOSAIN, A. K.; RAO, S.; SRINIVASAN, R. e GOPAL REDDY, N. Return-flow assessment for irrigation command in the Palleru river basin using SWAT model. Hydrological Processes, v.19, n.3, 2005. p. 673-682.

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

GUERRA, A. J. T. Processos erosivos nas encostas. In: GUERRA, A. J. T. e CUNHA, S. B. (Ed.). Geomorfologia: Uma atualização de bases e conceitos. Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Bertrand, 1995. p.149 - 210.

GREEN, C. H. e VAN GRIENSVEN, A. Autocalibration in hydrologic modeling: Using SWAT2005 in small-scale watersheds. Environmental Modelling and Software, v.23, n.4, 2008. p. 422-434.

GRIZZETTI, B.; BOURAOU, F.; DE MARSILY, G. e BIDOGLIO, G. A statistical method for source apportionment of riverine nitrogen loads. Journal of Hydrology, v.304, n.1-4, 2005. p. 302-315.

GROSSI, C. H. Sistema de informação geográfica - Basins 3.0 na modelagem hidrológica do rio Pardo, SP. Ciências Agrônômicas, UNESP, Botucatu, 2003. 102p.

HADLEY, R. F.; LAL, R.; ONSTAND, C. A.; WALLING, D. E. e YAIR, A. Recent development in erosion and sediment yield studies. Paris: Uited Nations Educacional Scientific and cultural Orgqanization - Unesco, 1985. 127 p.

HADLEY, R. F.; LAL, R.; ONSTAND, C. A.; WALLING, D. E.;YAIR, A. Recent development in erosion and sediment yield studies. Paris/França 1985. 127 p.

HAGGETT, P. e CHORLEY, R. J. Modelos, paradigmas e a nova Geografia. In: CHORLEY, R. J. e HAGGET, P. (Ed.). Modelos físicos e de informação em Geografia. Rio de Janeiro: Ed. Livros Técnicos e científicos, 1975. p.1- 19. .

HARVEY, D. Explanation in Gegraphy. London 1975. 189 p.

HE, H.; ZHOU, J. e ZHANG, W. Modelling the impacts of environmental changes on hydrological regimes in the Hei River Watershed, China. Global and Planetary Change, v.61, n.3-4, 2008. p. 175-193.

HEILBRON, M. D. B. P.; NOGUEIRA, J. R.; ALMEIDA, J. C. H.; TUPINAMBÁ, M.; GERALDES, M. C.; GUIA, C.; MIRANDA, A. W. A.; SILVA FILHO, R. S.; MEDEIROS,

F. F. F. e MANSUR, K. Geologia da bacia do rio São Domingos, São José de Ubá, Rio de Janeiro. Boletim de Resumos do 9º Simpósio de Geologia do Sudeste - (SBG). Niterói - RJ 2005. 118 p. (Boletim de Resumos do 9º Simpósio de Geologia do Sudeste - (SBG)).

HILLEL, D. Introduction to soil physics. New York 1982. 364 p.

HOLVOET, K.; VAN GRIENSVEN, A.; GEVAERT, V.; SEUNTJENS, P. e VANROLLEGHEM, P. A. Modifications to the SWAT code for modelling direct pesticide losses. Environmental Modelling & Software, v.23, n.1, 2008. p. 72-81.

HOLVOET, K.; VAN GRIENSVEN, A.; SEUNTJENS, P. e VANROLLEGHEM, P. A. Sensitivity analysis for hydrology and pesticide supply towards the river in SWAT. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, v.30, n.8-10, 2005. p. 518-526.

HORTON, R. The role of infiltration in the hydrological cycle. Trans. Am. Geophys, v.14, 1933. p. 446 - 460

\_\_\_\_\_. Erosional development of streams and their drainage basin: hydrophysical approach to quantitative morphology. Bulletin of the Geological Society of America, v.56, 1945. p. 273 - 370.

HOWITT, A.; CLEMENT, S.; DE LUSIGNAN, S.; THIRU, K.; GOODWIN, D. e WELLS, S. An evaluation of general practice websites in the UK. Family Practice, v.19, n.5, 2002. p. 547-556.

HUISMAN, J. A.; BREUER, L. e FREDE, H. G. Sensitivity of simulated hydrological fluxes towards changes in soil properties in response to land use change. Physics and Chemistry of the Earth, v.29, n.11-12 SPEC. ISS., 2004. p. 749-758.

IMMERZEEL, W. W.; GAUR, A. e ZWART, S. J. Integrating remote sensing and a process-based hydrological model to evaluate water use and productivity in a south Indian catchment. Agricultural Water Management, v.95, n.1, 2008. p. 11-24.

JAYAKRISHNAN, R.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G. e DYKE, P. T. Hydrologic modeling of Sondu river basin in Kenya using SWAT. 2000 ASAE Annual International Meeting, Technical Papers: Engineering Solutions for a New Century 2000. 5437-5451 p. (2000 ASAE Annual International Meeting, Technical Papers: Engineering Solutions for a New Century).

JHA, M.; GASSMAN, P. W.; SECCHI, S.; GU, R. e ARNOLD, J. Effect of watershed subdivision on swat flow, sediment, and nutrient predictions. Journal of the American Water Resources Association, v.40, n.3, 2004. p. 811-825.

JONES, C.; SULTAN, M.; YAN, E.; MILEWSKI, A.; HUSSEIN, M.; AL-DOUSARI, A.; AL-KAISY, S. e BECKER, R. Hydrologic impacts of engineering projects on the Tigris-Euphrates system and its marshlands. Journal of Hydrology, v.353, n.1-2, 2008. p. 59-75.

JONG, E.; BEGG, C. B. M. e KACHANOSKI, R. G. Estimates of soil erosion and deposition for some Saskatchewan soils. Canadian Geotechnical Journal, v.63, 1981. p. 607 - 617.

JÚNIOR, M. C. S. Comparação entre matas de galeria no Distrito Federal e a efetividade do Código Florestal na proteção de sua biodiversidade arbórea. Acta bot. bras., v.15 n. , 2001. p. 139 - 146

KALIN, L.; GOVINDARAJU, R. S. e HANTUSH, M. M. Effect of geomorphologic resolution on modeling of runoff hydrograph and sedimentograph over small watersheds. Journal of Hydrology, v.276, n.1-4, 2003. p. 89-111.

KANNAN, N.; WHITE, S. M. e WHELAN, M. J. Predicting diffuse-source transfers of surfactants to surface waters using SWAT. Chemosphere, v.66, n.7, 2007. p. 1336-1345.

KIM, P. S.; SRIVASTAVA, P.; ZHANG, Y.; YOO, K. H. e KIM, S. J. Uncertainty analysis of SWAT model parameters using Monte Carlo technique and ensemble flow simulations. 2007 ASABE Annual International Meeting, Technical Papers 2007. p. (2007 ASABE Annual International Meeting, Technical Papers)

KING, K. W.; ARNOLD, J. G. e BINGNER, R. L. Comparison of Green-Ampt and curve number methods on Goodwin Creek Watershed using SWAT. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, v.42, n.4, 1999. p. 919-925.

KIRKBY, M. J. Models in physical geography. In: CLARK, E. A. E. (Ed.). Horizons in Physical Geography. Models in physical geography. 1987. p.47 - 61.

KRAMER, L. A. e MEYER, L. D. Small amount of surface mulch reduces soil erosion and runoff velocity. Trans. ASAE, v.12, 1969. p. 638 - 641.

KNISEL, W. G. CREAMS: a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. 1980. p.

KROL, M.; JAEGER, A.; BRONSTERT, A.; GUNTNER, A. Integrated modelling of climate, water, soil, agricultural and socio-economic processes: A general introduction of the methodology and some exemplary results from the semi-arid north-east of Brazil. Journal of Hydrology, v.328 n.3-4, n. , 2006. p. 417-431.

KRYSANOVA, V.; MÜLLER-WOHLFEIL, D.-I. e BECKER, A. Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. Ecological Modelling, v.106, n.2-3, 1998. p. 261-289.

LAL, R. Effects of slope length on soil loss from Alfisols ins Western Nigéria. Geoderma, 1983. p.

\_\_\_\_\_. Soil erosion in the Tropics: principles and management. New York: Mc. Braw-Hill (Encyclopedia) 1990.

LARSON, W. E.; LINDSTROME, M. J. e CSHUMACHER, T. E. The role of severe storms in soil erosion: a problem needing consideration. Journal of Soil and Water Conservation, v.52, 1997. p. 90 - 95.

LAURENT, F.; RUELLAND, D. e CHAPDELAIN, M. The effectiveness of changes in agricultural practices on water quality as simulated by the SWAT model. Simulation de l'effet

de changements de pratiques agricoles sur la qualite? des eaux avec le mode?le SWAT, v.20, n.4, 2007. p. 395-408.

LAYCOCK, A.; SWAYNE, C. e MARQUES, J. E. J. Pehur high-level canal, NWFP, Pakistan. Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Water Management, v.158, n.3, 2005. p. 93-102.

LEMOS, R. C. e SANTOS, R. D. Manual de descrição e coleta de solo no campo. Campinas/SP 1986. 83 p.

LENHART, T.; ECKHARDT, K.; FOHRER, N. e FREDE, H. G. Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. Physics and Chemistry of the Earth, v.27, n.9-10, 2002. p. 645-654.

LEONARD, R. A.; W.G, K. e STILL, D. A. GLEAMS: Groundwater loading effects of agricultural management systems. Trans. ASAE, v.v.30, 1987. p. 1403-1418.

LI, S.; SUN, B.; ZENG, Z. e ZHAO, Q. Distributed modeling of nutrient transport in basin with support of remote sensing and geography information system. Chinese Journal of Applied Ecology, v.15, n.2, 2004. p. 278-282.

LLORENS, P.; POCH, R.; LATRON, J. e GALLART, F. Rainfall interception by a Pinus sylvestris forest patch overgrown in a Mediterranean mountainous abandoned area I: Monitoring design and results down to the event scale. Journal of Hydrology v.199 n.3-4, 1997. p. 331-345.

LOCKWOOD, P. A.; COOK, J. A.; EWY, W. E. e MANDEMA, J. W. The Use of Clinical Trial Simulation to Support Dose Selection: Application to Development of a New Treatment for Chronic Neuropathic Pain. Pharmaceutical Research, v.20, n.11, 2003. p. 1752-1759.

LUK, S. H. Effect of soil properties on erosion by wash and splash. Earth Surface processes, v.4, 1979. p. 241 - 255.

MACEDO, J. R.; FILHO, T. B. O.; BRITO, F. S., OTTONI, M. V.; BHERING, S. B.; PEREIRA, N. R. e PALMIERI, L. H. Contribuição ao sistema brasileiro de classificação de solos com a inclusão da nomenclatura físico-hídrica nos 5 e 6 níveis categóricos. Anais do IV Workshop do projeto gestão participativa da sub-bacia do rio São Domingos/RJ - Geparmbh. Rio de Janeiro 2005. p. (Anais do IV Workshop do projeto gestão participativa da sub-bacia do rio São Domingos/RJ - Geparmbh).

MACHADO, R. E. Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. Escola superior de Agricultura Luiz de Queiroz, ESALQ, São Paulo, 2002. 152p.

MAFRA, N. M. C. Erosão e planificação de uso de solo. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S. e BOTELHO, R. G. M. (Ed.). Erosão e conservação dos solos. Rio de Janeiro: Editora Bertrand Brasil, 1999. p.301 –322. .

MAIA, J. S. A. e VALERIANO, D. M. Transgressão do Código Florestal no Município de Piquete-SP. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Foz do Iguaçu. 2001. 611-616 p. (Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto).

MANSUR, K. L.; MARTINS, A. M.; MEDEIROS, F.; VIEIRA, H.; GOMES, L. C. e SILVEIRA, M. L. Estágio atual do conhecimento sobre a dinâmica da água subterrânea com base no monitoramento piezométrico e na geologia da bacia do Rio São Domingos. Workshop de interação de informações obtidas no âmbito do projeto Prodetaq Aquíferos. Rio de Janeiro 2006. p. (Workshop de interação de informações obtidas no âmbito do projeto Prodetaq Aquíferos).

MARCHIORO, E. e BARROSO, G. F. Avaliação de sólidos transportados, parâmetros da morfometria e solos de seções fluviais do córrego Naia-assú (Reserva Biológica de Duas Bocas - ES). Cadernos de Pesquisa da UFES, 1998. p. 185 - 195.

MARQUES, J. A. N.; MONNA, F.; DA SILVA FILHO, E. V.; FERNEX, F. E. e FERNANDO LAMEGO SIMÕES FILHO, F. Apparent discrepancy in contamination history of a sub-tropical estuary evaluated through 210Pb profile and chronostratigraphical markers. Marine Pollution Bulletin, v.52, n.5, 2006. p. 532-539.

MASKI, D.; MANKIN, K. R.; JANSSEN, K. A. e TUPPAD, P. Sensitivity analysis of SWAT nutrient modeling under different management practices. 2007 ASABE Annual International Meeting, Technical Papers 2007. p. (2007 ASABE Annual International Meeting, Technical Papers)

MCCOY, C. A.; CORBETT, D. R.; CABLE, J. E. e SPRUILL, R. K. Hydrogeological characterization of southeast coastal plain aquifers and groundwater discharge to Onslow Bay, North Carolina (USA). Journal of Hydrology, v.339, n.3-4, 2007. p. 159-171.

MELLOTT, L. E.; BERRY, M. W.; COMISKEY, E. J. e GROSS, L. J. The design and implementation of an individual-based predator-prey model for a distributed computing environment. Simulation Practice and Theory, v.7, 1999. p. 47-70.

MENDES, C. A. B. Planejamento nacional dos recursos hídricos baseado no uso de técnicas de geoprocessamento. [WWW.IICA.ORG.BR](http://WWW.IICA.ORG.BR). 1997.

MENEZES, J. M. Hidrogeoquímica da bacia hidrográfica do rio São Domingos – São José de Ubá/RJ. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-graduação em Geologia Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005. 181p.

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

MINGBIN HUANG, J.; GALLICHAND, A.; WANG, Z. e GOULET, M. A modification to the Soil Conservation Service curve number method for steep slopes in the Loess Plateau of China. Hydrological Processes, v.20, n.3, 2006. p. 579-589.

MINGBIN HUANG, J. G. C. D. Z. W. M. S. Use of soil moisture data and curve number method for estimating runoff in the Loess Plateau of China. Hydrological Processes, v.21, n.11, 2007. p. 1471-1481.

MINOTTI, R. T. Abordagens qualitativas e quantitativas de micro-bacias hidrográficas e áreas alagáveis do médio Mogi-superior/SP. Escola de Engenharia de São Paulo, USP, São Carlos, 2006. 231p.

MIRANDA, J. C. Interceptação das chuvas pela vegetação florestal e serrapilheiras nas encostas do Maciço da Tijuca: Parque Nacional da Tijuca, RJ. Departamento de Geografia/Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ., Rio de Janeiro, 1992. 100p.

MISHRA, A.; FROEBRICH, J. e GASSMAN, P. W. Evaluation of the SWAT model for assessing sediment control structures in a small watershed in india. Transactions of the ASABE, v.50, n.2, 2007. p. 469-477.

MONTAGNINI, F. Sistemas agroflorestales: principios y aplicaciones en los tropicos. n.San José, 1992. p. 622.

MORAES, M. F. Estimativa do balanço hídrico na bacia experimental/Representativa de Santa Maria/Cambiocó - Município de São José de Ubá - RJ. Departamento de Engenharia Civil., Univ. Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007. 233p.

MORGAN, R. P. C. Topics in applied geography. New York 1980. 113 p.

MORO, M. A utilização da interface SWAT-SIG no estudo de produção de sedimentos e de volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos. Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade de São Paulo, Piracicaba/SP, 2005. 100p.

MOURA, N. N. Percepção de risco do uso de agrotóxicos: o caso dos produtores de São José de Ubá/RJ. Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade., UFRRJ, Rio de Janeiro, 2005. 92p.

MULETA, M. K. e NICKLOW, J. W. Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model. Journal of Hydrology, v.306, n.1-4, 2005. p. 127-145.

MURAKAMI, S.; TSUBOYAMA, Y.; SHIMIZU, T.; FUJIEDA, M. e NOGUCHI, S. Variation of evapotranspiration with stand age and climate in a small Japanese forested catchment. Journal of Hydrology, v.227, n.1-4, 2000. p. 114-127.

NASCIMENTO, M. C.; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. Á. S. e SILVA, E. Uso do geoprocessamento na identificação de conflito de uso da terra em áreas de preservação permanente na bacia hidrográfica do rio Alegre, Espírito Santo. Ciência Florestal, v.15, 2005. p. 207 - 220.

NEARING, M. A.; LIU, B. Y.; RISSE, L. M. e ZHANG, X. Curve numbers and Green-Ampt effective hydraulic conductivities. Journal of the American Water Resources Association, v.32, n.1, 1996. p. 125-135.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. R.; WILLIAMS, J. R. e KING, K. W. Soil and water assessment tool: theoretical documentation. TEMPLE: BLACKLAND RESEARCH CENTER, T. A. E. S. T.: Texas: 308 p. 2002.

NEITSCH, S. S.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R. e WILLIAMS, J. J. Soil and water assessment tool: theoretical documentation - version 2005. SERVICE., G.-S. A. W. R. L.-A. R. Texas - USA: 525 p. 2005.

NUNES, J. P.; VIEIRA, G. N.; SEIXAS, J.; GONÇALVES, P. e CARVALHAIS, N. Evaluating the MEFIDIS model for runoff and soil erosion prediction during rainfall events. CATENA, v.61, n.2-3, 2005. p. 210-228.

OLIVEIRA, M. Q. C.; OLIVEIRA, R. C.; MEDEIROS, Y. D. P. Hydrologic modeling of a semi-arid Region in Brazil. 3rd International SWAT Conference Zurich - Alemanha 2005.

OLIVIERI, G.; ZIMMERMANN, E.; RANDRIANAMBININA, B.; RASOLOHARIJAONA, S.; RAKOTONDRAVONY, D.; GUSCHANSKI, K. e RADESPIEL, U. The ever-increasing diversity in mouse lemurs: Three new species in north and northwestern Madagascar. Molecular Phylogenetics and Evolution, v.43, n.1, 2007. p. 309-327.

OTTONI, M. V. Classificação físico-hídrica de solos e determinação da capacidade de campo in situ a partir de testes de infiltração. COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005. 141p.

PARAJULI, P. B.; MANKIN, K. R.; BARNES, P. L. e GREEN, C. H. Fecal bacteria source characterization and sensitivity analysis of SWAT 2005. 2007 ASABE Annual International Meeting, Technical Papers 2007. p. (2007 ASABE Annual International Meeting, Technical Papers)

PEROTTO, M. A. A Influência da Legislação Ambiental no Uso e Conservação da Bacia Hidrográfica do Rio Maquiné (RS), no Período de 1964 a 2004. UFSC, Florianópolis, 2007. 134p.

PETERSON, J. R. e HAMLETT, J. M. Hydrologic calibration of the SWAT model in a watershed containing fragipã soils and wetlands. Paper - American Society of Agricultural Engineers 1997. p. (Paper - American Society of Agricultural Engineers)

PIZARRO, R.; ARAYA, S.; JORDÁN, C.; FARIAS, C.; FLORES, J. P. e BRO, P. B. The effects of changes in vegetative cover on river flows in the Purapel river basin of central Chile. Journal of Hydrology, v.327, n.1-2, 2006. p. 249-257.

PRADO, R. B.; MACEDO, J. R.; PEREZ, D.; ORTEGA, A. G.; MARINHO, A. G.; CARVALHO, B. A. e RANGEL, M. C. Monitoramento de indicadores de qualidade da água como subsídio à gestão de recursos hídricos em microbacias. Workshop de integração de informações obtidas no âmbito do projeto Prodetaq Aquíferos. Rio de Janeiro 2006. p. (Workshop de integração de informações obtidas no âmbito do projeto Prodetaq Aquíferos).

QIU, Z. e PRATO, T. Economic evaluation of riparian buffers in an agricultural watershed. Journal of the American Water Resources Association, v.34, n.4, 1998. p. 877-890.

QUADRO, M. F. L. Estudo de episódios de zonas de convergência do Atlântico Sul (Zcas) sobre a América do Sul. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais São José dos Campos/SP, 1994. 97p.

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

RAO, N. H. Field test of a simple soil-water balance model for irrigated areas. Journal of Hydrology, v.91, n.1-2, 1987. p. 179-186.

RAWLS, W. J. e FOSTER, G. R. USDA-WATER EROSION PREDICTION PROJECT (WEPP) 1987. 702-707 p.

REIS, A. P. e MANSUR, K. L. Sinopse Geológica do Estado do Rio de Janeiro na escala 1:400.000. Niterói/RJ 1995.

RIBEIRO, C. A. A. S.; SOARES, V. P.; OLIVEIRA, A. M. S. e GLERIANI, J. M. O desafio da delimitação de áreas de preservação permanente. R. Árvore, v.29, 2005. p. 203-212.

ROSENTHAL, W. D.; SRINIVASAN, R. e ARNOLD, J. G. Alternative river management using a linked GIS-hydrology model. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, v.38, n.3, 1995. p. 783-790.

SALEH, A.; ARNOLD, J. G.; GASSMAN, P. W.; HAUCK, L. M.; ROSENTHAL, W. D.; WILLIAMS, J. R. e MCFARLAND, A. M. S. Application of SWAT for the Upper North Bosque River Watershed. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, v.43, n.5, 2000. p. 1077-1087.

SALVETTI, R.; ACUTIS, M.; AZZELLINO, A.; CARPANI, M.; GIUPPONI, C.; PARATI, P.; VALE, M. e VISMARA, R. Modelling the point and non-point nitrogen loads to the Venice Lagoon (Italy): the application of water quality models to the Dese-Zero basin. Desalination, v.226, n.1-3, 2008. p. 81-88.

SAMMONS, N. e NEITSCH, S. L. Until interface for SWAT2000 - User guide. SERVICE, G. U. A. R.: 14 p. 2000.

SANTHI, C.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G. e WILLIAMS, J. R. A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in a watershed in Texas. Environmental Modelling & Software, v.21, n.8, 2006. p. 1141-1157.

SECCO, D., DA ROS, C. O., SECCO, J. K., FIORIN, J. E. Atributos físicos e produtividade de culturas em um Latossolo Vermelho Argiloso sob diferentes sistemas de manejo. Rev. Bras. de Ciência do Solo., v.29, 1999. p. 407 - 414.

SHARPLEY, A. N. e WILLIAMS, J. R. EPIC - Erosion Productivity Impact Calculator, 1. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service Tech. Bull. U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE, A. R. S., TECH. BULL. 1990.

SILVA, V. R., REICHERT, J. M., REINERT, D. J. Variação na temperatura do solo em três sistemas de manejo na cultura de feijão. Rev. Bras. de Ciência do Solo., v.30, 1996. p. 391 - 399.

SILVA, L. P.; MORAES, M. F.; FILHO, T. O.; SILVA, R. C. V. Bacia experimental rural de Santa Maria/Cambiocó. Anais do IV Workshop do projeto gestão participativa da sub-bacia do rio São Domingos/RJ - Geparmbh. Rio de Janeiro 2005a. p. (Anais do IV Workshop do projeto gestão participativa da sub-bacia do rio São Domingos/RJ - Geparmbh)

SILVEIRA, A. L. L. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. E. M. (Ed.). Hidrologia: ciência e aplicação. Porto Alegre/Rio Grande do Sul: UFRGS, v.1, 2004 p.35 - 52.

SINGH, V. P. Computer models of watershed hydrology. Water Resources Publications, 1995. p.

SMITH, D. D. Interpretation of soil conservation data for field use. Agricultural Engineering., v.22, n. , 1941. p. 173 - 175.

SOUZA, A. P. Monitoramento da erosão de solos durante eventos pluviométricos: subsídio à compreensão dos processos erosivos em ambiente agrícola serrano. Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003. 114p.

SRINIVASAN, M. S. e ARNOLD, J. G. Integration of basin-scale water quality model with GIS. Water Resour. Bull., v.30 (3), 1994. p. 453 - 462.

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

SRINIVASAN, R.; RAMANARAYANAN, T.; ARNOLD, J. e BEDNARZ, S. Simulation of hydrology and erosion in a Texas watershed using SWAT. IAHS-AISH Publication, n.253, 1998. p. 175-183.

STAYAERT, L. T. A perspective on the state of environmental simulation modeling. In: GOODCHILD, M. F.; PARKS, B. O. e STAYAERT, L. T. (Ed.). Environmental modelling with Gis. New York: Oxford Press Press, 1993. p.15 -30.

STENROD, M.; HEGGEN, H. E.; BOLLI, R. I. e EKLO, O. M. Testing and comparison of three pesticide risk indicator models under Norwegian conditions-A case study in the Skuterud and Heiabekken catchments. Agriculture, Ecosystems and Environment, v.123, n.1-3, 2008. p. 15-29.

STONE, L. F. e SILVEIRA, P. M. Efeitos do sistema de preparo na compactação do solo, disponibilidade hídrica e comportamento do feijoeiro. Rev. Bras. de Ciência do Solo, v.34, n. , 1999. p. 83 - 91.

STORE, R. e JOKIMAKI, J. A. GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modeling. Ecological Modelling, v.169 - n 1, 2003. p. 1-15.

SU, B.; WANG, J.; JIA, H.; CHENG, S.; YANG, Z.; WU, D. e SUN, F. Non-point source modeling system of the Miyun reservoir watershed. Qinghua Daxue Xuebao/Journal of Tsinghua University, v.46, n.3, 2006. p. 355-359.

SUGUIO, K. B., J. J. Ambientes fluviais. Florianópolis v.1. 1990. 183 p.

TORMENA, C. A. e ROLOFF, G. Dinâmica da resistência a penetração de raízes de um solo sob plantio direto. Rev. Bras. de Ciência do Solo, v.20, 1996. p. 333 - 339.

TORRES-BENITES, E.; MEJIA-SAENZ, E.; CORTES-BECERRA, J.; PALACIOS-VELEZ, E. e EXEBIO-GARCIA, A. Adaptation of a hydrological simulation model to the Rio Laja watershed, Guanajuato, Mexico. Adaptacion de un modelo de simulacion hidrológica a la cuenca del Rio Laja, Guanajuato, México, v.39, n.5, 2005. p. 481-490.

TOURINHO, L. A. M. O Código Florestal na pequena propriedade rural: um estudo de caso em três propriedades na microbacia do rio Miringüava. Programa de Pós-graduação em Geografia UFPR, Paraná, 2005. 82p.

TRENTINI, E. C. Agricultura "criminoso": atividades agrícolas avaliadas á luz do Código Florestal Brasileiro de 1965. Programa de Pós-graduação em Agroecossistemas, UFSC, Florianópolis, 2004. 123p.

TRINDADE NEVES, E. Curso de Hidráulica. Porto Alegre 1979. 164 p.

TRIPATHI, M. P.; PANDA, R. K.; RAGHUWANSHI, N. S. e SINGH, R. Hydrological modelling of a small watershed using generated rainfall in the soil and water assessment tool model. Hydrological Processes, v.18, n.10, 2004. p. 1811-1821.

TUCCI, C. E. M. Modelos hidrológicos. Porto Alegre/RS v.1. 2005a.

\_\_\_\_\_. Modelos hidrológicos. Porto Alegre: Editora UFRGS, v.1. 2005b. 678 p.

VAN DER PUTTEN, W. H.; DE RUITER, P. C.; MARTIJN BEZEMER, T.; HARVEY, J. A.; WASSEN, M. e WOLTERS, V. Trophic interactions in a changing world. Basic and Applied Ecology, v.5, n.6, 2004. p. 487-494.

VAN GRIENSVEN, A. e MEIXNER, T. A global and efficient multi-objective auto-calibration and uncertainty estimation method for water quality catchment models. Journal of Hydroinformatics, v.9, n.4, 2007. p. 277-291.

VAN GRIENSVEN, A.; MEIXNER, T.; GRUNWALD, S.; BISHOP, T.; DILUZIO, M. e SRINIVASAN, R. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. Journal of Hydrology, v.324, n.1-4, 2006. p. 10-23.

VAN LIEW, M. W.; VEITH, T. L.; BOSCH, D. D. e ARNOLD, J. G. Suitability of SWAT for the conservation effects assessment project: Comparison on USDA agricultural research service watersheds. Journal of Hydrologic Engineering, v.12, n.2, 2007. p. 173-189.

VANDENBERGHE, V.; VAN GRIENSVEN, A. e BAUWENS, W. Sensitivity analysis and calibration of the parameters of ESWAT: Application to the River Dender. Water Science and Technology. 43: 295-300 p. 2001.

VANZELA, L. S. Qualidade de água para a irrigação na microbacia do córrego Três Barras no município de Marinópolis, SP. Faculdade de Ilha Solteira Univ. Est. Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Ilha Solteira, 2004. 91p.

VESTENA, L. R. e THOMAZ, E. L. Avaliação de conflitos entre áreas de preservação permanente associadas aos cursos fluviais e uso da terra na bacia do rio das Pedras, Guarapuava-PR. Ambiência, v.2, 2006. p. 73 - 85.

VIEIRA, C. Avaliação da interceptação hidrológica e o efeito da vinhaça em cana-de-açúcar. Faculdade de Engenharia de Limeira - Unicamp, Unicamp, Campinas, 1982. 124p.

VOLK, L. B. S., COGO, N. P., STRECK, E. V. Erosão Hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. Rev. Bras. de Ciência do Solo., v.28, 2004. p. 763 - 774.

VON STACKELBERG, N. O.; CHESCHEIR, G. M.; SKAGGS, R. W. e AMATYA, D. M. Simulation of the hydrologic effects of afforestation in the Tacuarembó River Basin, Uruguay. Transactions of the ASABE, v.50, n.2, 2007. p. 455-468.

WATTENBACH, M.; HATTERMANN, F.; WENG, R.; WECHSUNG, F.; KRYSANOVA, V. e BADECK, F. A simplified approach to implement forest eco-hydrological properties in regional hydrological modelling. Ecological Modelling, v.187, n.1, 2005. p. 40-59.

WILLIAMS, J. R. Sediment routing for agricultural watersheds. Water Resour. Bull., v.11 (5), 1975. p. 965 - 974.

\_\_\_\_\_. Chapter 25. The EPIC Model. Computer Models of Watershed Hydrology - Water Resources Publications, 1995. p. 909-1000.

WILLIAMS, J. R. e HANN, R. W. HYMO: a problem-oriented computer language for building hydrologic models. Water Resour. Res., v.8(1), 1972. p. 79-85.

WILLIAMS, J. R.; JONES, C. A. e DYKE, P. T. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. Trans. ASAE., v.27(1), 1984. p. 129-144.

WILLIAMS, J. R.; NICKS, A. D. e ARNOLD, J. G. Simulator for waters resources in rural basins. Journal Hydraulic Eng., v.111, 1985. p. 970 - 976.

WILXCOX, B. P.; SBAA, M.; BLACKBURN, W. H. e MILLIGAN, J. H. Runoff prediction from sagebrush rangelands using water erosion prediction project (WEPP) technology. Journal of Range Management, v.45, 1992. p. 470-475.

WISCHMEIER, W. H. relation of field-plot runoff to management and physical factors. Proc Soil Sci Soc Am, v.30, n.272 - 277, 1969. p.

WISCHMEIER, W. H. e SMITH, D. D. Predicting energy and its relationship to soil loss. TRANS. Am. Geohys. UNio, v.39, n.285 - 291, 1968. p.

\_\_\_\_\_. Predicting rainfall erosion losses: a guide planning. USDA. 537: 58. 1978 p. 1978.

WU, K. e JOHNSTON, C. A. Hydrologic response to climatic variability in a Great Lakes Watershed: A case study with the SWAT model. Journal of Hydrology, v.337, n.1-2, 2007. p. 187-199.

XU, Q. G.; LIU, H. L.; SHEN, Z. Y. e MAO, Y. M. Simulation of nonpoint source pollution load in Maoping River watershed. Huanjing Kexue/Environmental Science, v.27, n.11, 2006. p. 2176-2181.

XU, Q. G.; LIU, H. L.; SHEN, Z. Y. e XI, B. D. Effects of parameter spatial distribution on non-point pollution source model. Huanjing Kexue/Environmental Science, v.28, n.7, 2007. p. 1425-1429.

YIP, C. W.; CONNOLLY, A. J.; VANDEN BERK, D. E.; MA, Z.; FRIEMAN, J. A.; SUBBARAO, M.; SZALAY, A. S.; RICHARDS, G. T.; HALL, P. B.; SCHNEIDER, D. P.; HOPKINS, A. M.; TRUMP, J. e BRINKMANN, J. Spectral classification of quasars in the sloan digital sky survey: Eigenspectra, redshift, and luminosity effects. Astronomical Journal, v.128, n.6, 2004. p. 2603-2630.

YOUNG, R. A. e MUTCHLER, C. K. The role of rainfall impact in soil detachment and transport. Water Resources Research v.9, 1969. p. 16291 - 11639.

ZARONI, M. J. Estimativa da produção de sedimentos em bacias hidrográficas por meio do modelo de erosão USLE e do índice de transferência de sedimentos -SDR. Departamento de Geografia/Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006. 143p.

ZEHE, E.; MAURER, T.; IHRINGER, J. e PLATE, E. Modeling water flow and mass transport in a loess catchment. Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere, v.26, n.7-8, 2001. p. 487-507.

ZHANG, S. e LIU, M. Calculation and analysis of the non-point source pollution of Zhuganhe watershed. Shuili Fadian Xuebao/Journal of Hydroelectric Engineering, v.25, n.5, 2006. p. 51-57.

ZHANG, W. M. e MONTGOMERY, D. R. Digital elevation model grid size, landscape representation and hydrologic simulations. Water Resources Research, v.30 n.4 1994. p. 1019 - 1028.

ZHANG, X.; SRINIVASAN, R.; DEBELE, B. e HAO, F. Runoff simulation of the headwaters of the yellow river using the SWAT model with three snowmelt algorithms. Journal of the American Water Resources Association, v.44, n.1, 2008. p. 48-61.

ZHAO, W. Z.; XIAO, H. L.; LIU, Z. M.; LI, J. Soil degradation and restoration as affected by land use change in the semiarid Bashang area, northern China. CATENA, v.v.59, n.2, 2005. p. 173-186.

ZIMBONE, S. M.; VICKERS, A.; MORGAN, R. P. C. e VELLA, P. Field investigations of different techniques for measuring surface soil shear strength. Soil Technology, v.9, n.1-2, 1996. p. 101-111.

ZINGG, A. W. An analysis of degree and length of slope data as applied to terracing. Agricultural Engineering, v.21, 1940. p. 99 - 101.